

**Die Entwicklung von  
Wald-Biozönosen nach  
Sturmwurf**

*Fischer (Hrsg.)*

**WILEY-VCH**

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

Fischer (Hrsg.)

Die Entwicklung von Wald-Biozönosen  
nach Sturmwurf

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

Fischer (Hrsg.)

# Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf



WILEY-  
VCH

WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA

Alle Bücher von Wiley-VCH werden sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Autoren, Herausgeber und Verlag in keinem Fall, einschließlich des vorliegenden Werkes, für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen sowie für eventuelle Druckfehler irgendeine Haftung.

Herausgeber: Anton Fischer

Endredaktion: Florian Deisenhofer

Titelbild: Sturmwurffläche bei Langenau (nicht geräumt), Sommer 1991

Foto: H. Bellmann

#### **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

© 1999 WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieses Buches darf ohne schriftliche Genehmigung des Verlages in irgendeiner Form – durch Photokopie, Mikroverfilmung oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen oder übersetzt werden. Die Wiedergabe von Warenbezeichnungen, Handelsnamen oder sonstigen Kennzeichen in diesem Buch berechtigt nicht zu der Annahme, dass diese von jedermann frei benutzt werden dürfen. Vielmehr kann es sich auch dann um eingetragene Warenzeichen oder sonstige gesetzlich geschützte Kennzeichen handeln, wenn sie nicht eigens als solche markiert sind.

**ISBN** 978-3-527-32177-3

# Inhalt

<b>Vorwort</b> .....	<b>IX</b>
<b>1 Einführung</b> .....	<b>1</b>
<b>2 Abiotische Rahmenbedingungen</b> .....	<b>7</b>
<b>2.1 Lage und Rechtsstatus der Sturmwurfflächen</b> .....	<b>7</b>
2.1.1 Lage der Sturmwurfflächen, regionale und klimatische Einordnung .....	7
2.1.2 Geomorphologie und Geologie .....	9
2.1.3 Zur langfristigen rechtlichen Sicherung der un gelenkten Sukzession von Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg .....	11
Zusammenfassung .....	12
<b>2.2 Geoökologische Parameter</b> .....	<b>13</b>
2.2.1 Vorbemerkung .....	13
2.2.2 Untersuchungsfläche Bad Waldsee .....	13
2.2.3 Untersuchungsfläche Langenau .....	18
2.2.4 Untersuchungsfläche Bebenhausen .....	22
2.2.5 Oberflächennaher Untergrund, Böden und Wasserhaushalt .....	22
2.2.6 Veränderungen einiger geoökologischer Parameter im Zeitraum 1992 bis 1996 .....	28
2.2.7 Fazit und Ausblick .....	33
Zusammenfassung .....	33
<b>2.3 Standortkundliche Untersuchungen</b> .....	<b>35</b>
2.3.1 Einleitung .....	35
2.3.2 Methoden .....	35
2.3.3 Ergebnisse .....	36
Zusammenfassung .....	46
<b>2.4 Waldgeschichtliche Untersuchungen</b> .....	<b>47</b>
2.4.1 Einleitung .....	47
2.4.2 Waldnutzungen .....	47
2.4.3 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Bad Waldsee .....	53
2.4.4 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Langenau .....	57
2.4.5 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Bebenhausen .....	60
Zusammenfassung .....	63
<b>2.5 Totholz als ökosystemare Eingangsgröße</b> .....	<b>64</b>
2.5.1 Einleitung .....	64
2.5.2 Photogrammetrische Grundlagen .....	65
2.5.3 Material und Methode .....	65
2.5.4 Ergebnisse .....	67
2.5.5 Ausblick .....	72
Zusammenfassung .....	73
<b>3 Vegetation</b> .....	<b>75</b>
<b>3.1 Flächige Dokumentation der Struktur, Bodenvegetation und Verjüngung der Sturmwurfflächen</b> .....	<b>75</b>
3.1.1 Einführung .....	75
3.1.2 Methoden .....	75
3.1.3 Ergebnisse .....	76
3.1.4 Diskussion .....	83
Zusammenfassung .....	85

<b>3.2 Das Mykorrhizapotalential auf Sturmwurfllächen und seine Bedeutung für die Bestandessregeneration .....</b>	<b>94</b>
3.2.1 Einleitung .....	94
3.2.2 Material und Methoden .....	96
3.2.3 Ergebnisse .....	99
3.2.4 Diskussion .....	108
3.2.5 Schlußfolgerung .....	111
Zusammenfassung .....	112
<b>3.3 Das Mikroklima und seine Auswirkung auf den Wasserhaushalt von Test-Pflanzen (<i>Prunus avium</i>) .....</b>	<b>113</b>
3.3.1 Einführung .....	113
3.3.2 Methoden .....	114
3.3.3 Ergebnisse .....	116
3.3.4 Diskussion .....	125
Zusammenfassung .....	128
<b>3.4 Populationsbiologische Studien auf Sturmwurf- und Kahlschlagflächen .....</b>	<b>130</b>
3.4.1 Einführung .....	130
3.4.2 Syndynamisch wesentliche Prozesse auf Freiflächen im Walde - ein Überblick .....	131
3.4.3 Quantitative Fallbeispiele .....	133
Zusammenfassung .....	145
<b>3.5 Entwicklung der Vegetation im überregionalen Vergleich .....</b>	<b>146</b>
3.5.1 Einführung .....	146
3.5.2 Standort und Vegetation .....	147
3.5.3 Baumartenverjüngung im standörtlichen Vergleich .....	155
3.5.4 Pflanzensoziologische Zuordnung .....	158
Zusammenfassung .....	168
<b>3.6 Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung von Sturmwurfllächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb .....</b>	<b>169</b>
3.6.1 Einleitung .....	169
3.6.2 Die Untersuchungsgebiete auf der Schwäbischen Alb .....	170
3.6.3 Methodik .....	171
3.6.4 Ergebnisse .....	175
3.6.5 Waldentwicklung der Sturmwurfllächen .....	185
3.6.6 Forstwirtschaftliche Konsequenzen .....	186
Zusammenfassung .....	187
<b>3.7 Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfllächen auf vernässenden Standorten mit Hilfe von Pioniergehölzen .....</b>	<b>188</b>
3.7.1 Problemstellung und Zielsetzung .....	188
3.7.2 Versuchsflächen und Untersuchungsschwerpunkte .....	190
3.7.3 Ergebnisse .....	191
3.7.4 Schlußfolgerungen .....	208
Zusammenfassung .....	210
<b>4 Pilze als Destruenten .....</b>	<b>213</b>
<b>4.1 Pilze im Totholz .....</b>	<b>214</b>
4.1.1 Einleitung .....	214
4.1.2 Pilze lebender Fichten .....	214
4.1.3 Pilze von Fichtentotholzstämmen .....	216
Zusammenfassung .....	226
<b>4.2 Streuzersetzende Pilze auf Sturmwurfllächen .....</b>	<b>227</b>
4.2.1 Einführung .....	227
4.2.2 Methoden .....	227
4.2.3 Ergebnisse und Diskussion .....	228
4.2.4 Schlußfolgerungen .....	236
Zusammenfassung .....	237

<b>5 Die Sukzession von Tiergesellschaften auf Fichten-Sturmwurfflächen .....</b>	<b>239</b>
<b>5.1 Vorbemerkungen .....</b>	<b>239</b>
<b>5.2 Mesofauna des Bodens .....</b>	<b>241</b>
5.2.1 Protura (Beintastler) .....	241
5.2.2 Collembola (Springschwänze) .....	244
5.2.3 Paupoda (Wenigfüßer) und Symphyla (Zwergfüßer) .....	246
Zusammenfassung .....	248
<b>5.3 Makrofauna - Saprophage der Streu und der Bodenoberfläche .....</b>	<b>249</b>
5.3.1 Gastropoda (Schnecken) .....	249
5.3.2 Diplopoda (Doppelfüßer) .....	253
5.3.3 Isopoda (Asselein) .....	256
Zusammenfassung .....	258
<b>5.4 Makrofauna - Zoophage der Streu und der Bodenoberfläche .....</b>	<b>259</b>
5.4.1 Carabidae (Laufkäfer) .....	259
5.4.2 Staphylinidae (Kurzflügelkäfer) .....	269
5.4.3 Araneae (Spinnen) .....	271
5.4.4 Chilopoda (Hundertfüßer) .....	275
Zusammenfassung .....	278
<b>5.5 Arthropoden der Kraut- und Strauchschicht .....</b>	<b>280</b>
<b>5.6 Xylobionte Arthropoden .....</b>	<b>282</b>
5.6.1 Einleitung .....	282
5.6.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden .....	283
5.6.3 Ergebnisse .....	283
Zusammenfassung .....	291
<b>5.7 Die Bedeutung der Sturmwurfflächen als „Borkenkäferquellen“ für umliegende   Wirtschaftswälder .....</b>	<b>292</b>
5.7.1 Problemstellung .....	292
5.7.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden .....	292
5.7.3 Ergebnisse .....	294
5.7.4 Diskussion .....	310
Zusammenfassung .....	314
<b>5.8 Borkenkäfer und Borkenkäferfeinde .....</b>	<b>315</b>
5.8.1 Einleitung .....	315
5.8.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden .....	316
5.8.3 Ergebnisse .....	316
5.8.4 Diskussion .....	318
Zusammenfassung .....	320
<b>5.9 Vögel .....</b>	<b>321</b>
5.9.1 Einleitung .....	321
5.9.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden .....	321
5.9.3 Ergebnisse .....	322
5.9.4 Diskussion .....	324
Zusammenfassung .....	328
<b>5.10 Kleinsäuger .....</b>	<b>330</b>
5.10.1 Einleitung .....	330
5.10.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden .....	330
5.10.3 Ergebnisse .....	331
5.10.4 Diskussion .....	332
Zusammenfassung .....	334
<b>5.11 Anhang .....</b>	<b>335</b>

<b>6 Die Sturmwurf-Biozönosen in der Startphase der Bestandesentwicklung .....</b>	<b>357</b>
<b>6.1 Biozöologische Verknüpfungen .....</b>	<b>358</b>
<b>6.2 Vergleich der Entwicklung auf geräumten bzw. belassenen Sturmwurfflächen .....</b>	<b>361</b>
<b>6.3 Gehölzentwicklung .....</b>	<b>365</b>
<b>6.4 Sturmholz - Gefahr oder Nutzen für den Wirtschaftswald? .....</b>	<b>368</b>
<b>6.5 Konsequenzen für Waldbau, forstliche Landnutzung und Naturschutz .....</b>	<b>370</b>
<b>Abstracts .....</b>	<b>375</b>
<b>Literatur.....</b>	<b>390</b>
<b>Autoren .....</b>	<b>408</b>
<b>Anhang: Farbtafeln .....</b>	<b>411</b>

# Vorwort

Die Stürme, die Ende Februar 1990 über Mitteleuropa hinwegrasten, haben nicht nur "über Nacht" enorme Holzmengen zu Boden geworfen und große unmittelbare Schäden an Infrastruktur (z.B. Straßen, Stromleitungen, Fahrzeugen) und Immobilien verursacht, sondern sie haben insbesondere die Holzproduktion massiv gestört: Auf Jahre hinaus waren die Forstbetriebe vornehmlich mit dem Beseitigen des geworfenen Holzes, mit Aufräumarbeiten und vorbeugenden Pflegemaßnahmen befaßt, und das bei einem zeitweilig zusammengebrochenen Holzmarkt.

Auch die Wissenschaftler sahen sich unvermittelt einer neuen Situation gegenüber: Mit den Sturmwurfflächen waren Studienobjekte entstanden, wie sie in dieser Größe und flächigen Verteilung in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa nicht vorgekommen und damit auch nicht untersucht worden waren, was wissenschaftliche Forschungsprojekte geradezu herausforderte. Aber während die Wissenschaftler Forschungsprogramme entwarfen und Anträge auf Mittelzuwendung stellten wurden die zukünftigen Studienobjekte, die Sturmwurfflächen, zügig geräumt und wieder in Bestockung gebracht. Zeit, einen weitblickenden, fachübergreifenden Forschungsplan zu entwickeln, ein optimales Flächendesign festzusetzen und dann die notwendigen Finanzmittel zu beantragen blieb kaum. So auch in Baden-Württemberg. Mehrere Arbeitsgruppen setzten, teilweise in Absprache miteinander, teilweise aber auch mehr oder weniger unabhängig voneinander, mit Forschungsarbeiten ein. Schritt für Schritt - unter der Förderung des „Projektes Angewandte Ökologie“ (PAÖ) - ließen sich im Laufe der Zeit die notwendigen Abstimmungen optimieren. Die Einzelprojekte wurden, soweit möglich, auf drei Sturmwurfbereiche in Baden-Württemberg konzentriert, offensichtliche Fehlbereiche teilweise gezielt gefüllt; zur vertieften Abstimmung der Einzelprojekte wurde 1995 ein Koordinator bestimmt.

Im Sturmwurfflächenprogramm Baden-Württembergs haben Wissenschaftler der verschiedenen Disziplinen (z.B. Botaniker, Zoologen, Mykologen, Forstwissenschaftler, Bodenkundler, Geographen) zu einer mitteleuropaweit brennenden Problemstellung eng zusammengearbeitet. Da das auslösende Ereignis so unvorbereitet eintrat und die biozöologische Entwicklung sofort einsetzte mußten Projektentwicklung und Erhebungsbeginn zunächst parallel stattfinden. Trotz dieser Einschränkungen zeigt der vorliegende Band, daß die Entwicklung der Biozönosen auf Sturmwurfflächen während der ersten Jahre nach dem Sturmereignis von den betreffenden Wissenschaftlern facettenreich analysiert wurde, und daß wichtige Ergebnisse nicht nur für die Ökosystemforschung sondern gerade auch für die forstliche Landnutzung erarbeitet worden sind.

Mittlerweile sind die Sturmwurfflächen europaweit geräumt und längst wieder in Bestockung gebracht, auch der Holzmarkt hat sich weitgehend erholt. Das „Problem Sturmwurf“ scheint sich erledigt zu haben. In der öffentlichen Diskussion spielt das Thema keine Rolle mehr. Mittel

für eine gezielte experimentelle Forschung zu dieser Thematik sind kaum noch zu bekommen. Hier scheint mir ein eklatanter forschungspolitischer Fehler gemacht zu werden: Die Sturmwurfproblematik hat sich eben *nicht* erübrigt! Auch zukünftig wird es Stürme geben, die zu hohen forstwirtschaftlichen und damit gesellschaftlichen Kosten führen werden; den derzeitigen Vorstellungen über Veränderungen des Klimas entsprechend werden sie sogar häufiger und heftiger auftreten als bisher. Aber statt den durch die Stürme von 1990 offensichtlich gewordenen Mangel an Vorstellungen, wie unter landeskulturellen und forstökologischen Gesichtspunkten mit derartigen Sturmwurfflächen zu verfahren ist, durch gezielte intensive wissenschaftliche Arbeit zu beseitigen wird das Problem *ad acta* gelegt. Benötigt wird eine *langfristige* Analyse der Entwicklungsprozesse in Sturmwurf-Ökosystemen, benötigt wird ein Forschungsprogramm, welches in Form gezielt im Gelände angelegter Experimente (definierter Ausgangszustand, definierte Eingriffe, genügende Zahl von Wiederholungen usw.) einzelne Prozesse simuliert und analysiert, die bei Sturmwürfen und entsprechenden Naturereignissen großflächig ablaufen. Ausgezeichnete Kenntnisse der Prozesse, die einen natürlichen Wald charakterisieren, der daran beteiligten Arten und deren ökologischen Potentials ist Voraussetzung für einen naturnahen Waldbau und eine nachhaltige Landnutzung, gerade in Zeiten sich global ändernder ökologischer Rahmenbedingungen. Insofern markiert das vorliegende Buch den Beginn und nicht den Abschluß einer Forschungsaufgabe.

Acht Jahre nach den Sturmereignissen vom Februar 1990 soll das in der Anfangsphase der Bestandesentwicklung erarbeitete Wissen der interessierten Öffentlichkeit vorgestellt werden. Gleichzeitig soll belegt werden, daß von den beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern forstökologisch und landeskulturell zur Sturmwurfproblematik praxisrelevante Arbeit geleistet worden ist. Gewisse thematische Lücken, eine stellenweise eingeschränkte Flächenrepräsentanz, ein z.T. stichprobenartiger Charakter und damit in einigen Fällen noch nicht ganz widerspruchsfreie Resultate der einzelnen Arbeitsgruppen ergaben sich aus den eingangs dargestellten schwierigen Startbedingungen dieser Forschung und der äußerst komplexen Materie; sie sollen keinesfalls verheimlicht werden. Die Wissenschaftler, die das vorliegende Buch zusammengestellt haben, wünschen sich, daß ihre Ergebnisse und Schlußfolgerungen bei den Fachkollegen, besonders aber bei den Praktikern in Landschaftsplanung und Forstwirtschaft sowie bei Politikern auf Interesse stoßen. Es bedarf eines Diskussionsprozesses zur Frage: Wie will, wie kann bzw. wie soll die Gesellschaft mit großflächigen Störstellen in unserer vielfältig genutzten Kulturlandschaft umgehen? Beim nächsten Sturmereignis sollten wir besser als 1990 wissen, wie, wo, in welchem Maß und mit welchen Methoden unter Gesichtspunkten wie Holzproduktion, Biodiversität, Nachhaltigkeit und Landschaftshaushalt mit derartigen Sturmwurfflächen zu verfahren ist. Das vorliegende Buch kann dazu - „nur“ oder „immerhin“ - einen ersten Beitrag leisten.

Zum Aufbau des Buches: Ihm liegt das Ziel zu Grunde, die im Rahmen des PAÖ seit 1991 durchgeführten Einzelstudien an Sturmwurf-Ökosystemen *zusammenzuführen*. Es handelt sich deshalb absichtlich nicht um eine Sammlung von Einzelbeiträgen sondern um ein durchgehend konzipiertes Gesamtwerk. In Kapitel 2 wird der abiotische Rahmen der untersuchten Sturmwurfflächen skizziert, wobei besonders auf die drei Hauptuntersuchungsgebiete bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee eingegangen wird. In den Kapiteln 3 bis 5 werden die biozönologischen Hauptgruppen, die Produzenten, die Destruenten und die Konsumenten behandelt. In Kapitel 6 wird eine inhaltliche Verknüpfung der Einzelergebnisse versucht und werden Schlußfolgerungen hinsichtlich der landeskulturellen Bedeutung von Sturmwurfflächen gezogen. Jedes Teilkapitel schließt mit einer Zusammenfassung ab. Eine englischsprachige Gesamtübersicht steht am Schluß des Buches.

Die Projektteilnehmer haben einer Vielzahl von Behörden und Einzelpersonen zu danken, die entscheidend zum Erfolg der PAÖ-Sturmwurforschung beigetragen haben. Die Initiative zu einer interdisziplinären Forschung ging von der Forstdirektion Tübingen aus (Ltd. FD S. Palmer, FOR W. Jäger). Die Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe übernahm die organisatorische Betreuung im Rahmen des Projektes Angewandte Ökologie. Die Finanzierung erfolgte durch das Umweltministerium Baden-Württemberg (später Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg) sowie über das Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg. Die Universitäten Tübingen, Freiburg und Ulm steuerten Personal-, Sach- und Finanzmittel bei. Forstamtsleiter und Revierleiter der drei Schwerpunkt-Forschungsgebiete Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee standen mit Rat und Tat zur Seite, desgleichen Forstleute der Forstämter Bad Rippoldsau, Breisach, Comburg, Ellwangen, Emmendingen, Enzklösterle, Kenzingen, Rosenberg, Tuttlingen und Villingen sowie der Forstämter Entenpfuhl und Kirchberg in Rheinland-Pfalz und der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt. Der ecomed-Verlag nahm die Studie gerne und hilfsbereit in die Reihe „Umweltforschung in Baden-Württemberg“ auf. Zahlreiche Wissenschaftler und technische Mitarbeiter waren in den einzelnen Arbeitsgruppen mit Bestimmungen von Pflanzen und Tieren, Freilandmessungen, chemischen Analysen sowie Auswertungs- und Schreibebeiten befaßt. Auf Namensnennung wird im einzelnen verzichtet, um bei der Vielzahl der Personen, die dankenswerterweise im Projekt mitarbeiteten, nicht einzelne zu übersehen. - Wir danken allen am Forschungsverbund „Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg“ Beteiligten für die engagierte, oft uneigennützigte Mitarbeit und Unterstützung!

A. Fischer

Koordinator und Herausgeber

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

# 1 Einführung

von A. Fischer

Die Wälder Mitteleuropas werden seit mehr als zwei Jahrtausenden intensiv genutzt. Spätestens im Mittelalter ging diese "Nutzung" großflächig in eine "Übernutzung" über. Holz war zentrale Ressource in allen Lebensbereichen des Menschen: als Energieträger, als Baumaterial, als universeller Werkstoff; und Holz lieferte wichtige "non wood products" wie Harz, Pottasche, Gerbstoffe. Dieser lang andauernden und tiefgehenden anthropogenen Beeinflussung wegen kommen ungenutzte, „ursprüngliche“ Wälder nur noch als kleine Restbestände in entlegenen Gebirgstälern und entlang einiger Fließgewässer vor.

Die flächenhafte Devastierung der Wälder und die Verknappung der Ressource Holz führte den Menschen Mitteleuropas die äußerst simple, doch entscheidende Tatsache drastisch vor Augen: Was man langfristig besitzen will, muß man erhalten (nach RIEDER 1997). Niederschlag fand diese Erkenntnis in der mitteleuropäischen Forstwirtschaft. Im Jahre 1713 formulierte der Freiburger Berghauptmann Hanns von CARLOWITZ in seiner „Sylvicultura oeconomica“ erstmals den *Nachhaltigkeitsgedanken*: „Wird derhalben die größte Kunst/Wissenschaft/Fleiß und Einrichtung hiesiger Lande darinnen beruhen/ wie eine sothane Conservation und Anbau des Holtzes anzustellen/ daß es eine continuirliche beständige und nachhaltige Nutzung gebe/ weils eine unentberliche Sache ist/ ohne welche das Land in einem Effe nicht bleiben mag“ (Zitat aus KURTH 1994, S. 39). Seit diesem Zeitpunkt ist Nachhaltigkeit ein Leitgedanke der mitteleuropäischen Forstwirtschaft, der in aktualisierter Fassung als "sustainable development" (zu Recht!) zu einem zentralen Begriff in der heutigen globalen Umweltdiskussion wurde.

Als Ergebnis der waldbaulichen Bemühungen der letzten 200 bis 250 Jahre in Mitteleuropa besitzen wir heute wieder Wälder in beachtlichem Umfang und von hoher forstlicher Qualität. In der Bundesrepublik beispielsweise liegt der Waldanteil knapp über 30 % mit einem Vorrat von rund 300 Festmetern pro Hektar (BUNDESWALDINVENTUR 1986 bis 1990); in Baden-Württemberg liegt sowohl der Waldanteil als auch der Vorrat etwas über dem Durchschnitt (37,8 %; 361 Vfm/ha; FVA Bad.-Württ. 1993). Viele dieser Wälder sind - wieder - in einem mehr oder weniger naturnahen Zustand.

Im Gefolge des Wald-Wiederaufbaues bildete sich aber auch die Anspruchshaltung heraus, daß das, was der Mensch im Zuge der forstlichen Arbeiten wiedererschaffen hat, in dieser Form nun auch dauerhaft erhalten bleiben müßte. Tatsächlich wurde aber manche forstliche Bemühung "von außen" wieder zu Nichte gemacht: Sei es durch (hier nicht weiter behandelte) Insektenkalamitäten wie z.B. im Harz (1773 bis 1785/87) und im Nürnberger Reichswald (1892 bis 1896) oder eben durch großflächige Sturmwürfe.

## Fischer

Heftige Stürme, bei denen Waldbestände großflächig geworfen oder gebrochen werden, sind nur im Rahmen von Wahrscheinlichkeiten prognostizierbar; konkrete Sturmwurfereignisse treffen den Menschen immer überfallartig und unvorbereitet. Aus der Sicht des wirtschaftenden Menschen stellt ein solches Ereignis, bei dem binnen weniger Tage, Stunden oder gar Minuten die Arbeit und der Ertrag vieler Jahre oder - im Wald - sogar Jahrzehnte zu Nichte gemacht wird, selbstverständlich eine "Katastrophe" dar. - Zwei Fragen erheben sich:

- Inwieweit stellen Sturmwürfe in mitteleuropäischen Wald-Ökosystemen eine natürliche Umweltkomponente dar bzw. inwieweit sind sie vom Menschen induziert?
- Handelt es sich auch aus der Sicht "der Natur", aus der Sicht des Ökosystems um "Katastrophen"?

### *Zur Natürlichkeit von Sturmwürfen in mitteleuropäischen Wald-Ökosystemen*

Heftige Stürme, die zu mehr oder weniger großflächigen Sturmwürfen bzw. Sturmbrüchen im Wald führen, sind weltweit und auch in Mitteleuropa altbekannt, und sie sind keineswegs auf Wirtschaftswälder beschränkt. Beispielsweise ist noch heute in der Bevölkerung des Bayerischen Waldes das Sturmereignis von 1870 (!) in Erinnerung, dem alleine auf dem rund 13.000 Hektar großen Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald (ohne Erweiterungsgebiet) einschließlich des folgenden Borkenkäferbefalls mehr als 600.000 Kubikmeter Holz zum Opfer fielen (ELLING et al. 1987), ein Ausmaß, in dessen Vergleich die Folgen des Sturmes vom 1. August 1983 im gleichen Gebiet (zusammen mit kleineren Sturmwürfen aus 1984 rund 70.000 Kubikmeter) eher unbedeutend erscheinen. Aus dem Harz ist ein Sturmereignis vom 9. November 1800 (!) dokumentiert, dessen unmittelbare Schäden und deren Folgen für die Forstwirtschaft als „verheerend“ eingestuft wurden (JÄGER, unpubl. Forschungsbericht 1970). Auch Urwälder bleiben von Sturmwürfen nicht verschont. So stellte FALINSKI (1976) im Tiefland-Wald von Bialowieza (Ost-Polen) die große Bedeutung von Sturmwürfen für das dortige Waldökosystem heraus. Im besterhaltenen, am wenigsten vom Menschen beeinflussten Urwaldbestand Mitteleuropas, dem Rothwald bei Lunz (Niederösterreich; ZUKRIGL et al. 1963) ist die Bedeutung der Sturmwürfe für die Walderneuerung unmittelbar anschaulich. Im nordostchinesischen Chang Bai Shan (Changbai-Gebirge) mit überwiegend naturnahen Wäldern wurden am 27. August 1986 auf 9.800 Hektar rund zwei Millionen Festmetern Holz geworfen (HAN JINXUAN et al. 1995). In Wyoming fielen 1987 im „Teton Wilderness“ auf 6.000 Hektar Fläche sämtliche Bäume dem Sturm zum Opfer (KNIGHT 1994).

Diese wenigen Beispiele sollen klarstellen, daß in Mitteleuropa wie auch in anderen Gebieten der Erde Waldökosysteme *von Natur aus* durch Sturmwurfereignisse und die von ihnen ausgelösten Prozesse entscheidend geprägt werden („disturbance regime“). Offen bleibt, inwieweit sich

Sturmintensität und Sturmhäufigkeit als Folge der Einflußnahme des Menschen auf Klimaabläufe verändern (d.h. verstärken) werden bzw. bereits verstärkt haben. Die beste Baumartenwahl und Waldstrukturpflege nutzen nichts, wenn Windböen eine Stärke erreichen, welche die Widerstandskraft der einzelnen Baumindividuen und Baumbestände übersteigen. Jüngste Weltklima-Reports (ICPP 1990, 1992, 1996a, 1996b) legen die Annahme nahe, daß die Atmosphäre durch die nachgewiesene Veränderung ihrer chemischen Zusammensetzung "instabiler" wird, was sich u.a. in *heftigeren* und *häufigeren* Stürmen äußern sollte.

Wie dem auch sei: Sturmwurf und Sturmbruch gehören trotz aller bisherigen forstlichen Maßnahmen nicht der Vergangenheit an. Forstwirtschaft und Landnutzungsplanung sollten auf kommende Stürme besser vorbereitet sein als auf die Stürme „Vivian“ und „Wiebke“. Konzepte werden benötigt, wie sinnvoller Weise mit entstehenden Sturmwurfflächen zu verfahren ist.

### *Zum Stichwort "Katastrophe"*

Plötzliche und einschneidende Verknappungen von Ressourcen gelten als "Katastrophe". Selbstverständlich stellt ein Sturmwurf für den Waldbesitzer, der unter unerwartetem Holzanfall und schlagartigem Preisverfall zu leiden hat, eine wirtschaftliche Katastrophe dar; ebenso ist beispielsweise der epiphytischen Flechte, deren Trägerbaum vom Sturm geworfen wurde, im wörtlichen Sinne die Lebensgrundlage entzogen. Andere Teile des (Öko-)Systems können aber von derartigen Veränderungen durchaus profitieren. So zeigten ROMME et al. (1986) u.a. im Yellowstone Nationalpark, daß in Beständen von *Pinus contorta* nach Borkenkäferbefall (Ausdünnung der Baumschicht z.T. auf weniger als 50 %) die überlebenden und die jungen Bäume immense Zuwächse hatten, und die jährliche Gesamt(!)-Holzproduktion des Bestandes nach dem Befall z.T. die Werte aus der Zeit vor dem Käferbefall übertraf!

Die Baumschicht eines natürlichen mitteleuropäischen Waldes - das zeigen die letzten (winzigen) Urwaldbestände, die wir in Mitteleuropa noch besitzen und z.T. auch bereits die sogenannten "Urwälder von morgen", die in Form der Naturwaldreservate im Entstehen sind - ist nicht auf großer Fläche einheitlich strukturiert (s. dazu z.B. die Darstellung der Mosaik-Struktur des Fichten-Tannen-Buchen-Urwaldes Corkova Uvala/Plitvicer Seen von MAYER et al. 1980)! Neben gleichaltrigen, hochwaldartigen Teilbeständen gibt es zahlreiche Lücken unterschiedlicher Größe, entstanden durch stehendes Absterben von Einzelindividuen oder durch gleichzeitigen Tod von Individuengruppen, z.B. wegen Sturmwurfs, in denen Jungpflanzen der Schlußwaldarten leben und heranwachsen („gap dynamics“). Die spezielle Struktur einer Sturmwurffläche, die speziellen bestandesklimatischen Bedingungen in der Zerstörungs- und anschließenden Verjüngungsphase des Waldes sind untrennbar mit dem „Wald“-Ökosystem verbunden, sind untrennbar Teil eines natürlichen Waldökosystems.

## Fischer

Für das bewertende Wort "Katastrophe" gibt es im ökosystemaren Sprachgebrauch also keinen Platz; der englische Begriff "disturbance" ist geeignet, das Phänomen des gravierenden Eingriffes in den üblichen Prozessablauf wertungsfrei zu benennen: „Disturbance is a change in conditions which interferes with the normal functioning of a given biological system“ (VAN ANDEL & VAN DEN BERGH 1987, S. 5). In einem natürlichen mitteleuropäischen Wald können gerade solche "disturbances", z.B. Sturmwürfe, Auslöser der Verjüngung und wichtiger Motor einer hohen Struktur- und Biodiversität sein.

### *Die Stürme vom Februar 1990 und ihre Folgen*

Ende Februar 1990 überquerten mehrere Stürme Mitteleuropa, von denen "Vivian" (26./27.2.) und "Wiebke" (28.2. bis 1.3.) die heftigsten waren. Farbtafel 1 zeigt das Sturmtief "Vivian" aus Satellitenperspektive am 26. Februar 1990 über Mitteleuropa. Alleine in der Bundesrepublik Deutschland fiel schlagartig eine Holzmenge von rund 60 Millionen Kubikmetern an, in West- und Mitteleuropa insgesamt ca. 100 Millionen Kubikmeter (HUSS 1991). Schwerpunktartig waren der mittlere und südliche Teil Deutschlands, die Schweiz und Österreich betroffen. In Baden-Württemberg entstanden rund 20.000 Hektar Sturmwurflläche, auf der 14,9 Millionen Festmeter Holz anfielen (183 % des normalen jährlichen Einschlages); Zentren der Stürme in Baden-Württemberg waren der Odenwald, der Schwäbisch-Fränkische Wald einschließlich Ostalb, der Nördliche Schwarzwald und das östliche Oberschwaben (MLR 1994). Die durchschnittliche Größe der Sturmwurfllächen lag bei gut zwei Hektar; 75 % der Flächen waren kleiner als zwei Hektar; die größte Fläche hatte eine Ausdehnung von 73,8 Hektar (SCHREINER et al. 1996). Die Forstwirtschaft wurde vor enorme Aufgaben gestellt.

In Bayern beispielsweise legte eine eingehende Untersuchung (BAYER. LWF 1995) die spezielle Witterungskonstellation vor und während des Sturmes offen: (1) Vorausgegangen war eine überwiegend frostfreie Periode, weshalb die Böden vielerorts aufgetaut, durchfeuchtet und damit plastisch waren. (2) Reichliche Niederschläge in Form von Regen hatten zu einer zusätzlichen Durchfeuchtung und Aufweichung der Böden geführt. (3) Es hatte bereits im Vorfeld Stürme gegeben, durch welche die Baumwurzeln im Boden gelockert worden waren. (4) Die Stürme hatten Böen mit besonders hohen Spitzengeschwindigkeiten (bis 180 km/h, vereinzelt sogar darüber).

Das zeitliche Zusammentreffen von durchnässten (eben nicht gefrorenen!), plastischen Böden und hohen Windgeschwindigkeiten paßt durchaus in eine mitteleuropäische Spätwinter-Witterungssituation; unter der Maßgabe der prognostizierten Klimaveränderungen sollte diese Konstellation in Zukunft aber häufiger auftreten als bisher.

Aufschlußreich ist eine ebenfalls in Bayern durchgeführte detaillierte Analyse der *Wirkung* der Stürme "Vivian" und "Wiebke" (BAYER. LWF 1995). Bezogen auf den jeweiligen Gesamtvorrat

der einzelnen Baumart waren zwar 3,3 % des Fichtenvorrates und immerhin noch 1,4 % des Kiefern- und Lärchenvorrates (sowie 2,2 % des Vorrates an sonstigen Nadelholzarten außer Tanne), aber nur 0,7 % des Vorrates an Buche und Tanne und sogar nur 0,4 % des Vorrates von Eiche und sonstigen Laubbaumarten betroffen. In Baden-Württemberg ergab sich ein im wesentlichen gleicher Sturmwurfgefährdungsgrad (SCHREINER et al. 1996): Während die Fichte vom Sturmwurf etwa doppelt so stark betroffen war wie es ihrem Mischungsanteil entspricht war die Buche nur zur Hälfte ihres Mischungsanteiles betroffen. Anders als in Bayern verhielt sich in Baden-Württemberg nur die Kiefer: relativ zum Mischungsverhältnis hatte sie weniger stark unter dem Sturmwurf zu leiden als in Bayern. - Es liegt auf der Hand, diese Daten mit dem Grad der Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung der Wirtschaftswälder Mitteleuropas in Verbindung zu bringen.

### *Zielsetzung der PAÖ-Sturmwurforschung*

Mitteleuropaweit setzten im Anschluß an die Winterstürme 1990 wissenschaftliche Studien zur ablaufenden Waldentwicklung auf den neu entstandenen Sturmwurfflächen ein. Da vornehmlich Fichtenbestände ("Fichtenforste") betroffen waren, beziehen sich diese Studien überwiegend auf Fichten-Ökosysteme. Räumliche Schwerpunkte dieser Forschungen bilden die *Schweiz* (Organisation und wissenschaftliche Betreuung durch die Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft: LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1994, SCHÖNENBERGER et al. 1995), *Bayern* (organisiert und wissenschaftlich betreut durch die BAYER. LWF in Zusammenarbeit mit dem Lehrbereich Geobotanik der Forstwissenschaftlichen Fakultät/LMU München: FISCHER 1992, 1996) und *Österreich* (GOSSOW 1992). Desweiteren wurden entsprechende Studien in Rheinland-Pfalz (FVA Rheinland-Pfalz 1996), Niedersachsen und Hessen (WILLIG 1994) durchgeführt.

Ein wichtiges Zentrum der mitteleuropäischen Sturmwurforschung hat sich in Baden-Württemberg etabliert; über die dort durchgeführten Untersuchungen berichtet der vorliegende Band der ecomed-Reihe. Im Rahmen des "Projektes Angewandte Ökologie" (PAÖ; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) wurden sie schrittweise organisatorisch zusammengefaßt und auf drei Forschungsräume, die Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee fokussiert. Im Vordergrund steht die *Biozönose* von Sturmwurfflächen und ihre Entwicklung nach dem Sturmereignis. Mit 9 Arbeitsgruppen und mehr als 30 Wissenschaftlern und Forst-Fachleuten war es möglich, die Entwicklung eines breiten biozönotischen Spektrums von den Produzenten über die Konsumenten bis zu den Destruenten zu behandeln und zusätzlich die wesentlichsten Standortsfaktoren (Boden, Klima) sowie die Nutzungsgeschichte der Bestände zu analysieren. Im Rahmen des „Projektes Angewandte Ökologie“ (PAÖ) läuft das naturwissenschaftliche Programm auf dem Hintergrund der *forstlich-waldbaulichen*

## Fischer

*Relevanz* und der Landnutzungspraxis ab; denn zentrales Ziel des Gesamtprojektes ist es, auf eine neues Sturmwurfereignis besser vorbereitet zu sein als bisher.

Fragen, die einer Klärung zugeführt werden sollen sind z.B.:

- In welchem Umfang tragen solche Sturmwurfflächen zur Steigerung der Biodiversität im Wirtschaftswald bei?
- Haben nicht-geräumte Sturmwurfflächen auch (oder gerade sie?) einen positiven Einfluß hinsichtlich Biodiversität auf die Umgebung?
- In welchem Maße gehen von forstlich nicht aufgearbeiteten Sturmwurfflächen im Fichtenbestand Gefahren für den umgebenden Wald aus?
- Können aus der langfristigen Beobachtung der Wald-Entwicklungsprozesse Hinweise für eine naturnahe Forstbewirtschaftung (Waldbau) abgeleitet werden?
- Welche Vorteile bieten die nicht aufgearbeiteten Sturmwurfflächen hinsichtlich Landschaftshaushalt, forstlicher Landnutzung und Naturschutz?
- Wie sind Sturmwurfflächen - geräumt oder auch sich selbst überlassen - im Gesamthaushalt einer Landschaft zu beurteilen?

In einem siebenjährigen Untersuchungszeitraum (1991 bis 1997) ist es unmöglich, die angeschnittenen Fragen - bezogen auf Waldökosysteme, deren Entwicklungsabläufe nach Jahrzehnten und Jahrhunderten (!) rechnen - vollständig zu beantworten. Aber es zeichnen sich bereits nach diesem relativ kurzen Zeitraum wichtige Ergebnis-Grundlinien ab. Sie herauszuarbeiten und der Öffentlichkeit vorzustellen ist Aufgabe des vorliegenden Buches. Einerseits versteht es sich als Abschluß einer intensiven wissenschaftlichen Untersuchung der Biozönose auf Sturmwurfflächen während der *Startphase* der Entwicklung nach Sturmwurf, andererseits aber auch als Basis für ein dringend benötigtes, den wissenschaftlichen Anforderungen und den finanziellen Rahmenbedingungen angepaßtes Monitoring der zukünftigen Entwicklung auf diesen Flächen.

Zentrales Anliegen der Studie ist es, der Forstwirtschaft und allen mit Landschaftsgestaltung und Landschaftsplanung befaßten Organisationen und Personen Informationen bereitzustellen, die zu einer *langfristig nachhaltigen forstlichen Landnutzung* beitragen, und zwar insbesondere vor dem Hintergrund eines erhöhten Sturmwurftrisikos und gesellschaftlich gestellter Anforderungen an Naturnähe und Biodiversität (Umweltgipfel von Rio). Damit kann die in Baden-Württemberg durchgeführte Sturmwurforschung einen Beitrag zur Nachhaltigkeit sowohl in ökologischer als auch in ökonomischer Sicht liefern.

## 2 Abiotische Rahmenbedingungen

### 2.1 Lage und Rechtsstatus der Sturmwurfflächen

von W. Bücking

#### 2.1.1 Lage der Sturmwurfflächen, regionale und klimatische Einordnung

Die Untersuchungen zur Entwicklung von Biozönosen auf Sturmwurfflächen konzentrieren sich auf drei Beobachtungsgebiete im Verwaltungsbereich der Forstdirektion Tübingen. Sie sind den drei Großlandschaften (Wuchsgebieten im Sinne der Forstlichen Standortskartierung) Neckarland, Schwäbische Alb bzw. Südwestdeutsches Alpenvorland zugeordnet. Die Zuordnung zu den Regionalen Einheiten (Wuchsbezirken und gleichrangige Gliederungskategorien) gibt Tab. 2.1-1 wieder. Die Kennzeichnung der Wuchsverhältnisse innerhalb der Regionalen Einheiten erfolgt durch den Regionalwald (regionale natürliche Baumartenzusammensetzung).

Im Sturmflächenprojekt wurden dementsprechend Standorte innerhalb des Regionalwaldes "Submontaner Buchen-Eichen-Wald" (Bebenhausen) im Wuchsgebiet Neckarland, "Kontinental-submontaner Buchenwald mit Eiche" (Langenau) im Wuchsgebiet Schwäbische Alb und "Submontaner Buchen-Tannen-Wald mit Eiche" (Bad Waldsee) vergleichend untersucht (Tab. 2.1-1, s. Abb. 2.1-1).

Zur klimatischen Einordnung der Regionalen Einheiten werden neben pollenanalytischen, vegetationskundlichen und waldwachstumskundlichen Kriterien vor allem Klimadaten herangezogen (SCHLENKER & MÜLLER 1973, 1974; Auswertungsperiode 1931 bis 1960). Zur Charakterisierung der im Sturmwurfflächenprojekt untersuchten Einzelflächen sind darüber hinaus vor allem die Klima- und Witterungsdaten nahegelegener Klimastationen von Belang (Tab. 2.1-1).

#### *Bebenhausen*

Zur klimatischen Kennzeichnung kann am ehesten die im Wuchsbezirk höchstgelegene (allerdings inzwischen aufgelöste) Station Böblingen (432 m NN, damit mehr als 100 m unter dem Sturmwurfflächenniveau) herangezogen werden. Als Jahresdurchschnitt des Wuchsbezirks wurden 8,4°C berechnet. Bei Korrektur um den Höhengradienten (0,8 K/100 m) zwischen Sturmwurffläche und Klimastation ergibt sich ziemlich genau der Mittelwert von Böblingen. Die Niederschlagswerte dieser Station sind allerdings deutlich geringer als in der benachbarten Schön-

## Bücking

Tab. 2.1-1: Regionale Zuordnung, Regionalwald und Klimadaten\* / 1951-1990\*\*.

	Temperaturen				Niederschläge		
	Jahr	Jan.	Juli	10°C Dauer in Tagen	Jahr	Mai bis Juli	Sommer: Winter
	°C	°C	°C		mm	mm	%
<b>Bebenhausen (540-560 m NN)</b> <b>Wuchsgebiet Neckarland</b> 4/13a Wuchsbezirk Schönbuch und Keuperhöhen in Stuttgart (Bezugsstation Böblingen 432 m NN) Regionalwald: Submontaner Buchen-Eichen-Wald	7,8	-1,4	17,1	154	665	226	157
<b>Langenau (545-570 m NN)</b> <b>Wuchsgebiet Schwäbische Alb</b> 6/03 Einzelwuchsbezirk Lone- und Egaulb (Bezugsstation Nieder- stotzingen 451 m NN) Regionalwald: Kontinental- submontaner Buchen-Wald mit Eiche	7,5 (1951-1990 7,4)	-2,5	16,8	154	673 (1951- 1990 728)	250	194
<b>Bad Waldsee (535-545 m NN)</b> <b>Wuchsgebiet Südwestdeutsches Al- penvorland</b> 7/06 Einzelwuchsbezirk Südwest- (vorher liches Oberschwaben 7/06b) (Bezugsstation Aulendorf 571 m NN) Regionalwald: Submontaner Buchen-Tannen-Wald mit Eiche	7,3 (1951-1990 7,6)	-2,5	16,7	151	858 (1951- 1990 885)	319	186

\* Schlenker & Müller 1973, 1975 (Auswertungsperiode 1931-1960)

\*\* DWD, Auswertungszeitraum 1951-1990

buch-Station (700 bis 740 mm). Als Mittelwert des Wuchsbezirks wird 726 mm angesehen. Benachbarte Stationen hatten 1957 bis 1990 etwas geringere Jahresmitteltemperaturen und tendenziell geringere Niederschläge. Andererseits verweist Kumpf (unveröff. Mitt.) darauf, daß im Verlauf der letzten 110 Jahre die Jahresmitteltemperaturen der Station Hohenheim von 7,9°C (1881 bis 1890) auf 9,3°C (1981 bis 1990) zunahmen, wobei Urbanisierungseffekte wohl nicht auszuschließen sind.

### Bad Waldsee

Die klimatischen Verhältnisse der Sturmwurflläche Bad Waldsee werden am ehesten durch die nördlich gelegene Station Aulendorf (571 m NN), der Höhenlage der Sturmfläche nahezu entsprechend, gekennzeichnet. Nach Süden steigen die Temperaturen an, bis Weingarten (495 m) im Jahresmittel um 1 K. Die Niederschläge nehmen nach Süden und Osten deutlich zu (Weingarten im Jahresdurchschnitt 965 mm, Bad Waldsee 851 mm). Die Klimatönung ist in landes-

weiter Sicht submontan. Der Auswertungszeitraum 1951 bis 1990 läßt eine Tendenz zu wärmerem und niederschlagsreicherem Klima erkennen.

### *Langenau*

Als Bezugsstation kann Niederstotzingen (451 m NN), allerdings um mehr als 100 m tiefer gelegen als die Sturmwurffläche, herangezogen werden. Für das nördlich gelegene Heidenheim gelten die gleichen Jahresmitteltemperaturen (7,5°C) und die gleiche Dauer der Tage über 10°C (154). Die Niederschläge der beiden benachbarten Stationen erreichen (nahezu übereinstimmend) 673 bzw. 681 mm. Die Niederschlagshöhe ist im Sommer eineinhalbmal bis doppelt so hoch wie im Winter. Die Klimatönung ist kontinental-submontan. Der Auswertungszeitraum 1951 bis 1990 ergibt eine etwas geringere Jahresmitteltemperatur und deutlich höhere Niederschläge.

In allen drei Fällen handelt es sich um submontane Wuchsbezirke. Am wärmsten und ausgeglicheneiten ist Bebenhausen; besonders die Wintertemperaturen sind in Langenau und Bad Waldsee um 1 K niedriger. In der gleichen Folge steigen die Niederschläge von 665 mm auf 858 (885 in der Periode 1961 bis 1990) mm an. Im Regionalwald findet die Klimatönung Ausdruck im abnehmenden Eichenanteil und im Hinzutreten der Tanne. In Langenau bleibt die Niederschlagssumme jedoch im unteren Bereich, auch wenn man eine höhere Summe im Auswertungszeitraum 1951 bis 1990 berücksichtigt.

### **2.1.2 Geomorphologie und Geologie**

Die Großlandschaften sind auch durch unterschiedliche erd- und landschaftsgeschichtliche Ausgangslagen und -entwicklungen geprägt. Geologisch wird das Neckarland durch die Formationen des Muschelkalks und des Keupers, die Schwäbische Alb durch die Jura-Formationen und das Alpenvorland durch die quartären Ablagerungen der Eiszeit geprägt. Auch Neckarland und Schwäbische Alb wurden durch quartäre Prozesse und Sedimentationen überformt, mit nachhaltigen Folgen für Bodenentwicklung und Bodenqualität.

In allen drei Landschaften wurden Sturmwurfflächen vorwiegend in ebener Lage ausgewählt, die typische Standortkomplexe repräsentieren (vgl. Kap. 2.3). Während Langenau und Bad Waldsee weitverbreitete Landschaftsausschnitte darstellen, ist die Rät-(ko-)Formation des Keupers zwar selten in Baden-Württemberg, die sehr nährstoffarmen Ausgangssubstrate mit teilweiser „Lößverbesserung“ sind aber charakteristisch für viele Waldstandorte auf basenarmem Ausgangssubstrat.

# Bücking

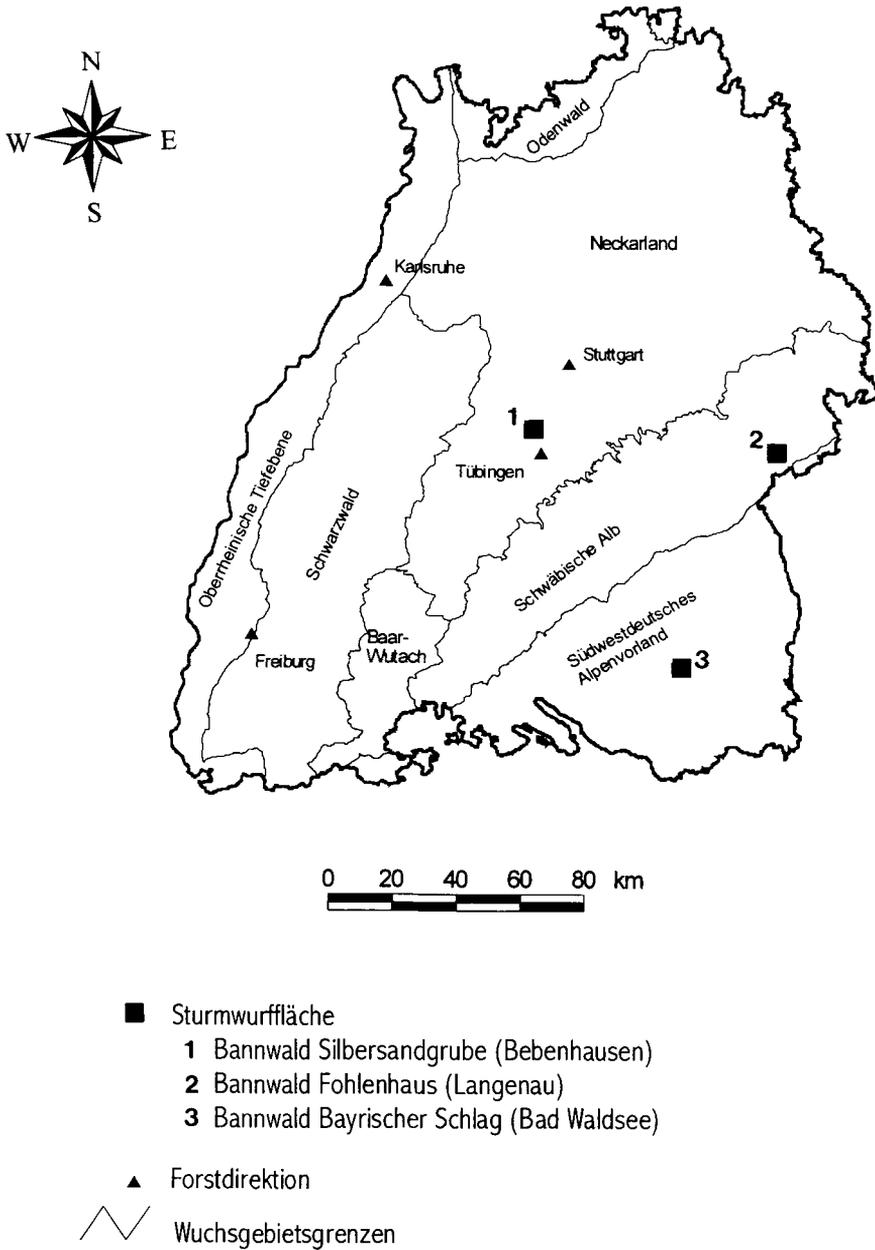


Abb. 2.1-1: Lage der untersuchten Sturmwurfflächen Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee.

### 2.1.3 Zur langfristigen rechtlichen Sicherung der un gelenkten Sukzession von Sturmwurf flächen in Baden-Württemberg

Nach den forstwirtschaftlich katastrophalen Sturmwürfen vom Februar 1990 wurde die Forderung erhoben, wenigstens einzelne geworfene Waldflächen unbehandelt ihrer spontanen Entwicklung zu überlassen. Wie in Österreich (GOSSOW 1992), der Schweiz (SCHÖNENBERGER et al. 1992), Bayern (FISCHER et al. 1990, FISCHER 1992), Hessen (WILLIG 1994), Rheinland-Pfalz (FVA Rheinland Pfalz 1996) und anderen Bundesländern, wurden auch in Baden-Württemberg solche Schutzgebiete mit insgesamt 130 ha Fläche ausgewiesen [fünf in der Flächengröße von je 18 bis 39 ha (BÜCKING 1993)]; in Baden-Württemberg handelt es sich allerdings ausschließlich um Fichten-Sturmwürfe. Wesentliches Motiv hierfür war, spontane Prozesse der Wiederbewaldung in ausreichender regionaler und örtlicher Differenzierung zu beobachten, also an mehreren Lokalitäten im Gegensatz zu wenigen Großschutzgebieten (FISCHER et al. 1990). Solche Flächen sind als Vergleichsgebiete für lokale und standortsbezogene waldbauliche Fragen in Wirtschaftswäldern unersetzlich. Zur Sicherung bot sich der rechtliche Status des "Bannwaldes" an, da in dieser Schutzgebietskategorie nach LWaldG § 32 ein dauerhafter, von jeglichen vermeidbaren Eingriffen gesetzlich freigestellter Prozeßschutz gewährleistet ist. Bereits vorhandene Bannwälder wurden nicht von größerflächigen Sturmereignissen getroffen und waren deshalb für diese aktuelle Fragestellung im Augenblick nicht geeignet.

Die Initiative für die Sturmwurf bannwälder im Bereich der Forstdirektion Tübingen ging - im Gegensatz zu den Sturmwurf bannwäldern Stimpfach (FD Stuttgart) und Teufelsries (FD Karlsruhe) - von biologischen, mykologischen und zoologischen Forschungsansätzen der gebietsnahen Universitäten Tübingen und Ulm aus. Aus den zunächst sehr kleinflächig auf die jeweilige Fragestellung zugeschnittenen, nicht vom Wurfwahl geräumten Kernflächen entstanden die heutigen größer geschnittenen Bannwälder "Silbersandgrube" (Bebenhausen), "Bayrischer Schlag" (Bad Waldsee) und "Fohlenhaus" (Langenau). Auch diese Prozeßschutzgebiete sind im Hinblick auf die Entwicklung von Wäldern recht klein; zudem sind sie in sich standörtlich uneinheitlich (BÜCKING 1997). Die Umgebung der nicht geräumten Wurf flächen war meist aus Forstschutzgründen geräumt worden, wurde vor Unterschutzstellung geräumt oder fiel alsbald der Ausbreitung der Borkenkäfer zum Opfer; einige Bestände verblieben auch bisher ohne Schaden. Hinzu kam, daß die ursprünglichen Kernflächen in behandlungsgeschichtlich uneinheitlichen Beständen liegen (Althölzer, Baumhölzer, Kulturflächen, Vorbauten, frühere Sturmwürfe, Versuchsflächen). Die durch vorausgehende Bestandesbehandlung gegebene Ausgangssituation ist im Detail nicht bekannt, insbesondere liegen keine flächenscharfen Angaben über spontane oder vollzogene Vorverjüngung vor. Diese Grundinformationen konnten auch nachträglich nicht mehr in der erforderlichen Genauigkeit ermittelt werden (vgl. Kap. 3.1, 3.4).

## **Bücking**

### **Zusammenfassung**

Im Sturmwurfprojekt in Baden-Württemberg wurden drei Flächen besonders intensiv untersucht. Es handelt sich um ehemalige Fichtenbestände anstelle ursprünglicher Laubwälder in den Forstlichen Wuchsgebieten Neckarland, Schwäbische Alb und Alpenvorland. Die entsprechenden Regionalwälder, die die klimabedingten regionalen natürlichen Baumartenzusammensetzungen widerspiegeln, sind: der Submontane Buchen-Eichen-Wald (Bebenhausen), der Kontinental-Submontane Buchenwald mit Eiche (Langenau) und der Submontane Buchen-Tannen-Wald mit Eiche (Bad Waldsee). Die Sturmwurfflächen bleiben als Bannwälder (Naturwaldreservate) auf Dauer unbewirtschaftet und stehen somit für die langfristige Beobachtung der Sukzession zur Verfügung.

## 2.2 Geoökologische Parameter

von K.-H. Pfeffer

### 2.2.1 Vorbemerkung

Die Forstdirektion Tübingen stellte für das PAÖ-Sturmwurfflächenprojekt drei Versuchsflächen zur Verfügung. Alle Flächen wiesen vor dem Sturmwurf des Winters 1990 eine hohe Fichtenbestockung auf und wurden nach dem Sturmwurfereignis nicht geräumt.

Im Rahmen der Sukzessionsforschung wurden 1992 wesentliche Standortparameter analysiert und eventuelle Veränderungen durch Kontrolluntersuchungen 1994 und 1996 überprüft. Grundlegende geoökologische Daten zu den Sturmwurfflächen sowie Veränderungen von einzelnen Parametern im Laufe der Entwicklung sind im folgenden exemplarisch aufgezeigt.

Die Untersuchungssturmwurfflächen liegen in drei für das Gebiet der Forstdirektion Tübingen typischen Naturräumen, deren Kenngrößen in Tab. 2.2-1 aufgezeigt sind:

- BAD WALDSEE - im Jungmoränengebiet des oberschwäbischen Hügellandes.
- LANGENAU - auf der verkarsteten Schwäbischen Alb im Gebiet der Flächenalb.
- BEBENHAUSEN - im Keuperbergland des Naturparkes Schönbuch.

### 2.2.2 Untersuchungsfläche Bad Waldsee

Diese Untersuchungsfläche liegt ca. 6 km südlich von Aulendorf, westlich der Schussen und oberhalb des Bahnhofes Durlesbach, unmittelbar südlich des inneren würmeiszeitlichen Endmoränenwalles. Das Gelände in etwa 540 m NN Höhe wird durch ein kuppiges Kleinrelief mit feuchten, vermoorten Hohlformen geprägt.

Aufschlüsse, Geländebegehungen und Bohrungen ergaben, daß über den würmeiszeitlichen glazialen Ablagerungen eine periglaziale Lage mit hohem Schluffanteil den oberflächennahen Untergrund prägt und daß auf den höheren Reliefteilen flache Dünen aufsitzen (SCHNEIDER 1993). Befunde, die durch die Arbeiten von SEMMEL (1973) und HORNIG et al. (1991) für Oberschwaben lokal bekannt waren und die flächenhaft durch die Arbeit von KÖSEL (1996) bestätigt wurden.

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2.2-1 bis Abb. 2.2-3 dokumentiert.

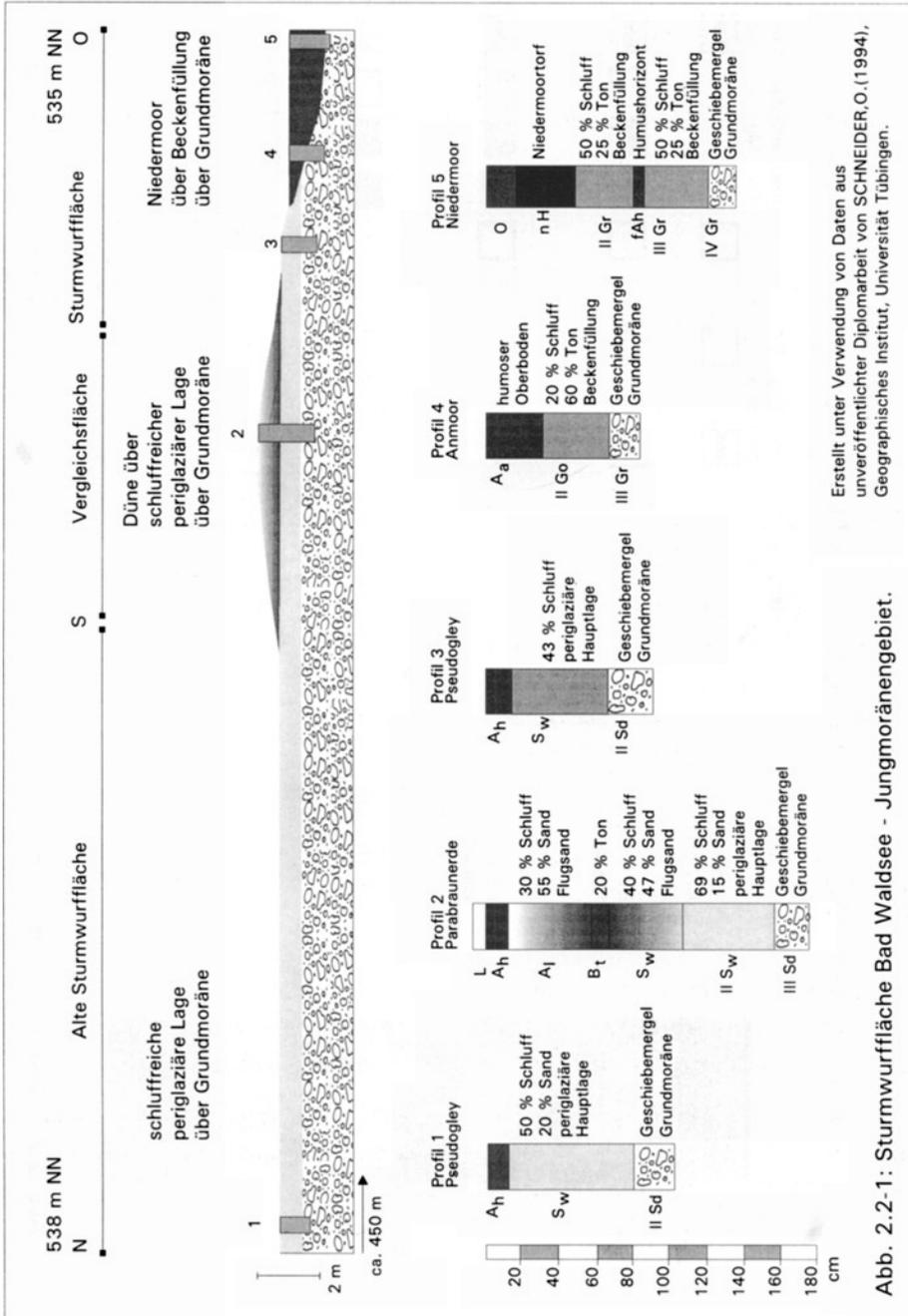
**Pfeffer**

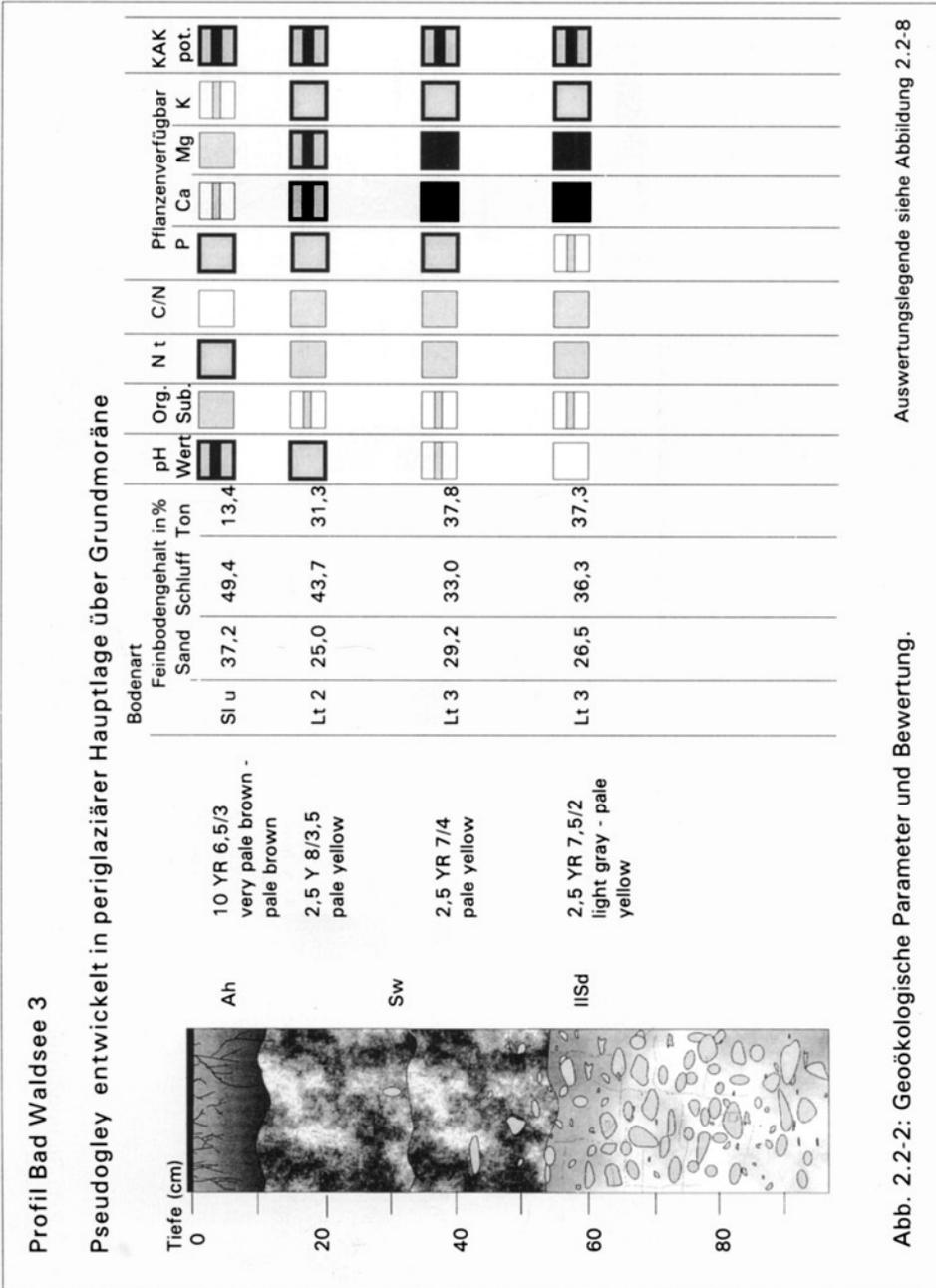
Tab. 2.2-1: Daten zu den Sturmwurfflächen.

	<b>BEBENHAUSEN</b>	<b>LANGENAU</b>	<b>BAD WALDSEE</b>
Forstbezirk Abteilung Sturmfläche 90	Bebenhausen Abt. 65 und 68 3 ha	Langenau Abt. 24 und 25 6 ha	Bad Waldsee Abt. 9 und 25 11 ha betroffen, Ne- ster-/Einzelwürfe
Distrikt	Distr. IV Bromberg	Distr. XXIV En- gelghäu	Distr. VII u. VIII Mochenwanger Wald und Röschenwald
Bannwaldbezeichnung	Silbersandgrube	Fohlenhaus	Bayrischer Schlag
Top. Karte 1 : 50 000	L 7520 Reutlingen	L 7526 Günzburg	L 8122 Weingarten
Koordinaten Rechtswert Hochwert	35 01 - 35 02 53 82 - 53 84	35 77 - 35 78 53 75 - 53 77	35 48 53 06 - 53 08
Meereshöhe (m NN)	540 - 560	550 - 565	535 - 540
Bezeichnung nach Forstliche Standorts- kartierung	Neckarland	Schwäbische Alb	Südwestdeutsches Alpenvorland
Klimabedingter Waldtyp	submontaner Buchen-Eichen- Wald mit Tanne	submontaner Buchenwald z.T. mit Eiche	submontaner Buchenwald z.T. mit Eiche (örtlich mit Tanne)
Naturräumliche Einordnung nach HUTTENLOCHER (1953)	Schönbuch und Glemswald	Mittlere Flächenalb	Oberschwäbisches Hügelland

Es wurden an Referenzstandorten Profilgruben angelegt, deren exakte Lage in den Tab. 2.2-2, 2.2-3 und 2.2-4 angegeben ist. Die Profilgruben wurden 1992, 1994 und 1996 beprobt und gemäß den bodenkundlichen Methoden (BECK, BURGER & PFEFFER 1995) analysiert.

Es wurden nach den Bewertungstabellen der AG BODEN (1995) und SCHLICHTING, BLUME & STAHR (1995) Zuordnungen vorgenommen und Bewertungsdiagramme erstellt, wie sie in den Abb. 2.2-2, 2.2-3, 2.2-5, 2.2-6, 2.2-8 und 2.2-9 dokumentiert sind.





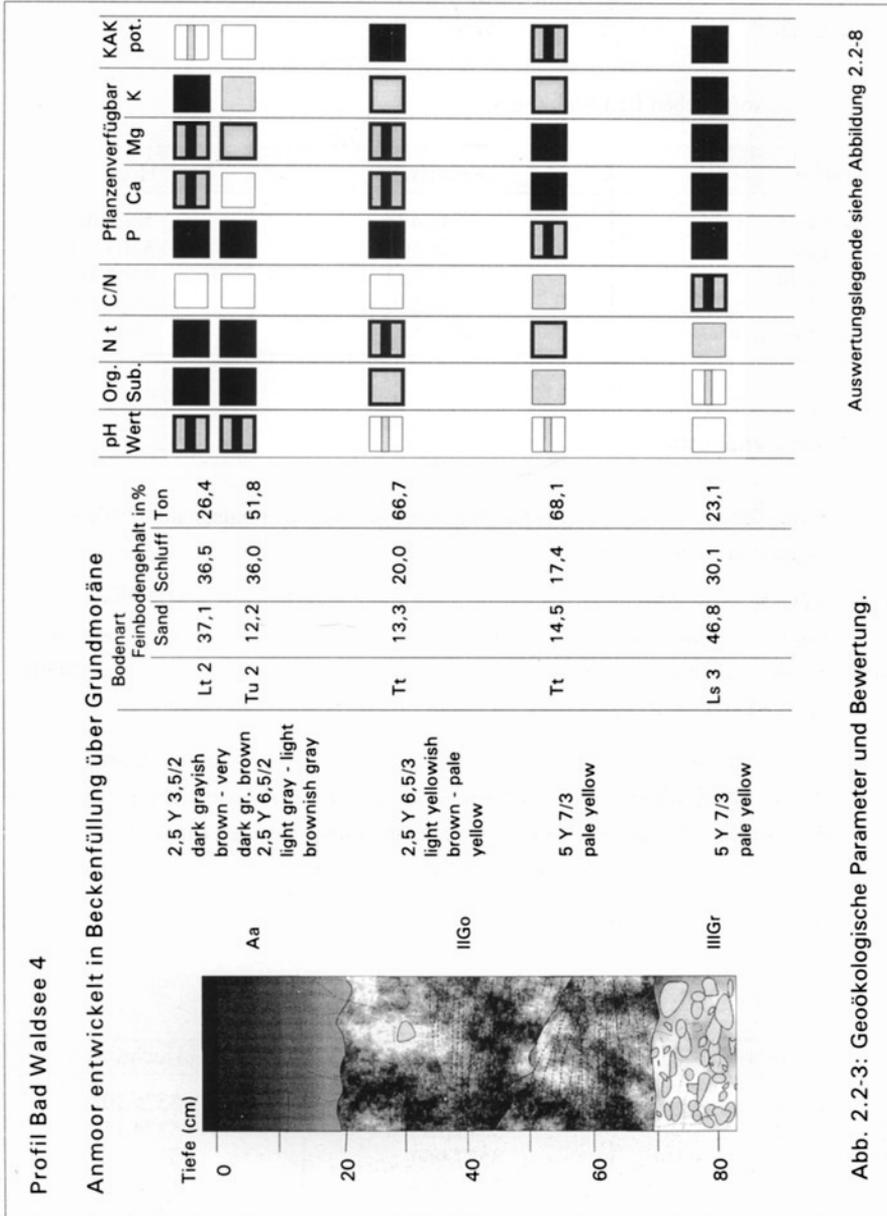


Abb. 2.2-3: Geökologische Parameter und Bewertung.

## Pfeffer

Eine Betrachtung der jeweiligen Flächen unter forstandortkundlichen Gesichtspunkten erfolgt im Beitrag 2.3.

Tab. 2.2-2: Profilgruben Bad Waldsee.

Profilgrube	Rechtswert	Hochwert
Bad Waldsee 1	3548,477	5308,011.5
Bad Waldsee 2	3548,500	5307,850
Bad Waldsee 3	3548,522.5	5307,880
Bad Waldsee 4	3548,529.5	5307,882
Bad Waldsee 5	3507,543	5307,875

### 2.2.3 Untersuchungsfläche Langenau

Diese liegt auf der verkarsteten Schwäbischen Alb oberhalb der Fohlenhaus-Höhle südlich des Lonetales im Bereich der Flächenalb.

Auch hier belegen die flächenhaften Sturmwurfaufschlüsse eine periglaziäre Überprägung des anstehenden Kalkes mit vorzeitigen Paläobodenresten (Bohnerz, Kaolintone, Terra fusca) und decken sich mit Ergebnissen von bodenkundlichen Aufnahmen an zahlreichen Stellen der Schwäbischen Alb (BLEICH et al. 1987).

Die ebene Fläche in 565 m NN Höhe weist eine Lößüberdeckung auf, die nach Süden zunimmt. Unmittelbar am Lonetal erfaßt die Sturmwurffläche einen nach Westen abfallenden, muldenförmigen Beginn eines kurzen, steilen Lonesentaltalanfanges, in dessen Einzugsgebiet lokal eine Erosion der periglaziären Lagen zu beobachten ist.

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2.2-4 bis 2.2-6 dokumentiert.

Tab. 2.2-3: Profilgruben Langenau.

Profilgrube	Rechtswert	Hochwert
Langenau 1	3578,108	5376,108
Langenau 2	3577,942	5376,150
Langenau 3	3577,960	5376,168
Langenau 4	3578,092	5376,026
Langenau 5	3578,110	5376,026
Langenau 6	3578,099	5376,034
Langenau 7	3578,113	5376,010
Langenau 8	3578,482	5376,588

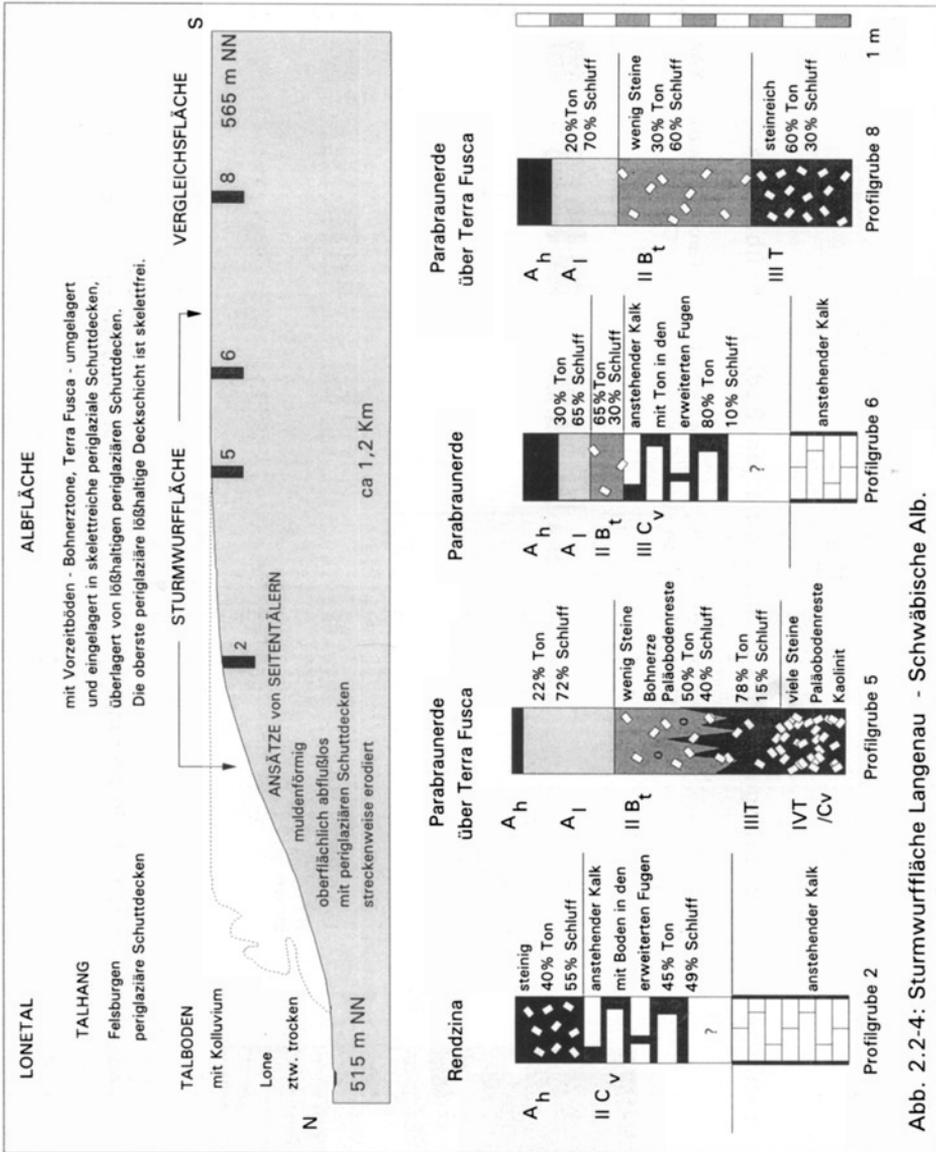
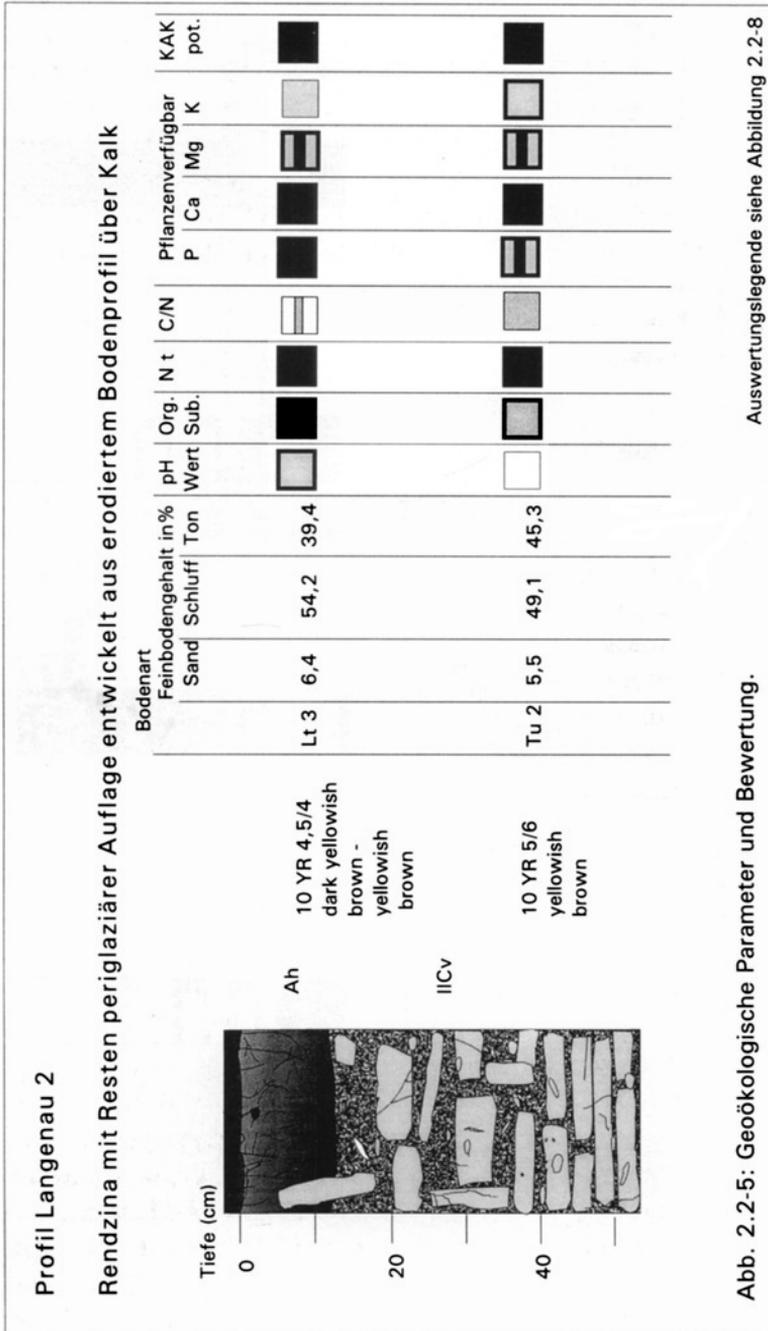


Abb. 2.2-4: Sturmwurffläche Langenau - Schwäbische Alb.



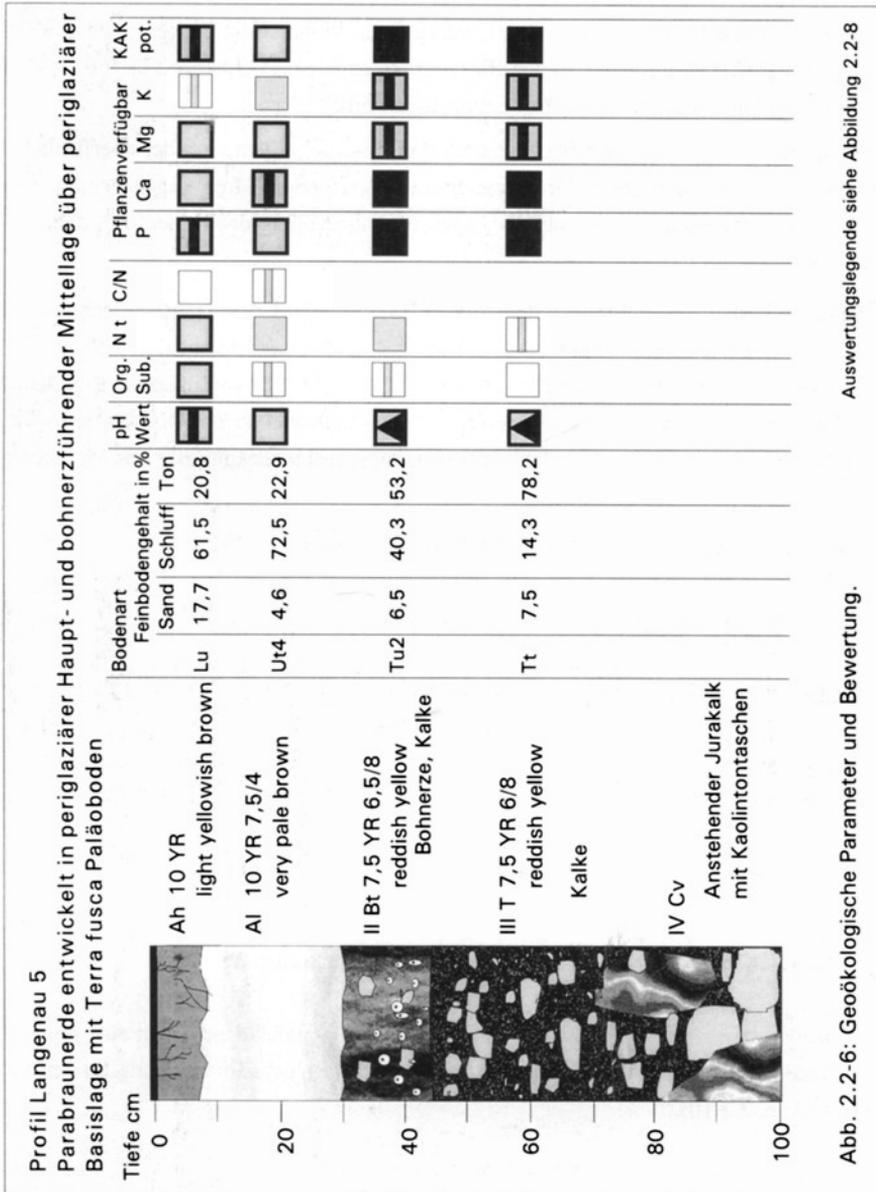


Abb. 2.2-6: Geoökologische Parameter und Bewertung.

Auswertungslegende siehe Abbildung 2.2-8

### **2.2.4 Untersuchungsfläche Bebenhausen**

Die Sturmwurffläche Bebenhausen liegt im Naturpark Schönbuch im Keuperbergland auf dem Bromberg, einem Riedel mit einer an den Rätsandstein angelehnten Ebenheit in 550 m NN Höhe, die von dem flachen Beginn einer Delle modelliert wird.

Die vielen, durch die Sturmwürfe flächenhaften Aufschlüsse zeigten, daß der oberflächennahe Untergrund über den anstehenden Keupersandsteinen von periglaziären Lagen geprägt wurde, wobei eine Lößkomponente in den oberen Lagen und als Füllung der Dellenform deutlich erkennbar war.

Diese Befunde bestätigten in flächenhaften Aufschlüssen, die aus dem landschaftsökologischen Forschungsprojekt Schönbuch (EINSELE 1986; zu den Böden und periglaziären Schuttdecken besonders BIBUS 1986) und aus der Dissertation von JUNG (1991) vorliegenden Befunde. Am südöstlichen Rand der Fläche belegen Steinpflaster unmittelbar unter der Oberfläche sowie gekappte Bodenprofile, daß hier im Verlaufe der Nutzungsgeschichte Eingriffe des Menschen erfolgten.

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2.2-7 bis 2.2-9 dokumentiert.

Tab. 2.2-4: Profilgruben Bebenhausen.

Profilgrube	Rechtswert	Hochwert
Schönbuch 1	3501,722	5383,542
Schönbuch 2	3501,695	5383,540
Schönbuch 3	3501,819	5383,441
Schönbuch 4	3501,820	5383,282
Schönbuch 5	3501,813	5383,339

### **2.2.5 Oberflächennaher Untergrund, Böden und Wasserhaushalt**

Für Böden, Wasserhaushalt und Pflanzenwuchs haben die periglaziären Lagen eine große ökologische Bedeutung. Die Böden sind in allen Untersuchungsgebieten in den periglaziären Lagen entwickelt (Abb. 2.2-10).

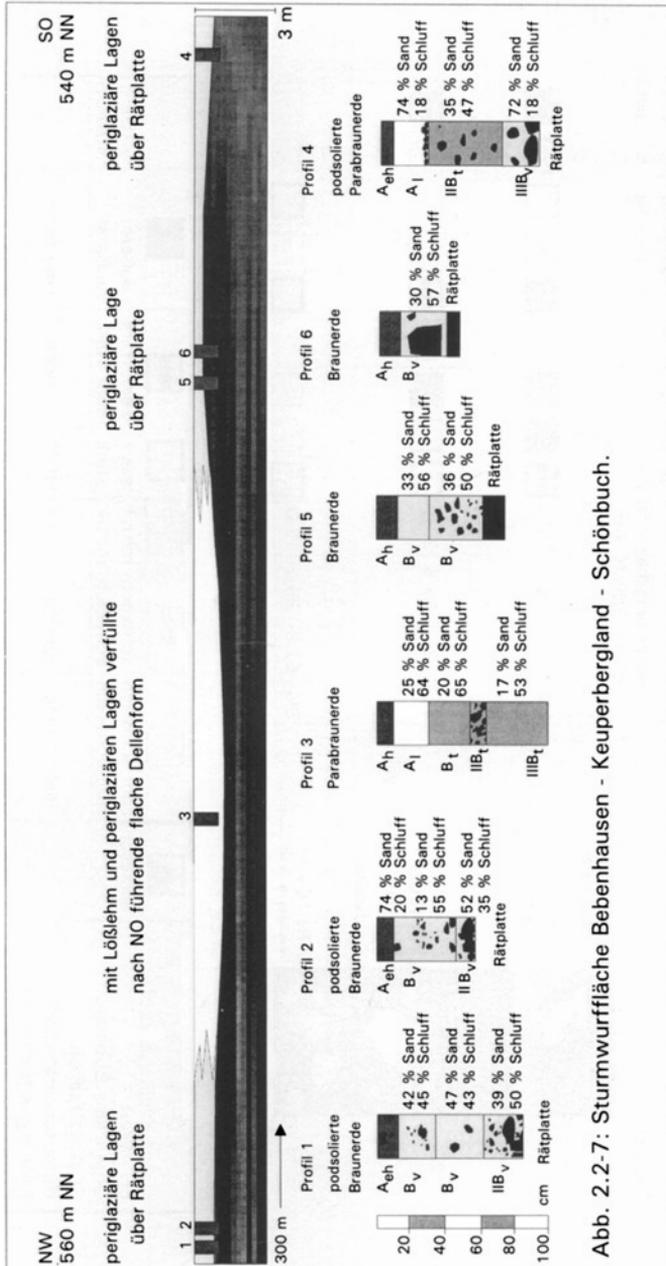


Abb. 2.2-7: Sturmwurffläche Bebenhausen - Keuperbergland - Schönbuch.

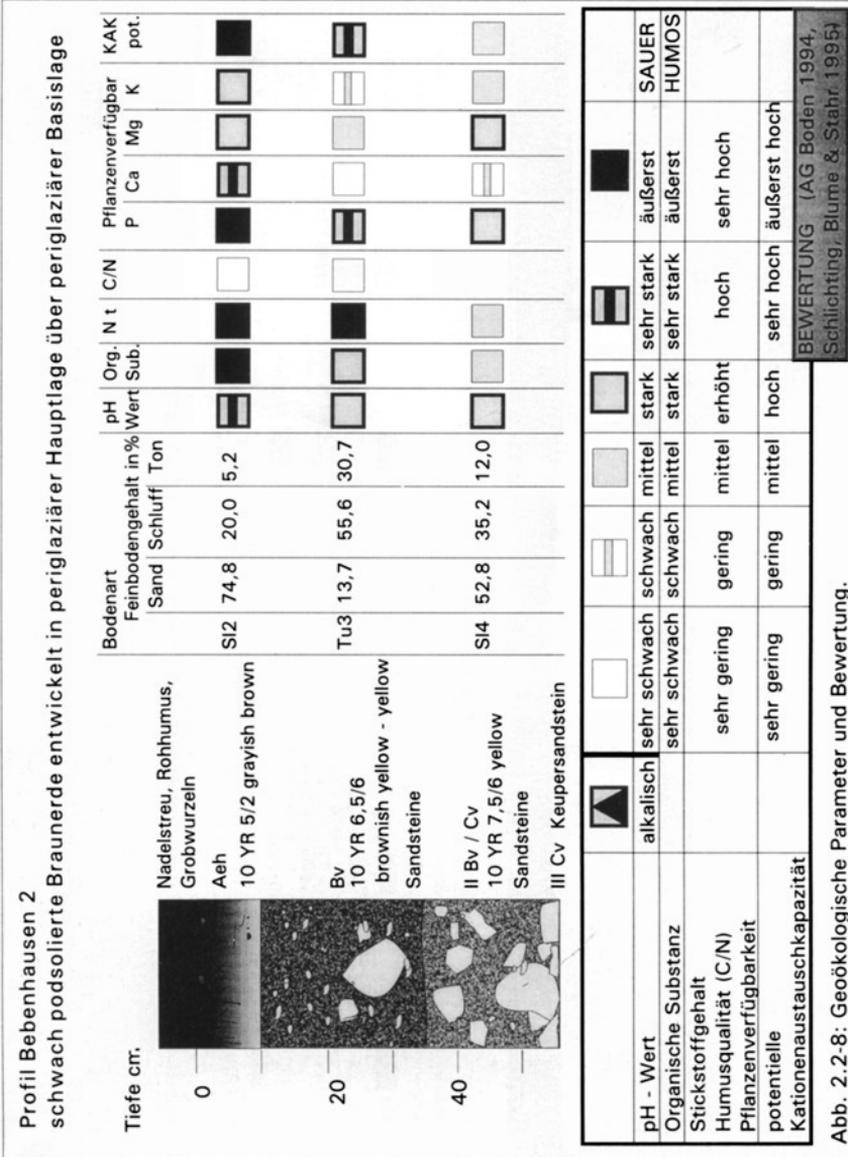


Abb. 2.2-8: Geoökologische Parameter und Bewertung.

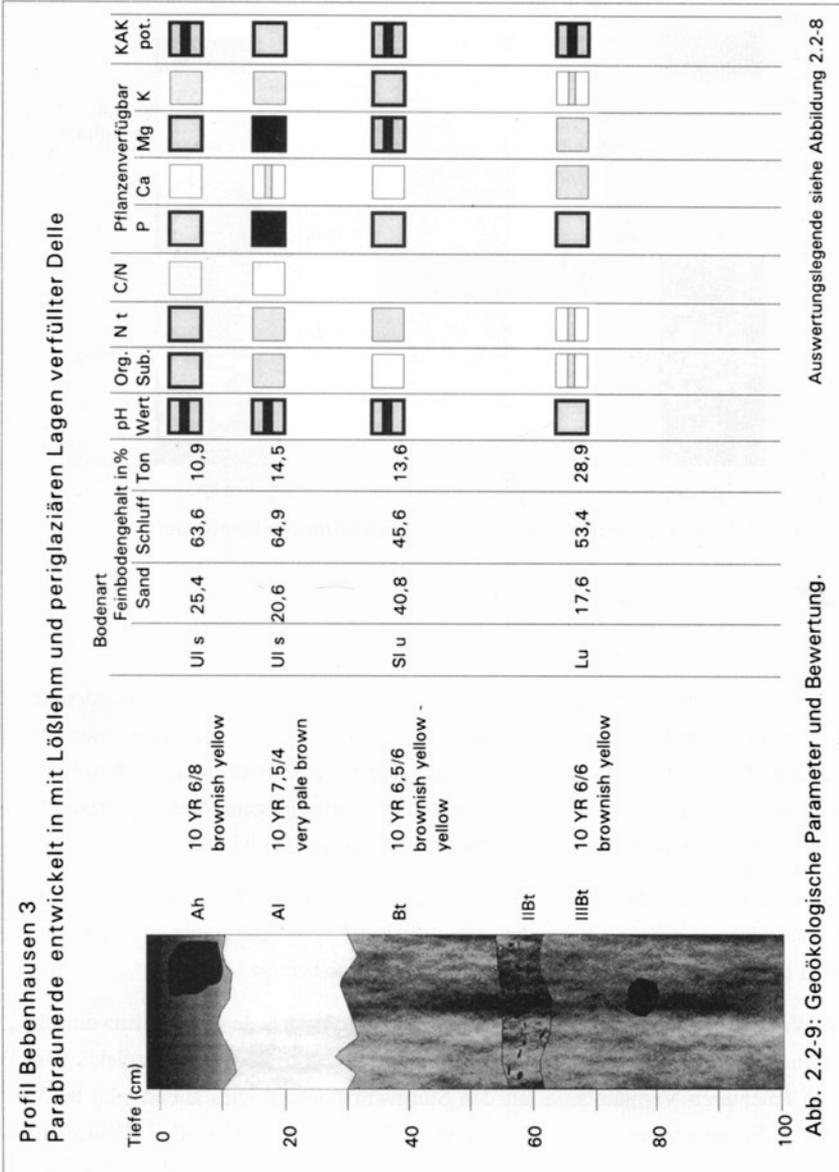
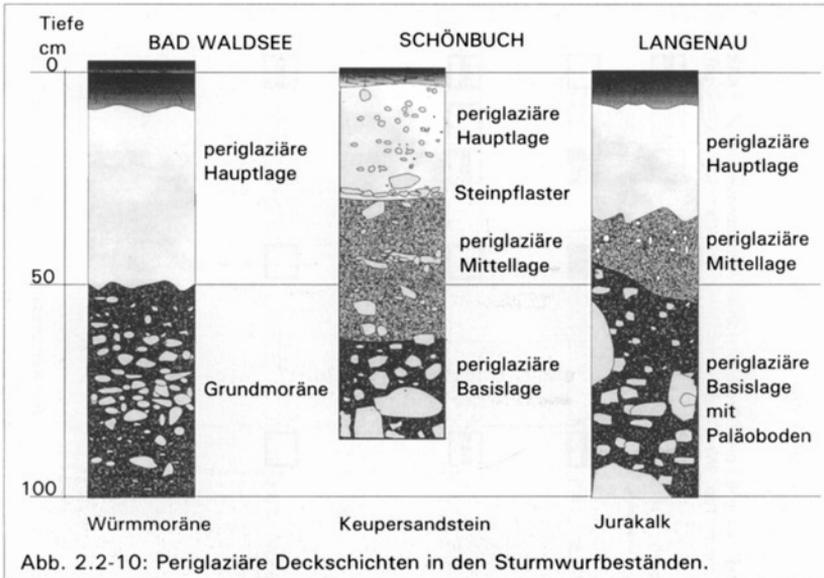


Abb. 2.2-9: Geökologische Parameter und Bewertung.

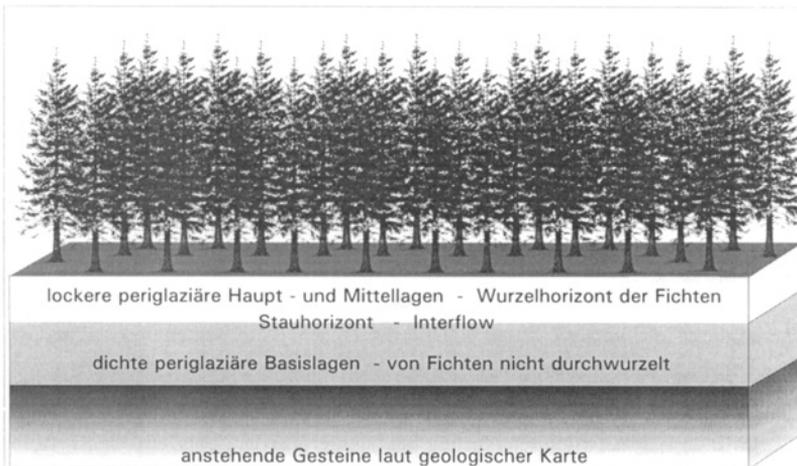


In allen Untersuchungsflächen handelt es sich bei den Böden um zonale Braunerden und Parabraunerden in den periglaziären Schuttdecken; in Bad Waldsee ist durch die Formen der glazialen Serie und der an diese ausgerichteten Hydrographie eine hydromorphe Abfolge bis zum Moor hin entwickelt. Die Böden sind teilweise durch anthropogene Nutzung erodiert, und es haben sich nachfolgend Rohböden bzw. Rendzinen (Langenau) entwickelt.

Die periglaziären Lagen bestimmen den Wasserhaushalt und die Wasserbewegungen im oberflächennahen Untergrund. Die liegenden periglaziären Lagen sind gegenüber den hängenden, lößhaltigen Lagen wasserstauend, und an den Grenzflächen erfolgt Interflow.

Mit dem Wegfall der Interzeption der Baumschicht erhöht sich der Bestandsniederschlag und führt zusammen mit dem Wegfall der Transpiration der Baumschicht im Vergleich zum Waldbestand zu feuchteren Verhältnissen auf den Sturmwurfflächen. Dies äußert sich im Vegetationsbild durch Feuchtezeiger, und die Profilgruben der Versuchsflächen Bad Waldsee und Langenau wurden in den feuchteren Jahren seit 1993 durch Interflowwasser überflutet. Die Dissertation von KÖRNER (1996) über Abflußbildung, Interflow und Stoffbilanz im Waldgebiet des Schönbuch liefert quantifizierende Daten aus dem Keuperbergland zu diesen Geländebeobachtungen.

Aus den Wurzeltellern der geworfenen Fichten und den mit den Wurzeltellern verbundenen periglaziären Substraten (s. Abb. 2.2-11) geht hervor, daß die Fichten nur in den lockeren oberflächennahen Lagen wurzeln und daß die Wurzeln nicht in die dichteren, wasserstauenden Horizonte eingedrungen sind. Selbst über 20 m lange Stämme haben mitunter nur 40 bis 60 cm tiefgreifende - der Mächtigkeit der periglaziären Hauptlage angepaßte - Wurzelteller. Somit wird die Ausprägung der periglaziären Lagen zum entscheidenden Faktor für die Ausbildung des Wurzelsystems, und aus der Mächtigkeit und Konsistenz der oberen periglaziären Lagen lassen sich Prognosen für die Sturmwurfgefährdung ableiten.



BEBENHAUSEN	LANGENAU	BAD WALDSEE	
<b>lockere Substrate, in denen die Wurzeln der Fichten ausgebildet sind</b>			
periglaziäre Haupt- und Mittellage	periglaziäre Haupt- und Mittellage	Dünen periglaziäre Hauptlage	Niedermoororf
<b>Interflowhorizont - dichtere Substrate, von den Fichten nicht durchwurzelt</b>			
periglaziäre Basislage	periglaziäre Basislage mit Paläoböden		Beckenton
Keupersandstein	Jurakalke	würmeiszeitliche Grundmoräne	

Abb. 2.2-11 : Wurzelbereich der Fichten in Relation zu periglaziären Lagen

## **2.2.6 Veränderungen einiger geökologischer Parameter im Zeitraum 1992 bis 1996**

Generell ist anzumerken, daß bei bodenkundlichen Analysen, insbesondere bei Zeitreihenanalysen, durch die Inhomogenität des Substrates die Streuung der Meßwerte groß sein kann. Es zeigte sich, daß bereits beim Anlegen der Profilgruben lokal durch den Aushub ebenso wie durch die mit den Wurzelltellern herausgerissenen Bodenpartikel eine Veränderung des Mikrostandortes erfolgen kann. Bei der erneuten Beprobung wurde die Profilgrubenwand weiter zurückgegraben. Besonders bei der Streuauflage und dem humosen Oberboden sind lokale Abweichungen im Bewuchs, dem Mikrorelief und auch der von den Pflanzen bestimmten organischen Auflage nicht zu verhindern, so daß Streuungen in den Analysewerten möglich sind. Weiterhin bewirkt der wegen Fehlens einer Baumschicht feuchtere Standort einen verstärkten Interflow, so daß durch laterale Zu- und Abfuhr Veränderungen von Bodenparametern möglich sind.

Dem wurde entgegengewirkt, in dem Bodenproben von benachbarten Stellen einbezogen wurden, so daß die nachfolgenden Aussagen wenigstens im Trend und in den entscheidenden Größenordnungen abgesichert sind.

### **2.2.6.1 pH-Wert**

Die 1992 gemessenen pH-Werte zeigten, daß die Böden sehr sauer waren und nur bei periglaziären Lagen mit Kalkskelettanteil in Langenau eine Pufferung erfolgte (s. hierzu die Abb. 2.2-2, 2.2-3, 2.2-5, 2.2-6, 2.2-8, und 2.2-9). 1994 zeigte sich bei einigen Profilen im Oberbodenbereich ein Anstieg. 1996 konnte ein weiterer Anstieg beobachtet werden, aber einzelne Profile wiesen nach dem Anstieg von 1994 keine weitere Veränderung auf und überraschenderweise war bei drei Profilen eine erneute Versauerung zu beobachten. Hier gingen die unmittelbar an der Probenentnahmestelle vorhandenen, sehr lokalen Vegetationsbedingungen in die Analysen ein.

In ehemaligen Fichtenreinbeständen mit einer mehreren Zentimeter mächtigen Anhäufung von Nadelförna hat sich im Laufe der Bestandesentwicklung eine Laubvegetation entwickelt, was die pH-Werte verändert hat, wie in den Tab. 2.2-5 und 2.2-7 aufgezeigt wird. Hat sich dagegen lokal Fichtenjungwuchs durchgesetzt, so traten pH-Änderungen nicht oder nur vorübergehend auf.

Darüber hinaus zeigt sich, daß durch abgefallene Borken lokal eine Stoffzufuhr erfolgte. Die Stämme selbst haben in Langenau und im Schönbuch wohl noch keinen Einfluß auf die Bodenparameter, dagegen ist die Zersetzung der Stämme in Waldsee durch die Beschattung der Sturmwurffläche und die damit feuchteren Bedingungen weiter fortgeschritten, so daß Einflüsse nicht auszuschließen sind.

Kaum Veränderung in den pH-Werten zeigen die Referenzstandorte in den Waldgebieten, so daß die in den Profilgruben der Sturmwurfflächen ermittelten Veränderungen nicht auf übergeordnete Parameter, sondern auf die lokalen, durch die Bestandsentwicklung gesteuerten Gegebenheiten zurückzuführen sind.

Tab. 2.2-5: Veränderungen der pH-Werte im Laufe der Bestandesentwicklung.

Podsoliierte Parabraunerde (Sturmwurffläche Bebenhausen - Profilgrube 4)			
Bodenhorizont	pH-Wert		
	1992	1994	1996
Ah	2,8	3,3	3,6
Ae	3,5	4,0	4,0
Al	3,8	4,2	4,0
Bt	3,6	4,0	3,8

Die pH-Werte kommen im Laufe der Entwicklung in die Größenordnung von Parabraunerde-Buchenstandorten, wie sie vergleichsweise am NO-Hang des Bromberges aufgenommen wurden (s. Tab. 2.2-6).

Tab. 2.2-6: Parabraunerde unter Buchenwald.

Bodenhorizont	pH-Wert	Werte aus unveröffentlichter Diplomarbeit BAUMANN, A. (1996): Geographisches Institut, Universität Tübingen.
Ah	4,4	
Al	3,7-3,8	
Bt	3,4-3,5	

Diese Aussage gilt auch für die Sturmwurffläche Langenau (Tab. 2.2-7). Die Werte erreichen ebenfalls die Größenordnung von einer Parabraunerde unter Buchenwald nördlich des Lonetales in unmittelbarer Nähe der Sturmwurffläche (Tab. 2.2-8).

**Pfeffer**

Tab. 2.2-7: Änderungen in den pH-Werten im Laufe der Bestandesentwicklung.

Parabraunerde über Terra fusca (Sturmwurffläche Langenau Profilgrube 6)			
Bodenhorizont	pH-Wert		
	1992	1994	1996
Ah	3,4	3,5	4,7
Al	4,3	4,3	5,4
Bt	6,6	6,6	6,9
T	7,2	7,6	7,5

Tab. 2.2-8: pH-Werte einer Parabraunerde über Terra fusca im Buchenwald - Langenau, nördlich des Lonetales.

Bodenhorizont	pH-Wert	Werte aus unveröffentlichter Diplomarbeit LEYK, M. (1998): Geographisches Institut, Universität Tübingen.
Ah	4,8	
Al	5,9	
Bt	6,9	
T	7,2	

**2.2.6.2 Organische Substanz**

Die 1992 analysierten Proben zeigten in den Oberböden und Streuauflagen sehr hohe Gehalte an organischer Substanz (s. hierzu die Abb. 2.2-2, 2.2-3, 2.2-5, 2.2-6, 2.2-8 und 2.2-9). 1994 konnte bei einigen Profilen eine Verringerung nachgewiesen werden, ein Trend, der sich in den Analysen von 1996 fortsetzte (Tab. 2.2-9).

Im Vergleich mit den vom Sturmwurf nicht betroffenen Waldbeständen (Tab. 2.2-10) zeigte sich, daß der Abbau der organischen Substanz so stark ist, daß die Werte unter die einiger unveränderter Waldbestände absinken. Offensichtlich ist der Abbau stärker als die Nachlieferung durch die Vegetation.

Tab. 2.2-9: Veränderungen der organischen Substanz im Laufe der Bestandsentwicklung.

Podsolierte Parabraunerde (Sturmwurffläche Bebenhausen Profilgrube 4)			
Bodenhorizont	Organische Substanz [%]		
	1992	1994	1996
Ah	38	30	8
Ae	9	6	5

Parabraunerde über Terra fusca (Sturmwurffläche Langenau Profilgrube 6)			
Bodenhorizont	Organische Substanz [%]		
	1992	1994	1996
Ah	23	10	10
Al	4	4	3

Pseudogley (Sturmwurffläche Bad Waldsee Profilgrube 1)			
Bodenhorizont	Organische Substanz [%]		
	1992	1994	1996
Ah (0-5 cm)	34	12	4
Ah (5-9 cm)	3	3	4

Tab. 2.2-10: Gehalt an organischer Substanz in vom Sturmwurf nicht betroffenen unveränderten Waldbeständen (Quellenangabe s. Tab. 2.2-12).

Bebenhausen				Langenau		Bad Waldsee	
Parabraunerde Buchenwald		Braunerde Fichtenwald		Parabraunerde Buchenwald		Pseudogley Fichtenwald	
	% org. Subst.		% org. Subst.		% org. Subst.		% org. Subst.
Ah	12	Aeh	14	Ah	17	Ah	20
Al	3	Bv	4	Al	4	Sw	6

## Pfeffer

### 2.2.6.3 Stickstoffgehalt (N<sub>i</sub>)

Ergaben die 1992er Werte noch hohe Gehalte, so gab es bei einigen Profilen bis 1996 starke Rückgänge (Tab. 2.2-11). Auch hier, ähnlich wie bei der organischen Substanz, unterschritten die Meßwerte diejenigen der unbeeinflussten Waldgebiete (Tab. 2.2-12) deutlich.

Tab. 2.2-11: Veränderungen des Stickstoffgehaltes im Laufe der Bestandesentwicklung.

Podsoliierte Parabraunerde (Sturmwurffläche Bebenhausen Profilgrube 4)			
Bodenhorizont	N <sub>i</sub> [%]		
	1992	1994	1996
Ah	0,74	0,27	0,08
Ae	0,12	0,08	0,07

Parabraunerde über Terra fusca (Sturmwurffläche Langenau Profilgrube 4)			
Bodenhorizont	N <sub>i</sub> [%]		
	1992	1994	1996
Ah	0,43	0,18	0,22
Al	0,14	0,08	0,06

Pseudogley (Sturmwurffläche Bad Waldsee Profilgrube 1)			
Bodenhorizont	N <sub>i</sub> [%]		
	1992	1994	1996
Ah (0-5 cm)	0,59	0,27	0,08
Ah (5-9 cm)	0,09	0,09	0,07

In der Literatur ist neuerdings über beträchtliche Stickstoffausträge in Form von Nitrat unmittelbar nach Sturmwurfereignissen berichtet worden (MELLERT et al. 1996). In der Arbeitsgruppe von Prof. OBERWINKLER konnten im Rahmen einer Dissertation (GÖRKE 1998) Ionenchromatographenanalysen von Ausgleichslösungen aus Oberböden an von uns im Schönbuch angelegten Profilgruben erstellt werden, die sehr hohe Werte von Nitrat und Ammonium zeigten.

Offensichtlich wurden nach dem Sturmwurfereignis die vorhandenen Stickstoffvorräte rasch mobilisiert, und ebenso wie bei der organischen Substanz kann die Folgevegetation noch nicht genügend Stickstoff nachliefern.

Tab. 2.2-12: Gehalt an (Nt) in vom Sturmwurf nicht betroffenen unveränderten Waldbeständen.

Bebenhausen				Langenau		Bad Waldsee	
Parabraunerde Buchenwald		Braunerde Fichtenwald		Parabraunerde Buchenwald		Pseudogley Fichtenwald	
Bodenh.	% Nt	Bodenh.	% Nt	Bodenh.	% Nt	Bodenh.	% Nt
Ah	0,3	Aeh	0,3	Ah	0,4	Ah	0,5
Al	0,1	Bv	0,1	Al	0,1	Sw	0,2

Werte aus unveröffentlichten Diplomarbeiten BAUMANN, A. (1996): Geographisches Institut, Universität Tübingen, GERSTENBERGER, B. (1995): Geographisches Institut, Universität Tübingen, LEYK, M. (1998): Geographisches Institut, Universität Tübingen.

### 2.2.7 Fazit und Ausblick

In der Zeit von 1992 bis 1996 ergaben sich auf den drei untersuchten Sturmwurfflächen signifikante Veränderungen einiger wichtiger bodenchemischer Parameter. Der Trend zeigt auf pH-Anstieg, auf Humusabbau und auf Stickstoffaustrag; allerdings beeinflussen auch sehr lokale Faktoren diesen Prozeß.

Aufgabe der Zukunft wird es sein zu beobachten, wie rasch und wie weit sich Bodenparameter wieder dem Zustand in Waldbeständen nähern, die nicht vom Sturmwurf beeinflußt wurden.

### Zusammenfassung

Die von der Forstdirektion Tübingen für das PAÖ Sturmwurfflächenprojekt bereitgestellten Flächen Bad Waldsee, Langenau und Bebenhausen wurden 1992 geoökologisch aufgenommen und die wesentlichen Standortparameter analysiert. 1994 und 1996 wurden eventuelle Veränderungen wesentlicher Standortparameter überprüft.

Die Versuchsflächen liegen in typischen Naturräumen Südwestdeutschlands: Bad Waldsee im Jungmoränengebiet, Langenau auf der Flächenalb der Schwäbischen Alb und Bebenhausen im Keuperbergland.

## **Pfeffer**

Die Befunde ergaben, daß für die geoökologischen Standortparameter nicht die auf den geologischen Karten dargestellten Gesteine wesentlich sind, sondern die auf den anstehenden Gesteinen auflagernden periglaziären Lagen. Die Böden sind in diesen Deckschichten entwickelt. Es sind Braunerden und Parabraunerden sowie in Bad Waldsee reliefbedingt hydromorphe Böden. Diese wurden in Profilstrecken dokumentiert und an Referenzstandorten analysiert.

Als Folge der Fichtenbestockung waren die Oberböden vor dem Sturmwurf durch niedrige pH-Werte und hohe Gehalte an organischer Substanz und Gesamtstickstoff gekennzeichnet. Im Anschluß an das Sturmwurfereignis stieg der pH-Wert, unterlagen die Vorräte an organischer Substanz und an Gesamtstickstoff einem Abbau und nahm die Bodenfeuchtigkeit zu.

## 2.3 Standortkundliche Untersuchungen

von A. Kumpf

### 2.3.1 Einleitung

Die Forstliche Standortkartierung hat die Aufgabe, die für das Baumwachstum wesentlichen Standortunterschiede zu erfassen und auf Karten darzustellen. Sie ist praxisorientiert, auf den Waldbau im Forstbetrieb hin ausgerichtet und liefert die standörtliche Grundlage für die Baumartenwahl in der forstlichen Betriebsplanung. Die Standortkarte ist weder eine reine Boden- noch eine reine Vegetationskarte sondern eine Art Kombination von beiden; sie berücksichtigt jedoch zudem noch eine Reihe weiterer, baumökologisch bedeutsamer Faktoren. Auf Versuchs- und Beobachtungsflächen ist die Standortkartierung zunächst Teil der Zustandserfassung. Darüber hinaus ist sie jedoch hier die Grundlage für die Untersuchung zahlreicher standortsbezogener Fragestellungen. Insbesondere erlaubt sie es, das Wuchs- und Konkurrenzverhalten der Baumarten auf den verschiedenen Standorten ohne den Eingriff des Menschen zu beurteilen bzw. die Wuchs- und Konkurrenzkraft in Abhängigkeit vom Standort zu untersuchen. Dadurch sind waldbauliche Vergleiche und mittel- bis langfristig auch generelle, standortsbezogene, waldbauliche Aussagen möglich. Interessant ist ferner die Frage, zu welchen natürlichen Waldgesellschaften hin sich selbst überlassene Bestände (Sturmwurfflächen, Bannwälder) unter den heute herrschenden Bedingungen entwickeln werden (HEGELAU 1985).

Im Folgenden wird eine Übersicht über die standortkundliche Situation auf den Sturmwurfflächen gegeben. Auf eine waldbauliche Bewertung wurde verzichtet, da die Flächen als Bannwälder ausgewiesen sind und keiner forstlichen Nutzung mehr unterliegen.

### 2.3.2 Methoden

#### *Standortseinkartierung*

Die Standortseinkartierungen wurden 1995 und 1996 nach den Arbeitsanweisungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg, Abt. Botanik und Standortkunde durchgeführt.

Die Ansprache des Bodensubstrates erfolgte anhand von Bohrstockproben, die an sämtlichen Rasterpunkten sowie an zahlreichen Zusatzpunkten gezogen wurden. Dadurch wurde eine deutliche Präzisierung in der Ausscheidung und Abgrenzung der verschiedenen Standortseinheiten erreicht. Die Ergebnisse der Einkartierungen sind auf Flurkarten im Maßstab 1:2.500 festge-

## **Kumpf**

halten, aus denen mit einem Geographischen Informationssystem die Standortskarten (s. Farbtafel 2) erstellt wurden.

### *Ansprache der Humusformen*

An den Rasterpunkten wurde die Humusform im Anhalt an die „Forstliche Standortaufnahme“ (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996) erhoben. Die detaillierten Untersuchungsbefunde sind bei der FVA Freiburg hinterlegt.

### **2.3.3 Ergebnisse**

#### **2.3.3.1 Bebenhausen (Bannwald „Silbersandgrube“, Staatswald Distr. IV, Abt. 65 und 68)**

##### *Lage, Morphologie*

Es handelt sich um eine mit 3 bis 5 % Neigung leicht von W nach O und SO einfallende Hochfläche auf der sog. südlichen Schönbuchscholle am SO-Rand des Bromberges. Die Hochfläche wird im S und O von den mehr oder weniger steilen Knollenmergel-Einhängen zum Großen und Kleinen Goldersbach umschlossen. Die Meereshöhen des Bannwaldes liegen bei 560 m NN im NW und 540 m NN im SO. Trotz Plateaulage über einem ausgesprochenen „Härtling“ existiert ein kleinflächig wechselndes Oberflächenrelief; nach O und SO deutlicher konkave Geländepartien. Im SW schließt die Untersuchungsfläche direkt mit der auffälligen Kante der „Rätplatte“ ab (Schneisenweg).

##### *Geologie*

Es dominieren plateauförmige, harte Sandsteinablagerungen des Oberen Keupers (ko) mit den herkömmlichen Bezeichnungen „Rät“, „Rätsandstein“, die insbesondere im Bereich des Bromberges und dessen näherer Umgebung flächig auftreten und Mächtigkeiten von ca. 4 bis 8 m erreichen (größte zusammenhängende Fläche in Württemberg). Die rätische Stufe schließt bei Bebenhausen mit Lagen von „Bonebed“ ab (s. Steinbruch auf dem gegenüberliegenden Stungart-Plateau), die u.a. Zähne von therapsiden Reptilien (*Triglyphus*) und frühen Säugetieren (*Microlestes*) enthalten (GEYER & GWINNER 1991). Das frühere Lias-Material ist hier weitgehend abgetragen worden. Auf der leicht geneigten Untersuchungsfläche sind von O (Leeseite) her eiszeitliche Lehme unterschiedlicher Zusammensetzung und Herkunft aufgelagert, die nach W und SW hin ausdünnen. Diese feinen, ockerfarbenen bis rötlich-braunen Lehme haben bei größerer Mächtigkeit örtlich die Tendenz zur Vernässung.

Der im westlichen Teil der Fläche fast bis an die Oberfläche anstehende „Rätsandstein“ ist frisch hellgrau, in der angewitterten Form meist gelblich bräunlich und zeichnet sich durch große Härte aus. Er tritt grobplattig oder in Form von Blöcken bis an die Oberfläche; in anderen Fällen kommen unterschiedlich dichte, scharfkantige Schuttdecken vor. Häufig liegen Gesteinsbrocken dem Mineralboden auf. Das feinkörnige Gestein verwittert zu einem äußerst feinen Sand, dem sog. „Silbersand“, dessen Aussehen durch zahlreiche Glimmerschüppchen hervorgehoben wird (Abteilungsname „Silbersandgrube“; HÄBERLE 1977).

Die neben den Sandsteinlagen ebenfalls im Oberen Keuper auftretenden, geringmächtigen grauen Tone („Rättone“) wurden auf der Sturmwurflläche nicht erbohrt.

### *Regionale Gliederung, Regionalwald*

Der Bannwald liegt im Wuchsgebiet 4 Neckarland; Wuchsbezirksgruppe 4/13 Schönbuch und Rammert; Wuchsbezirk 4/13a Schönbuch und Keuperhöhen um Stuttgart (ALDINGER et al. 1998). Der Regionalwald ist ein *Submontaner Buchen-Eichen-Wald*.

Die Wuchsbezirksgruppe 4/13 ist die wärmste submontane Wuchsbezirksgruppe in Baden-Württemberg; sie wird treffender als „warm-trocken-submontan“ bezeichnet. Folglich kann in 4/13 auch von einer verhältnismäßig eichenreichen Variante des submontanen Buchen-Eichen-Waldes ausgegangen werden. Von HAUFF wurden 1969 im Westteil des Schönbuchs Pollenanalysen durchgeführt, deren Entnahmeort nur rund 4 km von der Sturmwurflläche entfernt liegt. Für die Stufe IX nach FIRBAS (Ältere Nachwärmezeit, Buchenzeit) wurden Eiche (38 %), Buche (46 %), Linde (6 %) etc. nachgewiesen, wobei angenommen werden muß, daß in den Randgebieten des Schönbuchs wegen ihrer Nähe zum dichtbesiedelten Oberen Gäu wohl schon seit der Bronzezeit (Stufe VIII) menschliche Einflüsse zu Ungunsten der Buche stattgefunden haben. Bei allen Unsicherheiten, die diese Pollenanalyse aufgrund des damaligen Auswertungsverfahrens in sich bergen mag, kann festgestellt werden, daß bei den gegebenen klimatischen Verhältnissen die Buche im Regionalwald des Schönbuches dominiert, die Eiche aber auf Grund ihrer höheren Vitalität auf trockenen, exponierten oder tonigen und vernässenden Standorten weit größeren Raum einnimmt als dies im angrenzenden Albvorland der Fall ist.

### *Humusformen vor dem Sturmwurf*

Die forstlichen Standortskartierungen von 1960 (WERNER) und 1977 (HÄBERLE) geben für die im Untersuchungsobjekt dominierenden Standortseinheiten RD und RD<sup>-</sup> (vgl. Abschnitt "Beschreibung der Standortseinheiten") Moder und Rohhumus an, für FL Mull bis Moder. Die schlechten Humusformen waren in den damals weitgehend geschlossenen Nadelholzbeständen aus Fichte und Kiefer mit ihrer ohnehin nur mäßig bis schwer zersetzbaren Streu bei gleichzeitig

## Kumpf

nährstoff- und basenarmem Bodensubstrat und den negativen Auswirkungen früherer Waldnutzungen mit Sicherheit vorhanden. Der Abbau der akkumulierten, mächtigen Streupolster blieb weit hinter der jährlichen Streuproduktion zurück.

### *Humusformen nach dem Sturmwurf*

Bei den Humusaufnahmen wurde folgendes beobachtet:

- Die Mehrzahl der auf der Sturmfläche vorgefundenen Humusformen hat mit dem Aufbau typischer Waldhumusformen nicht mehr viel gemeinsam, die eindeutige Klassifizierung wird dadurch erschwert.
- Der Wegfall des aufstockenden Bestandes durch Sturm 1990 oder durch Käferfraß in den Folgejahren führte zum Ausbleiben der bisher kontinuierlich nachgelieferten Nadelstreu. Die Ausnahme bilden einige Partien mit noch erhaltenen, lebenden Kiefern und einzelne Lärchen, die weiterhin in gewissem Umfang Nadelstreu produzieren. Die bisher dominierende Fichten-(Kiefern-)Streu wird weitgehend ersetzt durch organische Reste von Gräsern, abgestorbenen Farnen und Schlagfloraarten, Brombeer- und Himbeerblättern, Rindenstücken und Feinreisig von noch stehenden Käferbäumen oder liegendem Sturmholz. Die Streu angekommener Naturverjüngung von Fichte, Kiefer, Lärche, Birke, Eberesche, Weide und vereinzelt Eiche mischt sich in zunehmendem Maße der Grasdecke bei. Laub von Buche und Roteiche ist nur kleinörtlich beteiligt.

<u>Zusammensetzung</u>		<u>Häufigkeitsverteilung</u>	
Art der Streu	Anteil der Proben	Humusform	Anteil der Proben
ohne	6 %	gestört (Schwarzwild)	2 %
Blattstreu	2 %	L-Mull	2 %
Lärchen-Nadelstreu	2 %	F-Mull	13 %
Nadel-Blattstreu-Gemisch	12 %	Mullartiger Moder	15 %
Grasdecke	50 %	Moder	12 %
Wurzelfilz	4 %	Rohhumusartiger Moder	8 %
Gras-Blattstreu-Gemisch	20 %	Rohhumus	8 %
Moosdecke	4 %	Gras- (Moos-) Wurzelfilz	40 %

- Die besten Humusformen finden sich erwartungsgemäß auf der Standortseinheit FL sowie auf den überdurchschnittlichen Ausprägungen von RD (tiefgründiger und mit höherem Lehmanteil); früher eventuell noch vorhandene dünne H-Lagen (z.B. bei ehemaligem Mullmoder) sind bis auf Reste eines H-Filmes in Bodenvertiefungen abgebaut. Die schlechtesten Humusformen treten nach wie vor auf dem flachgründigen RD<sup>-</sup> auf, insbesondere wenn von

noch erhaltenen Kiefern und einzelnen Fichten weiterhin Streu nachgeliefert wird (z.B. im SW entlang Schneisenweg).

- Der in den F-Lagen zu beobachtende Regenwurmbesatz läßt auf eine tendenzielle Erhöhung der biologischen Aktivität schließen.
- Im "schlechteren" Standortsspektrum finden sich z.B. unter Gras-Blatt-Gemisch die Überreste der früher schlechten Humusformen Moder/Rohhumus als ziemlich deutlich zersetzte „reliktische“ F-Lagen aus Fichtennadeln und ungleichmäßig abgebaute, relativ dünn gewordene H-Lagen.
- Auf nicht bewachsenen Stellen im S-Teil der Fläche (RD  $\bar{}$ ) kann die L-Lage auch fehlen, hier bilden die alten, in Zersetzung begriffenen Fichtennadeln die oberste Lage. Die Mächtigkeiten der F- und H-Lage liegen bei 3-5 cm (Rohhumus).

### Beschreibung der Standortseinheiten

#### A. Standortseinheiten der ebenen und schwach geneigten Lagen

- a) Öko-Serie der nicht oder wenig vernässenden Rät-Verwitterungsdecken  
Sandig-lehmig-steinige Verwitterung auf der Schichtfläche des Rät-Sandsteins. Oberboden sandiger Lehm bis lehmiger Sand mit mäßigem Steingehalt, im Unterboden Zunahme des Steingehalts bis zu dichter Steinpackung.
  1. Buchen-Eichen-Wald auf mäßig frischer lehmig-steiniger Rät-Verwitterungsdecke (RD)  
*Deschampsia flexuosa*-, *Vaccinium myrtillus*-, *Milium effusum*-, (*Ajuga reptans*-, *Molinia*-, *Pteridium aquilinum*-, *Carex brizoides*-, *Silene nutans*-) Gruppe.  
Moder; schwach podsolige Braunerde.
  2. Buchen-Eichen-Birken-Wald auf flachgründig-steiniger Rät-Verwitterungsdecke (RD  $\bar{}$ )  
Häufig am Plateaurand.  
*Vaccinium myrtillus*-, *Deschampsia flexuosa*-, *Leucobryum glaucum*-, (*Molinia*-, *Pteridium aquilinum*-, *Carex brizoides*-) Gruppe.
- b) Öko-Serie der Feinlehme  
Mehr als 60 cm schluffiger Lehm unterschiedlicher Zusammensetzung, örtlich sandig oder im Unterboden auch schwach tonig; im Bereich des Räts geringer Steingehalt, der im Übergangsbereich zur lehmig-steinigen Rät-Verwitterungsdecke auch zunehmen kann.
  3. Buchen-Eichen-Wald auf mäßig frischem Feinlehm (FL)  
Leicht konkave Flachlagen.  
*Milium effusum*-, *Ajuga reptans*-, *Deschampsia flexuosa*-, *Carex brizoides*- Gruppe.
- c) Öko-Serie der  $\pm$  vernässenden Decklehme  
Mehr als 60 cm sandige pleistozäne Lehme mit unterschiedlichen Staunässeerscheinungen; vielfach höhere Tonanteile oder Ton im tieferen Untergrund.
  4. Buchen-Eichen-Wald auf grundfrischem Decklehm (D  $\bar{}$ )  
Konkave Geländelage.  
*Ajuga reptans*-, *Carex brizoides*-, *Milium effusum*-, (*Deschampsia flexuosa*-, *Molinia*-) Gruppe.  
Mull; Pseudogley-Parabraunerde bis Parabraunerde-Pseudogley.

## **Kumpf**

### **2.3.3.2 Langenau (Bannwald „Fohlenhaus“, Staatswald Distr. XXIV Engelghäu, Abt. 24 und 25)**

#### *Lage, Morphologie*

Die Fläche liegt auf der mehr oder weniger ebenen Kalkplatte zwischen Niederer Alb und Ulmer Alb, die sich sanft nach SO abdacht. Das Kleinrelief weist jedoch wechselnde Exposition, Geländeform und Inklination auf. Um die Fohlenhaushöhle im W fällt das Gelände relativ steil zum engen Kerbtal der Lone ab; im N und SW bilden flache Hänge die Übergänge in langgezogene Mulden und muldenförmige Anfänge von kurzen Lone-Seitentälchen. Die Meereshöhen bewegen sich zwischen 505 m NN im Lonetal und 570 m NN auf der Hochfläche; die eigentliche Sturmfläche liegt im Höhenbereich von 545 bis 570 m NN und damit in der submontanen Höhenstufe.

#### *Geologie*

Es überwiegen die Massenkalk des Weißen Jura zeta 1. In Geländehohlformen sind Reste der ausdünnenden lehmigen Albüberdeckung anzutreffen, die fast bis an die Südostspitze der Untersuchungsfläche heranreicht. Eingesprengt finden sich wohl auch noch geschichtete Zementmergel des zeta 2 und kleinflächig brecciöse Trümmerkalk. Am Unterhang im Lonetal ist ein schmales Band des Weißjura epsilon angeschnitten. Steilere Hangpartien weisen unterschiedlich mächtige Mäntel aus aufgearbeitetem Weißjuraschutt auf; Bergkiesanreicherungen am Unterhang.

#### *Regionale Gliederung, Regionalwald*

Die Sturmfläche liegt im Wuchsgebiet 6 Schwäbische Alb, Einzelwuchsbezirk 6/03 Lone- und Egualb (ALDINGER et al. 1998). Der Regionalwald ist hier ein *kontinental-submontaner Buchenwald mit Eiche*.

#### *Humusformen vor dem Sturmwurf*

Die forstliche Standortskartierung von 1980 (KÖBERLE) gibt für die auf der eigentlichen Sturmwurffläche dominierenden Standortseinheiten als durchschnittliche Humusform Mull bis Mullmoder an. Schlechtere Humusformen stellen auf diesem basenreichen, gut durchlüfteten Bodensubstrat auch unter Fichtenbestockung eher die Ausnahme dar und sind walddeschichtlich bedingt (z.B. Erstaufforstung nach Weide). Im Vergleich mit den Sturmwurfbannwäldern in den Forstbezirken Bebenhausen und Bad Waldsee sind hier die weitaus günstigeren Humusformen mit relativ raschem Streuabbau Zuhause.

*Humusformen nach dem Sturmwurf*

Im Gegensatz zu den bestockten Flächen finden sich auf lichten Partien und Sturmwurfflächen erwartungsgemäß Humusauflagen, die von den einstigen Waldhumusformen abweichen, d.h. hier wird die L-Lage häufig von Gras-Nadel-Blatt-Gemischen oder Gras-Blatt-Gemischen gebildet. Die Blätter auf den Sturmflächen stammen hauptsächlich von angekommener Brombeere, Himbeere, Haselnuß, Eberesche, Faulbaum, Holunder, Weide, Bergahorn, Eiche. Außerdem sind Rindenstücke und Feinreisig an der Streu beteiligt:

<u>Zusammensetzung</u>		<u>Häufigkeitsverteilung</u>	
Art der Streu	Anteil der Proben	Humusform	Anteil der Proben
Blattstreu	20 %	L-Mull	5 %
Nadel-Blattstreu- Gemisch	18 %	F-Mull	28 %
Grasdecke	27 %	Mullartiger Moder	13 %
Gras-Blattstreu-Gemisch	35 %	Moder	7 %
		Gras- (Moos-) Wurzel- filz	47 %

Im Gegensatz zu Bebenhausen und Bad Waldsee finden sich hier auf der eigentlichen Sturmwurffläche nur noch selten Nadelreste des ehemaligen Fichtenbestandes in der F-Lage (z.B. an geschützten Stellen unter Sturmholzverhau oder im Bereich von erst später abgestorbenen Käferbäumen). Nur knapp 25 % der untersuchten Humusproben weisen allenfalls noch eine dünne filmartige H-Lage oder deren nicht mehr durchgängigen Überreste in Bodenvertiefungen auf (heutiger Mullartiger Moder und Moder unter vorhandener Bestockung sowie als Relikt an wenigen Punkten unter Grasdecke). Örtlich sind der Auflagehumus und der Oberboden durch Schwarzwild gestört.

*Beschreibung der Standortseinheiten*

A. Standortseinheiten der ebenen und schwach geneigten Lagen

- a) Öko-Serie der Kalkverwitterungslehme (KVL)  
Tonig-lehmiger, ± steiniger Lösungsrückstand der Weißjurakalke mit verkarstetem Untergrund; Schluffauflage bis 20 cm möglich. Stets ist die Verkarstung des Kalksteinuntergrundes mit ihrer starken Drainage der grundlegende ökologische Faktor. Der Hauptbodentyp ist die Terra fusca.
  - 1. Buchenwald auf trockenem Kalkverwitterungslehm (trKVL)  
Auf flachen Rücken, Hangkanten oder oberen Flachhängen.  
*Mercurialis perennis*-, *Elymus europaeus*-, *Milium effusum*-, (*Chrysanthemum corymbosum*-) Gruppe.  
Mull bis Mullmoder; Terra fusca.
  - 2. Buchenwald auf mäßig trockenem Kalkverwitterungslehm (KVL)  
*Elymus europaeus*-, *Mercurialis perennis*-, *Milium effusum*- Gruppe.  
Mull, selten Mullmoder.  
Terra fusca (selten Terra fusca-Rendzina).

## Kumpf

3. Buchenwald auf mäßig frischem Kalkverwitterungslehm (KVL)  
Auf der Ebene und in flachen Mulden.  
*Milium effusum*-, *Elymus europaeus*-, *Mercurialis perennis*-, *Asarum europaeum*-, (*Stachys sylvatica*-) Gruppe  
Mull (unter Fichte bis Mullmoder); Terra fusca.
- b) Öko-Serie der Schichtlehme  
20 bis 60 cm Schlufflehm (Feinlehm) über Kalkverwitterungslehm mit in der Regel verkarstem Untergrund; Gesamtbodenmächtigkeit deutlich über 40 cm. Der Schluff des Oberbodens wird überwiegend aus weiter Ferne angeweht sein, könnte in gewissem Umfang aber auch in situ oder in näherer Umgebung als Folge einer „Durchschlammung“ aus dem KVL entstanden sein. Die typischen Schichtlehme der Untersuchungsfläche befinden sich jedoch ausschließlich in einer Geländehohlform und weisen verhältnismäßig starke, homogene Schlufflehmauflagen auf, was eigentlich für die äolische Sedimentation spricht.
4. Buchenwald auf Schichtlehm (SL)  
In Geländehohlformen.  
*Milium effusum*-, *Asarum europaeum*-, *Elymus europaeus*-, *Ajuga reptans*-, (*Luzula nemorosa*-) Gruppe.  
Mull bis Mullmoder; Braunerde über Terra fusca.

### B. Standortseinheiten der Hänge

- c) Öko-Serie der Weißjurahänge  
Meist Steilhänge mit unterschiedlich verlehmtem, steinigem Hangschutt.
5. Buchenwald auf mäßig trockenem Weißjurahang (WJH )  
Sonenseitige, Süd- und West-(Ober-)Hänge oder konvexe, exponierte Hänge.  
*Mercurialis perennis*-, *Milium effusum*-, *Chrysanthemum corymbosum*-Gruppe.  
Kalkmoder und Mull; Rendzina bis Terra fusca-Rendzina.
- d) Öko-Serie der Weißjura-Flachhänge  
Flachere Hänge (meist unter 20 % Hangneigung) mit unterschiedlich verlehmt und wechselnd gründigen Verwitterungsdecken aus Weißjura-Kalken, häufig ± steinige Kalkverwitterungslehme; Schlufflehmauflage bis 25 cm möglich oder auch fehlend.
6. Buchenwald auf mäßig trockenem Weißjura-Flachhang (WJFH)  
Sonenseitige oder konvexe, exponierte Flachhänge.  
*Mercurialis perennis*-, *Asarum europaeum*-, *Milium effusum*-, *Chrysanthemum corymbosum*-Gruppe.  
Mull; Rendzina bis Rendzina-Terra fusca.
7. Buchenwald auf mäßig frischem Weißjura-Flachhang (WJFH)  
Schattseitige Flachhänge oder geschützte Unterhänge, flache Einhänge zu Rinnen und Mulden.  
*Mercurialis perennis*-, *Asarum europaeum*-, *Milium effusum*-, *Urtica dioica*-, (*Stachys sylvatica*-) Gruppe.  
Mull; Verbraunte Rendzina bis Terra fusca.
- e) Öko-Serie der Lehmhänge  
Flachere, meist mäßig steile Hänge: Mehr als 30 cm Feinlehmmauflage über Kalkverwitterungslehm oder Hangschutt.
8. Buchenwald auf mäßig frischem Lehmhang (LH)  
Schattseitige Hänge.  
*Milium effusum*-, *Luzula nemorosa*-, *Ajuga reptans*-, (*Asarum europaeum*-) Gruppe.  
Mull (unter Fichte Mullmoder); Braunerden, Parabraunerden, z.T. zweischichtig.
9. Buchen-Ahorn Wald auf frischem Lehmhang (frLH)  
Schattseitige, z.T. leicht muldige Flachhanglagen.  
*Stachys sylvatica*-, *Ajuga reptans*-, *Milium effusum*-, (*Luzula nemorosa*-) Gruppe.  
Mull; Parabraunerde bis Braunerde.

### C. Sonstige, morphologisch bedingte Standortseinheiten

10. Rendzinakuppen (RK)  
Schmaler, gratartiger Plateausporn.  
*Mercurialis perennis*-, *Chrysanthemum corymbosum*-, *Milium effusum*-, *Elymus europaeus*-Gruppe.  
Kalkmoder bis Mullmoder; Rendzina.
11. Frische Mulden und Rinnen (fMU)  
In breiten Rinnen und Muldenlagen von Trockentälern oder deren Seitentälchen.  
*Milium effusum*-, *Impatiens noli-tangere*-, *Stachys sylvatica*-, *Urtica dioica*- Gruppe.  
Mull; lessivierte Terra fusca und Braunerde.

### 2.3.3.3 Bad Waldsee (Bannwald „Bayrischer Schlag“, Staatswald Distr. VIII, Abt. 25)

#### *Lage, Morphologie*

Es handelt sich um eine leicht von NO nach SW geneigte Lage im „Röschental“, dem nördlichsten Teil des Altdorfer Waldes; in einer Höhe von 535 bis 545 m NN. Das Gebiet ist mehrfach von Senken durchzogen; es liegt ein starker, auf der Karte kaum darstellbarer Wechsel des Kleinreliefs auf engstem Raum vor, der von schwach ausgeprägten Kuppen über leicht geneigte Lagen bis hin zu flachen Mulden reicht. Grundmoräne der Würmeiszeit.

#### *Regionale Gliederung, Regionalwald*

Der Sturmwurfannwald liegt im Wuchsgebiet 7 Südwestdeutsches Alpenvorland, Einzelwuchsbezirk 7/06 Südwestliches Oberschwaben (ALDINGER et al. 1998). Der Regionalwald ist hier ein *Submontaner Buchen-Tannen-Wald mit Eiche*.

Die Ergebnisse der pollenanalytischen Untersuchungen (SCHLENKER & MÜLLER 1975) im direkt benachbarten Sulpacher Wald zeigen, daß in der Stufe IX nach FIRBAS die Buche deutlich vorherrschte, wobei die Tanne und vor allem die Eiche mit ihren Begleitbaumarten in beachtlichen Anteilen beigemischt waren. Der hier bereits erhöhte Eichenanteil kann als Indiz für klimatische Einflüsse des Schussenbeckens gedeutet werden. Die Fichte spielte damals keine Rolle.

Am Südrand des Röschental, also nur rund 1.800 m von der Untersuchungsfläche entfernt, geht die Landschaft jedoch in das Schussenbecken über, das seinerseits zum Teilbezirk 7/06 alpha, dem Bodensee- und Schussenbecken gehört. Das tiefergelegene Bodensee- und Schussenbecken zeichnet sich durch seine milderen klimatischen Verhältnisse und folglich auch durch eine andere natürliche Baumartenzusammensetzung aus; Regionalwald ist der *Submontane Buchen-Eichen-Wald mit Tanne*. Man geht davon aus, daß das höhere Wärmeangebot und die geringeren Niederschläge im zentralen Teil des Schussenbeckens den Eichenanteil begünstigen; natürliche Vorkommen der Tanne werden nur in den Randbereichen des Schussenbeckens vermutet. Bei der Diskussion der natürlichen Baumartenzusammensetzung im Bereich der Untersuchungsfläche muß daher die vorgenannte Übergangssituation zwischen den beiden regionalen Einheiten berücksichtigt werden.

#### *Humusformen vor dem Sturmwurf*

Die forstliche Standortkartierung von 1990 (EGERER) gibt für die im Untersuchungsobjekt dominierenden Standortseinheiten Mull, Mullartiger Moder und Moder an.

## Kumpf

### *Humusformen nach dem Sturmwurf*

Die Humusfeinkartierung wurde an den 54 fest markierten Rasterpunkten durchgeführt. Im Gegensatz zu den bestockten Flächen finden sich auf lichten Partien und Sturmflächen erwartungsgemäß Humusauflagen, die in ihrer Zusammensetzung von den üblichen Waldhumusformen abweichen; d.h. hier wird die L-Lage häufig durch Grasdecken (Seegrasteppiche), Gras-Nadel-Blatt-Gemische oder Gras-Blatt-Gemische gebildet. Unter normalen Bestandesbedingungen kann sicherlich davon ausgegangen werden, daß die Of-Lage in ihrer Zusammensetzung der L-Lage infolge kontinuierlicher Nachlieferung in etwa entspricht. Da sich seit dem Sturmjahr 1990 die Bestockungsverhältnisse und folglich auch die Bodenvegetationsdecken sukzessiv geändert haben, weichen L- und Of-Lage in ihrer Zusammensetzung häufig voneinander ab; z.B. beobachtet man eine im unteren Teil „reliktische“ F-Lage aus den Nadeln der in unterschiedlichem Umfang ausgefallenen Fichten-Reinbestände mit darüberliegendem Gras-Blatt-Gemisch (See-gras-Segge, Laub von Brombeere und Pionierbaumarten) im oberen Teil der F-Lage und in der auflagernden Streu (L). Daraus wird ersichtlich, daß bei der Zuordnung der Humusform auch Übergänge von den klassischen Waldhumusformen zu Sonderformen wie z.B. Grasfilz auftreten können.

Weitere Abweichungen gegenüber den typischen Waldhumusformen ergeben sich auch im Bereich der H-Lagen. Die vermehrte Licht- und Wärmezufuhr auf den Sturmflächen und in deren Randbereichen hat zu einer Erhöhung der biologischen Aktivität geführt.

Die L-Lagen der aufgenommenen Humusproben weisen folgende Zusammensetzung auf:

<u>Zusammensetzung</u>		<u>Häufigkeitsverteilung</u>	
Art der Streu	Anteil der Proben	Humusform	Anteil der Proben
Fi-Nadelstreu	6 %	L-Mull	2 %
Fi/Fo-Nadelstreu	2 %	F-Mull	11 %
Nadel-Blattstreu-Gemisch	26 %	Mullartiger Moder	24 %
Grasdecke	46 %	Moder	20 %
Gras-Blattstreu-Gemisch	20 %	Rohhumusartiger Moder	4 %
		Gras- (Moos-) Wurzelfilz	39 %

### Beschreibung der Standortseinheiten

Vorbemerkung: Als problematisch für die Feinabgrenzung der Standortseinheiten erweist sich hier die Beobachtung, daß sowohl Bodensubstrat als auch Pseudovergleyungserscheinungen häufig nicht diejenige typische Ausprägung aufweisen, die aufgrund des (stark wechselnden) Kleinreliefs nach standortkundlichen Erfahrungen eigentlich zu erwarten wäre. Die enge Verzahnung verschiedenster Standortseinheiten auf engem Raum mit vielfältigen Übergängen bei gleichzeitig relativ weit gefaßten Bodensubstraten der einzelnen Standortseinheiten erschwert die Abgrenzung.

### A. Standortseinheiten der ebenen und schwach geneigten Lagen

- a) Öko-Serie der nicht vernässenden Sandböden  
Kiesarme bis kiesfreie, durchlässige Sande, z.T. sandige Lehme, unterschiedlicher Herkunft: fluvioglazial verlagerte kalkfreie Sande und Sanderflächen, z.T. über Moränenlehm und Geschiebemergel im Untergrund, selten auch Moränensande mit freiem Kalk im tieferen Unterboden.
  1. Buchen-Tannen-Wald auf schwach saurem Sand [(s)S]  
Leicht konvexe Geländepartien.  
*Luzula albid*-, *Oxalis acetosella*-, *Milium effusum*-, *Vaccinium myrtillus*-, (*Stachys sylvatica*-) Gruppe.  
Mullmoder bis Moder; Parabraunerde und Braunerde, ± podsolig.
  - b) Öko-Serie der nicht vernässenden, kiesig-sandigen Moränenlehme  
Mindestens 60 cm mächtige, durchlässige, ± kiesig-sandige Lehme aus Würm-Moränen-Verwitterung; im Untergrund Geschiebemergel; Oberboden meist schluffreich; häufig stark humos, vereinzelt sandig, örtlich auch höherer Feinsandanteil in flachen, schwach geneigten Lagen im Bereich der Endmoräne und im Übergang zur Grundmoräne.
    2. Buchen-Tannen-Wald auf mäßig frischem Moränenlehm (MoL)  
Flachlagen.  
*Milium effusum*-, *Mercurialis perennis*-, *Oxalis acetosella*-, *Stachys sylvatica*- Gruppe.  
Mull bis Mullmoder; Parabraunerde.
    3. Buchen-Tannen-Wald auf schwach saurem Moränenlehm ((s)MoL)  
Ebene und schwach geneigte Lagen.  
*Milium effusum*-, *Oxalis acetosella*-, *Luzula albid*-, (*Vaccinium myrtillus*-) Gruppe.  
Mullmoder bis Moder.  
Parabraunerde und podsolige Parabraunerde.
    - c) Öko-Serie der mehr oder weniger vernässenden Moränenlehme  
Dicht gelagerte, meist kiesarme, feinsandige bis tonige Lehme, spätestens ab 50 cm deutliche Staunässe-merkmale; im Untergrund meist tonige Lehme; aus Verwitterung der Würm-Moränen.
      4. Buchen-Tannen-Wald auf schwach wechselfeuchtem Moränenlehm ((w)MoL)  
Ebene bis schwach geneigte Lagen.  
*Milium effusum*-, *Stachys sylvatica*-, (*Oxalis acetosella*-, *Allium ursinum*-, *Equisetum sylvaticum*-) Gruppe.  
Mull bis Mullmoder; Pseudovergleyte Parabraunerde.
      5. Eichen-Tannen-Wald auf wechselfeuchtem Moränenlehm (wMoL)  
Ebene und flach geneigte Lagen der Grundmoräne mit meist konkaver Geländemorphologie.  
*Milium effusum*-, *Stachys sylvatica*-, *Oxalis acetosella*-, *Impatiens noli tangere*-, *Luzula albid*-, *Urtica dioica*-, (*Mercurialis perennis*-) Gruppe.  
Mull bis Mullmoder; Parabraunerde-Pseudogley bis Pseudogley.
      - d) Öko-Serie der nicht oder wenig vernässenden tonigen Moränenlehme  
Unterschiedlich kiesig-sandige Lehme, im Unterboden (meist zwischen 50-70 cm) stark toniger Lehm bis kiesführender lehmiger Ton; geringe Staunässezeichen und freier Kalk im Unterboden möglich.
        6. Buchen-Tannen-Wald auf mäßig frischem tonigem Moränenlehm (tMoL)  
Flachlagen.  
*Milium effusum*-, *Stachys sylvatica*- Gruppe, unter Nadelholz *Oxalis acetosella*-Gruppe.  
Mull bis Moder; Parabraunerde.
        - e) Öko-Serie der vernässenden lehmigen Tone  
Staunässezeichneter, bis 30 cm mächtiger, lockerer, teils toniger Lehm über nahezu kiesfreiem schluffigen Ton aus Beckenton und toniger Grundmoräne; freier Kalk im Unterboden möglich.

## Kumpf

7. Eichen-Tannen-Wald auf wechselfeuchtem lehmigem Ton (wIT)  
Abflußträge Lagen.  
*Stachys sylvatica*-, *Milium effusum*-, *Oxalis acetosella*-, *Impatiens noli-tangere*-, (*Equisetum sylvaticum*-, *Luzula albida*-, *Molinia caerulea*-, *Filipendula ulmaria*-) Gruppe; *Carex brizoides*.  
Mull bis Mullmoder; Parabraunerde-Pseudogley und Pelosol-Pseudogley.
8. Eichen-Tannen-Wald auf vernässendem lehmigem Ton (vIT)  
Abflußträge Flachsensken, Flachmulden und Flachlagen.  
*Molinia caerulea*-, *Luzula albida*-, *Vaccinium myrtillus*-, *Oxalis acetosella*-, *Stachys sylvatica*- Gruppe.  
Moder (bis Feuchtmoder); Pseudogley und Pelosol-Pseudogley.

### B. Sonstige, morphologisch bedingte Standortseinheiten

- f) Senkeneinheiten
9. Nährstoffreiche feuchte Lagen (fLa+)  
Abflußträge Flachsensken.  
*Stachys sylvatica*-, *Milium effusum*-, *Filipendula ulmaria*-, *Impatiens noli-tangere*-, *Mercurialis perennis*-, *Urtica dioica*-, *Oxalis acetosella*-, *Allium ursinum*- Gruppe.  
Mull; Gley.

### C. Moor-Standortseinheiten

10. Anmoor (AM)  
Kern von Flachsensken.  
*Filipendula ulmaria*-, *Stachys sylvatica*-, *Milium effusum*-, *Oxalis acetosella*-, *Impatiens noli-tangere*-, *Urtica dioica*-, *Molinia*- Gruppe.  
Vererdeter Niedermoortorf; Anmoorgley.

## Zusammenfassung

Die Sturmwurfflächen Bebenhausen, Langenau, Bad Waldsee wurden nach Standardverfahren der Forstlichen Standortskartierung Baden-Württemberg in einem verdichteten Aufnahmeraster kartiert (Feinkartierung). In den genannten Gebieten wurden landschaftstypische Mosaik aufgefunden. Die Standortseinheiten sind in den zugehörigen Legenden definiert. Es handelt sich um: Rät(ko-Sandstein)-Verwitterungsdecken mit unterschiedlicher Lößlehmüberlagerung (Bebenhausen: 4 Standortseinheiten); Moränenlehme unterschiedlicher Entkalkung, Kleinreliefsituation und Vernässung bis Anmoorbildung (Bad Waldsee: 10 Standortseinheiten); Rendzinen und Kalkverwitterungslehme in hängiger und verebneter Lage, bei unterschiedlicher Feinlehmauflage "Schichtlehm" (Langenau: 11 Standortseinheiten).

Auf allen Flächen haben sich die ehemals homogenen Waldhumusformen "aufgelöst" in kleinflächig-heterogene Teilbereiche. Neben Resten der ursprünglichen Waldhumusformen treten häufig durch Wurzeln und Rhizoide verfilzte Auflagen auf.

## 2.4 Waldgeschichtliche Untersuchungen

### Unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen historischer Waldnutzungen auf die Waldentwicklung

*von R. Schaal*

#### 2.4.1 Einleitung

Sowohl der aktuelle Zustand von Waldbeständen als auch der Zustand der Standorte, wie ihn die Standortskarte wiedergibt, sind u.a. Ergebnis von in der Vergangenheit abgelaufenen Prozessen, hervorgerufen durch natürliche und menschliche Einflüsse. Da der Mensch auch die jetzt als Sturmwurfssysteme untersuchten Bestände in der Vergangenheit erheblich beeinflußt hat, wird im Folgenden versucht, die Bestockungs- und Nutzungsgeschichte dieser Flächen soweit als möglich zurückzuverfolgen. Hierzu werden die ältesten vorhandenen Waldbeschreibungen und Kartenwerke sowie Literatur ausgewertet. Um die Auswirkungen der verschiedenen Nutzungen zu verdeutlichen, werden die Ergebnisse der waldgeschichtlichen Untersuchungen auf den Sturmwurfflächen um die Beschreibungen der Nutzungen erweitert, die auf den Versuchsflächen in der Vergangenheit von Bedeutung waren.

#### 2.4.2 Waldnutzungen

Über Jahrhunderte hinweg mußte der Wald für vielerlei Nutzungen erhalten. Für die Bevölkerung waren diese Nutzungen lebensnotwendig. Deshalb sollen hier die wichtigsten Waldnutzungen und ihre Auswirkungen auf die Waldentwicklung kurz beschrieben werden, die in Südwestdeutschland in der Vergangenheit eine Rolle spielten.

##### 2.4.2.1 Brenn-, Bau- und Werkholznutzungen

In erster Linie lieferten die Wälder Brennholz zum Kochen, Backen und Heizen sowie als Kraft- und Energiequelle für das Handwerk, die Töpfereien, die Erz- und Glashütten. Letztere hatten einen immensen Brennholzbedarf zur Gewinnung von Pottasche, einem wichtigen Rohstoff bei der Glasherstellung. Nach MANTEL (1990) wurde in Deutschland noch zwischen 1820 und 1850 80 % des Holzeinschlages verbrannt! Als Brennholz wurde alles Hartlaubholz genommen wie

## **Schaal**

Buche, Eiche, Hainbuche, Esche, Ulme, auch Birke; deutlich bevorzugt wurde jedoch die Buche. Die Brennholznutzung geschah im Stockausschlagbetrieb (Niederwald). Dabei wurden die einzelnen Schläge ("Gehaue") in kurzen Umtriebszeiten flächig abgetrieben und anschließend sich selbst überlassen. Die Umtriebszeit betrug dabei zwischen 15 und 40 Jahren.

Als weiteres Sortiment lieferte der Wald Bauholz sowie Werkholz für das Handwerk. Dieses wurde nur aus Kernwüchsen gewonnen. Als Bauholz fand vor allem Eiche Verwendung, vereinzelt auch Birke und Aspe. Mit zunehmender Ausbreitung der Fichte ab dem 16. Jahrhundert löste diese das Laubholz als Bauholzsortiment ab.

Als Werkholz wurden alle harten Holzarten, insbesondere aber Eiche, Esche und Hainbuche verwendet. Damit sowohl Bau- als auch Werkholz in ausreichendem Umfang zur Verfügung stand, hatten die Grundherrschaften schon im Mittelalter bestimmte Waldteile "gebannt" (sog. "Hölzer") und sie damit der reinen Niederwaldnutzung entzogen. Diese Wälder wurden in aller Regel als Mittelwald bewirtschaftet: Die in einer bestimmten Mindestzahl je Flächeneinheit übergehaltenen Bäume wurden nach Erreichen der für die jeweilige Nutzung erforderlichen Zielstärke einzelstammweise als Bau- oder Werkholz genutzt, die restliche Fläche wurde im Kurzumtrieb als Brennholz gehauen.

### **2.4.2.2 Reisignutzung, Gewinnung von Erndtwieden**

Für vielfältige Dinge des täglichen Lebens wurde das Reisig der Laubhölzer benötigt, so zum Flechten von Zäunen, als Besenreisig, zum Anfeuern und in Flußgebieten zum Schutz der Ufer in Form von Faschinen und als sog. "Erndtwieden" zum Binden der Garben (SCHAAL 1994b).

### **2.4.2.3 Köhlerei**

Holzkohle wurde bis zum Aufkommen der Steinkohle als wichtiger Rohstoff für die Eisen- und Glashütten benötigt, da ihr Heizwert rund doppelt so hoch ist wie von luftgetrocknetem Buchenholz. Da die Holzkohle sehr viel leichter als Holz ist, konnte sie auch besser über weite Strecken transportiert werden. Aus diesem Grund wurden die "Kohlplätze" (Flurname!) vorzugsweise in abgelegenen, schlecht erschlossenen Waldteilen errichtet.

### 2.4.2.4 Waldweide

Die Waldweide spielte bis ins 19. Jahrhundert hinein eine große Rolle und war für die bäuerliche Bevölkerung mindestens genauso wichtig wie die Holznutzung. Die landwirtschaftliche Nutzfläche war insgesamt knapp, insbesondere die Weideflächen. Man war daher gezwungen, Rinder, Pferde, Schafe und Schweine zur Weide – hierher gehört auch die Eichel- und Buchenmast – in den Wald zu treiben. Weil die Grundherrschaften die Notwendigkeit der Waldweide einsahen, nahmen sie sie notgedrungen hin, obwohl schon früh bekannt war, daß die Weidenutzung für die Wälder äußerst schädlich war (CARLOWITZ 1713).

Einer Aktennotiz des Forstamtes Ulm (1874) zufolge wurden im 19. Jahrhundert für das nördliche Oberschwaben 100 ha Waldweide im Hochwald als ausreichend für den bloßen Lebenserhalt von 150 bis 300 Stück Vieh damaliger Gewichtsklassen angesehen, was bezogen auf die heutigen Verhältnisse einem Viehbesatz von 0,5 bis 1,0 Großvieheinheiten (GV) je Hektar entspräche. Heute wird für eine Standweide auf Grünland eine Weidedichte von 1 GV/ha als normal angesehen.

### 2.4.2.5 Streunutzung

Unter Streunutzung versteht man die jährliche oder periodische, in der Regel komplette Entnahme der abgefallenen Blätter und/oder Nadeln einschließlich der Bodenvegetation und des Auflagehumus. Bei periodisch stattfindender Streunutzung wurden auch Teile des humosen Mineralbodens entnommen. Mit Aufkommen der Winter- und später ganzjährigen Stallhaltung des Viehs im 18. und zu Beginn des 19. Jahrhunderts erlangte die Streunutzung bis nach dem 2. Weltkrieg große Bedeutung. Zwar wurde die grün von den Zweigen gerupfte Laubstreu schon seit Jahrhunderten, insbesondere auf der Alb, zur "Verlängerung" der Futtermittel genutzt, nun aber wurde sie im wesentlichen als Einstreu in den Ställen benötigt, vor allem dann, wenn durch eine schlechte Getreideernte nur wenig Stroh zur Verfügung stand. Vermischt mit dem Viehkot wurde die Streu zur Düngung auf die Äcker ausgebracht.

Wurde in den Laubwaldgebieten des Neckarlandes und der Alb das vorjährige Laub in den Beständen genutzt, so mußte in den Nadelholzbeständen Oberschwabens stattdessen die Nadelstreu, der Moostüberzug und zum Teil auch Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als Einstreu genommen werden. Hierbei wurde natürlich eine eventuell vorhandene Verjüngung mit abgezogen, und bei Verwendung von eisernen Rechen wurden unter Umständen auch die Baumwurzeln beschädigt (TRUNK 1788).

### 2.4.2.6 Waldfeldbau

Eine Nebennutzung, deren Folgen für Boden und Bestand als schwerwiegend einzustufen sind und die in Oberschwaben v.a. im 19. und 20. Jahrhundert besonders intensiv betrieben wurde, ist der Waldfeldbau. Dieser entstand ursprünglich aus dem mittelalterlichen Waldfeldbau-Betrieb, der immer aus der sozialen Not heraus angewendet wurde. Hierbei stand eindeutig die Gewinnung von landwirtschaftlicher Nutzfläche im Vordergrund. Ab dem 16. Jahrhundert erhielt der Waldfeldbau seitheriger Prägung eine forstliche Zweckbestimmung, als in ihm die Möglichkeit gesehen wurde, stark verkrautete Kahlflächen für einige Jahre landwirtschaftlich zu nutzen, um anschließend die frisch umgebrochenen Flächen mit Fichten anzusäen. Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war das Kennzeichen des Waldfeldbaus die Verfahrensabfolge Kahlhieb, vollständige Rodung und Verbrennen des Abraumes, Kartoffelanbau und Getreidesaat, Fichtensaat, eventuell Schafbeweidung.

Nachdem die Nachteile des intensiven Waldfeldbaus erkannt worden waren, wurde nach Weisung der Kgl. Forstdirektion ab 1896 zu einem extensiveren, einjährigen Waldfeldbau nach Schmalkahlschlag übergegangen mit Beschränkung auf den Kartoffelanbau. An die Stelle der Fichten-Saat trat nun die Pflanzung. Dieser modifizierte Waldfeldbaubetrieb wurde in den ober-schwäbischen Staatswaldflächen bis 1925, vereinzelt bis in die 1940er Jahre ausgeübt.

### 2.4.2.7 Grasnutzung

Im Neckarland und in Oberschwaben, aber auch auf manchen Standorten der Ulmer Alb gedeiht von Natur aus das "Seegras" (Seegras-Segge; *Carex brizoides*) recht gut. Obwohl es sich nur bedingt als Viehfutter eignete, wurde es in den vergangenen Jahrhunderten immer wieder zur "Verlängerung" der Futtermittelvorräte verwendet. Ab Beginn des 20. Jahrhunderts fand das "Seegras" zunehmend auch in der Polsterei (Sättel, Kummer, Sofas, Matratzen) als Füllmaterial Verwendung.

Die Seegrasgewinnung hatte durch Rupfen zu erfolgen, um die im Gras aufkommende Verjüngung nicht zu schädigen. Um aber eine möglichst große Ausbeute zu erhalten, wurde es oft mit Sichel oder Sense gemäht. Da hierbei aber auch die aufkommende Naturverjüngung bzw. die sich bildenden Stockausschläge mit abgemäht wurden, war die Verwendung von Sichel und Sense in den meisten Forstgesetzen verboten.

Während der beiden Weltkriege wurde "Seegras" als Rohstoff zentral über die württembergische Forstdirektion bewirtschaftet. Zentren der Seegrasgewinnung waren insbesondere die Forstbezirke im mittleren Oberschwaben, so u.a. auch der Württ. Forstbezirk Baint, zu dem der Mochenwanger Wald gehörte. 1923 wurden hier 400 kg (Trockengewicht) Seegras gewonnen.

Während des Dritten Reiches wurde die Seegrasgewinnung im Rahmen der Autarkiebestrebungen nochmals deutlich ausgeweitet.

### 2.4.2.8 Auswirkungen der Waldnutzungen

Die immensen Holznutzungen der vergangenen Jahrhunderte sind in erster Linie unter dem Gesichtspunkt des Nährstoffaustrages zu betrachten, da bis nach dem 2. Weltkrieg von der Wurzel über den Stamm bis zum Reisig nahezu jedes Stückchen Holz aus dem Wald getragen und verwertet wurde.

Die ungeregelten Brennholzhebe bzw. später die kurzumtriebige Niederwaldwirtschaft führte zusammen mit der intensiven Beweidung (s.u.) zur Auflichtung der Wälder, was insgesamt eine nachhaltige Veränderung der Vegetation nach sich zog (CRAMER 1766).

Die flächigen Kahlhiebe im Zuge umfangreicher Brennholzlieferungen an die Städte und die nachfolgende Wiederbestockung durch Fichtensaat förderte das Aufkommen von Weichlaubholz, insbesondere der Pionierbaumarten Birke, Aspe, Salweide und Erle. In Oberschwaben konnte sich aufgrund der gegebenen klimatischen Bedingungen ausgehend von den Moorrandwäldern die Fichte in die verlichteten Weichlaubholzbestände hinein ausbreiten. Dadurch wurden die Voraussetzungen für das Aufkommen von großflächigen, einschichtigen, gleichförmigen, artenarmen Monokulturen geschaffen, was die nachhaltige Veränderung der Vegetation mit sich brachte.

Die fortgesetzte Waldweide wirkt sich am stärksten durch Selektion auf die Baumartenzusammensetzung aus. Eine weitere schwerwiegende Folge der Beweidung ist die Bodenverdichtung auf empfindlichen, zur Oberbodenverdichtung neigenden Böden, die im Zusammenhang mit Nadelholzbeständen zur Oberbodenversauerung führen kann. Auch ist bei vielen Flächen auf der Alb, die lange intensiv durch Schafe beweidet wurden, das Bodenprofil gekappt (vgl. Kap. 2.2.4), bzw. der Oberboden zeigt Weidestörungen.

Besondere Beachtung verdienen Aufforstungsflächen auf der Alb, die in der Vergangenheit beweidet wurden und auf denen von Kernfäule befallene Fichte stockt. Wie aus den Untersuchungen von REHFUESS (1969), SCHÖNHAR (1971) und WERNER (1971) bekannt ist, hängt das Auftreten von Kernfäule in Fichtenbeständen deutlich vom Standort ab, insbesondere auf kalkreichem Substrat. Auch sind auf gleicher Standortseinheit Aufforstungen auf ehemaligen Acker- oder Weideflächen regelmäßig stärker kernfaul als Fichtenbestände nach altem Wald. Die damit verbundenen forstbetrieblichen Probleme und die sich hieraus für die Betriebsplanung ergebenden Konsequenzen, insbesondere in waldbaulicher Hinsicht, zeigte SCHAAL (1994a) am Beispiel des Staatswaldes Münsingen.

## Schaal

Der Biomasseentzug durch die Streunutzung bewirkt nach GLATZEL (1989) eine direkte Abnahme der Nährelementgehalte im Boden, was sich in einem je nach Standort mehr oder weniger starken Zuwachsrückgang niederschlägt. Nährstoffverluste, Bodenversauerung, Erweiterung des C/N-Verhältnisses sind die vielfach belegten bodenchemischen Folgen der Streunutzung. Verschlechterung der Humusformen, Verarmung des Bodenlebens und Strukturverschlechterung des Oberbodens gehen damit einher.

Auch der Waldfeldbau als Verfahren zur Bestandesbegründung im 19. und 20. Jahrhundert wirkte sich negativ auf den Standort, den Waldaufbau und die Ertragsleistung aus. Als wichtigste Nachteile sind zu nennen: Nährstoff-, Humus- und Bodenverluste; Verschlechterung des Mikroklimas (Freiflächenklima) als Folge der Kahlllegung; bodenphysikalische Strukturzerstörung als Folge von Bodenbearbeitung (Pflugsohle), Schädigung der Bodenbiologie und Bodenversauerung. Die verfahrensbedingte Fichtensaat führte zu sehr dichten, einschichtigen Fichten-Monokulturen, in denen aufgrund der genannten Nachteile häufig Wuchsstockungen auftraten.

Durch Grasnutzung sind dem Wald über Jahrhunderte Biomasse und damit Nährstoffe, insbesondere Kalium und Phosphor, entzogen worden. Zudem hat das ständige Rupfen und Mähen insbesondere des "Seegrases" in den Beständen dessen Wurzelaktivität und somit dessen Ausbreitung gefördert, was zu dichtem, die Verjüngung hemmenden Grasfilz in den Beständen führte. Dichte Seegrasteppiche, die heute in manchen Beständen eine natürliche Verjüngung erschweren oder gar verhindern, sind als "Hypothek" dieser Nutzungsform anzusehen.

Alle Nutzungen erfolgten auf ein und derselben Fläche in Folge oder sogar gleichzeitig in wechselnder Intensität, was je nach Standortseinheit zur Potenzierung der negativen Auswirkungen führte. Insofern konnte von einem nachhaltigen Umgang mit dem Lebensraum Wald in der Vergangenheit keine Rede sein. Dies gilt angesichts des umfassenden Biomasseentzuges (Holz, Gras, Mast, Streu) insbesondere in Bezug auf den Stoffhaushalt. ZÖTTL (1995) betont, daß frühere Nutzungen vor allem die aktuelle Stickstoffdynamik im Wald beeinflussen und damit auch Wirkungen auf den Säure-Basen-Status des Standortes haben. Dies zeigt, wie sehr das heutige Entwicklungspotential von Waldflächen durch die in der Vergangenheit erfolgten Nutzungen und die dabei zur Anwendung gekommenen Verfahren beeinflusst ist. Das bedeutet, daß für eine realistische Beurteilung dieses Entwicklungspotentials die flächenbezogene Kenntnis der bisherigen Nutzungen und ihrer Intensität unabdingbar ist.

### 2.4.3 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Bad Waldsee

„Mochenwanger Wald“ und „Röschenwald“ (vgl. Tab. 2.2-1)

#### 2.4.3.1 Ur- und Frühgeschichte

Erste Nachweise einer menschlichen Besiedelung Oberschwabens stammen aus der ausgehenden Altsteinzeit: Im Jahre 1866 wurde an der Schussenquelle eine Lager von Rentierjägern ausgegraben, dessen Alter mit Hilfe der <sup>14</sup>C-Methode auf 14500 Jahre bestimmt wurde (WAGNER 1981). Aus der Jungsteinzeit (ca. 2000 bis 1600 v.Chr.) stammen die Moorsiedlungen um den Federsee, deren Holzhäuser bereits eine beachtliche Fertigkeit in der Holzbearbeitung erkennen lassen (RIETH 1973). Aus der Bronzezeit (ca. 1600 bis 900 v.Chr.) sind im Gegensatz zur Schwäbischen Alb für Oberschwaben nur Einzelfunde belegt. RIETH (1973) stellt die Vermutung an, daß sich in dieser Zeit möglicherweise eine dichtere Bewaldung siedlungsfeindlich ausgewirkt hat. Für die Ältere Eisenzeit („Hallstattzeit“, ca. 900 bis 750 v.Chr.) spricht er angesichts der zahlreichen Funde von einem Höhepunkt vorgeschichtlicher Besiedelung durch die Kelten in Oberschwaben. – Unter dem römischen Kaiser Claudius (41-54 n.Chr.) erreichten die Römer die Donau, Oberschwaben geriet damit für etwa zwei Jahrhunderte unter römische Herrschaft (RIETH 1973). Aus dieser Zeit stammen die Reste eines römischen Gutshofes bei Mochenwangen. Auch hatten sie einige Straßenverbindungen durch den Altdorfer Wald gebaut: von Tettnang über Ravensburg - Weingarten nach Waldsee, von Weingarten nach Wolfegg und von Unterankenreute nach Waldburg.

Die Besiedelung des württembergischen Oberschwabens durch die Alemannen erfolgte ab 260 n. Chr. von der Alb her. Dabei zeigt sich deutlich, daß bei dieser Landnahme zunächst nur die leicht erreichbaren Flußtäler besiedelt wurden, wie z.B. das Schussenbecken. Dabei war das Siedlungsgebiet der Alemannen fast immer das alte Siedlungsland der Vor- und Frühgeschichte, d.h. dort, wo die Alemannen das Land besetzten, war der Wald schon früher durch den Menschen beeinflußt worden. – Nach HORNSTEIN (1951) wurden die ersten größeren Siedlungen in der Umgebung des Altdorfer Waldes im 8. und 9. Jahrhundert genannt. Der Wald ist zu dieser Zeit noch Königsgut. Ab dem 10. Jahrhundert entstanden insbesondere im Hochmittelalter (12. Jahrhundert) zahlreiche Rodungsorte um den Wald. Bei der Erschließung des Waldes, die HORNSTEIN (1951) ins 11. Jahrhundert datiert, spielen die Klöster der Umgebung eine wichtige Rolle (z.B. Weingarten, Weissenau, Baint), deren Gründung ins 10. bis 13. Jahrhundert fällt. Den Klöstern wurden nachweislich zwischen dem 11. und 13. Jahrhundert Beholzungsrechte im Altdorfer Wald eingeräumt.

### 2.4.3.2 Besitzgeschichte

Der Altdorfer Wald war ursprünglich Königsgut. Als solches hatten ihn die Welfen im 11. Jahrhundert zu Lehen. Mit dem Erlöschen der Linie der "Welf" durch den Tod Welf VI. fiel der gesamte welfische Besitz in Schwaben und damit auch der Altdorfer Wald als teilweise erledigtes Lehen an den Kaiser, Friedrich I. von Hohenstaufen, zurück. Da Welf VI. den Besitzübergang an seinen Vetter Friedrich I. zudem noch testamentarisch verfügt hatte, konnte Friedrich I. diesen Besitz dem staufischen Hausgut einverleiben. Das Hausgut der Staufer wurde von deren Statthaltern verwaltet, unter denen auch die staufischen Truchsessen von Waldburg genannt werden. Nach der Auslöschung der Hohenstaufen (1254/1268) wurde deren gesamter Besitz und damit auch der Altdorfer Wald unter Kaiser Rudolf I. von Habsburg (1273-1291) wieder Reichsgut. Dies bedeutete, daß in den folgenden Jahrhunderten die Verleihung von Rechten am und im Altdorfer Wald durch die Kaiser erfolgte. – Die Forstaufsicht wurde von der Landvogtei Schwaben ausgeübt, deren Aufgabe bis 1806 die Verwaltung des unmittelbar unter königlicher bzw. kaiserlicher Herrschaft stehenden Reichsbesitzes in Schwaben war. Das Forstmeisteramt im Altdorfer Wald, dem auch das Waldgericht unterstellt war, war zwischen der Landvogtei, der Reichsstadt Ravensburg, die bereits 1367 vom Kaiser das sogenannte "Obriestforstamt" erhalten hatte, und den Truchsessen von Waldburg aufgeteilt. Verwaltungsmäßig gehörte der Altdorfer Wald zu Vorderösterreich, das bis zum Westfälischen Frieden von Ensishheim/Elsaß, danach von Innsbruck und im 18. Jahrhundert von Freiburg/Breisgau aus regiert wurde. Damit galten die von der Wiener bzw. Vorderösterreichischen Regierung erlassenen Forstordnungen auch für den Altdorfer Wald.

Wohl im 13. Jahrhundert hatten reiche Ravensburger Familien, so auch eine Familie namens "Kaiser", als Gegenleistung für finanzielle Hilfe Teile des Altdorfer Waldes vom Kaiser zu Lehen erhalten. OTT (1952) zufolge konnte die Stadt Ravensburg diese Waldteile im 14. Jahrhundert käuflich erwerben. Diese Wälder waren damit ausschließlicher Besitz der Stadt Ravensburg, sie wurden im Unterschied zu den sog. "gemeinen Forsten" im Altdorfer Wald als die "sonderbaren Forste" bezeichnet, an denen im Gegensatz zu den gemeinen Forsten keinerlei Rechte Dritter bestanden.

Die Untersuchungsflächen im Mochenwanger Wald bzw. Röschenwald waren als Teile der sonderbaren Forste bis 1803 im Besitz der Reichsstadt Ravensburg. In diesem Jahr kam die Stadt mit allen Gebieten, über die sie die Herrschaft ausübte, an Bayern. Die Besitzungen der Stadt Ravensburg außerhalb ihrer Gemarkung fielen ebenfalls an den bayerischen Staat, die seitherigen sonderbaren Forste wurden bayerischer Staatswald. Mit den Bestimmungen des Friedens von Compiègne kam u.a. auch Ravensburg im Jahre 1810 an Württemberg. Die zu diesem Zeitpunkt bayerischen Staatswälder wurden nun württembergische Staatswälder.

Vermutlich gehörte das Untersuchungsgebiet zu den ehemals Kaiser'schen Waldteilen, denn auf der Waldkarte vom Jahre 1836 gehören die Untersuchungsflächen zum Flurstück "Kaiserwiese" im Mochenwanger Wald.

### 2.4.3.3 Waldentwicklung

Nach HORNSTEIN (1951) war der Altdorfer Wald ursprünglich ein Laubwald aus Buchen mit Begleitbaumarten und Weißtannen, im Südosten in der Nähe von Mooren auch mit Fichte. Der Mochenwanger Wald und der Röschenwald sind auf einer Karte von 1598 als Laubwald dargestellt, zum Teil mit ausgedehnten Horsten und Schachen von Nadelholz.

Durch den Niederwaldbetrieb in Verbindung mit Waldweide (selektiver Verbiß, Ausbreitung von verdämmenden Weideunkräutern) hat der Mensch stark auf die ursprüngliche Baumartenzusammensetzung im Altdorfer Wald eingewirkt: Ab dem 14./15. Jahrhundert konnten sich Weichlaubhölzer und die Fichte, die von Natur aus mehr oder weniger nur an den Rändern der oberschwäbischen Moore vorkam, zu Lasten der Harthölzer in den durch Holzübernutzung und Beweidung devastierten Waldflächen ausbreiten. Dort hatte vor allem die Fichte ideale Keimbedingungen, weil sie in dem durch das Weidevieh verwundeten Boden der Brennholzschläge ein gutes Keimbett fand und von Vieh und Wild verschmäht wurde. Zudem hatte sie die notwendige Überschildung durch den Niederwald (Lichtverhältnisse, Frost), und die Böden waren durch das aufstockende Holz nicht zu naß. Die Buche wurde dadurch zunächst immer mehr zurückgedrängt. Ende des 16. Jahrhunderts waren die Bestände offensichtlich schon so stark von der Fichte geprägt, daß 1591/92 zum Schutz der Buche bestimmt wurde, daß im Altdorfer Wald außer Erlen und Hainbuchen kein Laubbaum mehr ohne Genehmigung genutzt werden durfte. Als Brennholz sollte nun statt Buche das mittlerweile stark verbreitete Nadelholz abgegeben werden. So sind im Mochenwanger Wald und im Röschenwald in der Waldbeschreibung von 1819 neben den das Waldbild bestimmenden Fichten nur noch wenige Buchen erwähnt.

Im gesamten Altdorfer Wald bestanden keine Streugerechtigkeiten. Dies war insofern auch nicht notwendig, da in der ganzen Region zahlreiche Streuwiesen genutzt werden konnten. Ab 1835 wird jedoch immer wieder die Abgabe von Nadelstreu zur Einstreu in den Ställen beschrieben.

### 2.4.3.4 Bestandesgeschichte der Untersuchungsfläche

Wie aus der ältesten, für diese Erhebung vorliegenden Waldbeschreibung aus dem Jahre 1819 hervorgeht, stockte im Jahre 1819 im Bereich der Untersuchungsflächen (Abt. a des Distrikts "Kaiserwiese") ein rund 68,4 ha großer Bestand aus "100 jährigen Fichten in einem meistent-

## Schaal

heils geschloßenen Zustände“, der auf einem “tiefgründigen Lehm-Boden mit bedeutender Dammerde“ stockt.

In der Waldbeschreibung von 1867 werden im Distr. VIII, Abt. 25 neben der das Bestandesbild beherrschenden Fichte noch eingesprengte Tannen sowie Erlen erwähnt. 1819 sind im nördlich angrenzenden Distrikt “Tannenweg” etliche Weißtannen beschrieben. Im Distr. VII, Abt. 9 sind 1867 neben der dominierenden Fichte noch einzelne Buchen, Forchen und Erlen erwähnt. Die Erlen könnten zum größten Teil noch aus der Pflanzung von 1840 stammen. Damals waren in dem Distrikt “Kaiserwies” 12.000 Stück Erlen gepflanzt worden.

Als Verjüngungsverfahren ist der Waldfeldbau im Altdorfer Wald seit 1819 nachgewiesen, wobei der Höhepunkt in der Anwendung gegen Ende des 19. Jahrhunderts lag. – Im Untersuchungsgebiet waren die a<sup>8</sup>-Fichtenbestände aus Waldfeldbau hervorgegangen. Aufgrund der örtlichen Gepflogenheiten und der Gleichförmigkeit der Bestände kann davon ausgegangen werden, daß auch die beiden vorhergehenden Bestandesgenerationen im Waldfeldbauverfahren begründet wurden.

In Distr. VII Abt. 9 ist eine Kohlplatte nachgewiesen (FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1980). Seegrasnutzung ist für das Untersuchungsgebiet nachgewiesen, sie erfolgte hier wohl in erster Linie auf den Kulturflächen in Distr. VII Abt. 9.

Auf der Grundlage der Bestandesausscheidung im Rahmen der Forsteinrichtung 1985 wurde für die Untersuchungsflächen eine Waldgeschichtskartierung nach dem bei SCHAAL (1994) beschriebenen Verfahren durchgeführt. Danach handelt(e) es sich bei den rund 80-jährigen und den rund 60-jährigen Fichtenbeständen beider Abteilungen um mindestens die dritte Generation Fichte nach Laubwald, d.h. es konnte eine dritte Generation Fichte nach Laubwald nachgewiesen werden, den Ausführungen HORNSTEINS (1951) zufolge muß sogar von einer vierten Generation ausgegangen werden. Für die Stangenhölzer in Distr. VII, Abt. 9 (c<sup>3</sup>, c<sup>4</sup>) und den Fichtenanteil der Dickung in Distr. VIII Abt. 25 (a<sup>2</sup>) konnte die vierte Generation Fichte nach Laubwald nachgewiesen werden, es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß es sich bereits um die fünfte Generation handelt (Gründe: s.o.). Die Laubholzkultur in Distr. VIII Abt. 25 (a<sup>1</sup>) ist eine Rückumwandlung nach Fichte (Abfolge also: Laubwald → mindestens drei Generationen Fichtenreinbestand → Laubholzkultur).

### 2.4.4 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Langenau

“Engelghäu” (vgl. Tab. 2.2-1)

#### 2.4.4.1 Ur- und Frühgeschichte

Erste Nachweise einer menschlichen Besiedelung des Ulmer Raumes geben die Funde aus der Mittleren Altsteinzeit (ca. 80000 bis 40000 v. Chr.) auf der Blaubeurer und Ulmer Alb, die nach WAGNER (1988) zu den ältesten Funden in Europa zählen. Seit dieser Zeit sind für nahezu jede ur- und frühgeschichtliche Kulturperiode Funde für dieses Gebiet belegt, speziell auch für den Raum Langenau. So sind für die Fohlenhaushöhle am Untersuchungsgebiet Funde aus der Jüngerer Altsteinzeit (ca. 40000 bis 8000 v. Chr.), der Mittleren Steinzeit (ca. 8000 bis 4500 v. Chr.) und der Jungsteinzeit (ca. 4500 bis 1800 v. Chr.) nachgewiesen. Funde der Bronzezeit (ca. 1800 bis 900 v. Chr.) wurden im Langenauer Ried geborgen. Nach WEHRBERGER (1989) kann für die Eisenzeit (ab etwa 900 v. Chr.) angesichts der zahlreichen Funde von einem Höhepunkt vorgegeschichtlicher Besiedelung durch die Kelten auf der Alb gesprochen werden. Zeugen hierfür sind 10 Grabhügel aus der Hallstattzeit und neun Grabhügel der Latènezeit im Distrikt “Engelghäu”.

Unter römische Herrschaft gerieten Teile der Alb, als die Römer unter Kaiser Claudius (41 bis 54 n. Chr.) die Donau erreichten. Sie errichteten Kastelle in Lonsee, Emerkingen, Rißtissen und Unterkirchberg. In für die Landwirtschaft günstigen Lagen wurden v.a. am Südrand der Alb zahlreiche Gutshöfe angelegt. Ein solcher Gutshof befand sich ca. 1 km südlich der Untersuchungsflächen. – Die römische Herrschaft dauerte im Ulmer Raum etwa zwei Jahrhunderte (WEHRBERGER 1989).

Seit der römischen Zeit gehörte der Langenauer Raum während des Mittelalters bis in jüngste Zeit immer zu den dichter besiedelten Gebieten in der Umgebung. Insbesondere für das Hochmittelalter sind zahlreiche Siedlungsplätze um das “Engelghäu” belegt, die jedoch bald wieder aufgegeben wurden. Für das Untersuchungsgebiet bedeutende Wüstungen beschreibt GREES (1972) am Südrand des “Engelghäu” an der Markungsgrenze zwischen Albeck und Langenau.

Alle diese Funde zeigen, daß der Langenauer Raum schon seit Urzeiten vom Menschen besiedelt war. Aus der Nähe der Fundorte zum Untersuchungsgebiet wird deutlich, daß der Mensch schon sehr früh in den ursprünglichen Wald eingegriffen und diesen verändert hat.

#### 2.4.4.2 Besitzgeschichte

JÄNICHEN (1972) zufolge verkauften die überschuldeten Grafen Werdenberg zu Albeck ihre Herrschaft Albeck in den Jahren 1383 und 1385 an die Freie Reichsstadt Ulm. Der damals zu Albeck gehörende “Englghai” wurde somit als Teil der nun sogenannten “Obere Herrschaft”

## **Schaal**

ulmisch. 1802/03 gelangte die Stadt Ulm mit allen Gebieten, über die sie die Herrschaft ausübte, an Bayern. Der seither reichsstädtisch ulmische Wald wurde bayerischer Staatswald. Mit den Bestimmungen des Friedens von Compiègne wurde die heutige Grenze zwischen Württemberg und Bayern festgelegt. Damit kam Ulm mit dem Großteil seiner einstigen Gebiete an Württemberg. Die zu diesem Zeitpunkt bayerischen Staatswälder wurden nun württembergische Staatswälder. – Im frühen 19. Jahrhundert kam das "Engelehäu" von Albeck zu Langenau.

### **2.4.4.3 Waldentwicklung**

Am Ende der Rodungsperiode im 12. Jahrhundert war der ursprüngliche Wald vom Menschen auf diejenigen Standorte zurückgedrängt worden, die für eine landwirtschaftliche Nutzung nur bedingt oder gar nicht geeignet waren. Für den Ulmer Raum heißt dies, daß der Mensch auf der Alb den Wald auf die Hanglagen und in der Ebene die siedlungsfernen, vom Klima oder Boden her ungünstigen Bereiche verdrängte, wobei davon ausgegangen werden muß, daß im 12. Jahrhundert auf der Alb nahezu jede Fläche ackerbaulich genutzt wurde, die dazu irgendwie geeignet schien. OEHLER (1989) nimmt an, daß zu dieser Zeit die Alb nur noch zu 10 % bewaldet war.

Gegenüber der auf der Alb absolut dominierenden Buche konnte sich die Eiche (es kommen Stiel- und Traubeneiche vor) nur auf sehr warmen, xerothermen Standorten (Eichen-Steppenheide; Traubeneiche, evtl. sogar Flaumeiche) sowie auf Standorten mit breiter Amplitude im Wasserhaushalt (Mergelböden, nicht zu wechselfeuchte Tonböden; Stieleiche) gegenüber der Buche behaupten. Dies trifft insbesondere auf die Albabflachung zur Donau hin zu. Als Halblichtbaumart hat sie in der natürlichen Sukzessionsabfolge auch auf den Standorten für eine gewisse Zeit ihren "Platz", auf denen die Buche das Klimaxstadium bildet. Somit dürfte die Traubeneiche im natürlichen Wald von einst mehr oder weniger über die ganze Fläche verteilt gewesen sein, wobei ihr Vorkommen als mehr oder weniger temporär angesehen werden muß. Als Klimax-Baumart kam sie nur kleinflächig auf Standorten vor, auf denen die Buche in ihrer Konkurrenzkraft eingeschränkt war, weil ihr die Böden zu trocken oder im Wasserhaushalt zu sehr wechselnd waren.

### **2.4.4.4 Bestandesgeschichte der Untersuchungsfläche**

Der Name "Engelghäu" bzw. in der älteren Schreibweise "Englagghäu" ist nur schwer deutbar. Nach BUCK (1931) leitet sich der Name von "Anger" ab, der u.a. auch als "Engele" bezeichnet wurde. Unter Anger ist im weiteren Sinn jedes gegen Viehtrieb geschlossene Grundstück zu verstehen, das als Acker oder Grasplatz benützt werden kann, in der engeren Bedeutung ist unter

Anger insbesondere Ackerflur zu verstehen. Diese Deutung könnte insofern zutreffend sein, als GREES (1972) für das Engelghäu mehrere Wüstungen nachweist und im Lagerbuch des Forsts Söflingen von 1826 vermerkt ist, daß auf dem "Englaghäu" keine Servituten lasten, d.h. die Bevölkerung hatte keinen Rechtsanspruch zur Ausübung der Weide.

Im Speziellen Teil des Erläuterungsbandes zur Standortskartierung wird im Distr. "Engelghäu" immer wieder auf Lesesteinhaufen und Steinriegel hingewiesen (FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1982), was zusammen mit dem Namen darauf hindeutet, daß während des höchsten Bedarfs an Ackerland im Hochmittelalter (1200 bis 1350) hier Ackerbau betrieben wurde. Die Flachgründigkeit stellt hierbei kein ernsthaftes Hindernis dar, denn die Böden sind sehr gut nährstoffversorgt. Sofern die Niederschläge ausreichend waren, waren diese flachgründigen Böden ohne weiteres für den Getreideanbau tauglich.

Auch für den Bereich der Untersuchungsfläche und Umgebung sind Lesesteinhaufen und Ackerlandstufen nachgewiesen. Den Ausführungen der amtlichen Kreisbeschreibung zufolge ist die Wüstung "Bucken" auf der Markungsgrenze in etwa auf der Höhe der Abt. 24 zu suchen (LANDESARCHIVDIREKTION 1992). Da die zu den Siedlungen gehörigen Ackerflächen in aller nächster Nähe zum Dorf lagen, bedeutet dies, daß das Untersuchungsgebiet während des Hochmittelalters (zwischen 1200 und 1350) landwirtschaftlich genutzt wurde!

Die älteste vorhandene Waldbeschreibung für das "Herrschaftliche Englaghäu" stammt aus dem Jahre 1794; sie befindet sich im Stadtarchiv Ulm. Leider bezieht sich diese Beschreibung auf die gesamte Waldfläche, eine konkrete Aussage für die Untersuchungsflächen in den heutigen Abteilungen 24 und 25 ist daher leider nicht möglich.

Nach dieser Waldbeschreibung umfaßte das "Englaghäu" 1.066 Jauchert (ca. 546 ha) Wald, wovon 300 Jauchert (ca. 154 ha) Kahlfläche oder ca. ein- bis dreijährige Stockausschlagfläche waren. Weitere 300 Jauchert waren "halb verwachsen", d.h. 15 bis 20-jährige Stockausschläge. Die restlichen 466 Jauchert (ca. 238 ha) wurden als "ganz verwachsen oder schlagbar" bezeichnet, was beim damaligen Mittelwaldbetrieb ein Bestandesalter von rund 45 Jahren bedeutete.

An Baumarten wurden Birken, Aspen, Salweiden, Linden, wenig Hainbuchen und "an vielen Orten im Überfluß" Eichen genannt. – Nadelholz ist nicht erwähnt.

Im Forstlagerbuch des Forstamts Albeck aus dem Jahre 1826 ist das "Engelghäu" als Niederwald eingetragen, wovon rund 21 ha Blöße seien. An Baumarten sind 1/3 Birken, 1/3 Aspen und 1/3 Eichen aufgeführt. Obwohl diesmal nicht extra erwähnt, dürften die 32 Jahre zuvor angeführten Salweiden, Linden und Hainbuchen mit Sicherheit noch in Einzelmischung an der Baumartenzusammensetzung beteiligt gewesen sein.

Ab etwa 1840 wurde für 10 bis 20 Jahre über das stark verdämmende Auftreten der Hasel geklagt, die im Verein mit unzureichender Schlag- und Jungwuchspflege die Überführung der Mittelwaldschläge in Laubholzhochwälder verhinderte. Deshalb begann ab 1840 die Umwand-

## **Schaal**

lung dieser herabgewirtschafteten Mittelwälder in produktive Nadelholzhochwälder. Im “Engelhäu” säte man ab dieser Zeit die flachgründigen Standorte mit Kiefer und Fichte an. Die tiefgründigeren Böden sollten der Eiche vorbehalten bleiben. In dieser Zeit wurden in der Abt. 25 die Flächen des heutigen b<sup>3</sup> und der Nordteil des b<sup>4</sup> erstmalig mit Fichte angesät. Bei beiden Beständen handelt es sich demnach bereits um eine zweite Generation Fichte nach Laubwald.

Ab 1890 begann eine weitere Welle der Umwandlung von Mittelwäldern in Fichtenreinbestände durch Kahlhieb mit anschließender Stockrodung und zweijährigem Waldfeldbaubetrieb. Hierbei wurden im ersten Jahr Kartoffeln angebaut und im zweiten Jahr Getreide zusammen mit Fichte gesät. Aus dieser Zeit stammen die fast vollständig vom Sturm geworfenen Fichtenalthölzer in den Abteilungen 24 und 25. Bei diesen Beständen handelte es sich um eine erste Generation Fichte nach Laubwald.

Bei den Nadelholz-Jungbeständen in beiden Abteilungen (b<sup>2</sup> bzw. c<sup>1</sup>) handelt es sich ebenfalls bereits um eine zweite Generation Nadelholz nach Laubwald. Die Laubholzkulturflächen in Abt. 24 sind eine Rückumwandlung nach Fichte (Abfolge also: Laubholz-Mittelwald → Fichtenreinbestand → Laubholzkultur).

### **2.4.5 Waldgeschichte der Untersuchungsfläche Bebenhausen**

“Bromberg” (vgl. Tab. 2.2-1)

#### **2.4.5.1 Ur- und Frühgeschichte**

Die ersten menschliche Spuren im Kreis Tübingen stammen CAPELLE (1967) zufolge aus der ausgehenden Altsteinzeit; ihr Alter wird auf 20.000 Jahre geschätzt. Im Schönbuch wurden bei Einsiedel und Dettenhausen Gegenstände aus der Mittelsteinzeit (ca. 12000 bis 4000 v.Chr.) gefunden. Aus der Jungsteinzeit (ca. 4000 bis 1800 v.Chr.) sind für den Großraum um das Untersuchungsgebiet zahlreiche Funde belegt. Seit dieser Zeit ist die Anwesenheit des Menschen für alle nachfolgenden Siedlungsepochen durch Funde nachgewiesen. Aus der Hallstattzeit (ca. 900 bis 750 v. Chr.) stammen etliche Grabhügel bzw. Grabhügelgruppen im Schönbuch.

Im 1. Jahrhundert n.Chr. eroberten die Römer das Gebiet zwischen Rhein und Neckar. In römischer Zeit wurden im Schönbuch mehrere Gutshöfe angelegt (HUTTENLOCHER 1934). In der Nähe des Untersuchungsgebietes (bei der “Schnapseiche”, Abt. 24) befand sich eine römische Töpferei.

Bei der Besiedelung des Landes durch die Alemannen scheint der Schönbuch umgangen worden zu sein. Die ältesten Siedlungen im Raum Schönbuch stammen aus der vorkarolingischen Aus-

bauzeit um das 6. Jahrhundert (Holzgerlingen, Weil i.S.). Erst danach wurde der Schönbuch nach und nach besiedelt, wobei insgesamt relativ wenig Wüstungen vorhanden sind. Wichtig für das Untersuchungsgebiet sind in diesem Zusammenhang die Reste einer Kapelle beim Kapellenbrunnen (Südspitze der Abt. 68). Bei der Kapelle soll es sich nach HAHN (1972) um eine Einsiedelei gehandelt haben. – In der Literatur ist bislang für den Bromberg keine Wüstung nachgewiesen.

### 2.4.5.2 Besitzgeschichte

GREES (1969) zufolge bestanden im Schönbuch schon vor dem 11. Jahrhundert verschiedenartige Rechte. Nach mancherlei Besitzwechselln hatten gegen Ende des 12. Jahrhunderts die Pfalzgrafen von Tübingen die meisten Rechte am Schönbuch. Mit Genehmigung des Kaisers schenkte Pfalzgraf Rudolf I. von Tübingen im Jahre 1191 insgesamt 1.288 ha Wald dem 1187 von den Prämonstratensern gegründeten Kloster Bebenhausen, das 1190 Zisterzienserabtei geworden war. Bis zum Jahr 1383 gelang es den Grafen von Württemberg, den Besitz der Pfalzgrafen von Tübingen nach und nach zu übernehmen. Der Schönbuch war damit württembergischer Besitz geworden, er wurde zum "landesherrlichen Forst" erklärt.

### 2.4.5.3 Waldentwicklung

BÜHLER (1912) zufolge waren um 1310 im Schönbuch folgende Holzarten vorhanden: Eiche, Buche, Apfel- und Birnbäume (diese vier Baumarten waren von der Nutzung ausgenommen) sowie Birke, Esche, Hainbuche, Erle, Haselnuß, Salweide und Garnweide (?). Nadelholz fehlte ganz.

Die kurzumtriebige Niederwaldwirtschaft mit Beweidung führte auch im Schönbuch zur Verlichtung, was die Verjüngung des Laubholzes aus Kernwüchsen sehr erschwerte, wenn nicht gar unmöglich machte. Da der Schönbuch durch alle Zeiten hindurch Jagdgebiet der Herzöge bzw. Könige von Württemberg war, trugen Zeiten mit hohen Wilddichten (v.a. 17. bis Anfang 19. Jahrhundert) ähnlich den Auswirkungen der Weide zur Waldverwüstung durch Verbiß und Schälen bei. Nach ZEHYER (1938) betrug der Rotwildbestand zeitweise bis zu 3.000 Stück. Unter diesen Bedingungen breiteten sich die Weichlaubgehölze sehr leicht aus, während die hartlaubigeren Gehölze um so mehr verbissen wurden. Die Buche wurde dadurch zunächst immer mehr zurückgedrängt. Um die Buche als Holz- und Mastlieferanten zu erhalten und um auch im Niederwald eine ausreichende Zahl an Samenbäumen zu haben, wurde in der Schönbuchordnung aus dem Jahre 1553 bestimmt, daß die Altbuchen auf den Schlägen stehen gelassen werden müssen. Auch sollten die holzleeren Stellen umgebrochen und mit Buchen und Eichen angesät

## Schaal

werden. Da diese Bestimmung wohl nicht zum erwünschten Erfolg geführt hatte, wurde in der Schönbuchordnung von 1581 bestimmt, daß Birken und Aspen mit 2 bis 2,5 m Höhe ausgegraben und an den holzleeren Stellen gepflanzt werden sollen. Zum Schutz gegen das Weidevieh sollen sie mit Dornen umwunden werden. Besonders sollten aber junge Eichen gepflanzt werden. Um der Waldverwüstung durch unregelmäßige Hiebe Einhalt zu gebieten, wurde bereits 1495 auf die Anlage regelmäßiger Schläge gedrungen.

Das Ergebnis dieser Nutzungsweise waren zu Beginn des 19. Jahrhunderts stark verhaueene, lichte Bestände, in denen eine Laubholzverjüngung nicht mehr gelang. Um aus diesen "Beständen" wieder Wald zu machen, wurden sie im Laufe des 19. Jahrhunderts durch Saat und Pflanzung in Nadelholzbestände umgewandelt.

Die Abgabe von Laubstreu ist im Schönbuch bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts relativ kontinuierlich nachgewiesen, so wurden mit Sicherheit auch die Buchenbestände streugenuutzt, die bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts die Untersuchungsfläche bestockten. Konkrete Belege ließen sich jedoch keine finden.

### 2.4.5.4 Bestandesgeschichte der Untersuchungsfläche

Der Abteilungsname "Lärchenschachen" (Abt. 65) stammt aus dem 19. Jahrhundert und ist auf die hier vorgenommenen Lärchenpflanzungen zurückzuführen. Der Abteilungsname "Silbersandgrube" (Abt. 68) kommt von der flachen Sandgrube im Süden der Abteilung, in der der "Silbersand" – Sand aus dem sehr festen, quarzhaltigen Rätsandstein – gewonnen wurde. Der Name "Bromberg" deutet nach BUCK (1931) auf eine mit Brombeergestrüpp überwucherte Fläche hin.

Zur Flora der Brombergebene schreibt BIBERSTEIN (1890), daß diese aufgrund des Untergrundes aus Rätsandstein, der zu nährstoffarmen, steinigen Böden verwittert, ähnlich der Schwarzwaldflora sei. Als "Charakterart" gibt er den Roten Fingerhut (*Digitalis purpurea*) an, ferner das Niederliegende Johanniskraut (*Hypericum humifusum*), Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), Roten Spörgel (*Spergularia rubra*), Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und Besenginster (*Sarothamnus scoparius*). Den Angaben von ELLENBERG (1996) und OBERDORFER (1994) zufolge ist der Adlerfarn ein Weideunkraut (vor allem bodensaurer Standorte), was auf die frühere Beweidung hinweist.

Die Untersuchungsfläche ist in der kartographischen Darstellung von KIESER (1985) aus den Jahren 1680 bis 1687 als Laubwald dargestellt. In einer Waldbeschreibung aus dem Jahre 1683 wird der Bromberg als Buchenwald beschrieben. Für einen Teil der Fläche heißt es: "Schindert und Bromberg seindt große und weithleüffte geholtz, ... darin ... buchen Holtz, welches ... gehawen... undt vor zehen Jahren in Bann gelegt worden...", sowie "... ist ein wohlständiger Buch-

waldt, mit großen Sambuchen...". Dieser Buchenwald erstreckte sich auf der Brombergebene aber nur bis zum Birkensee, wie auf einer Karte Ende des 17. Jahrhunderts zu sehen ist (Hauptstaatsarchiv Stuttgart, N 3 Nr. 19). Die Fläche ab dem Birkensee einschließlich des angrenzenden Holzgerlinger Gemeindewaldes war Viehweide. Die Taxation von 1822 beschreibt den Wald der südlichen Brombergebene, d.i. die Untersuchungsfläche, als "...einen 40 bis 50 jähriger rein buchenen aber ziemlich schlechten plattigten Bestand, was eine Folge des mageren Bodens und der Fehmelwirthschaft ist. Die stokenden Individuen sind größtentheils Stokaussschlag, kurzstämmig und verkrüppelt und ohne alles Oberholz...". – Im Jahre 1829 wurde die ehemalige Silbersandgrube mit Fichten angesät.

In den Jahren 1858 bis 1860 erfolgte die Ansaat der Brombergebene mit Kiefer unter Beimischung von Lärche und Birke. Ob diese Saat entsprechend den damals herrschenden waldbaulichen Grundsätzen nach vorangegangenem Waldfeldbau ausgeführt wurde, konnte nicht geklärt werden. Im Stangenholzalder wurde jedoch der ganze Bestand im Winter 1885/86 durch Schneedruck und nachfolgenden Käferfraß vernichtet (diesem Schneedruck fielen nahezu alle Nadel-Stangenhölzer im Schönbuch zum Opfer). In der Folge wurde die Brombergebene mit Fichte im Verband 2 x 2 m und 1 x 1 m ausgepflanzt. Es wurde auch Kiefer durch Riefensaat eingebracht. Die Lärche hatte den Schneedruck wohl weitgehend unbeschadet überstanden, denn 1903 werden 40-jährige Lärchenüberhälter über der Kulturfläche beschrieben.

Auf der Grundlage der Bestandesausscheidung im Rahmen der Forsteinrichtung 1986 wurde für die Untersuchungsflächen eine Waldgeschichtskartierung durchgeführt. Danach handelte es sich bei den vom Sturm geworfenen Beständen (Abt. 65; Abt. 68) um die zweite Generation Nadelholz nach Laubwald.

### Zusammenfassung

Der heutige Zustand von Standort und aufstockendem Bestand ist das Ergebnis von in der Vergangenheit abgelaufenen Entwicklungen, hervorgerufen durch natürliche Prozesse und menschliche Eingriffe. Im vorliegenden Beitrag wurde für die drei Hauptuntersuchungsflächen des Sturmwurfflächenprojektes in Baden-Württemberg die bisherige Waldentwicklung in Abhängigkeit von der jeweiligen Bestockungs- und Nutzungsgeschichte parzellenscharf nachgezeichnet. Hierfür wurden - je nach Quellenlage - Waldbeschreibungen, Forsteinrichtungswerke, Kartenwerke und Literatur vom 16. Jahrhundert bis heute ausgewertet.

Um die Zusammenhänge zwischen der bisherigen Waldentwicklung und dem sich hieraus ergebenden Entwicklungspotential der Waldflächen zu verdeutlichen, werden in einem speziellen Kapitel die vielfältigen Nutzungen beschrieben, die auf den Untersuchungsflächen in der Vergangenheit eine Rolle spielten und die Auswirkungen dieser Nutzungen auf Standort und Waldentwicklung aufgezeigt.

## **2.5 Totholz als ökosystemare Eingangsgröße**

*von B. Koch, D. Münch und T. Pröbsting*

### **2.5.1 Einleitung**

Zur Lösung komplexer Monitoringaufgaben in der Ökosystemforschung kann die Interpretation von Luftbildern in Verbindung mit photogrammetrischen Messungen wesentliche Beiträge liefern. Für bestimmte Fragestellungen sind aerielle Verfahren rein terrestrischen Untersuchungsmethoden sogar vorzuziehen; dies gilt vor allem dann, wenn die zu untersuchenden Flächen schwer zugänglich sind und/oder aus der Vogelperspektive die zu erfassenden Parameter eindeutiger erkannt werden können. Ist eine flächendeckende raumbezogene Erfassung (Geokodierung) zur punktgenauen Lokalisierung der Beobachtungen wünschenswert, wird der Einsatz von Luftbildern aus Kosten- und Zeitgründen nahezu zwingend, wenn die Merkmale luftbildsichtbar sind und nicht auf kleinste Flächen oder Stichproben beschränkt bleiben sollen.

Im Falle der langfristig angelegten Untersuchungen zur Entwicklung der Waldbiozöosen nach den Sturmwürfen von 1990 ist die Dokumentation der Ausgangslage nach dem Sturmereignis von hohem Wert, um die im Laufe der Entwicklung beobachtbaren strukturellen räumlichen Heterogenitäten von Bioelement- und Organismenverteilung mit der Ausgangssituation zu verknüpfen und in ein späteres Erklärungsmodell einbauen zu können. Im Frühjahr 1993 und im Frühsommer 1996 wurden daher alle Sturmwurfflächen (Kap. 2.1) mit Color Infrarot Luftbildern im Maßstab 1:5.000 aufgenommen. Das gewählte Filmmaterial bildet lebende Vegetation besonders differenziert ab und unterscheidet diese eindeutig von abgestorbener Vegetation und sonstigen Objekten in der Landschaft. Mit der Signalisierung von Paßpunkten vor der Befliegung wurden die Voraussetzungen zu hochgenauen photogrammetrischen Auswertungen gelegt. Für die Flächen Bebenhausen und Langenau wurden Kartierungen zur Verteilung liegender Stämme auf der Basis der erstellten Luftbilder durchgeführt. Bei der Kartierung der liegenden Stämme handelt es sich um eine einmalige Erfassung aus dem Jahre 1993. Eine hochgenaue Kartierung der liegenden Stämme wurde vor dem Hintergrund, daß ein großer Einfluß der liegenden Stämme auf die nachfolgenden floristischen Entwicklungsstadien und auf die faunistische Populationsentwicklung zu vermuten ist, als notwendig erachtet. In diesem Zusammenhang interessiert natürlich neben der Lage und Verteilung der liegenden Stämme auch deren oberirdische Biomasse. Es wurde daher für die Fläche Bebenhausen beispielhaft die oberirdische Biomasse aus der photogrammetrischen Kartierung abgeleitet.

### 2.5.2 Photogrammetrische Grundlagen

Durch den Einsatz photogrammetrischer Methoden konnte eine kartographisch hochgenaue flächendeckende Erfassung der liegenden Stämme durchgeführt werden. Die Verteilung der liegenden Stämme auf der Fläche ist nicht regelmäßig. Es treten sowohl Teilflächen mit mehreren übereinanderliegenden Stämmen als auch stammfreie Bereiche auf (s. Farbtafel 3).

Eine differenzierte Kartierung dieser Verteilung durch terrestrische Aufnahmen wäre mit einem nicht vertretbaren Zeit- und Kostenaufwand verbunden. Luftbilder bieten dagegen Sicht auf die gesamte Waldfläche, so daß auf einen Blick Stammverteilung und Vegetation visuell wahrgenommen werden können. Um eine exakte Einmessung von Flächen und Objekten in einem geographischen Koordinatensystem aus Luftbildern zu gewährleisten, ist es notwendig, photogrammetrische Meßverfahren zu verwenden.

Diese sind indirekte physikalische Meßverfahren zur Erfassung von Form, Größe und Lage eines Objektes aus photographischen Bildern. Über Paßpunkte werden die Bilder in Beziehung zu Geländekoordinaten (z.B. Gauß-Krüger-Koordinaten) gesetzt. Paßpunkte sind Objekte, die in den Luftbildern eindeutig identifizierbar sind und von denen die Geländekoordinaten bekannt sind.

Damit lassen sich zum Beispiel von einem geworfenen Baumstamm die Positionen des Wipfelpunktes und des Baumfußpunktes einschließlich des Wurzeltellers in Geländekoordinaten im Luftbild festlegen. Über diese Koordinaten kann das aktuelle Stammverteilungsmuster kartographisch dargestellt und auch künftig, selbst wenn die Stämme vollständig vermodert und die Wurzelteller eingeebnet sind, im Gelände rekonstruiert werden.

### 2.5.3 Material und Methode

Für die Sturmwurfflächen Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee wurden Farbinfrarot-Luftbilder im Maßstab 1:5.000 im Jahr 1993 erstellt. Aus Kostengründen konnten die photogrammetrischen Auswertungen bisher nur für die Sturmwurfflächen Bebenhausen und Langenau zum Abschluß gebracht werden.

Vor der Befliegung erfolgte eine Signalisierung von geodätisch im Landeskoordinatensystem vermessenen Paßpunkten. Jedes Gebiet wurde durch drei Stereomodelle abgedeckt, die mit Hilfe der signalisierten Paßpunkte absolut orientiert werden konnten.

Die erreichten photogrammetrischen Genauigkeiten der Modellorientierungen liegen im Bereich der Meßgenauigkeit, die an einem analytischen Stereoauswertegerät bei der Messung von diskreten Punkten in Luftbildern mit einem Maßstab von 1:5.000 erreicht werden kann. Eine vergleichende terrestrische Einmessung von liegenden Stämmen durch die Forstliche Versuchsan-

stalt Baden-Württemberg auf einer Teilfläche bestätigt die hohe Genauigkeit der photogrammetrischen Messung (s. Farbtafel 4).

Mittels Stereoauswertung wurde die Lage aller luftbildsichtbaren *liegenden Stämme* kartenmäßig erfaßt. Dafür wurden die Koordinaten von Baumfußpunkt und Wipfelpunkt bestimmt und gradlinig verbunden. Bei gekrümmten Stämmen wurde vom Baumfußpunkt ausgehend bis zum Baumwipfelpunkt fortlaufend gemessen. Waren einer oder beide dieser Endpunkte von Kronenreisig verdeckt, wurde nur der sichtbare Stammteil kartiert. Abgebrochene Stammteile wurden als eigenständige Objekte erfaßt. Die Position der liegenden Stämme konnte mit einem Lagefehler von wenigen Zentimetern im Landeskoordinatensystem angegeben werden (s. Farbtafel 5).

Von stehenden Stammteilen wurde, soweit im Luftbild identifizierbar, der genaue Standpunkt bestimmt. Darüber hinaus wurde von jedem auf der Sturmwurffläche *stehenden Baum* die Wipfelpunktcoordinate gemessen und bei lebenden Bäumen die Artzugehörigkeit ermittelt. Probleme konnten aufgrund von Schattenwurf benachbarter stehender Bestände auftreten. Die in solchen Bereichen liegenden Stämme wurden nur zum Teil und selten vollständig identifiziert.

Neben der Kartierung der liegenden Stämme wurde für die Sturmwurffläche Bebenhausen auf der Basis der photogrammetrischen Kartierung der liegenden luftbildsichtbaren Stämme auch die oberirdische Biomasse und deren Verteilung als eine weitere wichtige Eingangsgröße für die ökosystemare Modellbildung auf Sturmwurfflächen hergeleitet. Dabei wurde auf den Grundflächenmittelstamm des jeweiligen Bestandestyps zurückgegriffen. Die dafür notwendigen Daten konnten aus der 1988 durchgeführten forstlichen Betriebsinventur entnommen werden. Das Volumen des Grundflächenmittelstammes (BHD 35 cm, Höhe 29 m) ist mit  $1,34 \text{ m}^3$  (Vfm) anzusetzen, wenn vereinfachend angenommen wird, daß kein Astderbholz vorläge. Wird eine Abholzigkeit von ca. 1 cm pro Laufmeter angesetzt, verteilt sich das Stammvolumen bei Unterteilung in drei gleichlange Stammabschnitte im Verhältnis 6:3:1. Für jeden Abschnitt kann nun das Volumen pro Laufmeter errechnet werden. Zur Berechnung des Biomassenanteils von Kronenreisig und Nadeln wurde eine Biomassenfestlegung von 80 % im Stamm und 20 % im Kronenreisig einschließlich Nadeln unterstellt (RAISCH 1983). Bei einem Stammvolumen von  $1,34 \text{ m}^3$  errechnet sich ein Kronenreisig- und Nadelvolumen von ca.  $0,34 \text{ m}^3$  (Tab. 2.5-1). Es wurde weiter davon ausgegangen, daß in diesem ehemaligen Fichtenbestand die Kronenlänge 1/3 der Stammlänge beträgt und sich die gesamte Ast- und Nadelbiomasse im Bereich des Wipfelabschnittes befindet.

Jeder photogrammetrisch kartierte liegende Stamm wurde in drei Abschnitte unterteilt und das Volumen durch Multiplikation der Abschnittslänge mit dem entsprechenden Volumenfaktor (vgl. Tab. 2.5-1, rechte Spalte) berechnet.

Tab. 2.5-1: Herleitung der Biomasse pro Laufmeter Stamm.

Abschnitt (je 9,6 m)	Stammvolumen [m <sup>3</sup> ]	Kronenreisig/ Nadeln [m <sup>3</sup> ]	Vol. [m <sup>3</sup> pro Laufmeter]
Wipfel	0,134	0,34	0,049
Mittelteil	0,402		0,042
Erdstamm	0,804		0,084

Zur Darstellung der quantitativen Verteilung der Biomasse auf der Fläche wurde die Sturmwurf-  
fläche in Quadrate mit einer Kantenlänge von 5 Metern unterteilt. Die Biomasse der innerhalb  
eines Quadrates liegenden Stämme oder Stammteile wurden zu einer „Kennziffer“ der Biomasse  
pro 25 m<sup>2</sup> aggregiert.

Die Ergebnisse der Delinierungen mit dem analytischen Stereoplotter und der hergeleiteten  
Biomassenverteilung wurden mit einem speziellen Umsetzer in ein für das Geographische In-  
formationssystem ARC/INFO lesbares Format konvertiert und dort weiter verarbeitet. Die Aus-  
gabe der Karten erfolgte mit Hilfe des Programmpakets ArcView.

#### 2.5.4 Ergebnisse

##### *Bannwald Bebenhausen*

Auf der Sturmwurffläche Bebenhausen mit einer Größe von 2,3 Hektar wurden aus dem Luft-  
bild 526 liegende Stämme kartiert. Die Abb. 2.5-1 zeigt die Verteilung der gemessenen  
Stammabschnitte nach Längenklassen. Die hohen Anteile in den Klassen kleiner/gleich 17,5 m  
weisen, bei ursprünglichen Baumhöhen von 20 bis 35 m, darauf hin, daß viele Stämme in Teil-  
abschnitte zerbrochen sind.

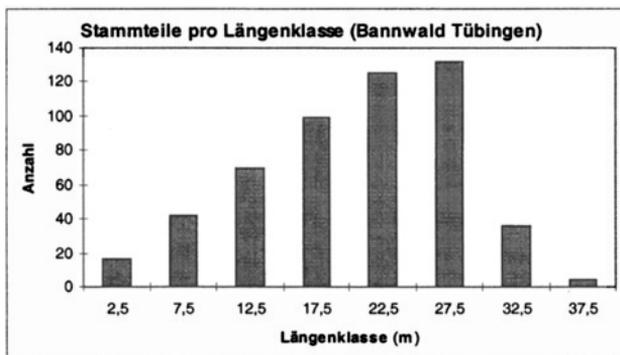


Abb. 2.5-1: Verteilung der liegenden Stämme bzw. Stammteile auf Längenklassen, Sturm-  
wurffläche Bebenhausen.

Auf der Fläche konnten 356 Wurzelteller, 26 Baumstümpfe und 52 stehende (tote bzw. lebende) Bäume kartiert werden. Hieraus berechnet sich eine Stammzahl von ca. 190 Bäumen pro Hektar. Es ist davon auszugehen, daß einige Wurzelteller und Baumstümpfe, insbesondere von Bäumen, die nahe des Baumfußpunktes abgebrochen wurden, zum Befliegungszeitraum von liegendem Kronenreisig überdeckt waren. Wird unterstellt, daß liegende Teile ab der Längenkategorie 17,5 Meter einen Baum repräsentieren, errechnet sich unter Berücksichtigung der stehenden Bäume eine Stammzahl von ca. 250 pro Hektar. Die Hochrechnung auf Grundlage der zwei innerhalb der Sturmwurffläche liegenden permanenten Probekreise der forstlichen Betriebsinventur, die 1988 angelegt und aufgenommen wurden, ergibt eine Stammzahl von ca. 265 bis 375 pro Hektar. Die Rekonstruktion der Stammzahl aus den im Luftbild erhobenen Daten führt demnach zu einer Unterschätzung. Zwei Gründe scheinen hierfür maßgeblich verantwortlich zu sein: die Unsicherheit bei der Kartierung des beschatteten Bereiches und die Überdeckung durch Kronenreisig.

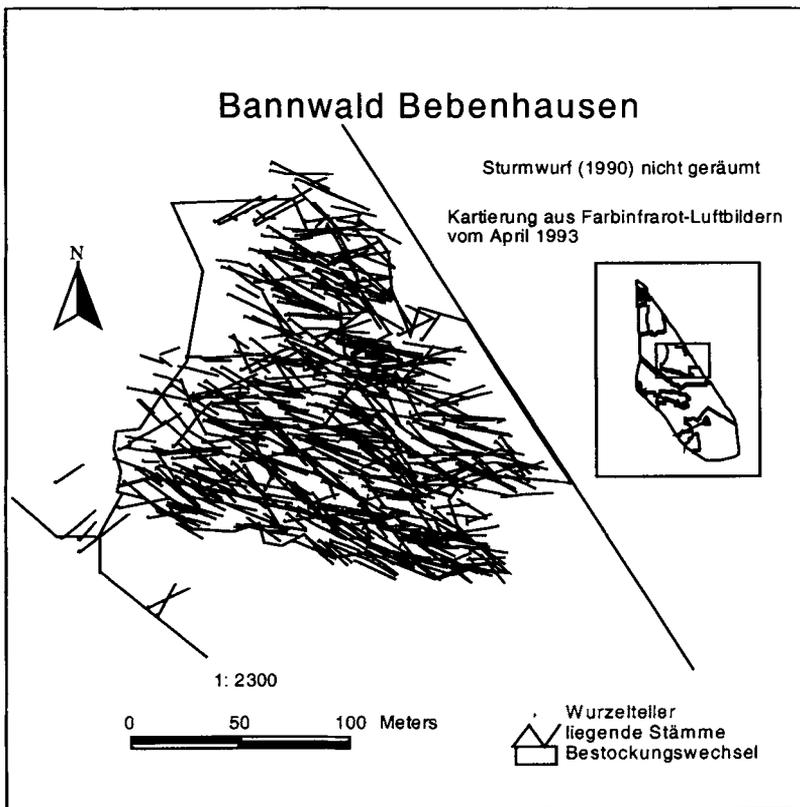


Abb. 2.5-2: Karte der liegenden Stämme für die Sturmwurffläche Bebenhausen.

Die kartographische Darstellung der flächendeckenden Dokumentation des Totholzes auf der Sturmfläche verdeutlicht die „geklumpte“ Struktur des geworfenen Bestandes: es sind deutlich Teilbereiche ohne Totholz und Bereiche mit übereinander liegenden Stämmen zu erkennen (Abb. 2.5-2).

Die Berechnung der oberirdischen Biomasse liegender Stämme und deren Verteilung über die Fläche ergab, rekonstruiert durch die photogrammetrische Messung, für die Fläche „Sturmwurf, ungeräumt“ (2,3 ha) ein Biomassenvolumen für liegende Stämme von circa 500 m<sup>3</sup>/ha. Die Verteilung der Biomasse (einschließlich des Kronenreisigs) auf der Fläche ist in Abb. 2.5-3 dargestellt.

Das Biomassenvolumen pro 25 m<sup>2</sup> streut hierbei von kleiner 0,05 m<sup>3</sup> bis über 1,5 m<sup>3</sup>. Deutlich ist die Variation und Klumpung der Biomassenverteilung auf der Karte zu erkennen.

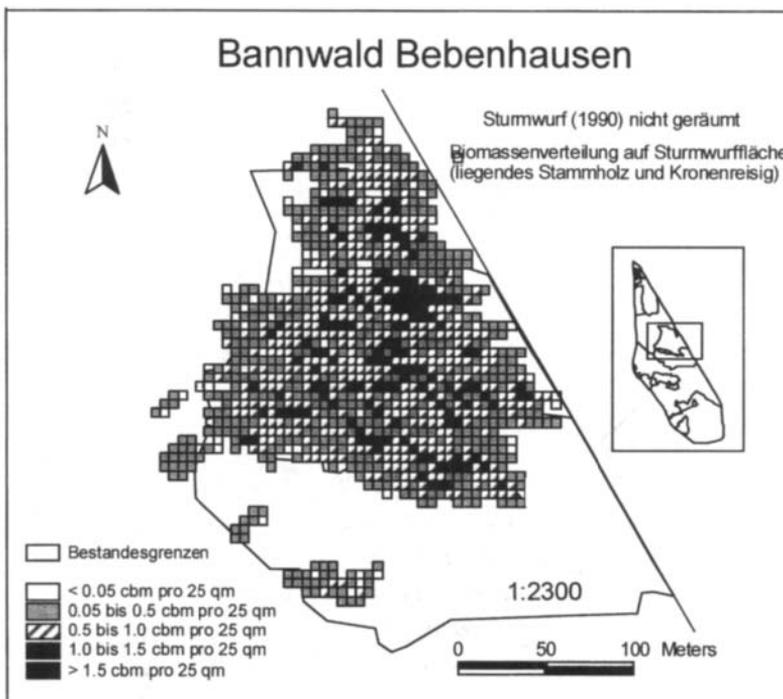


Abb. 2.5-3: Biomassenverteilung der liegenden Stämme auf der Fläche Bebenhausen.

Der Vergleich des photogrammetrisch kartierten liegenden Stammholzes pro Hektar mit den Daten aus der Betriebsinventur zeigt wie schon bei der Ableitung der Stammzahl pro Hektar eine Unterschätzung für die photogrammetrische Erfassung um 50 %. Dies ist vermutlich auf Effekte durch Beschattung und Überdeckung der Stämme durch Kronenreisig oder Bodenvegetation zurückzuführen. Die quantitative Unterschätzung der Biomasse könnte durch Kombination der aeralen Kartierung mit terrestrischen Stichproben über Regressionsanalysen verbessert werden. Unabhängig davon hat jedoch schon allein die Darstellung der kleinräumigen Verteilung der Biomasse hohen Wert.

### *Sturmfläche Langenau*

Auf einer Fläche von 5,01 ha wurden auf der Sturmwurffläche aus dem Luftbild 1655 liegende Stämme bzw. Stammteile kartiert (330 Stück/ha). Abb. 2.5-4 zeigt die Verteilung der gemessenen Stammabschnitte auf Längenklassen. Ähnlich wie für die Fläche Bebenhausen weist die Verteilung nach Längenklassen darauf hin, daß viele Stämme in Teilabschnitte zerbrochen sind.

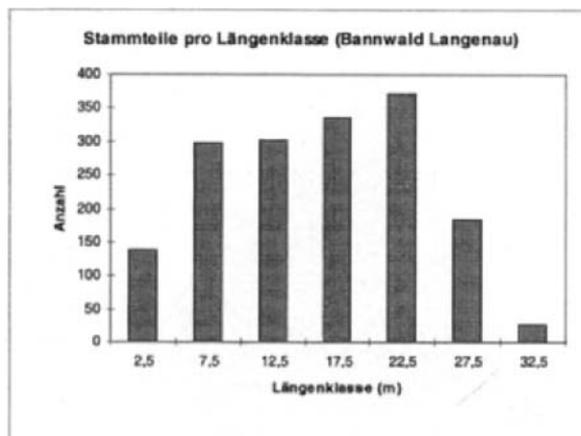


Abb.2.5-4: Verteilung der liegenden Stämme bzw. Stammteile auf Längenklassen, Sturmwurffläche Langenau.

Auf dieser Fläche konnten 743 Wurzelteller, 368 Wipfelbrüche und 160 stehende Bäume (lebend und tot) kartiert werden. Hieraus errechnet sich eine Stammzahl von ca. 254 Bäumen pro Hektar. Es ist anzunehmen, daß diese Zahl ebenfalls unter einer durch die Betriebsinventur ermittelten Stammzahl liegen würde. Aufgrund der fehlenden Betriebsinventur konnte ein Vergleich aber nicht gezogen werden. Die Forsteinrichtung gibt für die Fläche, in der die Luftbild-

auswertung stattfand, eine Stammzahl von 380/ha an. Die Bezugsfläche ist jedoch nicht identisch mit der der Luftbildauswertung, da durch das Luftbild nur ein Teilbereich innerhalb der Fläche abgedeckt wird.

Die kartographische Darstellung der flächendeckenden Dokumentation des Totholzes auf der Sturmfläche weist auch für Langenau eine deutliche Klumpung auf, mit Teilbereichen ohne Totholz und Bereichen mit gehäuft übereinanderliegenden Stämmen (Abb. 2.5-5).

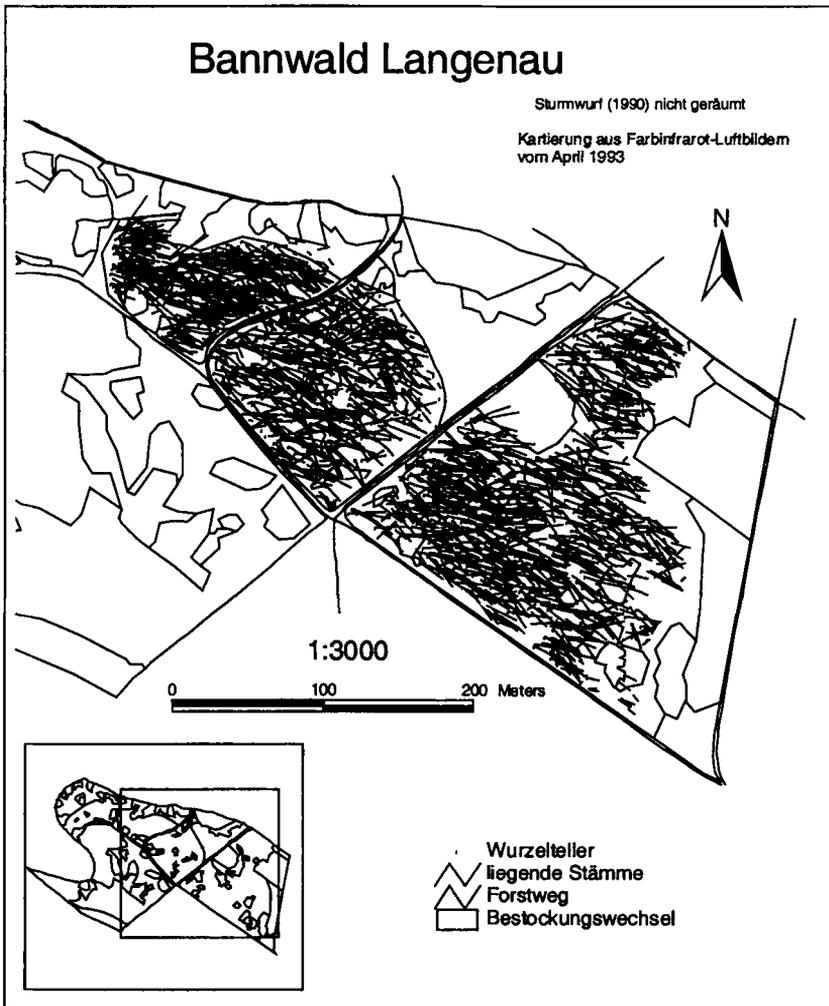


Abb. 2.5-5: Karte der liegenden Stämme für die Sturmwurffläche Langenau.

### **2.5.5 Ausblick**

Photogrammetrische Messungen in Luftbildern ermöglichen die Dokumentation des Stammverteilungsmusters auf Sturmwurfflächen. Die erhobenen Daten können daher als Eingangsgrößen für eine Modellierung des unterschiedlichen Biomassen- und Nährelementeintrages auf der Fläche in Abhängigkeit des Stammverteilungsmusters herangezogen werden. Die Geokodierung der liegenden Stämme, Baumstümpfe und Wurzelteller in Landeskoordinaten gewährleistet darüber hinaus die dauerhafte Rekonstruktion im Gelände. Dieses Datenmaterial ist für künftige Untersuchungen von besonderem Interesse. Zu denken ist zum Beispiel an:

- Untersuchungen zur Verjüngung; Abhängigkeit der Verjüngungsdichte und Baumartenverteilung von den ehemaligen liegenden Stämmen.
- Einfluß der Wurzelteller auf das Vegetationsmosaik der künftigen Kraut- und Strauchschicht.
- Räumliche Verteilung und Anteil der organischen Substanz sowie von Nährelementen im Oberboden.
- Habitatstrukturen und deren Veränderungen für Totholzbewohner.

Darüber hinaus lassen sich aus Stereoluftbildern exakte Oberflächenmodelle regenerieren und somit wichtige abiotische Faktoren wie Lichteinfall oder Windbelastung modellieren.

Im Juni 1996, drei Jahre nach der Erstbefliegung, erfolgte die erste Wiederholung der Bildflüge auf allen Flächen. Mittlerweile sind die liegenden Stämme teilweise von der aufkommenden Schlagvegetation überdeckt. Die Verjüngungsflächen haben sich durch Nachwürfe der angerissenen Bestände vergrößert, der stehende Totholzanteil ist vor allem durch Borkenkäferbefall angestiegen. In der zweiten Luftbildkartierung wurden diese ersten Veränderungen auf den Flächen erfaßt. Die Informationen stehen als geokodierte Datenbank in einem Geographischen Informationssystem (GIS) für weitere Auswertungen zur Verfügung. So könnten mit Hilfe der Wiederholungskartierung die im Zusammenhang mit der Vegetationsentwicklung stehenden Fragen geklärt werden, wie:

- Einfluß der Exposition auf die Folgevegetation.
- Zusammenhang von Dichte und Zusammensetzung des vorherigen Bestandes mit der Nachfolgevegetation.

Eine regelmäßige Luftbilddokumentation kann den jeweiligen aktuellen Stand der Vegetationsverhältnisse auf den Sturmwurfflächen flächendeckend dokumentieren und durch den räumlichen Bezug mit Hilfe von GIS die Dynamik der Entwicklung nachzeichnen.

## Zusammenfassung

Im Frühjahr 1993 wurden von den drei Sturmwurf-Untersuchungsflächen Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee noch vor Austrieb der Schlagflora Farbinfrarot-Luftbilder im Maßstab 1:5.000 erstellt. Aus diesen Bildern konnten in den Flächen Langenau und Bebenhausen mit Hilfe von Fernerkundungsmethoden die liegenden Stammstücke und das Stammverteilungsmuster photogrammetrisch erfaßt und kartographisch dargestellt werden. Darüber hinaus wurde exemplarisch für die Untersuchungsfläche Bebenhausen die Verteilung der liegenden Biomasse pro 25 m<sup>2</sup> errechnet und dargestellt. Die flächige Darstellung weist deutlich die unregelmäßige Verteilung des liegenden Holzes auf. Es treten sowohl Teilflächen mit mehreren übereinander liegenden Stämmen als auch stammfreie Bereiche auf.

Die über das Luftbild ermittelte Stammzahl und Biomasse liegen unter denen, die terrestrisch über eine auf Probekreisen basierende Hochrechnung ermittelt wurden. Dies ist vorwiegend auf Verschattung im Bild zurückzuführen. Trotz der systematischen Unterschätzung der liegenden Stämme und Biomasse auf der Basis von Luftbildern ist die Luftbildkartierung von großer Bedeutung, da sie die einzige Möglichkeit darstellt, größere Bereiche flächendeckend zu kartieren. Die Geokodierung der Wurzelteller macht die Rekonstruktion der Lage der Stämme möglich. Damit ergeben sich Möglichkeiten, z.B. flächig den Zusammenhang zwischen Wurzelteller und Vegetationsmosaik zu erkennen, oder Rückschlüsse über die räumliche Verteilung der organischen Substanz und Nährelemente im Oberboden zu ziehen.

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

# 3 Vegetation

## 3.1 Flächige Dokumentation der Struktur, Bodenvegetation und Verjüngung der Sturmwurfflächen

von W. Bücking, G. Schüler, M. Beck und T. Stolz

### 3.1.1 Einführung

Die von PAÖ und UFO (Umweltforschungsprogramm des Landes Baden-Württemberg) betreuten Projekte im Schwerpunkt "Entwicklung auf Sturmwurfflächen" sind vor allem an der Beobachtung kurzfristig ablaufender Teilprozesse orientiert, z.B. an der Veränderung von Tierpopulationen oder Pilzlebensgemeinschaften bestimmter Kleinlebensräume im Zuge der Wiederbewaldung. Diese Fragestellungen können wegen des großen Aufwandes nur exemplarisch in ausgewählten Bestandesstrukturtypen geklärt werden. In die vorliegende Dokumentation wurden hingegen auch umgebende, nicht sturmgeworfene Bestände einbezogen. Hieraus ergeben sich Ansätze für den Vergleich zwischen (1) noch stehenden Vorbeständen, (2) als weitere Folge des Sturms von Borkenkäfern befallene Bestände sowie (3) den eigentlichen Sturmwurfflächen (Freiflächen) in den Varianten "ungeräumt" und "geräumt". Für die Dokumentation wurden flächendeckende Verfahren (Luftbildauswertung, terrestrische Kartierungen) und Stichprobenverfahren (systematisches Raster permanenter Probekreise) benutzt. Die Dokumentation beschreibt und analysiert den Ausgangszustand 1993 bis 1995, also wenige Jahre nach dem Sturm. Wiederholungsaufnahmen sind noch nicht erfolgt, aber mit dem gleichen methodischen Instrumentarium geplant.

### 3.1.2 Methoden

#### *Bestandesstruktur und Vegetationsaufnahmen*

Die Aufnahme der Bestandesstruktur erfolgte auf 0,1 ha großen Probekreisen an den Rasterpunkten eines systematischen, exakt eingemessenen und dauerhaft markierten 50x50-m-Gauss-Krüger-Gitternetzes (KÄRCHER et al. 1997). Das Verfahren wurde für die Aufnahme strukturreicher Wälder, insbesondere von Naturwäldern (Bannwäldern) entwickelt und ist für langfristige Inventuraufnahmen besser geeignet als Kernflächen oder Transektdesigns. An den gleichen Rasterpunkten wurde die Vegetation nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) auf 100 m<sup>2</sup>

großen quadratischen Flächen innerhalb der Probekreise aufgenommen; auf zwei Satellitenkreisen (je 10 m<sup>2</sup>) wurde die Verjüngung ausgezählt.

*Flächige Dokumentation der Verjüngung*

Die flächige Darstellung bedient sich des eingemessenen Rasters. Die 1 ha großen Rastergrundflächen wurden aus arbeitstechnischen Gründen jedoch nochmals geviertelt. Für jede 0,25 ha große Teilfläche wurde die Gehölzverjüngung nach Art, Deckung, Dominanz, Höhe eingeschätzt, außerdem nach wichtigen krautigen Konkurrenzarten. Im Zuge der Geländeaufnahme war außerdem abzuschätzen bzw. bei den örtlich Zuständigen zu erfragen, ob der Jungwuchs spontan oder durch Anbau entstanden war.

**3.1.3 Ergebnisse**

*Gesamtübersicht*

Die wichtigsten Bestandesdaten sind in Tab. 3.1-1 enthalten. Seit der letzten Forsteinrichtung haben die Bestände insgesamt in Bebenhausen um rd. 200, in Langenau um 100, in Bad Wald-

Tab. 3.1-1: Gesamtübersicht (Forstinventuren, Grundaufnahme 1993).

<b>Sturmwurffläche:</b>	<b>Bebenhausen</b>	<b>Langenau</b>	<b>Bad Waldsee</b>
Ergebnisse der letzten Forsteinrichtung [Jahr]	1989	1989	1985
Vorrat (ungefähr) [m <sup>3</sup> /ha]	600	370	370
Ungefähres Alter der Bestände [Jahre]	100	100	60 - 75
Ergebnisse der Forstlichen Grundaufnahme 1993			
Aufnahmezeitpunkt	Juli-August	Juli-Sept.	August-Okt.
Fläche [ha]	19,3	16,6	18,1
Anzahl der untersuchten Probekreise	52	40	53
lebende Bäume [m <sup>3</sup> /ha]	140    35 %	40    19 %	248    83 %
liegendes Totholz [m <sup>3</sup> /ha]	147    36 %	122    58 %	17    6 %
stehendes Totholz [m <sup>3</sup> /ha]	117    29 %	49    23 %	32    11 %
Gesamtvorrat [m <sup>3</sup> /ha]	404    100 %	211    100 %	297    100 %

see um 70 m<sup>3</sup> durch Sturm- und Käferholzaufarbeitung abgenommen. In Bebenhausen befindet sich die größte Holzmasse und der größte Totholzanteil, sowohl als stehendes wie auch als liegendes Totholz.

### *Stratifizierung nach dem Waldzustand*

Grundlage der weiteren Auswertung ist die Stratifizierung in verschiedene Strukturtypen (Tab. 3.1-2; Farbtafel 6, Abb. 3.1-1, 3.1-2). Die Probekreise wurden diesen Strukturtypen zugeordnet. Die Flächenanteile der Straten sind in Tab. 3.1-3 aufgeführt. In Bad Waldsee sind die Wurfflächen des Jahres 1991 so klein, daß sie nicht durch Stichprobenkreise erfaßt werden konnten. Deshalb fehlt in Tab. 3.1-3 das Stratum "nicht geräumt". Die Zusammensetzung der einzelnen Straten aus lebendem, stehendem und liegendem Totholz geben die Abb. 3.1-3 bis 3.1-5 wieder. Die Baumartenzusammensetzung der noch lebenden Bestandesteile ist unterschiedlich, aber in allen Fällen von Nadelbäumen geprägt, nämlich nach dem Vorrat zwischen 62 % (Langenau) und 99 % (Bebenhausen; Abb. 3.1-6). Die Fichtenanteile betragen zwischen 18 % (Langenau) und 68 % (Bad Waldsee).

Tab. 3.1-2: Stratdefinition.

**Stratum „Bestand“**

Relativ ungestörte Waldbestände.

**Stratum „Borkenkäferbestand“**

Nach den Stürmen kam es an vielen Stellen in den verbliebenen Fichten-Beständen zu Borkenkäferbefall. Die Bestände unterscheiden sich heute von den nicht befallenen Beständen durch den hohen Anteil stehenden Totholzes.

**Stratum „Locker bestockt“**

Lückige Bestandesreste bis hin zu geräumten Flächen mit nur noch leichter Überschirmung.

**Stratum „Jungwuchs“**

Dickungen bis Stangenhölzer (nur in Langenau ausgeschieden).

**Stratum „Verhau“**

In diesem Stratum überstieg der Vorrat des liegenden Totholzes den Vorrat des stehenden Totholzes und den des lebenden Bestandes. Die Flächen blieben nach dem Sturmereignis unverändert, d.h. es wurden keine Stämme entfernt. Aufgrund der Unzugänglichkeit basieren die ertragskundlichen Daten auf Schätzungen (KÄRCHER et al. 1997).

**Stratum „Geräumte Sturmwurffläche“**

Die abgestorbenen, liegenden und stehenden Bäume wurden aufgearbeitet und entnommen. Das auf der Fläche verbliebene Kronenreisig wurde teilweise entfernt, so daß freie Flächen mit einzelnen überlebenden Bäumen zurückblieben. Noch vor der Bannwalderklärung hatte man an einigen Stellen mit der Wiederaufforstung begonnen. Diese Aufforstungen waren zum Zeitpunkt der Grundaufnahme noch im Kulturstadium.

Tab. 3.1-3: Flächenanteile der Straten.

Straten	Bebenhausen		Langenau		Bad Waldsee	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Bestand	1,1	6	1,7	10	11,7	64
Locker bestockt	2,2	11	—	—	—	—
Jungwuchs	—	—	2,9	17	—	—
Borkenkäferbestand	6,4	33	1,7	10	1,4	8
Belassene Sturmwurffläche	3,7	19	5,4	33	—	—
Geräumte Fläche	5,2	27	4,9	30	5,0	28
Nicht zugeordnet	0,7	4	—	—	—	—
Gesamtfläche	19,3		16,6		18,1	

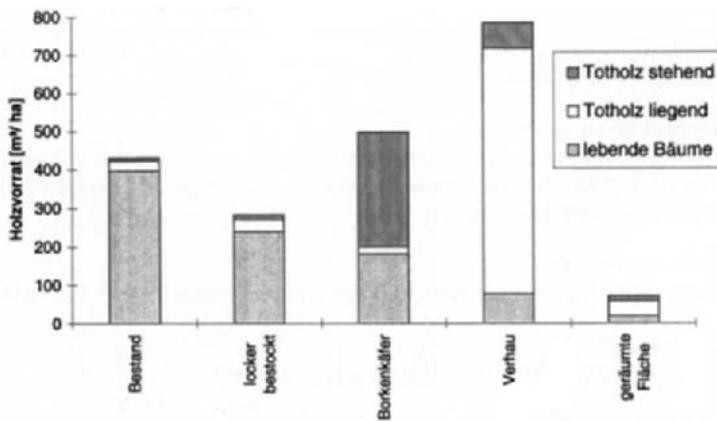


Abb. 3.1-3: Vorräte der lebenden Bäume und des Totholzes in den Straten; Sturmwurffläche Bebenhausen.

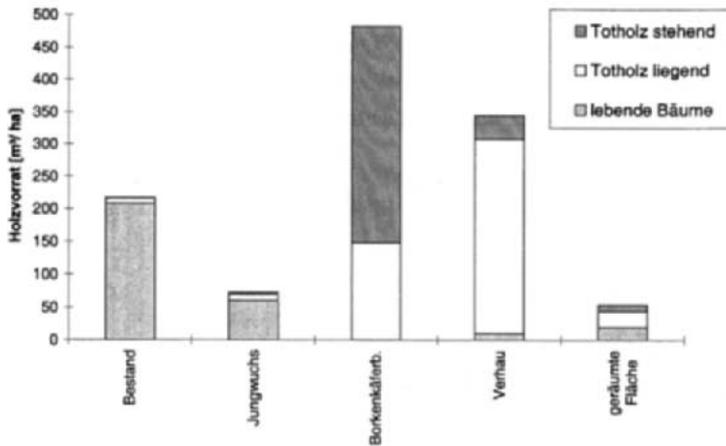


Abb. 3.1-4: Vorräte der lebenden Bäume und des Totholzes in den Straten; Sturmwurffläche Langenau.

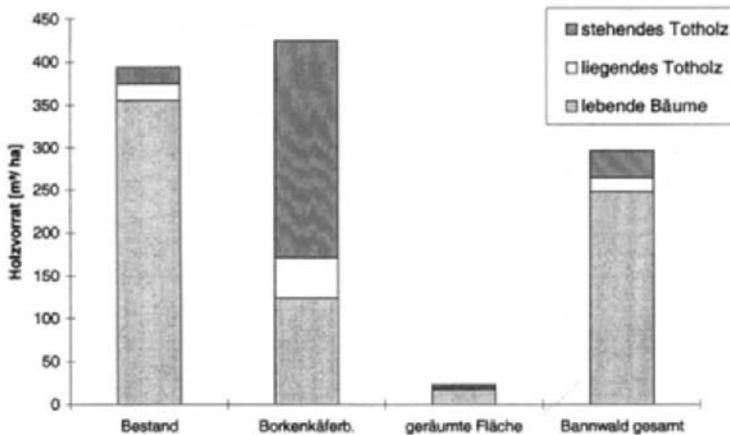


Abb. 3.1-5: Vorräte der lebenden Bäume und des Totholzes in den Straten und auf der Gesamtfläche; Sturmwurffläche Bad Waldsee.

### Verjüngung

Die in den Satellitenkreisen ausgezählte Gehölzverjüngung ist in Tab. 3.1-4 erfaßt. Außerhalb wurden noch gefunden: Sand- und Moorbirke, Schwarzer und Berg-Holunder, Sal-, Ohr- und Purpurweide (und Bastarde), Spitzahorn, Bergulme, Traubenkirsche, Mehlbeere, Berberitze,

Seidelbast, Besenginster. Die größte Individuenzahl der Verjüngung ist in Bad Waldsee anzutreffen, die geringste in Langenau. In Bebenhausen entfällt 96 % der Verjüngung auf Nadelbäume bzw. 91 % auf Fichte, in Langenau dagegen nur 47 % (Fichte 46 %). Langenau weist auch die größte Artenzahl und den größten Anteil an Sträuchern auf. Nur hier spielt der Bergahorn mit 17 % hinter der Fichte bereits eine bedeutende Rolle, wenn er auch auf den anderen Sturmwurfflächen nicht fehlt. Nur in Bad Waldsee hat auch die Esche mit 6 % eine nennenswerte Bedeutung.

Von waldbaulichem Interesse ist der Vergleich zwischen geräumten und nicht geräumten Sturmwurfflächen (Tab. 3.1-5), der allerdings nur für Bebenhausen und Langenau durchgeführt werden kann. In Bebenhausen treten einige Arten auf der geräumten Fläche (statistisch) häufiger auf (Hainbuche, Stieleiche, Vogelbeere, Birke), die im nicht geräumten Teil fehlen und der Anteil der Laubbäume ist dort geringfügig höher. In Langenau kommen Aspe, Hasel und Heckenkirsche hinzu, aber es fehlen Winterlinde und Salweide. Das Beispiel Bad Waldsee bestätigt die Artenvielfalt, die auf geräumten Flächen auch nach Teilbepflanzung entstehen kann.

Die flächendeckende Verjüngungsaufnahme (STOLZ 1995a, b, STOLZ & KAUTT 1995) veranschaulicht die Gesamtverbreitung, die Individuendichte und die Spanne der Höhenentwicklung der einzelnen Baumarten. Als Beispiel sind die Verbreitungskarten der wohl überall vorwiegend als Vorbau eingebrachten Buche abgebildet (Abb. 3.1-7). Sie ist in Langenau flächendeckend, auf den übrigen Flächen nur auf Teilflächen vorhanden.

### *Vegetation*

Die Rasterflächen-Vegetationsaufnahmen sind in Tab. 3.1-6, soweit sie sich den hier interessierenden und vergleichbaren Straten Freifläche "geräumt" und "nicht geräumt", "Käferbestand", "Bestand" der Sturmwurfflächen zuweisen ließen, nach der pflanzensoziologischen Stellung ausgewählter Arten geordnet worden. Eine weitergehende pflanzensoziologische Differenzierung der Wald- und Schlaggesellschaften, wie sie in Bebenhausen erarbeitet wurde (vgl. Kap. 3.6), konnte aus Gründen des schematischen Rasterdesigns der Aufnahmen nicht durchgeführt werden.

Vom Bestand zur geräumten und nicht geräumten Freifläche nehmen die Artenzahl, die Diversität, die Evenness und der Mittlere Licht-Wert deutlich zu. Besonders deutlich wird der Sprung von der nicht geräumten zur geräumten Fläche. Abweichungen in Bad Waldsee erklären sich aus der geringen Größe der aktuellen Wurfflächen und der bereits erfolgten Stabilisierung der älteren Räumungsfläche.

Die Zusammensetzung der Baumschicht der Vorbestände war in allen Fällen zugunsten von Nadelbäumen verändert (vgl. Kap. 2.4). Die potentiellen natürlichen Waldgesellschaften be-

wegen sich, den standörtlichen Bedingungen entsprechend (vgl. Kap. 2.3), zwischen dem Luzulo-Fagetum (Rät-Verwitterungsdecken in Bebenhausen), dem Galio-Fagetum (Moränenlehme in Bad Waldsee sowie entkalkte Kalkverwitterungslehme in Langenau) und dem Hordelymo-Fagetum (Rendzinen und flachgründige Kalkverwitterungslehme in Langenau). Übergänge zum Carici-Fagetum - in Langenau im Bereich der felsigen Abhänge zum Lonetal - sind in der Rasteraufnahme nicht erfaßt worden. In Bad Waldsee treten grundwassernahe Standorte in Senkenlage hinzu (Stellario-Carpinetum, Pruno-Fraxinetum).

Die vorausgehende Fichtenbestockung (vgl. Kap. 2.4) hat zur Oberbodenversauerung geführt, die in allen Gebieten den Anteil azidophytischer Arten wie *Luzula luzuloides*, *Deschampsia flexuosa*, *Polytrichum formosum*, *Vaccinium myrtillus* und *Carex pilulifera* gefördert hat. Zwischen den Waldgesellschaften bleiben dennoch floristisch diagnostizierbare Unterschiede in der Bodenreaktion erhalten: Die geringsten Mittleren Reaktionswerte sind in Bebenhausen (4,1) vorhanden, etwas höhere in Bad Waldsee (4,3) und deutlich höhere in Langenau (5,8). Bodenuntersuchungen auf den Sturmwurfflächen (vgl. Kap. 2.2) belegten einen pH-Anstieg, also eine Entsauerungstendenz. Sie ist an den Humusabbau und die Humusumwandlung (vgl. Kap. 2.3) gekoppelt, die auch durch die Sukzession der Pilz-Saprophyten belegt wird (vgl. Kap. 4.2). Diese Entwicklungstendenz spiegelt sich auch in den Mittleren Reaktionswerten der Straten von Bebenhausen und Bad Waldsee wieder, die vom Bestand über den verlichteten Käferbestand zu den Freiflächen ansteigen. Demgegenüber nahm in Langenau der Reaktionswert in den Verlichtungsstadien ab. Es ist unabhängig von diesen kurzzeitigen Veränderungen der Humusformen, Reaktionswerte und Organismenspektren im Kompartiment "Oberboden" allerdings mit Basenverlusten - also Versauerung - des Gesamtsystems zu rechnen als Folge erhöhter Nitrifikation und Nitratauswaschung, soweit freigesetzter Stickstoff nicht gebunden werden kann (MELLERT et al. 1996). Höhere Mittlere Stickstoffwerte deuten allerdings nur auf den Freiflächen in Bad Waldsee und Langenau auf ein größeres Stickstoffangebot hin.

Der Waldvegetation überlagert sich eine Schlagvegetation (Atropetalia), die sich dem standörtlichen Rahmen entsprechend zwischen Gesellschaften des azidoklinen Epilobion- und neutro-/basiklinen Atropion-Verbandes bewegt. Die Schlagvegetation vermag bereits den Nährstoffexport durch Fixierung in Biomasse zu mindern. Überraschenderweise tritt aber *Atropa bella-donna*, die Assoziations-, Verbands- und Ordnungs-Charakterart, nur auf den sauren Böden in Bebenhausen und in Bad Waldsee auf! Offenbar spielen kleinstandörtliche und populationsdynamische Faktoren eine bisher nicht ausreichend beachtete Rolle bei der stark faziell differenzierten Ausprägung der Schlagvegetation (BECK & BÜCKING 1996).

Die Deckungsanteile der eigentlichen Waldarten (Tab. 3.1-7) und der licht- und nährstoffgeförderten Schlagarten schwanken erwartungsgemäß in den verschiedenen Straten, doch bleiben letztere bis auf eine Ausnahme unter 50 % der jeweiligen mittleren Deckungssumme von Kraut-

und Strauchschichten. Allerdings nimmt der Deckungsanteil der Schlagarten auf den verlichteten Straten stark zu.

Tab. 3.1-7: Analyse der Vegetationsdeckung von Strauch- (S) und Krautschicht (K).

Nr. des Stratum	Bebenhausen					Bad Waldsee					Langenau			
	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	A
Deckung S %	9	+	29	9	1	11	28	1	3	+	18	21	45	3
K %	61	87	58	67	24	78	70	79	93	76	58	72	49	27
Deckungssumme	70	87	87	76	25	89	98	80	96	76	76	93	94	30
Anteile an Deckungssumme														
Waldarten	31	28	17	37	36	21	12	24	30	27	35	31	31	63
Schlagarten(Ruderalarten, Saumarten)	39	40	52	34	24	22	28	48	10	13	37	39	46	18
Gehölze in K und S	7	4	7	8	12	18	19	6	21	23	11	11	12	11
Deckungssumme Brombeere	18	20	29	26	3	11	14	29	7	5	1	0	1	0

Als neues Element bauen sich - der atlantischen Klimatönung und den Überlebensstrategien dieses Artenkollektivs (vgl. Kap. 3.4) entsprechend - Brombeer-Schleiergesellschaften (*Rubus fruticosi*, vgl. OBERDORFER 1978) auf, die im Augenblick in Südwestdeutschland pflanzensoziologisch kaum gegliedert sind. Über die derzeitige starke Zunahme berichten SCHREINER & GRUNERT 1998. Als Beispiel der flächenhaften Verbreitung sind die Deckungsgrade von *Rubus fruticosus* coll. in Bad Waldsee in Abb. 3.1-8 dargestellt. Die Stetigkeit der Brombeeren beträgt 100 % in Bebenhausen, mehr als 89 % in Bad Waldsee und 42 % in Langenau. Noch drastischer reduzieren sich die Deckungssummen in der gleichen Reihenfolge (Tab. 3.1-6, 3.1-7). Damit bestätigt sich die Vermutung (vgl. Kap. 2.4), daß die "Brombeere" namengebend für den "Bromberg" - den Forstort der Sturmfläche Bebenhausen - war, und daß die heute beobachtete Massenentfaltung auch schon früher vorkam. Die strukturelle und ökologische Rolle im Zyklus der Waldentwicklungsphasen des Urwaldes (LEIBUNDGUT 1978) ist im mitteleuropäischen Raum bisher nicht beschrieben worden. Beobachtungen deuten allerdings darauf hin, daß sie in Urwäldern im Gegensatz zu sich auflichtenden Wirtschaftswäldern, Schlagflächen und flächigen Störungssituationen oder Sukzessionsflächen keine Rolle spielt (vgl. FISCHER 1996); so fehlt sie in den Lücken „alter“ Buchenwälder weitgehend.

### 3.1.4 Diskussion

Nach den Stürmen vom Februar 1990 wurden in Baden-Württemberg 5 Fichten-Sturmwurfbestände mit rd. 130 ha Fläche dauerhaft als „Bannwälder“ der Untersuchung spontaner Vegetationsentwicklung gewidmet. In drei Gebieten finden Schwerpunktuntersuchungen statt. Die Gebiete enthalten neben nicht geräumten Teilen („Verhau“; KÄRCHER et al. 1997) geräumte und ursprünglich nicht betroffene Bestandesteile; letztere wurden seither häufig Opfer von Borkenkäferkalamitäten. Nach dem Waldzustand können somit die Bestandesstraten Waldbestand, vom Borkenkäfer befallener Bestand, Freifläche "geräumt" und Freifläche "nicht geräumt" unterschieden werden. In Bad Waldsee waren 1990 die Würfe so kleinflächig, daß sie im Stichprobenraster nicht erfaßt werden konnten; hier sind größere, geräumte Flächen früherer Jahre einbezogen.

Die untersuchten Wälder weisen insgesamt pro Hektar zwischen rund 200 und 400 m<sup>3</sup> Biomasse auf bei zwischen 50 und 260 m<sup>3</sup> Totholz, davon 20 bis 150 m<sup>3</sup> liegend. Das Totholz ist mindestens zu 94 % Fichtenholz. Auf den größeren, nicht geräumten Teilflächen in Bebenhausen und Langenau - zwischen 4 und 5 ha groß - liegen zwischen 300 und 600 m<sup>3</sup>/ha Totholz. Durch Aufarbeitung seit der letzten Forsteinrichtung hat der Vorrat bezogen auf die gesamten Bannwaldflächen abgenommen.

Die potentiell natürliche Vegetation ist - den unterschiedlichen Standortsverhältnissen und Bodensubstraten entsprechend - dem Luzulo-Fagetum (Bebenhausen auf Rätsandstein-Verwitterungsdecken), dem Galio-Fagetum (Bad Waldsee auf Moränenlehmen, Langenau auf entkalkten Kalkverwitterungslehmen) bzw. dem Hordelymo-Fagetum (Langenau auf nicht entkalkten Kalkverwitterungslehmen) zuzuordnen. Durch vorherigen Nadelholzanbau erfolgte auf allen Flächen eine Oberbodenversauerung mit Zunahme der Azidophyten. Überlagert wird die Waldvegetation durch Florenelemente der Schlagfluren. Diese wandern bereits in sich auflichtende Bestände ein oder sind in ihnen bereits in unterdrückter Form vor der Bestandesöffnung präsent (vgl. FISCHER 1996). Neben den kennzeichnenden Arten und typischen Schlagfluraspekten bestimmen zunehmend kaum durchdringbare Brombeerschleier das Bild, vor allem in den nicht geräumten und den sich auflichtenden Käferbeständen. Sie entsprechen der seit einiger Zeit zu beobachtenden starken Zunahme solcher Vegetationsformen im westeuropäischen, atlantisch getönten kollinen bis submontanen Klimabereich.

Im Jungwuchs, der in der Forstlichen Grundaufnahme den Gehölzaufwuchs vom Keimlingsstadium bis zum BHD unter 7 cm umfaßt, sind in Bebenhausen am wenigsten, in Langenau am meisten Arten vertreten. Die in allen Gebieten vorhandenen Buchen gehen auf Vorbauten zurück. Viele andere Baumarten sind nur relativ selten vorhanden: Birke (bis zu 3 %), Bergahorn (bis zu 17 %), Esche (bis zu 7 %). Den größten Anteil macht die Fichte aus, mit einem Anteil von 91 % in Bebenhausen bzw. von 46 % in Langenau. Weitere Koniferen (Lärche, Waldkiefer)

haben sich aus den Vorbeständen verjüngt oder wurden künstlich vor dem Sturm eingebracht. Zwischen geräumten und nicht geräumten Flächen deuten sich Unterschiede in der Artenzusammensetzung und den Häufigkeiten an.

Eine Rasteraufnahme belegt, daß die Buche - als prospektive Dominanzbaumart der standortstypischen Waldgesellschaften - in Bebenhausen nur auf Teilflächen, im Langenau dagegen überall - vorhanden ist. Die Prognose über die künftige Entwicklung ist dennoch unsicher, da mit Konkurrenzdruck der schnellwüchsigen und zahlenmäßig überlegenen Fichte zu rechnen ist. Es ist eher wahrscheinlich, daß auch in der nächsten Generation die Buche nur horst- bis gruppenweise zur Herrschaft gelangen kann. Die Beobachtung der Auswirkungen und die waldbaulichen Konsequenzen der seit einiger Zeit landesweit zu beobachtenden Zunahme von Brombeer-Schleiergesellschaften auf den Jungwuchs verleihen dem Untersuchungsprogramm eine große Aktualität.

Mit den standortkundlichen, vegetationskundlichen und forstlichen Aufnahmen sind statistische Daten und geographische Verteilungsmuster auf den Bannwaldflächen als Grundlage für eine langfristige Beobachtung der Gesamtfläche erhoben worden. Die künftige Entwicklung kann sehr unterschiedliche Wege gehen (z.B. Fortschreiten des Käferbefalls, weitere Sturmwürfe, kleinparzellierte Stabilisierung). Die Entwicklung dieser anthropogenen, jetzt aus der Bewirtschaftung entlassenen Wälder wird noch lange die anthropogene Beeinflussung in unserer Kulturlandschaft widerspiegeln. Doch werden die Pflanzenbestände jetzt nicht mehr gelenkt entwickelt (gelenkte Sukzession) oder genutzt, sondern bleiben sich selbst überlassen (spontane Bestandesentwicklung, Prozeßschutz). Diese Zielsetzung entspricht einer verbreiteten Forderung nach unbehandelten Vergleichsflächen zum Wirtschaftswald. Der langfristige Entwicklungsprozeß ist aber ebenso von der Bestandesgeschichte selbst wie von den waldbaulichen Entscheidungen im Umfeld und anderen externen Trends beeinflusst. Die begleitende Dokumentation kann in diesem Prozeß nur die langfristigen und flächig relevanten Ergebnisse als statistische Summe vieler Einzelprozesse konstatieren, die im Detail und zum geeigneten Zeitpunkt untersucht werden müssen.

Die Einordnung der "Straten" in den typischen Phasenkreislauf von Wäldern ist nicht einfach. Da auf lange Sicht mit einem Baumartenwechsel zugunsten der Buche, örtlich mit anderen beigemischten Baumarten, zu rechnen ist, handelt es sich im Augenblick um die Entstehung von Fichten- oder fichtenreichen Zwischenwäldern nach der Zerstörung durch Sturm, Käferattacken mit stehendem Totholz, Flächenräumung und sonstiger natürlicher Lückenbildung (gap dynamics) von fichtenreichen Vorbeständen. Sie erfolgt auf sehr unterschiedlich großen Flächen über Pionier-, Vorwald- oder Waldphasen mit entsprechend kleinräumig heterogenen Mischvegetationsformen aus Wald- und Freilandarten. Die eigentlichen Baum- und Strauch-Vorwaldarten haben dabei gegenüber der Zwischenwaldart Fichte in dieser Generation meist nur geringe, auf den forstlich günstigeren Standorten aber deutlich bessere Chancen. Komplizierter wird der

Ablauf noch dadurch, daß die Pionierphase durch eine Brombeer-Phase erheblich verlängert wird. Selbst wenn diese Phase eine gewisse Zeit beanspruchen würde, ist aber an der weiteren Entwicklung zum Zwischenwald nicht zu zweifeln. Beobachtungen der Praktiker (KÖBERLE 1997) und in vergleichbaren Vegetationsstrukturen (z.B. bei der Brennessel-Fazies in aufgelichteten Auewäldern; BÜCKING 1989) spielt die lokale Überwachung und Beschattung durch einzelne Bäume und Sträucher eine wichtige Rolle, um kleinflächig Entwicklungschancen für die Arten des Zwischen- und Schlußwaldes zu schaffen.

### Zusammenfassung

Die Bodenvegetation, Gehölzverjüngung und Struktur der drei Fichten-Sturmwurfflächen Bebenhausen, Bad Waldsee und Langenau wurde mittels pflanzensoziologischer Aufnahmen, Vegetationskartierungen und Bestandesinventuren dokumentiert. In allen Fällen kommen nicht geräumte, geräumte, käfergeschädigte und ungeschädigte Bestandesteile nebeneinander vor.

Die Biomasse beträgt auf die Gesamtfläche bezogen 200 bis 400 m<sup>3</sup>, davon sind 50 bis 260 m<sup>3</sup> tot und 20 bis 150 m<sup>3</sup> liegend. Das Totholz ist zu 94 % Fichtenholz. Auf den nicht geräumten Teilflächen in Bebenhausen und Langenau - je 4 bis 5 ha groß - sind 300 bis 600 m<sup>3</sup>/ha liegendes Totholz akkumuliert.

Bei der potentiellen natürlichen Vegetation handelt es sich vorwiegend um Buchenwälder (Luzulo-Fagetum, Galio-Fagetum, Hordelymo-Fagetum). In der Verjüngung dominiert weiterhin die Fichte, doch sinkt ihr Anteil in der genannten Gesellschaftsfolge auf die Hälfte und nehmen die Arten- und Individuenzahlen der Laubgehölze in der gleichen Richtung zu. Anzahl und Zusammensetzung der Vorverjüngung auf den Sturmwurfflächen sind nicht bekannt; auf allen Flächen sind Buchen-Vorbauten vorhanden. In der Schlagvegetation spielen Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) vor allem in Bebenhausen eine Rolle als Konkurrenzarten der Gehölzverjüngung.

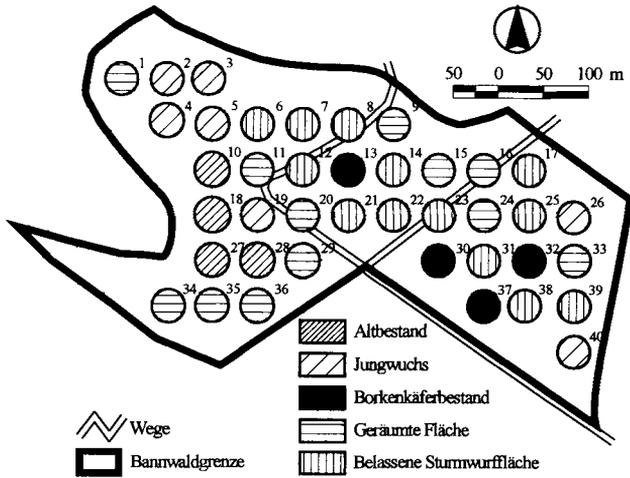


Abb. 3.1-1: Probekreis-Stratifizierung der Sturmwurffläche Langenau.

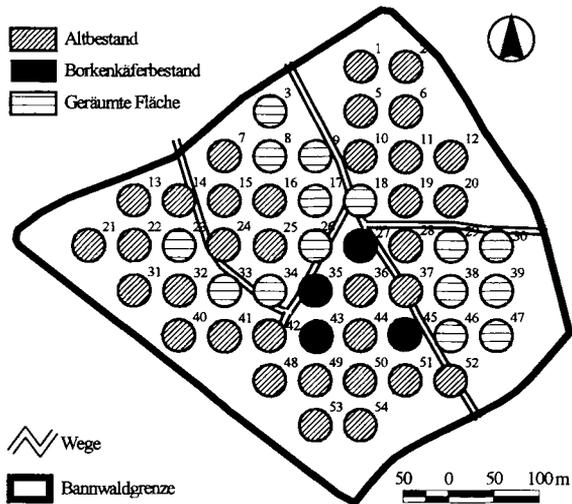


Abb. 3.1-2: Probekreis-Stratifizierung der Sturmwurffläche Bad Waldsee.

## Struktur, Bodenvegetation und Verjüngung

Tab. 3.1-4: Baumartenanteile in der Verjüngung insgesamt.

Baumarten	Bebenhausen		Langenau		Bad Waldsee	
	[Anzahl]	[%]	[Anzahl]	[%]	Anzahl]	[%]
<b>Laubbäume</b>						
Buche	308	1,8	725	6,6	255	0,9
Hainbuche	77	0,4	488	4,4	28	0,1
Bergahorn	58	0,3	1888	17,1	142	0,5
Feldahorn	10	0,1	—	—	—	—
Esche	—	—	13	0,1	1962	6,7
Winterlinde	—	—	313	2,8	85	0,3
Sommerlinde	—	—	100	0,9	—	—
Traubeneiche	—	—	75	0,7	—	—
Stieleiche	10	0,1	125	1,1	547	1,9
Roteiche	19	0,1	—	—	19	0,1
Vogelbeere	67	0,4	100	0,9	9	<0,05
Elsbeere	10	0,1	—	—	—	—
Schwarzerle	—	—	—	—	151	0,5
Birke	144	0,8	—	—	868	3,0
Aspe	—	—	13	0,1	9	<0,05
Salweide	—	—	63	0,6	132	0,5
Feldulme	—	—	13	0,1	—	—
<b>Sträucher</b>						
Faulbaum	—	—	788	7,1	123	0,4
Schw. Holunder	—	—	1075	9,7	9	<0,05
Hasel	—	—	25	0,2	—	—
Schwarzdorn	—	—	13	0,1	—	—
Kreuzdorn	—	—	13	0,1	—	—
Heckenkirsche	—	—	100	0,9	—	—
<b>Nadelbäume</b>						
<i>Fichte</i>	<b>15596</b>	<b>91,1</b>	<b>5063</b>	<b>45,8</b>	<b>24057</b>	<b>82,2</b>
Tanne	—	—	—	—	236	0,8
Eur. Lärche	278	1,6	—	—	—	—
Kiefer	538	3,1	—	—	642	2,2
Douglasie	—	—	—	—	—	—
<b>Summe</b>	<b>17115</b>		<b>11043</b>		<b>29274</b>	
<b>Laubbäume</b>	<b>703</b>	<b>4</b>	<b>3916</b>	<b>35</b>	<b>4207</b>	<b>15</b>
<b>Sträucher</b>	<b>—</b>		<b>1.914</b>	<b>17</b>	<b>132</b>	<b>&lt;0,05</b>
<b>Nadelbäume</b>	<b>15874</b>	<b>93</b>	<b>5163</b>	<b>47</b>	<b>24293</b>	<b>83</b>

Tab. 3.1-5: Baumartenanteil der Verjüngung auf geräumten und nicht geräumten Flächen.

Baumarten	<u>Bebenhausen</u>				<u>Langenau</u>				<u>Bad Waldsee</u>	
	Ungeräumte Fläche		Geräumte Fläche		Ungeräumte Fläche		Geräumte Fläche		Geräumte Fläche	
	[Anzahl]	[%]	[Anzahl]	[%]	[Anzahl]	[%]	[Anzahl]	[%]	[Anzahl]	[%]
<u>Laubbäume</u>										
Buche	350	4,3	107	1,3	769	8	500	5	167	1
Hainbuche	—		36	0,4	76	1	167	2	67	1
Bergahorn	50	0,6	71	0,9	1616	18	1500	14	—	
Feldahorn	—		—		—		—		—	
Esche	—		—		—		—		400	3
Winterlinde	—		—		462	5	—		300	2
Sommerlinde	—		—		115	1	83	1	—	
Traubeneiche	—		—		192	2	42	<0,5	—	
Stieleiche	—		36	0,4	115	1	83	1	1233	9
Roteiche	50	0,6	—		—		—		—	
Vogelbeere	—		36	0,4	115	1	167	2	—	
Elsbeere	—		—		—		—		—	
Schwarzerle	—		—		—		—		166	1
Birke	—		321	4,0	—		—		2100	16
Aspe	—		—		—		42	<0,5	—	
Salweide	—		—		153	2	—		167	1,3
Feldulme	—		—		—		—		—	
<u>Sträucher</u>										
Faulbaum	—		—		616	7	1875	18	33	<0,5
Schw. Holunder	—		—		538	6	2375	23	33	<0,5
Hasel	—		—		—		42	<0,5	—	
Schwarzdorn	—		—		—		—		—	
Kreuzdorn	—		—		—		—		—	
Heckenkirsche	—		—		—		208	2	—	
<u>Nadelbäume</u>										
<b>Fichte</b>	<b>7000</b>	<b>87</b>	<b>7107</b>	<b>89</b>	<b>4462</b>	<b>48</b>	<b>3458</b>	<b>33</b>	<b>8167</b>	<b>62</b>
Tanne	—		—		—		—		—	
Eur. Lärche	500	6,2	71	1	—		—		—	
Kiefer	100	1,2	179	2	—		—		367	3
Douglasie	—		—		—		—		—	
<b>Summe</b>	<b>8050</b>		<b>7964</b>		<b>9231</b>		<b>10542</b>		<b>13200</b>	
Laubgehölze	450	6	607	8	4767	52	6876	67	4666	35
Nadelgehölze	7000	94	7107	92	4462	48	3666	33	8167	65

## Struktur, Bodenvegetation und Verjüngung

Tab. 3.1-6: Stetigkeitstabellen der Gesamtfläche und ausgewählter Straten.

	Bebenhausen					Bad Waldsee					Langenau			
	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	A
Anzahl der Aufnahmen	66	7	8	14	3	70	13	6	2	13	52	10	16	6
Neigung in °	1,2	1,3	1,1	0,8	0,7	1,8	2,2	1,0	2,5	2,3	5,2	8,0	2,3	15
Baumschicht, Deckung [%]	16	1	7	19	58	27	2	20	25	62	25	6	2	80
Höhe in m	18	7	18	22	24	17	7	22	22	28	6	5	1	13
Strauchschicht, Deckung [%]	9	0	29	9	1	11	28	1	3	0	18	21	45	3
Krautschicht, Deckung [%]	31	87	58	67	24	78	70	79	93	76	58	72	49	27
Moosschicht, Deckung [%]	16	20	11	24	40	20	13	25	3	42	41	37	41	2
Stammholz, Deckung [%]	1,5	1,1	1,5	0,7	0,3	1,6	0,2	5,5	3,5	0,3	3,8	0,5	10	0,2
Asthholz, Deckung [%]	5,5	4,1	9,3	4,9	3,3	1,2	0,9	11	3,5	0,8	3,6	1,5	6,6	3,8
Mineralboden, Deckung [%]	3,2	8,0	5,6	17	53	4,2	2,3	7,5	2,5	2,7	10,2	9,6	1,0	26
Artenzahl	40	45	34	43	25	32	29	30	30	32	50	60	41	40
Diversität	2,9	3,0	2,7	3,0	2,1	2,2	2,2	2,3	2,0	2,1	2,9	3,3	2,7	2,5
Evenness [%]	78	79	75	80	64	66	66	71	61	65	74	80	73	67
L-Wert	5,3	5,6	5,4	4,8	5,2	5,2	5,9	4,8	4,5	4,7	5,4	5,7	5,5	4,0
F-Wert	5,6	5,8	5,6	5,3	5,3	5,9	6,0	6,0	5,7	5,7	5,2	5,1	5,3	5,3
R-Wert	4,1	3,9	4,1	4,2	3,3	4,3	4,4	4,2	4,2	4,0	5,8	6,3	5,8	6,4
N-Wert	5,1	4,7	4,7	5,2	5,7	4,6	4,8	5,1	4,2	4,3	5,8	5,9	6,1	5,7
<b>Luzulo-Fagetum</b>														
<i>Luzula luzuloides</i>	80	86	50	93	67						50	30	56	33
<i>Polytrichum formosum</i>	77	57	50	79	67	63	31	83	100	77				
<i>Deschampsia flexuosa</i>	49	43	38	57										
<i>Vaccinium myrtillus</i>	82	71	75	93	67	3				8				
<i>Carex pilulifera</i>	59	43	25	79	33	26	23	33		31	14	10	6	
<b>Gallo-Fagetum</b>														
<i>Galium odoratum</i>	3	14				7	8		50	8	60	80	63	100
<b>Hordelymo-Fagetum</b>														
<i>Hordelymus europaeus</i>											6		13	17
<i>Mercurialis perennis</i>											46	70	56	100
<i>Daphne mezereum</i> juv.											4	10	6	
<i>Lathyrus vernus</i>											17	20	6	50
<i>Lonicera xylosteum</i> Str.											27	40	31	33
<i>Bromus ramosus</i>											15	30	6	50
<i>Euphorbia amygdaloides</i>											14	30	6	50
<i>Asarum europaeum</i>						4		17		8	46	70	44	100
<b>Aino-Ulmion</b>														
<i>Prunus padus</i> Str.											4	10	6	
<i>Alnus glutinosa</i> B.						19	8			8				
<i>Alnus glutinosa</i> Str.						21	38	17						
<i>Frangula alnus</i> Str.						23	23			23	46	40	69	17
<i>Impatiens noli tangere</i>						67	85	100	50	46	71	70	94	33
<i>Carex remota</i>	39	71	25	64										
<i>Circaea lutetiana</i>	6		13			19	15	17	50		8	20	6	17
<i>Lysimachia nemorum</i>						19	15	33		23				
<i>Festuca gigantea</i>	47	43		79	33	1				8	62	90	69	50
<b>Fagetalia</b>														
<i>Dryopteris filix-mas</i>	58	57	100	50	67	19	23	17		31	19	20	13	33
<i>Milium effusum</i>	39	29	13	57	33	16	8	17	50	23	54	40	69	17
<i>Carex sylvatica</i>	11		13	14		23	23	33		46	27	40	13	17
<i>Carex brizoides</i>	52	43	75	29		96	92	100	100	100				
<i>Carex pilosa</i>						27	31	33	50	31				
<i>Lamium galeobdolon</i>						9	8	17		23	19	40	19	17
<i>Polygonatum multiflorum</i>											6	20		17
<i>Viola reichenbachiana</i> c.f.	2										37	20	56	33
<i>Viola riviniana</i>	12		13	29	33						6		6	17
<i>Viola riviniana</i> cf.	41	86	50	29		42	54	17	50	69				
<i>Carpinus betulus</i> B.						1					15		19	
<i>Carpinus betulus</i>	3					4								
<i>Fraxinus excelsior</i> B.						9	8			8	8	30	6	
<i>Fraxinus excelsior</i>						1					23	20	13	100
<i>Fagus sylvatica</i> B.						23	8	17	50	31	44	50	50	67
<i>Fagus sylvatica</i>	32	43	38	21		9	15		50	8	12		13	67
<i>Acer pseudoplatanus</i> B.	14	14		21		1					15		25	

Tab. 3.1-6: Fortsetzung

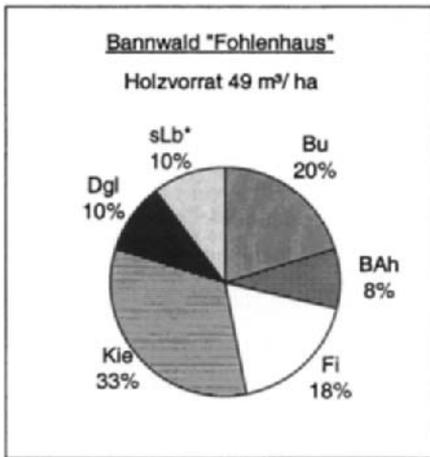
	Bebenhausen					Bad Waldsee					Langenau			
	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	K	A	Ges.	G	B	A
<i>Acer pseudoplatanus</i> Str.	.	.	.	.	.	1	.	17	.	.	6	.	6	.
<b>Quercu-Fagetea</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6	.	6	.
<i>Anemone nemorosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6	.	6	.
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	76	71	75	79	67	30	23	17	50	62	50	50	56	67
<i>Carex digitata</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	8	17	40	6	50
<i>Poa nemoralis</i>	11	.	.	29	.	1	.	17	.	.	37	50	38	67
<i>Melica nutans</i>	.	.	.	.	.	4	.	.	.	8	52	100	44	100
<i>Poa chaixii</i>	6	14	.	7	.	.	.	.	.	.	29	50	13	.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	20	14	13	29	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus robur</i> B.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	4	.	.	17
<i>Quercus robur</i> K.	14	14	13	21	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>Begleiter Quercu-Fagetea</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	92	86	88	100	67	83	62	100	100	100	77	70	100	17
<i>Hieracium sylvaticum</i>	2	13	.	.	.	69	62	83	50	100	.	.	.	.
<i>Solidago virgaurea</i>	.	.	.	.	.	27	8	17	50	77	6	10	.	.
<i>Mycelis muralis</i>	62	43	25	93	33	10	15	.	50	.	58	80	50	67
<i>Deschampsia cespitosa</i>	62	71	88	50	33	59	23	67	100	77	6	10	6	.
<i>Galium rotundifolium</i>	52	43	25	71	33	27	8	17	50	77	44	30	44	17
<i>Moehringia trinervia</i>	56	71	25	71	33	10	15	.	50	.	21	20	38	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	83	71	100	100	67	59	23	67	100	77	31	10	19	.
<b>Epilobion</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Digitalis purpurea</i>	96	100	100	100	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Holcus mollis</i>	5	29	.	7	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rumex acetosella</i>	14	29	.	21	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>Atropion</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Atropa bella-donna</i>	77	71	63	86	33	20	.	50	50	46	4	10	.	.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	.	.	.	6	8	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	.	.	.	6	.	.	.	.	4	10	.	.
<b>Atropetalla</b>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Epilobium angustifolium</i>	55	57	38	71	.	41	46	67	50	8	83	70	100	17
<i>Fragaria vesca</i>	46	71	75	43	.	14	.	17	.	31	73	100	56	50
<i>Sambucus racemosa</i> Str.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	85	80	94	33
<i>Sambucus nigra</i> Str.	3	.	.	.	.	6	.	17	.	.	10	10	19	.
<i>Salix caprea</i> Str.	3	.	.	.	.	9	23	.	.	.	15	20	19	.
<i>Rubus idaeus</i>	77	86	88	86	67	77	85	100	100	77	54	60	31	33
<i>Rubus fruticosus</i> coll.	100	100	100	100	100	89	100	100	100	92	42	20	38	0
<i>Cirsium vulgare</i>	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17	40	19	.
<i>Senecio fuchsii</i>	11	29	.	.	.	1	.	.	.	.	81	100	88	67
<i>Senecio sylvaticus</i>	46	43	13	50	67	14	15	.	100	8	21	40	31	17
<i>Urtica dioica</i>	73	71	100	71	.	44	62	50	50	23	60	60	69	50
<i>Epilobium montanum</i>	61	57	88	64	.	7	15	.	.	.	54	80	69	33
<i>Galeopsis tetrahit</i>	3	14	.	.	.	53	69	67	100	31	73	70	75	67
<i>Ajuga reptans</i>	.	.	.	.	.	11	8	.	.	15	29	50	25	17
<i>Scrophularia nodosa</i>	3	.	.	7	.	10	15	17	.	.	21	.	19	17
<i>Juncus effusus</i>	53	43	63	50	33	49	62	67	50	31	6	.	6	.
<i>Calamagrostis epigeios</i>	77	100	88	79	33	71	100	83	50	62	29	30	25	.
<i>Carex pallescens</i>	26	57	50	29	.	20	15	33	.	15	4	.	.	.

Ges.: Gesamte Fläche

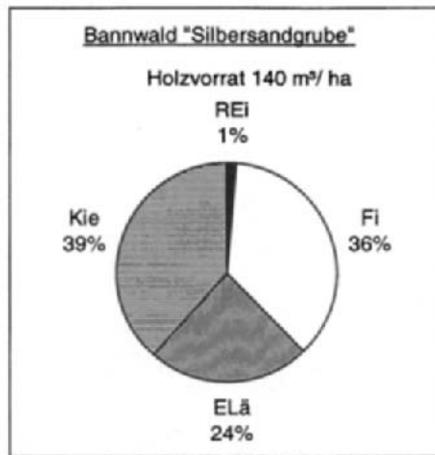
Zuordnung der Straten:

Bebenhausen		Bad Waldsee		Langenau	
G	Geräumte Fläche	G	Geräumte Fläche	G	Geräumte Fläche
B	Belassene Fläche	B	Belassene Fläche	B	Belassene Fläche
K	Käferbestand	K	Käferbestand	A	Altbestand
A	Altbestand	A	Altbestand (Fichte)		

**Langenau**

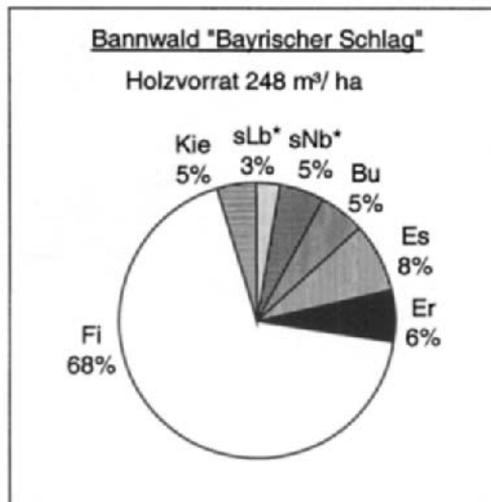


**Bebenhausen**



\*sLb: Winterlinde, Sommerlinde, Mehlbeere, Faulbaum, Schwarzer Holunder, Hasel, Heckenkirsche

**Bad Waldsee**



\*sNb: Ta, ELä

\*sLb: Bergahorn, Stieleiche, Aspe, Faulbaum, Efeu

Abb. 3.1-6: Vorrat des lebenden Bestandes differenziert nach Baumarten auf den Sturmwurfflächen.

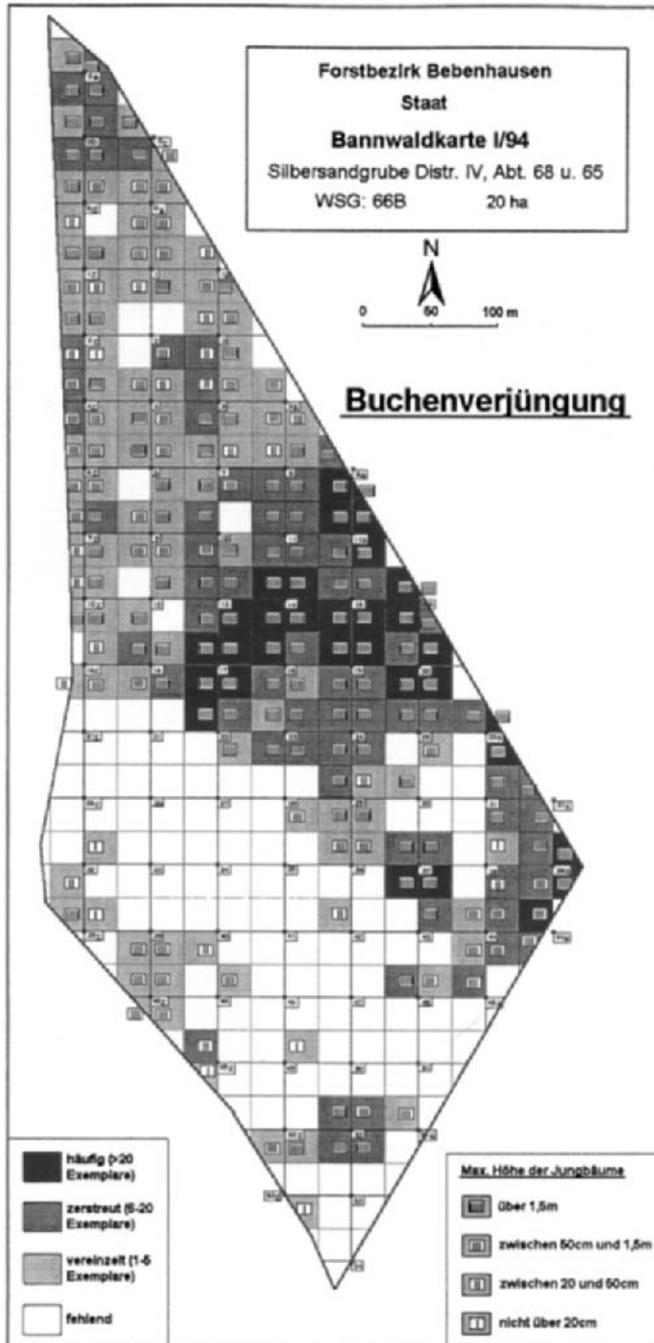


Abb. 3.1-7: Verbreitung des Buchen-Jungwuchses auf der Sturmwurffläche Bebenhausen.

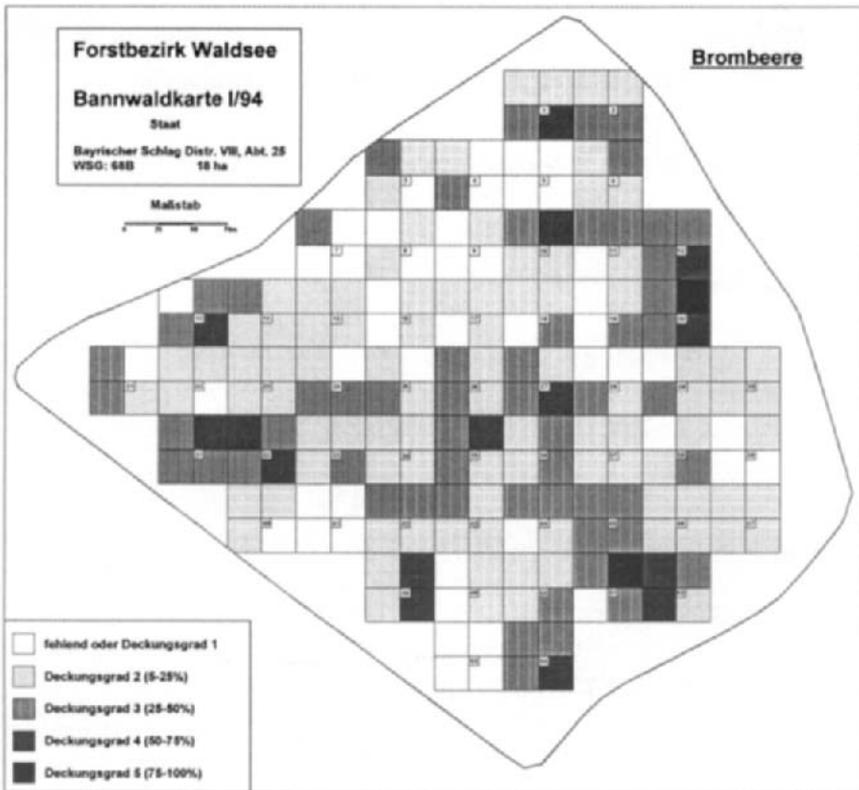


Abb. 3.1-8: Deckung von *Rubus fruticosus* coll. auf der Sturmwurffläche Bad Waldsee 1995.

## 3.2 Das Mykorrhizapotentiale auf Sturmwurfflächen und seine Bedeutung für die Bestandesregeneration

von K.-H. Rexer, I. Kottke, U. Eberhardt, L. Walter und F. Oberwinkler

### 3.2.1 Einleitung

Unsere wichtigsten Waldbäume, die den Familien *Pinaceae*, *Fagaceae*, *Betulaceae* angehören, können unter den Klimabedingungen Mitteleuropas nur mit Hilfe der Ektomykorrhiza (Pilz-Wurzel-Symbiose) überleben. Die Ektomykorrhizapilze bilden die Verbindung zum Boden und übernehmen Aufnahme und Transport der Nährelemente und des Wassers. Gleichzeitig steigern sie die Stresstoleranz der Pflanzen und vermindern die Anfälligkeit gegen Wurzelpathogene (PFLGER & LINDERMAN 1994). Ektomykorrhizierete Bäume sind mit einer bemerkenswerten Vielzahl von Pilzarten mykorrhiziert. Die Pilzpartner haben unterschiedliche physiologische Aktivitäten und Standortansprüche (NEWTON 1992, KOTTKE et al. 1998). Viele Mykorrhizapilze sind spezifisch an Laub- oder Nadelbäume, manche sogar an bestimmte Gattungen innerhalb dieser Gruppen gebunden (MOLINA et al. 1992). Daher ist die Zusammensetzung der Mykorrhizapilzgesellschaft ein wesentlicher Standortfaktor und trägt zur Stabilisierung des Ökosystems entscheidend bei (PERRY et al. 1989, QIAN et al. 1997).

Großflächige Zerstörungen eines Gehölzbestandes können zu teilweisen oder völligen Verlusten der Pilzpartner führen, da die Pilze oft obligat an lebende Bäume gebunden sind. HARVEY et al. (1980), PARKE et al. (1984) und PERRY et al. (1987) beobachteten eine Verarmung der Mykorrhizapilzflora auf Kahlschlägen. Nach Waldbränden überlebte das potentielle Pilzinokulat für Douglasien nur in den besonders hitzeresistenten Sträuchern (*Arbutus menziesii*, *Arctostaphylos* spp.) des Unterwuchses (AMARANTHUS & PERRY 1989). Nach FLEMING (1983) werden Sämlinge auf gestörten Wuchsorten nur in unmittelbarer Nähe von Altbäumen mykorrhiziert. Vom Baum getrennte Mykorrhizen können zwar noch einige Monate überleben (FERRIER & ALEXANDER 1985) und damit eventuell als Inokulat für Setzlinge dienen (DAHLBERG & STENSTRÖM 1991); kommt es jedoch längerfristig zu keiner Regeneration des Baumbestandes, ist mit einem Verlust des Pilzinokulats im Boden zu rechnen. Damit dürfte die Bestandesneubegründung durch natürlich aufkommende Sämlinge oder durch Pflanzungen mit nicht vormykorrhizierten Setzlingen auf erhebliche Schwierigkeiten stoßen. Letzteres haben eigene Pflanzversuche mit Buchen und Eichen auf Sturmwurfflächen bereits eindeutig gezeigt (HERRMANN et al. 1992, HÖNIG 1996). Höhere Einstrahlung, stärkere Schwankungen der Bodenfeuchte und Bodentemperatur sowie eine starke Vergrasung auf den Sturmwurfflächen erschweren das Auf-

kommen von Sämlingen von Beginn an. Die veränderten Bedingungen könnten selbst das Mykorrhizapilzpotalential der Jungbäume aus dem Unterwuchs des Vorbestandes beeinträchtigen.

Auf den Sturmwurfflächen Bad Waldsee, Langenau und Bebenhausen wurde daher untersucht, ob und inwieweit das Mykorrhizapilzpotalential in Folge der Stürme zeitabhängig vermindert oder gegenüber dem Altbestand verändert worden war. Das Spektrum der zur Mykorrhizierung zur Verfügung stehenden Pilzarten (Mykorrhizapilzpotalential) kann anhand der gebildeten charakteristischen Interaktionsstrukturen (Mykorrhizatyphen) und der spezifischen Fruchtkörper der Pilzarten erfaßt werden. Beide Methoden wurden im Rahmen dieser Studie kombiniert angewendet.

Für eine vergleichende Untersuchung der Sturmwurfflächen anhand der Fruchtkörperproduktion der Mykorrhizapilze war es wichtig, daß es auf oder in der direkten Nachbarschaft der Sturmwurfprobenflächen keinen Altbaum gab, der die Stürme von 1990 überlebt hatte, somit nur Jungbäume als Symbiosepartner der fruktifizierenden Mykorrhizapilzarten auf diesen Dauerbeobachtungsflächen in Frage kamen. Die recht kleinräumig strukturierten Sturmwurfflächen bei Bad Waldsee erfüllten diese Anforderung nicht. Außerdem erwiesen sich die auf die Sturmwürfe folgenden Borkenkäferkalamitäten als problematisch für die ausgewiesenen Vergleichsflächen in den stehenden Nachbarbeständen. So waren die Vergleichsflächen bei Bebenhausen ab 1993 fast nur noch von abgestorbenen Fichten und Kiefern bestanden. Die Untersuchungsflächen bei Langenau erwiesen sich unter beiden Gesichtspunkten als besonders geeignet, um einen Vergleich des Artenspektrums der fruktifizierenden Mykorrhizapilze durchzuführen.

Die Sturmwurfflächen bei Bad Waldsee erschienen für die Untersuchungen der Mykorrhizatyphen besonders geeignet, da sie verschiedene Sukzessionsstadien direkt benachbart zu einem gut erhaltenen Fichtenbestand aufweist. Es ergab sich somit die Möglichkeit, sowohl den Boden der geräumten Sturmwurfflächen auf noch vorhandenes Mykorrhizierungspotential für Sämlinge zu untersuchen als auch die Jungfichten der belassenen Sturmwurffläche bezüglich Mykorrhiza- und Fruchtkörpervielfalt zu beproben. Durch einen Vergleich mit den Mykorrhizapilzgesellschaften des angrenzenden Fichten-Altbestandes sollte das Erhaltungspotential der Flächen in Abhängigkeit von der Zeit beurteilt werden. Die Ergebnisse der Untersuchungen sollten als Entscheidungshilfe bei zukünftigen forstlichen Maßnahmen dienen.

### 3.2.2 Material und Methoden

#### 3.2.2.1 Probeflächen

Für die mykologischen Untersuchungen wurden in den drei Untersuchungsgebieten bei Langanau, Bad Waldsee und Bebenhausen Dauerbeobachtungsflächen á 1000 m<sup>2</sup> (40 m × 25 m) eingerichtet. Dabei wurden drei unterschiedliche Behandlungsvarianten berücksichtigt:

- Altbestand: stehender, gesunder, dem durch die Stürme geworfenen Bestand möglichst ähnlicher, möglichst nahe gelegener Nachbarbestand (= Kontrolle);
- belassene Sturmwurffläche;
- geräumte Sturmwurffläche (nur im Gebiet Bad Waldsee eingerichtet).

Die Vergleichsflächen lagen in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Sturmwurfflächen in einem Fichten- bzw. Fichten/Lärchen/Kiefernforst (vgl. Kap. 2.3). Fichtensämlinge vor allem aus dem Jahre 1993 bedeckten in allen drei Gebieten den Boden in hoher Dichte.

Bei den belassenen Sturmwurfflächen war die natürliche Regeneration in den Untersuchungsjahren auf 4-bis 6-jährige, aus dem ehemaligen Bestand stammende Fichten, wenige Buchen und Eichen sowie einzelne aufgelaufene Birken, Pappeln, Weiden und Erlen beschränkt.

Bei den geräumten Sturmwurfflächen (nur im Gebiet Bad Waldsee) wurde nur eine Variante, deren Fichtenbestand Mitte der Achtziger Jahre geworfen worden war, in die Mykorrhizierungsuntersuchungen einbezogen. Diese Fläche wurde teilweise geräumt, aber nicht aufgeforstet. Der jetzige, gruppenweise Jungbaumbestand wird von Fichten gebildet, die (wie auf den belassenen Sturmwurfflächen) bereits vor dem Windbruch als Unterwuchs im Altbestand vorhanden waren. Fichtensämlinge der letzten vier Jahre konnten nur sehr vereinzelt auf Stubben, zwischen Moospolstern und zwischen Jungfichten aufkommen. Birken (*Betula pendula*), Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Kiefern (*Pinus sylvestris*) sind nachträglich aus Samenflug in der Nachbarschaft der Fichten aufgelaufen. Eine zweite Variante, bei der der Sturmwurf noch länger zurück lag wurde nur in die Fruchtkörpererhebungen einbezogen. Zusätzlich zu den für die erste Variante erwähnten Vorwaldbaumarten traten hier noch Pappeln auf.

#### 3.2.2.2 Erhebung der Mykorrhizotypen

Auf der Untersuchungsfläche Bad Waldsee wurden von April bis September 1994 siebenmal, im April 1995 einmalig Fichtensämlinge gesammelt. Die Altbäume wurden 1994 einmalig beprobt. Fichtensämlinge aus natürlichem Samenflug wurden auf der belassenen Sturmwurffläche nur

in Rindentaschen liegender Bäume gefunden (Anzahl 65). Auf der geräumten Fläche konnten Fichten des Jahrgangs 1993 in sehr geringer Zahl aus Moospolstern und von Stubben (insgesamt 16) entnommen werden. Es wurde deshalb ein Aussaatversuch durchgeführt. Im Mai 1994 wurden sehr gut keimfähige Fichtensamen an Stellen ausgesät, die wenigstens eine gewisse Chance auf Erfolg versprachen, nämlich in den Rindentaschen gefallener Bäume (nur auf der belassenen Sturmwurffläche) und zwischen Moospolstern, auf Stubben und offenen, nicht vergrasteten Stellen (auf beiden Sturmwurfflächen).

Im Altbestand wurden zum einen Sämlinge des Jahrgangs 1993 von Stubben gesammelt (Anzahl 83), zum anderen wurde die Humusaufgabe und die oberen 5 cm Ah einer Kleinfläche (1,44 m) beprobt. Die Kleinfläche wurde in 64 Quadrate von 15 cm Kantenlänge unterteilt und Bodenproben mit einem Stechrahmen entnommen. In jedem Kleinquadrat wurden die Mykorrhizotypen der Altbäume und von insgesamt 114 Sämlingen erfaßt.

Die Jungfichten auf den Sturmwurfflächen wurden 1994 dreimal beprobt. An je drei Bäumchen wurde ein Teil der Hauptwurzeln freigelegt und Schwachwurzeln mit den mykorrhizierten Feinstwurzeln ausgegraben. Zur Auswertung kamen Teilproben von etwa 20 g Feinwurzel-Trockenmasse.

Die Mykorrhizotypen wurden anhand der spezifischen morphologischen und anatomischen Merkmale bestimmt (AGERER 1994, HAUG & PRITSCH 1992, INGLEBY et al. 1990). Einige Typen wurden erstmals beschrieben und mit vorläufigen Namen belegt.

Um den Einfluß der veränderten Boden- und Klimaverhältnisse auf das Mykorrhizopotential auch quantitativ zu erfassen, wurden für die Mykorrhizotypen an den Sämlingen, den Jungfichten und den Altbäumen jeweils den besonderen Gegebenheiten angepaßte Methoden verwendet. Dazu wurden die Teilwurzelssysteme bei Jungbäumen in 2 cm lange Abschnitte zerlegt und die Mykorrhizotypen pro Wurzelabschnitt notiert. Jeder Sämling wurden einzeln beurteilt. Die Mykorrhizen des Altbestandes wurden auf Grund ihres Vorkommens in den 64 Kleinquadraten bewertet. Bei der Quantifizierung wurde der Begriff "Stetigkeit" verwendet, der in den drei Fällen entweder Prozent der mit einem Mykorrhizapilz besiedelten Sämlinge, oder Prozent der besiedelten Wurzelabschnitte der Jungfichten oder in Bezug auf die Altbäume Prozent der besiedelten Kleinquadrate des Humus/Ah bedeutet. Anhand dieser Daten wurde die Diversität bzw. Homogenität der Mykorrhizapopulationen an den Sämlingen der drei Flächen und den Jungbäumen der Sturmwurfflächen nach BRILLOUIN berechnet (ZAR 1984). Für die Sämlinge in den Kleinquadraten aus dem Altbestand wurde mit Hilfe einer Vierfeldertafel und des Chiquadrat-Tests für jeden Mykorrhizotyp ermittelt, ob ein Zusammenhang zwischen der Mykorrhizierung der Altbäume und der Sämlinge bestand. Aus den Ergebnissen wurde auf die Inokulationseffizienz der Pilzarten geschlossen.

3.2.2.3 Fruchtkörpererhebungen

Auf allen Dauerbeobachtungsflächen wurden in den Jahren 1992 bis 1995 unter Berücksichtigung der jahreszeitlichen und meteorologischen Gegebenheiten in zwei- bis dreiwöchigen Abständen alle auftretenden Pilzfruchtkörper erfaßt. Bei der Kartierung wurde bei jedem Mykorrhizapilz - sofern möglich - die potentielle Wirtsbaumart festgehalten.

Die Quantifizierung der gefundenen Pilzarten konnte nicht, wie bei zahlreichen anderen mykosoziologischen Untersuchungen (ARNOLDS 1992), durch Zählung der Fruchtkörper durchgeführt werden. Die Unübersichtlichkeit und schlechte Begehrbarkeit der belassenen Sturmwurf-flächen machte dies unmöglich. Unter Berücksichtigung der von WINTERHOFF (1984) verglichenen Systeme zur Quantifizierung von Pilzvorkommen wurde eine Skala erarbeitet, in der die Anzahl der Fruchtkörper und der Fruchtkörpergruppen sowie die durch die Fruchtkörper repräsentierte Biomasse berücksichtigt wurde (Tab. 3.2-1). In Tab. 3.2-2 sind die in den folgenden Tabellen und Abbildungen verwendeten Abkürzungen zusammengefaßt.

Tab. 3.2-1: Kombinierte Abundanz- und Verteilungsskala zur Quantifizierung der Fruchtkörperfunde. Die Zahlenangaben in Klammern beziehen sich auf Arten mit sehr kleinen Fruchtkörpern wie z.B. *Thelephora terrestris*

1	1 bis 2 (10) Fruchtkörper an einer Stelle
2	bis 5 (30) Fruchtkörper an bis 3 verschiedenen Stellen
3	bis 20 (100) Fruchtkörper an bis 10 verschiedenen Stellen
4	> 20 (100) Fruchtkörper, nicht auf der gesamten Fläche
5	auf der gesamten Fläche mit zahlreichen Fruchtkörpern

Tab. 3.2-2: Übersicht über die in den Tabellen verwendeten Abkürzungen und Symbole.

u	unspezifisch	N	Nadelbäume	L	Laubbäume
( )	sporadisch	Ab	<i>Abies alba</i> (Tanne)	Al	<i>Alnus glutinosa</i> (Erle)
!	stark spezifisch	La	<i>Larix decidua</i> (Lärche)	Be	<i>Betula pendula</i> (Birke)
!!	extrem spezifisch, artspezifisch	Pc	<i>Picea abies</i> (Fichte)	Fa	<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)
Normaldruck	Nachweis nur als Fruchtkörper	Pn	<i>Pinus sylvestris</i> (Kiefer)	Po	<i>Populus</i> sp. (Pappel)
Fettdruck	Nachweis nur als Mykorrhiza			Qu	<i>Quercus robur</i> (Eiche)
Fettdruck unterstrichen	Nachweis als Fruchtkörper und Mykorrhiza			Sa	<i>Salix</i> sp. (Weide)

3.2.3 Ergebnisse

3.2.3.1 Überblick über das Mykorrhizapilzspektrum des Jungwuchses der Sturmwurfflächen

Auf den Sturmwurfuntersuchungsflächen der drei Untersuchungsgebiete wurden insgesamt 51 Mykorrhizapilzarten anhand von Fruchtkörpern oder Mykorrhizatypen nachgewiesen, die mit dem Gehölzjungwuchs (Birke, Buche, Eiche, Fichte, Lärche, Pappel, Schwarzerle, Tanne, Weide) vergesellschaftet waren (Tab. 3.2-3, 3.2-4).

Dabei lassen sich Arten mit sehr weitem Wirtsspektrum von hochspezialisierten Arten unterscheiden. Besonders die auf den Flächen bei Bad Waldsee häufige Schwarzerle hat zahlreiche hochspezifische Mykorrhizapilzpartner, die in der Natur ausschließlich in Verbindung mit ihr gefunden werden. Auf den Flächen konnten 11 dieser Mykorrhizapilzarten nachgewiesen werden (Tab. 3.2-3). Keine andere der auflaufenden Baumarten kann mit diesen spezifischen Arten erfolgreich interagieren.

Tab. 3.2-3: Mykorrhizapilze der Schwarzerle im Gebiet bei Bad Waldsee. Die verwendeten Abkürzungen und Symbole sind in Tab. 3.2-2 erläutert.

Artname	Potentielles Wirtsspektrum	Wirtsspektrum auf den Flächen		
		stehender Nachbarbestand	belassene Sturmwurffläche	geräumte Sturmwurffläche
Cortinarius alnetorum	L!! Al!		Al	
Cortinarius alneus	L!! Al!		Al	
Cortinarius bibulus	L!! Al!		Al	
Inocybe asterospora	L		Al Pi	
Laccaria amethystina	u	Pi La Al		
Laccaria laccata	u	Pi Pn La Fa Al	Pi La Fa Be Al Sa	Pi Be
Lactarius obscuratus	L!! Al!	.	Al	
Lactarius theiogalus	N (L) Pi	Pi Al	Pi Be	Be Pi Al
Naucoria alnetorum	L!! Al!		Al	.
Naucoria escharioides	L!! Al!	Al	Al	Al
Naucoria scolecina	L!! Al!		Al	.
Naucoria striatula	L!! Al!		Al	Al
Naucoria subconspersa	L!! Al!	Al		
Paxillus filamentosus	L!! Al!		Al	
Paxillus involutus	u	Pi Pn La Al	<u>Pi La Fa</u>	Pi Be
Russula fellea	(N) L (Pi) Fa		Pi?	? Be Al
Russula ochroleuca	u	<u>Pi Pn Fa Al La</u>	<u>Pi La Ab</u>	Pi Be
Russula pumila	L!! Al!		Al	
Thelephora terrestris	u	<u>Pi Al</u>	<u>Pi</u>	<u>Pi Be Al</u>

Birke und Pappel, zwei weitere Vorwaldarten, wiesen im Vergleich zur Schwarzerle nur eine geringe Zahl artspezifischer Symbiosepartner auf (Pappel: *Leccinum duriusculum*; Birke: *Lactarius glyciosmus*, *Leccinum melaneum*, *Leccinum scabrum*, *Russula emetica* var. *betuletorum*), waren aber mit einer Anzahl unspezifischer Arten vergesellschaftet (Tab 3.2-4).

Auf den untersuchten geräumten Sturmwurfflächen wurde kein Jungwuchs von Buche und Eiche gefunden. Jungwuchs dieser beiden Schlußwaldbaumarten trat in nennenswerter Anzahl nur auf den belassenen Sturmwurfflächen auf. Diese Sämlinge und Jungbäume waren fast durchweg mit unspezifischen Arten mykorrhiziert (Tab. 3.2-4). Lediglich an Buchen-Jungwuchs konnte der spezifische Buchenbegleiter *Lactarius subdulcis* festgestellt werden.

Tab. 3.2-4: Das Artenspektrum der mit dem Gehölzjungwuchs (Sämlinge und Jungbäume excl. Schwarzerle, s. Tab. 3.2-3) auf den Sturmwurfflächen der drei Untersuchungsgebiete vergesellschafteten Mykorrhizapilze. Es wurden die Daten der Fruchtkörpererhebungen und der Mykorrhizauntersuchungen zusammengefaßt. Die verwendeten Symbole und Abkürzungen sind in Tab. 3.2-2 erläutert.

Artname	potentielles Wirtsspektrum	Wirtsspektrum auf den Flächen	
		belassene Sturmwurfflächen	geräumte Sturmwurfflächen
Amphinema byssoides	N! Pc	Pc	Pc
Boletus edulis	U	Pc	.
Cantharellus tubaeformis	N (L) Pc Pn	.	Pc
Cenococcum geophilum	U	<b>Pc Pn La Fa Qu</b>	<b>Pc</b>
Cortinarius cinnamomeus	N Pc Pn (Be)	<b>Pc</b>	Pc
Cortinarius sanguineus	N Pc Pn (Fa)	<b>Pc</b>	Pc
Genea hispidula	L	<b>Fa</b>	.
Hebeloma crustuliniforme	U	Pc Fa	.
Hygrophorus pustulatus	N!! Pc!	Pc	Pc
Inocybe flocculosa	U	Pc Fa	.
Inocybe geophylla	U	Pc Fa	.
Laccaria laccata	U	Pc La Fa Be Al Sa	Pc Be
Laccaria proxima	(N) L Be	.	Pc Be
Lactarius camphoratus	U Pc Fa	Pc La	Pc Be
Lactarius deterrimus	N! Pc	<b>Pc</b>	.
Lactarius glyciosmus	L!! Be!	.	Be
Lactarius mitissimus	N! Pc	Pc	.
Lactarius rufus	N (L) Pc Pn	Pc	Pc
Lactarius subdulcis	L!! Fa!	<b>Fa</b>	Be Al
Lactarius theiogalus	N (L) Pc Be	Pc Be	Be Pc Al
Leccinum duriusculum	L!! Po!	.	Po
Leccinum melaneum	L!! Be!	.	Be
Leccinum scabrum	L!! Be!	.	Be
Paxillus involutus	U	<b>Pc La Fa</b>	Pc Be
Piceirhiza conspicua		<b>Pc</b>	.
Piceirhiza gelatinosa		<b>Pc Pn</b>	.
Piceirhiza glutinosa		<b>Pc La</b>	.
Piceirhiza nigra		<b>Pc</b>	.
Piloderma croceum	U	<b>Pc Pn Fa</b>	Pc
Russula emetica v. betuletorum	L!! Be!	.	Be
Russula fellea	(N) L (Pc) Fa	Pc?	Be Al
Russula ochroleuca	U	<b>Pc La Ab</b>	Pc Be
Scleroderma citrinum	U	<b>Pc</b>	.
Thelephora sp.		<b>Pc Qu</b>	.
Thelephora terrestris	U	<b>Pc</b>	<b>Pc Be Al</b>
Tylospora fibrillosa	U	<b>Pc Pn La</b>	<b>Pc</b>
Xerocomus badius	N! Pc	<b>Pc La</b>	<b>Pc Be</b>
Xerocomus chrysenteron	U	.	Pc

Der Fichtenjungwuchs wies dagegen eine Anzahl von spezifischen Begleitern auf (*Hygrophorus pustulatus*, *Lactarius deterrimus*, *Lactarius mitissimus*) oder war mit Mykorrhizapilzen vergesellschaftet, die an Nadelbäume gebunden sind und sehr häufig zusammen mit Fichte auftreten (*Amphinema byssoides*, *Cantharellus tubaeformis*, *Cortinarius cinnamomeus*, *Cortinarius sanguineus*, *Lactarius theiogalus*, *Xerocomus badius*).

### 3.2.3.1 Mykorrhizierungsuntersuchungen an Fichten

Während in allen drei Gebieten auf den Flächen im benachbarten Fichtenbestand im Jahre 1993 eine große Anzahl von Sämlingen aufgelaufen war, blieb die Zahl von Sämlingen auf den Sturmwurfflächen stets sehr gering. Lediglich von Sonderstandorten (Moospolster, Stubben, Rindentaschen) konnten Sämlinge zur Untersuchung entnommen werden. Auch der Aussaatversuch brachte nur eine geringe Ernte: Auf der belassenen Sturmwurffläche liefen die Keimlinge nur in den Rindentaschen auf (Anzahl 55), auf der geräumten Sturmwurffläche konnten 5 Sämlinge aus dem Humus und 7 von Stubben geerntet werden. Die Mykorrhizierung begann, wie auch andernorts beobachtet, erst ca. drei Monate nach der Fichten-Keimung (Abb. 3.2-1). Im September waren noch bis zu 50 % der Sämlinge aus Humus und Stubben nicht mykorrhiziert. In den Rindentaschen wurden sogar noch ein Jahr später einige nicht mykorrhizierte Sämlinge gefunden (Abb. 3.2-1).

Die Mykorrhizierung erfolgte zunächst nur mit einer Pilzart je Sämling. Erst im zweiten Jahr stieg der Anteil der Sämlinge mit zwei Mykorrhizatypen auf 30 % der Pflanzen an. In keinem Fall wurden an zweijährigen Fichtensämlingen mehr als drei Pilzpartner festgestellt. Diesbzüglich bestand kein wesentlicher Unterschied zwischen den Sämlingen von den Sturmwurfflächen und den Sämlingen aus dem Altbestand. Die Anzahl der beobachteten Pilzpartner war aber im Altbestand groß (10), auf der belassenen Sturmwurffläche etwas geringer (7) und auf der geräumten Sturmwurffläche besonders niedrig (-3) (Tab. 3.2-7).

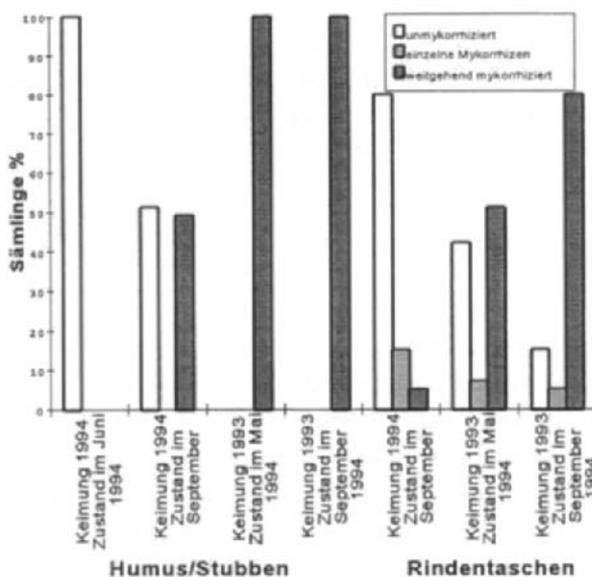


Abb. 3.2-1: Zeitlicher Verlauf der Mykorrhizierung von Fichtensämlingen entnommen aus Humus/Stubben oder Rindentaschen auf den Sturmwurfflächen bei Bad Waldsee.

Die Maßzahlen für Diversität und Homogenität nach BRILLOUIN der Mykorrhizotypen (Tab. 3.2-5) bestätigten die zunehmende Verarmung des Artenspektrums auf der geräumten Sturmwurffläche im Vergleich zur belassenen bzw. zum benachbarten Fichtenforst. Die Stetigkeit der Pilzpartner an den Sämlingen, gemessen als Prozent der Sämlinge, die einen bestimmten Mykorrhizotyp aufwiesen, war ebenfalls flächenspezifisch unterschiedlich (Abb. 3.2-2).

Tab. 3.2-5: Diversität und Homogenität der Mykorrhizotypen an den Fichtensämlingen der drei untersuchten Flächenvarianten bei Bad Waldsee. n = Anzahl der Sämlinge, k = Anzahl der Mykorrhizotypen, H = Diversitätsindex nach BRILLOUIN, H<sub>max</sub> = größtmögliche Diversität nach BRILLOUIN, J = Homogenitätsmaß.

	n	k	H	H <sub>max</sub>	J
Bad Waldsee, belassener Sturmwurf	94	7	0,61	0,82	0,75
Bad Waldsee, Vergleichsfläche	313	9	0,79	0,96	0,82
Bad Waldsee, geräumter Sturmwurf	30	3	0,17	0,42	0,41

## Mykorrhizapotentzial auf Sturmwurfflächen

An den Jungfichten wurden insgesamt 12 Mykorrhizotypen gefunden, wobei auch hier ein deutlicher Unterschied in der Artenzahl zwischen den geräumten und den belassenen Sturmwurfflächen festgestellt wurde. In diesem Fall war die geräumte Sturmwurffläche deutlich artenreicher als die belassene (Tab. 3.2-7). Die Jungbäume waren stets mit mehreren Pilzarten assoziiert; deren Stetigkeit unterschied sich jedoch flächenspezifisch (Abb. 3.2-3). Die Berechnung der Diversität und der Homogenität nach BRILLOUIN zeigte eine größere Inhomogenität und geringere Diversität auf der belassenen als auf der geräumten Fläche (Tab. 3.2-6).

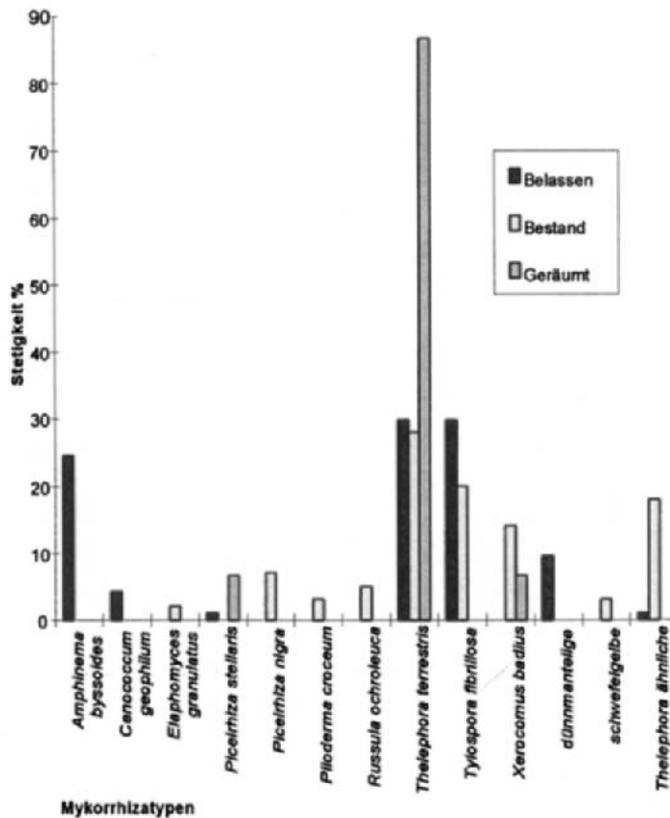


Abb. 3.2-2: Stetigkeit der Mykorrhizotypen, d.h. Prozentanteil der Sämlinge, die den jeweiligen Mykorrhizotyp aufweisen.

Tab. 3.2-6: Diversität und Homogenität der Mykorrhizotypen an den Jungfichten der zwei untersuchten Flächen bei Bad Waldsee. n = Anzahl der Sämlinge, k = Anzahl der Mykorrhizotypen, H = Diversitätsindex nach BRILLOUIN, H<sub>max</sub> = größtmögliche Diversität nach BRILLOUIN, J = Homogenitätsmaß.

	n	k	H	H <sub>max</sub>	J
Bad Waldsee, belassener Sturmwurf	32	6	0,50	0,71	0,71
Bad Waldsee, geräumter Sturmwurf	52	11	0,83	1,00	0,83

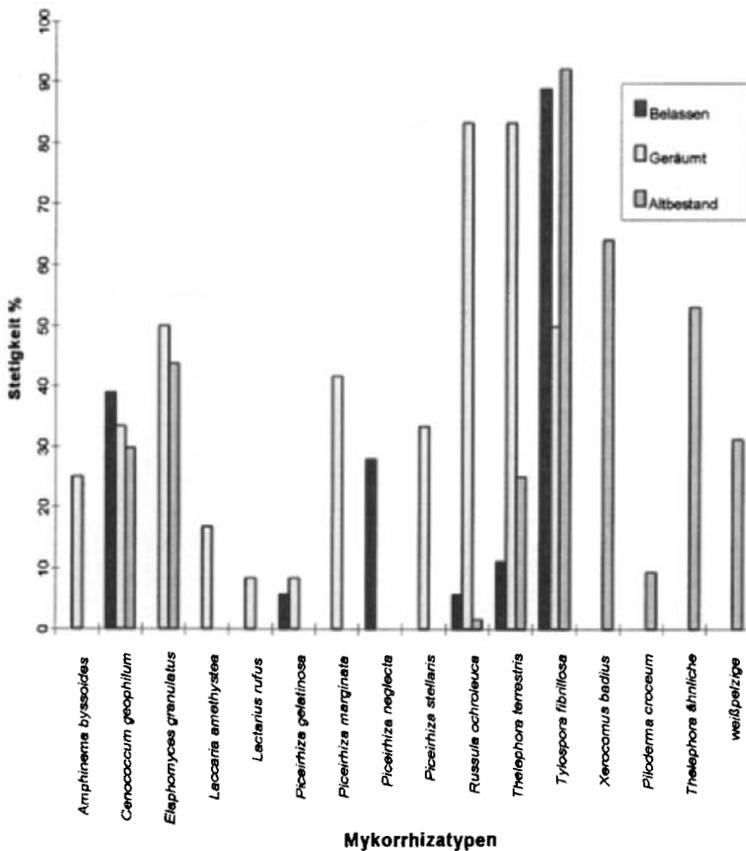


Abb. 3.2-3 Stetigkeit der Mykorrhizotypen an den Jungfichten auf den Sturmwurfflächen und an den Altbäumen im Bestand.

An den Altfichten wurden in den 64 Kleinquadraten der untersuchten 1,44 m<sup>2</sup> Humusauflage und des Ah-Bodenhorizont 9 Mykorrhizotypen festgestellt (Tab. 3.2-7). Das Artenspektrum war nahezu identisch mit dem der Sämlinge, die von diesen Kleinquadraten entnommen worden waren. Die nach der Vierfeldertafel errechnete Inokulationseffizienz der Mykorrhizapartner der Altbäume ergab für die Sämlinge eine Reihenfolge beginnend mit *Thelephora terrestris*, gefolgt von *Tylospora fibrillosa*, *Thelephora*-ähnlicher-Typ, *Elaphomyces granulatus*, *Xerocomus badius* und *Cenococcum geophilum*.

### 3.2.3.2 Fruchtkörpererhebungen auf den Probeflächen bei Langenau

Intensiver Borkenkäferbefall führte zum gänzlichen Absterben aller Fichten und Kiefern auf den Vergleichsflächen bei Bebenhausen (vgl. Kap. 5.7), so daß hier keinerlei Vergleichsmöglichkeiten zwischen den verschiedenen Behandlungsvarianten mehr bestanden. Die eher kleinräumigen, nesterartigen Sturmwürfe im Untersuchungsgebiet bei Bad Waldsee ließen es nicht zu, eine Probefläche ohne randlichen Einfluß von Einzelbäumen oder dem stehenden Bestand festzulegen.

Eine eindeutige Zuordnung der Fruchtkörper der Mykorrhizapilze zu Jungbäumen wurde dadurch erschwert, in einzelnen Fällen sogar unmöglich gemacht. Die Heterogenität der Standortverhältnisse (s. Kap. 2.2 und 2.3) und der Bestockung machten eine Gegenüberstellung der Artenspektren der Flächen bei Bad Waldsee zudem problematisch. Daher wird ein eingehender Vergleich der Artenspektren der fruchtkörperbildenden Mykorrhizapilze auf den Sturmwurfflächen und im stehenden Nachbarbestand auf das Untersuchungsgebiet bei Langenau beschränkt.

In Tab. 3.2-8 sind alle auf den Probeflächen bei Langenau gefundenen Mykorrhizapilze aufgelistet. Auf oder in der direkten Nachbarschaft der Sturmwurfprobeflächen gab es keinen Altbaum, der die Stürme von 1990 überlebt hatte. Als Symbiosepartner der Mykorrhizapilzarten auf diesen Dauerbeobachtungsflächen kommen also nur Jungbäume in Frage. Bei diesen Jungbäumen handelte es sich fast ausschließlich um bereits vor dem Sturmereignis aufgelaufene Fichten. Im nordwestlichen Bereich der zweiten Dauerbeobachtungsfläche im belassenen Sturmwurf bilden solche Jungfichten einen dicht geschlossenen Bestand. Hier wurden die meisten Mykorrhizapilzfruchtkörper beobachtet.

In Tab. 3.2-8 sind 15 Arten für den Altbestand und 14 Arten für die beiden Sturmwurfflächen aufgeführt. Bei diesen Angaben wurden auch die Ergebnisse der Mykorrhizierungsuntersuchungen an Jungbäumen und Sämlingen berücksichtigt, die nur auf den Sturmwurfflächen durchgeführt wurden. Dabei wurde auch der Jungwuchs von Buche und Eiche auf seinen Mykorrhizabesatz untersucht. Beim Fichtenjungwuchs wurden auf den Sturmwurfflächen 11 Arten festge-

Tab. 3.2-7: Mykorrhizatyphen an Fichtensämlingen, Jungfichten und Altfichten auf den Untersuchungsflächen bei Bad Waldsee. F = als Fruchtkörper nachgewiesen; M = Als Mykorrhizatypp nachgewiesen.

Pflanzart / Morphotypen	Alth.		Jungblüme		Sämlinge	
	Bestand	geräumt	belassen	geräumt	belassen	geräumt
<i>Amanita fulva</i>	F					
<i>Amanita rubescens</i>	F					
<i>Amanita spissa</i>	F	F				
<i>Amphinema byssoides</i>				M F		M
<i>Camptarellus tubaeformis</i>	F			F		
<i>Cenococcium geophilum</i>	M	M	M	M		M
<i>Cortinarius agathosmus</i>			F			
<i>Cortinarius cinnamomeus</i>	F	M F	F	F		
<i>Cortinarius croceus</i>	F	F				
<i>Cortinarius ferrugineus</i>	F					
<i>Cortinarius fulvessens</i>	F					
<i>Cortinarius luteohabitus</i>	F		F			
<i>Cortinarius lacissimus</i>	F					
<i>Cortinarius paleaceus</i>	F					
<i>Cortinarius sanguineus</i>		M F	F	M		
<i>Cortinarius umbrinolens</i>				F		
<i>Cortinarius umbrinolens</i>	M			M		
<i>Elaphomyces granulatus</i>			F			
<i>Hygrophorus camarophyllus</i>	F	F	F	F		
<i>Hygrophorus pispahaus</i>	F	F	F	F		
<i>Inocybe napipes</i>	F	F	F	F		
<i>Laccaria amethystina</i>	F			M		
<i>Laccaria locata</i>	F	F	F	F		
<i>Laccaria proxima</i>				F		
<i>Laccarius camphoratus</i>	F	F	F	F		
<i>Laccarius hepaticus</i>			F	F		
<i>Lactarius necator</i>	F	F	F	F		
<i>Lactarius rufus</i>	F	F	F	M F		
<i>Lactarius theiogalvus</i>	F	F	F	F		
<i>Paxillus involutus</i>	M F	M F				
<i>Picirhiza conspiciua</i>		M				
<i>Picirhiza gelatinosa</i>		M				
<i>Picirhiza glutinosa</i>		M				
<i>Picirhiza marginata</i>		M				
<i>Picirhiza neglecta</i>						
<i>Picirhiza nigra</i>	M			M		
<i>Picirhiza stellaris</i>				M		M
<i>Piloderma croceum</i>	M	M	F	M		
<i>Porphyrellus porphyrosporus</i>	F	F				
<i>Russula adusta</i>	F					
<i>Russula densifolia</i>	F					
<i>Russula nauasosa</i>	F					
<i>Russula nigricans</i>	F					
<i>Russula ochroleuca</i>	M F	M F	M	M		
<i>Russula nuelaris</i>	F					
<i>Thelophora terrestris</i>	M F	M	M	M	M	M
<i>Tylophorus fellisus</i>	F	F				
<i>Tylospora fibrillosa</i>	M F	M F	M	M	M	
<i>Xerocomus badius</i>	M F	M F	M	M	M	M
<i>Xerocomus chrysenteron</i>	F			F		
<i>Xerocomus spadiceus</i>	F					
<i>Xerocomus submontosus</i>	F	F				M
Dünnmantelige Mykorrh.						
<i>Thelophora alni</i> Mykorrh.	M				M	M
Schweifefelge Mykorrh.					M	
Weißfetzige Mykorrh.	M					

## Mykorrhizopotential auf Sturmwurfflächen

stellt, von denen 4 nur als Mykorrhizatypen nachzuweisen waren und 4 sowohl als Mykorrhiza als auch fruktifizierend gefunden wurden. Somit fruktifizierten auf den Sturmwurfflächen nur 7 Fichten-begleitende Mykorrhizapilzarten.

Die fruktifizierenden Arten weisen auf den Sturmwurfflächen meist eine geringere Abundanz auf als im stehenden Nachbarbestand. Nur *Paxillus involutus* hat auf den Sturmwurfflächen mehr Fruchtkörper produziert als im stehenden Bestand.

Betrachtet man die ökologische Amplitude der auf den Sturmwurfflächen gefundenen Mykorrhizapilze, so findet man neben Arten mit weitem Wirtsspektrum (*Russula ochroleuca*, *Tylospora fibrillosa*, *Paxillus involutus*, *Cenococcum geophilum*) auch solche mit auf Nadelbäume eingeschränktem Wirtsspektrum (*Cortinarius cinnamomeus*, *Xerocomus badius*) und spezifische Fichtenbegleiter (*Lactarius mitissimus*, *Hygrophorus pustulatus*). Außerdem weisen einige der spezifischeren Arten definierte Standortansprüche auf. So bevorzugt *Lactarius theiogalus* feuchte, (schwach) saure Standorte und *Hygrophorus pustulatus* ist auf Standorte über kalkigem Ausgangsgestein beschränkt.

Tab. 3.2-8: Die auf den Probeflächen im Untersuchungsgebiet Langenau nachgewiesenen Mykorrhizapilze. ? = Nachweis nur als Mykorrhiza, daher keine Angaben zur Abundanz; alle anderen Symbole und Abkürzungen sind in Tab. 3.2-2 erläutert.

Langenau Mykorrhizapilze					
Artname	Potentielles Wirtsspektrum	Baumpartner	Abundanz		
			Bestand	Sturmwurf belassen	
<i>Russula ochroleuca</i>	U	<u>Pc</u> Ab	4	2	1
<i>Tylospora fibrillosa</i>	U	<u>Pc</u>	1	1	1
<i>Xerocomus badius</i>	N! Pc	<u>Pc</u>	3	2	.
<i>Paxillus involutus</i>	U	<u>Pc</u>	1	2	.
<i>Lactarius mitissimus</i>	N! Pc	Pc	3	2	.
<i>Lactarius theiogalus</i>	N (L) Pc Be	Pc	2	2	.
<i>Cortinarius cinnamomeus</i>	N (L) Pc Pn (Be)	<u>Pc</u>	3	?	.
<i>Hygrophorus pustulatus</i>	N!! Pc!	Pc	5	1	.
<i>Boletus edulis</i>	U	<u>Pc</u>	.	?	.
<i>Cenococcum geophilum</i>	U	<u>Pc</u> Qu	.	?	.
<i>Thelephora</i> sp.		<u>Qu</u>	.	?	.
<i>Piloderma croceum</i>	U	<u>Fa</u>	.	?	.
<i>Lactarius subdulcis</i>	L!! Fa!	<u>Fa</u>	.	.	?
<i>Piceirhiza gelatinosa</i>		<u>Pc</u>	.	.	?
<i>Thelephora terrestris</i>	U	Pc	4	.	.
<i>Xerocomus chrysenteron</i>	U	Pc	2	.	.
<i>Lactarius fulvissimus</i>	L!! Fa!	Pc?	1	.	.
<i>Cortinarius sanguineus</i>	N Pc Pn (Fa)	Pc	1	.	.
<i>Cortinarius croceus</i>	N (L) Pc Pn Be	Pc	1	.	.
<i>Tricholoma saponaceum</i>	U	Pc	1	.	.
<i>Thelephora palmata</i>	U	Pc	1	.	.
Gesamtzahl der Arten			15	12	4

Neben Fichten kommen auf den Sturmwurf­flächen auch eine ganze Reihe von Laubgehölzen auf (Kap. 3.1). Für das Überleben und die Wüchsigkeit des Jungwuchses ist die Mykorrhizierung der Feinwurzeln von entscheidender Bedeutung. Während die aufkommenden Fichten mit der Mehrzahl der festgestellten Mykorrhizapilzarten eine Symbiose eingehen können, steht den Laubgehölzen nur ein eingeschränkteres Mykorrhizapilzspektrum zur Verfügung. Einzig *Lactarius subdulcis* weist dabei eine hohe Spezifität auf und ist ausschließlich an die Buche gebunden.

#### 3.2.4 Diskussion

Weder mittels der durchgeführten Erhebung von Mykorrhizatypen noch anhand der Fruchtkörperaufnahmen ließ sich die gesamte Artenvielfalt der Mykorrhizapilze vollständig erfassen. Hierzu wären weit umfangreichere Probennahmen und längerfristige Kartierungen erforderlich gewesen. Der Vergleich der Ergebnisse mit bereits vorliegenden Daten aus ähnlichen Fichtenwäldern (BLASIUS 1987, BLASIUS et al. 1989, HAUG et al. 1992, KOST 1992, QIAN et al. 1997) erlaubt aber gewisse Schlußfolgerungen.

Die im Altbestand und an den Jungfichten gefundenen Mykorrhizatypen und die Fruchtkörperfunde entsprechen den typischen, dominant auftretenden Mykorrhizapilzpartnern in unseren Fichtenbeständen. Auffällig ist, daß unabhängig vom geologischen Untergrund in allen drei Gebieten Arten zu finden waren, die (schwach) saure Standorte bevorzugen. Dies ist sicherlich auf den in reinen Nadelwäldern typisch niedrigen pH des Oberbodens zurückzuführen (Kap. 2.2). In diesem Bereich befinden sich die meisten mykorrhizierten Feinwurzeln. Als einziger Anzeiger extrem saurer Standorte trat auf zwei Flächen bei Bad Waldsee *Tylophilus felleus* auf. Das Fehlen starker Säurezeiger auf den Flächen bei Bebenhausen, die über Rätsandstein liegen und solche Arten eigentlich hätten erwarten lassen, ist auf die Übersichtung des geologischen Untergrundes mit einer mehr oder weniger mächtigen Lößlehmauflage zurückzuführen (Kap. 2.2). Diese Lößlehmauflage ist in allen drei Gebieten mehr oder weniger deutlich ausgeprägt. Daher konnte *Hygrophorus pustulatus*, ein spezifischer Fichtenbegleiter an Standorten über Kalkgestein, nicht nur auf den Flächen bei Langenau, sondern auch bei Bebenhausen und Bad Waldsee auftreten. Während die Art auf der Vergleichsfläche bei Langenau flächendeckend mit hunderten von Fruchtkörpern gefunden werden konnte, trat sie in den anderen Gebieten jedoch nur sporadisch an den Stellen auf, an denen die Lößlehmauflage ihr Vorkommen ermöglichte.

Unerwartet war das Erscheinen von *Lactarius fulvissimus* im Waldbestand bei Langenau. Diese Art ist spezifischer Begleiter der Buche und sollte daher auf dieser, ausschließlich von Fichten bestandenen Fläche nicht vorkommen. Da es sich bei der Vergleichsfläche um die erste Genera-

tion Fichte nach Laubwald handelt (Kap. 2.4), wäre durchaus denkbar, daß *L. fulvissimus* ein Relikt des ehemals auf der Fläche stockenden Laubwaldes darstellt. Dies könnte auch das Auftreten von *L. subdulcis*, einer ebenfalls buchenspezifischen Art, als Mykorrhiza an Buchenjungwuchs auf der Sturmwurflläche bei Langenau erklären. Allerdings müßten diese Arten dann den Kahlhieb der Laubholzbestände überstanden haben. Dies erscheint zwar unwahrscheinlich, DAHLBERG & STENSTRÖM (1991) konnten jedoch zeigen, daß Mykorrhizapilze mehrere Jahre auf Kahlschlägen überdauern können.

Eine genauere Analyse des Mykorrhizapilz-Vorkommens ist nur für die Fichtenbegleiter möglich. Für die Mykorrhizapilze der Vorwaldarten (wie Birke oder Pappel) bzw. von Laubbäumen des Hochwaldes (Buche, Eiche) liegen zu wenige Daten vor um konkrete Aussagen zu treffen.

Der Fichtenjungwuchs auf den Sturmwurfllächen war noch unter Schirm gekeimt und angewachsen. Ihm standen die typisch Arten des ursprünglichen Wirtschaftswaldes zur Mykorrhizierung zur Verfügung. Die Untersuchungen bei Langenau zeigten jedoch, daß auf den Sturmwurfllächen wesentlich weniger Arten fruktifizierten als im stehenden Nachbarbestand (Abb. 3.2-4). Außerdem war bei den Arten, die sowohl auf den Sturmwurfllächen als auch im stehenden Nachbarbestand fruktifizierten, eine zumeist deutlich Abnahme der Fruchtkörperabundanz festzustellen (Tab. 3.2-8).

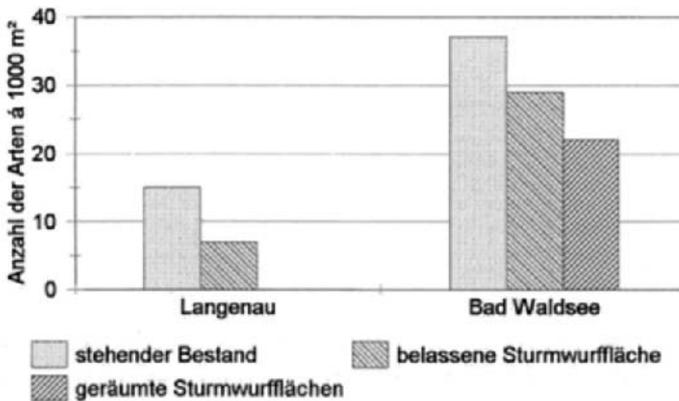


Abb. 3.2-4: Vergleich der Anzahl der Mykorrhizapilzarten von verschiedenen Behandlungsvarianten. Die Artenzahlen des Gebiets Langenau berücksichtigen nur Nachweise anhand von Fruchtkörpern. Im Gebiet Bad Waldsee wurden die Ergebnisse der Fruchtkörper- und Mykorrhizierungstudien zusammengefaßt.

Allerdings zeigten die Untersuchungen der Mykorrhizotypen der Fichten auf den Flächen im Gebiet bei Bad Waldsee, daß sich das Mykorrhiza-Artenspektrum der Jungbäume auf den geräumten Sturmwurfflächen (11 Arten) und der Sämlinge im stehenden Nachbarbestand (7 Arten) kaum unterscheidet. Auch die bei diesen Untersuchungen an den Altbäumen nachgewiesenen 9 Mykorrhizotypen weichen nicht wesentlich von diesem Artenspektrum ab. Der sehr ähnliche Diversitätsindex der Mykorrhizotypen der Sämlinge im Altbestand und der Jungfichten auf der geräumten Fläche könnten zudem den Schluß nahelegen, daß all diesen Pflanzen das gleiche Artenspektrum zur Mykorrhizierung zur Verfügung stand.

Dies bedeutet, daß nach dem Sturmwurf diese Jungfichten des "verhockten" Unterwuchses ihre bis dahin vorhandene Mykorrhizavielfalt bewahren konnten. Trotz der durch den Sturmwurf stark veränderten Standortbedingungen (erhöhte Einstrahlung, extremerer Temperaturgang, große Schwankungen in der Bodenfeuchte) sind die für Fichtenforste häufigen und typischen Mykorrhizotypen an den Feinwurzeln der Jungbäume erhalten geblieben. In den Kleingruppen der Jungfichten auf der Sturmwurffläche herrschen demnach in dieser Hinsicht Wuchsbedingungen, die dem geschlossenen Bestand recht ähnlich sind. Die erwähnten Veränderungen der Standortbedingungen führten jedoch dazu, daß das Fruchtkörperaufkommen der Mykorrhizapilze auf den Sturmwurfflächen gegenüber dem stehenden Bestand deutlich reduziert war.

Die im stehenden Bestand fruktifizierend gefundenen "Late-stage-fungi" (Mykorrhiza-Pilze, die nahezu ausschließlich mit Altbäumen assoziiert sind) konnten auf den Sturmwurfflächen weder als Fruchtkörper noch als Mykorrhizotyp gefunden werden. Mit einer gewissen Reduktion der Artenvielfalt der Mykorrhizapilze des ursprünglichen geschlossenen Bestandes muß nach Sturmwürfen also trotzdem gerechnet werden.

Die geringe Zahl der Pilzpartner der Fichtensämlinge auf den Sturmwurfflächen, insbesondere auf der geräumten Sturmwurffläche, zeigt, daß hier das Inokulationspotential deutlich verringert worden war. Als einziger, effizienter Besiedler war auf der geräumten Sturmwurffläche bei Bad Waldsee *Thelephora terrestris* erhalten geblieben. *T. terrestris* ist ein typischer Besiedler von Koniferen in Baumschulen (CROGHAN 1984), kann über Sporen Sämlinge noch bei 29°C inokulieren (MARX & ROSS 1970, MARX et al. 1970), gilt aber als wenig wachstumsfördernd (GUEHL & GARBAYE 1990). Im Gebiet bei Bad Waldsee wurde die Pilzart überraschenderweise auch als dominierender Partner der Fichtensämlinge im Altbestand nachgewiesen. Es bleibt abzuwarten, ob dieses Ergebnis auch für andere Fichtenforste gilt. Damit war *T. terrestris* sowohl im Altbestand als auch auf den Sturmschadensflächen der erfolgreichste Erstbesiedler der Fichtensämlinge.

Auf der belassenen Sturmwurffläche bei Bad Waldsee wurde neben *T. terrestris* an den Sämlingen aus den Rindentaschen *Tylospora fibrillosa* etwa gleich stetig festgestellt. *Amphinema byssoides* trat als häufigster Symbiont auf. *T. fibrillosa* ist ein dominierender Mykorrhizapartner in

den europäischen Fichtenwäldern (HAUG et al. 1992, QIAN et al. 1997, TAYLOR et al. 1997). Die häufige Mykorrhizierung der Sämlinge auf dieser Fläche mit *T. fibrillosa* ist bemerkenswert und wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die Sämlinge aus Rindentaschen entnommen wurden, in denen dieser corticoide Vertreter wachsen und fruktifizieren kann. Ähnliches gilt für *A. byssoides*.

Neben dem verhockten Jungwuchs stellen somit Stubben und morsche Baumstämme auf Sturmwurfflächen ein weiteres Habitat zum Erhalt zumindest bestimmter Mykorrhizapartner dar.

### 3.2.5 Schlußfolgerung

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß eine Regeneration von Jungwuchs durch Samenanflug auf den Sturmwurfflächen nur sehr geringe Chancen hat. Dafür sind neben den edaphischen und klimatischen Bedingungen auch die Verminderung des Mykorrhizierungspotentials als ursächlich anzusehen. Auf Freiflächen, die mehrere Jahre keine Bäume tragen, wird das Mykorrhizapotentiale auf *T. terrestris* reduziert.

Jungbäume, die als "verhockter" Unterwuchs bereits vor dem Sturmwurf vorhanden waren, können ihr Mykorrhizapotentiale tradieren. Nach Störungen wie dem Sturmwürfen von 1990 können diese bereits vorhandenen Jungbäume den Bestand nach und nach regenerieren und das Mykorrhizapotentiale auch auf Sämlinge übertragen. Dabei stehen neu hinzukommenden Laubholzarten in bisherigen Fichtenforst-Beständen schon von vorn herein nur unspezifische Generalisten als Symbiosepartner zur Verfügung.

Daraus ergibt sich:

- daß bestehende Bestände so licht gehalten werden sollten, daß eine natürliche Verjüngung möglich ist,
- daß bei der Räumung von Sturmwurfflächen eine Schädigung des verbliebenen Jungwuchses vermieden werden sollte,
- daß auf den Sturmwurfflächen verbleibendes Moderholz zumindest für einige Mykorrhizapilzarten einen möglichen Rückzugsraum darstellt und
- daß eine rasche Änderung der Zusammensetzung der Schlußwaldbaumarten auf Sturmwurfflächen in ehemaligen Fichtenforsten allein durch natürliche Regenerationsmechanismen nicht zu erwarten ist, wenigstens nicht unter den hier untersuchten Standortbedingungen.

Zur raschen Umwandlung eines Fichtenbestandes in einen standortgerechteren Mischbestand ist daher eine gezielte Einbringung von Zielbaumarten notwendig. Diese Jungpflanzen sollten möglichst aus Naturverjüngung entnommen werden, da so die der jeweiligen Baumart angepaßte Mykorrhizapilzflora auch am neuen Wuchsort gewährleistet ist.

### **Zusammenfassung**

In den drei Untersuchungsgebieten Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee wurden im Zeitraum von 1991 bis 1995 auf insgesamt 11 Dauerbeobachtungsflächen die fruktifizierenden Mykorrhizapilze qualitativ und quantitativ erfaßt. Zusätzlich wurden Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Feinwurzeln der Sämlinge und Jungbäume, hauptsächlich der Fichte, durchgeführt. Insgesamt wurden am Jungwuchs der Sturmwurfflächen 51 Mykorrhizapilzarten nachgewiesen. Dabei traten die Arten, die mit der Fichte vergesellschaftet sind, am häufigsten auf. Einzig an der im Gebiet bei Bad Waldsee häufigen Erle wurden zahlreiche spezifische Begleiter gefunden. Die Mykorrhizierungsuntersuchungen an den Fichtensämlingen belegten, daß spätestens nach einem Jahr alle Feinwurzeln mykorrhiziert sind und daß die Mykorrhizapilze, die dabei auftreten, zu allermeist aus dem Mykorrhizapilzspektrum der nächsten Umgebung des jeweiligen Sämlings stammen. Die Untersuchung der Mykorrhizierung der Jungfichten ergab, daß das Spektrum der Mykorrhizatypen durch die Freistellung nach Sturmwurf nicht signifikant beeinflusst wird. Das heißt, daß der Mykorrhizabesatz, der von den Jungbäumen bereits unter Schirm erworben wurde, auch nach der Freistellung erhalten bleibt. Das Spektrum der Pilzarten an den Feinwurzeln der Jungfichten ist allerdings nicht identisch mit dem Artenspektrum in einem geschlossenen Bestand. Einige spezifische Begleiter der Fichte sind vor allem mit Altbäumen vergesellschaftet und werden nur in geringem Maße vom Jungbestand tradiert. Aufkommende Sämlinge können im Wurzelbereich der Jungfichten von den vorhandenen Symbiosepartnern mykorrhiziert werden. Für die auf den Sturmwurfflächen aufkommenden Sämlinge anderer Baumarten ist dadurch das Spektrum potentieller Mykorrhizapartner auf die unspezifischen Arten beschränkt, da in den ehemaligen Fichtenforsten neben diesen fast ausschließlich nadelbaumspezifische Symbiosepartner auftraten. Fehlt solch ein Jungwuchs, so reduziert sich das Spektrum der möglichen Mykorrhizapartner für alle Sämlinge auf *Thelephora terrestris*. Um eine rasche Wiederbesiedelung von Kahlf lächen zu gewährleisten sollten also stets die unter Schirm aufgelaufenen Jungbäume erhalten bleiben. Eine kurzfristige Umwandlung ehemaliger Fichtenforste in standortgerechtere Mischwälder allein aufgrund natürlicher Regenerationsmechanismen nach Sturmwurf ist nicht zu erwarten.

### 3.3 Das Mikroklima und seine Auswirkung auf den Wasserhaushalt von Test-Pflanzen (*Prunus avium*)

von A. Bogenrieder, J. Schmid und G. Schropp

#### 3.3.1 Einführung

Die Auswirkungen von Stürmen auf Waldbestände und die Vegetationsentwicklung nach Sturmwurf oder Kahlschlag waren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen im europäischen und außereuropäischen Raum (BORMANN et al. 1979, CANHAM & MARKS 1985, FALINSKI 1976, FOSTER 1988, KENK et al. 1991, KOOP 1982, PETERSON et al. 1990, PETERSON & PICKETT 1990, RUNKLE 1985, SCHAETZL et al. 1989 u.v.a.). Nur wenige Arbeiten aber beschäftigen sich mit dem Vergleich der Vegetationsentwicklung von Waldflächen, die nach dem Sturmereignis sich selbst überlassen blieben oder in üblicher Weise abgeräumt wurden (FISCHER 1992, FISCHER 1996, SPURR 1956). Einigermaßen sichere Aussagen über die Vor- und Nachteile dieser Bewirtschaftungsformen sind bisher nur begrenzt möglich, weil entsprechende Untersuchungen in größerem Umfang erst im Anschluß an die umfangreichen Sturmwürfe der Jahre 1990/91 begonnen wurden. Im Hinblick auf Prognosen der Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen, die praktische Hinweise auf ihre Bewirtschaftung geben können, bestehen daher noch Forschungslücken (vgl. PETERSON & PICKETT 1995).

Sturmwürfe verändern das ursprüngliche Bestandesklima grundlegend. Werden die Flächen in konventioneller Weise abgeräumt, so nähert sich das Mikroklima mit zunehmender Größe der geräumten Fläche immer mehr dem Klima des Freilandes an. Freiflächen sind geprägt durch starke Schwankungen von Einstrahlung, Temperatur und Verdunstung, was den Erfolg von Aufforstungen und den Etablierungserfolg spontan aufkommender Naturverjüngung verringert (Huss 1995).

Sehr viel weniger klar sind dagegen die mikroklimatischen Veränderungen auf solchen Flächen, die nach einem Sturmereignis sich selbst überlassen werden. Zwar ist auch hier die ursprüngliche Bestandesstruktur mit der weit über dem Waldboden gelegenen strahlungsabsorbierenden Kronenschicht fast völlig verloren gegangen, doch bilden über den Zeitraum einiger Jahre die gefallenen Stämme ein System geschützter Binnenräume, deren Mikroklima sich vom ursprünglichen Bestandesklima ebenso unterscheidet wie von dem des Freilandes.

Es stellt sich damit die Frage nach der Art und dem Ausmaß der mikroklimatischen Unterschiede zwischen geräumten und belassenen Sturmwurfflächen und deren potentieller Bedeutung für die Entwicklungschancen der Naturverjüngung bzw. den Erfolg einer Pflanzung. Gerade die

Jugendstadien der Gehölze sind in besonderem Maße von den mikroklimatischen Bedingungen abhängig und können bei bestimmten Konstellationen große Ausfälle erleiden.

Um dieser Frage nachzugehen, wurden auf der Sturmwurffläche Bebenhausen (s. Kap. 2) eine Reihe von Klimafaktoren erfaßt, von denen anzunehmen war, daß sie auf die Jugendentwicklung der aufkommenden Gehölze Einfluß haben könnten (zur Wirkung eines Vorwaldes auf die Temperaturverhältnisse des Standorts vergl. Kap. 3.7). Vergleichende Untersuchungen zum Wasserhaushalt von getopften und vorkultivierten Testpflanzen (*Prunus avium*) sollten das physiologische Korrelat zu den mikroklimatischen Daten liefern und einen Ansatz zur Gewichtung der gefundenen Unterschiede ergeben.

Die Messungen wurden in der Vegetationsperiode 1995 durchgeführt und in reduziertem Umfang bis Mitte 1996 fortgesetzt, ein Zeitabschnitt ohne besondere Witterungsextreme oder weitere Sturmschäden. Kontinuierlich aufgezeichnet wurden parallel auf belassenen und geräumten Flächen die bodennahen Lufttemperaturen und die oberflächennahen Bodentemperaturen. An einzelnen Meßtagen wurden außerdem von Juni bis Oktober 1995 in zweiwöchigen Abständen Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Verdunstung erfaßt. In diesem zeitlichen Abstand wurden auch das Wasserpotential, die stomatäre Leitfähigkeit und die Transpiration der ausgebrachten Testpflanzen gemessen.

### **3.3.2 Methoden**

#### **3.3.2.1 Auswahl der Probeflächen**

Für die Untersuchungen auf der Sturmwurffläche Bebenhausen wurden zwei Teilflächen, geräumt und belassen, gewählt. Beide Untersuchungsflächen befanden sich in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander, waren aber strukturell völlig unterschiedlich. Auf der geräumten, weithin offenen Fläche fand sich 1996 außer Baumstümpfen und abgesägten Ästen kein Totholz mehr. Fast vegetationsfreie Bereiche wechselten sich hier ab mit dichten Trupps oder Herden von Gräsern, Sauergräsern oder Brombeeren. Das Bild der belassenen Teilfläche wurde dagegen bestimmt von umgestürzten, in mehreren Lagen übereinandergeschichteten Baumstämmen und einer dichten Vegetationsdecke, die sich vor allem aus hochkommendem Baumjungwuchs und dichten *Rubus*-Beständen (*Rubus fruticosus*-Gruppe und *Rubus idaeus*) zusammensetzte.

Auf jeder Teilfläche wurden zwei Versuchsvarianten angelegt, die sich im Bodenbewuchs unterschieden. Eine Variante („vegetationsarm“) repräsentiert den weitgehend offenen, nur von einer äußerst lückigen Vegetation bewachsenen Standortstyp, die andere Variante („Reitgras“) ist gekennzeichnet durch dichte, beinahe lückenlos den Boden bedeckende Bestände von *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras). Es war zu vermuten, daß solch deutliche Unterschiede der

Bodenvegetation auch mikroklimatische Unterschiede zur Folge haben können. Die Versuchsfelder wurden außerhalb des Randbereichs möglichst weit gegen das Zentrum der Sturmwurf- fläche gelegt. Damit sollte eine Beeinflussung der mikroklimatischen Verhältnisse durch an- grenzende Bestände ausgeschlossen werden. Um Schäden an den Versuchsapparaturen und um Wildverbiß an den Testpflanzen zu vermeiden, wurden die beiden Versuchsfelder auf der ge- räumten Sturmwurf- fläche eingezäunt. Fraßdruck durch große Herbivoren fehlt auf der belasse- nen Fläche völlig; offensichtlich ist das Eindringen in diese Bestände nicht nur für den Men- schen mit größten Schwierigkeiten verbunden. Alle Planungen zur spontanen oder gezielten Verjüngung müssen diesen entscheidenden, in unserer Untersuchung aber nicht weiter behan- delten Faktor des sehr unterschiedlichen Fraßdrucks in ihre Überlegungen einbeziehen. Daß auch Zäune diesen Unterschied nicht grundsätzlich beseitigen können, ist in der Praxis längst bekannt und hat sich auch in unserem Fall an wiederholt auftretenden Fraßschäden selbst in den eingefriedeten Flächen gezeigt.

### 3.3.2.2 Mikroklimatische Untersuchungen

Auf allen vier Untersuchungsflächen wurden vom 1. Mai bis zum 31. Dezember 1995 die Tem- peraturen der bodennahen Luftschichten in 10, 30, 50 und 100 cm Höhe über dem Boden und die Bodentemperaturen in 10 und 20 cm Tiefe mit Hilfe von Data-Loggern erfaßt. Messungen der relativen Luftfeuchte erfolgten mit Hilfe von Thermo- hygrometern, die in Wetterhäuschen auf den Versuchsfeldern exponiert wurden. Die Verdunstung wurde in drei verschiedenen Hö- hen (10, 50 und 100 cm über dem Boden) mit Hilfe von Piche-Evaporimetern gemessen (STEUBING & FANGMEIER 1992, ROTH 1961). Jede Meßstelle war zur Kontrolle mit zwei Evapo- rimetern bestückt. Die Windgeschwindigkeit wurde mit Schalenkreuzanemometern erfaßt (JANETSCHKE 1982); ihre Höhe über dem Boden betrug 1,2 m.

### 3.3.2.3 Untersuchungen zum Wasserzustand ausgebrachter Test-Pflanzen

Jede Pflanzenart reagiert auf Anspannung ihres Wasserhaushaltes unterschiedlich. In abge- schwächter Form gilt dies auch beim Vergleich von Individuen der gleichen Art, sofern diese nicht genetisch weitgehend homogen sind. Deshalb wurden für diese Untersuchungen genetisch identische, auf vegetativem Wege aus einer einzigen Mutterpflanze gewonnene Jungpflanzen der Vogelkirsche (*Prunus avium* L.) verwendet (Klon 2-4 der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt). Damit sollte ausgeschlossen werden, daß festgestellte Reaktionsunterschiede eventuell auf unterschiedlicher genetischer Konstitution der Versuchspflanzen beruhen. Alle Pflanzen befanden sich während des gesamten Versuchszeitraums in Töpfen. Durch diese Maß-

nahme wurde der Wurzelraum der Pflanzen einheitlich und damit vergleichbar gehalten. Außerdem wurden so Verletzungen der Wurzeln, wie sie beim Einpflanzen zwangsläufig entstehen, und ein Auspflanzschock, der sich bei den einzelnen Pflanzen verschieden stark ausgewirkt hätte, vermieden. Bis zu ihrer Ausbringung auf die jeweiligen Versuchsflächen wurden die Testpflanzen bei regelmäßiger Bewässerung in einer Baumschule in der Nähe der Sturmwurfflächen gehalten. Jeweils zwei Wochen vor dem Meßtag wurden die Pflanzen auf den Versuchsflächen exponiert und danach nicht mehr gegossen. Somit waren die Testpflanzen zwei Wochen lang den jeweiligen Standortbedingungen ausgesetzt.

Die Untersuchungen zum Wasserhaushalt fanden parallel zu der Erfassung der mikroklimatischen Parameter statt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden an jedem Meßtag morgens (7<sup>30</sup>-8<sup>30</sup>), mittags (12<sup>30</sup>-13<sup>30</sup>) und abends (17<sup>00</sup>-18<sup>00</sup>) Wasserpotentialmessungen nach der Druckkammermethode (SCHOLANDER 1964, STEUBING & FANGMEIER 1992, PEARCY et al. 1989) durchgeführt. Messungen vor Sonnenaufgang (sog. predawn-Messungen) waren aus organisatorischen Gründen kaum möglich, große Differenzen sind aber im Vergleich zu unseren Vormittagswerten nicht zu erwarten. Für die Wasserpotentialuntersuchungen standen pro Meßrunde (morgens, mittags, abends) und Teilfläche drei bis vier Pflanzen zur Verfügung.

Die Transpirationsraten wurden jeweils von 10 bis 15 Pflanzen pro Versuchsfläche einmal vormittags und einmal nachmittags mit einem LI-1600 Steady State Porometer (Li-Cor) bestimmt. Da sich wechselnde Lichtverhältnisse auf die Stomataweiten auswirken, wurden diese Messungen nur an Tagen mit fehlender oder nur geringer Bewölkung durchgeführt.

### **3.3.3 Ergebnisse**

#### **3.3.3.1 Mikroklima**

##### *Temperatur*

Alle Temperaturlaufzeichnungen zeigen, daß mehr oder minder deutliche Unterschiede zwischen den vier Probestellen bestehen. Als Beispiel sei die Bodentemperatur in 10 cm Bodentiefe herausgegriffen, die für die Wurzelentwicklung besonders wichtig ist und darüber hinaus ein gutes Maß für die Strahlungsabsorption an der Bodenoberfläche darstellt. Hier waren die Unterschiede zwischen den Versuchsflächen besonders ausgeprägt (Abb. 3.3-1).

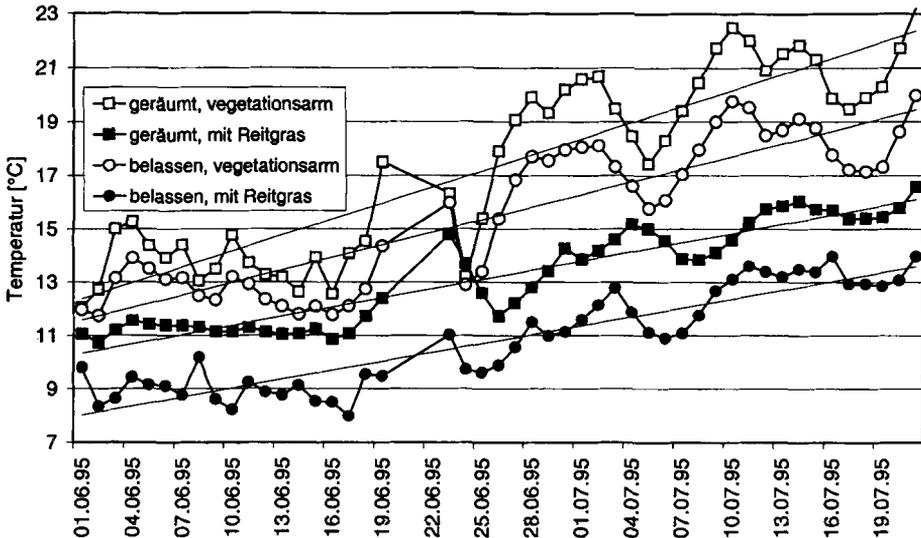


Abb. 3.3-1: Temperaturen in 10 cm Bodentiefe (Tagesdurchschnittstemperaturen) im Frühsommer 1995.

Noch größer werden diese Unterschiede, wenn man nicht wie in unserer Abbildung die Tagesdurchschnittswerte betrachtet, sondern die Temperaturen der Nachmittagsstunden, in denen die Differenz mit bis zu 15 K zwischen 15<sup>00</sup> und 16<sup>00</sup> ihr Maximum erreicht (vergl. dazu die Daten in SCHROPP et al. 1996). Es zeigte sich, daß der dichte Bewuchs mit Reitgras-Horsten einen viel stärkeren Einfluß auf die Bodentemperatur ausübt als der große strukturelle Unterschied zwischen der geräumten und der belassenen Fläche.

Die hier dargestellten Temperaturen in 10 cm Bodentiefe repräsentieren nur einen Meßwert aus einem Temperaturgradienten, der bei ähnlichen Mitteltemperaturen (gebildet aus allen Meßhöhen) durchaus unterschiedlich ausgebildet sein kann. Dies zeigt sich besonders beim Vergleich der beiden Untersuchungsflächen in der vegetationsarmen Variante (Abb. 3.3-2).

Die beiden Versuchsflächen in Abb. 3.3-2 unterscheiden sich kaum im Mittelwert aller gemessenen Temperaturen. Auf der geräumten Fläche kann jedoch im Gegensatz zur belassenen Vergleichsfläche eine deutliche Temperaturschichtung festgestellt werden. Je geringer der Abstand des Meßpunktes vom Boden, desto stärker die Erwärmung der Luft am Tag und desto größer die Abkühlung während der Nacht. Die Bodentemperaturen folgen nur gering zeitversetzt den Temperaturen der Luft.

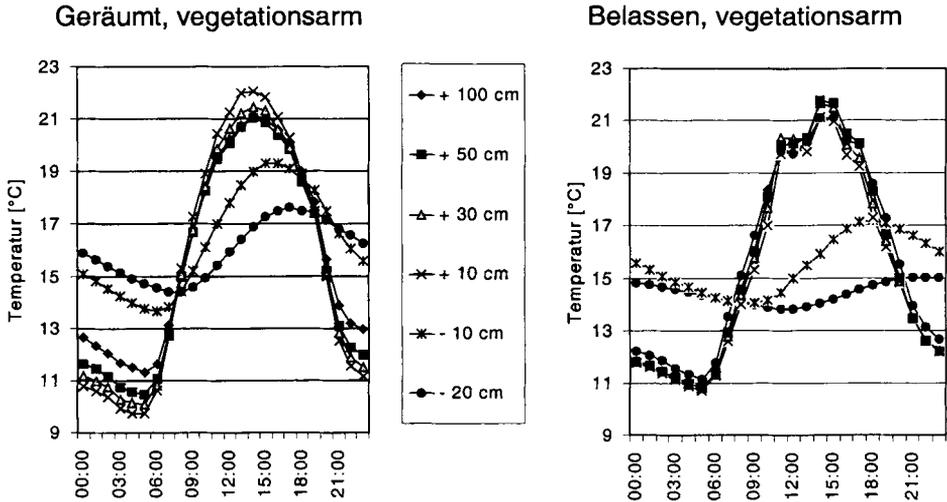


Abb. 3.3-2: Durchschnittlicher Temperaturverlauf (Stundenmittelwerte) auf den Versuchsflächen ohne Reitgras zwischen dem 1.06. und dem 21.07.95.

Im Gegensatz dazu liegen die Lufttemperaturen auf der belassenen Versuchsfläche immer dicht beieinander. Der Boden erwärmt sich hier tagüber weniger deutlich und kühlt nachts nicht so stark ab. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß auf der belassenen Fläche im Vergleich zu der geräumten immer noch eine Art Bestandsklima existiert, welches aber vermutlich von den früheren Verhältnissen im intakten Waldbestand deutlich abweicht.

Die in den beiden Abb. 3.3-1 und 3.3-2 dargestellten Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten blieben während des ganzen Sommers bestehen. Während der herbstlichen Abkühlungsphase werden die Unterschiede der durchschnittlichen Bodentemperatur immer geringer. Doch erreicht die geräumte Versuchsfläche (vegetationsarme Variante) durch die ungehinderte Einstrahlung immer noch die höchsten Nachmittagswerte (Abb. 3.3-3), verbunden allerdings mit einer zunehmenden und die anderen Standorte weit übertreffenden nächtlichen Abkühlung. So überrascht es nicht, daß der erste Bodenfrost zuerst an dieser durch ungehemmte nächtliche Ausstrahlung charakterisierten Meßstelle auftritt (Abb. 3.3-4).

Um die unterschiedlichen Temperaturcharakteristika der beiden Versuchsflächen noch einmal hervorzuheben, sind in Abb. 3.3-4 die Stundenmittelwerte der Temperaturen des Zeitraums Mitte November bis Anfang Dezember dargestellt. Wieder kommt es auf der geräumten Fläche (vegetationsarme Variante) zu einer deutlichen Temperaturschichtung, allerdings nur in den Abend- und Nachtstunden (Ausstrahlungsphase). Während hier die Temperaturen in Bodennähe

bereits unter 0°C sinken, liegen alle Temperaturwerte der belassenen Flächen noch längere Zeit über dem Gefrierpunkt.

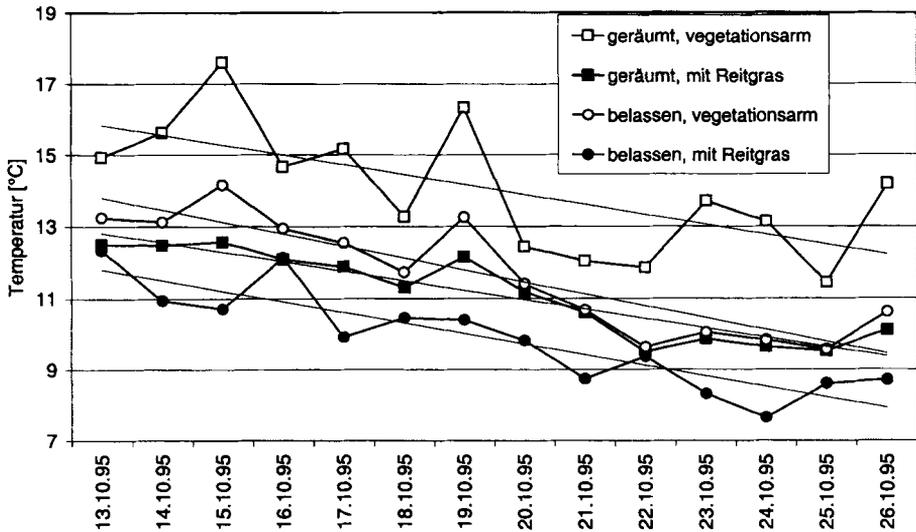


Abb. 3.3-3: Temperaturen in 10 cm Bodentiefe (Durchschnittstemperatur zwischen 15 und 16 Uhr) im Herbst 1995.

Besonders interessant erscheint die Phase der Wiedererwärmung im Frühjahr 1996 (Abb. 3.3-5). Hier ist sowohl die Bedeutung der großen strukturellen Unterschiede (geräumt↔belassen) als auch der dichten Bodenbedeckung mit Reitgras abzulesen. Während unabhängig von der Bodenbedeckung an beiden Probeflächen im belassenen Bereich der Bodenfrost in 10 cm Bodentiefe am 16. März endgültig verschwindet, ist die vegetationsarme Freifläche geprägt von anhaltendem Frostwechsel. Die schützende Decke von *Calamagrostis* verhindert einen derartigen Frostwechsel, verzögert jedoch das Auftauen des Bodens bis zum Ende der hier aufgezeichneten Meßwoche. Es zeigt sich damit erwartungsgemäß, daß der ohne Schutz einer Vegetationsdecke auf der Freifläche gelegene Meßort unter dem Gesichtspunkt Frostwechsel, und damit der Gefahr der Kammeisbildung und Frosthebung, als der ungünstigere bezeichnet werden muß.

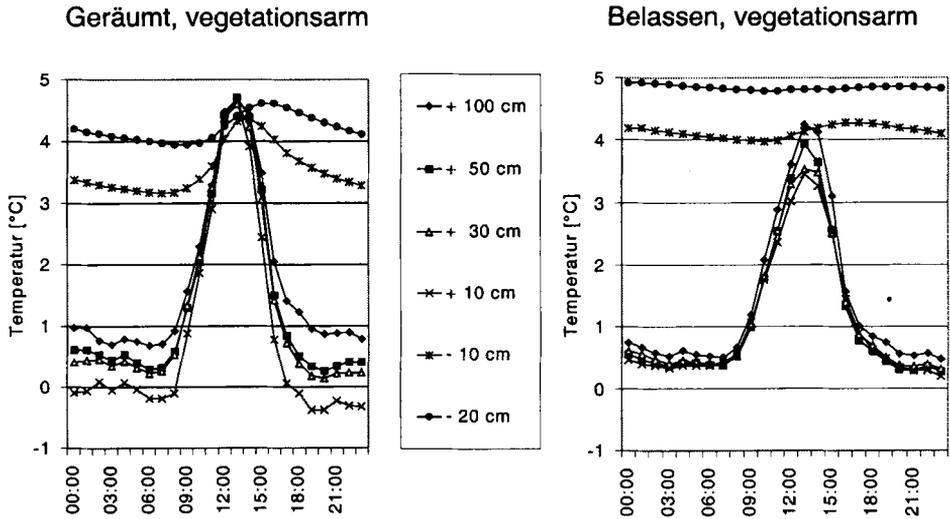


Abb. 3.3-4: Durchschnittlicher Tagesgang der Temperatur (Stundenmittelwerte) auf den Versuchsflächen ohne Reitgras zwischen dem 16.11. und 5.12.1995.

*Relative Luftfeuchte*

Die oben dargestellte unterschiedliche Tageserwärmung der Flächen hat unterschiedliche relative Luftfeuchtwerte zur Folge, die mit den Temperaturwerten im Einklang stehen. Es zeigte sich, daß auf den geräumten Teilflächen tagsüber fast durchweg niedrigere Werte auftreten als auf den belassenen Vergleichsflächen. Der Unterschied ist vor allem auf den vegetationsarmen Flächen ohne Reitgras sehr deutlich. Die Differenzen sind nicht konstant, sondern haben, abhängig von Einstrahlung und Luftbewegung, sehr unterschiedliches Ausmaß.

*Windgeschwindigkeit und Evaporation*

Die Windgeschwindigkeiten zwischen geräumter und belassener Fläche (gemessen wurden die Windgeschwindigkeiten nur auf den vegetationsarmen Versuchsflächen ohne Reitgras) unterschieden sich deutlich. Die mittlere Windgeschwindigkeit (Tagesmittel der Stunden 7<sup>00</sup> bis 18<sup>00</sup>) erreichte auf der belassenen Fläche im Untersuchungszeitraum im Durchschnitt 25 % der Windgeschwindigkeit auf der geräumten Fläche.

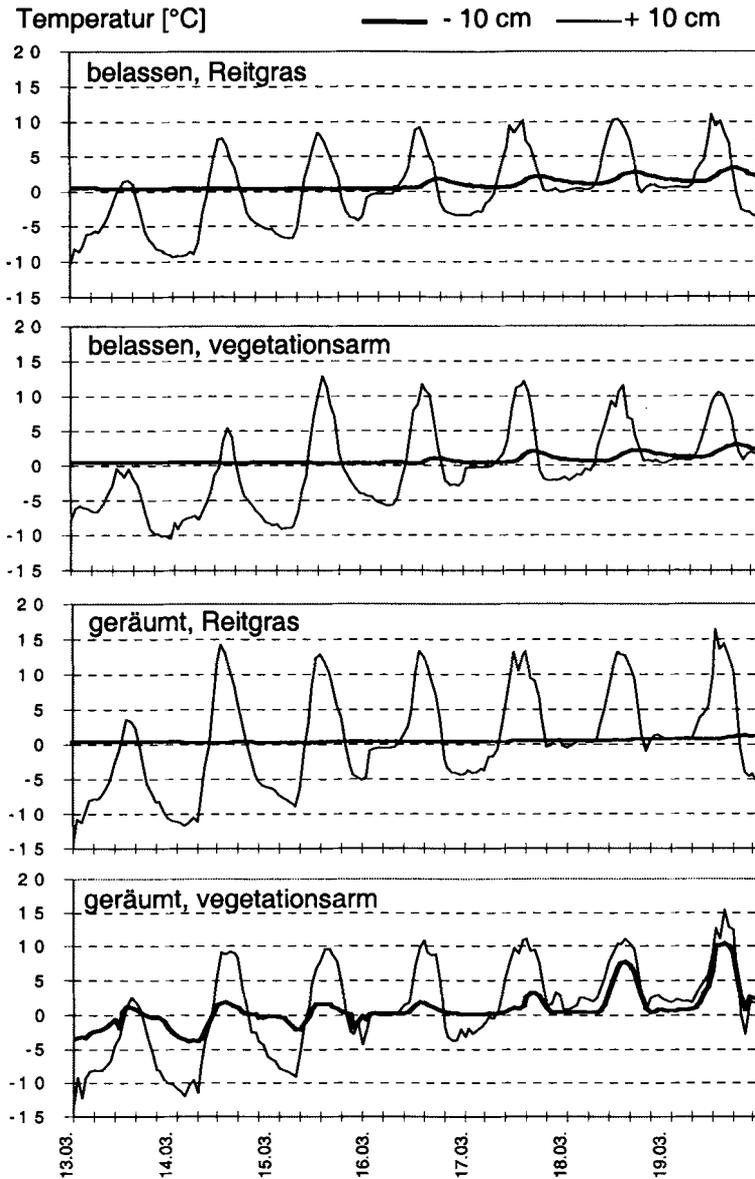


Abb. 3.3-5: Temperaturverlauf (Stundenmittel) im Boden und in der bodennahen Luftschicht im Vorfrühling 1996.

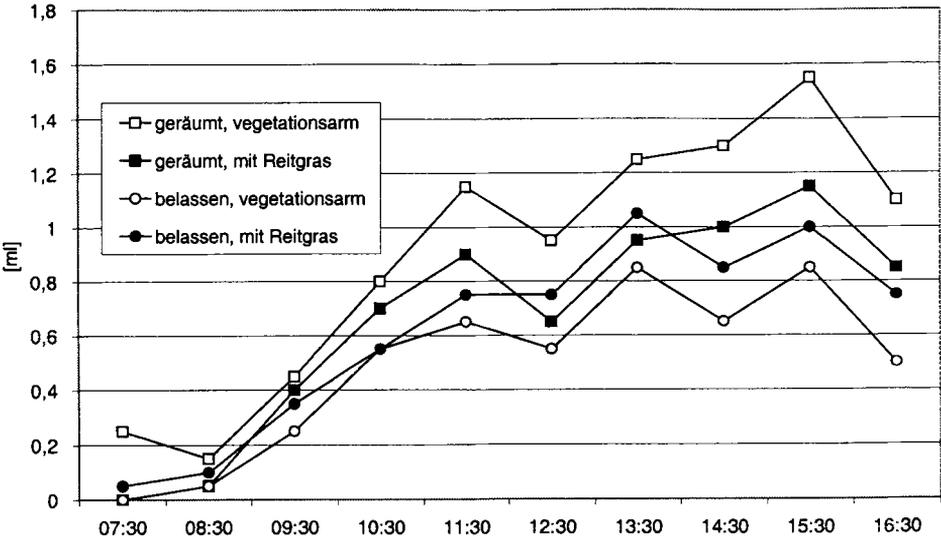


Abb. 3.3-6: Evaporation in 1 m Höhe am 19.09.1995 (Piche-Evaporimeter).

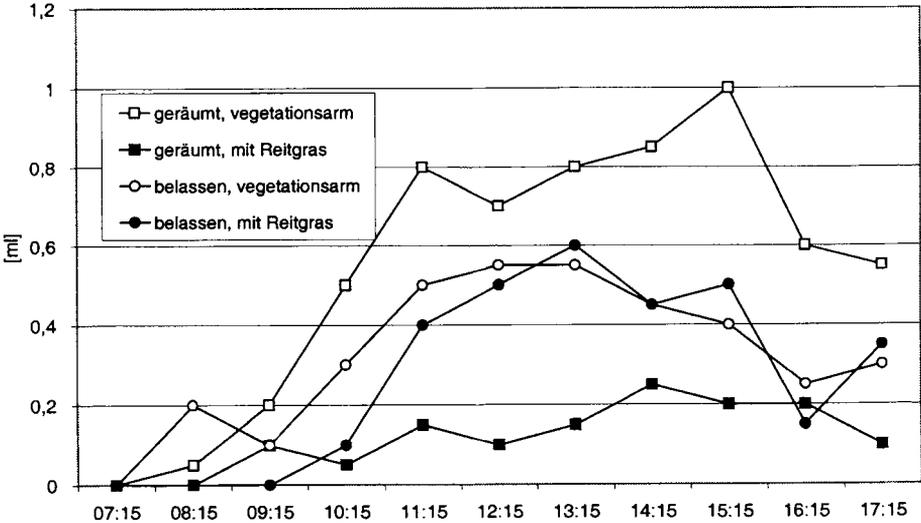


Abb. 3.3-7: Evaporation in 10 cm Höhe über dem Boden am 25.07.1995 (Piche-Evaporimeter).

Dieser Tendenz folgten die Evaporationsraten in 1 m Höhe, allerdings in abgeschwächter Form. Repräsentativ für die Verhältnisse ist der Tagesverlauf vom 19.09. (Abb. 3.3-6). Die Verdunstungsraten unterschieden sich etwa im Verhältnis 2 (geräumt) zu 1 (belassen), also viel weniger als die mittleren Windgeschwindigkeiten. Schwieriger zu interpretieren sind die Verhältnisse auf den Versuchsflächen mit Reitgras. Während die geräumte Fläche mit Reitgras mit ihren intermediären Werten für die Transpiration in 1 m Höhe sehr gut ins Bild paßt, liegen die Vergleichswerte in der belassenen Fläche durchweg zu hoch (vergl. Abb. 3.3-6). Da dies an allen Meßtagen der Fall war, muß hier an eine systematische Abweichung gedacht werden, die auf dieser vierten, räumlich von den drei anderen Versuchsflächen weiter entfernten und möglicherweise bereits in den Ausläufern eines Talwindsystems gelegenen Fläche auftritt.

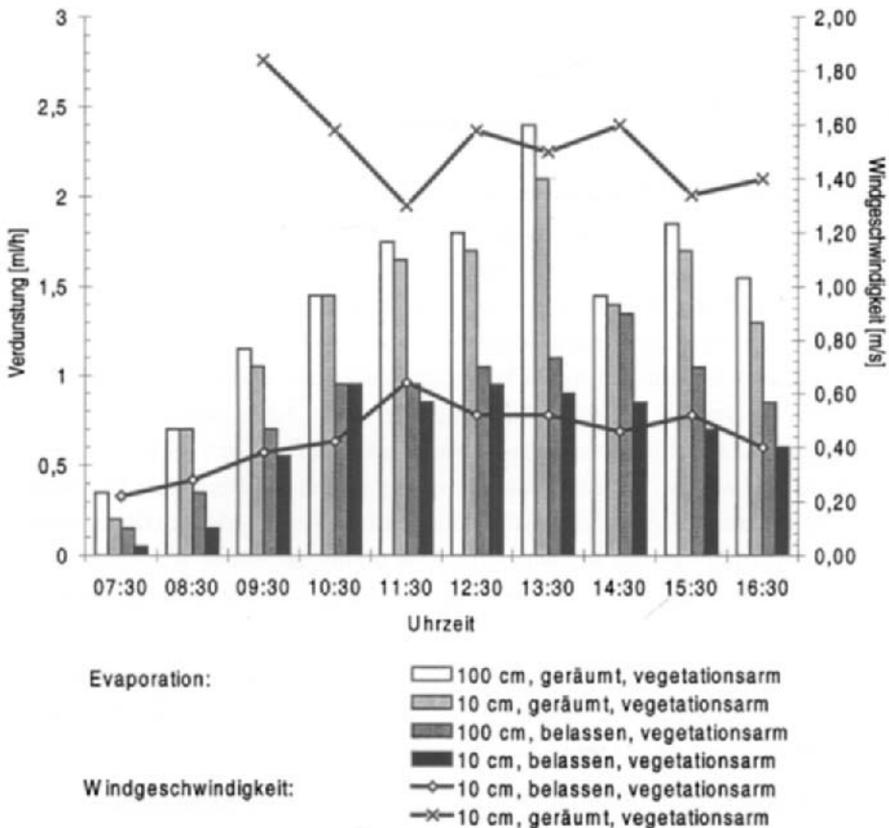


Abb. 3.3-8: Windgeschwindigkeit und Evaporation auf geräumter und belassener Fläche ohne Reitgras am 09.07.1995.

Diese Abweichung wird überaus deutlich, wenn man die Evaporation in Bodennähe (10 cm) ins Auge faßt (Abb. 3.3-7). Die Verdunstungswerte liegen hier alle deutlich niedriger, in der Reitgras-Variante der geräumten Fläche sogar sehr viel niedriger.

Bei dem dargestellten Meßtag handelt es sich um einen Strahlungstag mit mittleren Windgeschwindigkeiten. Die Auswertung der anderen, hier nicht wiedergegebenen Meßtage zeigt ähnliche Abnahmen der Evaporationsraten mit dem Eindringen in die bodennahe Luftschicht auch bei abweichenden Witterungsbedingungen, wobei durchweg die Abnahme der Evaporation in den drei gemessenen Höhen (100 cm - 50 cm - 10 cm) in den Probeflächen mit Reitgras viel ausgeprägter war. Es liegt auf der Hand, daß hier die windbremsende Struktur der Reitgras-Horste eine wesentliche Rolle spielt. Auf den vegetationsarmen Versuchsvarianten ohne Reitgras lagen die Evaporationswerte in 10 cm Höhe etwa bei 50 % der Verdunstung in 1 m Höhe (Abb. 3.3-8), nur unwesentlich modifiziert durch Strahlung und Windgeschwindigkeit.

### **3.3.3.2 Wasserzustand ausgebrachter Testpflanzen**

Die bisher dargestellten Ergebnisse zeigen, daß auf den geräumten Versuchsflächen stärker ausgeprägte Tagesgänge der wichtigsten mikroklimatischen Parameter auftreten als auf den belassenen Sturmwurfflächen. Die parallel dazu durchgeführten Untersuchungen zum Wasserpotential ergaben nun, daß der Wasserhaushalt von Testpflanzen auf der belassenen Teilfläche in Trockenperioden weniger stark beansprucht wird. Das zeigt sich vor allem in den weniger negativen Ausgangspotentialen in den frühen Vormittagsstunden und in einer Erholung (Wiederanstieg des Wasserpotentials) in den Nachmittagsstunden (Abb. 3.3-9). Merkwürdigerweise tritt dabei fast immer in den Mittagsstunden ein „Überschießen“ auf, das sich bei besserer zeitlicher Auflösung als eine Art von Phasenverschiebung entpuppt (Abb. 3.3-10). Dieses Phänomen läßt sich durch keinen der oben dargestellten mikroklimatischen Faktoren erklären. Die Beobachtung vor Ort spricht dafür, daß hier der unterschiedliche Eintritt der vollen Besonnung der Versuchspflanzen in der geräumten und in der belassenen Fläche mit ihrer seitlichen Abschirmung eine entscheidende Rolle spielt.

Hält die Anspannung des Wasserhaushaltes über längere Zeit an, dann verschwindet allmählich auch bei den Pflanzen auf den belassenen Flächen die Nachmittagserholung, und die Wasserpotentiale nähern sich immer mehr denen der Vergleichspflanzen (Abb. 3.3-11).

Diese Verhältnisse stellten sich im Laufe des Monats August ein und blieben dann bis zum Abschluß der Messungen Ende September fast unverändert. Doch blieb auch während dieser Periode die Tendenz zu einer deutlicheren Erholung der Wasserpotentiale während der Nachtstunden auf den belassenen Flächen unverkennbar.

Die Ergebnisse der Wasserpotentialuntersuchungen werden durch die gemessenen Transpirationsraten der Versuchspflanzen bestätigt. Das zeigt die Abb. 3.3-12, aus der Zeit des noch nicht allzu stark angespannten Wasserhaushaltes im Monat Juli.

Von einer Ausnahme abgesehen lagen in dieser Periode die Werte für Transpiration bzw. stomatäre Leitfähigkeit auf der belassenen Teilfläche höher. Dieser Unterschied erwies sich bis auf zwei Fälle als statistisch signifikant und ist wohl als Ausdruck der bis zum Meßzeitpunkt schon deutlicheren Wasserverluste auf der ungeschützten Freifläche zu werten.

### 3.3.4 Diskussion

Die Untersuchungen zum Mikroklima und zum Wasserhaushalt von Testpflanzen haben gezeigt, daß Jungpflanzen von Bäumen auf der geräumten Fläche des Untersuchungsgebietes ungünstigere Bedingungen vorfinden als in den geschützten Binnenräumen der belassenen Fläche. Das Mikroklima ist vor allem auf der geräumten Fläche deutlich „kontinentaler“ als das Mesoklima.

Auf der geräumten Fläche (vegetationsarme Variante) waren in den bodennahen Luftschichten und in den oberflächennahen Bodenschichten größere Temperaturspannen festzustellen. Niedrigere Luftfeuchtigkeit und wesentlich höhere Windgeschwindigkeiten stehen im Einklang mit höheren Verdunstungsraten. Alle untersuchten mikroklimatischen Parameter deuten darauf hin, daß der Wasserhaushalt von Pflanzen auf den geräumten Flächen höheren Belastungen ausgesetzt ist als auf der belassenen Vergleichsfläche. In diese Richtung deuten auch Beobachtungen von FISCHER et al. (1990), die auf belassenen Windwurfflächen eine deutlich höhere Anzahl von Feuchtezeigern feststellten als auf geräumten Flächen, wobei sicherlich in erster Linie grundwassernähere Sonderstandorte (Wurzelteller-Kuhlen) eine Rolle spielen, möglicherweise aber auch die verminderte Transpiration durch den Verlust der Baumschicht.

Deutlichere Temperaturextreme, höhere Windgeschwindigkeiten, höhere Verdunstung und wiederholter Frostwechsel in der oberflächennahen Bodenschicht sind Faktoren, die sich auch in der kritischen Phase der Jugendentwicklung von Bäumen negativ bemerkbar machen können. Außer Acht gelassen werden dabei andere Randbedingungen, wie etwa der starke Wildverbiß auf der geräumten, und die Gefahr der Überwucherung durch Brombeeren auf der belassenen Fläche. Zwar ist zu fragen, ob die anderen Baumarten in vergleichbarer Weise auf die mikroklimatischen Unterschiede reagieren wie die recht hygromorph gebaute Kirsche; vor allem dann, wenn ihr Wurzelraum nicht wie in unserem Fall künstlich durch Töpfe begrenzt ist. Dabei muß man aber bedenken, daß im Versuchszeitraum keinerlei Witterungsextreme aufgetreten sind und daß der Wurzelraum im gewachsenen Boden sehr stark durch Steine und auch Wurzelkonkurrenz eingengt sein kann. Wegen der entscheidenden Bedeutung des Wildverbisses und außerge-

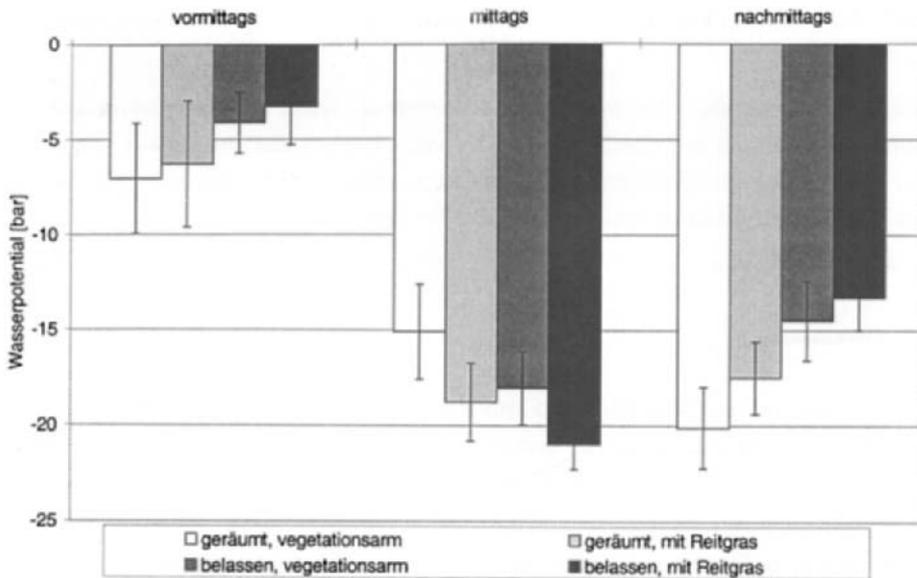


Abb. 3.3-9: Durchschnittliches Wasserpotential von *Prunus avium*-Testpflanzen im Juli 1995.

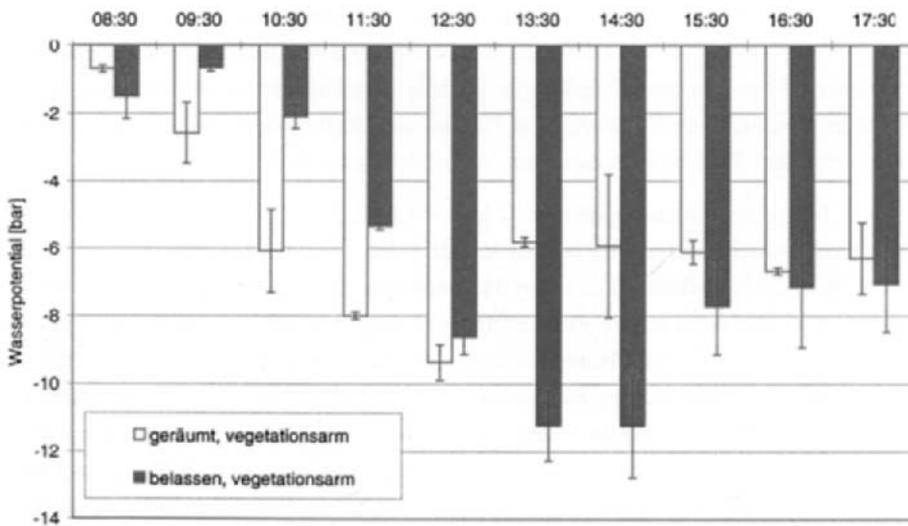


Abb. 3.3-10: Tagesgang des Wasserpotentials von *Prunus avium*-Testpflanzen auf geräumter und belassener Fläche am 18.09.1995.

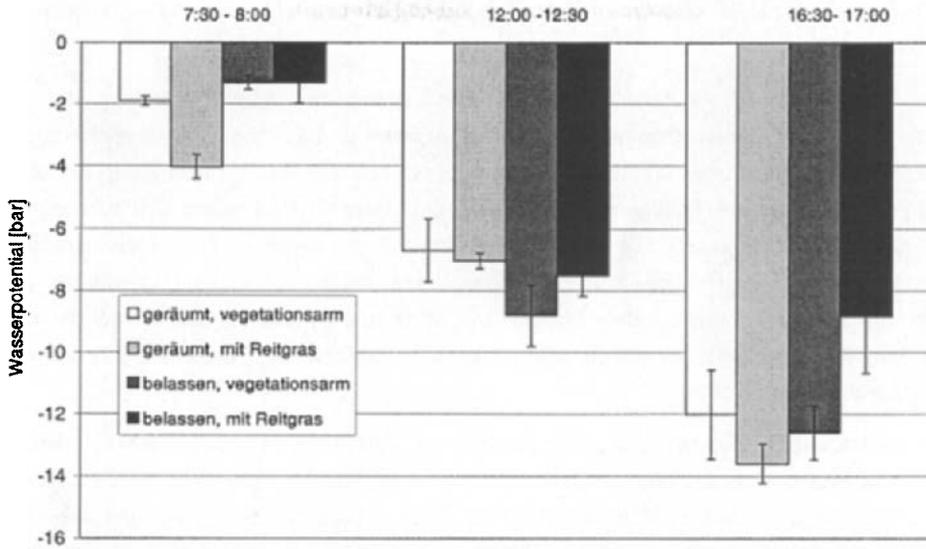


Abb. 3.3-11: Wasserpotential von *Prunus avium*-Testpflanzen am 14.08.1995 (bedeckter, regnerischer Tag nach zwei Wochen Trockenperiode).

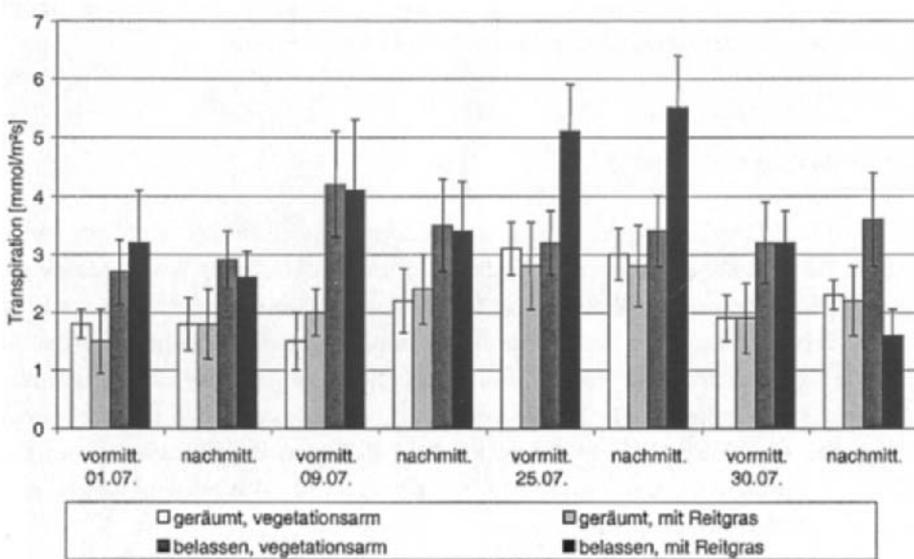


Abb. 3.3-12: Transpiration von *Prunus avium*-Testpflanzen (Steady state Porometer).

wöhnlicher Extremjahre kann die einfache Geländebeobachtung zur Klärung dieser Frage wenig beitragen.

Aus den bisherigen Ergebnissen leiten sich eine Reihe weitergehender Fragestellungen ab. In erster Linie ist die Entwicklung des Bodenwasserpotentials im Laufe einer Trockenperiode, differenziert nach Bodentiefe zu untersuchen. Im Gegensatz zum genetisch einheitlichen und unter weitgehend identischen Bedingungen vorkultiviertem Testmaterial ergaben sich nämlich bei spontan aufgekommenen Pflanzen (*Betula pendula* und *Rubus spec.*) bei Transpirationsmessungen (auf die Ergebnisse wurde hier nicht eingegangen) keine eindeutigen Unterschiede. Der Schlüssel für das Verständnis dieses Verhaltens ist möglicherweise die unterschiedliche Entwicklung des Wurzelsystems und die unterschiedliche Abnahme der Wasservorräte in den verschiedenen Bodenschichten.

Unerwartet war der überraschend große Einfluß von *Calamagrostis epigejos* auf die oberflächennahe Bodentemperatur und das Mikroklima der bodennahen Luftschichten. Weiterführende Untersuchungen auf anderen Standorten und mit anderen faziesbildenden Grasarten wären für die Praxis von Interesse. Hätte nicht der Status „Bannwald“ einen solchen Eingriff verhindert, hätten ausgepflanzte und durch Zäune geschützte Jugendstadien in dem begrenzten Untersuchungszeitraum durchaus einen ersten Eindruck über die weitere Entwicklung und die Rolle von *Calamagrostis epigejos* als Konkurrent für den Jungwuchs von Gehölzen liefern können. Solche Untersuchungen sollten an anderer Stelle unbedingt durchgeführt werden. Beim jetzigen Stand der Kenntnis ist nicht zu entscheiden, ob für die Jugendentwicklung eines Sämlings ein geschlossener Bestand von *Calamagrostis* eher ein Vorteil oder ein Nachteil ist.

### **Zusammenfassung**

Mikroklimatische Untersuchungen auf vier verschiedenen Versuchsbeständen auf der Sturmwurffläche Bebenhausen geben einen Eindruck von den unterschiedlichen Wuchsbedingungen auf geräumten und belassenen Flächen. Da zu vermuten war, daß diese Bedingungen vor allem in der bodennahen Schicht von der Art des Bodenbewuchses beeinflußt werden, wurden die häufig auftretende geschlossene *Calamagrostis*-Fazies („Reitgras“) und der auf der geräumten Fläche weithin anzutreffende sehr lückige Bewuchs („vegetationsarm“) als zusätzliche Versuchsvarianten ausgewählt. Um einen Eindruck von der Bedeutung der mikroklimatischen Unterschiede zu bekommen, wurden außerdem Untersuchungen zum Wasserhaushalt exponierter geklonten Test-Pflanzen durchgeführt.

Die geräumte Teilfläche zeigte ein für den Jungwuchs von Bäumen ungünstigeres Mikroklima, mit stärkeren Schwankungen der bodennahen Lufttemperaturen, höheren Windgeschwindigkeiten und höheren Verdunstungsraten. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit einer stärkeren

Anspannung des Wasserhaushaltes der Testpflanzen auf der geräumten Fläche. Zu den genannten Faktoren kommt der häufigere Frostwechsel in den oberen Bodenschichten, allerdings nur in der vegetationsarmen Variante ohne *Calamagrostis epigejos*. Diese Beobachtung erinnert an die in einigen Einzelheiten sicherlich sehr wichtige Rolle eines geschlossenen Bodenbewuchses, dessen Bedeutung noch nicht in jeder Beziehung abschließend beurteilt werden kann.

Insgesamt weisen alle Ergebnisse darauf hin, daß auf der geräumten Sturmwurffläche gegenüber der belassenen Testfläche ungünstigere Wuchsbedingungen herrschen. Allerdings sind für den Etablierungserfolg weitere Faktoren zu berücksichtigen, zum Beispiel Lichtkonkurrenz auf der belassenen Fläche und Fraßdruck auf der geräumten.

### 3.4 Populationsbiologische Studien auf Sturmwurf- und Kahlschlagflächen

von O. Wilmanns, E.-M. Bauer, D. Goetze, B. Hermann-Nittritz,

J. Kollmann, F. Staub und S. A. Wotke

#### 3.4.1 Einführung

Unser Beitrag bezieht sich nicht nur auf Sturmwurf-, sondern auch und sogar weitgehend auf Kahlschlagflächen, hier als Freiflächen im Walde zusammengefaßt; dies bedarf der Begründung. Kahlschläge lassen sich in mehrfacher Hinsicht als anthropogene Parallele zu Sturmwürfen auffassen. Gemeinsam ist beiden Typen von baumfreien oder doch baumarmen Flächen ein in der Regel großer biologischer Reichtum, bedingt durch eine reiche Gliederung in mittelgroße und kleine Lebensräume (Habitate, Standorte) und durch eine rasche spontane oder gelenkte Bestandesentwicklung. Dabei bestehen freilich quantitative Unterschiede zwischen belassenen und geräumten Flächen (FISCHER 1996). Parallelen bestehen in jedem Falle bezüglich des Mikroklimas (s. Kap. 3.3), des Bodens, im Falle geräumter Flächen der charakteristischen Kleinstrukturen wie Stubben, Schleifspuren, Brandplätze u. a. Biozöologisch wirksam ist weiter die Bildung eines Biotop-Komplexes mit der benachbarten Wald-/Forstgesellschaft; aus den Fallbeispielen in 3.4.3.5 wird dies deutlich, auch aus dem auf Lichtungen oft bis in den Oktober reichenden Blütenangebot (SSYMANK 1991).

Der Bewuchs von Freiflächen im Walde scheint nach Artenverbindung und Struktur geradezu chaotisch und unvorhersehbar zu sein. Manches wird jedoch verständlich, wenn der Zustand beim Start der Entwicklung bekannt ist und zwar vor dem Hieb oder Sturmwurf. Diese Situation ist bisher unseres Wissens nie exakt dokumentiert worden. Wo Stürme zuschlagen, ist selbstverständlich nicht hinreichend genau prognostizierbar, Hiebsmaßnahmen dagegen sind programmiert. So konnten denn von uns 11 prospektive Schlagflächen 1992 vor dem Hieb, dazu eine weitere kurz nach dem Hieb, untersucht und auf markierten Teilflächen weiter, meist bis 1995, verfolgt werden. Sie lagen in verschiedenen Naturräumen in der Umgebung von Freiburg im Breisgau zwischen 190 und 520 m NN; die Vorbestände gehörten folgenden Assoziationen an: Luzulo-, Galio- und Carici-Fagetum, Stellario-Carpinetum, Pruno-Fraxinetum. Genaue Darstellungen sind den Diplomarbeiten von GOETZE (1995), WOTKE (1995) und HERMANN-NITTRITZ (1996) zu entnehmen. Für den Bannwald Bebenhausen wurde die potentielle naturnahe Waldvegetation konstruiert, indem eine Vegetationskarte der Umgebung (1:5000) erstellt wurde, die Gesellschaften (6 Waldtypen, 5 Schlagtypen) mit edaphischen Standortseinheiten koinzidiert wurden und danach auf die Bannwald-Vegetation geschlossen und diese graphisch dargestellt

wurde; es handelt sich um Luzulo-Fagetum, in der südwestlichen Hälfte als Heidelbeer-Subassoziation mit Pfeifengras entwickelt, im Nordosten und auf einer Feinlehm-Insel im Süden als Rasenschmielen-Subassoziation, dazu einer ziemlich breiten Durchdringungszone. Damit ist für alle Flächen ein Bezugssystem gegeben, das es ermöglicht, den Gültigkeitsbereich der Ergebnisse abzuschätzen.

Pflanzensoziologische Aufnahmen und Gesellschaftsdefinitionen von Schlagflächen liegen reichlich vor; auch die großen Züge der Entwicklung von krautigen Pionierstadien über gebüschreiche zu Vorwaldstadien mit Relikten der früheren und Pionieren der folgenden sind bekannt (besonders OBERDORFER 1973). Als selten ist die 17 Jahre überspannende Dokumentation einer Dauerfläche auf einem Buchenwaldschlag (Galio-Fagetum) bei Göttingen durch DIERSCHKE (1988) hervorzuheben. Die Literatur zeigt, daß es die Populationen jeweils weniger Arten Höherer Pflanzen sind, welche die Syndynamik und damit die Lebensbedingungen der Freiflächenbiozönoson bestimmen, beispielsweise *Betula pendula*, *Calamagrostis epigejos*, *Calamagrostis villosa*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus* agg. oder *Rubus idaeus* (vgl. 3.4.3.2). Die Populationsbiologie nimmt folglich eine Schlüsselstellung bei der Aufklärung des Sukzessionsgeschehens generell wie im Einzelfall ein.

### 3.4.2 Syndynamisch wesentliche Prozesse auf Freiflächen im Walde - ein Überblick

Schon die anfängliche Artenverbindung, die man in der ersten Vegetationsperiode nach dem anthropogenen oder natürlichen „Eingriff“, welcher ja meist im Winterhalbjahr stattfindet, feststellt, wird von den spezifischen Strategien der Pflanzenarten gesteuert. Im weiteren Verlauf der Sukzession werden immer wieder die gleichen populationsbiologischen Faktoren wirksam, wenn auch in wechselnder Intensität. Die im folgenden zusammengestellten Faktoren des „populationsbiologischen Umsatzes“ beziehen sich auf Höhere Pflanzen (Kormophyten); für Niedere Pflanzen (Thallophyten) sind andere Schwerpunkte zu setzen.

#### A Bereits zu Beginn der Erhebung vorhandene Arten:

**A1** Mindestens einzelne bereits im Walde etablierte Individuen der Population/Art kommen auch auf der neu entstandenen Freifläche vor: „Durchhalter“ in situ. Entscheidende Eigenschaften sind Regenerationsfähigkeit aus dem Stock oder aus Knospen an unterirdischen Organen; dazu kommt Toleranz gegenüber dem Umschlag vom Bestandesbinnen- zum Freiflächenklima und oft auch mechanische Widerstandsfähigkeit gegenüber Verletzung durch Forstarbeiten.

**A2** Bezieht man das Durchhaltevermögen nicht nur auf etablierte Individuen, sondern generell auf Populationen/Arten, so kommt die **Keimung** aus soeben gereiften Samen hinzu.

**B Neuauftritt** von Individuen einer zuvor nicht in der Fläche etablierten Art:

**B1 Rekrutierung** aus mehrjähriger (permanenter) Samenbank: **Wiederauftauchen**. Entscheidende Faktoren: Fähigkeit zur Bildung langfristig keimfähiger, ruhender Samen; Aktivierung der Samenbank durch Transport in eine keimungsgünstige Position in Nähe der Bodenoberfläche durch Entwurzelung, Bioturbation, Bodenschürfungen bei Forstarbeiten u. ä. Es ist bekannt, daß die allermeisten eigentlichen Waldbodenpflanzen - wie auch unsere einheimischen Baumarten keine mehrjährige Samenbank aufbauen (FISCHER 1987, Übersicht bei THOMPSON et al. 1997), sehr wohl dagegen viele, wenn nicht die meisten Arten von Schlägen, Äckern und Ruderalstellen, also Arten, die an Standorten leben, die nur in längeren zeitlichen Abständen an der gleichen Lokalität („unvorhersehbar“) realisiert sind.

**B2 Einwanderung:** Als Haupttransportagentien kommen dabei Wind (**Anemochorie**) und Tiere (**Zoochorie**) in Betracht. Die Ausbreitung durch **Luftströmungen** findet bei niederwüchsigen, also krautigen Pflanzen ganz überwiegend nur über Distanzen von wenigen Metern statt (z.B. FISCHER 1987); größere Strecken sind im Verhältnis zur produzierten Diasporenmenge auch bei Arten, die morphologisch darauf zugeschnitten sind, selten; die folgende Etablierung einer Jungpflanze ist derart unwahrscheinlich, daß man in der Praxis nicht damit zu rechnen braucht und sich den notwendigerweise hohen Aufwand einer Lokalstudie ersparen kann. Anders ist die Lage, wenn die Diasporen in Baumhöhe starten (hierzu s. 3.4.3.4).

Der **Zoochorie** kommt schon deshalb große Bedeutung zu, weil a) das Verhalten von Tieren - im Gegensatz zum „Gießkannenprinzip“ der Anemochorie - zu artspezifischen Ausbreitungsmustern führen kann (s. 3.4.3.3), b) die Ausbreitung auch bei Krautigen über größere Distanzen erfolgen kann (s. 3.4.3.3), c) mit der Ausbreitung aber auch Samenschadfraß (seed predation) verbunden sein kann (s. 3.4.3.5). Als Typen spielen eine Rolle (s. MÜLLER-SCHNEIDER 1977): Synzoochorie, besonders durch Ameisen; Dyszoochorie, besonders durch Nagetiere; Endozoochorie, besonders durch Vögel (s. 3.4.3.5); Epizoochorie, besonders durch Wild und Mensch (s. 3.4.3.3).

**C Mengenwechsel:** Vergrößerung oder Verkleinerung (bis zum Erlöschen) von Populationen. Hierbei ist die Mannigfaltigkeit der spontan auftretenden Faktoren und ihre differentielle Wirkung derart groß, daß die Unvorhersehbarkeit der Freiflächendynamik evident wird. Zusätzlich zu den unter A und B genannten Faktoren sind folgende relevant:

**C1 Kleinstandörtliche Veränderungen;** z.B. Vermoderung von Holz, Streuanreicherung, Aushagerung, Bildung von Wühlstellen und Wildwechsell, wirtschaftliche Eingriffe wie Mahd, kleinklimatischer Wandel.

**C2 Interaktionen** von pflanzlichen Individuen verschiedener Arten oder derselben Art **in fördernder Weise**; z.B. Begünstigung durch Strahlungsschutz bei Hitze, Dürre, Kälte (bes. für Keimlinge, s. RYSER 1990).

**C3 Interaktionen in hemmender Weise**, besonders als inter- und intraspezifische Konkurrenz; z.B. Lichtkonkurrenz durch Beschattung, Wasser- und Nahrungskonkurrenz im Wurzelbereich. Ob unter temperatem Klima Allelopathie eine Rolle spielt, sei dahingestellt.

**C4 Einfluß von Heterotrophen**; z.B. Pilzbefall an vegetativen/generativen Organen lebender Individuen, Insektenfraß, differentieller Verzehr von ober-/unterirdischen Pflanzenteilen durch Wild und Nager, Samenfraß (seed predation) durch Insekten, Vögel und Nager.

### 3.4.3 Quantitative Fallbeispiele

#### 3.4.3.1 Arten- und Deckungsbilanzen

Die Tab. 3.4-1 zeigt die allgemein zu beobachtende starke Zunahme der *Artenzahl* im ersten Jahr nach Schlag; sie basiert auf 8 Wald- und 7 Schlagaufnahmen auf 6 Untersuchungsflächen (nach BRAUN-BLANQUET; Aufnahme­flächengrößen nicht gleich; 5 x Galio-Fagetum, 1 x Luzulo-Fagetum). 89 der 103 jeweils vorher im Wald vorhandenen Arten, also 86,5 %, blieben erhalten, 98 kamen hinzu. Dies ist kein Extremfall; so fand WOTKE (1995) auf einer markierten Dauerfläche von 25,6 m<sup>2</sup> vor dem Hieb 14, ein Jahr darauf aber 76 Arten! Die recht hohe Anzahl aus der Samenbank aktivierter Therophyten, meist Ackerkräuter, ist typisch und weist auf frühere landwirtschaftliche Nutzung hin, auch wenn eine solche (wie in unseren Fällen) nicht mehr archivalisch nachweisbar ist. Die Zunahme der Artenzahl ist verbunden mit erhöhter (wenn auch nicht unbedingt proportionaler) standörtlicher Differenzierung (vgl. Kap. 3.6); dies zeigt sehr eindrücklich die Anzahl der Klassen, die durch soziologische Bindung der Arten repräsentiert sind: Im vorgelegten Material der Buchenwälder auf LÖß sind vor dem Schlag 9, nachher 17 Klassen vertreten; so kamen z. B. Vertreter der Isoeto-Nanojuncetea, der Polygono-Poetea und der Festuco-Brometea hinzu.

Tab. 3.4-1: Veränderung von Artenzahlen und Lebensformspektrum (absolut und in Prozent) infolge von Schlag (bei den Lebensformen ist Doppelnennung möglich; nach GOETZE 1995).

Taxa, Lebensformen	Artenzahl absolut			Artenzahl in %		
	Wald	Schlag	Diff.	Wald	Schlag	Diff.
Gesamtzahl der Taxa	103	187	84	100	100	
in beiden Formationen	89			34,5		
nur in einer der Formationen	14	98	84	13,5	52	38,5
Therophyten	5	47	42	4,5	22	
Phanerophyten	34	37	3	31	17	
Geo-, Hemikrypto-, Chamaephyten, Lianen	71	131	60	64,5	61	

Auch die *Deckung* pflegt im ersten Jahr stark zuzunehmen und damit Bodenschutz zu bieten. Einige Beispiele bietet Abb. 3.4-1. Dabei zeigt sich, daß aus dem Deckungsgrad vor dem Hieb nicht auf den hinterher realisierten Deckungsgrad geschlossen werden kann. Gleiches muß für Sturmwürfe gelten.

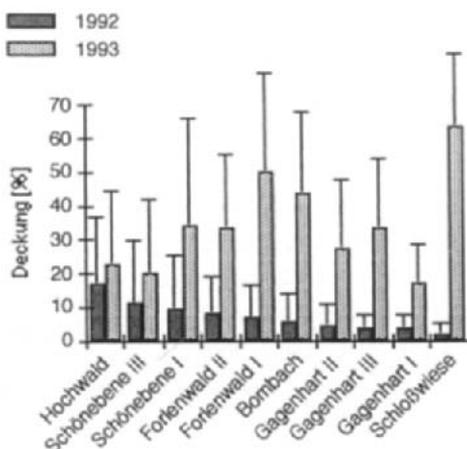


Abb. 3.4-1: Mittelwerte (mit Standardabweichung) der Vegetationsdeckung aus den Teilflächen von 10 Dauerbeobachtungsflächen vor (1992) und im Herbst nach der Holzernnte (1993); aus GOETZE (1995).

Die *weitere Entwicklung* auf den untersuchten Schlagflächen wurde von 1993 bis 1995 auf 18 Dauerflächen zwischen 20 und 80 m<sup>2</sup> (in markierte Teilflächen gegliedert) in 11 Untersuchungsgebieten verfolgt (HERMANN-NITTRITZ 1996); es waren Jahre ohne klimatische Extreme; der Sommer 1993 war allerdings etwas zu niederschlagsarm. Aus der Übersichtstabelle von HERMANN-NITTRITZ (1996) läßt sich ein klarer Rückgang, z.T. bis zum Ausfall für 17 Arten, ein

Neuaufreten oder eine deutliche Zunahme für 31 Arten und ein zwischen den Flächen wechselndes Verhalten für 18 Arten ablesen. Rückgänge betreffen u. a. alle Stellarietea-Arten, ferner Esche und Robinie; Zunahmen betreffen u. a. die meisten typischen Schlagflurarten, eine Reihe ruderaler Hochstauden, etliche *Juncus*- und *Carex*-Arten (*C. brizoides*, *C. flacca*, *C. pilulifera*, *C. remota*, *C. sylvatica*).

### 3.4.3.2 Samenbank-Befunde

Viele Arbeiten, so auch die unseren, haben gezeigt, daß der aktuelle Bewuchs einer Fläche sich nur sehr unvollkommen in seiner Samenbank spiegelt (z. B. FISCHER 1987). Ursachen dafür sind zum einen das über Jahrzehnte reichende „Gedächtnis“ des Bodens, in dem Samen früherer Zeiten konserviert sind (vgl. 3.4.3.1), zum anderen die ephemere Lebensfähigkeit der Samen gerade der meisten Wald- und vieler Wiesenarten. Dazu kommen methodische Schwierigkeiten: Zum einen die „geklumpte“ Verteilung der Samen im Boden, was hohen Präparationsaufwand und begrenzte Erfäßbarkeit der Diasporenlieferanten bedeutet; zum anderen können sich durch Betreuung der Proben in Pflanzschalen über ein bis zwei Jahre hin sicherlich mehr Keimlinge entwickeln, als dies im Gelände möglich gewesen wäre (s. dazu die Diskussion in WILMANN et al. 1995). Einen guten Mittelweg schlugen GOETZE und WOTKE ein: Sie sicherten einige 1 x 2 m<sup>2</sup>-Dauerflächen gegen Diasporeneintrag mittels Gazenetzen und seitlichen Eisenblechplatten, gruben den Boden jeweils einer Hälfte bis 10 cm Tiefe um und dokumentierten in beiden Hälften die auflaufenden Keimlinge.

Lassen sich also aus der Analyse des Boden-Samenreservoirs überhaupt für den forstlichen Praktiker - über ein theoretisches, etwa historisches Interesse hinausgehend - umsetzbare Aufschlüsse gewinnen? In der Tat: Er wird eine gewisse Voraussage machen können über die nach Hieb oder Sturmwurf mit Bodenstörung in Menge auftretenden oder eben nicht zu erwartenden Arten des betreffenden Wuchsortes.

Zur Dokumentation der Verhältnisse im Bereich der Sturmwurffläche Bebenhausen diene ein Auszug aus der entsprechenden Tabelle von STAUB (Arbeitsbericht 1995). Es sind 18 durchmischte Bodenproben (aus 0 bis 10 cm bzw. 10 bis 30 cm Tiefe, insges. 21,6 l), dazu Streuproben, mit bewährter Methodik entnommen worden; je 8 Proben stammten von der Sturmwurffläche bzw. vom Nadelholzforst, zwei aus dem Buchenwald. Hier werden jene Arten genannt, von welchen  $\geq 5$  Keimlinge aufliefen (in Klammer die Zahl der Keimlinge im Laufe von zwei Jahren, aufsummiert über alle 18 Bodenproben):

	<i>Juncus effusus</i> (3702)	W	<i>Carex sylvatica</i> (21)
	<i>Digitalis purpurea</i> (1065)		<i>Urtica dioica</i> (19)
U	<i>Carex brizoides</i> (830)	W	<i>Viola reichenbachiana / riviniana</i> (17)
	<i>Carex pilulifera</i> (187)		<i>Agrostis canina</i> (14)
	<i>Calluna vulgaris</i> (130)		<i>Luzula multiflora</i> (12)
W	<i>Luzula luzuloides</i> (109)		<i>Poa nemoralis</i> (12)
	<i>Veronica officinalis</i> (70)		<i>Stellaria uliginosa</i> (12)
U	<i>Calamagrostis epigejos</i> (62)		<i>Stellaria media</i> (10)
	<i>Hypericum pulchrum</i> (47)		<i>Atropa belladonna</i> (8)
	<i>Moehringia trinervia</i> (43)	U	<i>Sarothamnus scoparius</i> (8)
	<i>Hypericum perforatum</i> (40)	U	<i>Rubus idaeus</i> (7)
	<i>Agrostis stolonifera</i> (33)		<i>Fragaria vesca</i> (6)
	<i>Carex pallescens</i> (25)	U	<i>Rubus fruticosus</i> agg. (6)

Die mit U bezeichneten Arten können unter Umständen das Aufkommen von Baumjungwuchs beeinträchtigen. Die wenigen, wenn auch keineswegs ausschließlichen Waldarten i. str. S. sind mit W gekennzeichnet. Überwiegend handelt es sich dagegen um Arten von Schlagfluren, Magerrasen und sehr lichten Wäldern, Säumen oder Naßstandorten. Alle aufgeführten Arten kommen aktuell auf der Sturmfläche oder ihrem nächsten Umfeld vor; nur 7 weitere Arten der Gesamtliste (einschließlich Streu) wurden dort nicht aufgefunden. Für alle genannten Arten ist in der Literatur eine mehrjährige Samenbank nachgewiesen mit Ausnahme der ohnehin unsicheren *Viola riviniana* (vgl. THOMPSON et al. 1997). Damit steht ein recht hohes Artenpotential für die Besiedlung neuer Kleinstandorte bereit (s. Kap. 3.6.4).

#### 3.4.3.3 Eintrag als Voraussetzung für generative Einwanderung

Wegen des Fehlens einer langlebigen Samenbank bei unseren einheimischen Baumarten kann nur im ersten Jahr nach Schlag mit deren generativem Aufkommen aus dem Vorbestand gerechnet werden. Dichte Herden von Buchen-Sämlingen können dabei im Kronenbereich ihres nunmehr gefällten Mutterbaumes einen „seed-shadow“ abbilden. Wie groß der spätere Eintrag ist, hängt wesentlich von der Entfernung fruchtender Mutterbäume und der örtlichen Situation ab. Hierzu lassen sich nur unter günstigen Umständen einige Erfahrungen mitteilen, denn bei Fallenfängen muß man in zurückhaltender Weise jeweils das nächste fruchtende Individuum der betreffenden Art als Diasporenlieferanten annehmen und kann daher nur eine „minimale Maximaldistanz“ angeben. Inwieweit dann die Jungpflanzen überleben, läßt sich im Einzelfall nur aus der lokalen Erfahrung ableiten (s. 3.4.3.4).

Der Eintrag durch *früchteverzehrende Kleinvögel* läßt sich mit (Eimer- oder Gaze-)Fallen strikt lokalisiert bestimmen (KOLLMANN & GOETZE 1998). Dabei ist der primäre (direkte) Diasporeneintrag unter Wildobstbäumen durchaus vom sekundären (bereits einmal vom Vogel aufge-

nommenen) in Form von Steinkernen oder mit Fraßspuren unterscheidbar (KOLLMANN 1994). Auch auf Freiflächen im Wald, so hat sich gezeigt, erfolgt nur dann ein ornithochorer Eintrag, wenn den Vögeln eine Sitzwarte angeboten wird, und sei dies eine Heister-Setzstange. Neben Sträuchern wie *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea* und *Rubus fruticosus* agg. konnten auch auf den Buchenwaldschlägen Krautige nachgewiesen werden, so *Tamus communis* und *Solanum nigrum* aus der Nähe. Daß Entfernungen von mehreren 100 Metern überbrückt werden, ist wohl eher ungewöhnlich, aber bewiesen, fanden sich in den Fallen doch Kerne von Reben, deren nächste Vorkommen ca. 600 m entfernt lagen. Dem entspricht ein Befund auf der Sturmwurffläche Bebenhausen: Auf der Fläche wächst eine junge Elsbeere von ca. 3 m Höhe; der nächste potentielle Samenspender steht ca. 550 m entfernt (falls man nicht annehmen will, daß die Ansamung bereits vor dem Sturmwurf erfolgt und ein Mutterbaum in der Nähe beim Räumen entfernt worden wäre; vgl. Kap. 3.6). Falls aber Mutterbäume und Sitzwarten existieren, ist durchaus mit einem Eintrag von Diasporen autochthoner endozochorer Gehölze zu rechnen. Strebt man spontane Verjüngung des Waldes an, so wird man das Augenmerk auf diese Jungbäume richten müssen.

Der Eintrag an *anemochoren Diasporen* in Fallen auf Freiflächen pflegt enorm zu sein; HERMANN-NITTRITZ (1996) berechnete für mehrere Schlagfluren eine Größenordnung von 20.000 Einheiten pro Jahr und m<sup>2</sup>. Die überwiegende Menge stammt freilich vom Schlag selbst, ist also kein Eintrag von außen, wie es der dramatische Rückgang nach Mahd der Hochstauden eindrücklich beweist. Für Baumarten kommen jedoch größere Entfernungen in Betracht (daß Jungpflanzen von Erle und Esche im Bannwald Bebenhausen fehlen, dürfte nicht an etwa zu geringem Eintrag, sondern an der für diese Gehölze ungünstigen Situation für Keimung und Wachstum liegen).

Ergebnisse systematischer Zählungen von Baumjungwuchs auf Sturmwurfflächen in den Schweizer Alpen verdankt man LÄSSIG et al. (1995). Als Grenzentfernung für reichliche Ansamung von Fichte und Berg-Ahorn stellten diese Autoren 100 m fest; darüber hinaus war das Aufkommen von Sämlingen nur noch mangelhaft. Dies stimmt mit Beobachtungen an Wald-Kiefer als Brachepionier überein (HARD 1972). Ob dann ein geeignetes Keimbett zur Verfügung steht, ist eine andere Frage; auf geräumten Sturmwürfen und auf Schlägen dürften für Rohboden- und auch für Mooskeimer meist Möglichkeiten bestehen.

Quantitative Studien über die Bedeutung von *Diasporentransport im Fell* von Wild sind uns bisher nicht bekannt geworden. Bei orientierenden Untersuchungen von HERMANN-NITTRITZ (1996) wurde das Fell von geschossenen oder überfahrenen Tieren systematisch eine bestimmte Zeit lang ausgekämmt (Beispiele: bei Reh, Fuchs, Dachs jeweils der Kopf 10 Min., die Extremitäten 15 Min., der Rumpf 30 Min. lang; Mundschutz und Handschuhe nötig!) und die gesammelten Diasporen später identifiziert. Die Resultate sind in Tab. 3.4-2 zusammengefaßt. Es handelte sich ganz überwiegend einerseits um Poaceen-Karyopsen (mit oder ohne Granne), an-

dererseits um auf Epizoochorie „zugeschnittene“ Diasporen von Dikotylen (*Galium odoratum*, *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, Köpfchen von *Arctium* spp., *Geum urbanum*, in absteigender Menge); dazu kamen wenige Anemochore wie *Conyza canadensis* und andere Arten.

Tab. 3.4-2: Diasporentransport im Fell von Wild; alle Tiere getötet zwischen August und Dezember 1995 (aus HERMANN-NITTRITZ 1996).

Untersuchte Wildtiere Art/ Zahl der Individuen	Durchschnittliche Zahl der ausgekämmten Diasporen pro Tier	Bemerkungen
Rotfuchs 11	15,4	Schwankungsbereich 0 – 50
Reh 9	0,8	
1	31	nur Getreidekaryopsen dazu 1 x 20 <i>Lemna minor</i> -Pflanzen
Feldhase 7	1,0	
Kaninchen 2	0	fast nur im Rumpffell
Wildschwein 1	17	
Dachs 1	9	

Die Transport- und damit Ausbreitungsleistung von Wildtieren mit glattem Fell bleibt natürlich weit hinter der von Hausschafen (FISCHER et al. 1996) zurück, ist aber sicher nicht zu vernachlässigen und könnte so manches unvorhergesehene Auftauchen von neuen Arten erklären.

### 3.4.3.4 Zur Entwicklung der Populationen in den ersten Folgejahren

Nach dem „schlagartigen“ Wechsel der Lebensbedingungen und damit der Vegetation im ersten Jahr ändern sich weniger die Artenzahlen als vielmehr die Deckung einzelner Arten, dies in oft schwer durchschaubarer Weise. Die beiden Beispiele der Abb. 3.4-2 mögen solchen Wechsel veranschaulichen.

Unter waldwirtschaftlichem Aspekt stellen sich mindestens zwei Fragen: die nach dem Überleben spontan aufgekommener Individuen von Gehölzen und die nach dem Verhalten von Populationen als forstwirtschaftlich "lästig" bekannter Arten.

Zur Bestimmung einiger *Überlebensquoten* von Gehölzjungpflanzen wurden 1993 an verschiedenen Stellen Keimlinge im Frühjahr und erneut im September ausgezählt. Ergebnisse: Auf einem Buchenwaldschlag am SSW-Hang des Gagenharts im Kaiserstuhl erreichte *Hedera* eine Überlebensquote von nur 35 %, Robinie dagegen von 83 %. Erstaunlich hoch waren die Werte auf einer 4 m<sup>2</sup>-Fläche auf dem frischeren, aber besonnten Talboden: 175 Buchenkeimlingen im April standen im September desselben Jahres 176 Jungpflanzen gegenüber; die entsprechenden Zahlen waren für Berg-Ahorn 8 : 6, für Esche 4 : 8. Solche Zahlen schwanken natürlich sehr stark in Abhängigkeit von Mikroklima und Verbiß, zeigen aber doch Möglichkeiten der Natur-

verjüngung auf. So berichten LÄSSIG et al. (1995) von ihren Versuchsflächen in den Schweizer Nordalpen, es habe „beim natürlichen Aufwuchs praktisch keine Ausfälle“ gegeben; der Verbiß von Terminaltrieben war bei natürlich angesamten Berg-Ahorn-Bäumchen auf zwei Untersuchungsflächen mit 14 bzw. 17 % erheblich geringer als bei gepflanzten mit 59 bzw. 67 %.

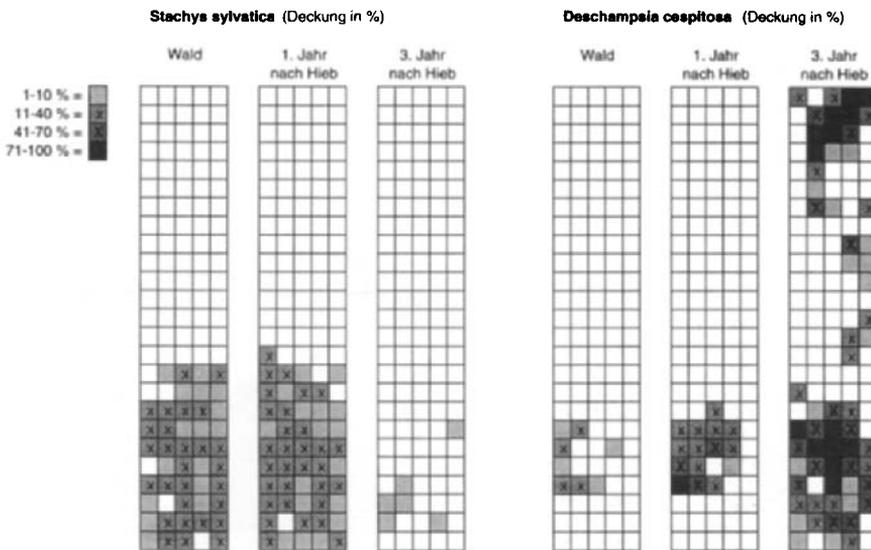


Abb. 3.4-2: Gegenläufige Entwicklung ausgewählter Pflanzenarten nach Hieb (Dauerfläche Gottenheim; 12,5 x 2,5 m<sup>2</sup>, aus HERMANN-NITTRITZ 1996, leicht verändert).

Zu denjenigen Arten, welche bei Lichtstellung - und nur dann - *verdämmend* wirken können, gehören laut Vegetationsaufnahmen aus der Umgebung der Sturmwurffläche Bebenhausen *Rubus fruticosus* agg., *Calamagrostis epigejos*, *Carex brizoides* und *Rubus idaeus*. Zu den beiden erstgenannten können zusätzliche Daten beigesteuert werden.

Vom *Rubus fruticosus*-Komplex kommen auf der Sturmwurffläche 11 sicher namentlich identifizierte Kleinarten vor; besonders häufig sind *R. bifrons* und *R. rudis*. Ihr Verhalten differierte nicht auffällig, so daß sie nicht weiter unterschieden wurden, wiewohl sie von bioökologischer Bedeutung für die weitere Sukzession sind (s. 3.4.3.5).

Der Zuwachs dieser Arten kann kombiniert auf vegetativem und generativem Wege schon im ersten Jahr enorm sein: Auf einer Dauerfläche im Kaiserstuhl wurden auf 1 m<sup>2</sup>-Teilflächen Deckungszunahmen von 1 % auf 70 - 80 % gefunden.

*Calamagrostis epigejos* gehört nach der Klassifikation STÖCKLINS (1992) zu den Arten mit Dominanz-Strategie: mit geschlossen vordringenden Polykormonen (Phalanx-Typ), hoher Produktivität, guten funktionalen Verbindungen zwischen den Trieben (Rameten) und hoher Konkurrenzkraft; dies ist typisch für Pflanzen von Sukzessionsstadien. Der Standort bei Bebenhausen ist für *Calamagrostis epigejos* sehr geeignet, da seine „unduldsamen, verjüngungshemmenden Herden“ auf „mäßig frischen (trockenen), in der Tiefe aber meist wasserzügigen oder wasserstauenden“ Böden vorkommen (OBERDORFER 1994). Wiewohl die Art auch in der Samenbank und ein Keimling zufällig im Gelände gefunden wurde, beruht die übliche „Pulkbildung“ hier zweifellos auf vegetativem Vordringen.

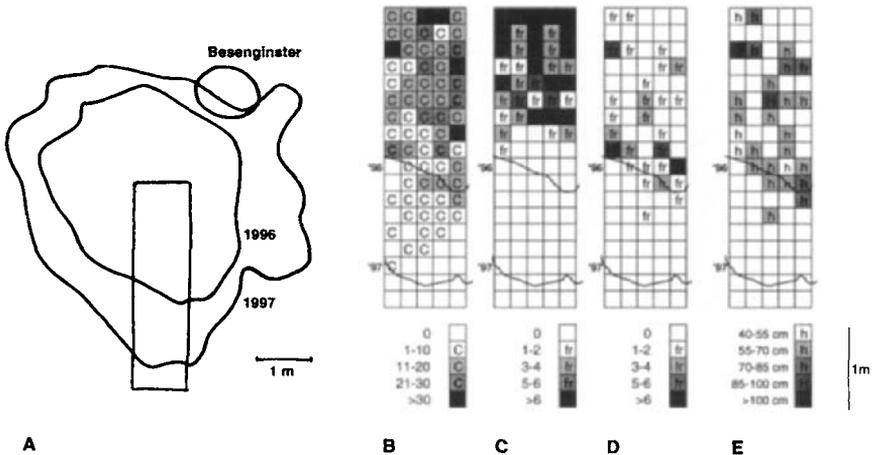


Abb. 3.4-3: A Grenzen eines *Calamagrostis epigejos*-Pulkes auf der Sturmwurffläche Bebenhausen im Mai 1996 und im Februar 1997. B Anzahl der Triebe und C Anzahl alter Fruchtstände im Mai 1996. D Anzahl und E durchschnittliche Höhe der 1996 gebildeten Fruchtstände im Oktober 1996 (aus BAUER 1997, leicht verändert).

Um dieses Wachstum beispielartig zu erfassen, wurde der Umriß eines ziemlich isoliert wachsenden Polykormons auf der flachgründig-steinigen Rätsschuttdecke der 1992/93 geräumten Kä-

ferholzfläche im Mai 1996 mit Holzpflocken markiert, ferner zur Vitalitätsbestimmung ein Transekt mit 90 Teilflächen von je 20 x 20 cm<sup>2</sup> (Abb. 3.4-3); ausgewertet wurde im Februar 1997. Ergebnis: Die definierten Grenzlinien rückten in dem betreffenden Jahr um 70 cm (max. 125 cm) vor; eine Verdichtung des Pulks kam durch neue Triebe in 10 bis 40 cm Abstand an den Rhizomen zustande; dies setzt sich in späteren Jahren fort, so daß die Dichte weiter im Inneren steigt.

Die Zone stärkster Fertilität wandert nach außen. Die Befunde anhand nur eines einzigen Polykormons müssen mit solchen der Literatur verglichen werden (so mit LEHMANN & REBELE 1994). Die Abnahme der Fertilität im älteren und dichteren Inneren beruht wohl auf intraklonaler Konkurrenz um Nährstoffe, zumal im 6. Jahr nach Sturmwurf bzw. im 4. Jahr nach Räumung der anfängliche Stickstoff-Mineralisierungsschub bereits abgeklungen ist (s. Kap. 2.2.6.3).

### 3.4.3.5 Seed predation

Schadfraß an Samen (s. 3.4.2. B) kann vor oder nach der Ausbreitung stattfinden (Myrmekochorie und Endozoochorie fallen nicht unter diesen Begriff). Er kann einerseits den Fortpflanzungserfolg und den Samenbank-Aufbau bereits etablierter Arten verringern; andererseits kann er zu einem ausbreitungsfördernden Schritt beitragen, wenn nämlich Tiere ein Nahrungsdepot anlegen, dieses aber nicht völlig leeren (Dyszoochorie). Auch kann ein (meist von Vögeln abgesetzter) sekundärer Diasporenniederschlag erneut vertragen und verzehrt werden; dies geschieht meist durch Kleinsäuger. Dabei ist je nach Lebensraum mit unterschiedlicher Intensität zu rechnen, denn sowohl das (zeitlich variable) Nahrungsangebot als auch die Vegetationsstruktur wirken sich aus (für Gebüsche s. KOLLMANN 1994). Da seed predation auf Freiflächen im Walde (Lichtungen) bisher nicht studiert worden ist, seien wesentliche Ergebnisse von KOLLMANN (1997) und BAUER (1997) hier dargestellt.

Seed predation auf *Freiflächen im Walde* wurde mit der im angrenzenden Wald verglichen.

a) Im Kaiserstuhl wurden Transekte von 7 verschieden strukturierten Schlägen bzw. Sturmwurf-flächen zwischen 0,01 und 1 ha Größe in die angrenzenden verschiedenartigen Waldbestände hinein festgelegt; es wurden dort Kirschkerne in Plastikschalen ab September 1991 über ein Jahr hin angeboten und in festen Rhythmen die Entnahme (vermutlich durch Kleinsäuger) geprüft. Es ergaben sich signifikante räumliche und zeitliche Unterschiede: Auf Freiflächen verschwand der größte Teil der Diasporen bereits in der ersten Nacht; danach wurde der Übergangsbereich zum Wald bevorzugt besammelt, wogegen im Wald selbst bei den Schlußkontrollen nach jeweils 56 Tagen noch zwischen 4 und 26 % der Schalen nicht geleert waren (d. h. von den je 5 ausgelegten Kernen noch mindestens 2 vorhanden waren).

Im Sommer waren sowohl die seed predation als auch die standörtlichen Unterschiede am größten; dies entspricht den Unterschieden im Deckungsschutz, der also wohl der entscheidende Faktor zur Steuerung des Verhaltens der Kleinsäuger ist.

Tab. 3.4-3: Seed predation, bestimmt an ausgelegten Brombeerkernen (aus KOLLMANN 1997).

Lebensraum	Zahl der nicht geleerten Schalen			
	Start	Nach 1 Tag	n. 10 Tagen	n. 41 Tagen
Sturmwurf belassen	25	20 <sup>a</sup>	10 <sup>b</sup>	2 <sup>c</sup>
Benachbartes Luzulo-Fagetum mit Deckung B80% S20% F60%	25	25 <sup>a</sup>	22 <sup>b</sup>	19 <sup>c</sup>
Sturmwurf geräumt	25	25 <sup>d</sup>	18 <sup>c</sup>	10
Fi-Ki-Lä-Bestand mit B50% S80% F70%	25	15 <sup>d</sup>	9 <sup>e</sup>	5

a, b,...= signifik. Unterschiede zwischen mit gleichem Buchstaben markierten Paaren  
 B, S, F = Baum-, Strauch-, Feldschicht

b) Die Bedeutung der Vegetationsstruktur zeigte sich auch im Bereich des Sturmwurfs Bebenhausen. Hier wurden in einmaligem Ansatz im Herbst 1994 auf 4 Probeflächen je 25 Schalen mit jeweils 5 Brombeerkernen pro Schale angeboten. Die Ergebnisse der Tab. 3.4-3 sprechen für sich: Der ungeräumte Teil der Sturmwurffläche wurde am stärksten genutzt; am meisten blieb im straucharmen Buchenwald übrig.

c) Angesichts von Ausmaß und Differenziertheit der seed predation an Kirsch- und Brombeerkernen schien es wichtig, auch das Schicksal von Früchten der Hauptbaumarten Buche und Eiche unter entsprechenden Rahmenbedingungen kennenzulernen; wie sind deren Keimungs- und frühe Überlebenschancen in Abhängigkeit von Mäusefraß in verschiedenen Habitaten? Dies wurde von BAUER (1997) untersucht. Vorweg sei bemerkt, daß sich die gewählte Methodik, die zum Teil auf den Erfahrungen von KOLLMANN & SCHILL (1996) an Eicheln und Haselnüssen beruhte, für die Buche nicht bewährte. In der Auswertung werden daher nur die Ergebnisse für (Stiel-)Eiche besprochen. Von ihr wurde Klengen-Saatgut mit 57 % Keimfähigkeit (nach zwei Monaten im Labor gemessen) verwendet.

Es wurden im geräumten Teil der Sturmwurffläche 5 Varianten in je 8 Wiederholungen durchgeführt. Auf jeder der 40 Einzelflächen wurden Ende April/Anfang Mai 1996 in dem in Abb. 3.4-4 dargestellten Muster 24 Bucheckern und 24 Eicheln im Abstand von 10 cm in 2 cm Tiefe gesteckt. Die Hälfte von diesen war durch Maschendrahtwürfel (5 x 5 x 5 cm<sup>3</sup>) gegen Mäusefraß geschützt (Abb. 3.4-5).

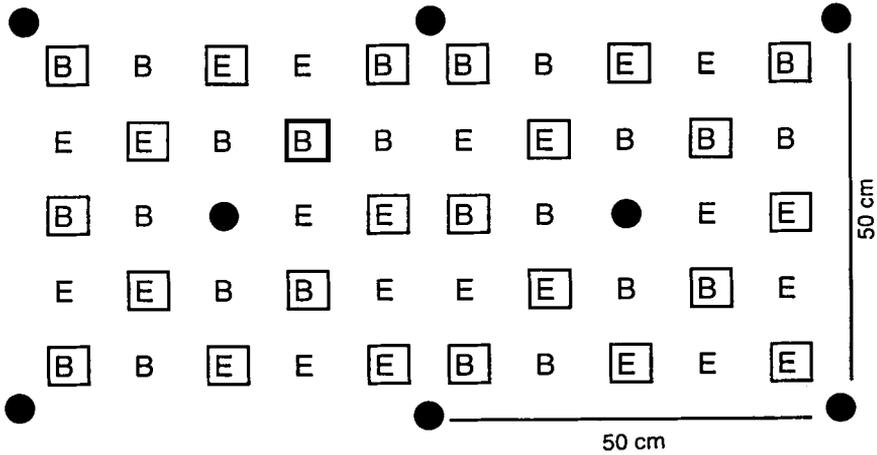


Abb. 3.4-4: Schema der Versuchsflächen, durch Holzpflocke (●) markiert, mit jeweils 24 Bucheckern (B) und 24 Eicheln (E), davon die Hälfte mit Mäuseschutz (□) (aus BAUER 1997).



Abb. 3.4-5: Buchecker mit Mäuseschutz beim Ausbringen (aus BAUER 1997).

Um auch Wildverbiß erfassen oder ausschließen zu können, wurden Probeflächen mit einem Drahtquader überdeckt, der den Zugang von Mäusen nicht behinderte.

Die Varianten:

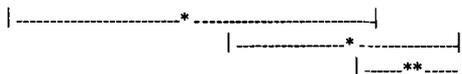
- Freifläche ohne Vegetation in näherem Umfeld mit Wildschutz
- ebenso ohne Wildschutz
- *Calamagrostis epigejos*-Polykormon mit 100 % Deckung nach Austrieb mit Wildschutz
- ebenso ohne Wildschutz
- Brombeer-Gestrüpp ohne Wildschutz (es wird vom Wild ohnehin gemieden)

Die seed predation ergibt sich aus der Zahl der geschützten Keimlinge minus der Zahl der ungeschützten Keimlinge ausgedrückt in Prozent der geschützten Keimlinge. Aus Tab. 3.4-4 lassen sich folgende praxisrelevante Ergebnisse ablesen: Der weitaus höchste Samenverzehr spielte sich im Brombeergestrüpp ab, welches auch die beste Deckung bot. Unerwarteterweise war er am geringsten im Inneren der Reitgras-Herden, obwohl diese doch eher Deckung bieten als die kaum bewachsenen Probeflächen.

Tab. 3.4-4: Höhe der seed predation an *Quercus robur* auf den fünf Flächentypen (Mittelwert ± Standardabweichung; aus BAUER 1997).

	Freifläche mit Wildschutz	Freifläche o. Wildschutz	<i>Calamagrostis m.</i> Wildschutz	<i>Calamagrostis o.</i> Wildschutz	<i>Rubus frut. agg.</i>
Höhe der seed predation in %	79 (± 47)	83 (± 19)	58 (± 28)	44 (± 29)	90 (± 16)

Abschlußtest:



\* signifikanter Unterschied  
 \*\* hochsignifikanter Unterschied

Wahrscheinlich wirkt das „Halmdickicht“ als Raumwiderstand für Mäuse hinderlich, wiewohl Mäuse nach landläufigen Beobachtungen gerade vergraste Flächen bevorzugen und eben dort Laubholzkulturen zu verbeißen pflegen (BURSCHEL & HUSS 1997). Unter natürlichen Verhältnissen dürfte die Dichte des Eichelangebotes, sofern es sich um synzoochor versteckte Früchte und nicht um Aufschlag handelt, geringer und die „Findewahrscheinlichkeit“ und seed predation durch Mäuse geringer sein; dies gilt jedoch für alle unsere Varianten gleichermaßen. Jedenfalls ist es empfehlenswert, speziell Hochgras-Flächen mit *Calamagrostis* vergleichend mit Mittel- und Untergras-Flächen auf seed predation, Verbiß, aber auch Durchsetzungsfähigkeit und weitere Entwicklung von Laubbaum-Jungpflanzen und damit das Potential an Naturverjüngung zu prüfen; die Bewertung als Forstunkraut könnte sich ändern (vergl. auch Kap. 3.3.4).

## Zusammenfassung

Der größte Teil der Ergebnisse wurde auf Kahlschlagflächen gewonnen, deren vorheriger Zustand pflanzensoziologisch dokumentiert und auf denen Dauerbeobachtungsflächen angelegt worden waren. Die Ergebnisse sind in verschiedenen definierten Waldgesellschaften bzw. deren Sukzessionsstadien gewonnen worden, so daß ein Bezugssystem für Schlußfolgerungen auf andere Fälle in anderen Gebieten gegeben ist. Auch eine Übertragung der Ergebnisse von Kahlschlägen auf Sturmwurfflächen ist angesichts der großen strukturellen und ökologischen Ähnlichkeit, vor allem nach Räumung, sinnvoll. So sind es auch die gleichen populationsbiologischen Prozesse, deren Kenntnis die Vegetationsentwicklung verständlich werden läßt; diese werden in einem Überblick zusammengestellt und durch die eigenen Beispiele beleuchtet.

Die Artenzahl nahm nach Schlag allgemein sehr stark zu, da der größte Teil der bereits im Waldbestande notierten Arten erhalten blieb und weitere Arten, besonders reichlich Therophyten, hinzutraten. Die meisten neuen Arten müssen aus der Samenbank stammen; dies zeigt ein Vergleich mit dieser und mit dem Spektrum der nachweislich eingetragenen Arten. Der Samenbank kommt praktische Bedeutung zu, da sie auch etliche Arten enthält, die später verdämmend wirken können.

Eine Einwanderung auf generativem Wege setzt nicht nur Eintrag, sondern auch dauerhaftes Gedeihen (Etablierung) voraus. Ein Eintrag durch Vögel und durch Wind konnte nachgewiesen werden; erste Zahlen für einen Transport durch Wind werden vorgelegt. Der Eintrag durch Wind von außen auf die Freiflächen ist bei niederwüchsigen Arten äußerst gering und nur bei Bäumen relevant. Damit es zur Ausbreitung durch Vögel kommen kann, sind Sitzstrukturen für diese, z.B. Heister, nötig.

In den folgenden Jahren kommt es zu einer Disproportionierung: An Buchenwaldstandorten auf Löß gehen vor allem Stellarietea-Arten sowie Eschen- und Robinien-Jungpflanzen zurück, wogegen ruderal Hochstauden und etliche *Juncus*- und *Carex*-Arten zunehmen. Die Front eines Polykormons von *Calamagrostis epigejos* rückte im 6. Jahr nach Sturmwurf (Bebenhausen) um 70 cm/a vor, wobei seine größte Fertilität im jungen Randbereich lag.

Die Intensität der seed predation durch Kleinsäuger wurde zum einen durch Vergleich von Waldbeständen und Freiflächen, zum andern auf verschiedenen Kleinstandorten auf der Sturmwurffläche Bebenhausen untersucht. Beim ersten Ansatz wurden in standardisierter Weise Brombeerkerne angeboten und das Ausmaß der Schalenleerung bestimmt. Beim zweiten Ansatz wurden Eicheln im Frühjahr teils ungeschützt, teils geschützt durch Drahtwürfel, in den Boden gesteckt und im Herbst auf Verzehr hin geprüft. Bei beiden Verfahren erwies sich das Deckungsangebot als entscheidender Faktor; allerdings scheint der Raumwiderstand von *Calamagrostis*-Herden Mäuse zu hemmen.

### 3.5 Entwicklung der Vegetation im überregionalen Vergleich

von U. Sayer und A. Reif

#### 3.5.1 Einführung

Die Entwicklung der Vegetation auf Sturmwurfflächen verläuft in Abhängigkeit von Geologie und Großklima unterschiedlich (OBERDORFER 1978). Um diesen standörtlichen Unterschied aufzuzeigen, wurden in Baden-Württemberg seit 1991 in 18 unterschiedlichen Beständen in 10 verschiedenen Forstämtern 21 Dauerbeobachtungsflächen ausgewiesen (Tab. 3.5-1). Bei diesen Flächen handelt es sich um geräumte und ungeräumte Windwürfe ehemaliger Fichtenforste, die durch die Frühjahrsstürme "Vivian" und "Wiebke" 1990 entstanden sind. Ziel der Untersuchung

war es, die natürliche Entwicklung dieser Sturmwurfflächen und ihre Unterschiede bzw. Ähnlichkeit zur Vegetation anthropogener Kahlschlagflächen herauszuarbeiten, um Beurteilungsgrundlagen für das forstliche Handeln zu schaffen.

Auf jeder ausgewiesenen Dauerbeobachtungsfläche befinden sich drei bis 9 Dauerquadrate (insgesamt 69) von jeweils 10 m Kantenlänge. Hier wurde die Vegetation nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (WILMANN 1993) wiederholt aufgenommen und deren Veränderungen über die Jahre 1991 bis 1995 verglichen. Auf einem Teil der Fläche (35 % eines jeden Quadrats) wurde die Entwicklung der vorgefundenen Baumindividuen verfolgt. Die Benennung der Arten richtet sich nach OBERDORFER (1994).

Tab. 3.5-1: Übersicht über die Dauerbeobachtungsflächen.

Forstamt	Anzahl Dauerflächen	Geologie	forstl. Wuchsgebiet	Räumung
<b>Bodensaure Standorte</b>				
Enzklosterle	2	Buntsandstein	Schwarzwald	g/u*
Bad Rippoldsau	2	Buntsandstein	Schwarzwald	g/g
<b>Mittlere Standorte</b>				
Eilwangen	2	Keuper	Neckarland	u/u
Bebenhausen	3	Keuper	Neckarland	g/g/u
Villingen	1	Buntsandstein	Baar-Wutach	g
Rosenberg	2	Keuper	Neckarland	g/g
Comburg	1	Keuper	Neckarland	g
Bad Waldsee	2	Würm-Gundmöräne	Südwestdeutsches Alpenvorland	g/g
<b>Basenreiche Standorte</b>				
Langenau	3	Weißjura	Schwäb. Alb	u/u/u
Tuttlingen	3	Weißjura	Schwäb. Alb	g/g/g

\* g - geräumt, u - ungeräumt

### 3.5.2 Standort und Vegetation

Bedingt durch die starken geologischen Unterschiede der Flächen ergeben sich die stärksten Kontraste in der floristischen Artenzusammensetzung entlang des Nährstoffgradienten. Daher wurden die aufgenommenen Bestände zunächst in drei Gruppen der sauren, der mittleren und der basenreichen Böden untergliedert. Die gegeneinander abgrenzbaren Vegetationseinheiten wurden in Anlehnung an bereits beschriebene Pflanzengesellschaften benannt (OBERDORFER 1978; PASSARGE 1970, 1981, 1984; POTT 1995) und verglichen.

Die Arten Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), Wald-Greiskraut (*Senecio sylvaticus*), Fuchs'sches Greiskraut (*Senecio ovatus* = *S. fuchsii*), Himbeere (*Rubus idaeus*), Holunder- und Weidenarten treten auf allen Flächen mit hoher Stetigkeit auf. Während Schmalblättriges Weidenröschen und Wald-Greiskraut schon in den ersten zwei Beobachtungsjahren hohe Deckungsgrade erreichen, treten Fuchs'sches Greiskraut, Roter sowie Schwarzer Holunder (*Sambucus racemosa*, *S. nigra*) erst nach zwei bis drei Jahren mit höheren Deckungen auf. Das massive Auftreten dieser Arten zeigt die Ähnlichkeit der Vegetation auf anthropogenen Kahlschlägen mit der auf natürlich entstandenen Sturmwurfflächen, vor allem wenn die Sturmwurfflächen nach dem Sturm geräumt wurden.

Neben diesen diagnostisch wichtigen Arten treten immer wieder faziesbildende Arten in Erscheinung. Viele dieser Arten waren im Waldbestand oder an Wegrändern bereits vor dem Sturmereignis steril vorhanden und konnten sich dort über lange Zeiträume halten und vegetativ vermehren (vgl. Kap. 3.4.2). Sobald die Flächen dann freigestellt wurden, konnten sie explosionsartig an Deckung zunehmen. Typische Beispiele sind Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*), See-gras-Segge (*Carex brizoides*), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*). Oft sind parallel zu diesen Faziesbildnern schon in den ersten Jahren der Entwicklung auch die dominanten Arten späterer Sukzessionsstadien wie Fuchs'sches Greiskraut, Himbeere oder Gehölzarten wie Salweide und Birke mit hoher Stetigkeit vertreten (v.a. auf mittleren und basenreichen Böden).

Die verschiedenen geologischen Ausgangsbedingungen der Untersuchungsflächen wirken sich in starken Unterschieden der Artzusammensetzung (vgl. Kapitel 3.5.2.1 bis 3.5.2.3), in deutlich verschiedenen Artenzahlen sowie in verschiedenartiger Deckungsgradentwicklung (Abb. 3.5-1 und Abb. 3.5-2) aus.

Die Artenzahlen nahmen im Zeitraum zwischen 1991 und 1992 auf allen Flächen zu und gingen anschließend auf den artenreicheren mittleren und basenreichen Böden kontinuierlich zurück

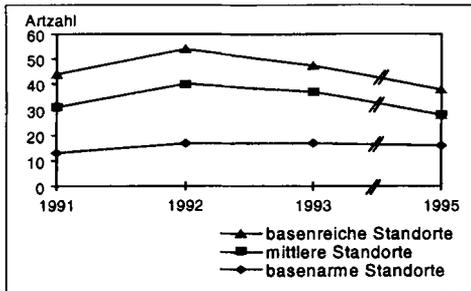


Abb. 3.5-1: Entwicklung der mittleren Artenzahlen.

Das Artenzahlenmaximum wurde auf allen Flächen schon im zweiten Jahr der Entwicklung erreicht. Schon durch das unterschiedliche Artenzahlenniveau (Abb. 3.5-1) – unabhängig von der unterschiedlichen Artenzusammensetzung – lassen sich die drei standörtlichen Gruppen voneinander abgrenzen. Während der gesamten Beobachtungszeit fanden sich auf den basenreichen Böden die höchsten Artenzahlen; die niedrigsten auf den basenarmen Böden.

Auch bei der Entwicklung der Vegetationsbedeckung sind starke Unterschiede erkennbar (Abb. 3.5-2). Schon 1991, also bereits ein Jahr nach dem Sturmereignis, war auf den basenreichen Böden eine deutlich dichtere Vegetationsbedeckung erreicht als auf den übrigen Böden. Vermutlich war dort die Krautschicht auch schon in den Vorbeständen stärker entwickelt: Auf den basenreichen Flächen fand sich bereits 1991 eine Vegetationsbedeckung der bodennahen Krautschicht von knapp 80 %, während auf den sauren Standorten lediglich eine Gesamtbedeckung von 30 % erreicht wurde.

Auf den basenreichen Standorten schloß sich die Bodenvegetation schnell und bedeckte bereits im zweiten Jahr der Entwicklung die Flächen mit durchschnittlich etwa 85 % (Abb. 3.5-2). Im Laufe der weiteren Sukzession erfolgte hier die Entwicklung einer Strauch- bzw. Baumverjüngungsschicht. Im Jahr 1995 traten auf den mittleren und auf den basenreichen Böden Arten auch in der Schicht über 3 Meter Höhe auf, während sie in dieser Schicht auf den sauren Böden noch vollkommen fehlten. Hier erreichte auch 1995 die Strauchschicht (1 bis 3 m Höhe) nur Deckungen von 50 %.

### 3.5.2.1 Basenarme Standorte

Die Sturmwurfflächen der bodensauren Standorte lassen sich durch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*) abgrenzen. Hierbei handelt es sich (bis auf *Calluna*) um Arten, die ihren Schwerpunkt im Wald haben. Andere Arten wie Birke (*Betula pendula*) und Roter Fingerhut (*Digitalis purpurea*) haben ihren Schwerpunkt zwar auf bodensauren Böden, doch streuen sie weit in die lehmigen und besser basenversorgten Standorte ein. Kennzeichnendes

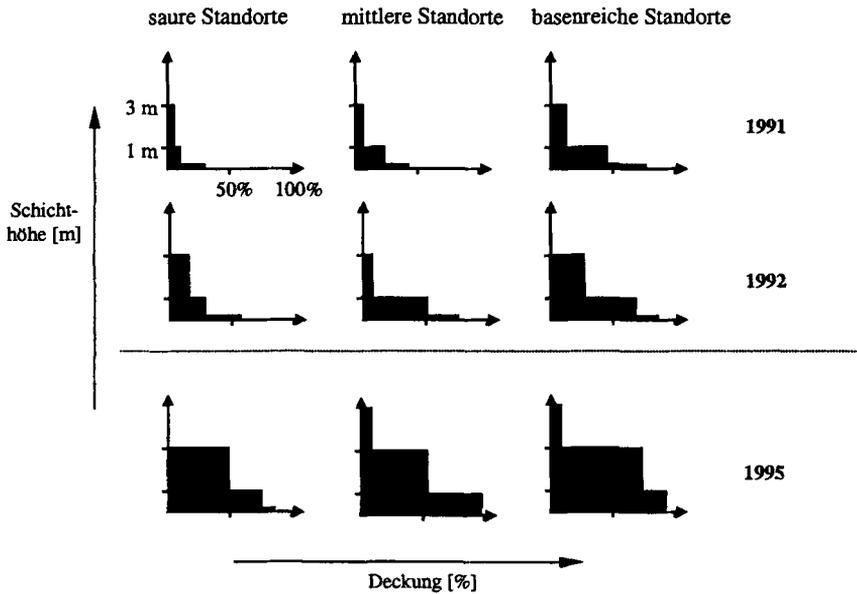


Abb. 3.5-2: Deckungsentwicklung auf unterschiedlichen Standorten und in verschiedenen Schichten. Niedere Krautschicht 0 - 20 cm, Krautschicht 20 cm - 1 m, Strauchschicht 1 - 3 m, niedere Baumschicht über 3 m.

Merkmal dieser bodensauren Flächen ist zudem ihre Artenarmut, die sich auch im Verlauf der bisherigen Entwicklung nicht erheblich geändert hat (Abb. 3.5-1).

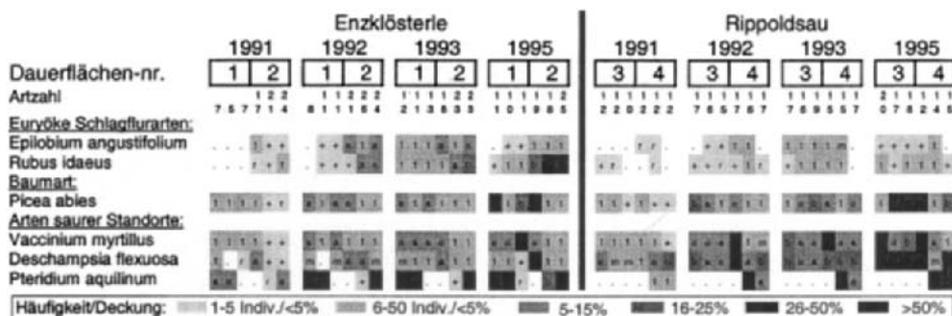
Die Entwicklung der Bestände auf diesen sandigen Böden verläuft aufgrund der geringen Nährstoffreserven der Buntsandsteinböden mit wenigen Arten und geringen Deckungen wesentlich langsamer ab als auf den basenreicheren Standorten. Neben zahlreichen Waldarten saurer Böden finden sich vor allem weit verbreitete Schlagflurarten wie Schmalblättriges Weidenröschen und Himbeere. Heidelbeere und Draht-Schmiele erreichen Stetigkeiten von 100 %, ihre Deckung nimmt im Laufe der Entwicklung kontinuierlich zu (Tab. 3.5-2). Die geringen Basenreserven der Böden und die mangelnde Nährstoffnachlieferung erschweren vielen Arten mit etwas höheren Ansprüchen eine Ansiedlung. Nur Weidenröschen, Himbeere, Heidelbeere, Draht-Schmiele, Adlerfarn und eine üppige Fichtenverjüngung (s.u.) haben im Verlauf von 5 Jahren an Deckung zugenommen.

Eine auffällig unterschiedliche Entwicklung der direkt benachbarten geräumten und belassenen Sturmwurffläche in Enzklösterle (Dauerfläche 1 und 2) konnte bisher noch nicht beobachtet werden. Auf der belassenen Fläche kamen lediglich einzelne zusätzliche Waldarten mit wenigen

Individuen vor. Gleichzeitig zeigten sich auf dieser Fläche etwas mehr Schlagflurarten, jedoch alle Arten mit eher geringer Deckung. Auch die weitere Entwicklung wird hier in beiden Varianten vermutlich durch anhaltend langsames Wachstum bestimmt sein. Höhere Deckungsgrade von Himbeere treten nur vereinzelt auf. Große Flächenteile werden wohl auch in Zukunft stark von Adlerfarn (Tab. 3.5-2) und Fichte (Tab. 3.5-2, Abb. 3.5-3) bestimmt werden.

Der Adlerfarn spielt im standörtlichen Vergleich eine untergeordnete Rolle. Der Verzicht auf energieaufwendige, holzige Pflanzenteile gepaart mit einem weit verzweigten Rhizomsystem verschafft der Pflanze auf sauren Böden offenbar erhebliche Wuchsvorteile gegenüber anderen Arten, so daß die Art, wenn sie einmal aufgetreten ist, zur Dominanz gelangen kann und dann oft den gesamten Wuchsraum einnimmt (Tab. 3.5-2). Eine ähnliche Entwicklung fand WILMANN (1979) auf einem Reutberg im mittleren Schwarzwald, wo der Adlerfarn auch nur in wenigen Aufnahmen erschien, dort aber – speziell wenn es sich um ältere Sukzessionsstadien handelte – mit sehr hoher Deckung auftrat.

Tab. 3.5-2: Auszug aus der Teiltabelle der sauren Standorte. Pro Jahr sind jeweils 6 verschiedene zeitgleiche Aufnahmen dargestellt. Angegeben sind die Flächendeckungen derjenigen Arten mit einer tendenziell gerichteten Veränderung des Deckungsgrades. Die Ziffern in der Tabelle sind Deckungssymbole (Skala s. WILMANN 1993). Bei den Dauerflächen in Enzklosterle handelt es sich um eine geräumte (1) und eine belassene (2) Fläche, die direkt nebeneinander liegen. Bei den Flächen in Bad Rippoldsau (3, 4) handelt es sich um geräumte Varianten.



### 3.5.2.2 Mittlere Standorte

Die Vegetation der mittleren Standorte läßt sich gegen die der bodensauren Standorte deutlich abgrenzen, zu den basenreichen bestehen fließende Übergänge (vgl. Tab. 3.5-6). Alle Flächen sind eben oder nur schwach geneigt, die Böden sind lehmig oder tonig, die Basenversorgung ist

gegenüber den sauren Böden verbessert. Gleichzeitig sind die Böden auch feuchter, was sich im Auftreten zahlreicher Feuchtezeiger wie Flatterbinse (*Juncus effusus*), Knäuel-Binse (*Juncus conglomeratus*), Seegras-Segge (*Carex brizoides*), Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*) und Quell-Sternmiere (*Stellaria uliginosa*) äußert.

Auch bei mittlerer Basenversorgung wird die Bestandesentwicklung nach Sturmwurf von Wald-Greiskraut und Schmalblättrigem Weidenröschen eingeleitet. Das Wald-Greiskraut ist nur in den Anfangsjahren der Sukzession aspektbildend vorhanden. Bereits nach fünf Jahren ist es fast vollständig verschwunden. Das Schmalblättrige Weidenröschen tritt in den ersten Jahren mit hoher Stetigkeit bei relativ hoher Deckung auf. Schon nach wenigen Jahren nimmt auch diese Art durch die zunehmende Konkurrenz anderer Arten kontinuierlich ab.

Innerhalb des mittleren Standortspektrums läßt sich mit Hilfe der Vegetation eine weitere Differenzierung der Flächen in einen basenärmeren und einen basenreicheren Flügel vornehmen. Ein Teil der Aufnahmen ist differenziert durch Säurezeiger wie Draht-Schmiele, Heidelbeere und Roter Fingerhut, die damit die Verbindung zu den bodensauren Standorten herstellen. Der andere Teil dieser Aufnahmengruppe ist stärker geprägt von Arten feuchterer und basenreicherer Standorte wie Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*), Sumpf-Hornklee (*Lotus uliginosus*), Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) und Kriechendem Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), die den Übergang zu den basenreichen Standorten aufzeigen.

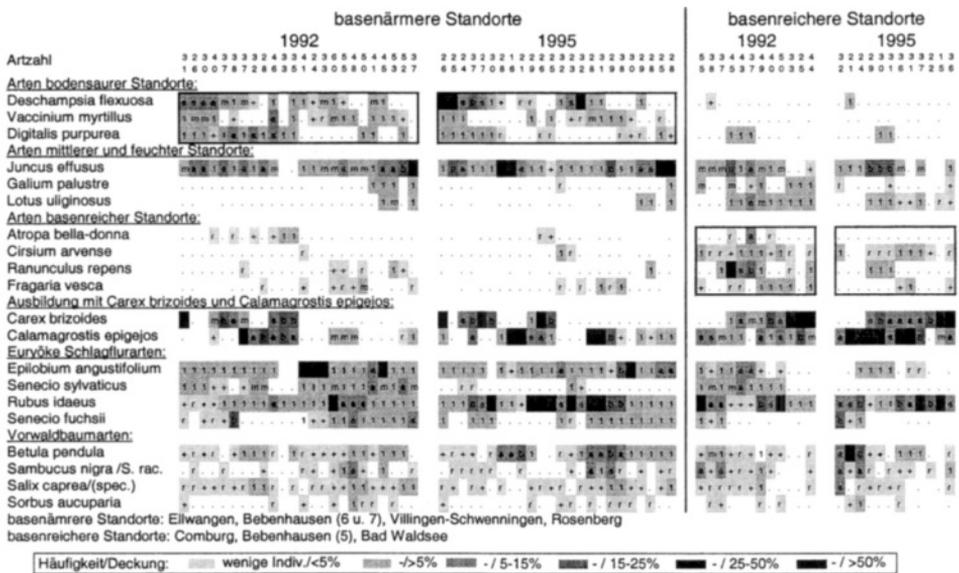
Ein Unterschied zwischen geräumter und belassener Variante konnte für mittlere Basenversorgung nicht herausgearbeitet werden. Zum einen existiert durch die vorgegebene Lage der Flächen nirgendwo die Möglichkeit eines direkten Vergleichs. Zum anderen können die bestehenden Unterschiede der Flächen mit der graduell unterschiedlichen Basenversorgung der Böden innerhalb dieser standörtlichen Gruppe erklärt werden.

Mit fortschreitender Sukzession kommt es auf einzelnen Flächen zur Bildung von Dominanzbeständen durch Arten wie Seegras-Segge oder Land-Reitgras. In älteren Entwicklungsstadien sind Deckungsgrade einzelner Arten von über 50 % keine Seltenheit (Tab. 3.5-3). Vor allem Ausläufer- oder Rhizombildner wie *Carex brizoides*, *Calamagrostis epigejos* und Arten wie *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus* oder *Deschampsia cespitosa*, die durch ihre Konkurrenzstärke und ihr Größenwachstum über längere Zeiträume hinweg aspektbestimmend werden können, zeigen eine starke horizontale Ausbreitungstendenz (vgl. PASSARGE 1984). Auf vielen Flächen, auf denen es nicht zur Bildung von Vergrasungsstadien kommt, findet ein kontinuierlicher Übergang zu himbeerdominierten Beständen statt (vgl. DIERSCHKE 1988).

Im Verlauf der bisher fünfjährigen Entwicklung sind Vorwaldgehölze wie Birke, Sal-Weide, Roter und Schwarzer Holunder teilweise zu einem lichten Vorwald herangewachsen. Die vom Deckungsgrad her bedeutendste Baumart ist die Birke. Die Fichte, die auf den bodensauren Bö-

den zu den Arten mit höheren Deckungsgraden zählt, kommt hier zwar mit großer Regelmäßigkeit vor, erreicht jedoch nur selten hohe Individuendichte oder Deckung. Durch das Auftreten anderer konkurrenzfähiger Gehölze wird ihre Bedeutung auf diesen Standorten mit der Zeit vermutlich abnehmen.

Tab. 3.5-3: Auszug aus der Teiltabelle der mittleren Standorte. Pro Jahr sind jeweils 24 bzw. 12 verschiedene zeitgleiche Aufnahmen dargestellt. Angegeben sind die Flächendeckungen derjenigen Arten mit einer tendenziell gerichteten Veränderung des Deckungsgrades. Die Ziffern in der Tabelle sind Deckungssymbole (Skala s. WILMANN 1993).



**Basenreiche Standorte**

Die hier untersuchten Sturmwurfflächen auf basenreichen Böden finden sich auf flach- bis mittelgründigen Kalkverwitterungslehmen. Zahlreiche Arten kommen sowohl auf den mittleren als auch auf den basenreichen Standorten vor. Arten wie Wald-Erdbeere (*Fragaria vesca*), Sumpfkatzdistel (*Cirsium palustre*), Tüpfel-Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) oder Tollkirsche (*Atropa bella-donna*) erreichen auf den basenreicheren Böden hohe Stetigkeiten, kommen aber mit geringerer Stetigkeit bis in die mäßig bodensauren Bereiche hin vor. Wald-Greiskraut und Schmalblättriges Weidenröschen treten hier in ihrer Bedeutung zurück.

Insgesamt gesehen finden sich viele Arten, die ein hohes Nährstoffangebot im Boden anzeigen, ihren Schwerpunkt aber in Gesellschaften außerhalb der Schlaggesellschaften haben. Arten basenreicher Wälder wie Waldmeister (*Galium odoratum*), Behaarte Trespe (*Bromus ramosus*) oder Waldgerste (*Hordelymus europaeus*) sind mit Arten trockener, nährstoffreicher Waldstandorte wie Nickendem Perlgras (*Melica nutans*) oder Wald-Labkraut (*Galium sylvaticum*) vergesellschaftet. Daneben erscheinen auch Arten der Halbtrockenrasen und wärmeliebender Säume wie Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*), Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*) oder Wundklee (*Anthyllis vulneraria*). Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), Wiesen-Labkraut (*Galium mollugo* agg.) oder Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) treten zumindest zeitweise mit höherer Deckung auf.

Zu den Trockenheitszeigern gesellen sich Feuchtezeiger wie Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*), Kohl-Kratzdistel (*Cirsium oleraceum*) und Sumpf-Kratzdistel (*Cirsium palustre*). Diese werden allerdings nach wenigen Jahren wieder überwachsen.

Das Nebeneinander von Trockenzeigern und Feuchtezeigern deutet möglicherweise auf eine Änderung der standörtlichen Bedingungen nach dem Sturmwurfereignis hin. Vor dem Sturmwurf wurden die Böden durch die hohe Transpirationsleistung der Bäume stark entwässert. Der Bodenvegetation stand nur relativ wenig Wasser zu Verfügung. Nach Wegfallen des transpirierenden Baumschirmes ist das Wasserangebot für die Bodenvegetation höher. Trockenheitszeigende Arten bleiben zwar an der Entwicklung beteiligt; doch führen einwandernde Nässezeiger zu einer eigenartigen Zeitmischung bei kontinuierlichem Zurücktreten konkurrenzschwächerer Trockenheitszeiger.

Ein Rückgang der Evapotranspiration, und damit eine "Vernässung" von Freiflächen im Wald findet prinzipiell zwar überall statt (BURSCHEL & HUSS 1997), sie bewirkt jedoch insbesondere auf trockeneren Standorten eine deutlichere Artenverschiebung als auf ohnehin feuchten Standorten.

Die gute Stickstoffversorgung der basenreichen Sturmwurfflächen wird durch zahlreiche Nitrophyten wie Brennessel (*Urtica dioica*), Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), Mauerlattich (*Mycelis muralis*), Stinkender Storchnabel (*Geranium robertianum*) und *Rubus*-Arten dokumentiert. Eine Sonderstellung scheint der Himbeere zuzukommen. Vermutlich hat sie durch ihren teilweise verholzenden Stengel eine etwas langsamere Entfaltung als viele krautige Arten. Sie ist zwar schon zu Beginn der Entwicklung mit hoher Stetigkeit in der Vegetation vertreten, aber erst in „reiferen“ Entwicklungsstadien zeigt sie ihre enorme Konkurrenzkraft durch höhere Deckungsgrade (Tab. 3.5-4). Nur wenige Arten können dann noch mit der Himbeere konkurrieren, was sich dann in den rückläufigen Artenzahlen der Kalkstandorte zeigt (Abb. 3.5-1). Neben faziesbildenden Arten wie Glatthafer weisen vornehmlich Gehölze wie Rote Heckenkirsche,



Bild 1: Ungeräumte Sturmwurffläche in Langenau 1991 (vgl. Bild 2). Der Bestand ist sehr totholzreich. Dennoch finden sich am Boden hohe Deckungsgrade und ein großer Artenreichtum in der Bodenvegetation. Der stehende Stamm im Vordergrund und der Baumstumpf in der Bildmitte ist in beiden Bildern zu erkennen.

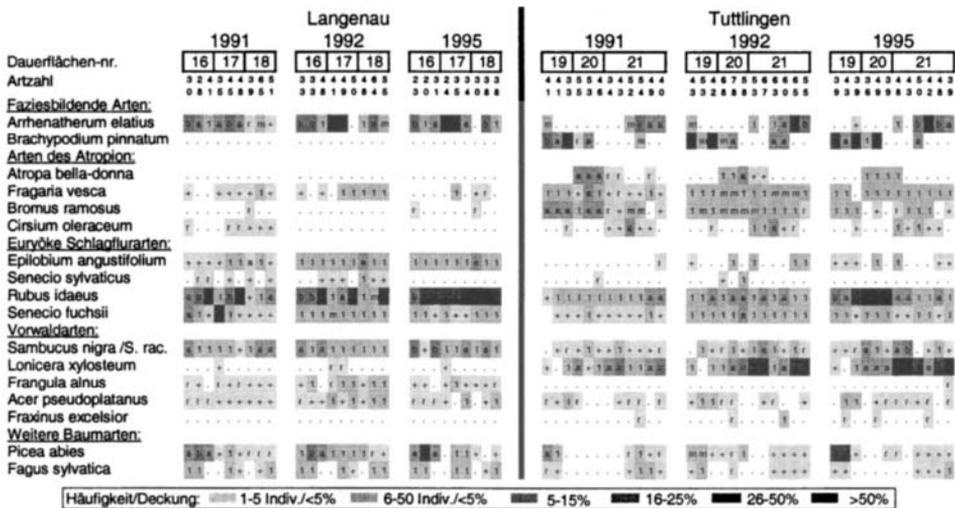


Bild 2: Ungeräumte Sturmwurffläche in Langenau 1995 mit ausgeprägter Himbeerflur (vgl. Bild 1 mit gleichem Blickwinkel).

Berg- Ahorn sowie Schwarzer und Roter Holunder zunehmende Deckungen auf. Diese Arten werden vermutlich den Folgebestand prägen.

Auch für die Sturmwurfflächen basenreicher Böden ist ein Vergleich zwischen geräumten und belassenen Sturmwurfflächen nur bedingt möglich. Die geräumten Flächen in Tuttlingen sind von den ungeräumten Flächen in Langenau geographisch so weit getrennt, daß deren Unterschiede nicht unbedingt mit der unterschiedlichen Behandlung der Flächen erklärt werden darf.

Tab. 3.5-4: Auszug aus der Teiltabelle der basenreichen Standorte. Pro Jahr sind jeweils 9 bzw. 12 verschiedene zeitgleiche Aufnahmen dargestellt. Angegeben sind die Flächendeckungen derjenigen Arten mit einer tendenziell gerichteten Veränderung des Deckungsgrades. Die Ziffern in der Tabelle sind Deckungssymbole (Skala s. WILMANN 1993).



### 3.5.3 Baumartenverjüngung im standörtlichen Vergleich

Die Zusammensetzung der Baumartenverjüngung der untersuchten Sturmwurfflächen ist ebenfalls geprägt durch Unterschiede in der Basenversorgung. Daneben ist jedoch das Ausmaß einer etwaig vorhandenen Fichten-Vorausverjüngung entscheidend. Das Auftreten einer dominanten Fichtenverjüngung resultiert vermutlich weitgehend aus der Sämlingsbank der Fichten-Vorbestände. Fichtendominanz in der Verjüngung ist auf vielen bodensauren Standorten besonders ausgeprägt (Abb. 3.5-3), muß dort aber nicht immer auftreten. In einer Untersuchung im Schwarzwald (SCHÖLCH et al. 1994) auf überwiegend bodensauren Standorten hatte die Fichte

nur auf einer von acht untersuchten Flächen einen Anteil über 50 % an der Verjüngung. Die übrigen Flächen wurden stark von Pionier- und Schlußbaumarten beherrscht. Auf basenreichen Standorten tritt eine dominante Fichtennaturverjüngung nur in Ausnahmefällen auf. Auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb fanden HETZEL & REIF (1997) individuenreiche Fichtennaturverjüngung nur unter stark aufgelichteten Kronenschirmen des Vorbestandes.

Langlebige Schlußbaumarten wie Buche oder Tanne sind auf vielen Standorten von Anfang an an der Verjüngung beteiligt. Die geringeren Baumzahlen auf den mittleren Standorten könnten durch ein geringeres Samenangebot und/oder durch fehlende Vorausverjüngung auf diesen Flächen bedingt sein.

Die langlebigen Pionierbaumarten Berg-Ahorn und Esche treten mit nennenswerten Individuenzahlen vorwiegend auf den basenreichen Böden auf. Als sekundäre Pionierbaumarten können sie auf basenreichen Böden als natürliche Vorwaldbaumarten auftreten (MAYER 1984). Auch auf den basenreichen, frischen, lößüberlagerten Basaltstandorten des hessischen Vogelsbergs bilden Edellaubhölzer den größten Teil der Verjüngung (WILLIG 1964); Pionierbaumarten [gemeint sind vermutlich kurzlebige Pionierbaumarten] und Fichten hatten dort ihren Schwerpunkt auf den wechselfeuchten Böden, wo kaum mehr Edellaubholzverjüngung vorkam.

Kurzlebige Pionierbaumarten wie Birke, Vogelbeere und Salweide treten nahezu auf allen Flächen auf. Auf Böden mittlerer Basenversorgung erreichen sie deutlich höhere Individuenzahlen. Die Konkurrenz der Fichte auf den sauren Standorten und eine dichte Krautflora auf den basenreichen Standorten könnten dafür gesorgt haben, daß die Individuenzahlen dieser Gruppe nur im Bereich mittlerer Basenversorgung deutlich höher sind, zumal diese sehr lichtbedürftigen Arten sich weitgehend erst nach dem Sturmereignis ansamen können.

Die Birke ist hier die mit Abstand wichtigste Baumart. Während sie auf den Kalkstandorten überhaupt nicht und auf den sauren Standorten nur mit wenigen Individuen auftritt, hat sie auf den mittleren und zugleich frischeren Standorten ihren Entwicklungsschwerpunkt. Als Art, „die bevorzugt auf trockenen, mäßig nährstoffreichen, meist basenarmen Böden vor allem mit *Salix caprea* in Vorwald-Gesellschaften des Quercion robori-petraeae und des Luzulo-Fagion auftritt“ (SEBALD et al. 1990), zeichnet sie hier gut die bestehenden Standortverhältnisse nach.

Nahezu bei allen Baumarten ist im Laufe der Jahre eine Abnahme der Individuenzahlen als Resultat eines fortschreitenden Differenzierungsprozesses zu beobachten.

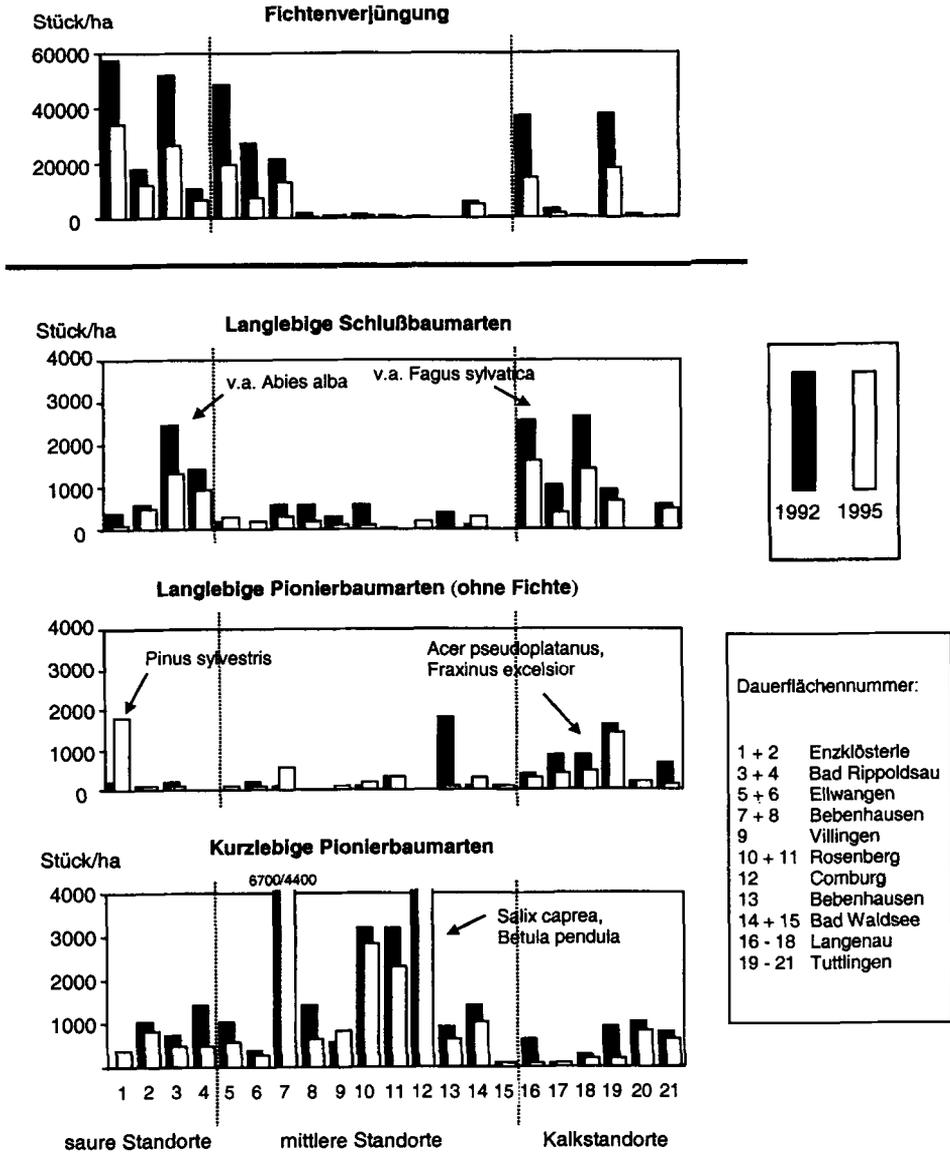


Abb. 3.5-3: Entwicklung der Verjüngungszahlen verschiedener Baumartengruppen. Jedes Säulenpaar zeigt die Entwicklung einer Dauerfläche im Zeitvergleich. Die Anordnung entspricht der Gliederung in den Vegetationstabellen. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Fichtenverjüngung zu den übrigen Baumarten.

### 3.5.4 Pflanzensoziologische Zuordnung

#### 3.5.4.1 Vorbemerkung

Freiflächen im Wald können durch entsprechende forstliche Bewirtschaftung oder durch Katastrophen entstehen. Vor allem durch Kahlschlag entstandene Freiflächen, ihre Standortbedingungen und Vegetationsentwicklung wurden schon lange untersucht (Überblick in ELLENBERG 1996). Demnach bildet sich eine typische Schlagflurvegetation vor allem in Montanlagen bei guter Basenversorgung heraus, da optimale Wasser- und Klimaverhältnisse zu einem schnellen Streuabbau und zu Nährstofffreisetzung führen. In tieferen Lagen hemmt Sommertrockenheit, auf sauren Böden Basenarmut die schnelle Mineralisierung. Unter diesen Bedingungen profitieren die vorhandenen Unterwuchsarten des Waldes sowie Waldrandarten von der Auflichtung. Im Laufe der Zeit führen verschiedene Stauden-, Gebüsch- und Vorwaldstadien zur Wiederbewaldung. Aufgrund klimatischer und edaphischer Unterschiede wurde eine Vielzahl von Pflanzengesellschaften ausgeschieden (OBERDORFER 1978, PASSARGE 1970, 1981, 1984), mit jeweils anderen Sukzessionsverläufen und Waldentwicklungen.

Eine Zuordnung der bearbeiteten Sturmwurfflächen zu bereits beschriebenen Vegetationstypen ist eingeschränkt möglich. Die Unterschiede sind nur teilweise durch jeweils verschiedene Umweltfaktoren erklärbar. Mehr noch sind sie bedingt durch die Lückenhaftigkeit früherer Bearbeitungen der Vegetation von Kahlflächen im Wald, durch die frühere Suche nach Kennarten und floristisch gesättigten Beständen. Weiterhin existieren nur wenige Untersuchungen aus Mitteleuropa, die sich über die Regeneration der Baumvegetation (z.B. FALINSKI 1976) hinaus detailliert auch mit der Entwicklung der krautigen Vegetation auf Sturmwurfflächen beschäftigen. Punktuelle Untersuchungen liegen aus dem Bayerischen Wald (FISCHER et al. 1990, FISCHER 1996, JEHL 1995) und aus der Schweiz (WOHLGEMUTH 1995) vor.

Ältere Vegetationsentwicklungsstadien auf Kahlschlagflächen sind durch forstlicher Eingriffe stark beeinflusst und überprägt, das Wissen über natürlich ablaufende Sukzessionen ist lückenhaft (OERDORFER 1978, POTT 1995, PASSARGE 1970, 1981, 1984). Nur in Ausnahmefällen konnten Waldentwicklungen auf Freiflächen über Jahrzehnte hinweg überhaupt stattfinden (FISCHER & REIF 1995). Weiterhin sind kontinuierliche Dauerbeobachtungen über einen längeren Zeitraum in Mitteleuropa selten (DIERSCHKE 1988, FISCHER 1996). Viele existierende Untersuchungen schließen daher von einem räumlichen Nebeneinander auf ein zeitliches Nacheinander.

Erschwert wird die Beurteilung der Vegetation auf „Kahlflächen“ zusätzlich dadurch, daß „...in der Kahlschlag-Sukzession besonders zu Beginn Phasen rasch aufeinander folgen. Daher gibt es zwar jeweils syndynamische Zeigerarten, aber oft in der Mehrzahl Arten, die über mehrere Teile

einer Serie hinwegreichen. Bei rein floristisch-qualitativem Vergleich sind deshalb aufeinanderfolgende Phasen kaum zu trennen, eher nach der Dominanz einzelner Arten. Oft handelt es sich um Überlagerungen, d.h. eine Schlagflur ist der noch vorhandenen Krautschicht des Waldes aufgesetzt“ (DIERSCHKE 1988). Diese Überlagerung der Gesellschaften hat synsystematisch zur Folge, daß die Gesellschaften oft nur wenig scharf gegeneinander abgegrenzt sind (OBERDORFER 1978).

Tab. 3.5-5: Beispiele für Arten mit Einnischung in Wald-, Grünland- und Schlagflurgesellschaften.

Art	Eigenschaften als Wald- und Grünlandart	Eigenschaften als Schlagflurart
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Draht-Schmiele)	„Waldart“ artenarmer Laub- und Nadelwälder saurer Böden „Magerrasenart“ auf Magerweiden	Starkes und besonders vitales Auftreten auf bodensauren Schlägen (OBERDORFER 1978, 1994)
<i>Picea abies</i> (Fichte)	„Waldart“ als bestandesbildende Art in natürlichen und anthropogenen Wäldern	„Vorwaldart“ als Pionier auf Magerrasen und Waldverlichtungen (SEBALD et al. 1990). Namengebende Art des Piceo-Sorbetum aucupariae Oberd. 73 (hochmontaner Vorwald)
<i>Calamagrostis villosa</i> (Wolliges Reitgras)	„Waldart“ östlich-praealpiner Fichtenwälder (OBERDORFER 1994)	Bildung ausgedehnter Rasen, Förderung durch Auflichtung und gute Stickstoffversorgung (KOPPISCH 1994)
<i>Juncus effusus</i> (Flutter-Binse)	„Feuchtezeiger“ als Art nasser Offenland Standorte (OBERDORFER 1994)	Pionier auf Störstellen, v.a. nach Bodenverdichtung
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Glatthafer)	Typische Art mäßig trockener Wiesen	Schlagart mäßig trockener Residuallehme auf Kalkböden

Zudem läßt sich das ökologische Verhalten von Pflanzenarten auf Freiflächen im Wald oft nur sehr schwer deuten und gliedern. „Ein erheblicher Teil der Schlagflurarten - gerade diejenigen, deren Diasporen keine besondere Anpassung an die Fernausbreitung besitzen - überdauern die „Waldphase“ in Form von im Boden ruhenden Diasporen, welche unmittelbar nach der Rodung und der damit verbundenen Bodenstörung auskeimen“ (FISCHER 1987). Gleichzeitig überdauert auch die Mehrzahl der Waldpflanzen die „Schlagflurphase“ in Form voll entwickelter Pflanzen oder als vegetative Einheiten (FISCHER 1987). Gerade bei der Zuordnung von Arten zu Artengruppen mit ähnlichem ökologischen Verhalten stößt die Vegetationskunde an ihre Grenzen. „Die Voraussetzung für die Bildung einer Gruppe diagnostisch wichtiger Arten ist naturgemäß die Gleichwertigkeit der in der Gruppe vereinigten Arten“ (TÜXEN & ELLENBERG 1937). Die Zuordnung einzelner Arten zu einer ökologischen und/oder soziologischen Gruppe ist im Einzelfall problematisch. Einige Arten reagieren in Bezug auf einen ökologischen Faktor zwar ste-

nök, sind von daher eindeutig einer Gruppe zuzuordnen. Andere Arten dagegen haben ein eher euryökes Verhalten, was die Interpretationsfähigkeit vorhandener Arten erschwert (vgl. z.B. FISCHER 1996). Eine eindeutige Zuordnung als „Waldarten“ oder „Schlagarten“ ist oft nur schwer möglich (Tab. 3.5-5). Hinzu kommt, daß sich das ökologische Verhalten von Arten auf unterschiedlich gut nährstoffversorgten Böden und in unterschiedlichen Klimabereichen durch veränderte Konkurrenzbeziehungen ändern kann.

#### 3.5.4.2 Pflanzensoziologischer Vergleich

Das Wissen über die standörtlich unterschiedliche Entwicklung auf Sturmwurfflächen bzw. auf anthropogenen Kahlschlägen ist lückenhaft. Eine starke floristische Ähnlichkeit zur Kahlschlagvegetation (vgl. OBERDORFER 1978) ergibt sich nach Flächenräumung sturmgeworfener Bestände. Unterschiede ergeben sich durch Alter und Dichte der Vorbestände mit abweichenden Lichtverhältnissen, durch spezifisch verschiedene Kleinstandorte wie Wurzelteller und liegende Baumkronen, durch Befahrung, oder Verbleib von Totholz auf ungeräumten Flächen. Es zeichnet sich ab, daß vor allem das Wissen über die Schlagflurvegetation basenreicher Standorte lückenhaft ist.

Die Vegetation von mitteleuropäischen Kahlschlagflächen wird vielfach in der Klasse der Epilobietea angustifolii zusammengefaßt (OBERDORFER 1978). Diese beinhaltet Schlagvegetation, Staudenfluren, *Rubus*-Bestände und Vorwälder. Namengebende und kennzeichnende Art ist das Schmalblättrige Weidenröschen. Auch auf Sturmwurfflächen kommt diese Art auf vielen Flächen mit relativ hoher Stetigkeit vor. Zusammen mit dem Auftreten von Wald-Greiskraut auf den basenarmen und mittleren Standorten läßt sich auch hier der Verband der bodensauren Schlagfluren (Verband Epilobion angustifolii) gegen die Tollkirschen-Schläge auf basenreichen Standorten (Verband Atropion bella-donnae) abgrenzen. Letzterer ist durch Arten wie Tollkirsche (*Atropa belladonna*) oder Wald-Erdbeere (*Fragaria vesca*) differenziert. Mit fortschreitender Entwicklung wird die Pioniervegetation kontinuierlich von *Rubus*-Gestrüpp, Holundergebüsch sowie Vorwäldern vom Typ des Epilobio-Salicetum capreae mit Salweide, Zitterpappel und Birke oder dem hochmontanen Fichten-Ebereschen-Vorwald (Piceo-Sorbetum aucupariae) abgelöst.

Auf den basenarmen Sturmwurfflächen des Buntsandstein-Schwarzwaldes kann aufgrund der wenigen beteiligten Arten in Anlehnung an OBERDORFER (1978) eine ranglose *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft ausgeschieden werden. Durch das Auftreten des Roten Fingerhutes besteht eine floristische Ähnlichkeit zu den Schlagfluren des Roten Fingerhutes (Epilobio-Digitalietum purpureae). Die Flächen sind artenarm, bislang ist die Entwicklung zu Vorwaldge-

büschen wenig ausgeprägt. Aufgrund der Dominanz junger Fichten lassen sich floristische Anklänge zum hochmontanen Fichten-Ebereschen-Vorwald (*Piceo-Sorbetum aucupariae*) erkennen.

Die Sturmwurfvegetation der mittleren Standorte entspricht teilweise den Schlagfluren mit Röttem Fingerhut (*Epilobio-Digitalietum purpureae*), bei etwas verbesserter Basenversorgung dem Weidenröschen-Schlag (*Senecioni sylvatici-Epilobietum angustifolii*), jeweils in einer feuchteren Subassoziation mit Flatter-Binse.

Zeitlich gesehen entstehen aus den Gesellschaften des basenärmeren Epilobion wie des basenreicheren Atropion himbeerdominierte Beständen (*Rubetum idaei*). Diese konvergierenden Sukzessionsverläufe werden im Verband der Vorwald-Gesellschaften (*Sambuco-Salicion*-Verband) gefaßt (OBERDORFER 1978). Das Himbeer-Gebüsch ist nach OBERDORFER (1978) die am weitesten verbreitete Gesellschaft älterer Waldverlichtungen. Mit dem vermehrten Auftreten von Vorwaldbaumarten wie Birke oder Salweide wird jedoch bereits nach fünf Jahren Entwicklungszeit eine Weiterentwicklung zu einem Vorwald vom Typ des *Epilobio-Salicetum capreae* erkennbar.

Auf basenreichen Standorten sind in der pflanzensoziologischen Literatur zwar Schlagflurgesellschaften beschrieben und als Atropion-Verband gefaßt, jedoch finden sich diese Vegetationseinheiten in der Regel auf feuchteren Böden. Daher ist die Vegetation der Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen mit derjenigen von beschriebenen Gesellschaften nur wenig vergleichbar. Dennoch läßt sich aufgrund der Vorkommen von Tollkirsche, Wald-Erdbeere oder Behaarter Trespe eine Ähnlichkeit zum Atropion-Verband erkennen. Charakteristisch für die Sukzession auf basenreichen Kahlflächen ist ein relativ schneller Sukzessionsverlauf, wobei sich frühe und spätere Entwicklungsstadien von Anfang an überlagern. Die erste Phase der Entwicklung ist geprägt von vielen Arten der vorangegangenen Waldbestände. Gleichzeitig treten Arten auf, die frühe Entwicklungsphasen von Waldschlägen kennzeichnen, zugleich auch erfahrenen Arten späterer Entwicklungsphasen schon zu Beginn der Entwicklung eine schnelle Ausdehnung.

Durch ein verstärktes Auftreten von Glatthafer kann ein großer Teil der Sturmwurfflächen für die Jahre 1991 und 1992 zunächst als *Arrhenatherum elatius*-Atropion-Gesellschaft bezeichnet werden. Lediglich auf einer Fläche in Tuttlingen fand sich die Tollkirsche, so daß man hier von einem *Atropetum bella-donnae* sprechen könnte. Ab 1992 ist durch die hohe Stetigkeit von *Senecio ovatus* eine Ähnlichkeit zu den Schlagfluren des Fuchs-Greiskrautes (*Senecionetum fuchsii*) erkennbar. Gleichzeitig setzt sich aber durch die zunehmend wichtige Bedeutung der Himbeere ab 1992 immer mehr ein *Rubetum idaei* (Himbeerschlag) durch, das bis 1995 die meisten

basenreichen Flächen dominiert. Mit der Ausbildung dieser Gesellschaft lassen sich jedoch die oben beschriebenen Ausbildungen der Atropion-Gesellschaften nach wie vor erkennen.

Die weitere Entwicklung wird maßgeblich von den bis dahin etablierten Gehölzen abhängen. Viele Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen werden durch die beiden Holunderarten geprägt, jeweils mit wechselnden Anteilen an Berg-Ahorn und Esche. Floristische Ähnlichkeiten bestehen in Langenau zum Traubenholunder-Gebüsch (*Sambucetum racemosae*), in Tuttlingen zu Gebüsch mit Schwarzem Holunder (*Sambucetum nigrae*). In einem im Vorbestand bereits aufgelichteten Fichtenforst bei Tuttlingen mit einer etablierten Strauchschicht von Hekkenkirsche (*Lonicera xylosteum*) kann diese Art zunächst dominant werden. Eine abschließende syntaxonomische Beurteilung dieser Vegetation ist bislang nur unzureichend möglich.

#### 3.5.4.3 Vergleich zwischen geräumten und ungeräumten Flächen

Erkenntnisse über die unterschiedliche Entwicklung der Vegetation auf geräumten und ungeräumten Sturmwurfflächen existieren bislang nur wenige (FISCHER 1996, WOHLGEMUTH et al. 1995, JEHL 1995). In der vorliegenden Untersuchung kam es bei ausreichender Basenversorgung auf geräumten wie ungeräumten Flächen zur Ausbildung einer ausgeprägten Schlagflur mit jeweils großer floristischer Ähnlichkeit. Die Erklärung von Unterschieden zwischen geräumten und belassenen Varianten war auf vielen Flächen durch die starke räumliche Trennung der Flächen nicht ohne weiteres möglich. Ursache hierfür war die gegebene räumliche und nutzungsbedingte Flächenkonstellation bei der Ersteinrichtung der Dauerflächen im Jahre 1991. Lediglich auf den bodensauren Buntsandsteinflächen in Enzklösterle konnte ein direkter Paarvergleich einer geräumten und einer belassenen Sturmwurffläche angelegt werden, da diese hier direkt nebeneinander liegen.

Auf beiden Flächen kam es hier zur Ausbildung einer Schlagflur. Zunächst fanden sich sogar auf der belassenen Fläche mehr Schlagflurarten ein als auf der geräumten Fläche (vgl. Tab. 3.5-2). Auf der belassenen Fläche konnten lediglich einzelne verbliebene Waldarten mit nur wenigen Individuen beobachtet werden. Bei der Regeneration der Baumarten konnten keine markanten Unterschiede zwischen geräumter und ungeräumter Variante beobachtet werden.

Dies widerspricht den Befunden von Sturmwurfflächen aus dem Nationalpark Bayerischen Wald mit signifikanten Unterschieden zwischen der Vegetation von geräumten und ungeräumten Flächen (FISCHER 1996, JEHL 1995). Auf belassenen Flächen überlebte dort im wesentlichen die Flora des vorhergehenden Waldbestandes. Schlagflurarten fanden sich überwiegend im Bereich der aufgeklappten Wurzelteller. Auf den geräumten Flächen fand sich die auch für den Wirtschaftswald „typische“ Abfolge von Schagflurvegetation und Vorwald. Erklärt wurde dies

mit der Zerstörung der Waldbodenvegetation durch Flächenräumung mit starker Bodenverwundung. Ein ähnlicher Zusammenhang ergab sich dort auch hinsichtlich der Baumartenverjüngung. Auf den belassenen Sturmwürfen konnten sich die bereits angesamten Fichtenjungpflanzen etablieren. Auf den geräumten Standorten wurden sie zerstört und durch einen auf den mineralischen Störstellen neu heranwachsenden Birken-Vorwald ersetzt.

Eine Ursache dieses Widerspruchs ist vermutlich die größere Basenarmut der Buntsandsteinböden des Schwarzwaldes. Dadurch ist die Mineralisierung der Streuauflage verlangsamt, wodurch nährstoffliebende Schlagflurarten kaum aufkommen. Die vorhandenen Unterwuchsarten des Waldes wie Draht-Schmiele profitieren von der besseren Lichtversorgung und können sich ausbreiten. Das starke Zurücktreten von Birkenverjüngung kann durch die Seltenheit benachbarter Altbirken erklärt werden, wurden diese doch als „Forstunkraut“ über viele Jahre hinweg aus den Beständen herausgeschlagen. Zur weiteren Diskussion s. Kap. 6.2 Bodenvegetation.

3.5.4.4 Überblick über die nachgewiesenen Pflanzengesellschaften

Der folgende Überblick faßt die im Text beschriebenen Gesellschaften nach standörtlichen und zeitlichen Kriterien zusammen. Die Spaltennummern (rechter Rand) kennzeichnen, wie sich die Gesellschaften in der Stetigkeitstabelle (Tab. 3.5-6) wiederfinden.

<u>I. Vegetation der stark sauren, basenarmen Standorte:</u>	Spaltennr. der Stetigkeitstabelle
○ 1991 bis 1993: <i>Deschampsia flexuosa</i> -Gesellschaft	
• Verarmte Ausbildung (Enzklösterle Fläche 2; Bad Rippoldsau, Fläche 3, 4)	1
• Artenreichere Ausbildung, Übergang zum Epilobio-Digitalietum purpureae Schwick. (33) 44 (Enzklösterle Fläche 1, ungeräumt)	2
○ 1994 bis 1995: <i>Deschampsia flexuosa</i> -Gesellschaft im Übergang zum Piceo-Sorbetum aucupariae Oberd. 73	
• <i>Picea abies</i> - und <i>Pteridium aquilinum</i> -dominierte Ausbildung (Enzklösterle)	(1+2)
• <i>Picea abies</i> -dominierte Ausbildung (Bad Rippoldsau)	(1)
<u>II. Vegetation der mittleren Standorte:</u>	
○ 1991 bis 1993: Gesellschaften des Epilobion und des basenärmeren Atropion	
1) Epilobio-Digitalietum purpureae juncetosum effusi Schwick. (33) 44 (Schlagflur des Roten Fingerhutes)	
• Ausbildung mit <i>Carex brizoides</i> (Ellwangen ungeräumt)	3
• Ausbildung mit <i>Calamagrostis epigejos</i> (Bebenhausen Fläche 7 und Fläche 8 ungeräumt)	4
2) Senecioni sylvatici-Epilobietum angustifolii juncetosum effusi (Hueck 31) Tx. 50 (Weidenröschen-Schlag mäßig bodensaurer Standorte)	
• Reine Ausbildung (Villingen-Schwenningen; Rosenberg Fläche 10)	5
• Feuchte Ausbildung mit <i>Galium palustre</i> (Rosenberg Fläche 11)	6
3) Atropion-Gesellschaften basenärmerer Standorte mit Übergängen zum Epilobion	
• Artenarmes Atropietum belladonnae (Br.-Bl. 30) Tx. 50 (Comburg)	7
• Feuchte Ausbildung mit <i>Lotus uliginosus</i> (Bebenhausen Fläche 13; Bad Waldsee)	8
○ ab 1993: Übergänge zu Vorwaldgesellschaften (Sambuco-Salicion): Rubetum idaei Pfeiff. 36 em. Oberd. 73 in einer <i>Juncus effusus</i> -Variante. Die verschiedenen Ausbildungen blieben zunächst erhalten.	(3-8)
○ ab 1995: Übergänge von Rubeta zu Vorwaldgesellschaften (Sambuco-Salicion): Übergang vom Rubetum idaei zum Epilobio-Salicetum capreae Oberd. 57 in birkendominierter Ausprägung	(3-8)
<u>III. Vegetation der basenreichen Standorte:</u>	
○ 1991 und 1992: Atropion-Gesellschaften auf Kalkstandorten	
• <i>Arrhenatherum elatius</i> -Atropion-Gesellschaft, <i>Frangula alnus</i> -Ausbildung (Langenau ungeräumt)	9
• <i>Arrhenatherum elatius</i> -Atropion-Gesellschaft, Ausbildung mit <i>Brachypodium pinnatum</i> (Tuttlingen Fläche 19)	10
• Atropietum belladonnae (Br.-Bl.30) Tx.50 (Tollkirschenschlag) (Tuttlingen Fläche 20)	11
• <i>Arrhenatherum elatius</i> -Atropion-Gesellschaft, Ausbildung mit <i>Cirsium oleraceum</i> (Tuttlingen Fläche 21)	12
○ 1992 und 1993 Übergänge zwischen Atropion und Sambuco-Salicion (Senecioneta und Rubeta). Die verschiedenen Ausbildungen blieben zunächst erhalten.	(9-12)
○ ab 1993 Übergang zu Gesellschaften des Sambuco-Salicion: Gehölzdominierte Himbeerschläge	
• Übergang vom Rubetum idaei zum Sambucetum racemosae und zum Epilobio-Salicetum capreae in <i>Frangula alnus</i> -Ausbildung (Langenau)	(9)
• Übergang vom Rubetum idaei zum Sambucetum nigrae in <i>Lonicera xylosteum</i> -Ausbildung (Tuttlingen)	(10-12)

Tab. 3.5-6: Stetigkeitstabelle der Vegetation der Dauerflächen 1991 bis 1995. Zur Benennung der einzelnen Gesellschaften siehe Gesellschaftsüberblick. In der Stetigkeitstabelle wurden Aufnahmen von ähnlichen Flächen zu Gruppen zusammengefaßt. Innerhalb dieser Gruppen wurden zusätzlich alle Wiederholungsaufnahmen (1991 bis 1995) der verschiedenen Flächen in die jeweiligen Spalten mit aufgenommen. Somit wird verstärkt der standörtliche Aspekt und nicht die Dynamik der Flächen wiedergegeben. Dieses Vorgehen bewirkt, daß mehrere Gesellschaften (v.a. zeitlich aufeinanderfolgende) in einer Stetigkeitsspalte integriert sind. Die Randnummern der Übersicht auf der Vorseite kennzeichnen, wo vor allem ältere Entwicklungsstadien sich in der Stetigkeitstabelle wiederfinden. Die Symbole in der Tabelle bedeuten: r in 0-5 %, + in 6-10 %, I in 11-20%, II in 21-40 %, III in 41-60 %, IV in 61-80 %, V in 81-100 % der Aufnahmen enthalten.

	saure Standorte				mittlere Standorte				basenreiche Standorte			
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aufnahmen pro Vegetationstyp	36	12	24	24	24	24	12	36	36	12	12	24
Vegetationsdeckung [%] 0- 20 cm:	55	65	63	73	64	71	65	84	71	96	98	91
Vegetationsdeckung [%] 20-100 cm:	35	46	49	56	49	54	53	71	70	72	66	67
Vegetationsdeckung [%] 1-3 m:	31	38	31	33	21	19	43	27	42	22	40	35
Vegetationsdeckung [%] >3 m:				10	7		10	2	2			20
Deckung Moose [%]:	16	19	10	9	2	2	5	5	18	2	3	7
Deckung Laubetreu [%]:	22	10	20	16	36	22	43	9	12	3	4	3
Deckung Holz [%]:	10	10	16	14	15	15	7	10	13	3	5	3
Deckung Boden / Steine [%]:	12	4	11	7	5	7	7	5	8	2	3	3
Meereshöhe [müNN]:	800	660	490	540	630	470	480	520	550	830	860	720
<b>Arten der basenarmen, sandigen Böden:</b>												
<i>Pteridium aquilinum</i>	II	IV	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula sylvatica</i>	II	II	.	.	.	.	.	I	I	.	.	.
<i>Lycopodium annotinum</i>	II	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Molinia caerulea</i>	II	.	.	I	r	I	.	.	.	.	.	.
<b>Arten mit Schwerpunkt auf basenarmen und mittleren Böden:</b>												
<i>Deschampsia flexuosa</i>	V	V	V	IV	IV	II	II	.	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	V	IV	III	V	IV	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula luzuloides</i>	III	II	II	IV	III	+	V	.	III	.	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	V	III	.	II	IV	r	.	.	.	.	.	.
<i>Digitalis purpurea</i>	I	IV	V	V	.	III	.	II	.	.	.	.
<i>Betula pendula</i>	III	IV	IV	IV	V	V	V	III	.	.	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	II	II	III	III	II	III	.	II	.	II	.	.
<i>Populus tremula</i>	.	.	r	.	I	III	III	r	.	.	.	.
<b>Arten mäßig saurer, basenarmer Böden:</b>												
<i>Agrostis capillaris</i>	r	.	.	II	III	V	IV	V	II	I	I	.
<i>Hypericum pulchrum</i>	.	.	.	.	V	.	.	II	I	.	.	.
<i>Veronica officinalis</i>	.	.	.	I	III	IV	III	IV	III	I	II	III
<i>Potentilla erecta</i>	.	.	.	.	I	II	III	.	I	.	.	.
<i>Serotamnus scoparius</i>	.	.	.	.	II	.	.	II	I	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	I	V	III	III	V	V	II	.	III
<i>Carex pilulifera</i>	I	.	.	IV	III	V	IV	III	II	I	.	.
<i>Carex ovalis (=C. leporina)</i>	.	.	.	IV	II	IV	IV	IV	I	.	.	.
<i>Carex pallascens</i>	.	.	.	+	II	IV	III	II	III	.	.	.
<i>Luzula multiflora</i>	.	.	.	II	II	IV	IV	I	I	r	+	.
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	.	r	I	II	I	.	.	.	.	+
<b>Arten mit Schwerpunkt auf feuchten oder verdichteten Böden:</b>												
<i>Juncus effusus</i>	I	+	.	V	IV	V	V	V	IV	+	III	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	.	.	.	IV	V	III	IV	III	IV	.	.	.
<i>Carex brizoides</i>	.	.	.	IV	IV	.	.	.	IV	r	.	+
<i>Hypericum humifusum</i>	.	.	.	I	II	II	I	I	+	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	I	V	+	II	.	V	.	II	I
<i>Carex remota</i>	.	.	.	II	I	II	II	II	I	.	.	.
<i>Agrostis stolonifera s.l.</i>	.	.	.	II	IV	II	V	IV	III	II	III	.
<i>Stellaria uliginosa</i>	.	+	.	II	III	II	IV	.	II	+	.	.
<i>Cirsium alpina</i>	.	.	.	III	.	+	IV	+	.	.	+	+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	.	r	.	+	T	II	.	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	.	.	.	.	.	.	IV	II	IV	.	.	.
<i>Lotus uliginosus</i>	.	.	.	.	.	.	III	.	V	.	.	.
<i>Festuca altissima</i>	.	I	.	V	.	I	III	V	+	.	.	.

# Sayer, Reif

	saure Standorte		mittlere Standorte						basenreiche Standorte			
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Arten mittel basenversorgter, lehmiger Böden:</b>												
Brachypodium sylvaticum	.	.	I	III	r	+	+	II	III	.	.	r
Impatiens noli-tangere	.	.	II	.	II	II	I	II	V	.	.	.
Scrophularia nodosa	.	.	II	r	I	+	I	III	II	.	.	.
Poa nemoralis	.	.	.	+	I	r	II	r	III	.	+	II
Quercus robur	.	.	II	I	III	r	I	II	III	.	.	.
Luzula pilosa	.	.	.	.	II	.	.	II	.	II	III	.
<b>Arten mittlerer bis basenreicher Böden:</b>												
Atropa bella-donna	.	.	+	IV	.	.	.	I	.	.	V	II
Galium rotundifolium	.	.	III	r	II	III	II	III	V	V	V	.
Festuca gigantea	.	.	III	r	II	IV	II	I	IV	V	V	V
Fragaria vesca	.	.	.	.	I	III	II	I	IV	V	V	V
Galeopsis tetrahit	.	.	.	II	III	II	V	V	V	IV	V	V
Dryopteris filix-mas	r	III	IV	III	II	IV	IV	III	II	.	.	II
Viola reichenbachiana + riviniana	.	.	III	III	II	II	IV	IV	IV	V	V	IV
Cirsium palustre	.	.	.	I	II	II	III	V	III	V	III	V
Ranunculus repens	.	.	.	r	I	II	II	III	.	II	IV	V
<b>Arten basenreicher Böden:</b>												
Cirsium arvense	.	.	.	.	I	r	III	IV	III	IV	V	IV
Hypericum perforatum	.	.	.	.	I	.	IV	+	II	V	III	IV
Carex sylvatica	.	.	.	I	+	.	III	III	.	V	IV	III
Carex flacca	.	.	.	.	.	.	.	II	II	V	III	.
<b>Arten basenreicher Böden, aus dem Wirtschaftsgrünland übergreifend:</b>												
Poa trivialis	.	.	r	.	III	II	.	+	+	.	III	III
Cerastium holosteoides	.	.	I	II	II	II	.	r	I	II	III	IV
Taraxacum officinale agg.	r	.	+	+	II	II	III	II	II	III	III	IV
Dactylis glomerata	.	.	r	.	II	II	I	I	IV	II	IV	V
Ajuga reptans	.	.	.	+	I	I	.	III	II	+	+	II
<b>Trennarten der Kalkstandorte</b>												
Acer pseudoplatanus	.	.	r	II	r	.	.	I	V	V	IV	IV
Galium odoratum	.	.	.	.	.	.	.	I	IV	V	V	V
Milium effusum	.	II	.	r	+	.	II	.	IV	II	IV	V
Mercurialis perennis	.	.	.	.	.	.	.	r	IV	+	III	V
Meianthemum bifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	I	IV	II	I
Carex digitata	.	.	.	.	.	.	.	.	II	+	III	.
Daphne mezereum	.	.	.	.	.	.	.	.	I	IV	.	I
Hieracium sylvaticum	.	.	r	r	+	r	+	+	II	III	IV	III
Corylus avellana	.	.	.	.	.	.	.	r	II	.	.	II
Galium mollugo ssp. album	.	.	.	.	r	.	.	+	V	.	I	V
Vicia sepium	.	.	.	r	.	.	.	I	IV	I	V	r
Poa pratensis angustifolia	.	.	.	.	I	.	+	r	I	.	II	II
Arrhenatherum elatius	.	.	.	.	r	.	.	.	V	II	.	IV
Euphorbia cyparissias	.	.	.	.	.	.	.	+	III	I	V	II
Viola hirta	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	I	IV
Festuca rubra	.	.	.	.	.	r	.	.	+	II	I	III
Campanula rotundifolia	.	.	.	.	r	.	+	.	II	+	I	I
<b>Arten mit Schwerpunkt der Tuttlinger Flächen:</b>												
Bromus ramosus	.	.	.	.	.	.	.	.	+	V	V	V
Hordelymus europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	I	V	V	IV
Lonicera xylosteum	.	.	.	.	.	.	.	.	I	IV	V	V
Melampyrum sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	III	III
Poa chaixii	.	.	.	.	r	.	.	.	I	IV	V	IV
Paris quadrifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	I	I
Myosotis arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	IV
Lapsana communis	.	.	.	.	I	II	.	.	.	I	V	III
Geranium robertianum	.	II	.	.	+	.	.	+	.	I	IV	V
Vicia cracca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	V	V
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	.	.	.	+	.	III	III	IV
Veronica chamaedrys	.	.	.	.	+	.	.	.	.	IV	V	V
Geranium columbinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	III	II
Polygonatum odoratum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	III
Brachypodium pinnatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	IV
Ajuga genevensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	II
Anthyllis vulneraria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Medicago falcata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus glycyphyllos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	r
Stachys recta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.
Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	IV	.
Phleum pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	V	II
Petasites albus	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	IV	.
Medicago lupulina	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	III	r
Prunella vulgaris	.	+	.	.	.	.	I	r	.	.	.	III
Cirsium oleraceum	.	.	.	.	.	.	.	II	I	I	II	V
Anthriscus sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
Geum urbanum	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	IV
Aegopodium podagraria	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	III
Silene vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	III
Glechoma hederacea	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	IV
Linaria vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III

## Entwicklung der Vegetation

	saure Standorte		mittlere Standorte						basenreiche Standorte			
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Trennarten der Langensauer Flächen:</b>												
<i>Frangula alnus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.	r
<i>Carpinus betulus</i>	.	.	.	II	.	.	.	+	III	.	.	.
<i>Meica nutans</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	IV	.	.	.
<i>Asarum europaeum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.	.
<i>Galium sylvaticum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.	.
<i>Lathyrus vernus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Lathyrus linifolius</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<b>Euryöke Schlagflurarten:</b>												
<i>Epilobium angustifolium</i>	IV	V	V	IV	V	V	V	III	V	III	II	III
<i>Senecio sylvaticus</i>	II	.	III	II	V	IV	IV	III	III	.	II	.
<i>Rubus idaeus</i>	IV	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
<i>Senecio ovale</i> (=S. fuchsii)	+	IV	IV	r	V	V	V	.	V	V	V	V
<i>Rubus frut. s.l./coryl. s.l.</i>	II	III	II	II	II	III	III	II	I	+	.	r
<i>Sambucus nigra/S. racemosa</i>	+	.	II	I	III	III	IV	IV	IV	III	IV	IV
<i>Salix caprea/(spec.)</i>	r	II	IV	IV	III	V	III	III	IV	I	III	III
<i>Sorbus aucuparia</i>	IV	IV	I	I	III	III	III	I	III	V	III	IV
<i>Carex muricata</i> agg.	+	.	III	+	+	I	+	+	II	+	II	I
<b>Weit verbreitete Waldarten:</b>												
<i>Dryopteris cf. carthusiana</i>	V	V	V	II	III	IV	III	III	III	III	V	I
<i>Fagus sylvatica</i>	II	.	r	IV	II	II	III	.	IV	IV	+	IV
<i>Picea abies</i>	V	V	V	V	V	V	V	IV	V	V	III	IV
<i>Abies alba</i>	V	IV	II	.	I	.	.	+	.	III	+	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	.	.	.	.	+	II	.	+	I	II
<i>Oxalis acetosella</i>	.	V	V	V	I	IV	III	IV	V	V	V	IV
<i>Dryopteris dilatata</i>	IV	V	III	III	I	II	.	I	I	+	+	.
<i>Athyrium filix-femina</i>	I	V	IV	IV	II	V	V	III	II	III	.	.
<i>Mycelis muralis</i>	+	IV	IV	II	IV	IV	III	.	IV	IV	IV	r
<b>Arten nitrophiler Süume:</b>												
<i>Epilobium montanum</i>	II	IV	III	III	III	IV	III	I	III	V	V	V
<i>Moehringia trinervia</i>	.	III	IV	III	III	IV	IV	IV	III	.	IV	IV
<i>Impatiens parviflora</i>	.	.	I	.	.	.	.	III	.	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	IV	II	III	III	IV	II	III	IV	III	IV	V
<i>Galium aparine</i>	.	+	.	II	II	III	II	r	II	III	V	V

Hinzu kommen weitere Arten mit geringerer Stetigkeit.

### Zusammenfassung

Auf geologisch unterschiedlichen Flächen sturmgeworfener Fichten-Reinbestände des Jahres 1990 wurden insgesamt 69 Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Die Vegetationsentwicklung wird stark durch die Basenversorgung geprägt. Basenreiche Böden entwickeln schneller eine deckende Krautschicht, sind artenreicher und unterscheiden sich durch das Spektrum der Pioniergehölze und Vorwaldbaumarten.

Auf sandigen, basenarmen Böden entsteht aus überlebenden Unterwuchsarten des Vorbestandes eine gras- und adlerfarne Pioniervegetation, aus der sich nach etwa fünf Jahren fichtenreiche Folgegesellschaften mit hohen Anteilen der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) differenzieren.

Auf mittleren und basenreichen Böden führt die rasche Entwicklung einer Vielzahl von basen- und stickstoffliebenden Pflanzenarten zu einer schnellen Ausbildung floristisch stark veränderter Schlagvegetation. Die anfänglich hohen Individuenzahlen von *Picea abies* nehmen nach fünf Jahren stark ab. Vor allem Holunderarten (*Sambucus nigra*, *S. racemosa*) profitieren von der Mineralisierung der organischen Auflage des Bodens.

Auf lehmigen Böden bei „mittlerer“ Basenversorgung prägen nitrophytische Schlagarten in den ersten Jahren die Vegetation. Hinzu treten Säurezeiger als Folge des entbasten Oberbodens sowie Feuchtezeiger. Nach fünf Jahren bilden *Rubus*-Arten, Birken (*Betula pendula*), Sal-Weide (*Salix caprea*) und Zitter-Pappel (*Populus tremula*) Vorwaldbestände.

Auf Kalkböden überleben viele Unterwuchsarten des Waldes. Hinzu kommen Saum- und Grünlandarten wie Glatthafer sowie Trockenheitszeiger. Langlebige Pionierbaumarten, insbesondere die Edellaubbaumarten Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Esche (*Fraxinus excelsior*), bilden die kommende Baumgeneration.

### 3.6 Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung von Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb

von G. Hetzel und A. Reif

#### 3.6.1 Einleitung

Die Stürme des Jahres 1990 hinterließen vielerorts in Süddeutschland flächig geworfene Bestände. Umgestürzte Bäume, Wurzelteller und verbliebene Mineralbodenflächen wechselten kleinräumig. Die Bodenvegetation veränderte sich rasch und ähnelte derjenigen von Kahlschlägen, wie sie von OBERDORFER (1993) in Form von Schlaggesellschaften beschrieben wurde (s. Kap. 3.5). Für die Vegetationsdifferenzierung dürfte neben den lokal realisierten Standortverhältnissen der Zufall (z.B. Vorhandensein bzw. Fehlen von speziellen Pflanzenarten in der Samenbank, oder in der aktuellen Bodenvegetation als Vorausverjüngung; s. Kap. 3.4) eine große Rolle spielen. Nach OBERDORFER (1993) wird die Entwicklung der Vegetation auf Kahlschlägen in Wirtschaftswäldern oftmals nur lokal oder kleinflächig durch Rinden- oder Reisig-Abfälle oder deren Brandreste bestimmt. Sturmflächen sind gegenüber den Schlägen noch reicher an kleinflächigen „Sonderstandorten“. Auffällig sind die aufgeklappten Wurzelteller, die eine größere morphologische Feinstrukturierung der Gesamtfläche verursachen (LÄSSIG et al. 1995). Die eher schattigen, kühlen und feuchten Standortverhältnisse im Umfeld des liegenden Stammholzes begünstigen nach OTTO (1994) die Keimung von Gehölzarten.

Seit Sommer 1991 wurde in ausgewählten (Sturmflächen-)Bannwäldern in Baden-Württemberg die Sukzession hinsichtlich Vegetation und Verjüngung auf einem breiten Standortsspektrum von Buntsandstein bis Kalk unter besonderer Berücksichtigung der kleinstandörtlichen Variabilität untersucht (vgl. Kap. 3.5).

Auf der großen Zahl der sturmgeworfenen Flächen in Wirtschaftswäldern steuern mannigfache forstliche Eingriffe die Entwicklung. Erst in jüngster Zeit wurden einige Sturmflächen nicht geräumt, sondern einer freien Entwicklung überlassen, z.B. in Bannwäldern, Naturwaldreservaten und Nationalparks. Flächenmäßig spielen sie aber nach wie vor kaum eine Rolle; die dort ablaufenden Prozesse sind noch weitgehend unbekannt. Forschungen auf Sturmwurfflächen liefern wertvolle Hinweise auf ungestörte Bestandesentwicklungsprozesse in Wäldern. Dies gilt insbesondere für die Folgen der Holznutzung und Schlagräumung.

Um die Vielzahl der Ausgangsbedingungen, welche für die einzelnen Entwicklungen bestimmend sein können, hinsichtlich des Standorts einzuschränken, wurde die Vegetationsentwick-

## **Hetzel, Reif**

lung von Sturmwurfflächen speziell auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb näher analysiert. Hierbei handelt es sich um einen für große Flächen repräsentativen Standort mit vielen konventionell bewirtschafteten Waldflächen sowie der als Bannwald ausgewiesenen Sturmwurffläche bei Langenau. Im Rahmen dieses Beitrages wurden die kleinstandörtliche Strukturierung, die Nutzungsgeschichte und die Baumartenverjüngung untersucht.

Hierbei stellt sich die Frage, inwieweit die wirtschaftsbedingt unterschiedlichen „Startbedingungen“, also die Bestandesgeschichte vor dem Sturm (z.B. Baumartenzusammensetzung der Vorbestände) und das Räumungsverfahren nach dem Sturm die Bestandesentwicklung beeinflussen.

Ziel dieser Untersuchung ist es, die Ausgangsbedingungen vor dem Sturm zu rekonstruieren, die zwischenzeitlich erfolgten forstlichen Maßnahmen und ihre Folgen darzustellen sowie forstlich gesteuerte mit weitgehend ungestörten Abläufen zu vergleichen. Folgende Fragestellungen ergaben sich:

- Welche Entwicklungen hinsichtlich Bodenvegetation und Naturverjüngung zeigen sich? Auf welche Faktoren ist dies zurückzuführen?
- Welchen Einfluß hat die Baumartenzusammensetzung der Vorbestände auf die Naturverjüngung?
- Welche Auswirkungen haben Ernte- und Pflanzmaßnahmen auf Vorkommen und Häufigkeit von Kleinstandorten und damit auf Vegetation und Naturverjüngung?
- Welche Bedeutung besitzen forstliche Maßnahmen hinsichtlich der Bestandesdifferenzierung für die Praxis?
- Welche forstlichen Handlungsempfehlungen können abgeleitet werden ?

### **3.6.2 Die Untersuchungsgebiete auf der Schwäbischen Alb**

#### **3.6.2.1 Geologie und Böden**

Die Untersuchungsflächen liegen auf Hochflächen und Kuppen im Bereich des Weißjura mit einer raschen Versickerung des Wassers in den Karsthohlräumen.

Untersucht wurden Standorte der Ökoserie der Kalkverwitterungslehme. Diese stellen den tonigen Lösungsrückstand von Kalkgesteinen dar, der aus Tonmineralen, Eisenhydroxid und Kieselsäure besteht und einen Kolloidanteil von 40 bis 80 % hat. Hinzu kommen eiszeitlich äolisch abgelagerte Schluffpartikel. Wegen seines basenreichen Milieus, der stets günstigen Kleinpolyederstruktur und der Karstdrainage im Untergrund hat dieses Substrat eine gute Luft- und Was-

serzirkulation und damit lehmähnlichere Eigenschaften als vergleichbar schwere Böden. Der tonige Rückstand der Lösungsverwitterung von Kalkgesteinen kann unterschiedliche Entwicklungsstufen, Steinführung und Mächtigkeit über verkarsteten Untergrund besitzen. Die Ökoserie schließt viele Bodentypen ein, so Mullrendzina, verbrauchte Rendzina, vor allem aber Terra fusca und Terra fusca-Braunerde (FORSTLICHE VERSUCHS- und FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1992).

### 3.6.2.2 Regionalgesellschaft und potentielle natürliche Vegetation

Die Wälder der Schwäbischen Alb sind seit ca. 5.000 v.Chr. von Buche geprägt (POTT 1993). Die potentielle natürliche Vegetation entspricht bis heute weitestgehend Buchenwäldern (MÜLLER et al. 1974, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg in Vorber.). Fichte wurde erst seit Beginn des 19. Jahrhunderts großflächig eingebracht (VILLINGER 1979; zu Details s. Kap. 2.4).

Als Regionalgesellschaften sind kontinental-submontane Buchen-Eichenwälder sowie kontinental-submontane und montane Buchenwälder für das Untersuchungsgebiet genannt. Die potentiell natürliche Vegetation der Kalkverwitterungslehme auf der Hochfläche der Schwäbischen Alb sind edellaubbaumreiche Buchenwälder vom Typ des Hordelymo-Fagetum, bei stärkerer Entbasung des Oberbodens auch des Galio-Fagetum; bei Auflichtung und dadurch einsetzenden Mineralisierungsprozessen stellen sich artenreiche Schlaggesellschaften vom Verband des Atropion und des Sambuco-Salicion ein (OBERDORFER 1978, 1992).

Auf den 1990 entstandenen Sturmwurfflächen sind auch nach fünf Jahren noch Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) sowie verschiedene Distelarten (*Cirsium div. spec.*) zu finden. Arten der späteren Sukzessionsstadien wie Himbeere (*Rubus idaeus*), Fuchsgreiskraut (*Senecio fuchsii* = *S. ovatus*) und Trauben-Holunder (*Sambucus racemosa*) sind auf allen Flächen mit hoher Stetigkeit und hohen Deckungen vertreten; sie bilden heute Vorwald-Gesellschaften bzw. ein „Vorwald-Staudengestrüpp“ (Verband Sambuco-Salicion Tx. 50).

### 3.6.3 Methodik

#### 3.6.3.1 Datenerhebung

##### *Auswahl der Flächen*

Ausgehend von der im Rahmen der PAÖ-Sturmwurfflächenstudien interdisziplinär untersuchten Bannwaldfläche bei Langenau wurden standörtlich entsprechende, forstlich behandelte Sturm-

## Hetzel, Reif

wurfflächen gesucht. Eine Liste der Sturmschadensflächen im öffentlichen Wald stellte die Forstdirektion Tübingen zur Verfügung. Die notwendigen standortkundlichen Angaben wurden mit Hilfe der Standortskarten der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt und der Forstämter ergänzt. Ausgewählt für vergleichende Untersuchungen wurden etwa 150 Sturmwurfflächen auf der Schwäbischen Alb mit einer Mindestgröße von jeweils einem Hektar.

### *Gliederung des Sukzessionsmosaiks in Kleinstandorte*

Durch feinere Auflösung der Sturmwurfflächen in kleinstandörtliche Kompartimente läßt sich die Vegetationsentwicklung sehr viel differenzierter analysieren. Die Stürme hinterlassen nach dem Wurf ein reich strukturiertes Gelände mit vielen Heterogenitäten, die als Kleinstandorte gefaßt werden können (Abb. 3.6-1).

Als „Normalflächen“ werden die Mineralbodenbereiche bezeichnet, die mehr oder weniger mit Gras- oder Krautvegetation bedeckt, jedoch nicht durch weitere Strukturen überlagert sind. „Wurzelteller“ sind die ausgehebelten Wurzelballen des geworfenen Baumes. Bei aufgeklappten Wurzeltellern wurde der aus der Erde gehebelte Teil als „Unterseite“, die aufgeklappte Oberfläche mit den Stammanläufen als „Oberseite“ definiert. Bei zurückgeklappten Wurzeltellern wurde keine Einteilung in Ober- und Unterseite vorgenommen. Die Baumspitze bis zum letzten Astquirl mit erkennbarem Feinreisiganteil wurde als „Gipfelbereich“ gefaßt. Auf den geräumten Flächen wurden die Gipfelstücke und Äste teilweise aufeinandergetürmt; sie werden als „Reisighaufen“ bezeichnet. Das liegende Stammholz führt je nach Lagerungsdichte zu zwei verschiedenen Kleinstandorten:

Die „Ranne“ beinhaltet die Fläche unter dem Stamm sowie dessen Peripherie; die Peripheriebreite auf jeder Seite ist gleich dem zugehörigen Stammdurchmesser. Der Einfluß auf die Kleinklima und speziell auf die Naturverjüngung von solchen linienhaften Elementen werden in OTTO (1994) und in REIF & PRZYBILLA (1996) erwähnt.

Im „Mehrstamm-Bereich“ sind die Stämme dicht gelagert bis aufeinandergetürmt. „Rückegassen“ sind unbefestigte Fahrwege für Holzerntemaschinen. Auf manchen Flächen wurde das übliche Netz von Rückegassen aufgrund der schwierigen Verhältnisse für die Aufarbeitungsphase über das sonst übliche Maß hinaus verdichtet und nachher wieder bepflanzt oder aufgelassen. Diese „ehemaligen Rückegassen“, auf denen Gehölzanwuchs toleriert oder sogar gepflanzt wurde, wurden ebenfalls als eigener Kleinstandort gefaßt. Ausgenommen von der Untersuchung wurden die permanenten Rückegassen, die regelmäßig von Gehölzanwuchs befreit werden.

### *Aufnahme von Kleinstandorten und Vegetation*

Im Bereich der Sturmwurffläche bei Langenau sowie auf 35 weiteren, systematisch ausgewählten Sturmwurfflächen wurden Vegetation, Naturverjüngung der Baumarten sowie Art und Flä-

## Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung

chenanteile von Kleinstandorten erfaßt. Bestandesränder, Kleinzäune vor und nach dem Sturm, offen gehaltene Rückegassen sowie Vorbau-Gruppen wurden von der Bearbeitung ausgeschlossen.

Auf jeder Sturmwurffläche wurde die Naturverjüngung der Baumarten mit Hilfe eines systematischen Stichprobennetzes mit jeweils vier Quadratmeter großen Stichprobenflächen quantitativ aufgenommen. Der Stichprobenumfang lag hierbei zwischen 20 und 45 (80 bis 180) m<sup>2</sup>, zumeist bei 40 (160) m<sup>2</sup> Aufnahmen pro Fläche. Auf der belassenen Sturmwurffläche wurden wegen der erschwerten Zugänglichkeit zehn Probekreise mit einer Flächengröße von insgesamt 50 Quadratmeter angelegt. Hinzu kamen Zählungen der Gehölzverjüngung auf jeweils zehn Wiederholungen der vorhandenen Kleinstandorte (Flächengröße: i.d.R. vier Quadratmeter).

Die Gehölzverjüngung wurde in drei verschiedenen Höhenklassen (Keimling; verholzte Individuen bis 30 cm; Jungpflanzen von 30 bis 130 cm; Jungpflanzen über 130 cm Höhe) aufgenommen.

Der Flächenanteil der Kleinstandorte in den systematisch verteilten Stichprobenflächen wurde geschätzt. Bei einem Anteil von über 3 % an der Stichprobenfläche wurde die Vegetation und Verjüngung der Kleinstandorte erfaßt. Hinsichtlich eines Vergleichs der verschiedenen forstlich gesteuerten Sturmwurfflächen fanden nur Kleinstandorte mit mehr als 10 % Flächenanteil Berücksichtigung, da auf den bewirtschafteten Flächen die Bedeutung kleinstandörtlicher Variabilität gegenüber der forstlichen Überprägung zurücktritt.

Zur Ermittlung der Beziehung zwischen Vegetation und Kleinstandort wurden auf jedem der ausgewählten Kleinstandorte die Vegetation nach der Methode von Braun-Blanquet aufgenommen (WILMANN 1993). Die Stichprobengröße betrug vier Quadratmeter, die nur in Ausnahmefällen unterschritten wurde, so bei kleinflächigen Mulden, Wurzeltellerober- und -unterseiten der belassenen Sturmwurffläche. Die Stichprobengröße betrug dort ein bzw. zwei Quadratmeter.

Folgende Bestandes- und Umweltparameter wurden parallel zu jeder pflanzensoziologischen Aufnahme erhoben: (1) Lokalität nach Wuchsbezirken; (2) Meereshöhe; (3) Wasserhaushalt des Standortes eingeschätzt in den drei Stufen feucht, mittel, trocken; (4) Laubbaumanteil des Vorbestandes nach Angaben der Forsteinrichtungswerke; (5) Altersklasse des Vorbestandes; (6) Kronenschlußgrad des Vorbestandes in den vier Stufen geschlossen, locker; locker bis licht; licht bis räumig; (7) prozentualer Deckungsanteil von Gesamtvegetation, Moosen, Stammholz, Ästen, Reisig, Förna, Rohboden; (8) forstliche Maßnahmen wie Düngung, Kultursicherung, Zäunung (vor und/oder nach dem Sturm), Räumungsverfahren (ungeräumt, konventionell oder prozessor-geräumt) und Pflanzungen.

Nicht mehr alle Maßnahmen der künstlichen oder natürlichen Verjüngung nachfolgenden „Kultursicherung“ konnten im einzelnen nachvollzogen werden. Beispielsweise kann das

## **Hetzel, Reif**

Freischneiden der gepflanzten Bäume mit sehr unterschiedlicher Intensität, können andere Pflegemaßnahmen wie „Holunder auf den Stock setzen“ oder „Verbrennen von Reisigmaterial“ durchgeführt worden sein. Eine Codierung im Datensatz zu statistischen Analysen wurde deshalb nicht vorgenommen, wohl aber wurden diese Angaben zur Interpretation herangezogen.

### *Bestandesgeschichte und forstliche Eingriffe*

Durch Befragung von Forstamts- und Revierleitern mittels standardisierter Fragebögen wurden Informationen über die Bestandesgeschichte, insbesondere über Baumartenzusammensetzung, Kronenschlußgrad und Vorbau in den Vorbeständen eingeholt. Standortseinheit, Höhenlage und Geländeform, Naturverjüngung vor und nach dem Sturm, Samenpotential durch Einschätzung des Baumartenanteils der umgebenden Bestände sowie forstliche Maßnahmen wie Zäunung, Räumungsverfahren, Pflanzungen, Saat, Düngung wurden ebenfalls ermittelt. Der Rücklauf der Fragebögen war mit über 90 % erfreulich hoch.

### **3.6.3.2 Auswertung**

#### *Tabellenarbeit und Codierung der Aufnahmewerte*

Die Bearbeitung der Vegetationsaufnahmen erfolgte mit dem Programm SORT von DURKA & ACKERMANN (1993). Es ermöglicht die Sortierung von Arten und Aufnahmen sowie der Kopfzeilen (Variablen) in der Tabellenarbeit.

Für eine statistische Bearbeitung wurden den Deckungs- und Abundanzwerten der Arten numerische Werte zugeordnet (Code replacement). Im vorliegenden Falle wurde eine Skalierung gewählt, die der mittleren Deckung der erweiterten Skala nach BRAUN-BLANQUET nahesteht.

Zur Bestimmung der diskriminierenden Arten der Kleinstandorte wurden die F-Werte der Arten mit Hilfe des Moduls Jankey's ranking im Programmpaket MULVA von WILDI (1995) verwendet. Jankey's Rangierung nach F-Werten zeigt die Trennkraft der Arten in Form des F-Wertes im Sinne einer Varianzanalyse (WILDI 1995).

#### *Multiple Regressionsanalyse und Rangierung nach Varianz*

Durch eine multiple Regressionsanalyse können die Zusammenhänge zwischen einer abhängigen Variablen und mehreren unabhängigen Variablen geprüft werden (vgl. BACKHAUS et al. 1996, BORTZ 1993, BROSIUS & BROSIUS 1995). Dabei wird in einem ersten Schritt mittels F-Test ( $\alpha = 0,05$ ) geprüft, ob überhaupt ein Zusammenhang zwischen den unabhängigen Variablen (Umweltvariable) und der abhängigen Variable (Deckungswerte) der Art besteht. Arten mit ho-

her Varianz können Rohtabellen in homogene Einheiten trennen und ermöglichen es, die Betrachtung auf wenige Arten zu konzentrieren.

*Absolute Bauwerte (mittlere Deckungen)*

Der absolute Bauwert (die Artmächtigkeit) einer Art in einer Aufnahmegruppe (Kleinstandort) berechnet sich als durchschnittliche Deckung der Art in den Aufnahmen der Aufnahmegruppe. Die Berechnung erfolgt anhand der mittleren Deckung (code-replacement).

**3.6.4 Ergebnisse**

**3.6.4.1 Flächenmäßige Bedeutung der Kleinstandorte**

Auf geräumten wie belassenen Sturmwurfflächen nehmen die „Normalflächen“ den größten Flächenanteil ein. Auf der belassenen Variante bedeckt das liegende Totholz rund ein Viertel der Fläche (Tab. 3.6-1) in vielerorts undurchdringlichen Beständen.

Tab. 3.6-1: Mittelwerte der Flächenanteile in Prozent der häufigsten Kleinstandorte auf belassenen und geräumten Sturmwurfflächen der Schwäbischen Alb.

Wuchsgebiet	Schwäbische Alb	
	belassen	geräumt
Normalfläche	60	79
Stammholz	22	3
Gipfel und Reisighaufen	11	4
Wurzelteller und Mulden	6	10
Sonstige	1	4

Nur auf den belassenen Sturmwurfflächen hinterläßt der Wurzelteller eine Bodenmulde mit Rohboden. Auf geräumten Sturmwurfflächen wurden die Wurzelteller aus Sicherheitsgründen zurückgeklappt. Da die Wurzelteller auf der belassenen Variante mehr oder weniger senkrecht stehen, erreichen sie bei Vertikalprojektion nur einen geringen Deckungsanteil.

Die Gipfelstücke wurden im Zuge der Räumung mehr oder weniger intensiv aufgearbeitet und nehmen deshalb deutlich geringere Deckung ein als auf den belassenen Flächen. In Ausnahmefällen wurden die Gipfel zu Reisighaufen aufeinandergetürmt.

Das verbliebene Stammholz auf geräumten Flächen setzt sich zum größten Teil aus rotfaulen, unteren Stammabschnitten („Kilben“) zusammen, zu einem geringeren Teil aus nicht verwertbarem Schwachholz.

## Hetzel, Reif

Weitere Kleinstandorte wie Wurzelstubben, Reisighaufen und steinige Bereiche haben einen durchschnittlichen Flächenanteil von weniger als 3 %.

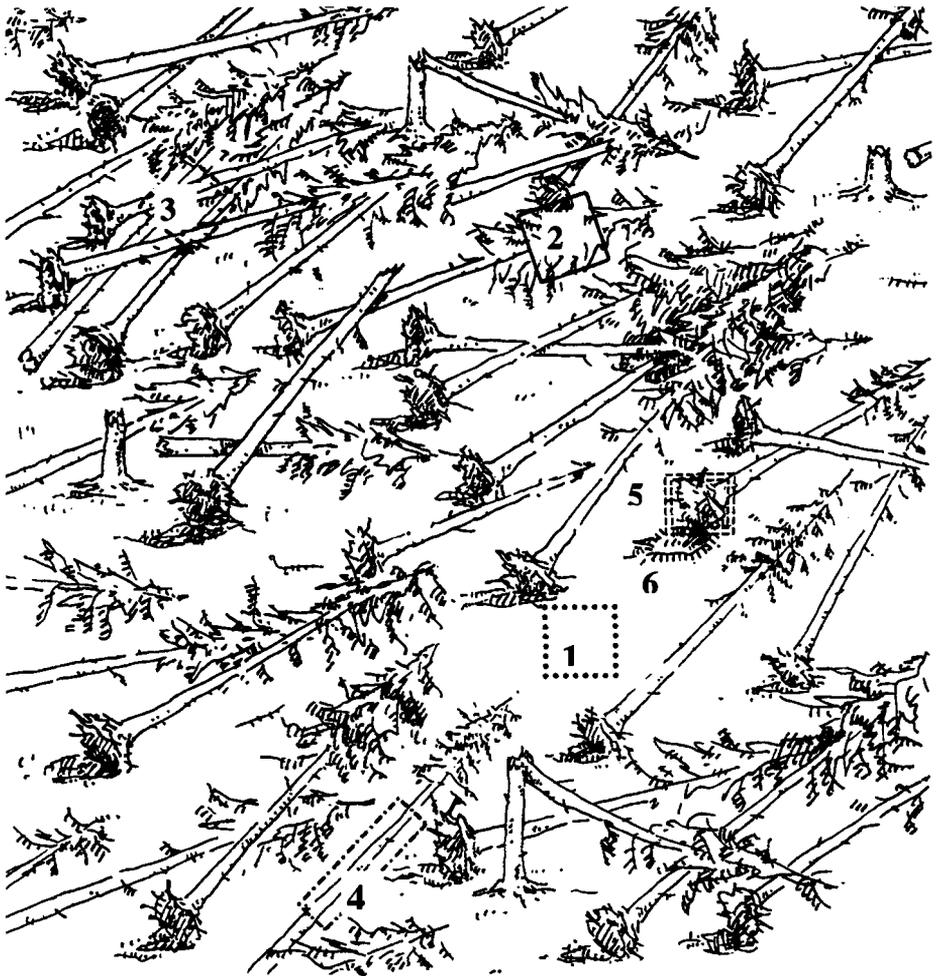
Kennzeichnend für belassene Sturmschadensflächen sind also die hohen Bedeckungen der Fläche durch die liegengelassenen Bäume und die dadurch verursachte stärkere morphologische Differenzierung in zahlreiche Kleinstandorte.

### 3.6.4.2 Vegetation und Kleinstandort

Mehrere Arten der Bodenvegetation zeigen eine unterschiedliche kleinstandörtliche Einnischung. Bei ihnen handelt es sich um Waldarten, Feuchtezeiger, nitrophytische Schlagarten sowie um Arten mit Schwerpunkt in Grünlandgesellschaften. Dies führt zu einer deutlichen Vegetationsdifferenzierung auf den Sturmwurfflächen. Die durchschnittlichen Deckungsgrade der zehn Arten mit den höchsten F-Werten der Diskriminanzanalyse nach JANKEY unterscheiden sich signifikant ( $\alpha = 0,05$ ) auf den verschiedenen Kleinstandorten (Abb. 3.6-2). Acht Arten erreichen höhere Bauwerte.

Allen Kleinstandorten gemeinsam ist der hohe Bauwert von Himbeere und Trauben-Holunder (Abb. 3.6-2). Himbeere ist nach 5 Jahren der Sukzession auf allen Kleinstandorten mit mindestens 12 % am Aufbau der Vegetationsdecke beteiligt. Der Trauben-Holunder kommt auf Wildwechseln nicht, auf Rückegassen und Unterseiten von Wurzeltellern nur mit sehr geringen Bauwerten vor. Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) findet sich auf den Sturmwurfflächen im Bereich des Lonetales ein. Hier erreicht er ebenfalls auf den meisten Kleinstandorten hohe Werte. Vermutlich war diese Art dort vor dem Sturm schon im Unterwuchs vorhanden und breitete sich nach dem Sturm massiv aus. Vegetationsaufnahmen von LAUERER (1991) belegen im Bannwald für den Glatthafer bereits ein Jahr nach dem Sturm ein höchstes Vorkommen mit mittleren Deckungen.

Auf Rückegassen erreichen Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*), Flatter-Binse (*Juncus effusus*) und Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*) ihre höchsten Bauwerte (33, 7 bzw. 16 %), Himbeere und Trauben-Holunder ihre geringsten Anteile (12 bzw. 3 %). Auf Gipfelhaufen und Wurzeltelleroberseiten erreicht der Trauben-Holunder mit 31 bzw. 28 % seine Höchstwerte und besitzt dort einen deutlichen Schwerpunkt. Die aufeinandergetürmten Gipfelstücke werden von Springkraut (*Impatiens noli-tangere*) ganz gemieden, sein Schwerpunkt liegt deutlich im Bereich der Wurzeltellermulden, unter liegenden Stämmen und Gipfeln. Nur auf den stark gestörten Standorten der Wurzelteller und Rückegassen erreicht die Sumpf-Kratzdistel (*Cirsium palustre*) durchschnittlich mehr als 1 % Deckung.



- 1  Normalfläche
- 2  Gipfel
- 3  Mehrstammbereich
- 4  Ranne
- 5  Wurzelteller (Ober- & Unterseite)
- 6  Wurzelmulde

Abb. 3.6-1: Die Kleinstandorte auf belassener Sturmwurffläche (Zeichnung Sun Yee).

# Hetzel, Reif

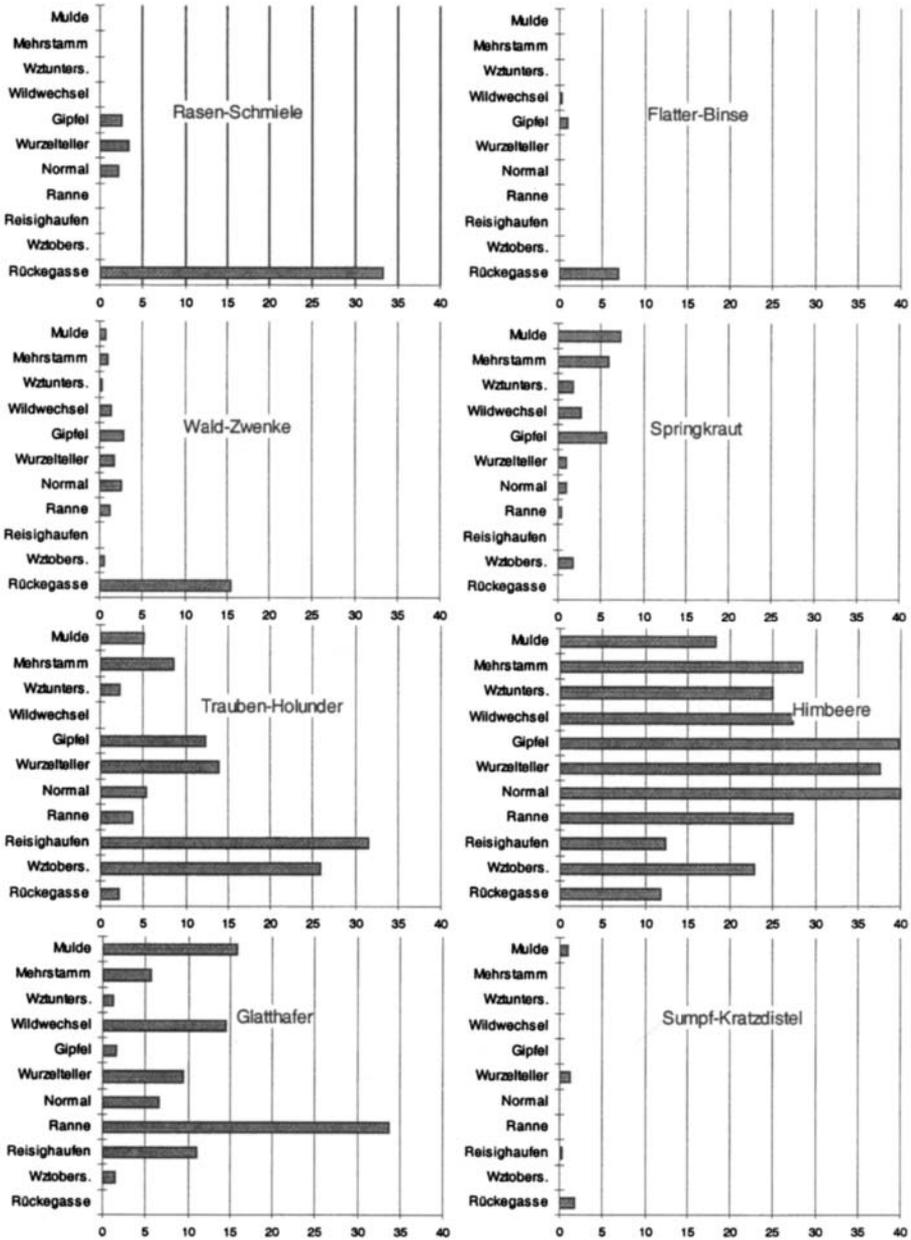


Abb. 3.6-2: Mittlere Deckungsgrade (Bauwerte) der differenzierenden Arten der Kleinstandorte (in Prozent Bodenbedeckung).

### 3.6.4.3 Unterschiede zwischen belassenen und geräumten Flächen dargestellt am Beispiel der Normalflächen

Unterschiedliche forstliche Behandlungen nach dem Sturm werden Unterschiede in der Vegetation zur Folge haben. Zur Analyse dieser Unterschiede werden die vom Menschen nicht direkt beeinflussten Umweltbedingungen als Einflußgrößen ausgeschieden, indem nur ein einziger Kleinstandortstyp, nämlich der „Normalstandort“, vergleichend untersucht wurde. Mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse hatte sich ein starker Einfluß der Meereshöhe auf die Ausprägung der Vegetation feststellen lassen. Um diesen Einflußfaktor auszuschließen, wurden die Aufnahmen ausgewählt, die in 510 bis 620 m NN vorkommen.

Durch Varianzanalyse aller Arten der „Normalflächen“ ergaben sich sechs differenzierende Arten mit hohen Varianzrängen (Abb. 3.6-3). Drei namengebende Arten der Schlagflurgesellschaften tragen stark zur Erklärung der Vegetationsunterschiede bei, nämlich Himbeere, Trauben-Holunder und Schmalblättriges Weidenröschen. Anteile zur Erklärung der floristischen Unterschiede haben weiterhin Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie Glatthafer sowie Waldarten wie Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*) und Rasen-Schmieie (*Deschampsia cespitosa*).

Die Deckungsgrade von Himbeere und Glatthafer verhalten sich auf den belassenen und geräumten Flächen gegenläufig. Vermutlich führten Bodenbewegungen durch das Rücken zu einer stärkeren Mineralisierung. Dadurch wurden Nitrophyten wie die Himbeere in ihrer Ausbreitung gefördert. Auf der belassenen Fläche dagegen war die Geschwindigkeit der Streuzersetzung wohl geringer, hier verlief die Ausbreitung der Himbeere langsamer.

Holunder gilt als verjüngungshemmend und wurde z.T. auf den geräumten Flächen „auf Stock gesetzt“, was die unterschiedlichen Deckungswerte erklärt. Der fördernde Einfluß der Räumungsmaßnahmen spiegelt sich auch bei Wald-Reitgras und Rasenschmieie (*Deschampsia cespitosa*) wieder. Kultursicherungsmaßnahmen wie Freischnitt der gepflanzten Verjüngung auf einem Teil der Flächen haben zusätzlich fördernde Wirkung auf die Gräser.

Das Schmalblättrige Weidenröschen gilt als typische Schlagpflanze (OBERDORFER 1990) und weist dementsprechend höhere Deckungswerte auf den geräumten Flächen auf.

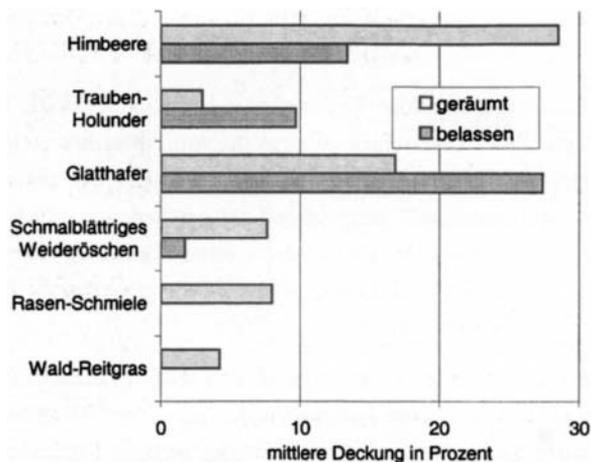


Abb. 3.6-3: Mittlerer Deckungsgrade (Bauwerte) der differenzierenden Arten der Normalflächen belassener und geräumter Sturmflächen.

#### 3.6.4.4 Baumartenverjüngung

##### *Die Naturverjüngung der Baumarten in Abhängigkeit vom Vorbestand*

Die anfänglich mancherorts beobachtete starke Fichtenverjüngung (LAUERER 1991, SAYER 1993) ist nur in wenigen Fällen heute noch vorhanden. Es überwiegen je nach Baumartenzusammensetzung des Vorbestandes und der Nachbarbestände Edellaubbäume und Buchenverjüngung.

Die höchsten Stückzahlen von naturverjüngten Buchen und Eschen wurden auf Flächen angetroffen, die zuvor mit Buchenreinbeständen bestockt waren (Abb. 3.6-4). Hohe Stückzahlen von Buchen, Bergahorn und Eschen waren auf Flächen anzutreffen, die vor dem Sturm mit Mischbeständen bestockt waren, geringe Stückzahlen an Naturverjüngung auf Flächen mit ehemaligen Fichtenreinbeständen. Nur dort erreicht Fichtennaturverjüngung nennenswerte Stückzahlen. Die Auswertung der Angaben der Forstverwaltung zeigt gleiche Tendenzen. Mit zunehmendem Laubbaumanteil im Vorbestand gelangen naturverjüngte Laubbäume zu höherem Flächenanteil. Naturverjüngte Fichten sind nur mit sehr geringen Flächendeckungen vertreten. Typische Pionierbaumarten, wie beispielsweise Vogelbeere, spielen eine untergeordnete Rolle (Abb. 3.6-4).

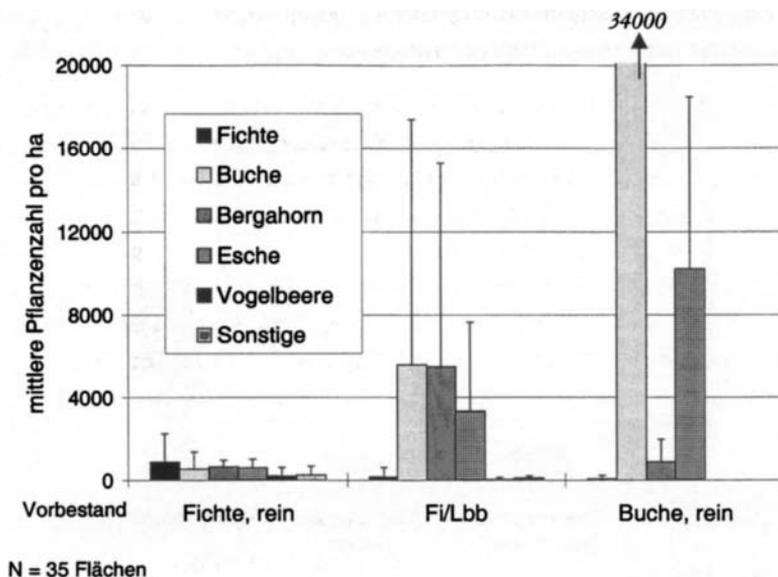


Abb. 3.6-4: Mittlere Pflanzenzahlen der Naturverjüngung (> 30 cm) in Abhängigkeit vom Vorbestand.

Jahringzählungen ergaben, daß der größte Teil der Verjüngung älter als das Sturmereignis ist und schon als Verjüngungspotential vorhanden war. Die Fichtenverjüngung hat sich nur in Beständen etabliert, die vor dem Sturm stark aufgelichtet waren (Abb. 3.6-5). In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise auf den Einfluß des Naturverjüngungsvorrates und damit des Vorbestandes auf die Naturverjüngung (u.a. WILLIG 1994, SPURR 1956, FISCHER 1996).

Eine große Anzahl von Autoren berichtet über dominante Naturverjüngung von Fichte nach Sturmwurf von Fichtenbeständen im Schwarzwald (SCHÖLCH et al. 1994; SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1997) und verschiedenen anderen Gebieten Baden-Württembergs (vgl. Kap. 3.5) dem Neckarland, Hunsrück sowie Saar-Nahe-Bergland (SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1997) und der Schweiz (LÄSSIG et al. 1995). Überraschend sind deshalb die im Rahmen dieser Untersuchung angetroffenen geringen Stückzahlen an naturverjüngten Fichten auf den Flächen ehemaliger Fichtenreinbestände. Auf Kalkböden setzt sich demnach der standortsangepaßte Verjüngungsvorrat der Laubbäume auf weiten Teilen der Flächen durch. Dies ist auf basenärmeren Standorten nicht der Fall (vgl. Kap. 3.5, SCHMIDT-SCHÜTZ 1996, LÄSSIG 1995).

Vermutlich führt die hohe Oberbodenaktivität der basenreichen Böden zu einer schnellen Streuzersetzung und verschlechtert dadurch die Keimungs- bzw. Aufwuchsbedingungen der Fichten. Hinzukommen mag das schnellere Wachstum der Buntlaubhölzer auf freigestellten Standorten,

mit dem die Fichte nicht mithalten kann. Durch Laubbäume geprägte Naturverjüngung nach Windwürfen wird aus Wäldern des Neckarlandes beschrieben (SCHÖLCH 1994). Demnach ist auf basenreichen Standorten eher Laubbaumnaturverjüngung anzutreffen (s. Kap. 3.5).

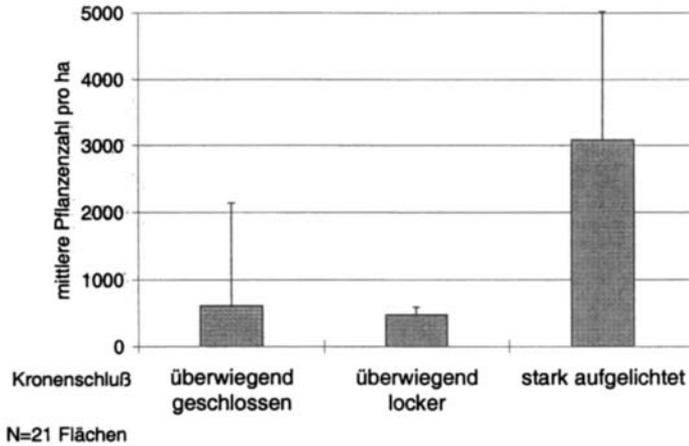


Abb. 3.6-5: Fichtenjungwüchse in Abhängigkeit vom Kronenschlußgrad auf ehemaligen Fichtenreinbeständen.

#### *Naturverjüngung auf Kleinstandorten ehemaliger Fichtenreinbestände*

Es werden nur die häufigsten Kleinstandorte Normalfläche, Gipfel und zurückgeklappter Wurzelteller verglichen, da diese auf den meisten Flächen anzutreffen waren (Tab. 3.6-1). Der überwiegende Teil der vorgefundenen Naturverjüngung ist höher als 30 cm. Diese Tatsache unterstreicht die Ergebnisse der Jahringzählungen, die den größten Teil der Verjüngung als Naturverjüngungsvorrat vor den Stürmen datierten. In dieser Höhenklasse ist der zahlenmäßige Unterschied in der Naturverjüngung zwischen den Kleinstandorten groß. Auf Normalflächen ist doppelt soviel Naturverjüngung anzutreffen wie auf Wurzeltellern oder in Gipfelbereichen. Laubbaumverjüngung überwiegt insgesamt, wobei Bergahorn den größten Anteil besitzt.

Bei Gehölzen unter 30 cm Größe überwiegt die Fichtennaturverjüngung. Auf dem Kleinstandort „Gipfelbereiche“ sind die geringsten, auf „Normalflächen“ nur geringfügig mehr Stückzahlen festzustellen. Im Bereich der Wurzelteller ist flächenbezogen doppelt soviel Naturverjüngung anzutreffen wie auf Normalflächen und Gipfeln. Gehölze in dieser Größenklasse sind erst nach dem Sturm gekeimt und deuten damit das einfliegende Samenpotential und die bevorzugten Keimplätze an. Das Samenpotential von Fichte aus den umgebenden Beständen ist groß (vgl.

## Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung

LÄSSIG 1995), die Diasporen sind im Gegensatz zu den auf der Schwäbischen Alb häufigen Baumarten Buche, Bergahorn und Esche leichter und können so auf die Schadensflächen eingetragen werden. Die Fichten keimen bevorzugt in den Wurztellerbereichen, die sich durch kleinflächige Rohbodensituationen in der Peripherie und eine leichte Erhöhung gegenüber der Umgebung auszeichnen. Das Überleben der Gehölze in dieser Größe ist nicht gesichert, die Verjüngungszahlen sind vielmehr als Hinweis für das Samenpotential zu werten. SMALLIDGE & LEOPOLD (1994) stellen ebenfalls vermehrt Keimlinge von *Picea rubens* auf Wurztellern fest und zitieren HUTNIK (1952) mit der gleichen Beobachtung.

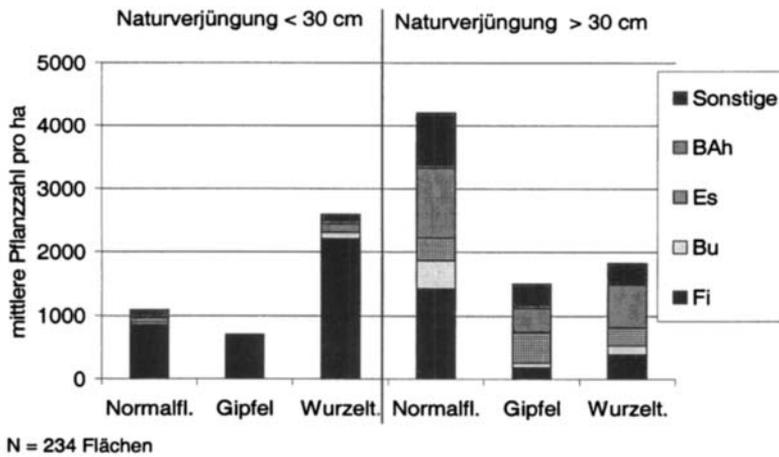


Abb. 3.6-6: Baumartenverjüngung in Abhängigkeit vom Kleinstandort auf ehemaligen Fichtenreinbeständen, nach Höhenklassen getrennt.

### Naturverjüngung auf Kleinstandorten ehemaliger Buchenreinbestände

Die Wurzteller auf den Flächen der ehemaligen Buchenreinbestände sind deutlich ärmer an Gehölzverjüngung als auf Normalflächen, unabhängig von der Größe der Naturverjüngung. Nur wenige Individuen sind kleiner als 30 cm. Neben dominanter Buchennaturverjüngung erreicht Esche nennenswerte Anteile an der Verjüngung. Bergahorn und sonstige Baumarten spielen eine untergeordnete Rolle. Fichtennaturverjüngung tritt nur in Ausnahmefällen in Erscheinung.

Wie auch auf den Flächen der ehemaligen Fichtenreinbestände zeigt sich die „Verjüngungsgunst“ im Bereich der Wurzelsteller bei der Verjüngung größer 30 cm Höhe. Im Bereich der Wurzelsteller wird der Naturverjüngungsvorrat der Flächen vermindert. Den offenen Bodenstellen der Wurzelsteller, die ja ein ideales Keimbett vor allem für Buchensämlinge darstellen (vgl. Huss 1997), fehlt es offensichtlich am Sameneintrag von Bucheckern.

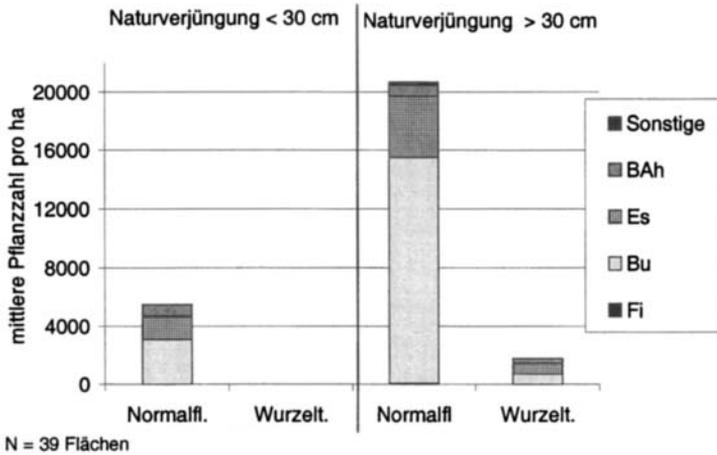


Abb. 3.6-7: Baumartenverjüngung und Kleinstandorte auf ehemaligen Buchenreinbeständen, nach Höhenklassen getrennt.

#### Die Bedeutung forstlicher Verjüngungsmaßnahmen auf Sturmwurfflächen

Die Sturmwurfflächen wurden bei fehlender Naturverjüngung bepflanzt. Je nach Ausgangssituation vor dem Sturmwurf entstanden die Folgebestände in unterschiedlichen Flächenanteilen aus Pflanzung und Naturverjüngung (Abb. 3.6-8). Pflanzungen wurden v.a. auf Flächen durchgeführt, die zuvor mit Fichtenrein- oder Mischbeständen bestockt waren.

Bemerkenswert ist der hohe Anteil an reinen Laubbaumpflanzungen und der geringe Flächenanteil, der natürlich verjüngt wurde. Fichtenpflanzungen wurden zur Mischwaldbegründung auf Flächen durchgeführt, die bereits mit Buche vorgebaut waren. Bei den Laubbaumarten wurden im wesentlichen Buchen sowie die Buntlaubebäume Bergahorn, Esche, Spitzahorn und Kirsche gepflanzt. Auf geworfenen Buchenreinbeständen wurde die Naturverjüngung übernommen.

## Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung

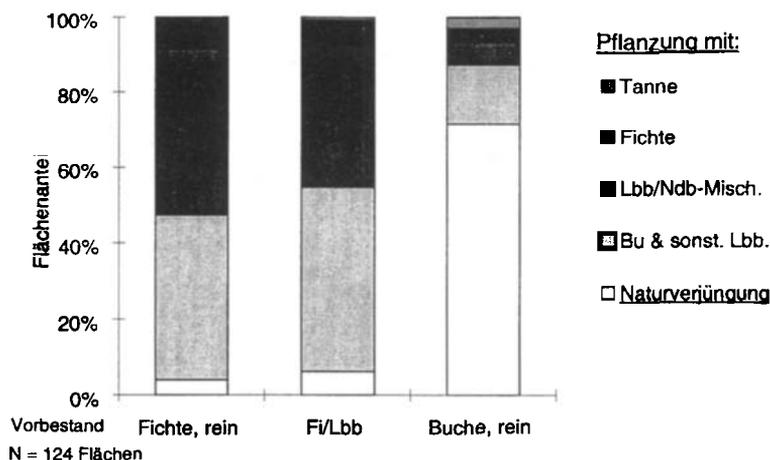


Abb. 3.6-8: Vorbestand und durchgeführte Verjüngungsmaßnahmen.

### 3.6.5 Waldentwicklung der Sturmwurfflächen

Auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb wird die Waldentwicklung nach den Sturmereignissen des Jahres 1990 in allen untersuchten Beständen zu relativ naturnahen Baumartenzusammensetzungen führen. Alle untersuchten, geworfenen Buchenbestände tendieren wieder zu Buchenrein- oder buchenreichen Mischbeständen. Die geworfenen Fichtenrein- oder Mischbestände werden sich im öffentlichen Wald auch in den Wirtschaftswäldern sowohl durch forstliche Maßnahmen als auch durch Naturverjüngung zu Laubbaumbeständen oder Mischbeständen entwickeln. Fichtenreinbestände wurden nicht mehr begründet. Auch bei ungelenkter Bestandesentwicklung wurde Fichtenverjüngung (besser: Vorverjüngung vor dem Windwurf) nur selten dominant. Hohe Anteile erreicht die Fichte vor allem auf Flächen, deren Bestände bereits vor dem Sturm aufgelichtet waren. Ein Beispiel hierfür findet sich auf der Sturmwurffläche in Langenau im Halbschatten am Rande eines windwurfbedingten Femellochs mit Seitenlichteinfluß. Hier hat sich Fichtenverjüngung bereits vor dem Sturmwurf ringförmig um eine Buntlaubbaumpflanzung in einer größeren Bestandeslücke etabliert und wächst nun in den Folgebestand ein.

Vermutlich spielen edaphische Faktoren und die Mykorrhizierung eine entscheidende Rolle bei der Naturverjüngung der Fichte (s. Kap. 3.2). Neben dem Fichtenreichtum der Untersuchungsgebiete ist die geringere Standortsgüte bei den Flächen mit hoher Fichtennaturverjüngung auf-

## **Hetzel, Reif**

fällig. Die hohe Oberbodenaktivität der reichen Kalkstandorte führt zu einem schnelleren Abbau der sauren Nadelstreu, die für die Keimung von Fichtensämlingen günstig ist. Vor allem Jungfichten scheinen ein noch wenig mykorrhiziertes Wurzelsystem zu besitzen (Fehlen der entsprechenden Pilzpartner auf Kalkböden).

Der Verjüngungsvorrat auf Sturmflächen, die im Vorbestand nennenswerte Laubbaumanteile besaßen, ist gut. Zum Zeitpunkt der Sturmwürfe noch sehr kleine Laubbäume waren anfänglich bei forstlichen Schätzungen nicht berücksichtigt worden, bestimmen aber heute vielfach die Bestandesentwicklung. Im Nachhinein betrachtet erweist sich manche Pflanzmaßnahme als nicht notwendig. Auch Buche ist vertreten, sofern sie im Vorbestand vorhanden war und in der Sämlingsbank überlebt hat.

Buche benötigt ein größeres Samenpotential als Edellaubhölzer, um in der Verjüngung nennenswerte Anteile zu erlangen. Da Buche im Bestand erst ab Alter 50 fruktifiziert (BURSCHEL & HUSS 1997), produziert ein großer Teil der in vielen Fichtenalthölzern angelegten Vorbauten noch keine Samen. Erst wenn diese Vorbau-Buchen zur Samenreife gelangen werden, kann ein Ansteigen ihrer Anteile an der Naturverjüngung erwartet werden.

### **3.6.6 Forstwirtschaftliche Konsequenzen**

Bei der Wiederaufforstung der Sturmwurfflächen sind Pflanzmaßnahmen nur dann sinnvoll, wenn der Verjüngungsvorrat als nicht ausreichend erachtet wird. Dabei gilt es, den Verjüngungsvorrat auch unter 30 cm Größe zu berücksichtigen. Dieses „Potential“ findet bei der Planung bislang keine Beachtung, kann später aber die Entwicklung der Fläche entscheidend beeinflussen.

Mit hohen Naturverjüngungsvorräten ist vor allem auf Flächen zu rechnen, die im Vorbestand oder an Bestandesrändern Laubbäume als Samenquellen aufweisen. Kennt man den Naturverjüngungsvorrat, können Pflanz- und Pflegemaßnahmen differenzierter durchgeführt werden. Der Mehraufwand einer auch auf die kleinen Individuen ausgerichteten Inventur ist im Vergleich zu erhöhten Pflegekosten (bei unerwünschter Naturverjüngung) oder möglicherweise überflüssigen Pflanzung gering.

Bestandeslücken in Fichtenreinbeständen begünstigen die Ansamung von Fichten und sorgen für größere Fichtenanteile in den Folgebeständen. Sollen Fichtenreinbestände zu laubbaumreichen Mischbeständen umgebaut werden, so sind Kahlschläge in Erwägung zu ziehen, da dadurch massive Fichtenverjüngung vermieden wird. Dies gilt vor allem für basenreiche Standorte, auf denen auch unter halbschattigen Bedingungen ein großer Vorrat an Sämlingen von Edellaubbaumarten vorhanden sein kann.

### Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Darstellung der Entwicklungen von Bodenvegetation und Verjüngung auf Sturmwurfflächen von 1990 der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit vom vorhergehenden Bestand, vom Kleinstandort und den forstlichen Räumungsmaßnahmen. Abläufe auf forstlich bewirtschafteten Flächen sollten soweit wie möglich mit ungestörten, nicht geräumten Flächen verglichen werden. Um die standörtlichen Bedingungen weitgehend konstant zu halten, wurde ein auf der Schwäbischen Alb weit verbreiteter Standort, der Kalkverwitterungslehm ausgewählt. Kleinstandorte wurden definiert, um die komplexe mosaikartige Struktur der Bodenvegetation und Verjüngung zu fassen.

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- **Bodenvegetation:** Die Vegetation der untersuchten Flächen ist nach 5 Jahren der Sukzession von *Rubus idaeus* geprägt und kann als Rubetum idaei bezeichnet werden. Mehrere Arten der Bodenvegetation zeigen eine unterschiedliche kleinstandörtliche Einnischung. Dies führt zu einer deutlichen Vegetationsdifferenzierung auf den Sturmwurfflächen. Auch das Räumungsverfahren prägt die Vegetation entscheidend mit (z.B. floristische Unterschiede zwischen geräumten und belassenen Sturmwurfflächen).
- **Naturverjüngung:** Die Naturverjüngung auf den untersuchten Sturmwurfflächen stammt zum größten Teil aus Naturverjüngungsvorräten der Vorbestände. Art und Umfang der Naturverjüngung hängen stark von der Baumartenzusammensetzung des Vorbestandes ab. Ehemalige Reinbestände von Buche weisen die höchsten, ehemalige Fichtenreinbestände die geringsten Stückzahlen an Naturverjüngung auf. Fichten-Laubbaum-Mischbestände nehmen eine Zwischenstellung ein. Nennenswerte Fichtennaturverjüngung auf Flächen ehemaliger Fichtenreinbestände ist nur dann anzutreffen, wenn das Kronendach schon vor dem Sturm stärker aufgelichtet war. Pionierbaumarten spielen im Untersuchungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle.
- **Waldentwicklung:** Die Waldentwicklung nach den Sturmereignissen des Jahres 1990 wird in allen untersuchten Beständen zu relativ naturnahen Baumartenzusammensetzungen führen. Dies gilt sowohl für die sich in natürlicher Sukzession entwickelnde Bannwaldfläche in Langenau, als auch die große Zahl geworfener Fichtenbestände auf standörtlich vergleichbaren Wirtschaftswäldern. Alle untersuchten geworfenen Buchenbestände tendieren wieder zu Buchenrein- oder buchenreichen Mischbeständen. Die geworfenen Fichtenrein- oder Mischbestände werden sich auch in den Wirtschaftswäldern zu Laubbaumbeständen oder Mischbeständen entwickeln. Im Rahmen einer natürlichen Waldentwicklung tritt die Fichte auf dem untersuchten Kalkverwitterungslehm sehr stark zurück.

### **3.7 Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen auf vernässenden Standorten mit Hilfe von Pioniergehölzen**

*von A. Schmidt-Schütz und J. Huss*

#### **3.7.1 Problemstellung und Zielsetzung**

Nach den Stürmen vom Februar 1990 und deren verheerenden Folgen für die Forstwirtschaft stellte sich die Frage nach rationellen, an der natürlichen Walddynamik orientierten Verfahren zur Wiederbewaldung großer Sturmwurfflächen. Von besonderem Interesse waren hierbei vernässende, ehemals fichtenbestockte Standorte, da sie in besonders starkem Maße betroffen waren.

Neuere Waldbaurichtlinien für Baden-Württemberg besagen, daß die Baumartenwahl bei Bestandesbegründung an der natürlichen Waldgesellschaft orientiert werden solle, um sowohl Betriebssicherheit als auch Wertleistung zu gewährleisten. Viele der für die genannten Standorte geeigneten Baumarten, beispielsweise Tanne, Buche oder Eiche, sind jedoch an die deutlich kontinental geprägten Klimabedingungen (s. Kap. 3.3.1) auf Freiflächen nicht angepaßt. Sie sind frost- und trockenheitsempfindlich und leiden zudem - weil langsamwüchsig - stark unter der Konkurrenz der sich auf Kahlflächen oft üppig entwickelnden Schlagflora. Wenn sie sich nicht natürlich verjüngen, müssen diese Baumarten gepflanzt werden („Umbau“). Nach Erfahrungen aus der Vergangenheit ist der Erfolg konventioneller Kahlflächenaufforstungen jedoch häufig unbefriedigend. Die in der Regel hohen Ausfälle und den fehlenden Schirmschutz durch einen Altbestand versucht man durch die Pflanzung sehr hoher Stückzahlen zu kompensieren. Zusammen mit den üblichen Nachbesserungs- und Pflegemaßnahmen, beispielsweise um die Kulturen von Pionierbaumarten zu befreien, ist dieses herkömmliche Begründungsverfahren wenig effizient und teuer.

Um die Wachstumsbedingungen für diese Zielbaumarten auf möglichst extensive Weise zu verbessern, ist es naheliegend, natürliche Bestandesentwicklungsprozesse und frühe Sukzessionsstadien (Vorwaldphase) beim Umbau ehemaliger Fichten-Forste zu integrieren (HUSS 1991, 1993). Auf diese Weise kann das waldbauliche Ziel „Baumartenwechsel“ wirkungsvoller und naturnäher erreicht werden („sukzessionsgestützter Umbau“).

Ein Vorwald entspricht einer frühen Entwicklungsstufe in Waldökosystemen nach großflächiger Kahllegung (ODUM 1980, OTTO 1994). Er besteht aus schnellwachsenden Pionierbaumarten, die gegenüber den Streßbedingungen auf Freiflächen unempfindlich sind. Vorwälder können durch natürliche Ansamung entstehen oder künstlich begründet werden (FIEDLER 1961). Im Laufe der weiteren Bestandesentwicklung geben die Vorwaldbäume zunächst den unter ihnen aufwach-

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

senden, empfindlicheren Bäumen Schutz. Sie scheiden, weil vergleichsweise kurzlebig, meist schon nach wenigen Jahrzehnten aus und hinterlassen, standortgerechte Baumarten vorausgesetzt, einen naturnahen Wald, der unseren waldbaulichen Zielsetzungen entspricht.

Ein Vorwald bietet mehrere betriebliche und ökologische Vorteile:

- er schafft einen Zeitgewinn, da die Pflanzung der Zielbaumarten verschoben werden kann und entzerrt dadurch betriebliche Engpässe bei der Bestandesbegründung;
- er wirkt auf vernässenden Böden als Wasserpumpe,
- er verbessert durch seine Wurzelenergie und den Laubabfall den (häufig verdichteten) Boden,
- er schafft ein günstiges Bestandesklima, was die Verrottung des Reisigs (Mäusebiotope) fördert und zudem die Freiflächenbelastungen für die Zielbaumarten abmildert,
- er beschattet die Bodenvegetation, verändert dadurch ihre Zusammensetzung und Biomasseproduktion und verringert somit ihren Konkurrenzdruck,
- er kann die Qualitätsentwicklung der Zielbaumarten unter seinem Schirm vorteilhaft beeinflussen,
- er ermöglicht dadurch weitere Pflanzverbände bei den Zielbaumarten, was zu Kosteneinsparungen führt,
- er liefert gegebenenfalls selbst Vorerträge.

Die Einbeziehung einer Vorwaldphase kann folgende Probleme aufwerfen. Dieses Verfahren

- verlängert die Produktionszeit der Zielbaumarten, da diese erst einige Jahre später, nach Erreichen der Schutzwirkungen durch den Vorwald, eingebracht werden,
- erfordert waldbauliche Aufmerksamkeit, da der Vorwald neben seinen Schutzwirkungen auch einen Konkurrenzfaktor um Licht, Nährstoffe und Wasser darstellt,
- kann, bei ausschließlicher Nutzung von Naturverjüngung, die Gefahr von Fehlbestockungen und teuren waldbaulichen Lenkungsmaßnahmen bergen, falls geeignete Samenquellen fehlen.

Frühe Waldentwicklungsstadien wurden in der Forstwirtschaft bislang kaum für die Bestandesbegründung genutzt. Die Kenntnisse darüber, ob sich solche Vorwälder von alleine finden, wie schnell sie sich entwickeln, ob und gegebenenfalls wie sich durch waldbauliche Maßnahmen gelenkt werden müssen waren dementsprechend sehr begrenzt. Die Bereitschaft, verstärkt Naturverjüngungsabläufe bei der Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen zu integrieren, hängt

nicht zuletzt davon ab, ob die Aufwendungen für extensive Pflanzungs- und Pflegemaßnahmen, beispielsweise zur Verbesserung der Vorwaldstruktur oder zur Regulierung der Mischungsanteile, diejenigen einer sofortigen Wiederaufforstung mit gewünschten Baumarten übersteigen.

Zur Erarbeitung geeigneter waldbaulicher Technologien und Empfehlungen zur gezielten Integration früher Bestandesentwicklungsstadien wurden 1991 auf 4 großen Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (Forstämter Enzklosterle, Comburg, Entenpfehl, Kirchberg) Versuchsanlagen eingerichtet.

**3.7.2 Versuchsflächen und Untersuchungsschwerpunkte**

In Anlehnung an die bereits vorgestellten Untersuchungsziele werden drei Untersuchungsschwerpunkte (natürliche Wiederbewaldung, künstliche Begründung von Vorwäldern, herkömmliche Aufforstung mit Zielbaumarten) mit jeweils mehreren Varianten bearbeitet (s. Tab. 3.7-1).

Tab 3.7-1: Untersuchungsschwerpunkte und Varianten.

UNTERSUCHUNGSSCHWERPUNKT	VARIANTE
<p><b>Natürliche Wiederbewaldung</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ohne Nutzung des Sturmholzes (ungeräumt)</li> <li>• mit Holznutzung                             <ul style="list-style-type: none"> <li>-Stammholz geräumt</li> <li>-Stammholz und Reisig geräumt</li> </ul> </li> </ul>
<p><b>Vorwald -Anbauversuche</b> mit Pionierbaumarten</p> <p>Je nach Standort wurden verwendet: Birke, Hybridbirke, Aspe, Hybridaspe, Salweide, Grauerle, Roterle, Faulbaum, Vogelbeere, Europ. Lärche, Kiefer, Kirsche, Roteiche</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• gleichzeitige Einbringung der Zielbaumart</li> <li>• nachträgliche Einbringung der Zielbaumart                             <ul style="list-style-type: none"> <li>-jeweils unterschiedliche Pflanzverbände</li> </ul> </li> </ul>
<p><b>Herkömmliche Aufforstung</b> mit Zielbaumarten</p> <p>Stieleiche, Traubeneiche, Buche, Tanne</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verwendung praxistüblicher Sortimente</li> <li>• Verwendung von Großpflanzen</li> </ul>

Sie werden in Kleinparzellen von 25 x 25 m oder in Großparzellen von 50 x 50 m in zweifacher Wiederholung beobachtet. Lediglich für die ungeräumten Parzellen mit einer Größe von je 0,5 ha gibt es keine Wiederholungen. Zur Ermittlung des Wildeinflusses wurden in den Großparzellen je zwei Unterparzellen und in den Kleinparzellen je eine Unterparzelle von 12 x 10 m

Größe gezäunt. Im Ergebnisteil wird jedem Teilabschnitt ein kurzer Hinweis auf die Methodik vorangestellt.

Folgende Teilfragen wurden bearbeitet:

- *Natürliche Wiederbewaldung:* Welche Baumarten sind bei un gelenkter Entwicklung auf welchem Standort beteiligt? Finden sich Vorwälder natürlich ein? Wie schnell wachsen diese Vorwälder? Wie sind die Pionierbäume räumlich verteilt? Beeinflußt der Räumungsgrad die Bodenvegetation und die natürliche Verjüngung der Baumarten?
- *Vorwald-Anbauversuche:* Welche Pionierbaumarten eignen sich auf welchem Standort zur Pflanzung? Welchen Einfluß hat ein Vorwald auf das Mikroklima, insbesondere auf Lufttemperaturen und Strahlung?
- *Zielbaumarten:* Wie entwickeln sich die Zielbaumarten (am Beispiel Traubeneiche) unter Vorwald im Vergleich zur Freiflächenpflanzung? Zu welchem Zeitpunkt werden die Zielbaumarten am zweckmäßigsten eingebracht? Welche Pflanzendichten und Sortimente sind zu bevorzugen? Wie müssen waldbauliche Eingriffe zur Konkurrenzregelung räumlich und zeitlich aussehen?

### 3.7.3 Ergebnisse

#### 3.7.3.1 Natürliche Wiederbewaldung

Die Ansamung, Zusammensetzung und Entwicklung der natürlich verjüngten holzigen Vegetation wird von vielen Faktoren bestimmt. Neben Samenbank, Verbreitungsmechanismen, Samenangebot und Keimprozenten (LÄSSIG et al. 1995) können die Produktivität des Standortes, die Vorausverjüngung, die Bodenvegetation und die Technik der Flächenräumung von Bedeutung sein. Die natürlich angekommenen Jungwüchse wurden in der vorliegenden Untersuchung nach Art, Zahl, Höhenstruktur und räumlicher Verteilung erfaßt, um die standörtlichen Verjüngungs- und Entwicklungspotentiale zu beschreiben und waldbauliche Empfehlungen hinsichtlich der Steuerungsnotwendigkeit ableiten zu können.

#### *Einfluß des Standortes*

Im Herbst 1995 und 1996 wurden die Jungwüchse getrennt nach Höhenklassen in systematisch über die Flächen verteilten Probekreisen zu je 5 m<sup>2</sup> aufgenommen. Der Flächenaufnahmeanteil betrug 3,2 %. Diese Untersuchungen fanden auf allen 4 Versuchsflächen auf Parzellen statt, auf denen das Stammholz, nicht jedoch das Reisig geräumt worden war.

Einen Überblick über die Stückzahlen der Gehölze vermittelt Abb. 3.7-1. Dort wurden die Baumarten im Hinblick auf eine ökologische und waldbauliche Bewertung in drei Gruppen unterteilt: (1) kurzlebige Pionierbaumarten (Birke, Aspe, Weide, Faulbaum, Vogelbeere), (2) Fichte und (3) sonstige Baumarten, die in der Regel standortgerecht sind. Aus der Verteilung der Jungwüchse auf Höhenklassen ergeben sich Hinweise auf die Vertikalstruktur sowie auf die Verjüngungs- und Wachstumsdynamik der Bestände.

Es wird deutlich, daß auf den schlecht basenversorgten, sauren Versuchsflächen Enzklösterle, Entenpfuhl und Kirchberg maßgeblich Fichten an der Verjüngung beteiligt sind. Dies wurde auch von anderen Autoren auf vergleichbaren Standorten beobachtet (LÄSSIG et al. 1995, SCHÖLCH 1994). Die zahlreichen Individuen in den oberen Höhenklassen sind vermutlich abgedeckte Vorausverjüngungen der Vorbestände. Die hohen Stückzahlen in den unteren Höhenklassen deuten darauf hin, daß sich insbesondere in Enzklösterle und Entenpfuhl Tausende von Fichten erst nach dem Sturmwurfereignis angesamt haben. Die Fichte wird dort in wenigen Jahrzehnten zur bestimmenden Baumart werden, dann nämlich, wenn die Pioniere in ihrem Wachstum nachlassen und waldbaulich nicht gegengesteuert wird (FISCHER et al. 1990, SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1996). Lediglich auf der besser nährstoffversorgten Fläche in Comburg spielte die Fichte bislang keine Rolle.

Hinsichtlich der Pionierverjüngung ist festzustellen, daß auf der 1.000 m NN hoch gelegenen Misse in Enzklösterle am wenigsten Pioniere aufgefunden wurden. Sie wuchsen dort auch am langsamsten auf. 6 Jahre nach dem Sturm hatten lediglich 100 der insgesamt nur 2.000 Stück/ha umfassenden Jungwüchse Höhen zwischen 3 und 4 m erreicht. Diese Pionierverjüngung, zumeist Vogelbeere, erfüllt somit dort bis auf weiteres noch nicht die Schutzfunktionen eines Vorwaldes. Ähnlich verhält es sich in Kirchberg. Auf diesem basenarmen Pseudogleystandort weisen die recht hohen Stückzahlen an Vogelbeeren, Faulbäume und Birken in den unteren Höhenklassen auf eine langsames Wachstum hin. Zahlenmäßig (3.300 Stück/ha) jedoch reichen sie für die Ausbildung eines Vorwaldes aus. Etwa 4.000 Pioniere/ha bilden in Entenpfuhl an manchen Stellen dichte, jedoch meist nicht über 3 m hohe Vorwaldinseln. Auf dem einzigen besser mit Nährstoffen ausgestatteten Standort, dem Sandkerf in Comburg, waren bereits 1.300 Birken je ha größer als 4 m.

Andere Baumarten fanden sich lediglich in Enzklösterle in nennenswertem Umfang ein. Hierbei handelt es sich vornehmlich um Tannen, die jedoch stark unter Verbiß leiden. Auf allen anderen Flächen haben sich kaum standortgerechte Baumarten angesamt. Somit kann auf keiner der Flächen mit einem „natürlichen Baumartenwechsel“ gerechnet werden.

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

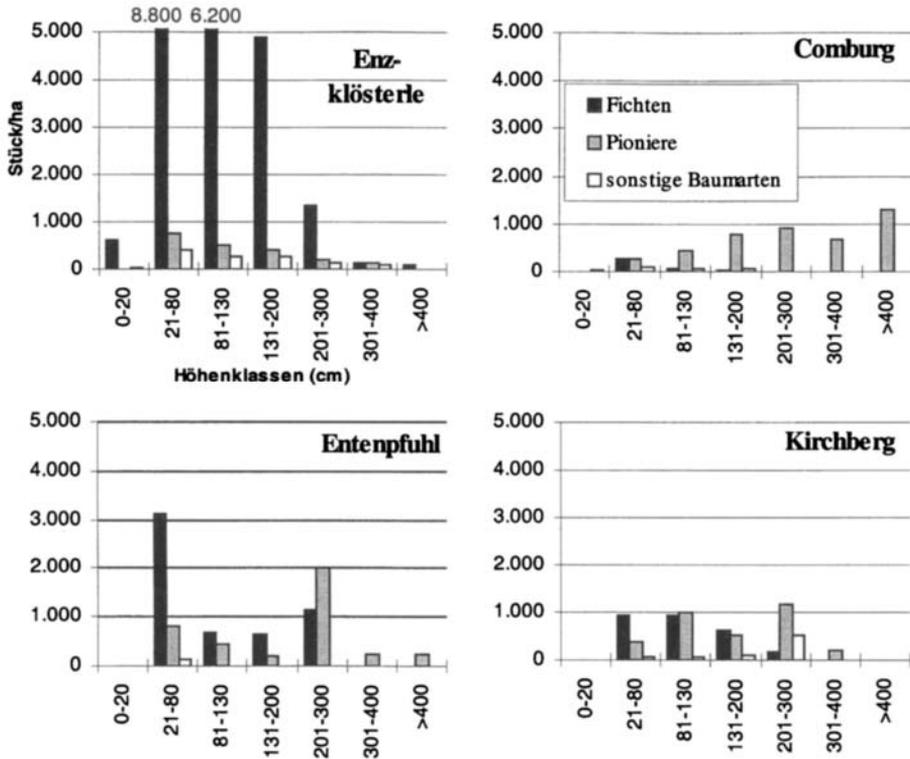


Abb. 3.7-1: Jungwüchse getrennt nach Höhenklassen auf den Versuchsflächen Enzklösterle, Comburg, Entenpfuhl und Kirchberg, 7 Vegetationsperioden nach dem Sturmereignis. Baumarten zu Gruppen zusammengefaßt (Fichten, Pioniere, sonstige Baumarten).

Diesen Befunden stehen die Ergebnisse in Kap. 3.6 entgegen. Der Widerspruch läßt sich dadurch erklären, daß diese Untersuchungen auf anderen Standorten (nicht vernässende Kalkverwitterungslehme) mit teilweise anderen Vorständen (v.a. Buchenbestände) vorgenommen wurden.

Zusammenfassend bot sich weder in Enzklösterle noch in Entenpfuhl oder Kirchberg das Bild einer bei der Wiederbesiedlung von Kahlschlägen "typischen" Besiedlungsabfolge (BURSCHEL & HUSS 1997), bei der sich verschiedene Bestandesentwicklungsstadien ablösen. Dann nämlich hätten in den oberen Höhenklassen Pionierbaumarten dominieren müssen, die von intermediären und Schlußwaldbaumarten "unterwandert" würden. Vielmehr durchdrangen sich zeitgleich auf engstem Raum frühe und spätere Vegetationsentwicklungsstufen. Eine Ausnahme hiervon

zeigte sich in Comburg. Hier entwickelte sich vielerorts kleinflächig ein geschlossener Vorwaldschirm aus Birken, unter dem sich - allerdings noch mit sehr geringen Stückzahlen - einige Fichten, Buchen und Eichen einfanden.

*Einfluß des Räumungsgrades auf Bodenvegetation und Vorausverjüngungen*

Von großer Bedeutung für den Verlauf einer Wiederbesiedlung ist die zum Zeitpunkt eines Sturmwurfereignisses bereits vorhandene krautige und holzige Vegetation. Diese hat einen Konkurrenzvorteil, denn sie kann rasch heranwachsen und möglicherweise das Ankommen und die Etablierung neuer Individuen und Arten behindern (LEIBUNDGUT 1984). Durch das Rücken und die Räumung von Baumstämmen und Hiebsresten (Stöcke und Reisig) kann die bereits vorhandene Vegetation (Bodenvegetation und Jungwüchse) teilweise zerstört werden. Zudem wird der Oberboden verwundet, Mineralboden freigelegt und somit für viele Baumarten die Keimbedingungen verbessert. Dies erfolgt in umso stärkerem Maße, je gründlicher die Fläche geräumt wird. Schließlich wird dadurch die Samenbank aktiviert und es werden konkurrenzfreie Etablierungsplätze auch für die Bodenvegetation geschaffen (FISCHER et al. 1990). Dabei führt der Einsatz schwerer Maschinen zu gravierenderen Veränderungen als Handarbeit.

In Entenpfuhl und Kirchberg werden Parzellen mit verschieden intensiver Flächenräumung (ungeräumt, Stammholz geräumt, Stammholz und Reisig geräumt, im folgenden mit u, Sg, SRg abgekürzt) langfristig beobachtet. In Entenpfuhl wurden alle Räumungsmaßnahmen mit Baggern durchgeführt. In Kirchberg wurde das Stammholz zunächst mit Baggern entzerrt und danach mittels Knickschleppern gerückt. Das Reisig wurde dort manuell geräumt. Seit 1991 wurde die Bodenvegetation mehrfach nach der Methode von BRAUN-BLANQUET aufgenommen. Der Jungwuchs wurde in den Jahren 1991, 1992, 1995 und 1996 erfaßt. Beispielfhaft werden die auf der Versuchsfläche Kirchberg gewonnenen Ergebnisse dargestellt.

Auf allen Räumungsvarianten waren bereits im Sommer 1991, also 1 ½ Vegetationsperioden nach dem Sturm, zwischen 30 (Stammholz und Reisig geräumt) und 40 % (ungeräumt, Stammholz geräumt) der Flächen noch bzw. wieder mit krautiger Bodenvegetation bedeckt (Abb. 3.7-2). Eine Erklärung dafür ist, daß der Fichten-Vorbestand vor dem Sturm bereits angerissen gewesen war und sich aufgrund des hohen Lichtangebotes die Bodenvegetation dort schon vor dem Sturmwurf etabliert hatte. Die manuelle Flächenräumung führte zudem nur zu einer mäßigen Zerstörung der Bodenvegetation. 1992 betrug die Deckungsgrade auf allen Varianten bereits 75 %. Danach stiegen sie langsamer an und erreichten 1996 Werte von etwa 90 %.

Die unterschiedlichen Räumungsgrade haben hier also nicht zu einer nachhaltigen Reduktion der Bodenvegetation geführt. Jedoch konnte auf den verschiedenen Räumungsversuchen eine unterschiedliche Zusammensetzung festgestellt werden (SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1997). So

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

deckte die Drahtschmiele, eine Schlagart saurer Standorte, auf der am intensivsten geräumten Variante über 70 %, auf der Stammholz geräumten knapp 50 % und auf der ungeräumten Variante lediglich 20 % der Fläche ab. Brombeeren und Himbeeren hingegen konnten sich auf der ungeräumten Variante am stärksten ausbreiten und waren auf der von Stammholz und Reisig geräumten Variante mit den geringsten Deckungswerten vorhanden. Ob sich die starke Ausbreitung dieser Arten allein auf den Räumungsgrad zurückführen läßt ist jedoch fraglich. Dort, wo diese Arten am stärksten hervortraten, waren auch deren jeweilige Deckungsanteile 1991, zu Beginn der Beobachtungsreihe, am größten. Diese Arten haben also einfach ihren Konkurrenzvorteil, der bereits vor dem Sturmereignis festgelegt worden war, ausgebaut.

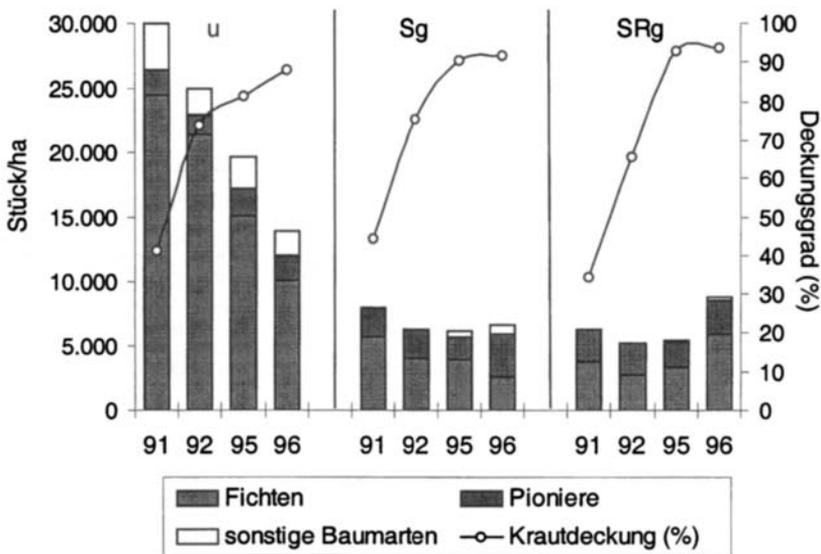


Abb. 3.7-2: Mittlere Bodenbedeckung (in Prozent der Fläche) durch krautige Vegetation sowie Anzahl der Verjüngungspflanzen (Stück/ha) in Kirchberg auf 3 Räumungsvarianten (u = ungeräumt; Sg = Stammholz geräumt; SRg = Stammholz und Reisig geräumt).

Bei den Jungwuchszahlen fand sich auf der ungeräumten Parzelle 1991 ein Bestand von knapp 25.000 Fichten, 1.500 Pionieren (hauptsächlich Vogelbeeren), sowie 3.500 Individuen je ha sonstiger Baumarten (größtenteils Buchen). Diese Jungwüchse waren vermutlich zu einem Großteil ebenfalls vor dem Sturmwurf vorhanden gewesen. Bis 1996 nahm dort die Anzahl der Fichten auf etwa 10.000 Stück/ha kontinuierlich ab. Die stellenweise dicht stehende, individuenreiche Verjüngung hat hier zu einem heftigen Ausscheidungsprozeß geführt. Zudem erschwerte die

sich rasch ausbreitende Bodenvegetation Neuansamungen. Die Stückzahlen bei den sonstigen Baumarten nahmen ebenfalls von etwa 4.000 auf 2.000 Stück/ha ab. Pioniere waren in allen Jahren mit etwa 2.000 Stück/ha vertreten.

Auf den geräumten Varianten wurden gegenüber der ungeräumten deutlich niedrigere Pflanzenzahlen ermittelt. Dies ist möglicherweise das Resultat einer drastischen Zerstörung der bereits vorhandenen Verjüngung durch Flächenräumung bzw. Befahrung. Diese Ausgangsbestände mit 6.000 bis 8.000 Stück/ha haben sich zahlenmäßig in den folgenden Jahren kaum verändert. Innerartliche Ausleseprozesse haben hier, im Gegensatz zu der ungeräumten Variante, aufgrund der von vorneherein niedrigeren Pflanzenzahlen kaum stattgefunden. Die hohen Deckungswerte der Bodenvegetation und deren schnelle Ausbreitung haben offensichtlich auch hier keine nennenswerten Neuansamungen zugelassen. Einzig zwischen 1995 und 1996 konnte ein leichter Anstieg bei den Jungwuchszahlen festgestellt werden, wobei es sich auf der SRg-Variante vornehmlich um Fichten handelte.

Auch FISCHER et al. (1990) und FISCHER (1996) haben einen zweiten Fichten-Verjüngungsschub 5 Jahre nach einem Sturmereignis im Bayerischen Wald festgestellt. Offenbar war hier nach einigen Jahren die Konkurrenzskraft der Bodenvegetation soweit geschwächt oder die Keimbedingungen so verbessert, daß sich Pflanzen späterer Bestandesentwicklungsstadien einfinden und durchsetzen konnten. Möglicherweise waren auch kleinflächige und kurzfristige Lücken in der Kraut- und Staudenschicht entstanden (WOHLGEMUTH et al. 1995).

Obwohl die Zu- und Abgänge der einzelnen Individuen nicht untersucht wurden, verdeutlichen die vorliegenden Ergebnisse, daß der Verlauf der Wiederbesiedlung von den Verhältnissen vor einem Schadereignis (Vorausverjüngungen, Deckungsgrad der Bodenvegetation), der Technik und dem Grad der Flächenräumung und damit der Zerstörung der Vorausverjüngung und der Ausbreitung verjüngungshemmender Bodenvegetation abhängen kann. Die Bodenvegetation wurde vom Grad der Flächenräumung und selbst von der Konkurrenz individuenreicher Baumjungwüchse kaum beeinflusst, was angesichts ihrer raschen Entwicklung auch auf der ungeräumten Parzelle deutlich wurde. In allen Fällen hat sie sich innerhalb der ersten Jahre auf dem größten Teil der Flächen ausgebreitet. Mit Neuansamungen kann demnach nur eine kurze Zeit nach einem Sturm gerechnet werden. Danach verändert sich die Gehölzvegetation vornehmlich durch inner- und zwischenartliche Konkurrenz- und Ausscheidungsprozesse. Um den Verlauf einer Wiederbesiedlung abschätzen zu können, sind somit genaue Kenntnisse der Verhältnisse vor und eine rasche Inventur der Flächen direkt nach einem Schadereignis von großer Bedeutung.

### *Einfluß des Räumungsgrades auf das Angebot an offenem Mineralboden und die Ansamung von Pioniergehölzen*

Pioniergehölze produzieren große Mengen an Früchten bzw. Samen, die aber aufgrund ihrer geringen Nährstoffreserven meist sehr kurzlebig sind. Deshalb wurde vermutet, daß deren Ansprüche an den Keimplatz, vor allen Dingen hinsichtlich der Wasserversorgung, hoch sind und sie deswegen Mineralboden bevorzugen. Um das waldbauliche Ziel des sukzessionsgestützten Umbaus zu erreichen, war es somit von besonderem Interesse zu erfahren, ob durch die Art der Flächenräumung das Angebot an offenem Mineralboden und damit die Ansamung verschiedener Pionierbaumarten beeinflusst wurde (Abb. 3.7-3).

In Entenpfuhl (Stammholz- und Reisigräumung durch Bagger) waren die Anteile an offener Bodenfläche erwartungsgemäß 1991 auf der ungeräumten Variante am geringsten (40 %) und stiegen mit steigender Räumungsintensität über 57 auf 61 % an. Bereits 1992 war ein Großteil dieser potentiellen Keimplätze bewachsen. Pionierbäume konnten sich hier 1991, im ersten Jahr nach dem Sturm, lediglich auf der ungeräumten Variante mit etwa 1.000 Stück/ha halten bzw. einfinden. Auf den geräumten Teilflächen hingegen waren keine Pioniere aufgelaufen bzw. die vorhandenen Pioniere zerstört worden. Im Folgejahr (1992) stieg deren Zahl auf allen Räumungsvarianten „explosionsartig“ auf 9.000 bis 15.000 Stück/ha an. Hierbei waren vornehmlich Birken und Aspen beteiligt. Der hohe Prozentsatz an offener Bodenfläche im Vorjahr hatte dies begünstigt. Jedoch erfolgte die Besiedelung nicht proportional zum Keimplatzangebot. Auf der Stammholz-geräumten Variante haben sich trotz einer offenen Bodenfläche von knapp 60 % 1992 etwa 6.000 Pionierbäume/ha weniger eingefunden als auf den beiden anderen Varianten. Bis 1996 nahmen die Jungwuchszahlen um 30 bis 60 % drastisch ab.

In Kirchberg war das Angebot an offener Bodenfläche auf allen Räumungsvarianten viel geringer als in Entenpfuhl. Grund dafür war zum einen die bereits zu Versuchsbeginn starke Vergrasung. Zudem wurde der Oberboden durch die dort durchgeführte manuelle Reisigräumung nur wenig angerissen. Dementsprechend unterschieden sich 1991 die Anteile an offener Bodenfläche von lediglich 15 bis 25 % zwischen den Räumungsvarianten kaum. Die „schonendere“ manuelle Räumung hatte zudem zur Folge, daß bereits vorhandene Pionierbäume (Vogelbeere und Faulbaum) vielfach überlebten und 1991 etwa 2.000 Stück/ha auf allen Varianten gezählt werden konnten. Wegen des sehr viel geringeren Keimplatzangebotes als in Entenpfuhl konnten in den Folgejahren kaum Neuansamungen festgestellt werden. Die Jungwuchszahlen verblieben dort in allen Jahren auf diesem niedrigen Niveau.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß der hohe Prozentsatz an offener Bodenfläche in Entenpfuhl die Ansamung von Pioniergehölzen begünstigt hat, die sehr rasch erfolgte. Bereits ein Jahr nach der Flächenräumung wurde das jeweilige Maximum der Individuenzahlen erreicht. Die Startbedingungen waren somit festgelegt. Die weitere Entwicklung wurde dort durch innerartli-

che Konkurrenz- und Ausscheidungsprozesse bestimmt. In Kirchberg hingegen wurde die Pionierverjüngung weniger durch Neuansamungen als vielmehr durch die Ausgangsbestände bestimmt. Die vergleichsweise niedrigen Jungwuchszahlen blieben etwa konstant und die weitere Entwicklung erfolgte in Form der Erschließung des vertikalen Wuchsräume.

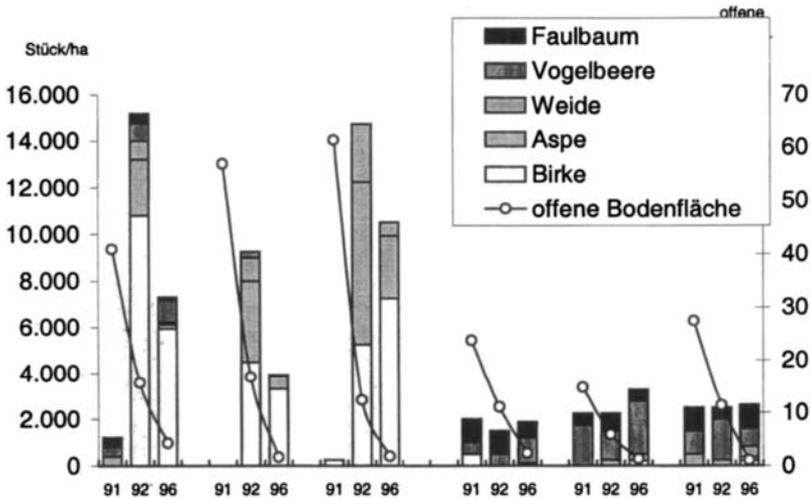


Abb. 3.7-3: Offene Bodenfläche (in Prozent der Fläche) und Anzahl der kurzlebigen Pioniere (nach Baumarten getrennt) auf drei Räumungsvarianten in Entenpfuhl und Kirchberg (1991 bis 1996; u = ungeräumt; Sg ≈ Stammholz geräumt; SRg = Stammholz und Reisig geräumt).

### Räumliche Verteilung der Pioniergehölze

Die räumliche Verteilung von Pioniergehölzen ist von großer Bedeutung für deren Integration in waldbauliche Behandlungskonzepte. Zur Erfassung der Verteilung der Jungwüchse wurden Nullflächendiagramme (COX 1972, LOETSCH 1973) erstellt (SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1997). Anhand dieser Diagramme wird ersichtlich, wie groß die Flächen ohne Pionierbäume („Nullflächen“) sind. Daraus können Rückschlüsse auf die Verteilung der vorhandenen Individuen gezogen werden.

Es zeigte sich, daß die Pionierbäume überwiegend unregelmäßig über die Flächen verteilt waren, d.h. geklumpt auftraten, und zwar erstaunlicherweise unabhängig von der Individuenzahl. In allen Fällen wies die Verjüngung der Pioniergehölze Lücken von 20 bis 60 m<sup>2</sup> auf.

Problematisch an Lücken in einem Vorwaldschirm ist zum einen, daß aufgrund des hohen Lichtangebotes der Boden darin leicht vergrast und sich somit die Anwuchsbedingungen für holzige Gewächse verschlechtern können. Zum anderen können sich aufgrund des gehemmten Luftaustausches Frostlöcher mit niedrigeren Minimum-, aber auch höheren Maximumtemperaturen als auf der Freifläche bilden (vgl. Kap. 3.7.3.3). Die Ungunst der mikroklimatischen Bedingungen geht jedoch mit zunehmender Höhe der Vorwald-Bäume zurück. Um einen flächenhaften Schutz zu gewähren, müssen die Pionierbäume deshalb um so höher sein, je ungleichmäßiger sie verteilt und je größer die Lücken sind. In Comburg beispielsweise waren 1996 bereits 1.300 Stück/ha höher als 4 m (vgl. Abschnitt *Standort*). Die dort aufgefundenen Lücken sind daher kein gravierendes Problem mehr für den Anwuchs empfindlicher Zielbaumarten. In Kirchberg und Enzklösterle jedoch ist aufgrund des langsamen Höhenwachstums bis auf weiteres nicht damit zu rechnen, daß die naturverjüngte Vorwaldbestockung einen Schutz gegen mikroklimatische Streßbedingungen in den Lücken bietet.

### 3.7.3.2 Vorwald-Anbauversuche

Pionierbäume müssen dann gepflanzt werden, wenn der natürlich verjüngte Vorwald in zeitlicher oder räumlicher Hinsicht nicht die genannten Schutzfunktionen erfüllt. Das frühzeitige Auspflanzen großer Lücken oder eine flächige, weitständige Pflanzung von Vorwäldern ermöglicht es, Zielbaumarten rascher unter dem Vorwaldschirm einzubringen, als dies bei ausschließlich naturverjüngtem Vorwald möglich ist.

Hinsichtlich ihrer standortsspezifischen Eignung zur Vorwaldbegründung wurden auf den 4 Versuchsflächen verschiedene Pionierbaumarten getestet. Von 1991 bis 1997 wurden je Baumart bei etwa 100 Individuen Höhen und Durchmesser gemessen. Bei einigen Baumarten wurden zusätzlich 4 Kronenradien erfaßt. Aus der mittleren Kronenschirmfläche wurde auf der Grundlage eines Pflanzverbandes von 4 x 4 m die durchschnittliche Überschirmung der Flächen errechnet (Tab. 3.7-2). Folgende Ergebnisse haben sich abgezeichnet:

Auf allen Versuchsorten waren bei mehreren Baumarten hohe Ausfallraten zu verzeichnen. Mögliche Ursachen hierfür waren der sehr trockene Frühsommer im Jahr nach der Pflanzung und teilweise schlecht bewurzeltes Pflanzenmaterial. Birken in Enzklösterle, Comburg und Entenpfehl, Kiefern und Lärchen in Entenpfehl sowie Hybridbirken und -aspen in Kirchberg hatten Ausfälle von nur etwa 20 % oder weniger zu verzeichnen. Vollständig ausgefallen sind dagegen Aspen in Enzklösterle sowie Balsampappeln in Kirchberg.

Je schneller eine Kahlfläche von Baumkronen überschirmt wird, desto rascher kann ein Abstrahlungsschutz wirksam werden, umso stärker wird jedoch auch die Konkurrenz um das Licht. Die Überschirmungsprozente lagen 1997 zwischen 5 % (Salweiden in Kirchberg) und 49 %

(Birken in Sobernheim). In Enzklösterle erreichte keine der getesteten Baumarten Deckungsgrade über 7 %. Hohe Überschirmungsprozente zeigten hingegen Grauerlen und Birken in Comburg, Birken und Lärchen in Entenpfuhl sowie Hybridbirken in Kirchberg.

Die Höhenzuwächse von 1991 bis 1997 variierten je nach Baumart und Versuchsort stark.

- So hatten in Enzklösterle Birken mit etwa zweieinhalb Metern innerhalb von 6 Vegetationsperioden den größten Höhenzuwachs. Kiefern wuchsen hier durchschnittlich anderthalb Meter. Vogelbeeren und Grauerlen zeigten ein langsames Wachstum, wiesen aber innerhalb der Kleinzäune deutlich höhere Zuwächse auf.
- In Comburg erwiesen sich Grauerlen und Birken als ausgesprochen frohwüchsig. Auch die erst 1993 gepflanzten Lärchen wuchsen erfreulich schnell. Allerdings unterschieden sich die Höhen von Grauerlen und Lärchen inner- und außerhalb der Zäune deutlich. Roteichen, als unempfindliche, schnellwachsende Baumart mit wertvollem Holz getestet, zeigten einen Höhenzuwachs von gut 2 bzw. fast 3 m.
- In Entenpfuhl wuchsen Lärchen, Birken, Hybridbirken und Kiefern rasch. Lärchen erreichten pro Jahr Zuwachswerte von durchschnittlich fast 70 cm. Gegenüber dem Wildeinfluß zeigten sich hier Birken und Lärchen als unempfindlich. Hybridaspens, Grauerlen und Aspen wuchsen vergleichsweise matt und mit schüttereren Kronen auf.
- In Kirchberg schließlich nahmen die Höhen von Hybridbirken und Hybridaspens im genannten Zeitraum um etwa 3 m zu. Bei Hybridaspens und Aspen ist die Notwendigkeit einer Zäunung offensichtlich. Die Höhenentwicklung der Roterlen war ausgesprochen gering, obwohl sie gemeinhin als typische, schnellwachsende Baumart gilt, die als „Wasserpumpe“ und Bodenverbesserer auf pseudovergleyten Böden wirkt (EISENREICH 1956). Ein Grund für deren mäßige Entwicklung in Kirchberg könnte darin liegen, daß von der Baumschulfirma eine nicht geeignete Provenienz geliefert worden war. Diese Vermutung wird dadurch gestützt, daß sich gleichalte Roterlenpflanzungen anderer Herkunft auf vergleichbaren, jedoch nicht zu unserem Versuch gehörenden Nachbarflächen sehr gut entwickelten.

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

Tab. 3.7-2: Ausfallraten, Überschirmungsprozente (1997) und Höhenzuwachs (1991 - 1997) verschiedener Pioniergehölze auf unterschiedlichen Standorten. Pflanzverband: 4 x 4 m (n.e. = nicht erfaßt; \* = signifikanter Unterschied zu dem ungezäunten Kollektiv mit  $p = 0,05$ ; Zäunung in Kirchberg nur bis 1995 ).

Versuchsort	Baumart	Ausfälle (%)		Überschirmung (%)	Höhenzuwachs 1991-1997 (cm)	
		1992	1994		ohne Zaun	mit Zaun
<b>Enzklösterle</b>	Birke	n.e.	22	7	277	264
	Kiefer	n.e.	71	n.e.	158	135
	Vogelbeere	n.e.	26	6	81	101
	Grauerle	n.e.	57	6	28	117*
	Aspe	n.e.	100	n.e.	-	-
<b>Combure</b>	Grauerle	59	8	44	435	503*
	Aspe	100	29	n.e.	159	247 (92 - 97)
	Birke	4	11	30	424	446
	Roteiche	65	30	n.e.	185	222
	Kirsche	77	39	n.e.	67	136
	Lärche	-	39	n.e.	202	360*** (93-97)
<b>Entenpfuhl</b>	Lärche	20	8	28	468	492
	Birke	127	6	49	350	356
	Hybridbirke	n.e.	72	n.e.	392	326
	Kiefer	10	8	39	264	298
	Hybridasp	2	17	11 (96)	219	220
	Grauerle	52	19	9	92	106 (91 - 96)
	Aspe	n.e.	43	n.e.	84	117 (91 - 96)
<b>Kirchberg</b>	Hybridbirke	15	20	42	311	269
	Hybridasp	10	10	19	285	324
	Aspe	30	25	13 (96)	144	348***
	Roterle	48	14	11	146	120
	Salweide	40	24	5	27	23
	Balsampappel	100	-	n.e.	-	-

Zusammenfassend wird auch anhand der Vorwald-Kulturversuche die große Bedeutung des Standortes für das Wachstum der Vorwälder deutlich. Vor allem in Enzklösterle, wo die getesteten Baumarten weitgehend dem Naturverjüngungspotential entsprachen, hatten auch die künstlich angebauten Vorwälder Startschwierigkeiten. Dies deutet auf die Grenzen des zu erwartenden Zeitgewinns durch eine Pflanzung auf solchen Standorten hin. Allerdings zeigten manche gepflanzte Pionierbaumarten, die nicht in der Naturverjüngung vorzufinden waren, deutlich bessere Zuwachswerte als der jeweilige natürlich verjüngte Vorwald, beispielsweise Kiefern und Lärchen in Sobernheim, Grauerlen in Combure oder Hybridaspn bzw. Hybridbirken in Kirchberg. Diese Ergebnisse liefern somit Hinweise zur Wahl geeigneter Vorwald-Baumarten.

### 3.7.3.3 Das Mikroklima unter Vorwald

Das Klima in den bodennahen Luftschichten ist von großer Bedeutung für die Etablierung junger Pflanzen (GEIGER 1965). Daß ein Vorwaldschirm die Temperaturextreme der Freifläche abmildert, ist bekannt und in der Literatur vielfach beschrieben (z.B. AMANN 1930, BAUMGARTNER 1956, GEIGER 1965, GÖHRE 1954, LEIBUNDGUT 1982). Die Beobachtungszeiträume umfaßten in diesen Untersuchungen jedoch meist nur einige Tage oder Wochen. Vergleichende Temperaturmessungen über längere Zeiträume sowie Messungen zum Lichtregime in den ersten Jahren unter Vorwäldern fehlten bislang weitgehend.

Deshalb wurden ab 1995 auf der Versuchsfläche Entenpfuhl mittels einer Mikroklimastation über drei Vegetationsperioden hinweg in einem aus Pflanzung entstandenen Birken-Vorwald an mehreren Kleinstandorten verschiedene Klimagrößen erhoben. Eine benachbarte Freifläche und ein Eichen-Altbestand dienten als Vergleich. Da für eine Beeinflussung des Klimas in Bodennähe die Höhe und der Kronenschluß eines Vorwaldschirms, der Meßzeitraum sowie die Meßhöhe von entscheidender Bedeutung sind, wurde auf eine genaue Erfassung der Versuchsbedingungen großen Wert gelegt.

Der Birken-Vorwald hatte 1996 eine Durchschnittshöhe von etwa 4,6 m. Er war seinerzeit in einem Quadratverband von 4 x 4 m gepflanzt worden. Die Kronen direkt benachbarter Birken berührten sich teilweise, zwischen jeweils 4 im Quadrat stehenden Birken gab es jedoch noch Lücken mit Durchmessern von etwa 0,8 m, was einer Lückengröße von etwa 2 m<sup>2</sup> entspricht. Die Meßhöhen wurden so gewählt, daß das Mikroklima im Bereich der Bodenvegetation und der Kronen der im Unterstand befindlichen Zielbaumarten erfaßt wurde.

#### *Lufttemperaturen*

Der Temperaturverlauf in den oberflächennahen Luftschichten (20 cm, 50 cm) unter zwei Birkenkronen und in einer Vorwald-Lücke nahm meistens eine Mittelstellung zwischen den Meßorten "Altbestand" und "Freifläche" ein (Abb. 3.7-4).

Bei den in den frühen Morgenstunden gemessenen Tiefsttemperaturen wurde eine durchschnittliche Erhöhung um etwa 1 Kelvin in 20 cm Höhe bzw. knapp 2 K in 50 cm Höhe gegenüber der Freifläche festgestellt.

Bei den Höchsttemperaturen zeigte sich ein etwas anderes Bild: Während sich diese unter Birkenkronen erwartungsgemäß zwischen den Altbestands- und den Freiflächenwerten bewegten, wurden in der Lücke zwischen 4 Birken am Nachmittag in 20 cm Höhe um bis zu 3 K höhere Werte gemessen als auf der Freifläche. CARLSON & GROOT (1997) haben ebenfalls in 25 cm Höhe in einer Lücke in einem Aspen-Vorwald höhere Temperaturen gemessen als auf der Frei-

fläche. In 50 cm Höhe lagen die Höchsttemperaturen in der Lücke zwar unter den Werten der Freifläche, jedoch deutlich über den Werten unter der Birkenkrone.

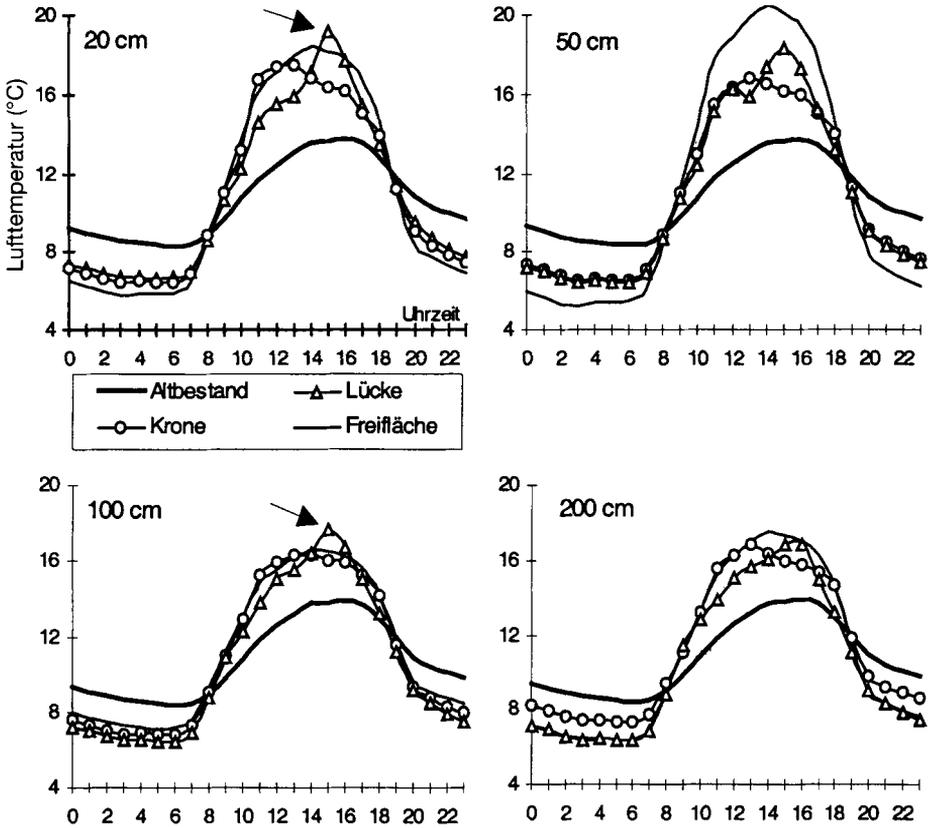


Abb. 3.7-4: Durchschnittlicher Tagesgang der Lufttemperaturen in unterschiedlichen Höhen (20 cm, 50 cm, 100 cm, 200 cm) in einem Eichen-Altbestand, unter 2 Birkenkronen, in einer Vorwald-Lücke und auf der Freifläche (Stundenmittelwerte; September 1996).

In den höheren Luftschichten (100 cm Höhe) wurden bei den Tiefsttemperaturen im Durchschnitt unter Vorwald sogar niedrigere Temperaturen gemessen als auf der Freifläche. In 200 cm Höhe war dies nur noch in der Lücke der Fall. Die Höchsttemperaturen lagen in 100 cm Höhe in

der Vorwald-Lücke über den Freiflächenwerten. In 200 cm Höhe ergaben sich gegenüber der Freifläche an beiden Meßpunkten im Vorwald niedrigere Werte.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen folgende zusammenfassende Feststellungen zu:

- Eine Abmilderung von Tiefst- und Höchsttemperaturen unter Vorwald konnte nicht an allen Positionen und in allen Höhengschichten festgestellt werden.
- Lediglich in den oberflächennahen Luftschichten wurden die Tiefst- und teilweise die Höchsttemperaturen durch einen Vorwaldschirm deutlich abgemildert.
- In den höheren Luftschichten war die abmildernde Wirkung des Vorwaldes deutlich schwächer ausgeprägt. Vor allem in 100 cm Höhe entsprachen die Temperaturgänge nicht den Erwartungen. Dies deckt sich aber mit den Ergebnissen von BAUMGARTNER (1956), der unter vergleichbaren Umständen ebenfalls keine Temperaturabmilderung in dieser Höhe feststellen konnte. Möglicherweise wurden die Lufttemperaturen dort von der Abstrahlung der Gehölzblätter mit beeinflusst.
- Bezüglich der Meßpunkte innerhalb des Vorwaldes kann festgehalten werden, daß in der Lücke zwischen 4 Birken die Amplitude der Temperaturkurve in der Regel größer war als unter 2 Birkenkronen. Die in der Lücke gemessenen hohen und tiefen Lufttemperaturen sind dadurch zu erklären, daß aufgrund des gehemmten Luftaustausches und der größeren Windruhe in diesem „Trichter“ die Temperaturlausgleichsmöglichkeiten stark eingeschränkt waren. Somit ist die Position unter den Birkenkronen als günstiger zu beurteilen.

Die aus Abb. 3.7-4 ersichtlichen Ergebnisse geben Hinweise bezüglich der Größenordnung der Abmilderung der Lufttemperaturen sowie des kleinräumig differenzierten Temperaturregimes innerhalb eines Vorwaldes. Insbesondere die Problematik von Lücken im Vorwaldschirm wird deutlich. Danach ist die Belastung durch tiefe (Frostschäden) und hohe Temperaturen (starke Transpiration) um so niedriger, je geringer der Abstand zur Krone eines Vorwald-Baumes ist.

#### *Photosynthetisch aktive Strahlung*

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) ist derjenige Spektralbereich aus der Gesamtrahlung, der von den Pflanzen photosynthetisch umgesetzt werden kann. Sie liegt im Wellenlängenbereich zwischen 400 und 700 nm. Ein Vorwald reduziert die PAR für die darunter wachsenden Bäume und für die Bodenvegetation deutlich, was deren Wachstum beeinflusst.

In welchem Maße das Lichtangebot unter dem oben beschriebenen Birken-Vorwald modifiziert wurde, verdeutlicht Abb. 3.7-5. Dabei wurde die PAR an denselben vier Kleinstandorten wie die Lufttemperaturen mittels stationärer Fühler gemessen.

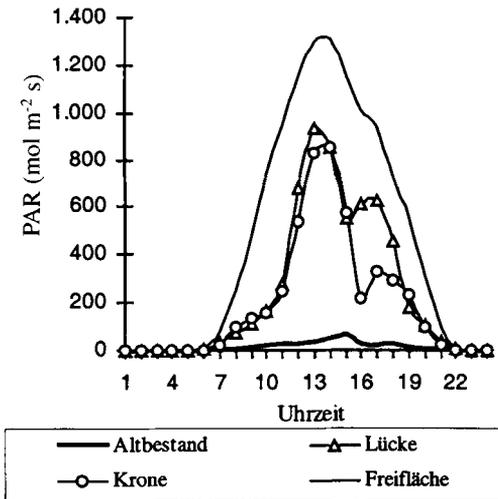


Abb. 3.7-5: Durchschnittlicher Tagesgang der PAR im Juli 1996 auf einer Freifläche, in einer Vorwald-Lücke, unter einer Birkenkrone und in einem Eichen-Altbestand.

In einer Vorwald- Lücke wurde die PAR gegenüber den Freiflächenwerten um mehr als die Hälfte verringert. Unter der Birkenkrone betrug die Reduktion fast 2/3 des Freiflächenwertes. Jedoch lagen die Werte deutlich über den in einem Eichen-Altbestand ermittelten Werten. Bislang hatte dies noch keinen negativen Effekt auf das Höhenwachstum der darunter wachsenden Eichen (vergl. Kap. 3.7.3.4), denn in der Jugend zeichnen sich Eichen durch eine relativ hohe Schattentoleranz aus. Jedoch wird die weitere Verknappung des Lichtangebotes in den kommenden Jahren möglicherweise zu Wuchsdepressionen führen.

Das Lichtregime im Vorwald kann, je nach Struktur des Vorwaldes, gekenn-

zeichnet sein durch eine hohe räumliche und zeitliche Komplexität. Punktueller Messungen können lediglich Aussagen über die Situation am Aufstellungspunkt der Sensoren bieten. Wichtig jedoch ist es, flächige Informationen über das für die Zielbaumarten unter Vorwald verfügbare Licht zu erhalten. Damit können Vorhersagen über das Wachstum von Zielbaumarten unter Vorwaldschirmen getroffen werden, falls Daten über die Zusammenhänge zwischen Licht und Baumwachstum vorliegen.

BRUNNER (1997) hat mittels des von ihm entwickelten Lichtsimulationsmodells tRAYcy Lichtkarten für mit Birken und Grauerlen bestockten Parzellen in Comburg hergestellt. Eingangsgrößen hierfür waren Daten zu Baumposition und -dimension (Höhe, Kronenradien, Kronenansatz). Das Modell wurde mit Hilfe von hemisphärischen Photos (Fisheye-Photos) kalibriert. Die berechneten Lichtkarten zeigten deutlich die Randeffekte und Inhomogenitäten des Lichtangebotes innerhalb einer Vegetationsperiode im bodennahen Bereich, wenn die Vorwaldbäume ungleichmäßig aufgewachsen sind. Das relative Lichtangebot lag in der Grauerlenparzelle zwischen 20 und 98 %. In der Birkenparzelle war es mit Werten von 30 bis 96 % etwas heller. Die hohen Einstrahlungswerte rührten von Lücken her, die aufgrund ausgefallener Pflanzen entstanden sind.

### 3.7.3.4 Die Entwicklung von Traubeneichen unter Vorwald

Bislang gibt es nur wenige Untersuchungen über das Wachstum von Eichen in Mischung mit Pioniergehölzen. Man geht jedoch davon aus, daß ein Vorwaldschirm bzw. die Beimischung von Pioniergehölzen positive Effekte auf das Wachstum und die Qualitätsentwicklung der darunter bzw. dazwischen wachsenden Eichen haben können (z.B. v. LÜPKE 1988, LEDER 1992, 1996). Es sollte daher der Frage nachgegangen werden, inwiefern sich der Einfluß einer Überschirmung durch Birken beim Höhen- und Durchmesserwachstum von Traubeneichen bemerkbar macht.

Dazu wurden in Entenpfuhl im Herbst 1997 Traubeneichen unter Vorwald und auf der Freifläche untersucht. Diese Traubeneichen waren 1991 zu Versuchsbeginn als dreijährige Heister im 2 x 1 m-Verband auf der Freifläche (5.000 Pfl./ha) und im 2 x 1 m bzw. 4 x 1,5 m-Verband (1.666 Pfl./ha) gleichzeitig mit Birken (4 x 4 m-Verband, 625 Pfl./ha) gepflanzt worden. Das Pflanzenmaterial bestand aus schlecht bewurzelten Wildlingen. Dies führte zu einem mehrere Jahre andauernden Pflanzschock und zu Wuchsstockungen. Im Frühjahr 1995 wurde die natürlich erwachsene Pionierverjüngung entfernt, so daß nur noch der gepflanzte Vorwald vorhanden war. Dieser Birken-Vorwald war im Herbst 1997 etwa 5,1 m (außerhalb der Zäune) bzw. 5,6 m (innerhalb der Zäune) hoch. Sein Kronendach war stellenweise geschlossen. Unter Betrachtung des Gesamtkollektives der untersuchten Eichen sollen folgende Ergebnisse herausgehoben werden (Tab. 3.7-3):

- Nach Überwindung des Pflanzschocks reagierten die Traubeneichen hinsichtlich ihres Höhenwachstums auf die unterschiedlichen Wuchsbedingungen. So waren sie unter Vorwald um 30 cm (ohne Zaun) bzw. 66 cm (mit Zaun) höher als auf der Freifläche. Wegen der hohen Streuungen der Werte können diese Unterschiede mit parametrischen Tests nicht statistisch abgesichert werden. Nichtparametrische Tests (Kruskall-Wallis) ergaben jedoch hochsignifikante Unterschiede. Die ungezäunten Eichen unter Vorwald wurden in vergleichbarem Maße vom Rehwild geschädigt wie die Freiflächeneichen. Eine wildablenkende Wirkung („Blitzableiter-Funktion“) durch den Vorwald konnte nicht festgestellt werden, denn Birken stellen keine attraktive Äsung für Rehwild dar. Demnach können die größeren Stammlängen der Eichen unter Vorwald ohne Zäunung auf günstigere Wachstumsbedingungen zurückgeführt werden.
- Die Zuwächse von 1996 bis 1997 betragen auf der Freifläche 16 (ohne Zaun) bzw. 22 cm (mit Zaun). Unter Vorwald wuchsen die Eichen im gleichen Zeitraum durchschnittlich 26 cm bzw. 41 cm. Deren prozentualer Zuwachs bezogen auf die Höhe von 1996 überstieg denjenigen der Freiflächeneichen erheblich.

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

- Hinsichtlich der Durchmesser in 50 cm Höhe überlagerte bislang der Wildeinfluß den Vorwaldeffekt. Die Unterschiede zwischen den gezäunten und den ungezäunten Kollektiven waren jeweils signifikant ( $p = 0.05$ ), während keine Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten „Freifläche“ und „Vorwald“ nachweisbar waren.
- Die  $h/d50$ -Werte lagen bei Eichen unter Vorwald höher als auf der Freifläche. Diese schlanken Wuchsformen können etwa ab Werten  $> 100$  Stabilitätsprobleme verursachen, beispielsweise bei Schneedruck (LEDER 1992).

Tab. 3.7-3: Mittlere Höhen, Höhenzuwächse, Durchmesser in 50 cm Höhe ( $d50$ ) und  $h/d50$ -Werte des *Gesamtkollektivs der Traubeneichen* auf der Freifläche und unter Vorwald, jeweils ohne und mit Zäunung auf der Versuchsfläche Entenpfehl, 1997 (VK = Variationskoeffizient;  $h/d50$  = Verhältnis der Höhe zum  $d50$ ).

ZAUN	FREIFLÄCHE				VORWALD			
	Mittelhöhe [cm] (VK %)	Zuwachs 96 - 97 [cm] (in % der Höhe 96)	$d50$ [mm] (VK %)	$h/d50$	Mittelhöhe [cm] (VK %)	Zuwachs 96 - 97 [cm] (in % der Höhe 96)	$d50$ [mm] (VK %)	$h/d50$
<b>ohne</b>	129 (39)	16 (14)	18,0 (48)	73	159 (42)	26 (19)	17,6 (47)	87
<b>mit</b>	147 (30)	22 (16)	20,6 (41)	73	213 (31)	41 (22)	22,8 (40)	96

Je höher eine Pflanze ist, desto weniger wirken sich Bodenvegetation, Frost und Wildverbiß wuchsbeeinflussend aus. Deshalb sollte die Frage geklärt werden, wie sich die gegenüber diesen Einflußfaktoren etablierten Pflanzen, die eine Höhe von 1,5 m bereits überschritten haben, ohne und mit Vorwaldschirm entwickelt haben (Tab. 3.7-4). Bei diesem Teilkollektiv bot sich folgendes Bild:

- Während auf der Freifläche nur etwa ein Fünftel aller Pflanzen die Höhe von 150 cm überschritten hatte, war dies unter Vorwald bereits bei einem Drittel (ohne Zaun) bzw. zwei Dritteln (mit Zaun) der Fall.
- Die Durchschnittshöhen lagen auch bei diesem Kollektiv unter Vorwald höher als auf der Freifläche. Zusätzlich ist hier der Effekt der Behandlungen Vorwald - Freifläche auf die Durchschnittshöhen größer als derjenige der Zäunung. Die höheren Variationskoeffizienten unter Vorwald weisen auf eine stärkere Differenzierung hin. Grund dafür können die dort herrschenden vielfältigeren Wachstumsbedingungen sein.

- Während die Eichen auf der Freifläche zwischen 1996 und 1997 nur 9 % an Höhenzuwachs zu verzeichnen hatten, steigerten die Eichen unter Vorwald ihre Höhen von 1996 um 12 % bzw. 16 %.
- Die Durchmesser in 50 cm Höhe sind, im Gegensatz zum Gesamtkollektiv (Tab. 3.7-3), unter Vorwald geringer als auf der Freifläche. Da interspezifische Beschattungskonkurrenz am stärksten die Kronen beeinflusst und das Durchmesserwachstum stark mit der Vitalität der Kronen korreliert ist, deuten die geringeren Durchmesser unter Vorwald darauf hin, daß der Birkenvorwald auf diese Eichen bereits einen Konkurrenzeffekt ausübt.

Um diese Phase der Differenzierung im Gefüge von Vorwald und Zielbaumart genau zu erfassen, sind weitere Beobachtungen nötig. Daraus abgeleitet können dann Behandlungsvorschläge für die Konkurrenzregelung entwickelt werden.

Tab. 3.7-4: Mittlere Höhen und Durchmesser in 50 cm Höhe (d50) von Traubeneichen > 1,5 m Höhe auf der Freifläche und unter Vorwald, jeweils ohne und mit Zäunung auf der Versuchsfläche Entenpfehl, 1997 (VK = Variationskoeffizient; h/d50 = Verhältnis der Höhe zum d50).

ZAUN	FREIFLÄCHE					VORWALD				
	Anzahl	Mittel- Höhe	Zuwachs 96 - 97	d50	h/d50	Anzahl	Mittel- höhe	Zuwachs 96 - 97	d50	h/d50
	(in % der Gesamt- zahl)	(VK %)	(in % der Höhe 96)	[mm]		(in % der Gesamt- zahl)	(VK %)	(in % der Höhe 96)	[mm]	
<b>ohne</b>	244 (20)	199 (14)	15 (9)	29,5	70	290 (33)	222 (22)	23 (12)	23,9	97
<b>mit</b>	45 (24)	194 (18)	16 (9)	30,5	68	88 (64)	245 (22)	34 (16)	27,0	95

### 3.7.4 Schlußfolgerungen

Acht Vegetationsperioden nach den „Jahrhundertstürmen“ des Spätwinters 1990 sind aus waldbaulicher Sicht bisher folgende Ergebnisse erzielt worden:

- Die Wiederbesiedlung von Sturmwurfflächen durch krautige und holzige Gewächse verlief rasch. Die Zusammensetzung der Vegetation wurde maßgeblich bestimmt durch bereits vorhandene Arten aus dem Vorbestand und deren Ausbreitung. Die Technik und der Grad der Flächenräumung, das Angebot an Keimplätzen in Form von offenem Mineralboden und die

schnelle Ausbreitung verjüngungshemmender Bodenvegetation beeinflussen diese zusätzlich.

- Die Artenzusammensetzung der Jungwüchse befriedigte hinsichtlich der waldbaulichen Zielsetzung "Baumartenwechsel" nur bedingt. Zwar haben sich auf allen Flächen Pionierbaumarten eingefunden, jedoch waren in den meisten Fällen einerseits sehr viele Fichten, andererseits kaum erwünschte Zielbaumarten anzutreffen. Somit wurde deutlich, daß eine unbeeinflusste natürliche Wiederbewaldung lediglich dann verantwortet werden kann, wenn auch mit größtmöglicher Sicherheit mit einer Etablierung standortgerechter Zielbaumarten gerechnet werden kann, wie dies bei KENK et al. (1991) sowie SCHÖLCH et al. (1994) der Fall war. Sind aber entsprechende Voraussetzungen, wie bei der vorliegenden Untersuchung, nicht gegeben, so wird forstliches Eingreifen zur Steuerung der Baumartenverhältnisse notwendig, beispielsweise indem Fichten entfernt und Zielbaumarten gepflanzt werden („Umbau“).
- Die Miteinbeziehung früher Bestandesentwicklungsstadien beim Umbau von Fichtenforsten ermöglicht es, die Palette des natürlichen Vegetationspotentials eines Waldstandortes besser auszunutzen. Dies ist nicht nur waldbaulich, sondern auch aus Sicht des Naturschutzes von Bedeutung. Pioniergehölze fanden sich auf den meisten unserer Untersuchungsflächen mit so hohen Stückzahlen ein, daß mit der Ausbildung eines Vorwaldes gerechnet werden kann. Deren waldbauliche Integration bietet sich somit an. Die Entwicklungsdynamik hängt ab von den standörtlichen Vorgaben. Bis ein ausreichender Mikroklimaschutz ausgebildet wird muß unter Umständen mehrere Jahre gewartet werden. Die räumliche Verteilung der Pionierjungwüchse ist in der Regel ungleichmäßig. Durch Ergänzungspflanzungen kann die räumliche Struktur verbessert, je nach Wahl der Baumarten auch die Höhenentwicklung dieser Vorwälder beschleunigt werden. Die Ergebnisse unserer Vorwald-Anbauversuche geben Hinweise zur Wahl dafür geeigneter Pioniergehölze. Ebenfalls denkbar wäre eine gezielte Ausnutzung der Lückigkeit eines Vorwaldes, um gestufte, strukturreiche Folgebestände zu erhalten. Nach 8 Jahren kann zudem bereits an die Möglichkeit gedacht werden, Vorerträge aus Pionierbestockungen zu erzielen. Eine Z-Baum-Auswahl und Astungsmaßnahmen in Birken-Vorwäldern zur Erzeugung von Birken-Furnierholz haben im Sommer 1998 stattgefunden.
- Traubeneichen wiesen unter einem schützenden Vorwaldschirm bislang im Durchschnitt höhere Höhen, teilweise jedoch geringere Durchmesser auf als auf der Freifläche. Aussagen zur Konkurrenzregelung können erst in den kommenden Jahren nach weiteren Beobachtungen gemacht werden. Bezüglich des Einbringungszeitpunktes der Zielbaumarten empfiehlt es sich, zunächst einige Jahre zu warten und diese einzubringen, wenn der Vorwald eine gewisse Höhe erreicht hat und Schutz bieten kann. Die Versuche zu diesem Teilaspekt wurden zwischen 1995 und 1998 angelegt. Mit ersten Ergebnissen hierzu ist erst in den kommenden

Jahren zu rechnen. Die Pflanzung der Zielbaumarten erfolgte in unserem Versuch aus Gründen der Vergleichbarkeit schematisch. Jedoch ist auch eine gruppen- bzw. horstweise Einbringung denkbar. Die Pflanzendichten können unter Vorwäldern gegenüber Freiflächen reduziert werden. Auf eine Zäunung kann in den meisten Fällen nicht verzichtet werden, da eine angemessene Wildbestandsregulierung oftmals nicht realisiert wird.

Somit ist die Technik des sukzessionsgestützten Umbaus weniger aufforstungsaufwendig, erfordert aber in der Anfangsphase mehr Aufmerksamkeit und möglicherweise differenziertere Pflanzungs- und Pflegeeingriffe als konventionelle Kahlflächenaufforstungen. Einer anfänglichen Wartezeit von unter Umständen mehreren Jahren zur Beurteilung des Verjüngungspotentials standen bislang gesetzliche Aufforstungsgebote, die gängige Subventionspraxis und die Aufforstungsmotivität vieler Waldbesitzer und Forstleute entgegen. Die vorliegenden Ergebnisse und die veränderte Gesetzeslage (§ 17 LWaldG „Wiederaufforstung“; Novellierung vom 31.08.1995) können dazu ermutigen, sich die natürliche Walddynamik stärker als bisher zunutze zu machen.

### **Zusammenfassung**

Auf vier zur Vernässung neigenden Fichten-Sturmwurfflächen mit extremen Freiflächenbedingungen werden seit 1991 verschiedene Methoden zur Wiederbewaldung erprobt. Zielsetzung ist es, unter weitgehender Ausnutzung natürlicher Wiederbewaldungsprozesse stabile, standortgerechte Bestände zu schaffen.

Die Beobachtung der natürlichen Wiederbesiedelung zeigte, daß sich auf allen Versuchsflächen vornehmlich Fichten und Pioniere natürlich verjüngt haben. Standortgerechte Zielbaumarten sind hingegen nur mit geringen Stückzahlen aufgefunden worden. Die Geschwindigkeit der Eroberung des vertikalen Wuchsraumes war abhängig von der Güte der Standorte. Versuche auf Teilflächen mit unterschiedlichen Räumungsgraden (ungeräumt, Stammholz geräumt, Stammholz und Reisig geräumt) ergaben, daß der Verlauf der Wiederbewaldung maßgeblich durch die Verjüngungsvorräte, die Technik der Flächenräumung, das Angebot an offenem Mineralboden und durch die Bodenvegetation bestimmt wurde. Die Verteilung der Pioniernaturverjüngung erwies sich als inhomogen. Unabhängig vom Räumungsgrad und den Stückzahlen wurden vielfach große pionierfreie Lücken im Vorwaldschirm festgestellt.

Versuche zur künstlichen Begründung von Vorwäldern mit verschiedenen Pionierbaumarten ergaben, daß sich auf jeder Versuchsfläche einige Arten als zur Pflanzung geeignet erwiesen. Sie wuchsen jedoch auf den einzelnen Standorten sehr unterschiedlich gut.

## Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen

Mikroklimamessungen ergaben, daß ein sechsjähriger Birkenvorwald die tiefen Temperaturen im Durchschnitt gegenüber der Freifläche um ein bis zwei Kelvin abmildern konnte. Hohe Temperaturen wurden dort um bis zu 4 Kelvin abgesenkt. Die photosynthetisch aktive Strahlung verringerte sich um die Hälfte bis zu fast zwei Drittel. Die mikroklimatischen Verhältnisse variierten innerhalb des Vorwaldes stark.

Traubeneichen unter einem Birken-Vorwald wiesen nach 7 Jahren höhere Höhen, jedoch teilweise geringere Durchmesser auf als auf der Freifläche. Besonders deutlich wurde der Einfluß des Vorwaldes innerhalb der Kleinzäune.

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

## 4 Pilze als Destruenten

Nach den Sturmwürfen des Frühjahrs 1990 fiel auf den betroffenen Flächen (ehemalige Fichtenforste) große Mengen an Nadelstreu und Totholz an. Dieses tote organische Material stellt eine wichtige Nährstoffressource für den aufkommenden Jungwuchs von Gehölzen dar. In natürlichen Waldökosystemen beträgt der Eintrag von Nährstoffen über Totholz 30 bis 40 % der gesamten Biomasse. Totholz ist ein großes Reservoir für Nährstoffe, die über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten hinweg freigesetzt werden. Der Vergleich der Bodenproben von Flächen mit und ohne größeren Vorräten an Totholz in Central British Columbia, East Vancouver Island und East Vancouver zeigten Unterschiede in pH, Gesamt-Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, mineralisierbarem Stickstoff, verfügbarem Schwefel, verfügbarem Phosphor, extrahierbarem Magnesium, Kalium und Calcium (KAYAHARA et al. 1996).

Die Aufgabe, diese Nährstoffe verfügbar zu machen, kommt in erste Linie den Pilzen zu. Sie sind für den Abbau komplexer Moleküle und für die Mineralisation des Substrates verantwortlich. Für das Wachstum des Jungwuchses limitierende Nährelemente wie Phosphor und Stickstoff werden von den Pilzmycelien im Oberboden festgehalten, vor Auswaschung geschützt und den Pflanzen zur Verfügung gestellt. Die Abbaurate und damit der Umsatz an Nährstoffen hängt von vielen Faktoren wie z.B. dem Mikroklima des Standortes ab. Entscheidend ist jedoch die Artenzusammensetzung der am Abbau beteiligten Pilzgesellschaften. Da in unseren von wirtschaftlichen Aspekten geprägten Wäldern Sturmwurfflächen möglichst schnell geräumt werden (müssen), ist noch sehr wenig über die Sukzession der am Abbau von Streu und Totholz beteiligten Arten bekannt. Soll in Zukunft ein naturnaher Waldbau verwirklicht werden, so werden bei der Umstrukturierung unserer Fichtenmonokulturen in standortgerechte Mischwälder zunächst Maßnahmen notwendig werden, die die Bestandesentwicklung in die gewünschte Richtung lenken. Ohne das Wissen um die in die Entwicklungsprozesse involvierten Arten und ihr ökologisches Potential werden immer wieder Fehlschläge hingenommen werden müssen. Eine Steuerung der Bestandesentwicklung bedeutet auch Pilze mit in die Maßnahmen einzubeziehen und unter Umständen sogar durch Ausbringen geeigneter Arten die Sukzession in die gewünschte Richtung zu lenken.

Dieser Abschnitt befaßt sich mit den holzabbauenden und den streuzersetzenden Pilzen.

## 4.1 Pilze im Totholz

*von A. Honold und F. Oberwinkler*

### 4.1.1 Einleitung

Die belassenen Sturmwurfflächen bieten die seltene Gelegenheit, die in den Abbau des Totholzes involvierten Arten kennenzulernen. Die Konsistenz, der Feuchtigkeitsgehalt, die Lokalisation und Konzentration der Nährstoffe im Holz verändern sich während des Abbauprozesses ständig. Parallel dazu die Zusammensetzung der Pilzgesellschaften im Totholz. Über die Rolle, die die einzelnen Arten beim Abbauprozess spielen und wie die Arten untereinander interagieren ist bisher wenig bekannt. Die vorliegenden Untersuchungen beschränken sich auf Fichtentotholz. Im Totholz von Laubgehölzen ist ein anderes Artenspektrum zu erwarten.

Auf belassenen Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee wurden insgesamt 5 Dauerbeobachtungsflächen von jeweils 1.000 m<sup>2</sup> Größe eingerichtet, um die Sukzession der Pilze zu verfolgen. Angrenzende, lebende Fichtenbestände wurden mit in die Untersuchungen einbezogen, um die Ausgangssituation einschätzen zu können und die Epidemiologie parasitischer Arten ausgehend vom Totholz verfolgen zu können. Es wurden von 1991 bis 1995 mehrmals pro Jahr die sich auf dem Fichtentotholz entwickelnden Fruchtkörper erfaßt. Da nicht alle am Abbau des Totholzes beteiligten Arten fruktifizieren, wurden mit Hilfe eines Zuwachsbohrers Bohrkernproben entnommen, um daraus aktive Mycelien zu isolieren und zu determinieren. Insgesamt 28 Fichtenstämme auf den belassenen Sturmwurfflächen wurden für eine Beprobung ausgewählt. Die Stämme wurden dauerhaft nummeriert und in die auf der Basis von Luftbildern erstellten Stammverteilungskarten (s. Kap. 2.5) eingetragen. Eine Maßnahme, die sich bereits nach wenigen Jahren als unerlässlich erwies, da Nachwürfe und die aufkommende Vegetation es fast unmöglich machten die Stämme, ohne Hilfe der Karten auf den Flächen wiederzufinden. Zusätzlich wurden 52 lebende Fichten nahegelegener Bestände an den Wurzelanläufen und den Stammbasen beprobt.

### 4.1.2 Pilze lebender Fichten

Es ist ein weitverbreitetes Phänomen, daß gesund erscheinendes, pflanzliches Gewebe von Mikroorganismen wie Bakterien und Pilzen besiedelt ist. Dies gilt auch für unsere Waldbäume.

Pilze, die lebendes, pflanzliches Gewebe besiedeln ohne unmittelbare, sichtbare Veränderungen zu verursachen, werden als Endophyten bezeichnet (vgl. STONE & PETRINI 1997). Welche Rolle diese Arten für ihre Wirtspflanzen spielen ist noch weitgehend unbekannt. Auch pathogene Arten können aus lebendem Gewebe isoliert werden, ohne daß die Pflanze Krankheitssymptome zeigt. Sie werden von ihrer Wirtspflanze „in Schach gehalten“, solange die Pflanze nicht durch biotische oder abiotische Einflüsse geschwächt wird.

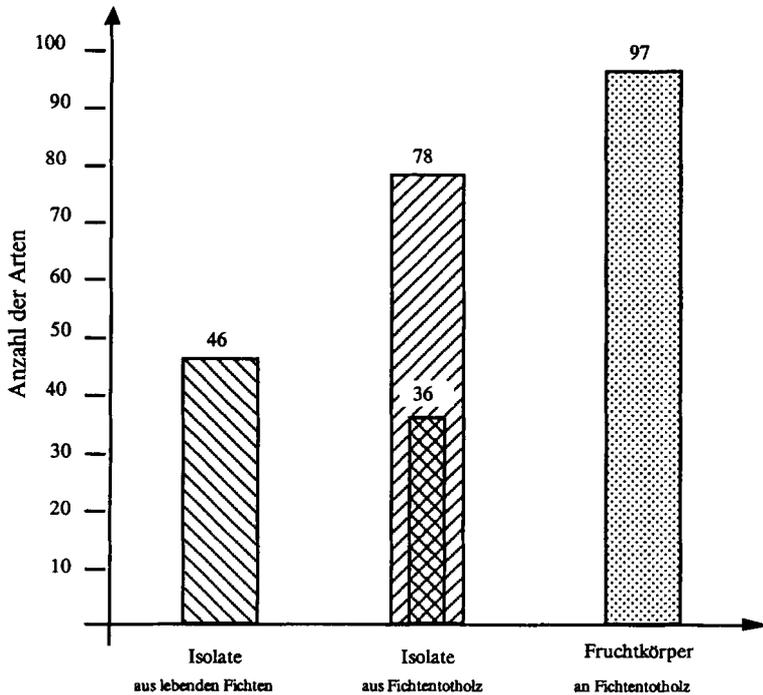


Abb. 4.1-1: Anzahl der in den Jahren 1991 bis 1995 aus lebenden Fichten (n=52) und aus Fichtentotholzstämmen (n=28) isolierten und an Fichtentotholzstämmen (n=28) fruktifizierenden Arten aller drei Untersuchungsgebiete.  Arten, die sowohl aus lebenden Fichten als auch aus Totholz isoliert werden konnten.

Aus 36 von 52 lebenden Fichten konnten 46 Pilzarten isoliert werden (Abb. 4.1-1). Viele Arten traten nur vereinzelt auf, darunter auch die wichtigsten Parasiten. Am häufigsten waren Arten der Gattung *Ascocoryne* (*A. cyllichnium*/*A. sarcoides*), die aus 19 % der beprobten Fichten isoliert werden konnten. Es handelt sich um saprophytische Arten, die keinerlei Verfärbungen oder sonstige sichtbare Veränderungen des Holzes verursachen. 15 % der beprobten Bäume wiesen

eine Infektion mit *Nectria fockeliana* auf. Diese Art gilt als Erreger der Fichtenrindenkrankheit, einer krebsartigen Stammerkrankung, die vorwiegend an Sitka-Fichte, weniger häufig an der Gemeinen Fichte auftritt (BUTIN 1989). Es wird vermutet, daß der Pilz über Wunden in den Stamm eindringt (ROLL-HANSEN & ROLL-HANSEN 1979).

Von den 46 aus den lebenden Fichten isolierten Arten konnten 36 Arten auch aus dem Totholz isoliert werden (Abb. 4.1-1). Über Wunden oder über die Wurzeln dringen diese Pilze in den lebenden Baum ein, ohne dort großen Schaden anzurichten, wenn man von den wenigen, aggressiven Parasiten absieht. Es spielt sich ein Gleichgewicht zwischen den sogenannten Endophyten und ihren Wirten ein. Wird dieses Gleichgewicht gestört, können sich die Endophyten ausbreiten. Stirbt der Baum, leiten die Endophyten den Abbau von innen heraus ein. Damit kommt dieser Gruppe von Pilzen eine wichtige Aufgabe im Waldökosystem zu.

Die Borke schützt den Baum vor Angriffen von außen. Diese Funktion erfüllt sie über den Tod des Baumes hinaus. Der von der intakten Borke umgebene Totholzstamm ist für die holzabbauenden Pilze nur schwer zugänglich. Wichtige Vektoren für diese Pilze sind Insekten (s. Kap. 5.6, Kap. 5.7 und Kap. 5.8), die die Borke durchbohren und die Pilze an ihren Körpern bis in das Totholz tragen. Buchdrucker und Kupferstecher perforierten im ersten Jahr nach dem Sturmwurf die Borke regelrecht (vgl. Kap. 5.6 Abb. 5.6-5 und Kap. 5.7 Abb. 5.7-1,2,3) und verschafften damit den Pilzen Zutritt. So ist sichergestellt, daß nach dem Tod des Baumes der Abbau des Holzes ohne Verzögerung gleichzeitig von innen und außen einsetzen kann.

#### **4.1.3 Pilze von Fichtentotholzstämmen**

Wie die relativ große Zahl von Arten, die aus lebenden Fichten isoliert werden konnten zeigten, wird der Abbau des Holzes bereits im lebenden Baum eingeleitet. Nach dem Tod des Baumes setzt ein komplexer biologischer Prozeß ein, an dem ein wechselndes Spektrum von Arten beteiligt ist. Bei den Arbeiten, die sich mit der Artenzusammensetzung und der Dynamik von Pilzgesellschaften in Totholzstämmen von Koniferen befassen, wurden bisher ausschließlich den auftretenden Fruchtkörpern Aufmerksamkeit geschenkt (z.B. LUSCHKA 1993). In seinen umfangreichen Untersuchungen an Stämmen unterschiedlichen Zersetzungsgrades von Fichte und Kiefer, die über einen Zeitraum von 5 Jahren datieren, beschränkt sich RENVALL (1995) auf fruktifizierende Basidiomyceten, wobei er allein für die Fichte 120 Arten nachweisen kann. Nur ein Teil der Arten, die im Totholz aktiv sind, fruktifizieren jedoch zum selben Zeitpunkt auf dem Totholzstamm. Aus diesem Grund wurden aus dem Fichtentotholz der Sturmwurfflächen Bohrkernproben entnommen und auf Nährmedien ausgelegt. Die auswachsenden Mycelien wurden in Reinkulturen überführt und determiniert.

Auf den 28 Probestämmen der belassenen Sturmwurfflächen bildeten in den ersten 5 Jahren nach dem Sturmwurf 97 Arten Fruchtkörper aus (Abb. 4.1-1). Davon konnten von 21 Arten aktive Mycelien aus dem Totholz isoliert werden. Weitere 57 Arten konnten ausschließlich über ihre Mycelien erfaßt werden. Diese Zahlen zeigen deutlich, daß ein großer Teil der Arten im Totholz aktiv ist, ohne zu fruktifizieren. Hier lebt ein breites Artenspektrum im Verborgenen, das bisher keine Beachtung fand.

Die am Abbau des Totholzes beteiligten Arten lassen sich in drei Gruppen einteilen: Saprophyten, Parasiten und Mykoparasiten. Saprophyten bauen ausschließlich totes organisches Material ab, während Parasiten in der Lage sind lebende Wirte zu attackieren. Bei den holzabbauenden Pilzen, die zu den Parasiten gezählt werden, handelt es sich um sogenannte fakultative Parasiten, da sie nicht obligat an lebende Wirte gebunden sind, sondern auch von totem organischem Material leben können. Die Mykoparasiten leben wiederum von anderen Pilzen, wobei auch diese Beziehung nicht obligat sein muß.

### 4.1.3.1 Saprophyten

Von den ca. 60 saprophytischen Arten, die während der ersten 5 Jahre der Sukzession aus dem Fichtentotholz isoliert werden konnten, waren die häufigsten Arten: *Ascocoryne* spp. (Ascomycetes), die bereits in den lebenden Fichten regelmäßig nachzuweisen waren, *Gloeophyllum sepiarium* (Basidiomycetes) und *Fomitopsis pinicola* (Basidiomycetes). Fruchtkörper dieser Arten konnten seit Herbst 1991 regelmäßig beobachtet werden, wobei die Zahl der Fruktifikationen von Jahr zu Jahr zunahm.

Die große Bedeutung, die den *Ascocoryne*-Arten (Gallertbecher-Arten) beim Abbau von Koniferenholz zukommt, wurde bereits von ETHERIGE (1954, 1970) erkannt, der *Ascocoryne sarcoides* aus lebenden Bäumen isolieren konnte. Er vermutet, daß dieser Pilz über Wurzelverletzungen in den Baum eindringt. Bestätigt wurde dieser Verdacht durch eine Arbeit von WHITNEY (1995), der *Ascocoryne* spp. von Wurzelfäulen isolierte. ROLL-HANSEN & ROLL-HANSEN (1979) sowie HUSE (1981) isolierten *Ascocoryne* spp. ebenfalls mit einem hohen Prozentsatz aus gesund erscheinendem Fichtenholz. Auch im Zusammenhang mit Stammwunden (ROLL-HANSEN & ROLL-HANSEN 1980), nach Ästung (METZLER 1997) oder nach Schältschäden durch Elche an Fichten in Schweden (VASILIAUSKAS et al. 1996) wurden *Ascocoryne*-Arten nachgewiesen. An Totholz sowohl von Laub- als auch von Nadelbäumen wurden die Fruchtkörper von *Ascocoryne* spp. regelmäßig gefunden (siehe LUSCHKA 1993). Im Fichtentotholz der Sturmwurfflächen konnte sich *Ascocoryne* gegenüber der wachsenden Konkurrenz anderer Arten hervorragend behaupten und war in den ersten Jahren der Sukzession aus einer immer größeren Zahl von Tot-

holzstämmen aller drei Untersuchungsgebiete zu isolieren (Abb. 4.1-2). Dies belegt die ungeheure Bedeutung, die den *Ascocoryne*-Arten beim Abbau von Fichtentotholz zukommt.

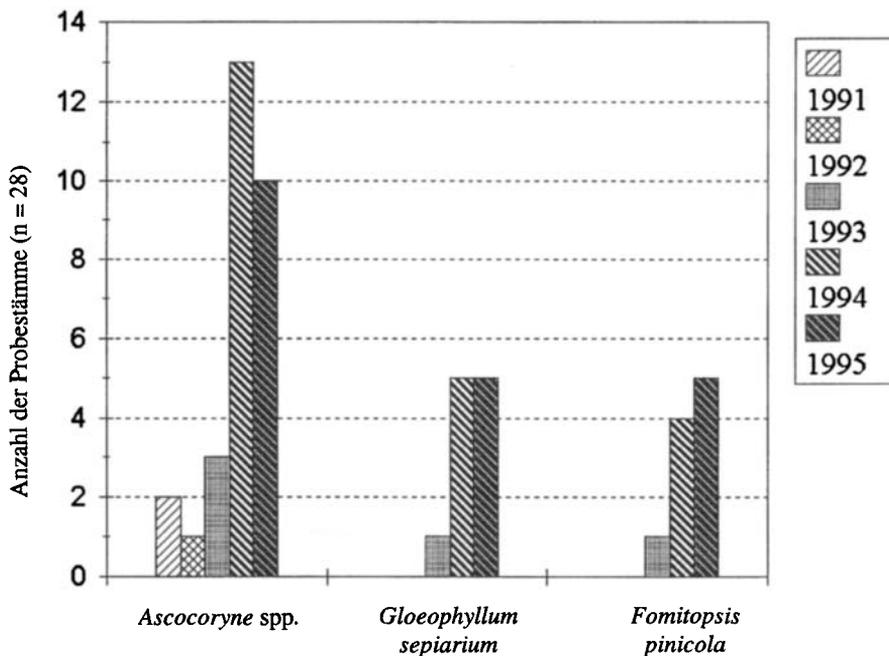


Abb. 4.1-2: Anzahl der Fichtentotholzstämmen aus denen die drei häufigsten Saprophyten der belassenen Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee in den Jahren 1991 bis 1995 isoliert werden konnten.

*Gloeophyllum sepiarium*, der Zaunblättling, ist eine typische Art sich zersetzenden Nadelholzes (JAHN 1979). In lebende Bäume kann diese Art nicht eindringen. Dieser Pilz bevorzugt trockene und heiße Standorte und ist, wie der deutsche Name schon zum Ausdruck bringt, auch an verbaulichem Holz sehr häufig. In den ersten beiden Jahren der Sukzession nach dem Sturmwurf waren zwar bereits Fruchtkörper auf dem Fichtentotholz zu beobachten, eine Isolation des Pilzes gelang aber erst 1993 (Abb. 4.1-2). Die Zahl der Fruchtkörper und der Isolate aus dem Totholz nahm insbesondere auf den Sturmwurfflächen bei Langenau und Bebenhausen von Jahr zu Jahr zu.

Auch *Fomitopsis pinicola*, der Rotrandige Baumschwamm, fruktifizierte bereits 1991 auf den Totholzstämmen und konnte erst 1993 aus dem Fichtentotholz der Sturmwurfflächen isoliert werden. Diese Art bevorzugte im Gegensatz zu *Gloeophyllum sepiarium* das deutlich feuchtere

Mikroklima und die niedrigeren Temperaturen der belassenen Sturmwurffläche bei Bad Waldsee (s. Kap. 2.1.1). Beide Arten verursachen eine sogenannte Braunfäule, d.h. sie bauen u.a. Cellulose ab, kein Lignin, was zu einer braunen Verfärbung des Holzes führt.

#### 4.1.3.2 Parasiten

Den zahlreichen Argumenten, die für mehr Totholz in unseren Wäldern sprechen, wird oft entgegengehalten, daß Parasiten ausgehend vom Totholz zu einer Gefahr für benachbarte lebende Bäume werden könnten. Der großen Zahl an Saprophyten, die aus dem Fichtentotholz isoliert werden konnten, stehen nur 5 wirtschaftlich relevante Parasiten gegenüber. Die drei häufigsten parasitischen Arten, die im Verlauf der ersten 5 Jahre der Sukzession aus dem Fichtentotholz isoliert werden konnten waren: *Nectria fuckeliana* (Ascomycetes), *Stereum sanguinolentum* (Basidiomycetes) und *Heterobasidion annosum* (Basidiomycetes).

*Nectria fuckeliana*, die mit einer erstaunlich großen Häufigkeit aus lebenden Fichten isoliert werden konnte, ist der im Laufe der ersten Jahre der Sukzession stetig wachsenden Konkurrenz durch andere Arten im Totholz offensichtlich nicht gewachsen. Diese Art konnte nur in den ersten Jahren der Sukzession aus dem Totholz isoliert werden, 1993 bis 1995 war eine Isolation aktiven Mycelis nicht mehr möglich (Abb. 4.1-3).

*Stereum sanguinolentum*, der Blutende Schichtpilz, ist ein Wundfäuleerreger. Lebende Bäume werden über Wunden, die durch Rückarbeiten oder durch Rotwild entstehen, infiziert. An Lagerholz ruft er die „Rotstreifigkeit“ hervor, was zu einer Wertminderung des Holzes führt. Es handelt sich bei dem Blutenden Schichtpilz um einen Weißfäuleerreger, der neben Cellulose auch Lignin abbauen kann. Auf und in dem Fichtentotholz der Sturmwurfflächen war diese Art von 1991 bis 1995 in allen drei Untersuchungsgebieten nachzuweisen. Die Fruchtkörper waren großflächig auf der Rinde der gefallenen Fichten zu finden. Ein Höhepunkt der Fruktifikation war 1992 zu verzeichnen. Aktive Mycelien des Pilzes wurden in den Jahren 1991 bis 1993 aus dem Holz isoliert (Abb. 4.1-3). 1994 konnte der Pilz nicht isoliert werden und 1995 waren nur vereinzelt Isolate möglich. Parallel dazu reduzierten sich die Fruchtkörperfunde um ca. 50 %, wobei die einzelnen Fruchtkörper nur noch sehr klein waren. Der Blutende Schichtpilz ist ein Pilz der Initialphase des Holzabbaus. Er fruktifiziert auf der Rinde der abgestorbenen Bäume und kann sich nur in wenigen Fällen im Holz gegenüber anderen Arten behaupten. Aus den lebenden Bäumen der Nachbarbestände konnte der Blutende Schichtpilz nur in einem Falle isoliert werden. Dies bedeutet für die Praxis, daß nur in den ersten zwei bis drei Jahren nach dem Sturmwurf, solange der Pilz Fruchtkörper auf der Borke ausbildet und sporuliert, eine Gefahr von diesem Wundfäuleerreger ausgeht. Wird in den benachbarten Beständen in diesem Zeitraum nicht durchforstet, ist eine Infektion gesunder Nachbarbäume nicht zu befürchten.

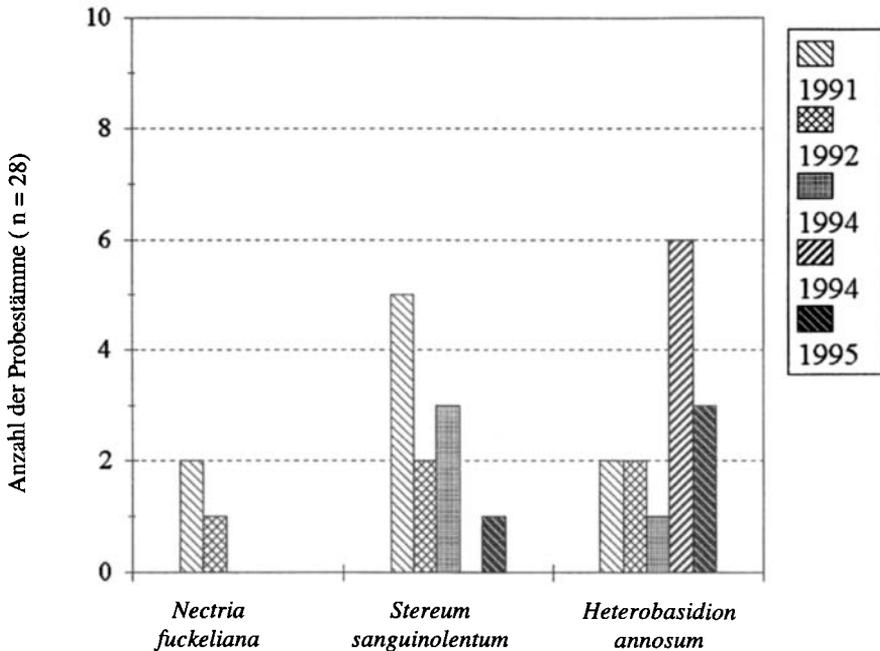


Abb. 4.1-3: Anzahl der Fichtentotholzstämmen, aus denen wirtschaftlich relevante Parasiten der belassenen Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee in den Jahren 1991 bis 1995 isoliert werden konnten.

*Heterobasidion annosum* (Syn.: *Fomes annosus*), der Wurzelschwamm, ist ein Parasit, der in Fichtenmonokulturen erheblichen Schaden anrichtet. Er dringt über die Wurzeln in den Baum ein, befällt über Wurzelverwachsungen und Wurzelkontakte benachbarte Bäume und kann bis in den Stamm vordringen. Es handelt sich um einen Weißfäuleerreger, der neben Cellulose auch Lignin abbauen kann. Lebende Zellen werden mit Hilfe eines Toxins, dem Fomannoxin, abgetötet und dann besiedelt. Der Wurzelschwamm ist in der Lage, auch außerhalb des lebenden Baumes zu überleben. In abgestorbenen Wurzeln oder Stämmen kann er sich hervorragend behaupten.

Auf den Sturmwurfflächen bei Bebenhausen und Langenau konnten Fruchtkörper des Wurzelschwammes nur vereinzelt beobachtet werden. Die Isolation aktiver Mycelien aus dem Fichtentotholz gelang nur sporadisch. Eine ganz andere Situation wurde auf der belassenen Sturmwurffläche bei Bad Waldsee vorgefunden. Hier konnte seit 1991 Mycel des Parasiten aus dem Fichtentotholz isoliert werden (Abb. 4.1-3). Offensichtlich war der Bestand bereits vor dem Sturm-

wurf von dem Parasiten erfolgreich befallen worden. Die Zahl der von dem Parasiten besiedelten Totholzstämme stieg im Verlauf der ersten 5 Jahre der Sukzession stetig an (Abb. 4.1-3); seit 1994 konnten Fruchtkörper beobachtet werden. Aus den lebenden Bäumen des Nachbarbestandes konnte der Parasit bisher nicht isoliert werden. Es wurden im Nachbarbestand auch keine Fruchtkörper gefunden. Eine Erklärung für diese ungewöhnliche Situation liefern die bodenkundlichen Daten. Die Sturmwurffläche liegt in einem sog. Toteisloch mit stark vernässten Böden (Kap. 2.2 Abb. 2.2-1, Profil 3: Pseudogley, Profil 4: Anmoor, Profil 5: Niedermoor). Faulende Wurzeln sind prädestinierte Eintrittspforten für den Parasiten. Der Nachbarbestand stockt auf einer periglazialen Düne, über der sich eine Parabraunerde (Kap. 2.2, Abb. 2.2-1, Profil 2) entwickelt hat.

Die Stürme des Frühjahrs 1990 schufen bei Bad Waldsee eine Modellsituation. Das räumliche Nebeneinander einer belassenen Sturmwurffläche, deren Totholz von einem wirtschaftlich äußerst relevanten Parasiten wie *Heterobasidion annosum* besiedelt werden konnte, und eines lebenden Bestandes, der frei von diesem Parasiten ist, ermöglicht es, detaillierte Studien zur Epidemiologie dieses Parasiten zu machen. Anhand von Konfrontationstests (somatische Inkompatibilität) der seit 1991 gewonnenen Isolate einschließlich zusätzlicher Isolate von 1997 und Isolaten aus Fruchtkörpern ermittelte FOHLMEISTER (1997) die Klonverteilung des Parasiten in den Probestämmen der Sturmwurffläche. Es konnten exemplarisch für einen Probestamm bis zu 4 Klone nachgewiesen werden, die sich an unter sterilen Bedingungen angezogenen Fichtenkeimlingen als unterschiedlich pathogen erwiesen. Jeder der untersuchten Probestämme war durch einen eigenen Klon gekennzeichnet. Geht der Parasit auf die benachbarten Bäume über, können zukünftig auf der Basis dieser Daten detaillierte Aussagen zur Epidemiologie des Parasiten gemacht werden.

Neben *Heterobasidion annosum* gilt der Hallimasch als einer der bedeutendsten pathogenen Pilze in den Wäldern der gemäßigten Klimazone. Die Isolation von Hallimaschmycelien aus dem Fichtentotholz der Sturmwurfflächen gelang nur ein einziges Mal, und zwar 1994 aus einem Probestamm der belassenen Sturmwurffläche bei Bad Waldsee. Auf den Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee waren jedoch jeden Herbst in einem Zeitraum von 14 Tagen zahlreiche Fruchtkörper des Hallimasch zu finden. Unter der Bezeichnung „*Armillaria mellea* agg.“ sind fünf Arten subsumiert, von denen jedoch nicht alle als aggressive Pathogene eingestuft werden. Aus diesem Grund war eine eindeutige Identifizierung der auftretenden Arten notwendig. Eine sichere Bestimmung der Arten der Gattung *Armillaria* allein anhand von Fruchtkörpern ist nur wenigen Spezialisten möglich. Von Fruchtkörpern, die im Herbst 1992 gesammelt worden waren, wurden sog. Einsporkulturen angelegt, die mit definierten Testerstämmen gekreuzt wurden. Diese Kreuzungstests ermöglichten eine Zuordnung der Fruchtkörper zu den Arten (HONOLD 1997). Das Vorkommen der einzelnen Arten auf den belas-

senen Sturmwurfflächen ist in Tab. 4.1-1 zusammengefaßt. Nicht alle in West-Europa vorkommenden Arten (vgl. GUILLAUMIN et al. 1993) waren auf den Sturmwurfflächen vertreten.

Tab. 4.1-1: Vorkommen von Hallimasch-Arten auf den belassenen Sturmwurfflächen im Herbst 1992.

belassene Sturmwurfflächen	Langenau	Bebenhausen	Bad Waldsee
<i>Armillaria ostoyae</i>	+	+	+
<i>Armillaria gallica</i>	+	-	+
<i>Armillaria cepistipes</i>	-	-	+
<i>Armillaria borealis</i>	-	-	-
<i>Armillaria mellea</i> s. str.	-	-	-

*Armillaria ostoyae*, der Dunkle Hallimasch, war auf den Sturmwurfflächen aller drei Untersuchungsgebiete nachzuweisen. Diese Art kommt fast ausnahmslos an Nadelholz (Fichte und Kiefer) vor und tritt in den Fichtenforsten Süddeutschlands häufig und flächendeckend auf. Sie gilt als eine saprophytische, seltener parasitische Art (Schwächeparasit).

*Armillaria gallica*, der Gemeine Hallimasch, wächst in der Regel saprophytisch an Laubholz, kann sich jedoch auch in angrenzende Koniferenbestände ausbreiten. Aus phytopathologischer Sicht ist diese Art nicht von Bedeutung.

*Armillaria cepistipes*, der Keulige Hallimasch, bevorzugt Laubhölzer, wurde aber vereinzelt auch an Fichte gefunden. Diese Art wurde nur auf den Sturmwurfflächen bei Bad Waldsee nachgewiesen. Sie wird meist als Saprophyt bezeichnet. Auf diesen Flächen sind neben den Fichten auch Laubbaumarten (z.B. Erle) zu finden.

*Armillaria borealis*, der Nördliche Hallimasch, ist wie der Name schon sagt, hauptsächlich in nördlichen Regionen verbreitet. Er ist in Skandinavien und Dänemark sehr häufig, kommt aber auch in Süddeutschland vorwiegend auf Fichte und Tanne vor. Auf den Sturmwurfflächen fehlte diese Art.

*Armillaria mellea* s. str., der Honigfarbene Hallimasch, ist eine pathogene Art, die sowohl Nadel- als auch Laubbäume befällt und insbesondere im Obst- und Weinbau zum Problem werden kann. Der Pilz dringt über die Wurzeln in den Stamm ein und befällt die Kambialzone (BUTIN 1989), was ihm den Namen „Kambiumkiller“ eingebracht hat. Es ist auch eine sog. „Stockfäule“ bekannt, eine Weißfäule, die sich auf die Wurzeln und die Stammbasis beschränkt. Diese Art trat auf den untersuchten Sturmwurfflächen nicht auf.

Eine Gefahr für die Nachbarbestände durch aggressive Hallimasch-Arten im oder auf dem Totholz der Sturmwurfflächen bestand bisher also nicht. Aus den lebenden Fichten der Nachbarbestände konnten Mycelien des Hallimasch nur vereinzelt isoliert werden.

Fruchtkörper von *Onnia tomentosa* (Syn.: *Inonotus tomentosus*), dem gestielten Filzporling, wurden jedes Jahr an Fichtenwurzeln des Nachbarbestandes bei Langenau gefunden. Dieser Porling ist ein Parasit an Nadelbäumen und verursacht eine Weißflohfüule. Aus den Wurzelanläufen und den Stämmen zweier befallener, noch lebender Fichten konnte Mycel isoliert werden. Aus dem Totholz der Sturmwurfflächen war eine Isolation von aktivem Mycel nicht möglich (HONOLD et al. 1996). *Onnia tomentosa* ist der Konkurrenz durch andere Arten im Fichtentotholz offensichtlich nicht gewachsen.

#### 4.1.3.3 Mykoparasiten

Pilze, die in ein und derselben ökologischen Nische wie z.B. dem Totholz leben, beeinflussen sich zwangsläufig gegenseitig. Es gibt zahlreiche Varianten der Interaktion von Pilzen untereinander. Eine Möglichkeit ist, daß ein Pilz einen anderen Pilz als Nährstoffquelle nutzt. Für die Kontrolle parasitischer Arten ist dieser sogenannte Mykoparasitismus von großer Bedeutung. Man unterscheidet nekrotrophe Mykoparasiten, die ihre Wirtspilze abtöten und biotrophe Mykoparasiten, die Nährstoffe vom Mycel des lebenden Wirtes für sich abzweigen.

Aus dem Totholz der Sturmwurffläche konnten Arten der Gattungen *Trichoderma* und *Gliocladium* isoliert werden, die als nekrotrophe Mykoparasiten gelten. Es handelt sich um Fungi imperfecti, Pilze, von denen nur die asexuellen Stadien (Nebenfruchtformen) bekannt sind. Bei beiden Gattungen gibt es jedoch Hinweise, daß die Hauptfruchtformen innerhalb der Ascomyceten-Gattung *Hypocrea* zu finden sind.

Von den 5 *Trichoderma*-Arten, die aus dem Fichtentotholz isoliert werden konnten, waren *Trichoderma pseudokoningii* und *Trichoderma viride* ausgesprochen häufig (Abb. 4.1-4). Die Bestimmung von *Trichoderma*-Kulturen erfolgte bisher anhand morphologischer Merkmale, wobei Schlüssel verwendet wurden (RIFAI 1969, BISSET 1984, 1991a,b,c), die einen eher vorläufigen Charakter besitzen. Molekularbiologische Daten haben in jüngster Zeit neue Aspekte geliefert. *Trichoderma pseudokoningii* scheint auf Australien und Neuseeland beschränkt zu sein (SAMUELS 1996). Alle als *Trichoderma pseudokoningii* bestimmte Kulturen aus anderen Teilen der Welt mußten aufgrund von rDNA-Sequenzanalysen (ITS-1, ITS-2) *Trichoderma citrinoviride* oder *Trichoderma longibrachiatum* zugeordnet werden (KUHLIS et al. 1997). Da die Bestimmung der Isolate aus dem Fichtentotholz anhand von morphologischen Merkmalen erfolgte und keine rDNA-Sequenzanalysen vorlagen, wurden die Isolate bis auf weiteres unter *Trichoderma pseudokoningii* geführt.

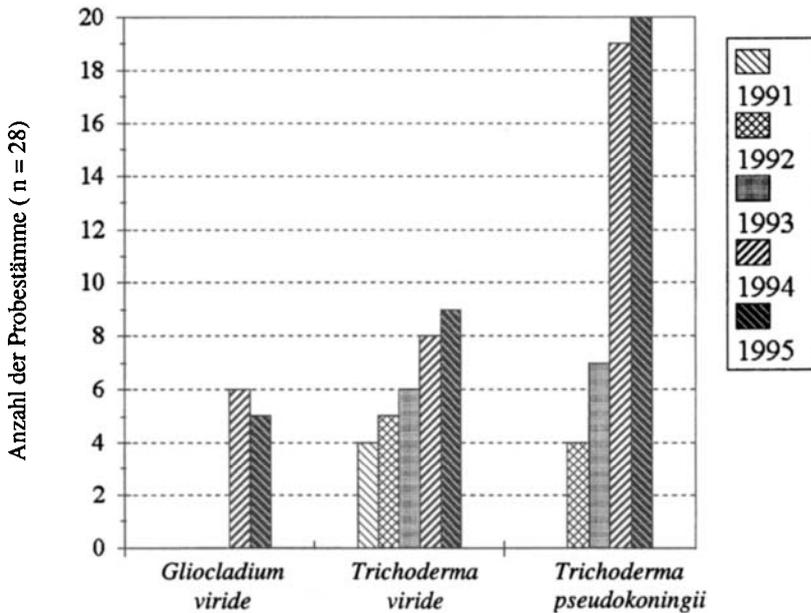


Abb. 4.1-4: Anzahl der Fichtentotholzstämmen der belassenen Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee, aus denen in den Jahren 1991 bis 1995 die drei häufigsten Mykoparasiten isoliert werden konnten.

*Trichoderma pseudokoningii* konnte von 1992 bis 1995 aus den Totholzstämmen isoliert werden, wobei die Zahl der Totholzstämmen, aus denen eine Isolation möglich war, von Jahr zu Jahr sprunghaft anstieg (Abb. 4.1-4). In lebenden Fichten war *Trichoderma pseudokoningii* nur in drei von 52 beprobten Bäumen nachgewiesen worden. Sporulierendes Mycel von *Trichoderma pseudokoningii* konnte im Herbst 1993 auf einem Totholzstamm auf der Sturmwurffläche bei Bebenhausen beobachtet werden. Über das Vorkommen und die Verbreitung von *Trichoderma pseudokoningii* lassen sich in der Literatur nur wenige Angaben finden, während *Trichoderma viride* ein weltweit verbreiteter und ausgesprochen häufiger Pilz in Böden ist. *Trichoderma viride* konnte von 1991 bis 1995 mit stetig wachsender Häufigkeit aus den Totholzstämmen isoliert werden (Abb. 4.1-4), obwohl diese Art aus den lebenden Fichten der Nachbarbestände nicht isoliert werden konnte.

Mit der wachsenden Zahl an saprophytischen und parasitischen Pilzen im Fichtentotholz im Verlauf der ersten 5 Jahre der Sukzession wuchs auch die Zahl der Isolate von Mykoparasiten.

*Trichoderma*-Arten besitzen keine ausgeprägte Wirtsspezifität. Sie sind nicht auf bestimmte Pilze als Wirte angewiesen. Eine ganze Reihe von antifungisch wirksamen Substanzen konnten identifiziert werden (GHISALBERTI & SIVASITHAM-PARAN 1991). Mit Toxinen werden die Wirtspilze abgetötet, Chitinasen lösen die Zellwände der Wirte auf. Nach DOMSCH et al. (1993) werden die unterschiedlichsten z.T. äußerst komplexen Moleküle verwertet. Ihre cellulolytischen Fähigkeiten ermöglichen es ihnen außerdem, auch ohne einen Wirtspilz auszukommen. Dies erklärt, warum diese Arten im Totholz so ausgesprochen erfolgreich waren und die häufigste Art, *Trichoderma pseudokoningii*, 1995 aus 20 von 28 beprobten Totholzstämmen isoliert werden konnte (Abb. 4.1-4).

*Trichoderma*-Arten werden vielfach zur biologischen Kontrolle von bodenbürtigen Pathogenen eingesetzt (CHET et al. 1997). RICARD (1970) isolierte Pilze aus dem Stammholz von Fichten und testete sie auf ihre Eignung als Antagonisten gegenüber *Heterobasidion annosum*. *Trichoderma album* (= *Trichoderma polysporum* ?) erwies sich als äußerst effektiv. Der Einsatz von *Trichoderma*-Arten als Antagonisten gegenüber *Heterobasidion annosum* wurde seitdem mehrfach vorgeschlagen (z.B. NICOLOTTI & VARESE 1996). In einem Infektionsversuch an Fichten- und Kiefernssämlingen (SCHÖNHAR 1984) war *Trichoderma viride* allerdings ausgesprochen aggressiv. Nach vierwöchiger Versuchsdauer waren 90 % der Keimlinge abgetötet worden. Das breite ökologische Potential und die unspezifische Wirtswahl dieser Mykoparasiten, die zu einer nicht steuerbaren Beeinflussung ganzer Mykozönosen führen kann, läßt den Einsatz dieser Arten zur biologischen Kontrolle von Pathogenen in einem größeren Maßstab als sehr bedenklich erscheinen.

*Gliocladium viride* konnte 1994 und 1995 aus dem Fichtentotholz der belassenen Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee isoliert werden (Abb. 4.1-4). Diese Art ist weltweit verbreitet und wurde bisher häufig aus Waldböden isoliert; jegliches tote pflanzliche Material scheint als Substrat zu dienen. Der Pilz verwertet neben Zuckern auch Cellulose. Die bekanntesten Toxine, die von *Gliocladium*-Arten produziert werden sind das Gliotoxin und das Gliovirin. Auch dieser Mykoparasit wird, wie die *Trichoderma*-Arten, zur Bekämpfung phytopathogener Bodenpilze eingesetzt (CHET et al. 1997). Untersuchungen von MAIFELD (1998) zeigten, daß *Heterobasidion annosum* das Wachstum in Dualkultur mit *Gliocladium viride* einstellte und Holz, das von *Gliocladium viride* besiedelt war, von *Heterobasidion annosum* nicht mehr bewachsen werden konnte. Für den Einsatz als Antagonist zur biologischen Bekämpfung von *Heterobasidion annosum* erwies sich *Gliocladium viride* genauso wie *Trichoderma viride* als nicht geeignet, da in Laborversuchen die Vitalität von Fichtenkeimlingen beeinträchtigt wurde.

Im Totholz der Sturmwurfflächen hat sich im Verlauf der ersten 5 Jahre der Sukzession ein Gleichgewicht zwischen Saprophyten, Parasiten und Mykoparasiten eingestellt. Nur der Wurzelparasit *Heterobasidion annosum* konnte sich im Totholz der belassenen Sturmwurffläche bei

Bad Waldsee in bedenklichem Maße etablieren, obwohl *Trichoderma*-Arten aus den selben Probestämmen isoliert werden konnten. In einigen Fällen stammten die Isolate sogar aus dem selben Bohrkern.

### **Zusammenfassung**

Das Artenspektrum und die Sukzession der in den Abbau des Fichtentotholzes der Sturmwurf­flächen von 1990 involvierten Pilze wurden von 1991 bis 1995 untersucht. Um die Ausgangssi­tuationsituation einschätzen zu können und die Epidemiologie parasitischer Arten verfolgen zu können, wurden lebende Fichten benachbarter Bestände mit in die Untersuchungen einbezogen. Aus dem Holz der Wurzelanläufe und der Stammbasen konnten aus 36 von 52 beprobten Fichten 46 Arten isoliert werden. Die häufigsten Arten waren *Ascocoryne* spp. und *Nectria fuckeliana*. Diese Arten sind Pioniere, die nach dem Tod des Baumes den Holzabbau von innen heraus einleiten.

Auf den belassenen Sturmwurf­flächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee wurde an insgesamt 28 geworfenen Fichten die Sukzession der holzabbauenden Pilze verfolgt. Die auf­tretenden Fruchtkörper wurden protokolliert. Da nicht alle Arten fruktifizieren, wurden Bohrkernproben aus dem Totholz entnommen und auf Nährmedien ausgelegt. Die auswachsenden Mycelien wurden in Reinkulturen überführt und determiniert. 97 Pilzarten fruktifizierten in den ersten 5 Jahren der Sukzession auf dem Totholz. 78 Pilzarten konnten aus dem Totholz isoliert und bestimmt werden. Davon bildeten 21 Arten Fruchtkörper aus, während 57 Arten ausschließlich über ihre Mycelien erfaßt werden konnten. Diese Zahlen zeigen, daß eine große Zahl von Arten im Totholz aktiv ist, ohne Fruchtkörper auszubilden.

Die häufigsten saprophytisch lebenden Arten, die aus dem Totholz isoliert werden konnten und im Verlauf der ersten 5 Jahre nach dem Sturmwurf in zunehmendem Maße auf dem Totholz fruktifizierten waren *Ascocoryne* spp., *Gloeophyllum sepiarium* und *Fomitopsis pinicola*. Von den wirtschaftlich relevanten parasitisch lebenden Arten konnte nur *Heterobasidion annosum* sich im Totholz gegenüber der wachsenden Konkurrenz durch andere Pilze behaupten. Der Wurzelschwamm konnte aus dem Totholz der belassenen Sturmwurf­fläche bei Bad Waldsee seit 1991 isoliert werden und bildete 4 Jahre nach dem Sturm in zunehmendem Maße auf dem Totholz Fruchtkörper aus. Mykoparasiten, wie *Trichoderma viride* und *Trichoderma pseudo-koningii*, konnten im Verlauf der Sukzession mit stetig wachsender Häufigkeit isoliert werden. Sie sind wie alle anderen Arten aktiv am Abbau des Substrates beteiligt, machen sich aber auch die Mycelien anderer Pilze zunutze und greifen damit in die Populationsdynamik dieser Arten ein.

## 4.2 Streuzersetzung Pilze auf Sturmwurfflächen

von K.-H. Rexer und F. Oberwinkler

### 4.2.1 Einführung

Seit langem werden Höhere Pflanzen zur Charakterisierung von Standorten verwendet. Mit Hilfe der Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1991) ist dies zu einer leicht handhabbaren Methode entwickelt worden. Allerdings ist eine differenzierte Reaktion auf rasche Umwandlungen in der Streu- und Humusschicht von höheren Pflanzen nicht zu erwarten. Doch sollten diejenigen Organismen, welche diese Umwandlungen bewirken, als Indikatororganismen hervorragend geeignet sein.

Beim Abbau und bei der Mineralisierung von Streu spielen Pilze eine entscheidende Rolle. Ihre Fähigkeit, auch komplexe Moleküle wie Lignin abzubauen sowie die Eigenschaft, Nährelemente wie Stickstoff zu immobilisieren weist ihnen eine Schlüsselposition im Kreislauf der Nährstoffe zu. Neben unspezifischen Ubiquisten gibt es unter den Streuzesetzern auch Arten, die spezifisch Streu nur bestimmter Pflanzengruppen (z.B. Laub- oder Nadelbäume) oder Pflanzenarten (z.B. *Strobilurus esculentus* ausschließlich auf Fichtenzapfen) besiedeln. Von einigen Arten werden auch spezifische Ansprüche an Standortfaktoren wie pH-Wert oder Nährstoffgehalt gestellt. Es ist daher zu erwarten, daß sich anhand des Auftretens und Verschwindens solcher Spezialisten auf das Fortschreiten von Prozessen in Boden und Streu schließen läßt.

### 4.2.2 Methoden

In Kap. 3.2.2 wurden die für die mykologischen Untersuchungen eingerichteten Untersuchungsflächen Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee bereits erläutert. Analog zur in Kap. 3.2.2.3 beschriebenen Methode zur Kartierung der Mykorrhizapilze anhand der gebildeten Fruchtkörper wurden auch die Streuzesetzer erfaßt. Dabei wurde besonderer Wert auf eine möglichst eingehende Charakterisierung des jeweiligen Substrats gelegt. Zur Quantifizierung der gefundenen Pilzarten wurden die in Kap. 3.2. Tab. 3.2-1 dargestellten Häufigkeitsklassen verwendet.

Als Maßzahl für die Artmächtigkeit wurde die dritte Potenz der bei der Erhebung der Fruchtkörper verwendeten Häufigkeitsklassen eingesetzt. Die aus der Potenzierung der Häufigkeitsklassen (1 bis 5) resultierenden Maßzahlen (1, 8, 27, 64, 125) wurden als repräsentativ für die Artmächtigkeit einer Spezies angesehen.

Zur Quantifizierung der Ähnlichkeit der Artenspektren verschiedener Gebiete bzw. Varianten wurde der Sørensen-Index verwendet.

Aufgrund eigener Beobachtungen auf den Untersuchungsflächen sowie von Literaturdaten (hauptsächlich aus DERBSCH & SCHMITT 1987, KOST 1992 und KREISEL 1987) wurden die gefundenen Arten in substrat- und standortspezifische Gruppen eingeordnet. Bei den substratspezifischen Gruppen wurde bei der Auswertung nicht zwischen hoch spezifischen Arten, die Streu nur einer einzigen Baumart besiedeln, und weniger spezifischen Arten, die auf der Streu mehrerer Nadel- bzw. Laubbäume gefunden werden können, unterschieden. Einige Pilzarten wurden mehreren Gruppen zugeordnet: *Clitocybe vibicina* ist eine spezifische Art saurer Nadelstreu und wurde daher sowohl den azidophilen Arten wie auch den spezifischen Nadelstreuersetzer zugeordnet.

### 4.2.3 Ergebnisse und Diskussion

#### 4.2.3.1 Artenspektrum und Vergleich der Untersuchungsgebiete

Insgesamt wurden im Zeitraum von 1991 bis 1995 auf den 11 Dauerbeobachtungsflächen der drei Untersuchungsgebiete 153 fruchtkörperbildende streuzersetzende Pilzarten nachgewiesen. Es handelte sich fast ausschließlich um agaricoide Basidiomyceten.

Tab. 4.2-1: Anzahl der Arten von Streuzersetzern. In den drei Untersuchungsgebieten Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee sowie in den Behandlungsvarianten Alt-Bestand, belassene bzw. geräumte Sturmwurffläche (Anzahl der untersuchten Probenflächen in Klammern) insgesamt sowie nach ausgewählten ökologischen Artengruppen.

Gebiet/Variante	Artenzahl	Substratspez. für	Artenzahl	Standortsspez. für	Artenzahl
Bebenhausen (4)	70	Nadelstreu	42	(sehr) saure Böden	42
Langenau (3)	102	Laubstreu	15	neutrale Böden	23
Bad Waldsee (4)	98	krautige Pflanzen	8	nährstoffreiche Böden	8
Bestand (4)	96			mäßig nährstoffr. Böden	18
Belassen (5)	120			magere Böden	3
Geräumt (2)	49				

Während die Anzahl der festgestellten Arten (Tab. 4.2-1) in Bad Waldsee und Langenau etwa gleich groß ist, wurden auf den Probeflächen bei Bebenhausen deutlich weniger Arten festgestellt. Dies ist sehr wahrscheinlich auf den starken Brockenkäferbefall derjenigen Fichtenbestände zurückzuführen (vgl. Kap. 5.7) in denen ursprünglich die Probeflächen der Variante "ungeschädigter Nachbarbestand" lokalisiert waren. Durch das vollständige Absterben aller Altbäume dieser Flächen haben sich hier annähernd "Freiflächenbedingungen" eingestellt. Das Spektrum der fruktifizierenden Streuzersetzer hat sich entsprechend verändert und dem Artenspektrum der Sturmwurfllächen stärker angenähert (Abb. 4.2-1).

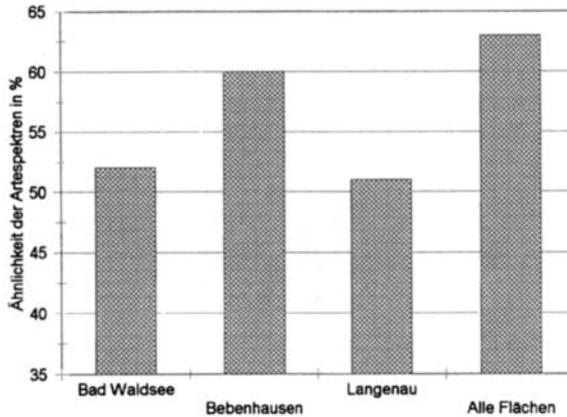


Abb. 4.2-1: Vergleich der Ähnlichkeitswerte nach Sørensen zwischen den belassenen Sturmwurfllächen und den parallel untersuchten Fichtenbeständen des jeweiligen Untersuchungsgebiets.

Das Maß der Übereinstimmung des Artenspektrums der Streuzersetzer zwischen den drei Untersuchungsgebieten beträgt 55 % bis 60 % (Abb. 4.1-2), wobei der Vergleich der jeweiligen Bestandesflächen der verschiedenen Gebiete (54 % bis 60 %) eine höhere Übereinstimmung ergibt als der entsprechende Vergleich der belassenen Sturmwurfllächen (45 % bis 49 %). Das heißt, daß die durch die stand-örtlichen Unterschiede bedingten ursprünglichen Unterschiede der Artenspektren der drei Untersuchungsgebiete sich im Laufe der spezifischen Entwicklungen auf den jeweiligen belassenen Sturmwurfllächen noch stärker ausgeprägt haben.

Der deutliche Unterschied der Artenzahlen auf den geräumten und den belassenen Sturmwurfllächen (Tab. 4.2-1) ist im wesentlichen auf die unterschiedliche Anzahl der Probeflächen (5 belassene versus zwei geräumte Sturmwurfllächen) und der Untersuchungsgebiete (geräumte Variante nur bei Bad Waldsee, belassene Variante in drei Gebieten untersucht) zurückzuführen. Abb. 4.2-3 zeigt das Ausmaß der Ähnlichkeit der Artenspektren der Probeflächen im

Gebiet bei Bad Waldsee anhand des Sörensen-Index; die Fläche im Fichtenbestand wird als repräsentativ für die Ausgangssituation angesehen. Die belassene und die geräumten Sturmwurf- flächen haben eine unterschiedlich lange Entwicklung seit dem jeweiligen Sturmwurfereignis vollzogen (die belassene Fläche ist die "jüngste", die Fläche Geräumt 2 ist die "älteste"). Die Ähnlichkeiten der Artenspektren der Streuzersetzer des Fichtenbestands und der jeweiligen Sturmwurffläche wird geringer, je länger die Entwicklung auf den Sturmwurfflächen voran- schreiten konnte.

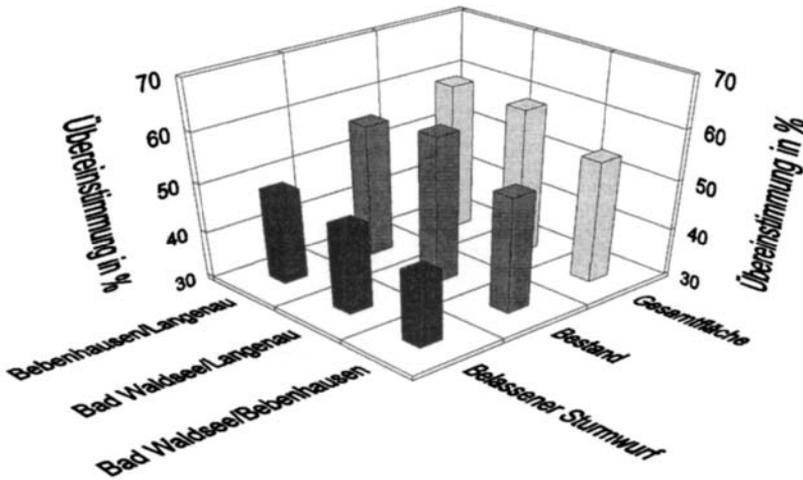


Abb. 4.2-2: Ähnlichkeit der Gesamtartenspektren der Untersuchungsgebiete. Der Sörensen-Index wurde jeweils für die belassenen Sturmwurfflächen, die zugehörigen Fichtenbestände und die Gesamt-Bestände berechnet.

Bei den in Tab. 4.2-1 aufgeführten Artenzahlen spezifischer ökologischer Gruppen der Streuzersetzer stellen die spezifischen Nadelstreubesiedler die artenreichste Gruppe. Es ist wenig verwunderlich, daß in den untersuchten Fichtenwaldparzellen zahlreiche spezi- fische Nadelstreu- zersetzer festzustellen sind (Tab. 4.2-1), wobei viele dieser Arten auch typische Besiedler saurer Standorte sind. Die spezifischen Besiedler der Streu krautiger Pflanzen wurden vor allem auf den Sturmwurf- flächen festgestellt. Dort wurde auch eine große Zahl von Arten gefunden, die Zeiger für nährstoffreichere Standorte sind.

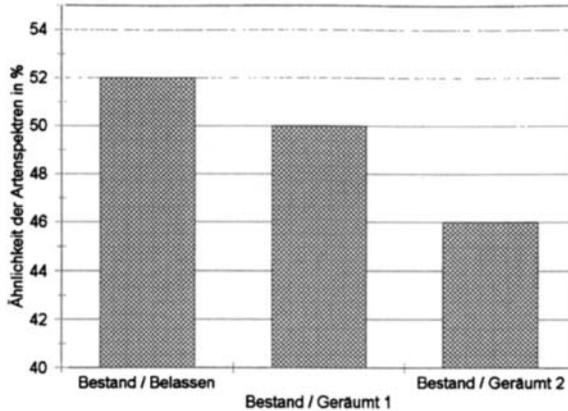


Abb. 4.2-3: Vergleich der Übereinstimmung der Artenspektren der Probeflächen auf den Sturmwurfflächen im Gebiet Bad Waldsee mit dem Altbestand anhand des Sörensen-Index.

#### 4.2.3.2 Entwicklung der Dominanzverhältnisse ausgewählter ökologischer Gruppen

Um die Entwicklung der Dominanzverhältnisse im Untersuchungszeitraum 1991 bis 1995 zu analysieren wurden 4 wichtige ökologische Gruppen ausgewählt und analysiert: (1) spezifische Nadelstreubesiedler, (2) spezifische Laubstreubesiedler, (3) Arten (sehr) saurer Standorte und (4) Arten von Böden mit guter Nährstoffversorgung. Dazu wurden die Summen der maximalen Artmächtigkeiten verwendet. Um die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den Untersuchungsjahren zu gewährleisten, wurden die jährlichen Aufkommen der Arten der jeweiligen ökologischen Gruppe in Relation zum Gesamtaufkommen der Streuzersetzer der jeweiligen Behandlungsvariante gesetzt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 4.2-4, 4.2-5 und 4.2-6 gesondert für jede Behandlungsvariante dargestellt. Die Altbestände von Bebenhausen wurden wegen der massiven Beeinflussung durch Borkenkäferbefall nicht mit berücksichtigt.

Erwartungsgemäß dominieren in den Fichten-Altbeständen die azidophilen Arten und die spezifischen Nadelstreubesiedler (Abb. 4.2-4). Das (geringe) Aufkommen spezifischer Laubstreubesiedler in den Jahren unmittelbar nach den Stürmen und das allmähliche Zurücktreten dieser Arten im weiteren Verlaufe der Entwicklung könnte auf den sturmbedingten Eintrag von Streu aus weiter entfernten Beständen und dessen inzwischen fast vollständigen Abbau zurückzuführen sein.

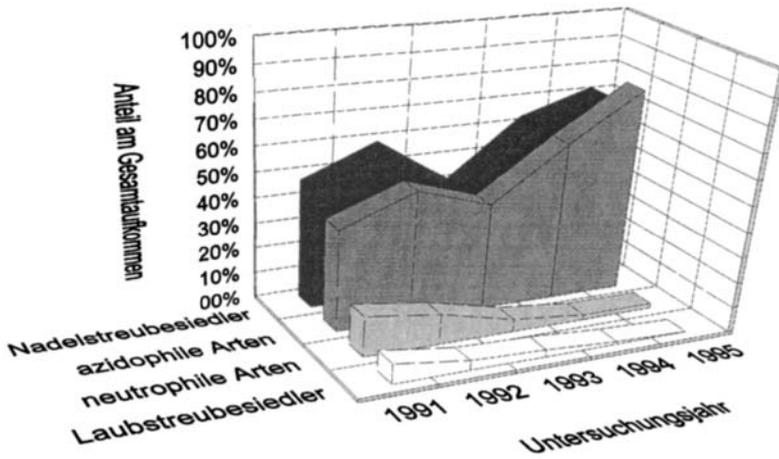


Abb. 4.2-4: Entwicklung der Dominanzverhältnisse ausgewählter ökologischer Artengruppen der Streuzersetzer in den intakten Fichten-Altbeständen der Gebiete Langenau und Bad Waldsee (nicht dargestellt die unspezifischen Arten).

Auch auf den belassenen Sturmwurfflächen dominierten zu Beginn der Untersuchungen die Nadelstreubesiedler (Abb. 4.2-5). Bei äußerst reduzierter Nadelstreunachlieferung entziehen sich die spezifischen Besiedler dieses Substrats im Laufe der Zeit selbst ihre Nahrungsgrundlage. Ihr Anteil am Gesamtaufkommen der Streuzersetzer wird daher immer geringer. Dagegen steigt seit 1993 der Anteil der Laubstreubesiedler stetig an. Dies steht in Beziehung zur erfolgreichen Etablierung von Vorwaldgehölzen (z.B. Birke, Weide, Erle) und Sträuchern (z.B. *Sambucus racemosa*) auf den belassenen Sturmwurfflächen.

Die Entwicklung der azidophilen Arten auf den belassenen Sturmwurfflächen war weniger eindeutig, in der Tendenz jedoch abnehmend. Auf den Flächen bei Bebenhausen (über Rätsandstein) und bei Bad Waldsee (über Jungmoränenschottern) werden diese Arten wohl auch in Zukunft einen erheblichen Anteil am Spektrum der Streuzersetzer ausmachen. Auf den Flächen bei Langenau (über Jura-Kalken) kann, unter der Voraussetzung, daß sich hier auf den belassenen Sturmwurfflächen kein reiner Fichtenbestand entwickelt, auf längere Sicht mit einer stetigen Abnahme des Anteils der azidophilen Arten gerechnet werden.

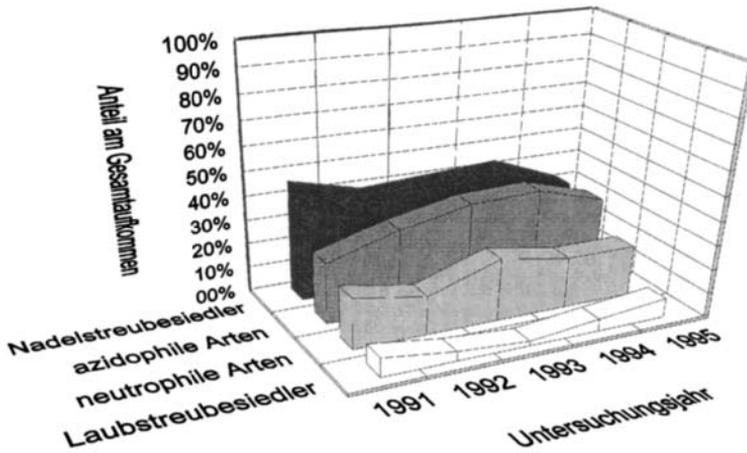


Abb.4.2- 5: Entwicklung der Dominanzverhältnisse ausgewählter ökologischer Artengruppen der Streuzersetzer der belassenen Sturmwurfprobleflächen aller drei Untersuchungsgebiete (nicht dargestellt die unspezifischen Arten).

Der über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg auf den belassenen Sturmwurfflächen fast gleichgebliebene Anteil derjenigen Arten, die besser nährstoffversorgte Standorte mit weniger saurem pH-Wert bevorzugen, ist an sich nur schwer interpretierbar. Allerdings sollten die Dominanzverhältnisse dieser Gruppe in Relation zum Aufkommen der azidophilen Arten auf diesem Flächentyp betrachtet werden. Dabei wird deutlich, daß sich das Verhältnis zwischen diesen beiden ökologischen Artengruppen im Laufe der Zeit immer mehr zugunsten der eher neutrophilen Arten verschoben hat und wohl auch weiter verschieben wird. Vergleicht man diesen Verlauf mit den Verhältnissen bei der Behandlungsvariante "intakter Fichtenbestand" (Abb. 4.2-4), so wird der grundsätzliche Unterschied zwischen diesen beiden Varianten deutlich. Die Relation zwischen azidophilen und neutrophilen Arten verschob sich auf den Flächen im Bestand während des Untersuchungszeitraums sehr stark zugunsten der standortstypischen säureliebenden Arten.

Der dargestellte Verlauf der Dominanzverhältnisse der Streuzersetzer auf den belassenen Sturmwurfflächen spiegelt die Veränderungen der geoökologischen Parameter wider: im Kap. 2.2.6.1 wurde gezeigt, daß es auf den Sturmwurfflächen zu einer Verschiebung der pH-Werte um etwa eine halbe pH-Einheit zum neutralen hin gekommen ist und daß der Gesamtstickstoff des Oberbodens  $\pm$  deutlich abgenommen hat.

Die in Abb. 4.2-6 dargestellte Entwicklung der Dominanzverhältnisse der spezifischen Streubesiedler der geräumten Sturmwurfflächen ist nur schwer interpretierbar. Eine schlüssige Begründung für den Rückgang der Nadelstreubesiedler und der azidophilen Arten bis zum Jahre 1993 und für den anschließenden Anstieg der Dominanz dieser Gruppen auf etwa das gleiche Niveau wie zu Beginn der Untersuchungen konnte nicht gefunden werden. Auch der fast wellenförmige Verlauf der Dominanzstrukturen der Laubstreubesiedler und neutrophilen Arten läßt sich nicht mit anderen Standortfaktoren korrelieren.

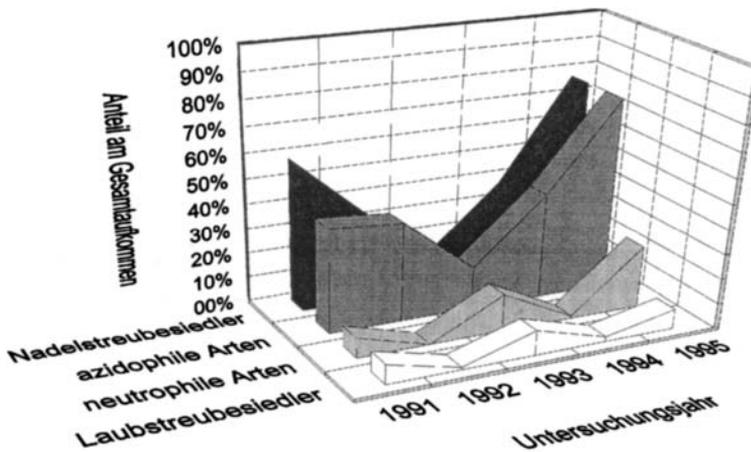


Abb. 4.2-6: Entwicklung der Dominanzverhältnisse ausgewählter ökologischer Artengruppen der Streuzersetzer der geräumten Probeflächen im Gebiet bei Bad Waldsee (nicht dargestellt die unspezifischen Arten).

#### 4.2.3.3 Vorkommen von spezifischen Zeigerarten im Gebiet Langenau

Ähnliche Ergebnisse wie für die ökologischen Streuzersetzergruppen erhält man, wertet man die Entwicklung des Vorkommens von spezifischen Einzelarten aus. Als Beispiel soll das Arteninventar der Probeflächen bei Langenau dienen. Dieses Untersuchungsgebiet ist besonders geeignet, weil hier weder Altbäume auf den belassenen Sturmwurfflächen erhalten geblieben waren noch die Vergleichsfläche im stehenden Nachbarbestand durch Borkenkäferschäden beeinträchtigt wurde.

In Abb. 4.2-7 sind die maximalen Abundanzklassen von 4 ausgewählten Streuzersetzern für die Jahre 1992 und 1994 dargestellt. Dabei wurde zwischen den belassenen Sturmwurfllächen einerseits und dem stehenden Nachbarbestand andererseits unterschieden. Die ausgewählten Arten stehen stellvertretend für bestimmte ökologische Artengruppen. Die Dynamik ihrer Dominanzverhältnisse ist repräsentativ für die Entwicklung dieser Gruppen während der Sukzession auf den Sturmwurfllächen.

Eine Gruppe von Arten veränderte ihre Abundanz im Laufe der Sukzession auf den belassenen Sturmwurfllächen nicht signifikant. Ein Teil dieser Arten ist außerdem in gleicher Häufigkeit im stehenden Bestand präsent. Bei diesen Arten handelt es sich zumeist um unspezifische Ubiquisten, die zahlreiche verschiedene Substrate besiedeln können und folglich in verschiedenen Habitaten auftreten. Typisches Beispiel für diese Gruppe ist *Mycena sanguinolenta*, die in der Streu von Laub- und Nadelwäldern der verschiedensten Ausprägungen häufig und weit verbreitet ist.

Eine zweite Gruppe von Arten nahm im Laufe der Bestandesentwicklung auf den belassenen Sturmwurfllächen in ihrer Abundanz zu bzw. erschien erstmals in den Jahren 1993 oder 1994 auf den Sturmwurfllächen. Besonders die Entwicklung der Häufigkeit von *Clitocybe clavipes* zeigt die fortschreitende Umwandlung der ursprünglichen Fichtenwaldstreu recht deutlich. Die Art tritt zwar auch in der Vergleichsfläche auf, besitzt dort jedoch eine wesentlich geringere Abundanz als in den Sturmwurfllächen im Jahre 1994. Die Art kann in Laub- und Nadelwäldern gefunden werden und bevorzugt stets gut nährstoffversorgte Standorte. Die Umsetzungen auf den Sturmwurfllächen und die daraus resultierende Freisetzung von Nährstoffen (Kap. 2.2.6.3), ermöglichen es dieser Art sich auszubreiten.

Schließlich handelt es sich bei der dritten Gruppe von Streuzersetzern um Arten, die im Laufe der Bestandesentwicklung in ihrer Abundanz abnahmen bzw. mittlerweile von den belassenen Sturmwurfllächen verschwunden sind. Zu den bereits verschwundenen Arten gehört *Clitocybe vibecina*. Diese Art trat in der Fläche im stehenden Bestand regelmäßig und mit großer Abundanz auf, während sie auf den belassenen Sturmwurfllächen letztmals 1992 registriert wurde. Der Pilz bevorzugt nährstoffarme, saure Standorte in Nadelwäldern, wobei er dicke Nadelpolster favorisiert (KUYPER & BOKELOH 1994). Auf den Sturmwurfllächen wurde *C. vibecina* im Laufe der Zeit von Arten wie *C. clavipes* verdrängt.

Die Spezifität der Streuzersetzer ermöglicht es auch Aussagen über den Fortschritt beim Abbau der Streu zu machen. Fichtenzapfen gehören zu den langlebigsten Bestandteilen der Fichtenwaldstreu. Nur wenige spezialisierte Pilzarten können dieses Substrat abbauen. Zu diesen gehört *Strobilurus esculentus*. Diese Art besiedelt ausschließlich Fichtenzapfen, auch wenn diese bereits in tiefere Lagen der Streu oder des Humus eingearbeitet sind. *S. esculentus* produziert auf besiedelten Zapfen regelmäßig jedes Jahr vor allem im Frühjahr und im Spätherbst Fruchtkörper, bis die Zapfen gänzlich abgebaut sind (REXER & KOST 1989). Da auf oder nahe bei den

Sturmwurfflächen im Gebiet Langenau keine Fichten die Stürme überstanden, also seit 1990 keine neuen Fichtenzapfen auf die Flächen gelangen konnten, stammen alle dort befindlichen Fichtenzapfen aus dem von den Stürmen zerstörten Fichtenbestand. Solange also diese Art gefunden wird sind noch Fichtenzapfenreste vorhanden, die aus den Sturmwurfbeständen stammen. Mit dem Verschwinden dieser Art wird andererseits angezeigt, daß alle aus dem ursprünglichen Bestand stammende Streu abgebaut ist.

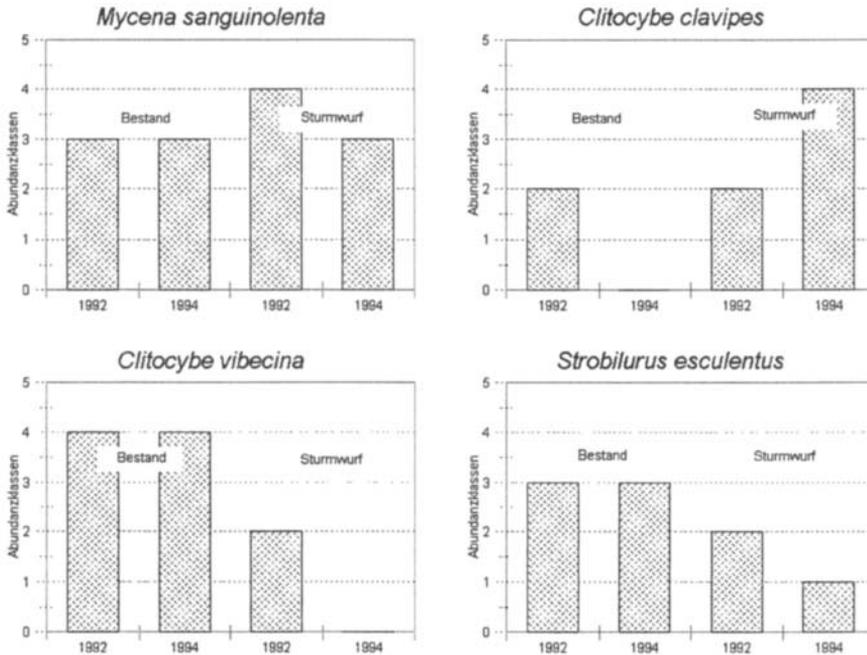


Abb.4.2- 7: Entwicklung der Abundanz von 4 ausgewählten Arten der Untersuchungsflächen im Gebiet Langenau. Die maximalen Abundanzklassen, die diese Arten in den Jahren 1992 und 1994 auf den belassenen Sturmwurfflächen und im benachbarten Bestand erreichten, sind einander vergleichend gegenübergestellt.

#### 4.2.4 Schlußfolgerungen

Sowohl die Dynamik des Vorkommens von spezifischen Einzelarten als auch die Analyse der Artenzusammensetzung und der Dynamik der Dominanzverhältnisse ökologischer Gruppen der Streuzersetzer legen den Verlauf der Umsetzungen in der Streu und Humusschicht offen. Die Streuzersetzer reagieren unmittelbar auf die von ihnen mit verursachten Veränderungen der geökologischen Standortfaktoren. Sie sind daher hervorragend geeignete Bioindikatororganismen.

### Zusammenfassung

In den drei Untersuchungsgebieten Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee wurden im Zeitraum von 1991 bis 1995 die auf insgesamt 11 Dauerbeobachtungsflächen auftretenden fruchtkörperbildenden Streuzersetzer qualitativ und quantitativ erfaßt. Die Artenspektren der Sturmwurfflächen wiesen, verglichen mit den Fichtenbeständen, Ähnlichkeiten zwischen 46 % und 60 % auf. Beim Gebietsvergleich weisen die belassenen Sturmwurfflächen die geringsten Ähnlichkeiten auf, was auf eine fortschreitenden Differenzierung zwischen den Untersuchungsgebieten im Laufe der bisherigen Entwicklung schließen läßt. Um ein genaueres Bild von der Dynamik während des Untersuchungszeitraumes zu gewinnen wurden die Entwicklung der relativen Artmächtigkeiten von Arten ausgewählter ökologischer Gruppen analysiert. Sowohl die Analyse der summierten Daten aller Flächen gleichen Typs als auch die detaillierte Betrachtung spezifischer Einzelarten innerhalb eines Gebiets spiegeln die Veränderungen geoökologischer Standortfaktoren wider und lassen sogar Schlüsse bezüglich des Fortschreitens der Umsetzungen in der Streuschicht zu. Die Streuzersetzer erweisen sich somit als hervorragende Bioindikatororganismen.

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

# 5 Die Sukzession von Tiergesellschaften auf Fichten-Sturmwurfflächen

## 5.1 Vorbemerkungen

*von W. Funke*

Das Strukturbild von Pflanzengesellschaften ist in Wäldern Mitteleuropas i.d.R. verhältnismäßig leicht zu erfassen; es variiert im wesentlichen nur mit den Jahreszeiten. Das Strukturbild der Tiergesellschaften ist demgegenüber wie ein buntes Kaleidoskop, das durch „äußere Einflüsse“, Klima und Witterung und „innere Vorgänge“, Entwicklungsabläufe und mannigfache Wechselbeziehungen zwischen Individuen und Populationen immer neue Ansichten bietet (FUNKE 1977). Das beruht einmal auf der großen Artenfülle (von bis zu ca. 2.000 Spezies in Fichtenforsten; s. FUNKE 1991), zum anderen auf der geringen Größe der meisten Arten und ihrer vielfach verborgenen Lebensweise, was eine Bestandsaufnahme im Gelände erschwert oder gar unmöglich macht. Hinzu kommt: Viele Arten treten in verschiedenen Entwicklungsstadien auf (bei holometabolen Insekten als Larve, Puppe und Imago) und erweitern somit das Spektrum der morphologisch unterscheidbaren Formen, deren Zuordnung zu einzelnen Spezies in vielen Fällen bis heute noch nicht eindeutig geklärt ist. Zahlreiche Arten lassen sich jedes Jahr nachweisen; andere scheinen plötzlich aufzutauchen und nach ein oder mehreren Jahren wieder - fast völlig - zu verschwinden. Manche Arten sind nur eine begrenzte Zeit im Jahr nachweisbar, manche sind auf bestimmte Straten oder Kleinhabitats beschränkt, andere pendeln zwischen Kronenraum und Boden hin und her, wandern mehr oder weniger regelmäßig aus Nachbarbiotopen ein, treten als Durchzügler auf oder werden von oft weit entfernt gelegenen, selbst von aquatischen Ökosystemen zufällig und passiv hereingedriftet.

Gravierende Ereignisse wie großflächige Sturmwürfe führen in der gesamten Biozönose zu tiefgreifenden Veränderungen. Bei der Vegetation wird dies in der Abfolge der Artengemeinschaften und im Wachstum von Kraut-, Strauch- und Baumschicht überaus deutlich. Bei der Fauna finden vergleichbare Entwicklungen vorwiegend im Verborgenen statt, wenn man von Vögeln und großen Insekten (Heuschrecken, Schmetterlingen, Bienen und Wespen) einmal absieht. Im Sturmwurfprojekt des PAÖ sollten aber auch versteckt lebende Organismengruppen berücksichtigt und in ihren „Reaktionen“ auf Sturmwürfe geprüft werden. Dabei sollten in erster Linie belassene und geräumte Sturmwurfflächen miteinander verglichen werden. Um die Auswirkungen der Sturmwürfe aber noch eindeutiger kennzeichnen und ggf. quantifizieren zu können,

## Funke

mußten teilweise auch Untersuchungen in benachbarten Wäldern (vorzugsweise in Fichtenforsten, in geringerem Umfang aber auch in Buchenwäldern) durchgeführt werden.

Die Arbeiten konzentrierten sich zunächst auf die Raubarthropoden der Bodenoberfläche, auf xylobionte Arthropoden im Totholz und auf die forstwirtschaftlich bedeutendsten Borkenkäfer. Später wurden Vertreter der Mesofauna (Kleinarthropoden bis 2 mm Körperlänge), wichtige Destruenten abgestorbener Pflanzenteile (gemeinsam mit den Raubarthropoden als Vertreter der Makrofauna - bis 20 mm Körperlänge) und schließlich auch Vögel und Säugetiere (Kleinsäuger) berücksichtigt. Über gelegentliche Begehungen wurden zusätzlich auch bemerkenswerte Spinnen und Insekten der Kraut- und Strauchschicht registriert.

Die Untersuchungen begannen 1991/92 bei Langenau und 1994 bei Bebenhausen und Bad Waldsee. Die Versuchsflächen erhielten in allen Gebieten die Bezeichnungen A (Fläche nicht geräumt bzw. belassen), B (Fläche geräumt) und C bzw. C1 (stehender Fichtenforst als Kontrollfläche). Mit C2 wurden benachbarte Buchenwälder gekennzeichnet. Auf den Sturmwurfflächen wurden darüber hinaus (bei den einzelnen Tiergruppen in unterschiedlicher Weise) noch mehrere Teilflächen unterschieden (mit Jahreszahl der Inbetriebnahme):

- in A (nicht geräumt):
  - A1 dichte Vegetation (1991/92), viele Jungfichten. 1997 Bewuchs lückig.
  - A2 geringe Dichte der Vegetation (1992). 1997 Bewuchs dicht.
  - A3 geringe Dichte der Vegetation (1996)  
neben grasbewachsenem Forstweg
  - A4 dichter Bestand an Jungfichten (1996)
- in B (geräumt):
  - B1 neu bepflanzt (Laubbäume) (1994)
    - B1a dichte Kraut- und Strauchschicht (1995), vor allem mit  
*Epilobium angustifolium* und *Rubus fruticosus* agg. (nur Langenau)
    - B1b lichter Bewuchs (1995) mit einzelnen Jungfichten (nur Langenau)
  - B2 Naturverjüngung (1994)
- in C:
  - C1 Fichtenforst - stehender Bestand, in der Nachbarschaft von A u. B  
(Vergleichswald; Kontrollfläche)
  - C2 Buchenwald - in der Nachbarschaft von A, B oder C/C1

Die zoologischen Untersuchungen der Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere der Universität Ulm sind in den Kap. 5.2 bis 5.6 und 5.8 bis 5.10 zusammengestellt. Über die Auswirkungen von Borkenkäfern aus Sturmwurfflächen auf Wirtschaftswälder berichtet die Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg in Kap. 5.7.

## 5.2 Mesofauna des Bodens

von J. Krauß, J. Spelda und W. Funke

### 5.2.1 Protura (Beintastler)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die Protura gehören zu den primär flügellosen Insekten. Sie sind maximal 2,4 mm lang und besitzen stechend-saugende Mundwerkzeuge. Augen und Antennen fehlen. In ihrer Entwicklung sind sie anamorph; sie erreichen ihre volle Segmentzahl also erst nach einigen Häutungen. Viele Arten leben in den oberen Bodenschichten humusreicher Wälder. Hier saugen sie nach STURM (1959) vorwiegend am Hyphenmaterial der ektotrophen Mykorrhiza. FUNKE (1985) diskutiert sie als mögliche Frühindikatoren von Waldschäden (in Fichtenforsten). STUMPP (1990) lieferte hierfür den schlüssigen Beweis (s. auch FUNKE 1990). Hohe Arten- und Individuenzahlen wurden dabei vor allem in Fichtenaltbeständen bei geringem Schädigungsgrad der Bäume festgestellt. Für die engen trophischen Beziehungen zur ektotrophen Mykorrhiza sprachen auch die nahezu parallel verlaufenden Oszillationen der Populationsdichte der Proturen (insbes. der Jugendstadien) und der Mykorrhizahäufigkeit (FEIL et al. 1986, STUMPP 1990). Diese Beobachtungen initiierten die Untersuchungen auf Windwurfflächen bei Langenau. Auf der nicht vom Totholz geräumten Teilfläche (A) waren nach den Stürmen von 1990 an vielen Stellen dichte Nester von Jungfichten aufgewachsen. Schon 1994 waren in ihrer Rhizosphäre wesentlich mehr Proturen nachgewiesen worden als an von Fichtenjungwuchs freien Stellen (KRAUß & FUNKE 1995). 1995 wurden die Untersuchungen wiederholt. Dabei ging es um die Frage nach den lokalen Unterschieden der Abundanz an Standorten mit und ohne Fichtenjungwuchs (KRAUß & FUNKE im Druck).

#### *Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

Im Untersuchungsgebiet von Langenau wurden 1995 auf vier Teilflächen Proben genommen. Teilfläche A1 (nicht geräumt): mit teilweise dicht stehenden 6 bis 10 Jahre alten 0,5 bis 1,0 m hohen Fichten, - 8 Bodenproben unmittelbar neben den Stämmchen der Jungfichten (10 bis 30 cm entfernt); 3 Bodenproben zwischen weniger dicht stehenden Jungfichten im Einzugsbereich älterer Bäume.

Teilfläche A2 (nicht geräumt) mit *Epilobium angustifolium* und *Rubus fruticosus* agg. - 10 Bodenproben im Abstand von wenigstens 3 m zu Jungfichten.

Teilfläche B1a (geräumt) mit reicher Kraut- und Strauchschicht (vor allem *Epilobium angustifolium* und *Rubus fruticosus* agg.). - 10 Bodenproben an Stellen ohne Fichten.

Teilfläche B1b (geräumt) mit einzelnen Jungfichten. - 5 Bodenproben zwischen Jungfichten (10 bis 30 cm entfernt).

Die Bodenproben wurden am 15.08.1995 mit einem zylindrischen Metallstechrohr (Innendurchmesser 5,5 cm) entnommen. Der Bohrkern wurde in Streuschicht (Dicke im Mittel bei A1 3,7, bei A2 3,0, bei B1a 2,6, bei B1b 3,2 cm) sowie zwei 3 cm dicke Bodenschichten unterteilt. Bedingt durch die unterschiedlich dicke Streuauflage variierte die Einstichtiefe.

Alle Proben wurden in einem modifizierten „high gradient canister extractor“ nach MACFADYEN (1961) 5 Tage und 16 Stunden extrahiert. In den ersten 24 Stunden blieben die Proben abgedeckt bei 20°C. Nach Entfernen der Deckel wurde die Temperatur alle 12 Stunden um 3°K (bis 41°C) erhöht. Nach weiteren 40 Stunden wurde die Extraktion beendet. Die Tiere wurden in 70 %igen Alkohol überführt.

### *Ergebnisse und Diskussion*

Auf den Versuchsflächen wurden 2.905 Proturen erfaßt. Im Mittel ergaben sich folgende Abundanz (siehe auch Abb. 5.2-1):

Teilfläche A1: 217,1 Ind./Stechrohr entsprechend  $91.400 \pm 139.200$  Ind./m<sup>2</sup>

Teilfläche A2: 7,3 Ind./Stechrohr entsprechend  $3.100 \pm 4.000$  Ind./m<sup>2</sup>

Teilfläche B1a: 15,1 Ind./Stechrohr entsprechend  $6.400 \pm 10.900$  Ind./m<sup>2</sup>

Teilfläche B1b: 58,6 Ind./Stechrohr entsprechend  $24.700 \pm 26.500$  Ind./m<sup>2</sup>

Aus zwei Bodenproben von Fläche A1 wurden sogar 944 bzw. 802 Proturen extrahiert. Berücksichtigt man für A1 nur die Proben, die unmittelbar neben den Stämmchen der Jungfichten genommen wurden, so erhöht sich die Abundanz auf  $110.600 \pm 148.100$  Ind./m<sup>2</sup>.

Die vier Teilflächen unterscheiden sich signifikant (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,005$ ) voneinander.

Die Proturen von Langenau gehören drei Spezies an: *Eosentomon armatum* STACH, *Acerentomon gallicum* ION. und (am häufigsten) *Eosentomon mariae* SZ. oder einer nah verwandten Art. Über Kempson-Extraktion wurden für Langenau zusätzlich *Eosentomon foliaceum* RUSEK, für Bebenhausen, neben *Eosentomon foliaceum* auch *Eosentomon funkei* RUSEK, für Bad Waldsee *Acerentulus gisini* CONDI nachgewiesen.

Die hohe Abundanz der Proturen in der Rhizosphäre von Jungfichten (Sturmwurffläche bei Langenau, Teilfläche A1) ist in der Literatur ohne Parallele. Offensichtlich waren bisher noch

nie Jungfichtenbestände untersucht worden, auf denen die Bodenstruktur nach einem Kahlschlag bzw. nach einem Sturmwurf von forstlichen Maßnahmen unbeeinflusst blieb. Forstliche Maßnahmen können die über Jahrzehnte „gewachsene“ Bodenstruktur beeinträchtigen (z.B. durch Bodenverdichtung) und zu Veränderungen des gesamten Edaphons führen. Dabei werden sicherlich auch die Mykorrhiza und die von ihr lebenden Proturen beeinträchtigt. Der Mangel an mykorrhizierten Feinstwurzeln dürfte sich auch auf die Wuchsleistung und die Vitalität von Jungfichten negativ auswirken und auch das Wachstum von Laubholz- bzw. von Mischbeständen beeinflussen. Aus dieser Sicht müßte also der Erhalt der Bodenstruktur so weit wie möglich durchaus im Sinne einer auf Naturnähe und Nachhaltigkeit ausgerichteten Forstwirtschaft sein. Die Bestandesentwicklung auf Sturmwurfflächen dürfte hier bei geringen forstlichen Eingriffen (z.B. punktuellen Neupflanzungen) für die Zukunft geradezu Modellcharakter besitzen.

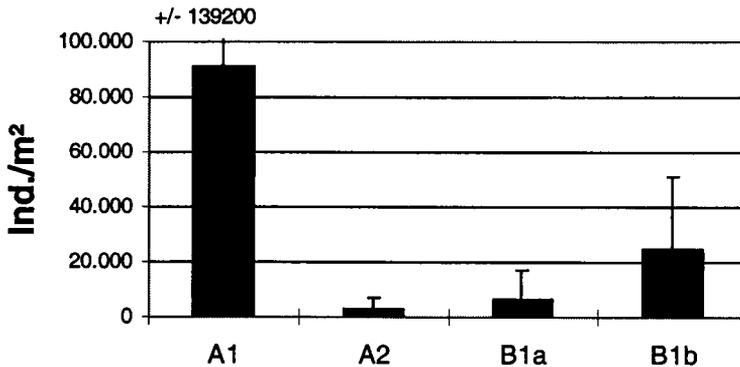


Abb.5.2-1: Protura - Abundanz auf Sturmwurfflächen mit Fichtenjungwuchs (A1, B1b) und ohne Fichtenjungwuchs (A2, B1a). A Fläche nicht geräumt; B Fläche geräumt.

Die Populationsdichte der Proturen und die Anteile ihrer Jugendstadien korrelieren in Fichtenforsten in hohem Maße mit der Häufigkeit mykorrhizierter Wurzelspitzen (FUNKE 1985, 1990, STUMPP 1990). Nach Beobachtungen auf Fläche A1 kann man schließen, daß die wuchsfreudigen Jungfichten aufgrund einer besonders starken bzw. vitalen Ausbildung ihrer Mykorrhiza mehr Proturen als Konsumenten (s. STURM 1959) „zulassen“ als dies an anderen Stellen auf der Sturmwurffläche (ohne Jungfichten) der Fall ist (KRAUB & FUNKE 1995). Die Abundanz der Proturen war auf Fläche B1b (unter Jungfichten) ebenfalls größer als an Stellen ohne Fichtenjungwuchs (B1a). Die geringere Abundanz auf Fläche B1b gegenüber Fläche A1 könnte mit Störungen bei der Räumung der Fläche in Zusammenhang stehen.

## 5.2.2 Collembola (Springschwänze)

### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die Collembolen stellen neben den Milben (Acari) die individuenreichste Arthropodengruppe in terrestrischen Ökosystemen. Neben echten - euedaphischen - Bodentieren lassen sich hemiedaphische Streubewohner, Bewohner der Bodenoberfläche und der Vegetationsschichten bis in die Kronen der Bäume unterscheiden. Die euedaphischen Arten zeigen ein breites Spektrum der Rückbildung von Organen, die bei epigäischen Arten gut entwickelt sind (Reduktion von Augen, Pigmentierung, Sprunggabel etc.). Beine und Antennen sind kurz, der Körper klein und nahezu wurmförmig. Die meisten Collembolen ernähren sich von toter Pflanzensubstanz, vom Kot anderer Detritusfresser, von Pilzen (Hyphen und Sporen), von Algen, von Bakterien Schleim etc.

### *Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

Bei Langenau wurden 1994 auf den belassenen Teilflächen A1 und A2 und im stehenden Bestand C zu drei Terminen (im Januar, Mai und August) mit dem bereits bei den Proturen genannten Stechrohr je 5 Bodenproben (bis 15 cm Tiefe) genommen. Die Extraktion verlief wie bei den Proturen. Die Determination der Collembolen erfolgte weitgehend nach GISIN (1960); ihre Nomenklatur folgte CHRISTIAN (1987).

### *Ergebnisse und Diskussion*

Im Sturmwurfgebiet (Teilfläche A1 und A2) wurden mehr Arten und Individuen erfaßt als im stehenden Bestand (Teilfläche C) (Tab. 5.2-1). Bei Hochrechnung der Fangzahlen auf einen Quadratmeter ergeben sich aus drei Terminen (Januar, Mai, August 1994) als gerundete Mittelwerte für A1 253.100 Individuen, für A2 202.400 Individuen und für C 131.000 Individuen. Die Unterschiede zwischen den Flächen waren zu keinem Zeitpunkt signifikant. Im Artenspektrum stimmen alle in hohem Maße überein (Artidentität 83 bis 88 %). In der Dominanzstruktur waren erhebliche Unterschiede zu beobachten (Dominanzidentität 48 bis 55 %). Am häufigsten war, vor allem in C, die *Mesaphorura krausbaueri*-Gruppe (Tab. 5.2-1). *Ceratophysella sigillata* war fast ausschließlich im Sturmwurfgebiet und hier vor allem in A1 extrem häufig, aber außerordentlich inaequal dispers. *Isotomiella paraminor* dominierte in A2. Recht charakteristische Unterschiede zeigten sich im Auftreten der *Folsomia*-Arten (Tab. 5.2-1). Der Ubiquist *Folsomia quadrioculata* war auch im Untersuchungsgebiet Langenau überall annähernd gleich häufig. *Folsomia multiseta* und *Folsomia aspinosa* (früher als *Folsomia spinosa* bezeichnet) traten in großer Zahl auf der sonnenexponierten Teilfläche A2 auf. In C fehlten diese Arten ebenso wie *Folsomia nana* fast völlig. *Folsomia litsteri* war nur in C häufig. Die Diversität der Zönosen (SHANNON-WEAVER-Indices) war auf Teilfläche A2 wesentlich größer als bei A1 und C

(Tab. 5.2-1). Dieser Befund dürfte mit der unterschiedlichen Mannigfaltigkeit an Raumstrukturen insbesondere bez. des Deckungsgrades der bodennahen Vegetation in Zusammenhang stehen. Das vollständige Artenspektrum ist aus Tab. 1 des Anhangs zu ersehen.

Tab. 5.2-1: Collembola auf belassenen Flächen (A1, A2) und im stehenden Bestand (C) – Individuen- und Artenzahlen, Diversität der Zönosen und Dominanzposition der häufigsten Arten (wenigstens 50 Individuen auf einer Fläche). Reihenfolge der Arten nach Summe der Individuenzahlen in A1, A2 und C.

	A1		A2		C	
Individuenzahl (gesamt)	9020		7212		4668	
Arten (gesamt)	31		29		26	
Diversität H'	1,87		2,35		1,68	
Arten:	Ind.zahl	in %	Ind.zahl	in %	Ind.zahl	in %
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> -Gruppe	2074	23,0	1093	15,2	2468	52,9
<i>Ceratophysella sigillata</i>	3480	38,6	734	10,2	5	0,1
<i>Isotomiella paraminor</i>	904	10,0	1697	23,5	454	9,7
<i>Onychiurus armatus</i> -Gruppe	774	8,6	849	11,8	521	11,2
<i>Folsomia multisetata</i>	211	2,3	862	12,0	0	-----
<i>Isotoma notabilis</i>	92	1,0	392	5,4	563	12,1
<i>Micranurida hasai/pygmaea</i>	705	7,8	176	2,4	69	1,5
<i>Lepidocyrtus</i> sp.	50	0,6	379	5,2	85	1,8
<i>Folsomia aspinosa</i>	20	0,2	321	4,5	3	0,1
<i>Paratullbergia callipygos</i>	111	1,2	153	2,1	25	0,5
<i>Folsomia nana</i>	242	2,7	25	0,3	0	-----
<i>Isotomiella minor</i>	61	0,7	96	1,5	105	2,3
<i>Folsomia quadrioculata</i>	42	0,5	126	1,7	75	1,6
<i>Proisotoma minima</i>	112	1,2	65	0,9	4	0,1
<i>Sminthurinus aureus</i>	58	0,6	32	0,4	42	0,9
<i>Megalothorax minimus</i>	14	0,2	61	0,8	44	0,9
<i>Xenylla tullbergi</i>	3	0,0	53	0,7	25	0,5
<i>Folsomia litsteri</i>	1	0,0	7	0,1	65	1,4

Sturmwürfe führen im Waldökosystem nicht nur zu gravierenden Veränderungen epigäischer Pflanzen- und Tiergesellschaften; sie wirken sich über die veränderten ökologischen Bedingungen auch auf Bodentiere, insbesondere eu- und hemiedaphische Kleinarthropoden aus. Bei den Collembola zeigten sich große Unterschiede in Abundanz und Dominanzstruktur zwischen Windwurf und stehendem Fichtenaltbestand. Besonders auffallend war die hohe Diversität der

Zönosen auf den nicht geräumten Sturmflächen. Dies steht im Einklang mit den Befunden an anderen Tiergruppen (s. die folgenden Kapitel) und dürfte für Flächen mit hoher Strukturdiversität typisch sein. In monotonen Fichtenforsten sind die Lebensbedingungen einförmiger. Daraus resultiert eine geringere Mannigfaltigkeit bei Pflanzen und Tieren (letzteres sogar im Boden).

### **5.2.3 Pauropoda (Wenigfüßer) und Symphyla (Zwergfüßer)**

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die *Pauropoda* sind bodenlebende, zwerghaft kleine Arthropoden von meist nur 0,5 bis 0,7, maximal 1,9 mm Körperlänge. Sie gehören somit im Gegensatz zu den übrigen Gruppen der Myriapoden eindeutig zur Mesofauna. Die Adulti besitzen 9 oder 10 (selten 11) Beinpaare. Ihre Cuticula ist i.d.R. völlig pigmentlos; Augen fehlen. Ihre Antennen enden stets mit drei dünnen Geißeln. Mit ihren Mundwerkzeugen beißen manche Arten Pilzhyphen an, die sie anschließend aussaugen (HÜTHER 1959). Daneben sind sie, nach ihrem Darminhalt zu urteilen, zumindest teilweise auch zoophag oder necrophag. Ihre nächsten Verwandten sind nach KRAUS & KRAUS (1996) die Diplopoden. In Mitteleuropa leben die Pauropoden meist nur in geringer Populationsdichte (unter 100 Individuen je Quadratmeter) in den obersten Schichten humoser Böden. An feuchten Waldstandorten wurden aber auch 500 bis 1000 Individuen je Quadratmeter festgestellt. Im Unterschied zu anderen weißen Kleinarthropoden fallen die Pauropoden durch ihre mausartig huschende Bewegungsweise auf.

In Mitteleuropa leben etwa 50 Arten. Über Vorkommen und Verbreitung gibt es jedoch kaum nähere Angaben (für Baden-Württemberg nur REMY 1936 und SCHELLER 1962). Auch über die Ökologie dieser Tiergruppe ist nur äußerst wenig bekannt (HÜTHER 1974). Da die Pauropoden wie die Proturen auf Mykorrhizen als Nahrungsquelle angewiesen sind (HÜTHER 1959) und eine hohe Empfindlichkeit gegen Agrochemikalien gezeigt haben (EDWARDS et al. 1967), sind sie höchstwahrscheinlich wichtige Indikatoren für Veränderungen des Bodenmilieus. Die artspezifische Struktur der Analplatte vereinfacht ihre Bestimmung. Dies ist gegenüber anderen Angehörigen der Mesofauna ein unschätzbare Vorteil. Parthenogenetische Arten sind nicht bekannt.

Die *Symphyla* sind in der Mehrzahl bodenlebende Arthropoden von 2 bis 7, maximal 9 mm Körperlänge. Sie stehen bezüglich ihrer Größe zwischen Meso- und Makrofauna. Ausgewachsene Tiere besitzen 11 oder 12 Beinpaare. Alle Symphyla sind unpigmentiert und augenlos. Ihr charakteristisches Kennzeichen sind die am Körperende befindlichen großen Spinngriffel. Die Ernährung der *Symphyla* ist sehr vielseitig und bei den Vertretern der beiden Familien recht verschieden. Die *Scolopendrellidae* fressen vor allem tote Pflanzensubstanz. Die *Scutigereidae*

sind nahezu omnivor. Sie ernähren sich unter anderem auch von lebenden Wurzeln und werden dadurch an Kulturpflanzen manchmal schädlich.

#### Versuchsflächen und Arbeitsmethoden

Die Untersuchungen wurden 1996 auf Sturmwurfflächen und in stehenden Beständen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee durchgeführt. Pauropoden und Symphylen wurden über eine modifizierte Kempson-Apparatur (KEMPSON et al. 1963) aus Bodenproben von 25 x 25 cm x 5-10 cm Tiefe extrahiert. Die Symphylen wurden teilweise auch über Handauslese aus Bodenproben gewonnen.

#### Ergebnisse und Diskussion

Aus 80 Bodenproben wurden 1996 (zwischen Frühjahr und Herbst) 6 Pauropoden-Arten mit 146 Individuen erfaßt (Tab. 5.2-2). Die aus den Fangzahlen berechnete Populationsdichte war außerordentlich gering. Sie betrug maximal lediglich 166 Individuen/m<sup>2</sup>. Die meisten Arten und Individuen wurden bei Bebenhausen gewonnen und hier vor allem auf der belassenen Fläche (A). Auf fast allen Teilflächen dominierte jeweils eine andere Art. *Allopauropus cuenoti*, *A. danicus*, *A. gracilis* und *Pauropus huxleyi* waren am häufigsten.

Tab. 5.2-2: *Pauropoda* - Arten und Individuenzahlen auf belassenen Teilflächen (A), geräumten Teilflächen (B) und in stehenden Beständen (C) bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

Art	Langenau	Bebenhausen			Bad Waldsee		Σ	
	A	A	B1	B2	C	A		C
<i>Allopauropus cuenoti</i> (REMY, 1931)	6	38	15		1		61	
<i>Pauropus huxleyi</i> LUBBOCK, 1867	3	5		27	10		50	
<i>Allopauropus gracilis</i> (HANSEN, 1902)	12	1				1	14	
<i>Allopauropus danicus</i> (HANSEN, 1902)					12		12	
<i>Allopauropus vulgaris</i> (HANSEN, 1902)		7					7	
<i>Stylopauropus pubescens</i> (HANSEN, 1902)		1					1	
<i>Allopauropus sp.</i> (undifferenziert)		4					4	
Arten	3	5	1	1	3	1	2	6
Individuen	21	56	15	27	23	1	3	146

Bei den Symphylen wurden nur 5 Arten mit 62 Individuen gewonnen (Tab. 5.2-3), die meisten bei Bebenhausen und hier wie bei den Pauropoden vor allem auf der belassenen Fläche (A). Am häufigsten waren *Scolopendrellopsis subnuda* und *Symphylella isabellae*.

Auf den Versuchsflächen wurden insgesamt 6 Pauropoden- und 5 Symphylenarten nachgewiesen. Eine Beurteilung der Unterschiede von Artenspektren und Individuenzahlen zwischen allen Teilflächen ist nach den vorliegenden Ergebnissen kaum möglich, zumal die Probennahme nicht

völlig synchron erfolgte. Einzelne Befunde lassen sich jedoch nach Literaturdaten (HÜTHER 1974) einordnen: *Allopauropus danicus* siedelt vorwiegend in Wäldern (Bebenhausen C), *A. cuenoti* besonders auf offenen Flächen (Bebenhausen A und B1, Langenau A).

Tab 5.2-3: *Symphyla* - Arten und Individuenzahlen auf belassenen Teilflächen (A), geräumten Teilflächen (B) und in stehenden Beständen (C) bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

Art	Langenau	Bebenhausen				Bad Waldsee			Σ
	A	A	B1	B2	C	A	B	C	
<i>Scutigera sp.</i>	7	1			8	2	1		19
<i>Scolopendrella notacantha</i> (GERVAIS, 1840)								4	4
<i>Scolopendrellopsis (Symphylellopsis) subnuda</i> (HANSEN, 1903)		14	5	1					20
<i>Symphylella isabellae</i> (GRASSI, 1886)		9	1	1	1	1		2	15
<i>Symphylella vulgaris</i> (HANSEN, 1903)		1						1	2
<i>Scolopendrellidae gen. sp.</i>		1			1				2
Arten	1	4	2	2	2	2	1	3	5
Individuen	7	26	6	2	10	3	1	7	62

**Zusammenfassung**

*Proturen* sind wertvolle Indikatoren für den Ausbildungsgrad der ektotrophen Mykorrhiza und die Vitalität von Fichten. – Auf der belassenen Fläche A bei Langenau hatten sich nach dem Sturmereignis von 1990 an vielen Stellen außerordentlich wuchsfreudige Jungfichten entwickelt. In ihrer unmittelbaren Nähe waren die Proturen extrem häufig, was auf eine starke Ausbildung der Mykorrhiza zurückgeführt wird. Zwischen den Jungfichten waren die Proturen demgegenüber nur in wesentlich geringerer Zahl vorhanden. Das gleiche war auch auf der geräumten Fläche B selbst in unmittelbarer Nähe von Jungfichten der Fall. Ganz offensichtlich war hier die über Jahrzehnte „gewachsene“ Bodenstruktur, das Wachstum der Mykorrhiza und die Entwicklung der von ihr lebenden Proturen durch forstliche Maßnahmen tiefgreifend beeinträchtigt worden.

*Collembola*: Auf den belassenen Teilflächen wurden mehr Arten und wesentlich mehr Individuen erfaßt als im benachbarten stehenden Bestand. In der Dominanzstruktur bestanden deutliche Unterschiede. Die Diversität der Zönosen war auf den nicht geräumten Flächen ebenfalls größer. Maßgebend für diesen Befund ist in erster Linie die größere Mannigfaltigkeit von Raumstrukturen sowie von edaphischen und kleinklimatischen Bedingungen.

## 5.3 Makrofauna - Saprophage der Streu und der Bodenoberfläche

von J. Spelda, K.-H. Müller und W. Funke

### 5.3.1 Gastropoda (Schnecken)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Gehäuse- und Landschnecken besiedeln in zahlreichen Arten nahezu alle dauerfrosthfreien Landbiotop der Erde. Viele sind baso- und hygrophil, also an kalkreiche und feuchte (zumindest taureiche) Standorte gebunden. Nur verhältnismäßig wenige Schneckenarten vermögen niedrige pH-Werte zu tolerieren. Besonders empfindlich sind v.a. Gehäuseschnecken. Von großer Bedeutung ist die Existenz einer reichen Krautschicht, neben den obersten Bodenschichten der hauptsächlich Lebensraum vieler Spezies. Landschnecken sind phyto-, sapro-, zoo-, kopro-, nekro- und mycetophag. Viele sind omnivor und in hohem Maße am Abbau toter organischer Substanz beteiligt (FRÖMMING 1953).

In Wäldern ist die Zusammensetzung der Gastropodenzönosen vielfach nur über die Kenntnis der Waldgeschichte voll verständlich (CORSMANN 1981). Auf Aufforstungs- und Sturmwurfflächen verändern sich mit der Abfolge der Pflanzengesellschaften auch die Gastropodengesellschaften oft in überraschend kurzer Zeit (vgl. GRETSCHY 1952, LEFTINGER-MIKOLETZKY 1940). Die Ergebnisse in Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee sind Momentaufnahmen. Somit sind derzeit keine Aussagen zur Entwicklung der Gastropodengesellschaften möglich. Sie geben im Vergleich zu stehenden Fichtenforsten und Buchenwäldern aber dennoch wertvolle Hinweise über den derzeitigen Zustand auf unterschiedlich behandelten Sturmwurfflächen.

#### *Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

Im Sturmwurfgebiet Langenau wurden die Gastropodenzönosen zwischen Mitte April und Anfang Juli 1997 auf den Flächen A (nicht geräumt), B (geräumt) und C (stehender Fichtenbestand) an je zwei unterschiedlich strukturierten Teilflächen untersucht (Tab. 5.3-1). Daneben wurde auch ein in der Nähe stehender Buchenwald berücksichtigt. Die pH-Werte im Oberboden lagen in A und B zwischen 3,6 und 4,0, in C bei 3,3 und im Buchenwald bei 5,8.

Die Erfassung lebender Gastropoden erfolgte i.d.R. zweimal pro Woche durch Kontrolle von Baumscheiben (Windbruchholz Buche von 1990; Oberseite mit Paraffin versiegelt; ca. 7 cm stark; Durchmesser ca. 40 cm), die zu Beginn der Untersuchungen auf den Boden gelegt worden waren. Kein Tier wurde entfernt. Außerdem wurden regelmäßig Flächenbegehungen durchge-

führt und auf jeder Teilfläche - einmal bei Trockenheit und einmal nach Regen - Boden- und Streuproben durchgesehen (vgl. DUNGER & FIEDLER 1989).

Bei Bebenhausen und Bad Waldsee wurden ebenfalls verschiedene Teilflächen (A - belassen, B - geräumt, C - stehender Bestand) berücksichtigt (s. Tab. 5.3-1). Die Erfassung der Gastropoden erfolgte hier allerdings nur in Bodenfallen (s. Kap. 5.4.1).

### *Ergebnisse und Diskussion*

Im Untersuchungsgebiet Langenau wurden insgesamt 29 Arten nachgewiesen (Tab. 5.3-1). Die meisten sind Bewohner feuchter Wälder, insbesondere der ursprünglich für das gesamte Gebiet standorttypischen Buchenwälder. Bei der Umwandlung der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation in Fichtenforste dürften viele der an höhere pH-Werte gebundenen Gehäuseschnecken zurückgegangen sein; manche überdauerten jedoch in den Randbereichen. Hier blieben neben den mit Kalkschotter angelegten Waldwegen schmale Zonen mit höheren pH-Werten (5,5 bis 7,0) erhalten. Bei Begehungen wurden in diesen Bereichen immer wesentlich mehr Schnecken beobachtet als auf den eigentlichen Probeflächen. Von Waldrändern und Grünstreifen und aus benachbarten Buchenwäldern oder Laubwaldinseln dürften manche Arten immer wieder in Fichtenbestände und Sturmwurfflächen einwandern. Arten mit hohen Ansprüchen an den Kalkgehalt von Boden und Nährsubstrat blieben aber selten. Dies gilt vor allem für die Weinbergschnecke (*Helix pomatia*), die Strauchschnecke (*Bradybaena fruticum*), die Garten-Bänderschnecke (*Cepaea hortensis*) und die Baumschnecke (*Arianta arbustorum*).

Im Buchenwald, auf den Sturmwurfflächen A bzw. B und im Fichtenforst C wurden zwischen 18 und 21 Arten erfaßt (Tab. 5.3-1). Unter den Buchenscheiben waren es auf den Teilflächen i.d.R. 11 bis 14. Lediglich auf A1 wurden deutlich mehr Spezies (20) registriert. Verantwortlich hierfür dürfte gewesen sein: (1) die größere Vielfalt an Raumstrukturen, (2) der geringere Raumwiderstand am Boden, (3) kleinräumig variable mikroklimatische Bedingungen, (4) vielleicht auch ein vielseitigeres Nahrungsangebot sowie (5) das Vorkommen von Kalksteinen an der Bodenoberfläche. Die Clausiliiden (Schließmundschnecken) *Balea biplicata* und *Macrogastrea plicatula* wurden unter Baumscheiben ausschließlich auf Fläche A vorgefunden. Ihr Vorkommen dürfte hier vor allem auf das stehende und liegende Stammholz zurückzuführen sein, dessen Oberfläche ihnen günstige Ernährungsmöglichkeiten (Flechten- oder Algenbewuchs) bietet.

Die meisten Individuen wurden bei allen Kontrollen (unter Baumscheiben) im Fichtenforst angetroffen. Dabei entfielen ca. 70 bis 80 % aller Tiere allein auf die Gefleckte Knopfschnecke *Discus rotundatus*. Betrachtet man die übrigen Zahlen (Gesamtheit außer *D. rotundatus*), so ergeben sich keine gravierenden Unterschiede zwischen den Teilflächen. *D. rotundatus* war

Tab. 5.3-1: Gastropoda - Artenspektrum und Individuenzahlen (nach Beobachtungen) auf Sturmwurfflächen (A, B), Fichtenforsten (C) u. Buchenwäldern bei Langenau (April-Juni 1997), Bebenhausen und Bad Waldsee (beide Mai-Juni 1996).

	Langenau										Bebenhausen				Bad Waldsee					
	alle Methoden			Beobachtungen an Buchenscheiben							Totfänge in Bodenfallen				Totfänge in Bodenfallen					
	Buchenwald	A belassen	B geräumt	C Fichtenforst	A1 Bewuchs gering	A2 Bewuchs stark	B1 junge Laubbäume	B2 jrv. Laub- und Nadelbäume	C8 kaum Bewuchs	Cb Kälter u. Stürke other	Buchenwald	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C	
<b>GEHÄUSESCHNECKEN</b>																				
Acanthinula aculeata			x																	
Aegopinella epipeдостoma	x	x	x	x	8	3		1	1	1								6	1	3
Aegopinella nitens																				
Aegopinella nitidula												1		2						
Aegopinella sp.											1	1								
Arianta arbustorum	x		x	x				1	1		1	2		2						
Balea biplicata	x	x			9	17														
Bradybaena fruticum	x	x	x		1		1								1					
Cepaea hortensis	x		x	x				5												
Cepaea nemoralis												1								
Cochlicopa lubrica			x	x			5	2												
Cochlodina laminata	x	x	x	x	19	12	11	22	11	19										
Discus rotundatus	x	x	x	x	91	83	55	204	282	365								2		
Ena montana	x																			
Euconulus fulvus		x	x	x	2		4	3	2			1	1	1						1
Helicodonta obvoluta		x			1															
Helix pomatia	x	x	x	x	3				1											
Macrogastra plicatula	x	x	x	x	28	40														
Monachoides incamatus	x	x	x	x	2	2	1	1	25	23	1				1	7	6	20		
Semilimax semilimax	x																			
Trichia cf. hispida		x		x	1				1											
Trichia rufescens	x	x	x	x	12				1	3										
Vertigo pusilla		x			2															
Vertigo substriata																			1	
Vitrina pellucida			x																	
Zonitidae															2					2
<b>NACKTSCHNECKEN</b>																				
Arion circumscriptus Grp.																			1	
Arion distinctus	x																			
Arion rufus	x	x	x	x	19	14	2	6	3	6	27	3	2	1	1	1	6		1	
Arion silvaticus	x	x	x	x	36	7	12	14	12	14	4								1	
Arion sp.																			1	1
Arion subfuscus	x	x	x	x	1	4	22	63	45	13	49	7	5	8	11	16	11	11	7	
Boetgerilla pallens	x	x			1															
Deroceras laeve		x	x		1		2					3	1	2		6	6	13	1	
Deroceras rodnae	x	x		x						1						4	4	4	1	
Lehmannia marginata											1								1	1
Limacidae												1								
Limax cinereoniger	x	x	x		5	8	11	17	14	5		2	3						1	
Malacolimax tenellus	x	x	x		2	2	4	2	5	6									15	4
Individuenzahlen					242	192	130	341	404	456	84	24	13	17	13	32	61	42	36	
Gehäuseschnecken					177	157	77	239	325	411	3	8	2	6	1	4	15	8	27	
Nacktschnecken					65	35	53	102	79	45	81	16	11	11	12	28	46	34	10	
Artenzahlen	19	21	20	18	20	11	12	13	14	11	7	11	6	7	3	8	12	9	9	

überall hauptsächlich in der Moos- und Krautschicht bzw. auf und unter feuchtem, wenig verpilztem Totholz eudominant. Wie fast alle Schnecken des Untersuchungsgebietes besiedelt sie - bedingt durch niedrige pH-Werte (s.o.) - weder die Streuschicht noch den Boden. Trockene Bereiche werden in hohem Maße gemieden. Aus diesem Grund dürfte *D. rotundatus* auf den Versuchsflächen nach dem Sturm von 1990 auch zurückgegangen sein und erst jetzt allmählich (s. B2) wieder häufiger werden. Das gleiche mag auch für die Inkarnatschnecke (*Monachoides incarnatus*) zutreffen, die im stehenden Bestand ebenfalls wesentlich häufiger war als im Sturmwurfgebiet.

Auch bei den Nacktschnecken waren z.T. bedeutende Häufigkeitsunterschiede zu erkennen. So wurden die Rote Wegschnecke (*Arion rufus*) und die Wald-Wegschnecke (*A. silvaticus*) am häufigsten auf der nicht geräumten Fläche (A), die Braune Wegschnecke (*A. subfuscus*) und der Schwarze Schnegel (*Limax cinereoniger*) vor allem auf der geräumten Fläche (B) und im stehenden Bestand (C) beobachtet. Habitatspezifische Präferenzen lassen sich hier jedoch kaum ableiten. Als Besonderheit vor allem in A ist das Vorkommen von *Aegopinella epipelestoma* (Rote Liste Baden-Württemberg: Kategorie 2) zu werten.

Schnecken dienen verschiedenen Raubarthropoden, aber auch manchen Vögeln und Kleinsäugetieren als Nahrung. Darüber hinaus bestehen engere Beziehungen zwischen *A. rufus* und der Waldspitzmaus (*Sorex araneus*): Die Spitzmaus ist Endwirt für den Bandwurm *Choanotaenia cf. crassiscolex*, und *A. rufus* ist der Zwischenwirt. Die Schnecke infiziert sich durch Fraß von Spitzmauskot mit Bandwurmeiern. Aus ihnen entwickeln sich in der Schnecke Cysticercoide. Die meisten infizierten Schnecken wurden auf der belassenen Sturmfläche gefunden (MÜLLER, im Druck).

Bei Bebenhausen und bei Bad Waldsee wurden in Bodenfallen nur 14 bzw. 17 Arten erfaßt. Im kalkarmen Buchenwald von Bebenhausen dominierten mit Anteilen von über 90 % die Nacktschnecken (*A. rufus* und *A. subfuscus*). Auf den Fichten-Sturmwurfflächen und in den Altfichtenbeständen überwogen ebenfalls die Nacktschnecken. Bei Bad Waldsee waren sie fast überall wesentlich häufiger als bei Bebenhausen. Für die im Vergleich mit Langenau niedrigeren Arten- und Individuenzahlen ist zum Teil die Untersuchungsmethode verantwortlich. In den verwendeten Bodenfallen wurden ausschließlich mobile Tiere erfaßt. Kleinere Arten bleiben, bedingt durch ihre kürzeren Wanderungen, unterrepräsentiert.

Bei Langenau wurden deutlich mehr Arten und Individuen nachgewiesen als bei Bebenhausen und Bad Waldsee. Verantwortlich hierfür sind hauptsächlich geologische, bodenchemische und klimatische Faktoren. Bei Bebenhausen und Bad Waldsee dominieren die Nacktschnecken, bei Langenau die Gehäuseschnecken. *D. rotundatus* war bei Langenau überall die häufigste Art. In allen drei Gebieten stimmten die Artenspektren auf den verschiedenen Teilflächen in hohem

Maße überein. Über vergleichbare Ergebnisse berichten WERMELINGER et al. (1995) aus dem Schweizer Forschungszentrum in Birmensdorf. Trotz z.T. bedeutender Häufigkeitsunterschiede lassen sich kaum habitatspezifische Präferenzen ableiten.

Waldränder und Waldwege zwischen Fichtenmonokulturen sind für viele Schnecken äußerst wertvolle Refugien. Von hier aus dürften sie nach Sturmwurf die umliegenden Gebiete allmählich wiederbesiedeln und durch ihre vielfältigen interspezifischen Beziehungen zu Lebensgemeinschaften hoher Diversität beitragen.

### 5.3.2 Diplopoda (Doppelfüßer)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die Diplopoda sind fast über ihren gesamten Rumpf durch Doppelsegmente mit je zwei Beinpaaren (Name!) charakterisiert. Ihre Länge variiert in der Regel zwischen 20 und 40 mm, erstreckt sich im Extrem aber auch auf bis zu 300 mm. Die Zahl der Beinpaare beträgt bei den Adulti 11 bis 350. Der alte Name Myriapoda (Tausendfüßer), zu dem auch die Chilopoda, Pauropoda und Symphyla zählten, ist für die Diplopoda damit am ehesten angebracht.

Die Diplopoden gehören, neben den Asseln und den Regenwürmern, zu den wichtigsten an der Dekomposition toter Pflanzenteile beteiligten Gruppen der Bodenmakrofauna. Aufgrund ihrer hohen Standorttreue gelten sie als wichtige Indikatoren der qualitativen Eigenschaften von Böden und des historisch-zoogeographischen Charakters eines Landschaftsteiles (DUNGER & STEINMETZGER 1981). Sie bringen die Streu beschleunigt in die obere Bodenschicht ein und führen sie so einer raschen Humifizierung zu (Bioturbation). Glomeriden (Saftkugler) und Juliden (Schnurfüßer) sind dabei für die Bodenfruchtbarkeit forstlich genutzter Flächen von ganz besonderer Bedeutung (DUNGER 1983). Als anspruchsvolle Destruenten bevorzugen sie stärker zersetztes Material mit niedrigem C-N-Verhältnis (KÖHLER 1993).

#### *Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

Die Diplopoden wurden in den Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichen Methoden erfaßt (s.Kap.5.4.1):

- nur bei Langenau mit Fangrinnen, Totholz- und Stammeklektoren (FUNKE & SAMMER 1980) und über die Deposition von Holzscheiben (s. Kap. 5.3.1 und 5.6.2).
- in allen Gebieten mit Barberfallen, zunächst nur auf nicht geräumten Teilflächen (in der Zeit vom 1.5. bis 14.9.1994), später auf allen Teilflächen (in der Zeit vom 30.4.1996 bis

29.5.1996) sowie (1994 und 1995 zu verschiedenen Terminen) über Bodenprobenextraktion (nach KEMPSON et al. 1963).

### *Ergebnisse und Diskussion*

Aus Baden-Württemberg sind 67 Arten bekannt (SPELDA im Druck). Auf den Versuchsflächen von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden 21 Spezies nachgewiesen (Tab. 2 - Anhang). Bei Langenau wurden mit Lebendfallen zwischen 1994 und 1996 insgesamt 2.187 Individuen aus 14 Arten erfaßt, die meisten stets auf der geräumten Fläche B1, die wenigsten im stehenden Bestand C (Tab. 5.3-2). Am häufigsten waren überall die Glomeridae (Saftkugler) mit insgesamt 1.236 Individuen (in B1 mit einem Anteil von 82 % am Gesamtfang). Es folgten Julidae (Schnurfüßer), Chordeumatidae (Samenfüßer), Polydesmidae (Bandfüßer) und Craspedosomatidae mit 613, 163, 110 und 65 Individuen. *Glomeris hexasticha* und *G. conspersa* waren in B1 stets eudominant. Auch *G. undulata* (nach ökologischen und molekularbiologischen Befunden vermutlich mit *G. conspersa* identisch –SPELDA und HOESS, beide in Vorbereitung) war hier am stärksten vertreten. Die mycetophagen Chordeumatiden (*Craspedosoma rawlinsii* und *Mycogona germanica*) wurden vor allem auf den belassenen Sturmwurfflächen A1 und A2 erfaßt. Das gleiche gilt für *Tachypodoiulus niger*, nach *G. hexasticha* in A1 und A2 die zweithäufigste Diplopodenart. *Allaiulus nitidus* war nur in A1 besonders häufig. Alle anderen Diplopoden waren in A1 und A2 etwa gleich stark vertreten. Der stehende Bestand wurde von keiner Diplopodenart ausgesprochen bevorzugt. Besonders häufig waren hier *G. conspersa*, *J. scandinavicus*, *A. nitidus* und *M. germanica*.

1997 wurden die meisten Individuen auf der belassenen Fläche (unter Holzscheiben) abgesammelt. Auch hier dominierten *T. niger*, *G. hexasticha* und *G. conspersa*. In Stammeklektoren war *T. niger* ebenfalls die weitaus häufigste Art (mit 502 Individuen). An zweiter Position folgte hier aber *C. rawlinsii* (20 Individuen), eine Art, die auch nach anderen Untersuchungen (SPELDA 1996) ganz offensichtlich arboricol ist.

Beim Vergleich der Untersuchungsgebiete und Teilflächen ergab sich (im Mai 1996) folgendes Bild: Die meisten Arten und Individuen wurden bei Langenau, die wenigsten bei Bad Waldsee erfaßt (Tab. 5.3-3). Zwischen den einzelnen Teilflächen bestanden in der Regel gravierende Unterschiede: Am artenreichsten waren bei Langenau und Bebenhausen die belassenen Flächen (A), bei Bad Waldsee dagegen der stehende Bestand (C). Die meisten Individuen wurden bei Langenau auf der belassenen Fläche und den geräumten Teilflächen (B1 und B2) erfaßt.

Tab. 5.3-2: Diplopoda - Arten und Individuenzahlen (1994/1995/1996) in Fangrinnen bei Langenau.

	A1	A2	B1	C	Σ
<i>Glomeris hexasticha</i>	6/35/82	5/27/102	49/150/197	1/7/3	61/219/384
<i>Glomeris conspersa</i>	6/15/12	11/22/18	90/130/137	13/26/18	120/193/185
<i>Tachypodoiulus niger</i>	7/42/57	3/41/63	0/2/8	1/1/0	11/86/128
<i>Julus scandinavicus</i>	3/14/11	1/6/21	13/25/23	6/11/21	23/56/76
<i>Mycogona germanica</i>	17/11/41	10/14/26	13/2/9	10/2/8	50/29/84
<i>Allajulus nitidus</i>	20/26/12	6/9/14	8/9/10	6/12/5	40/56/41
<i>Glomeris undulata</i>	2/0/7	0/2/2	14/17/19	2/4/5	18/23/33
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>	4/13/3	6/7/20	1/2/3	0/1/5	11/23/31
<i>alemannicum</i>					
<i>Polydesmus denticulatus</i>	4/3/4	0/1/1	30/15/2	1/2/0	35/21/7
<i>Leptoiulus simplex glacialis</i>	7/11/11	5/8/8	2/1/1	0/5/1	14/25/21
<i>Polydesmus testaceus</i>	3/2/16	2/15/8			5/17/24
<i>Unciger foetidus</i>			0/2/0	0/2/3	0/4/3
<i>Enantiulus nanus</i>		0/0/1	0/1/0		0/1/1
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>		0/2/0			0/2/0
Julini (Jungtiere)	1/7/1	1/2/3	0/5/3	0/0/2	2/14/9
<i>Polydesmus sp.</i> (Jungtiere)			0/1/0		0/1/0
Arten	11/10/11	9/12/12	9/12/10	8/11/9	11/14/13
Individuen	80/179/257	50/156/287	220/362/412	40/73/71	390/770/1027

Die meisten Diplopoden stellen hohe Ansprüche an Bodenfeuchte, Temperatur und eine deckungsreiche Vegetation und Streuschicht. Ihre Ernährungsweise ist entweder mycetophag, oder sie bevorzugen weiche, durchfeuchtete Blätter mit hohem N-Gehalt und geringem Gerbsäureanteil (DUNGER 1958). Diese Bedingungen sind auf Sturmwurfllächen in reicherm Maße gegeben als in Fichtenforsten mit schwach entwickelter Kraut- und Strauchschicht und schwer aufschließbarer Nadelstreu. Das erklärt, weshalb die Diplopodenzönose auf den Sturmwurfllächen von Langenau und Bebenhausen in der Regel arten- und individuenreicher ist als in den stehenden Beständen und weshalb der Individuenreichtum bei zunehmender Entwicklung einer arten- und deckungsreichen Vegetation von Jahr zu Jahr noch zunimmt. WERMELINGER et al. (1995) berichten aus der Schweiz allerdings von ausgeglicheneren Zahlen (im Artenspektrum). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Sturmwurfllächen sind vermutlich vor allem auf lokale Unterschiede in den abiotischen Bedingungen zurückzuführen. Das schwache Auftreten der Diplopoden bei Bad Waldsee (auf allen Teilflächen) dürfte mit der hohen Staunässe dieses Gebietes in Zusammenhang stehen. Manche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten sind sicherlich auch historisch-geographisch bedingt. Das gilt z. B. für das Vorkommen der alpin/präalpin verbreiteten Arten *Cylindroiulus meinerti* (Julidae) und *Ochogona caroli* (Craspedosomatidae) bei Bad Waldsee und ihr Fehlen bei Langenau und Bebenhausen (Tab. 5.3-3 und Tab. 2 - Anhang).

Tab. 5.3-3: Diplopoda - Arten und Individuenzahlen (Mai 1996) in Barberfallen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

	Langenau				Bebenhausen				Bad Waldsee			
	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C
<i>Tachypodoiulus niger</i>	465	165	43		4				1			2
<i>Julus scandinavicus</i>	37	53	180	31	35	13	75	9	8	28	7	7
<i>Mycogona germanica</i>	2	2	11	4	22	2	62	3				
<i>Leptoiulus simplex glacialis</i>	21	49	17		6					3		
<i>Cylindroiulus meinerti</i>									12	28	28	24
<i>Glomeris connexa</i>					34				4	1	16	2
<i>Glomeris conspersa</i>	3	3	1	7	15	3	4	10			1	1
<i>Polydesmus denticulatus</i>	1	1	3		3	2	6					1
<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i>	4	1	3		4	2	3					
<i>Glomeris hexasticha</i>	10	3										
<i>Glomeris undulata</i>	1			1	1		3	2			2	1
<i>Polyxenus lagurus</i>	1						6		1			
<i>Allajulus nitidus</i>	1				5							1
<i>Craspedosoma rawlinsii X germanicum</i>									2	3		
<i>Enantiulus nanus</i>		2										
<i>Proteroiulus fuscus</i>	1				1							
<i>Nemasoma varicorne</i>	1											
<i>Polydesmus testaceus</i>	1											
<i>Glomeris sp</i> (Jungtiere)								1			2	
<i>Julini</i> (Jungtiere)	4	78	33		4		15	1	1			
<i>Polydesmus sp.</i> (Jungtiere)			2								1	1
Arten	14	9	7	4	11	5	7	4	6	5	6	8
Individuen	553	357	293	43	134	22	174	26	29	73	57	40

### 5.3.3 Isopoda (Asseln)

#### Kennzeichnung der Gruppe

Die Isopoda sind eine der artenreichsten Gruppen der Crustaceae (Krebse) und in allen Lebensräumen weit verbreitet. Zahlreiche Arten sind echte Bewohner des festen Landes. Viele von ihnen tragen hier neben den stets vorhandenen Kiemen spezielle Luftatmungsorgane. Auffallend sind an ihrem dorsoventral abgeplatteten Körper vor allem die 7 völlig gleichartig gebauten Laufbeinpaare (Name!). Die einheimischen Arten sind 2 bis 20 mm lang.

Alle Landasseln fressen vorwiegend abgestorbene Pflanzenteile. Dabei sind sie durch einen geringen Spezialisierungsgrad ausgezeichnet. Ihre Bedeutung als wichtige Destruenten besteht vor allem in der Grobzerkleinerung des Bestandesabfalls. Daneben bevorzugen sie aber auch eindeutig stärker zersetzte Kost (DUNGER 1983) (Arbeitsmethoden s. Kap. 5.4.1).

#### Ergebnisse und Diskussion

In Baden-Württemberg leben etwa 25 Isopodenarten. Auf den Versuchsflächen von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden 9 Spezies nachgewiesen (Tab. 3 - Anhang).

Bei Langenau wurden mit Lebendfallen (1994-1996) 7 Spezies mit 137 Individuen erfaßt, die meisten auf den Sturmwurfflächen B1, A1 und A2, nur wenige im stehenden Bestand C (Tab. 5.3-4). Am häufigsten waren die montane Waldart *T. ratzeburgii* in A und der Ubiquist *T. rathkii* in B1. Wie bei den Diplopoden so nahmen auch bei den Isopoden die Fangzahlen auf allen Windwurfflächen bis 1996 kontinuierlich zu, bei *T. ratzeburgii* nur in A1 und A2, bei *T. rathkii* und *T. conspersum* nur in B1. Im Laufe der Jahre wurden die Unterschiede von Arten- und Individuenzahlen zwischen der belassenen Fläche A und den übrigen Flächen immer deutlicher. Beim Vergleich der Untersuchungsgebiete und Teilflächen (mit Barberfallen) ergab sich im Mai 1996: Die meisten Arten und Individuen wurden bei Bad Waldsee, mit großem Abstand die wenigsten bei Langenau erfaßt (Tab. 5.3-5). Am häufigsten waren die Isopoden überall auf den belassenen Flächen A, am seltensten (bzw. völlig fehlend) auf den geräumten Flächen B und in den stehenden Beständen C. Auf den Versuchsf lächen von Bad Waldsee und Bebenhausen dominierten überall *L. hypnorum* und *T. pusillus*. Bei Langenau fehlte *L. hypnorum* fast völlig. Am häufigsten waren hier (nur in A) *T. pusillus* und *T. ratzeburgii*. In den Bodenproben wurden nur wenige Individuen erfaßt. Die gravierendsten Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten wurden aber auch hier deutlich. *A. pictum* und *A. pulchellum* traten nur in Bebenhausen, *A. vulgare* (in Barberfallen) nur in Langenau auf.

Tab. 5.3-4: Isopoda, Oniscoidea - Arten und Individuenzahlen (1994/1995/1996) in Fanggründen bei Langenau.

	A1	A2	B1	C	Σ
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	3/5/15	2/11/15	7/6/2	3/1/1	15/23/33
<i>Trachelipus rathkii</i>	0/2/1	1/2/1	2/8/9		3/12/11
<i>Trichoniscus pusillus</i>	0/0/10	0/1/3	0/1/2		0/2/15
<i>Porcellium conspersum</i>	0/1/0	0/1/1	0/1/8	0/1/0	0/4/9
<i>Armadillidium vulgare</i>	0/2/0	0/0/1	1/0/1		1/2/2
<i>Ligidium hypnorum</i>	0/0/1			0/2/0	0/2/1
<i>Oniscus asellus</i>		0/1/0		0/0/1	0/1/1
Arten	1/4/4	2/5/5	3/4/5	1/3/2	3/7/7
Individuen	3/10/27	3/16/21	10/16/22	3/4/2	19/46/72

Landasseln zeigen in Struktur und Funktion vielfältige Übergänge vom Wasser- zum Landleben. Das kommt vor allem in ihrer Respiration zum Ausdruck. So atmen *Trichoniscus pusillus* und *Ligidium hypnorum* z. B. ausschließlich durch Kiemen. Beide Arten sind deshalb auch an ganz besonders feuchte bzw. staunasse Standorte gebunden. Das erklärt auch ihr Vorkommen auf den stark bodenfeuchten Versuchsf lächen von Bad Waldsee und Bebenhausen und ihr fast völliges Fehlen auf den trockeneren Flächen bei Langenau, wo die durch Trachealorgane atmenden *Trachelipus*-Arten häufiger sind. Auf den Sturmwurfflächen von Langenau waren die Isopoden arten- und individuenreicher als im stehenden Bestand vertreten. In den anderen Gebieten waren die Unterschiede weniger stark ausgeprägt. Überall scheinen die belassenen Flächen den Asseln bessere Lebensbedingungen zu bieten als die geräumten Flächen und die stehenden Bestände.

Verantwortlich hierfür dürfte die hohe Strukturvielfalt und der besondere Reichtum an Schlupfwinkeln im spaltenreichen Totholz und in der abgelösten Borke sein. Zudem haben Totholz und Borke auch als Nahrungssubstrat Bedeutung.

Tab. 5.3-5: Isopoda, Oniscoidea - Arten und Individuenzahlen (Mai 1996) in Barberfallen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

	Langenau				Bebenhausen				Bad Waldsee			
	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C
<i>Ligidium hypnorum</i>	1				71	3	20	13	187	14	53	78
<i>Trichoniscus pusillus</i>	10	2			22	10	8	13	17	23	8	31
<i>Porcellium conspersum</i>					2		1	1	3	8	1	3
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	8				1		1	1			3	
<i>Trachelipus rathkii</i>	3											
<i>Armadillidium vulgare</i>	1											
<i>Oniscus asellus</i>								2				
<i>Armadillidium pulchellum</i>						1		1				
Arten	5	1			4	2	5	5	3	3	4	3
Individuen	23	2			96	14	32	29	207	45	65	112

### Zusammenfassung

Bei Langenau wurden deutlich mehr *Gastropoden*arten und -individuen nachgewiesen als bei Bebenhausen und Bad Waldsee. Trotz z.T. bedeutender Häufigkeitsunterschiede lassen sich kaum habitatspezifische Präferenzen ableiten.

*Diplopoden* sind auf den Sturmwurfflächen von Langenau und Bebenhausen mit höheren Arten- und Individuenzahlen vertreten als in den stehenden Beständen. Dieser Befund wird auf Unterschiede von Bodenfeuchte, Bodenchemismus, Temperatur, Deckungsgrad der Vegetation, Strukturvielfalt und der Reichhaltigkeit im Nahrungsangebot zurückgeführt. Am Abbau der toten Pflanzensubstanz sind die *Diplopoden* im hohen Maße beteiligt. Damit tragen sie gemeinsam mit anderen Zersetzern zur Bodenverbesserung im Sinne einer Moder- und Mullhumusbildung und damit zum Gedeih einer neuen Baumgeneration bei.

*Asseln* sind wichtige Zersetzer pflanzlicher Bestandesabfälle und in hohem Maße auch am Endabbau des liegenden (bzw. bodennah stehenden) Sturmholzes beteiligt. Stärker als die meisten *Diplopoden* sind manche Arten an besonders feuchte Standorte gebunden. Im relativ trockenen Untersuchungsgebiet von Langenau waren sie fast ausschließlich auf den Sturmwurfflächen vertreten. Bei Bad Waldsee und Bebenhausen waren vor allem die belassenen Flächen von *Asseln* (insbesondere von *Ligidium hypnorum*) stark besiedelt, was auf die große Menge und Vielfalt an spaltenreichen, nassen Schlupfwinkeln an und in Holz und Borke zurückzuführen sein dürfte.

## 5.4 Makrofauna - Zoophage der Streu und der Bodenoberfläche

von B. Kenter, H. Bellmann, J. Spelda und W. Funke

### 5.4.1 Carabidae (Laufkäfer)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Raubarthropoden der Bodenoberfläche, vor allem Spinnen (Araneae), Hundertfüßer (Chilopoda), Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), stellen als Endglieder von Nahrungsketten wertvolle Indikatoren für die Bewertung von Lebensräumen dar. Das gilt in besonderem Maße für die Carabiden, deren Ansprüche an abiotische und biotische Bedingungen teilweise bereits seit langem gut bekannt sind (BAEHR 1980, DEN BOER et al. 1986, FUNKE 1990, JANS 1987, THIELE 1977, TURIN et al. 1991 u.a.). Auf Veränderungen im Ökosystem reagieren sie oft schnell und auf charakteristische Weise. Auf Grund dieser 'Fähigkeiten' und ihrer einfachen Erfass- und Bestimmbarkeit haben sie seit Jahren für die Beurteilung im Zustand von Ökosystemen immer mehr an Bedeutung gewonnen (BUCK et al. 1992, ROTHMUND et al. 1992, TRAUTNER 1991 u.a.). Auch ihre Stellung als Nützlinge in Forst- und Landwirtschaft steht außer Frage.

Zahlreiche Carabidenarten gelten in ihrem Bestand als mehr oder weniger stark gefährdet. So stehen z.Z. von 403 Spezies in Baden-Württemberg 49 % auf der Roten Liste, 21 % sogar mit dem Gefährdungsgrad 2 (stark gefährdet im gesamten Verbreitungsgebiet). Bei Waldbiotopen, einschließlich Extremstandorten und frühen Entwicklungsstadien der Vegetation beurteilen TRAUTNER und MÜLLER-MOTZFELD (1995) 83 der hier lebenden Arten (51 %) als gefährdet. Offene Stellen in geschlossenen Wäldern, entstanden durch altersbedingte Bestandesauflassungen oder durch Sturmwurf, sind für derartige Spezies also stets äußerst wertvolle Entwicklungszentren. In natürlichen Wäldern sind solche Bereiche in unterschiedlichen Altersstufen stets vorhanden. „Generell profitieren die Käfer (epigäische und pflanzenbewohnende) von Maßnahmen, welche im Gegensatz zu der herrschenden Vereinheitlichung der abiotischen und biotischen Faktoren auf den meisten (Nutz-)Flächen zu einer größeren standörtlichen und strukturellen Vielfalt der Landschaft führen" (JEDICKE 1997). Das zeigte sich bei den vorliegenden Untersuchungen auch beim Vergleich nicht geräumter und geräumter Sturmwurfflächen mit benachbarten stehenden Beständen.

*Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

Die Raubarthropoden der Bodenoberfläche (Carabidae, Staphylinidae, Araneae, Chilopoda) wurden gemeinsam mit den großen Zersetzern von Streu und Bodenoberfläche (Diplopoda, Isopoda) mit Bodenfallen erfaßt. Die Ergebnisse informieren über Artenspektren und Aktivitätsdichte (= Zahl der Individuen/Art, die innerhalb einer bestimmten Zeit beim Laufen auf der Bodenoberfläche in Bodenfallen definierter Größe gelangen).

Bei Langenau wurde zwischen 1991 und 1996 mit Lebendfallen (Fangrinnen) gearbeitet, zunächst nur auf der belassenen Fläche A (auf Teilfläche A1 und A2) und im stehenden Bestand C, ab 1994 zusätzlich auch auf der geräumten Fläche B. Die Lebendfänge galten vor allem der Schonung der großen Carabidenarten vor schwerwiegenden Verlusten an Individuen. Die gefangenen Laufkäfer wurden i.d.R. lebend bestimmt und anschließend im weiteren Umkreis der Fallen (ca. 30 m) wieder freigelassen. Kleine, makroskopisch nicht eindeutig bestimmbare Individuen wurden ebenso wie alle anderen o.g. Gruppen zur einwandfreien Determination in Alkohol konserviert.

Die Lebendfallen bestanden aus je zwei ebenerdig eingegrabenen Fangrinnen (Länge 1 m, Breite 8 cm, Tiefe 5 cm) mit einer runden Fangschale (Ø 28 cm, Tiefe 10 cm) in der Mitte. Zum Schutz vor größeren Prädatoren (Vögeln, Säugetieren) waren sie mit einem Metallgitter (Maschenweite 1 cm) abgedeckt. Als Unterschlupf und Fraßschutz diente den gefangenen Tieren eine etwa 3 cm hohe Schicht aus angefeuchteten Sägespänen, die bei jeder Leerung erneuert wurden. Die Fangschalen waren mit einem ca. 15 cm hohen Fiberglasstreifen ringförmig umgrenzt. Damit sollte die Flucht flug- und kletterfähiger Arten weitgehend unterbunden werden. Zum Schutz vor Niederschlägen wurden Fangrinnen und -schalen mit Fiberglasstreifen und -platten abgedeckt.

Die Fallen waren im Jahr 1991 zwischen 19.08. und 28.10., 1992 bis 1996 jeweils zwischen Anfang April und Ende November in Betrieb. Zweimal pro Woche wurden sie geleert.

Ab 1994 waren in den Untersuchungsgebieten auch normale Barberfallen (Gläser mit einem Öffnungsdurchmesser von 5,5 cm) im Einsatz. Die Fallen waren zum Totfang mit kaltgesättigter Pikrinsäure ca. 7 cm hoch gefüllt. 1994 und 1995 wurde auf den nicht geräumten Flächen A bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee über mehrere Wochen (04.05. bis 14.07.94, 19.04. bis 13.07.95) ebenfalls mit je 10 Barberfallen gearbeitet. 1996 wurden in den drei Untersuchungsgebieten auf den Teilflächen A1, A2, B1, B2 und C1, bei Bebenhausen auch in C2 über den Monat Mai Totfallen mit 2 m langen Leitschienen aus Fiberglas (Fangglas auf beiden Seiten der Schiene in der Mitte) eingesetzt.

Ein Kriterium für den Reifegrad von Wäldern (bzgl. einer forstlichen Nutzung) ist nach SZYSZKO (1990) die mittlere individuelle Biomasse der Carabiden. Zu ihrer Bestimmung wurden von nahezu allen Arten zahlreiche Individuen lebend gewogen. Die Mittelwerte von je 10 Weibchen und 10 Männchen wurden für die weitere Berechnung eingesetzt. Bei Arten, die nur vereinzelt auftraten, mußte auf Literaturdaten (SZYSZKO 1990) zurückgegriffen werden.

### Ergebnisse

Zwischen 1991 und 1996 wurden in den Lebendfallen bei Langenau 15.254 Individuen aus 74 Arten erfaßt (Tab. 4 - Anhang). Die höchste Aktivitätsdichte war, abgesehen von 1992 im stehenden Bestand zu beobachten (Tab. 5.4-1). Auf allen Teilflächen gingen die Individuenzahlen allerdings stark zurück, in A1 und A2 sogar auf nur 5 bzw. 6 % des Ausgangswertes von 1992. Der Anstieg der Aktivitätsdichte in C im Jahr 1994 war vor allem auf zwei Arten (*P. oblongopunctatus* und *P. burmeisteri*) zurückzuführen. Beide fielen bis 1996 aber wieder auf das Niveau von 1992 zurück (Tab. 5.4-2).

Tab. 5.4-1: Carabidae - Aktivitätsdichte und Artenzahlen (in Klammern) bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Fläche	A1	A2	B	C
1992	859 (46)	1559 (49)		1152 (25)
1993	396 (36)	1073 (40)		1315 (24)
1994	215 (29)	619 (37)	783 (43)	2602 (27)
1995	103 (20)	344 (37)	434 (36)	1556 (28)
1996	43 (9)	95 (22)	312 (45)	728 (26)

Auf den Sturmwurfflächen wurden besonders zu Beginn der Untersuchungen stets mehr Spezies erfaßt als im stehenden Bestand. Erst mit dem geradezu dramatischen Rückgang der Fangzahlen (in A1 und A2) nahmen auch die Artenzahlen entscheidend ab. Im Wald blieben sie dagegen während der gesamten Untersuchungsperiode weitgehend konstant (Tab. 5.4-1).

Der Anteil der Waldarten lag im stehenden Bestand C in allen Jahren stets über 90 % (Abb. 5.4-1). An Standort A1 und A2 dominierten zunächst die Freiflächenarten (bei A1 nur 1992, bei A2 bis 1995). Danach traten die Waldarten in den Vordergrund. Auf der nur spärlich bewachsenen Teilfläche A2 und auf der Fläche B, wo die Krautschicht mehrfach gemäht worden war, ging diese Entwicklung langsamer voran als auf Teilfläche A1. Hier waren 1996 die Waldarten fast genau so vorherrschend wie im Vergleichswald. In der Dominanzstruktur der

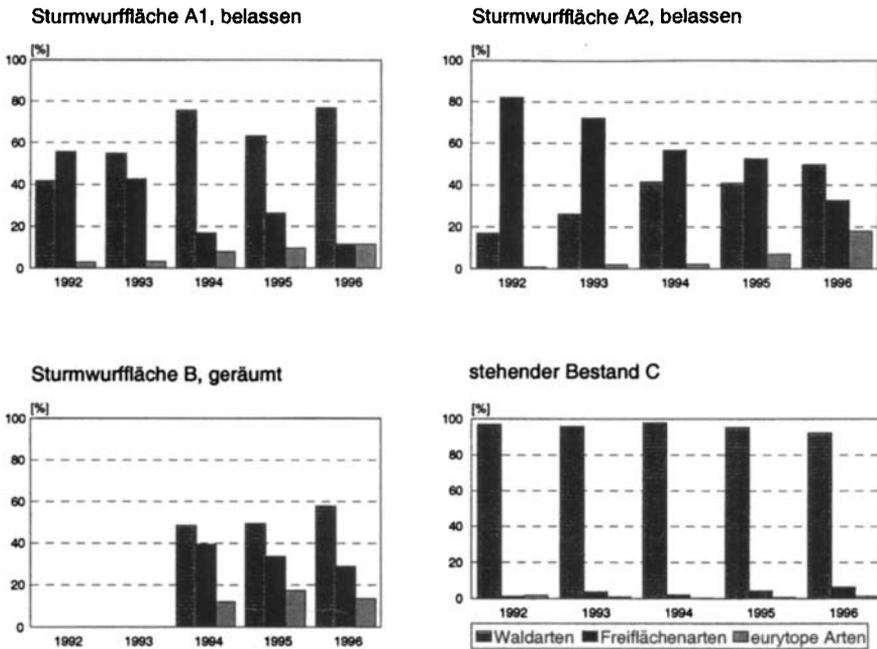


Abb. 5.4-1: Carabidae - Anteil der Wald- und Freiflächenarten sowie der eurytopen Arten bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Zönosen zeigten sich z.T. gravierende Unterschiede. Auf den Sturmwurfflächen dominierten zunächst die Freiflächenarten *B. lampros*, *P. versicolor* und *Amara sp.* (hauptsächlich repräsentiert durch *A. curta*). Später traten *A. parallelepipedus* (bes. A1), zeitweise *P. niger* (A1), *M. piceus* (B), vor allem aber *C. auronitens* (A1, A2) in den Vordergrund. Auch im stehenden Bestand kam es zu Veränderungen. *C. hortensis* ging zurück, *T. nitens* und *A. parallelepipedus* nahmen anteilmäßig deutlich zu. Das gleiche war 1994 auch bei *P. oblongopunctatus* und *P. burmeisteri* zu beobachten (Tab. 5.4-2).

Die Populationen einiger Arten entwickeln sich in unterschiedlichen Lebensräumen verschieden, wie das Beispiel der Waldart *Carabus auronitens* und der Freiflächenart *Bembidion lampros* zeigt (Abb. 5.4-2): Während auf Teilfläche A1 die beiden Arten bereits 1993 annähernd gleich häufig waren, wurde dieser Zustand auf der offenen Teilfläche A2 erst 1996 erreicht (Abb. 5.4-2).

Tab. 5.4-2: Carabidae - Dominanzstruktur nach Anteilen (%) am Gesamtfang eines Jahres auf Sturmwurfflächen und im stehenden Bestand bei Langenau (nur Arten mit Anteilen von > 5 % zu mindestens einem Termin, auf wenigstens einer Teilfläche), Lebendfallenfänge 1992 bis 1996.

	belassen A1					belassen A2					ökol. Präferenz	
	1992	1993	1994	1995	1996	1995	1993	1994	1995	1996		
P. oblongop.	6,6	5,6	0,9	2,9	-	2,8	3,7	3,9	2,9	-	Waldarten	
P. burmeisteri	9,1	9,3	9,3	4,9	-	3,5	6,7	9,7	5,8	3,2		
C. auronitens	5,4	<b>11,1</b>	<b>24,7</b>	<b>35,9</b>	<b>41,9</b>	1,6	3,5	7,1	<b>12,5</b>	<b>15,8</b>		
C. hortensis	3,1	4,8	5,1	2,9	-	1,2	2,7	3,1	1,2	3,2		
A. parallelep.	6,4	6,6	<b>12,6</b>	6,8	<b>23,3</b>	2,2	2,8	6,8	6,4	8,4		
P. niger	0,6	3,0	<b>10,2</b>	1,9	9,3	1,0	1,1	3,4	2,9	4,2		
T. nitens	3,7	4,8	2,8	-	-	2,4	1,8	0,6	0,9	4,2		
M. piceus	1,0	1,8	1,9	3,9	-	0,6	0,7	2,3	3,5	7,4		
P. strenuus	1,4	2,0	2,8	3,9	7,0	0,7	1,4	1,1	3,2	9,5		eurytope Arten
C. coriaceus	1,4	1,0	4,7	5,8	4,7	0,2	0,6	0,8	1,5	3,2		
B. lacertosus	-	-	0,5	-	-	-	-	0,3	2,3	5,3	Freiflächenarten	
N. palustris	0,5	1,5	2,3	1,9	-	0,4	0,5	0,6	7,0	6,3		
S. pumicatus	0,5	2,8	2,8	6,8	7,0	0,8	0,8	4,4	5,5	3,2		
B. harpalinus	3,4	4,5	3,7	9,7	-	3,8	5,3	8,9	4,4	1,1		
A. sp.	8,8	<b>10,7</b>	1,0	2,0	-	<b>10,5</b>	<b>11,0</b>	5,9	5,9	5,3		
C. nemoralis	9,3	6,1	1,9	1,0	-	3,2	3,7	2,6	0,6	-		
P. versicolor	<b>12,5</b>	3,3	0,9	3,9	-	<b>19,5</b>	<b>16,2</b>	8,1	6,4	7,4		
B. lampros	<b>12,1</b>	8,3	2,3	-	-	<b>37,0</b>	<b>27,3</b>	<b>20,2</b>	<b>18,3</b>	5,3		

	geräumt B			stehender Bestand C						
	1994	1995	1996	1992	1993	1994	1995	1996		
P. oblongop.	2,6	2,1	0,3	<b>17,4</b>	<b>28,7</b>	<b>33,4</b>	<b>32,9</b>	<b>24,0</b>	Waldarten	
P. burmeisteri	2,7	6,0	4,8	<b>12,1</b>	<b>15,7</b>	<b>30,9</b>	<b>17,9</b>	7,4		
C. auronitens	6,1	8,3	9,0	3,2	9,9	4,8	5,7	8,8		
C. hortensis	3,8	0,5	1,0	<b>10,7</b>	<b>16,1</b>	7,4	2,6	3,4		
A. parallelep.	<b>10,2</b>	8,1	8,7	<b>11,0</b>	8,6	9,6	<b>17,5</b>	<b>13,5</b>		
P. niger	2,7	2,5	6,7	1,1	2,5	1,9	0,8	0,5		
T. nitens	5,7	6,7	7,7	6,7	6,5	6,6	<b>11,6</b>	<b>27,6</b>		
M. piceus	6,1	6,9	<b>10,6</b>	0,3	0,4	0,1	-	0,3		
P. strenuus	5,5	7,8	6,4	0,9	0,7	-	0,3	0,3		eurytope Arten
C. coriaceus	2,0	3,7	1,6	0,4	0,2	0,2	0,3	1,1		
B. lacertosus	4,1	5,3	5,4	-	-	-	-	-	Freiflächenarten	
N. palustris	4,1	5,1	1,9	-	-	-	-	-		
S. pumicatus	0,1	0,9	1,3	0,1	-	-	0,1	0,8		
B. harpalinus	0,3	1,8	-	-	-	-	0,1	-		
A. sp.	<b>12,4</b>	7,0	7,9	-	0,2	-	-	-		
C. nemoralis	1,5	2,3	2,9	0,3	1,7	1,2	2,8	3,3		
P. versicolor	<b>12,6</b>	9,0	6,7	-	-	-	-	0,1		
B. lampros	5,6	3,9	2,6	0,1	0,7	0,1	0,1	0,1		

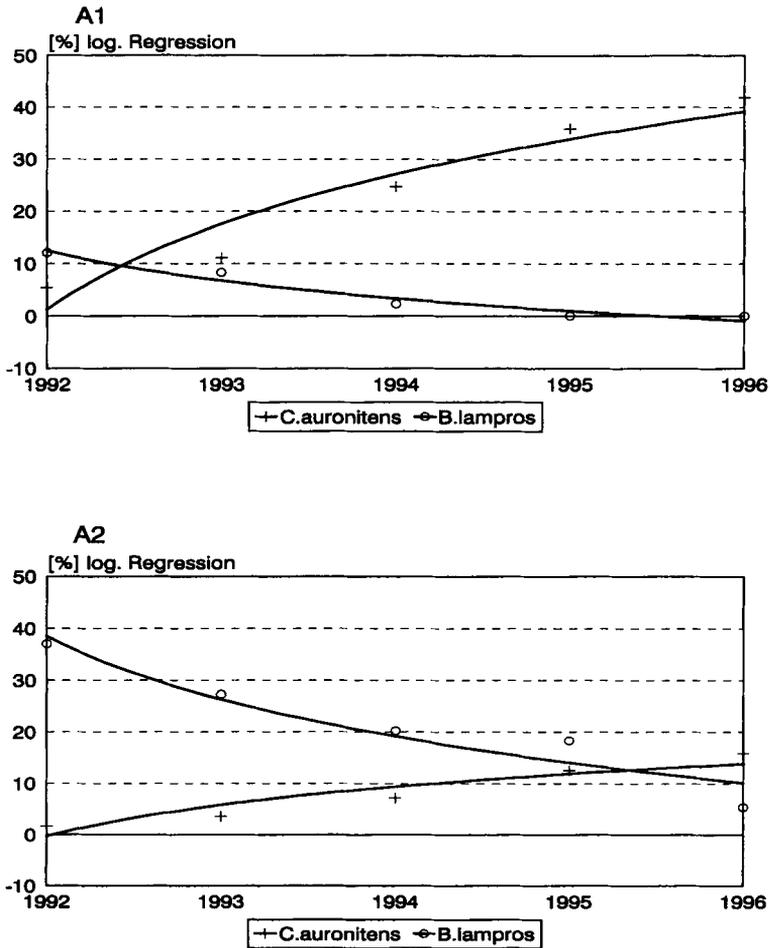


Abb. 5.4-2: *C. auronitens* (Waldart) und *B. lampros* (Freiflächenart)- Dominanzverschiebung (logarithmische Regression) auf der nicht geräumten Sturmwurffläche bei Lange- nau, Teilflächen A1 und A2 (Lebendfallenfänge 1992-1996).

Eine interessante Größe für die Beurteilung des forstwirtschaftlichen Reifegrades von Waldöko- systemen ist die mittlere individuelle Biomasse (MIB) der Carabiden nach SZYSZKO (1990). Das MIB-Konzept geht von der Annahme aus, daß das mittlere Individualgewicht dieser Tiere mit dem Alter der Bäume im Wirtschaftswald (in Hinblick auf deren Schlagreife) korreliert ist. In einem Altbestand mit geringen Schwankungen der abiotischen Bedingungen und einem gleich-

bleibend guten Nahrungsangebot für Carabiden leben nach SZYSZKO vorwiegend große Arten, die MIB sei also hoch. In jüngeren Wäldern (untersucht vor allem nach Kahlschlag) sind die abiotischen Bedingungen und das Nahrungsangebot ständigen Schwankungen unterworfen. Dies könnten nur kleine Carabidenarten tolerieren, die MIB sei daher niedrig. Mit dem Wachstum der Bäume im Laufe der Jahre und damit zunehmend stabileren abiotischen Bedingungen nähme die MIB kontinuierlich zu.

Auf der Sturmwurffläche von Langenau konnte diese Entwicklung nur teilweise nachgewiesen werden (Abb. 5.4-3). So nahm die MIB auf den belassenen Flächen bis 1996 tatsächlich stetig zu. Auf der durch Fichtenjungwuchs dichteren Teilfläche A1 war dies deutlicher als auf der offeneren Teilfläche A2. Am geräumten und mehrfach durch forstliche Maßnahmen gestörten Bestand B waren bis 1996 noch keine Veränderungen festzustellen. Nicht in das von SZYSZKO entwickelte Bild paßt die MIB im stehenden Bestand C. Die Werte waren hier stets niedriger als in den letzten Jahren in A1, und außerdem ging die MIB hier auf Grund der starken Vermehrung zweier kleinerer Arten im Jahr 1994 auf das Niveau der Anfangswerte von A1 bzw. des Endwertes von A2 zurück.

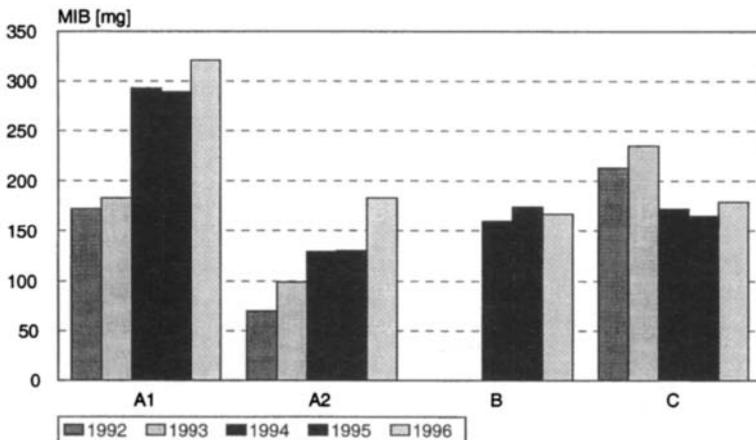


Abb. 5.4-3: Carabidae - Mittlere Individuelle Biomasse (MIB) nach SZYSZKO (1990) auf belassenen und geräumten Flächen (A und B) und im stehenden Bestand C bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Die Unterschiede zwischen den Beständen und ihre Veränderungen im Laufe der Jahre wurden auch in der Diversität der Carabidenzönosen deutlich. Die höchsten Diversitätsindices (nach SHANNON/WEAVER 1976) wurden in allen vergleichbaren Jahren (Ausnahme A1 - 1996) für die

Sturmwurfflächen berechnet (Tab. 5.4-3), 1992/93 für Teilfläche A1, 1994 bis 1996 für den geräumten Bestand B. Die Zönosen waren hier nach Arten- und Individuenzahlen also besonders ausgeglichen. Auf der Teilfläche A1 ging bei zunehmendem Ungleichgewicht der Arten/Individuen-Relation die Diversität immer mehr zurück. Auf den Teilflächen A2 und B blieb sie auf hohem Niveau weitgehend konstant. Auf wesentlich niedrigerem Niveau war dies ebenfalls im stehenden Bestand C zu beobachten.

Tab. 5.4-3: Carabidae - Diversität ( $H_s$ ) und Evenness (E; in Klammern) bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Fläche	A1	A2	B	C
1992	<b>3,01 (0,78)</b>	2,40 (0,62)		2,20 (0,68)
1993	<b>3,07 (0,86)</b>	2,63 (0,69)		2,20 (0,69)
1994	2,70 (0,80)	2,87 (0,80)	<b>3,05 (0,81)</b>	1,83 (0,55)
1995	2,38 (0,80)	2,93 (0,81)	<b>3,10 (0,87)</b>	2,03 (0,61)
1996	1,70 (0,77)	2,84 ( <b>0,92</b> )	<b>3,19 (0,84)</b>	2,17 (0,67)

Die Evenness (nach PIELOU 1974) verknüpft die Gesamtartenzahl mit der maximal möglichen Diversität; es wird also nicht nur die Gesamtartenzahl, sondern vor allem die Gleichverteilung der Arten als Komponente der Diversität berücksichtigt. Die einzige Abweichung der Höchstwerte zwischen Diversität und Evenness wurde 1996 festgestellt. Die höchste Diversität ist auf der Fläche B zu verzeichnen, die höchste Evenness dagegen auf Fläche A2. Im offenen Bereich der belassenen Sturmwurffläche scheint sich eine ausgeglichene Zönose zu etablieren als auf dem geräumten und durch Mahd immer wieder gestörten Teil der Sturmwurffläche.

Vergleich der Untersuchungsgebiete und Teilflächen:

1996 wurden in allen Untersuchungsgebieten alle Flächen, bei Bebenhausen zusätzlich ein Buchenwald (C2) berücksichtigt. Im geräumten Bestand wurde zwischen geräumt, bepflanzt (B1) und geräumt mit Naturverjüngung (B2) unterschieden.

Auf allen Flächen wurden mit Barberfallen insgesamt 2.933 Individuen aus 58 Arten erfaßt (Tab. 4 - Anhang). Die Artenzahlen waren trotz der kurzen Fangzeitintervalle voll vergleichbar mit Werten aus Versuchsflächen in der Schweiz (WERMELINGER et al. 1995). - Die meisten Individuen wurden bei Bebenhausen vor allem auf dem geräumten Windwurf, die wenigsten auf allen Teilflächen bei Bad Waldsee festgestellt. Am artenärmsten waren überall die stehenden Bestände. Bei Bebenhausen gilt dies auch für den Buchenwald.

Viele Carabiden, vor allem von Trocken- oder Feuchtstandorten, gelten in Mitteleuropa in ihrem Bestand als mehr oder weniger stark gefährdet. Da in nicht geräumten Sturmwurfgebieten bisher

kaum Untersuchungen durchgeführt wurden, war nicht vor auszusehen, in welchem Ausmaß diese Arten vorkommen würden.

Es traten hier, vor allem auf den Sturmwurfflächen (vorwiegend bei Langenau und Bebenhausen) eine Reihe von Arten auf, die in der Roten Liste von Baden-Württemberg in der Kategorie 3 (gefährdet in großen Teilen des einheimischen Verbreitungsgebietes), der Kategorie V (zurückgehend, Arten der Vorwarnliste) oder der Kategorie R (extrem selten) genannt werden (Tab. 5.4-4). Die meisten Spezies wurden nur in einzelnen Exemplaren nachgewiesen. Stellenweise häufig waren lediglich (vor allem bei Langenau) die wärmeliebende Freiflächenart *C. arvensis* und die flugfähige, ebenfalls auf Freiflächen vorkommende Art *Amara curta*.

Tab. 5.4-4: Rote-Liste-Arten der drei Untersuchungsgebiete.

Art	Gebiet	Fläche	Jahr	Anzahl	Kat.
<i>Acupalpus dubius</i>	Bebenhausen	B1	1996	1	3
<i>Agonum gracile</i>	Bebenhausen	A	1996	1	3
<i>Amara apricaria</i>	Langenau	A1,A2,B	1991-1996	17/17/2	V
<i>Amara cursitans</i>	Langenau	A1,A2	1992	3/1	3
<i>Amara curta</i>	Langenau, Bebenhausen	A1,A2,C	1991-1996	81/255/21	V
<i>Amara municipalis</i>	Langenau	A1,A2	1991/1992	2/3	3
<i>Carabus arvensis</i>	Langenau, Bebenhausen	A1,A2,B1,B2 C	1991-1996	70/68/113/38 /15	3
<i>Carabus cancellatus</i>	Langenau	A1,A2	1991-1993	2/1	V
<i>Carabus glabratus</i>	Bad Waldsee	A	1994	1	3
<i>Carabus irregularis</i>	Langenau	C	1995/96	2	3
<i>Carabus monilis</i>	Langenau	A1,B	1991/1994	1/1	V
<i>Leistus piceus</i>	Langenau	A2,C	1991	4/1	R
<i>Pterostichus aethiops</i>	Bebenhausen, Bad Waldsee	A1,B1,B2,C2	1994-1996	8/3/10/2	V

### Diskussion

Bei Langenau wurden zwischen 1992 und 1996 auf den Sturmwurfflächen mit Lebendfallen insgesamt 73 Arten erfaßt. Im stehenden Bestand waren es nur 34 Spezies. Die hohe Artenzahl im Sturmwurfgebiet korreliert in hohem Maße mit der Strukturvielfalt der Bodenoberfläche und deren kontinuierlichen Veränderungen in der Entwicklung von Vegetation und kleinklimatischen Bedingungen. Nach dem Sturmwurf von 1990 war das gesamte Gelände in vielfältiger Weise mosaikartig strukturiert. Auf der belassenen Fläche waren durch die gefallenen, z.T. übereinanderliegenden Bäume oder durch inselartige Konzentrationen von Jungfichten teilweise stark gedeckte Stellen entstanden. Daneben gab es unterschiedlich offene Stellen mit schwach entwickelter oder z.T. sogar ganz fehlender Krautschicht. Bei den Carabiden müssen die Wald-

arten schon 1990 stark zurückgegangen sein; auch 1992 waren sie nur in geringen Zahlen vertreten. Die Freiflächenarten dürften die offenen Teilflächen schon 1990 besiedelt haben; auf jeden Fall traten sie bis zum Frühjahr 1992 immer stärker in den Vordergrund. Mit dem zunehmenden Deckungsgrad der Vegetation wurden die Waldarten schon ab 1993 wieder häufiger. Diese Entwicklung setzte sich auf allen Sturmwurfflächen, auch auf der geräumten, aber durch eine Krautschicht in zunehmendem Maße gedeckten Fläche B fort. Der gesamte Prozeß geht allerdings gleichlaufend mit Veränderungen der bestandesklimatischen Bedingungen nur langsam voran. Die Freiflächenarten nahmen zwar sehr schnell ab, die Waldarten traten aber erst allmählich wieder an ihre Stelle. Daraus folgt: Arten- und Individuenzahlen gehen zurück. Dieser Rückgang wurde auch in Arbeiten, die sich mit Kahlschlägen unterschiedlichen Alters beschäftigten, nachgewiesen (LEITINGER-MICOLETZKY 1940, NIEMELÄ 1993). Ihr Wiederanstieg ist erst in einer späteren Entwicklungsphase der Vegetation zu erwarten. Da der Rückgang von Arten- und Individuenzahlen in geringerem Umfang auch im stehenden Bestand zu beobachten war, müssen auch Veränderungen anderer ökologischer Parameter im Spiel sein.

Die lebend gefangenen Carabiden wurden nach der Bestimmung im näheren Umfeld der Fallen wieder freigesetzt. Dennoch könnte es im unmittelbaren Fallenbereich zur Reduktion von Arten und Individuen gekommen sein. Am stärksten betroffen wären davon sicherlich Arten mit geringem Aktionsradius und geringer Populationsdichte, während Arten mit großem Aktionsradius und/oder hoher Populationsdichte relativ weniger beeinflusst sein sollten.

Durch den ständigen Wegfang (besonders seit 1994) aller anderen großen Arthropoden (vor allem von Spinnen, Asseln, Hundertfüßern, Tausendfüßern, Kurzflügelkäfern etc.) dürfte das Nahrungsangebot der Carabiden im Nahbereich der Fallen überall beeinträchtigt worden sein. Auf Arten mit geringem Aktionsradius und niedriger Populationsdichte dürfte sich der Nahrungsmangel besonders negativ ausgewirkt haben.

Der im Vergleich zum stehenden Bestand wesentlich stärkere Rückgang von Arten- und Individuenzahlen, besonders auf den nicht geräumten Flächen, dürfte aber auch noch andere Ursachen haben, die nicht mit der Fangmethode in Zusammenhang stehen. So war die Zahl der Vögel (Brutpaare und Nahrungsgäste), darunter auch die der insektenfressenden Arten, auf der belassenen Fläche wesentlich größer als auf der geräumten Fläche (s. Kap. 5.9). Beim Vergleich mit dem stehenden Bestand dürfte dies noch stärker ins Gewicht fallen. Das gleiche gilt auch für den Einfluß der Kleinsäuger, die auf den Sturmwurfflächen 1996 wesentlich häufiger vertreten waren als im Hochwald (s. Kap. 5.10).

Die oben getroffenen Aussagen über die methodisch bedingten Veränderungen der Carabidenzöosen scheinen sich u.U. auch in der MIB zu bestätigen. Große Arten mit großem Aktionsradius und hoher Populationsdichte wurden in den Lebendfallen im Laufe der Jahre zunehmend

häufiger und sorgten damit für höhere Werte der MIB. Besonders deutlich war dies auf der Teilfläche A1. Der Rückgang der MIB im stehenden Bestand auf das Niveau von A2 und B scheint der These von SZYSZKO (1990) allerdings zu widersprechen.

Die langjährigen Untersuchungen vor allem bei Langenau zeigen, daß gerade die frühen Stadien der Waldentwicklung einer wesentlich größeren Zahl von Arten Lebensmöglichkeiten bieten als dies im Hochwald, besonders in einem relativ strukturarmen Fichtenforst, der Fall sein kann. Die vorliegenden Ergebnisse geben hiervon ein eindrucksvolles Zeugnis. Dabei zeigte sich auch, daß Sturmwurfflächen, vor allem die nicht geräumten, wertvolle Refugien für bedrohte und seltene Carabidenarten darstellen.

#### 5.4.2 Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)

##### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die Staphyliniden sind mit über 2.000 Spezies in Mitteleuropa eine der artenreichsten Käferfamilien. Der größte Vertreter, *Ocypus olens*, ist über 30 mm lang. Die meisten Arten sind aber wesentlich kleiner (1 bis 5 mm). Unter den kurzen Flügeldecken liegen, in der Ruhe meist kunstvoll zusammengefaltet, die häutigen Hinterflügel, die bei manchen Arten vor dem Flug erst mit Hilfe der Beine oder über Borstenkämme am Hinterleibsende entfaltet werden müssen. Viele Arten sind Bewohner der Bodenoberfläche bzw. der Streuschicht. Hier kommen sie teilweise in hoher Abundanz (Aktivitätsdichte) vor (so z.B. in Fichtenforsten des Solling nach HARTMANN 1973 mit bis zu 540 Ind./m<sup>2</sup>, auf der Schwäbischen Alb nach FUNKE 1986 sogar mit über 1.200 Ind./m<sup>2</sup>). Im Gegensatz zu den meisten Carabiden sind die Staphyliniden in der Mehrzahl tagaktiv (FUNKE 1990). Fast alle Arten sind zoophag und damit in Wäldern auch wichtige Prädatoren von Forstschädlingen (HIEKE 1968). Viele Spezies sind gute Flieger. Mit Fangrinnen und Barberfallen waren sie deshalb weniger gut zu erfassen als die meisten Carabiden. Auf Grund ihrer überall hohen Arten- und Individuenzahlen sollten sie als wichtige Prädatoren bei ökologischen Untersuchungen aber nie außer Acht gelassen werden.

##### *Ergebnisse und Diskussion*

In den drei Untersuchungsgebieten wurden insgesamt 9.296 Individuen aus 156 Arten erfaßt (Tab. 5 - Anhang). In den Lebendfängen bei Langenau waren es zwischen 1991 und 1996 5.845 Individuen aus 110 Arten. Die meisten Individuen kamen auf der geräumten Fläche (B) und im stehenden Bestand (C) vor, die meisten Arten in A2 und B (Tab. 5.4-5). Zwischen 1993 und 1996 gingen die Individuenzahlen überall stark (um 57 - 75 %) zurück.

Das Artenspektrum variierte zwischen den einzelnen Beständen nur wenig. In der Dominanzstruktur bestanden jedoch größere Unterschiede. Am häufigsten waren überall *X. tricolor*, *X. laevigatus*, *A. fungi* und *T. elongatus*. 1993 war *T. elongatus* in C mit 71,3 % die einzige eudominante Art. In A2 war *R. validiuscula* (eine thermophile Freiflächenart) bis 1995 eudominant. 1996 waren in A1 und B nur noch *X. tricolor* und *X. laevigatus* häufig, in A2 kam *A. ruficornis* hinzu. In C waren auch *O. punctulatus*, *O. myrmecophilus* und *A. fungi* nicht selten.

Tab. 5.4-5: Staphylinidae - Aktivitätsdichte und Artenzahlen (in Klammern) bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Fläche	A1	A2	B	C
1992	218 (29)	230 (34)		221 (25)
1993	256 (34)	304 (37)		828 (25)
1994	286 (32)	311 (43)	711 (53)	617 (34)
1995	117 (24)	296 (33)	411 (35)	296 (22)
1996	54 (18)	132 (37)	255 (39)	206 (21)

Die Diversität der Staphylinidengesellschaften war im stehenden Bestand stets geringer als auf den Sturmwurfflächen. Die Indices (SHANNON/WEAVER 1976) variierten zwischen 1992 und 1996 überall i.d.R. nur um 10 - 20 % (Tab. 5.4-6). Der niedrige Wert im Jahr 1993 in C ist auf die hohe Dominanz von *T. elongatus* (s.o.) zurückzuführen.

Tab. 5.4-6: Staphylinidae - Diversität ( $H_S$ ) der Zönosen bei Langenau (Lebendfallenfänge 1992 bis 1996).

Fläche	A1	A2	B	C
1992	2,44	2,81		2,06
1993	2,80	2,69		1,24
1994	2,67	2,95	3,00	2,38
1995	2,39	2,85	2,77	2,23
1996	2,36	2,94	2,52	2,33

In den Totfallen wurden von 1994 bis 1996 3.451 Individuen aus 110 Arten erfaßt. Im Vergleich zu den Lebendfallen wurden bei Langenau 19 Arten, bei Bebenhausen 21 und bei Bad Waldsee 19 Arten neu nachgewiesen. Am artenreichsten war 1994/95 Langenau, 1996 Bebenhausen. Die Sturmwurfflächen waren in allen drei Untersuchungsgebieten arten- und individuenreicher als die Vergleichswälder. Das Artenspektrum variierte sehr deutlich. Bei Bebenhausen war stets *S. erythropterus* eudominant, an zweiter Stelle folgte *A. fungi*. Bei Bad Waldsee und Langenau war *A. fungi* die häufigste Art, bei Langenau kam 1996 *T. elongatus* hinzu.

Die meisten Arten wurden zwischen 1994 und 1996 mit Totfallen erfaßt; aus den Lebendfallen konnten die flugfähigen Spezies zum Teil wieder entkommen. Viele Individuen dürften hier

auch der Prädation durch andere Raubarthropoden zum Opfer gefallen sein. Arten- und Individuenbestand eines Gebietes können also nicht allein durch Lebendfang ermittelt werden.

Die Abnahme der Arten- und Individuenzahlen ist - wie bei den Carabiden - auf die zunehmende Dichte der Vegetation, die dadurch veränderten kleinklimatischen Bedingungen (s. Kap. 3.3 und 3.7), aber auch auf die Auswirkungen von Großklima und Witterung zurückzuführen. Am arten- und individuenreichsten waren immer die Sturmwurfgebiete, sowohl die nicht geräumten als auch die geräumten Flächen. Die reiche, durch starke Vergrasung feingegliederte Struktur der frühen Vegetationsentwicklung auf den geräumten Flächen bietet manchen Staphyliniden offensichtlich günstigere Entwicklungsmöglichkeiten als es auf den gröber strukturierten, belassenen Flächen oder im stehenden Bestand der Fall ist.

### 5.4.3 Araneae (Spinnen)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

In Waldökosystemen spielen Spinnen als Prädatoren eine wichtige Rolle. Sie treten in allen Straten in großer Individuenzahl auf und sind wichtige Regulatoren für andere Arthropodengruppen, vor allem Insekten. Da die einzelnen Arten sehr unterschiedliche Ansprüche an ihre Habitate stellen, eignen sie sich zudem in besonderer Weise zur Charakterisierung von Lebensräumen.

#### *Versuchsflächen und Arbeitsmethoden*

In der vorliegenden Studie wurden aus dem Untersuchungsgebiet Langenau zunächst lediglich die alkoholfixierten Beifänge aus Lebendfallen auf nicht geräumten und geräumten Flächen und im stehenden Bestand (1991 bis 1996) berücksichtigt (s. Kap. 5.4.1). Anschließend wurden auch die 1994 in den nicht geräumten Beständen von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee gewonnenen Fänge von je 10 Totfallen bearbeitet. Die Bestimmung (ausschließlich der adulten Tiere) erfolgte nach GRIMM (1985, 1986), HEIMER & NENTWIG (1991) und WIEHLE (1956, 1960).

#### *Ergebnisse und Diskussion*

Zwischen 1991 und 1996 wurden in den Lebendfallen bei Langenau insgesamt 1.977 adulte Spinnen aus 69 Arten erfaßt (Tab 6 - Anhang), zwischen 1992 und 1996 die meisten (Arten/Individuen) auf den nicht geräumten Sturmwurfbereichen A1 (43/427) und A2 (49/599), die

wenigsten im stehenden Bestand C (33/418). In A1 und C gingen die Fangzahlen bis 1996 um 87 bzw. 68 % zurück (Tab. 5.4-7). In A2 blieben sie bei starken Schwankungen auf hohem Niveau (Ausnahme 1994) weitgehend konstant. Eine ganz ähnliche Situation scheint auch auf der geräumten Fläche B zu bestehen.

Auf den Sturmwurfflächen dominierte in allen Jahren mit Anteilen von 17 bis 65 % am Gesamtfang die Wolfspinne *Trochosa terricola* (Tab. 5.4-7). Auch die anderen Lycosiden waren hier häufiger als im stehenden Bestand, wo die meisten Arten sogar völlig fehlten. Das gleiche war bei den Glatthauchspinnen, den Gnaphosiden, zu beobachten (Tab. 6 - Anhang). Im stehenden Bestand dominierte die Baldachinspinne *Diplocephalus latifrons*. Auch die anderen Linyphiiden waren hier, von einzelnen Ausnahmen abgesehen, häufiger als im Sturmwurfgebiet. Die Kugelspinne *Robertus lividus* war überall und in allen Jahren anteilmäßig annähernd gleich häufig. Die Trichterspinnen *Coelotes inermis* und *C. terrestris* traten nur zu Beginn der Untersuchungen (vor allem in A1, A2 und C) stärker hervor.

Auf den nicht geräumten Flächen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden 1994 mit Totfallen 1.319 Individuen aus 61 Arten gefangen, die meisten bei Langenau und Bad Waldsee (Tab 6 - Anhang). Bei Langenau waren 8 Spezies in Lebendfallen (aller Flächen), 2 weitere auf den Teilflächen A1 und A2 nicht erfaßt worden. Artenspektren und Dominanzstruktur der Untersuchungsgebiete Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee waren sehr verschieden. Die Flächen Bebenhausen und Bad Waldsee sind im Artenspektrum, die Flächen Langenau und Bad Waldsee in den Dominanzverhältnissen einander ähnlicher als die übrigen. Am häufigsten war überall *Pardosa lugubris* (Lycosidae). An zweiter Position folgten in Langenau *Pardosa riparia* (die in den anderen Gebieten fehlte), in Bebenhausen *Diplocephalus latifrons* (Linyphiidae) und in Bad Waldsee *Zelotes clivicolus* (Gnaphosidae). Auch Diversität und Evenness der Zönosen waren recht verschieden. Die höchsten Indices entfielen jeweils auf die Fläche bei Bad Waldsee (Tab. 5.4-8).

Auf den Sturmwurfflächen von Langenau entwickelten die vorwiegend bodennah lebenden Offenlandarten (Lycosidae, Gnaphosidae) nach dem Sturmereignis von 1990 sehr bald individuenreiche Populationen. Mit dem zunehmenden Deckungsgrad der Vegetation gingen die meisten Arten aber sehr schnell, teilweise schon ab 1993, wieder zurück; manche verschwanden völlig. Bei den tagaktiven, visuell jagenden Arten dürfte dies auf die abnehmende Beleuchtungsstärke am Boden zurückzuführen sein. *Trochosa terricola*, ebenfalls eine Wolfspinne, fügt sich nicht in dieses Schema. Anders als die übrigen Vertreter der Familie ist sie offenbar vorwiegend nachtaktiv und wurde so von den Änderungen der Belichtungsverhältnisse nicht beeinflusst. Für den Rückgang der ebenfalls nachtaktiven Glatthauchspinnen könnten andere Faktoren, etwa der zunehmende Raumwiderstand durch die dichter gewordene Vegetation, verantwortlich sein.

Tab.5.4-7: Araneae - Dominanzstruktur bei Langenau (Angaben in % des Gesamtfanges; nur Arten mit Anteilen >5 % in wenigstens einem Jahr auf wenigstens einer Teilfläche; + Anteil am Gesamtfang < 5 %; - im betreffenden Jahr fehlend; --- auf der Fläche durchgehend fehlend; Lebendfänge 1991 bis 1996).

	A1						A2						B			C					
	91	92	93	94	95	96	91	92	93	94	95	96	94	95	96	91	92	93	94	95	96
<i>Linyphiidae</i>																					
Asthenargus paganus	-	+	-	-	6	-	-	1	-	-	-	-	-	2	1	1	16	7	5	3	2
Centromerus sylvaticus	3	+	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	+	-	4	2	2	-	3	2
Dicymbium tibiale	-	-	1	-	3	-	-	-	1	-	1	1	-	2	1	1	6	2	14	10	27
Diplocephalus latifrons	+	2	3	-	6	-	2	+	1	-	7	2	6	5	2	13	52	49	44	38	25
Erigonella hiemalis	-	1	2	6	3	-	-	2	-	6	6	8	3	3	3	-	1	-	-	8	-
Lepthyphantes alacris	-	-	1	-	-	32	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2	+	3	-	6	8
Lepthyphantes mengei	-	+	-	12	6	7	-	-	-	1	-	2	6	-	2	1	4	-	-	3	2
Micrargus herbigradus	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2	-	-	-	-	2	6	4
Monocephalus fuscipes	-	2	1	3	-	7	-	1	1	-	1	1	-	1	1	2	7	9	9	6	6
<i>Theridiidae</i>																					
Robertus lividus	2	2	2	9	3	11	4	5	5	6	6	2	8	6	5	1	3	8	-	5	4
<i>Lycosidae</i>																					
Alopecosa aculeata	1	8	-	-	-	-	22	1	1	-	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	2
Pardosa lugubris	9	8	2	3	3	-	11	5	2	-	5	3	3	1	1	-	1	-	-	-	-
Pardosa riparia	1	6	4	-	-	-	5	4	-	3	4	-	6	2	4	---	---	---	---	---	---
Trochosa terricola	29	30	41	29	47	18	20	39	65	28	42	65	17	51	52	-	1	2	-	3	8
Xerolycosa nemoralis	2	6	4	6	-	-	11	15	7	8	-	-	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Agelenidae</i>																					
Coelotes inermis	19	2	1	-	-	-	9	3	3	3	1	2	6	-	2	18	6	3	-	2	4
Coelotes terrestris	22	3	1	3	3	-	15	1	-	-	1	-	-	1	1	50	1	3	11	-	6
<i>Gnaphosidae</i>																					
Haplodrassus signifer	-	4	7	3	-	-	-	5	4	8	-	-	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Zelotes clivicolus	1	9	20	6	-	-	-	5	6	6	7	6	17	1	2	1	1	2	-	-	-
Zelotes pusillus	-	-	1	3	3	-	-	-	-	-	2	1	3	2	5	---	---	---	---	---	---
<i>Thomisidae</i>																					
Ozyptila trux	-	2	4	3	-	-	-	1	1	6	-	1	17	4	8	---	---	---	---	---	---
Arten gesamt	16	27	23	16	14	11	17	25	15	18	22	17	14	25	24	12	21	17	12	15	16
Individuen gesamt	86	212	121	34	32	28	55	172	119	36	179	93	36	132	133	89	159	88	57	63	51

Tab. 5.4-8: Diversität ( $H'$  nach SHANNON WEAVER) und Evenness der Spinnen-Zönosen der Sturmwurfflächen Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee - Totfallenfänge.

	Langenau	Bebenhausen	Bad Waldsee
Diversität	2,069	2,339	2,722
Evenness	0,561	0,648	0,748

Die Linyphiiden waren auf den Sturmwurfflächen generell wesentlich schwächer vertreten als im stehenden Bestand. Ihre prozentualen Anteile am Gesamtfang nahmen jedoch im Laufe der Jahre überall deutlich zu (von 9 % 1992 auf teilweise über 60 % 1996). Die meisten der größeren Arten (Unterfamilie Linyphiinae, „eigentliche“ Baldachinspinnen) bauen umfangreiche Netze und leben auf den Sturmflächen vorwiegend in Kraut- und Strauchschicht, gelangen demzufolge nur zufällig auf die Bodenoberfläche (und in die Bodenfallen). Hinzu kommt, daß auch ihnen der hohe Raumwiderstand von Vegetation und Totholz horizontale Wanderungen erschweren dürfte. Im stehenden Bestand ist das völlig anders. Mehrere, vor allem kleinere Arten der Unterfamilie Erigoninae (Zwergspinnen), leben hier zwischen den Moosen; zahlreiche andere sind Kronenbewohner. Unter dem Einfluß von Regen und Wind fallen ständig zahlreiche Individuen zu Boden. Auf der Suche nach Stämmen, über die sie in die Kronen zurückgelangen, legen sie am Boden offensichtlich nicht selten größere Strecken zurück. Dabei gelangen sie teilweise auch in die Bodenfallen.

Die feuchteliebenden, silvicolen Trichterspinnen der Gattung *Coelotes* gingen kurz nach Beginn der Untersuchungen überall deutlich zurück. Die vorwiegend ortssteten Tiere waren im Umfeld der Fallen möglicherweise bereits im ersten Jahr nahezu quantitativ abgefangen worden. In den folgenden Jahren wurden daher - in geringen Zahlen - im wesentlichen nur noch Neusiedler gefangen. Ähnliche Verhältnisse könnten auch bei anderen Spinnenarten sowie bei manchen der übrigen Raubarthropoden der Bodenoberfläche gegeben sein.

Insgesamt gesehen erscheinen die Fangzahlen bei den Lebendfallen recht gering. Wie mehrfach zu beobachten war, wurden während der etwa halbwöchigen Expositionszeiten vor allem kleinere Spinnen regelmäßig von größeren sowie von anderen Prädatoren (z.B. Laufkäfern) gefressen. Andere kletterten nach dem "Sturz" in die Falle an deren Seitenwänden wieder heraus. Totfallen wären für die Erfassung von Artenspektren also viel geeigneter gewesen. Aus dem o.g. Grund (Kap. 5.4.1) waren sie in den Untersuchungsgebieten auf allen Flächen jedoch nur in geringem Umfang eingesetzt worden. So konnten auch nicht alle Arten erfaßt werden. Hierzu wären grundsätzlich noch andere Methoden erforderlich gewesen. Mit Boden- und Baum-Photoelektoren (FUNKE 1971) waren z.B. in einem Fichtenforst des Solling zwischen 1968 und 1975 92 Spezies erfaßt worden (ALBERT 1982). In einem Fichtenbestand in unmittelbarer Nähe der Universität Ulm wurden zwischen 1979 und 1985 allein mit 5 oder 6 Photoelektoren

(Grundfläche je 1 m<sup>2</sup>) 76 Spezies nachgewiesen (HÖFER 1986, zit. in FUNKE 1986). Überall dominierten ebenso wie in der Lebendfalle des stehenden Bestandes bei Langenau die Linyphiden, teilweise mit Anteilen über 80 %. In den Totfallen der nicht geräumten Flächen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee waren sie ähnlich wie in den o.g. Lebendfallen (in den ersten Untersuchungsjahren) schwächer vertreten (bei Langenau mit 17, bei Bad Waldsee mit 27 %). Bei Bebenhausen betrug ihr Anteil allerdings fast 50 %. Lycosiden und Gnaphosiden waren hier schwächer vertreten. Offenbar hat diese Fläche mehr als die anderen waldtypische Strukturen behalten, was auch in hohen Fangzahlen der silvicolen Zwergspinne *Diplocephalus latifrons* zum Ausdruck kommt.

Auf den Sturmwurfflächen wurden mit den genannten Methoden überwiegend allgemein verbreitete Arten nachgewiesen. Zu den bemerkenswerten Arten ist die seltene Zwergspinne *Troxochrus nasutus* zu rechnen (1992 in einem Exemplar in Langenau gefangen), die bei WIEHLE (1960) noch nicht als heimische Art behandelt wird. Erwähnenswert erscheint auch das artenreiche Auftreten der Zwergspinnengattung *Walckenaeria*, die in Langenau mit 5 Arten nachgewiesen wurde. Ihre Männchen zeichnen sich durch z.T. recht bizarre Kopfauswüchse unbekannter Funktion aus, an denen einige, z.T. sogar sämtliche Augen liegen. Interessant durch ihre Lebensweise ist ferner die nicht häufige Wolfspinne *Aulonia albimana* (nachgewiesen in Langenau und Bad Wurzach), die als einzige heimische Vertreterin ihrer Familie Fangnetze herstellt.

### 5.4.4 Chilopoda (Hundertfüßer)

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

Die Chilopoden sind vorwiegend bodenlebende Arthropoden von 10 bis 50, maximal allerdings auch bis zu 265 mm Körperlänge. Die Adulti tragen 15 bis 181 Beinpaare. An der Spitze der großen Kieferfüße (dem ersten Paar der Rumpfextremitäten), die ventral bis vor die Mundöffnung reichen (Name!), münden Giftdrüsen, deren Sekret Beutetiere (Anneliden oder Arthropoden) lähmt und bei einigen subtropischen/tropischen Arten auch dem Menschen gefährlich werden kann. In ihrer räuberischen Lebensweise sind die Chilopoden von ähnlicher Bedeutung wie andere Raubarthropoden der Bodenoberfläche, der Streu oder der oberen Bodenschichten (Araneae, Carabidae, Staphylinidae).

#### *Ergebnisse und Diskussion*

Aus Baden-Württemberg sind 44 Arten bekannt (SPELDA im Druck). Auf den Versuchsflächen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden 24 Spezies nachgewiesen (Arbeitsmethoden s. Kap. 5.4.1), die meisten (21) bei Bebenhausen (Tab. 7 - Anhang). Von den vier in Mittel-

europa verbreiteten Gruppen waren vertreten: die Scolopendromorpha (Skolopender) mit *Cryptops parisi*, die Geophilomorpha (Erdläufer) mit 8 Arten und vor allem die Lithobiomorpha (Steinläufer) mit 15 Arten der Gattung *Lithobius*.

Bei Langenau wurden mit Lebendfallen (1994 bis 1996) 14 Arten mit 453 Individuen erfaßt, auf der geräumten Fläche (B1) und im stehenden Bestand (C) wesentlich mehr als auf der belassenen Fläche (A1, A2) (Tab. 5.4-9): Überall dominierte *L. mutabilis*. Recht häufig war in B1 auch *L. tricuspis*. *S. crassipes*, eine in ihrer Ernährung vor allem auf Diplopoden ausgerichtete Art (mit Leuchtvermögen) wurde nur hier erfaßt.

In Stamm- und Totholzselektoren wurden 1996/97 nur 33 Individuen gefangen. Am häufigsten war jeweils *L. pelidnus*, eine Art, die mehr als andere an die Umgebung von Baumstämmen, die Stammregion und an Totholz gebunden zu sein scheint (SPELDA 1996).

Tab. 5.4-9: Chilopoda - Arten und Individuenzahlen (1994/1995/1996) in Fangrinnen bei Langenau.

	A1	A2	B1	C	Σ
<i>Lithobius mutabilis</i>	6/4/4	7/34/16	52/34/43	22/33/53	87/105/116
<i>Lithobius tricuspis</i>	1/3/0	0/3/1	4/17/5	3/2/3	8/25/9
<i>Lithobius macilentus</i>	1/1/1	3/1/2	1/1/3	3/0/5	8/3/11
<i>Cryptops parisi</i>				0/1/10	0/1/10
<i>Lithobius dentatus</i>	0/1/1		3/1/0	1/2/0	4/4/1
<i>Lithobius muticus</i>		0/0/1	3/1/4		3/1/5
<i>Strigamia crassipes</i>			4/1/2		4/1/2
<i>Lithobius piceus</i>	0/1/1	0/0/1	2/0/2		2/1/3
<i>Lithobius aeruginosus</i>	1/1/0		0/0/2		1/1/2
<i>Lithobius lusitanus valesiacus</i>	0/0/1	0/1/0	0/0/1	0/1/0	0/2/2
<i>Lithobius forficatus</i>	0/1/0		1/1/0		1/2/0
<i>Lithobius pelidnus</i>				2/0/0	2/0/0
<i>Strigamia acuminata</i>	0/0/1		0/0/1		0/0/2
<i>Geophilus electricus</i>	1/0/0				1/0/0
<i>Lithobius</i> sp. (Jungtiere)	0/1/0	2/2/3	9/0/1	2/2/0	13/5/4
Arten	5/7/6	2/4/5	8/7/9	5/5/4	11/11/11
Individuen	10/13/9	12/41/24	79/56/64	33/41/71	134/151/168

Beim Vergleich der Untersuchungsgebiete (nach Barberfallen und Bodenproben) ergaben sich nur geringe Unterschiede (Tab. 5.4-10, 5.4-11). 12 Spezies wurden in allen Gebieten nachgewiesen (Tab. 7 - Anhang), 5 nur in Bebenhausen und Bad Waldsee, drei nur in Bebenhausen und Langenau und zwei nur in Langenau und Bad Waldsee. Drei Arten waren nur in einem Gebiet vertreten. Die meisten Spezies wurden (besonders bei den Bodenproben) in den stehenden Beständen (C) und/oder auf den belassenen Flächen (A) nachgewiesen. Viele wurden nur zufällig (ein- oder zweimal pro Teilfläche) erfaßt. Am häufigsten waren überall die Lithobiiden, *L. mutabilis* vor allem bei Langenau, *L. macilentus* bei Bebenhausen und Bad Waldsee.

Tab. 5.4-10: Chilopoda - Arten und Individuenzahlen (Mai 1996) in Barberfallen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

	Langenau				Bebenhausen				Bad Waldsee			
	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C
<i>Lithobius mutabilis</i>	8	8	8	6	1		4		2	1		
<i>Lithobius forficatus</i>	1					1	8	2		1		1
<i>Lithobius tricuspis</i>		1		1			1	1	2	4	2	
<i>Lithobius lusitanus valesiacus</i>	4	1	1	2	3				1			
<i>Lithobius piceus</i>	1							1	1	2	2	1
<i>Lithobius pygmaeus</i>					1	4	2					
<i>Lithobius macilentus</i>				1	2			1	1		1	
<i>Lithobius crassipes</i>							1	1		1		
<i>Lithobius muticus</i>	1	1										
<i>Lithobius dentatus</i>			1									
<i>Strigamia acuminata</i>				1								
<i>Lithobius sp. (Jungtiere)</i>	5	1	3			1	5	1	1	1		3
Arten	5	4	3	5	4	2	5	5	5	5	3	2
Individuen	20	12	13	13	7	6	21	7	8	10	5	5

Tab 5.4-11: Chilopoda - Arten und Individuenzahlen (1994 bis 1995) in Bodenproben bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee.

	Langenau				Bebenhausen				Bad Waldsee			
	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C	A	B1	B2	C
<i>Lithobius macilentus</i>	1	1		12	11			15	3	1	9	8
<i>Lithobius mutabilis</i>	4	9	9	8	6	6	2	12	1	2	1	1
<i>Strigamia acuminata</i>			2		10	1		4	1	3	7	1
<i>Lithobius tricuspis</i>	1				7		3	2	7		1	6
<i>Necrophloeophagus flavus</i>	5	1	5	2					2	4		6
<i>Geophilus insculptus</i>	1				1			5	1	2	3	8
<i>Lithobius crassipes</i>						4	2			1	2	4
<i>Geophilus studeri</i>	1				4		1	2				
<i>Geophilus electricus</i>	2				2					1		2
<i>Brachygeophilus truncorum</i>						2						4
<i>Lithobius aeruginosus</i>				2						1		2
<i>Schendyla nemorensis</i>					1			1				3
<i>Lithobius curtipes</i>											4	
<i>Lithobius pygmaeus</i>						2		2				
<i>Lithobius forficatus</i>		1				2	1					
<i>Lithobius lusitanus valesiacus</i>						2						
<i>Lithobius piceus</i>								1			1	
<i>Cryptops parisi</i>				1								1
<i>Strigamia crassipes</i>												
<i>Lithobius sp. (Jungtiere)</i>	27	3		6	15	10	4	25	3	1	6	5
Arten	7	4	3	5	8	7	5	9	6	8	9	12
Individuen	42	15	16	31	57	29	13	69	18	16	34	51

Die geringen Unterschiede im Auftreten von Arten und Individuen der Chilopoden auf den verschiedenen Sturmwurfflächen lassen sich kaum interpretieren. Von großer Bedeutung ist bei allen Spezies vor allem eine ausreichende Bodenfeuchte. Die etwas höhere Abundanz (nach Bodenproben) in den stehenden Beständen dürfte unter anderem auf ein spezielles, reiches Nahrungsangebot (vor allem Enchytraeidae) zurückzuführen sein, das von anderen Raubarthropoden wahrscheinlich weniger stark genutzt wird. Entscheidend ist vermutlich auch das feine Lückensystem in der Nadelstreu, das auf den Sturmwurfflächen als Unterschlupf (Lauerjäger!) inzwischen nicht mehr in gleichem Maße verfügbar ist. Die Chilopoden stehen auf der Bodenoberfläche überall in Konkurrenz zu anderen Raubarthropoden. Teilweise fallen sie diesen aber auch selbst als Beute anheim. Dies dürfte in besonderem Maße auch in den Lebendfallen bei Langenau der Fall gewesen sein, wo vor allem auf der belassenen Fläche neben den Chilopoden vorwiegend große Räuber (Spinnen und Carabiden) erfaßt wurden.

### **Zusammenfassung**

Laufkäfer (*Carabidae*) sind in ihren Ansprüchen an Lebensraum und Standortbedingungen eine der am besten untersuchten Tiergruppen. Veränderungen in einem Ökosystem wirken sich schnell und tiefgreifend auf Artenspektrum und Abundanz (Aktivitätsdichte) aus. Das zeigte sich auch auf geräumten und nicht geräumten Sturmwurfflächen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee im Vergleich zu den Kontrollwäldern.

Zu Beginn der Untersuchungen wurden bei Langenau (in Lebend-Bodenfallen) auf den strukturreichen Sturmwurfflächen überall deutlich mehr Arten nachgewiesen als im stehenden strukturärmeren Bestand. Dabei dominierten auf den Sturmwurfflächen zunächst die Freiflächenarten. Mit zunehmendem Deckungsgrad der Vegetation traten die Waldarten immer stärker in den Vordergrund. In der Dominanzstruktur der Zönosen bestanden in allen Jahren aber stets gravierende Unterschiede zum stehenden Bestand. Arten- und Individuenzahlen gingen vor allem auf den belassenen Teilflächen im Laufe der Jahre kontinuierlich zurück. Als Ursache werden Veränderungen der bestandesklimatischen Bedingungen, aber auch mögliche Wegfangeffekte angesehen. Daneben wird auch der Einfluß insectivorer Vögel (vor allem auf der belassenen Fläche) und Kleinsäuger (auf belassener und geräumter Fläche) in Erwägung gezogen. Die mittlere individuelle Biomasse (nach SZYSZKO 1990) erwies sich für die Beurteilung von Sukzessionsflächen als nicht verwertbar.

Rote-Liste-Arten wurden vor allem für Langenau und Bebenhausen registriert.

Von den Kurzflügelkäfern (*Staphylinidae*) wurden in den Untersuchungsgebieten von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee mit Lebend- und Totfallen zwischen 1992 und 1996 weit

über 9.000 Individuen aus 156 Arten erfaßt. Auf den Sturmwurfflächen wurden in allen Untersuchungsgebieten (fast zu allen Zeiten) wesentlich mehr Arten und Individuen gefangen als in den Vergleichswäldern. Die reichhaltigere Struktur dieser Flächen bietet den Staphyliniden ganz offensichtlich besonders günstige Entwicklungsmöglichkeiten (bei qualitativ/quantitativ reichhaltigerem Nahrungsangebot). Auch bei dieser Tiergruppe gingen im Untersuchungsgebiet Langenau die Individuenzahlen auf allen Teilflächen (teilweise auch die Artenzahlen) stark zurück.

Die *Araneae* (Spinnen) besiedeln im Wald alle Straten von den oberen Streuschichten bis in den Kronenraum. Bodenfallenfänge geben deshalb nur ein recht unvollständiges Bild einer Spinnenzönose. In den Untersuchungsgebieten von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden mit Lebendfallen (1991 bis 1996) und Totfallen (nur 1994) rund 3.300 Individuen aus 90 Arten erfaßt. Bei Langenau wurden die meisten Tiere (und Arten) mit Lebendfallen auf der belassenen Fläche gefangen. Nur hier gingen Arten- und Individuenzahlen (wie bei Carabiden und Staphyliniden) im Laufe der Jahre deutlich zurück. Auf den Sturmwurfflächen dominierten überall und in fast allen Jahren die besonders laufaktiven Wolfspinnen (*Lycosidae*), im stehenden Bestand die vorwiegend ortssteten Baldachinspinnen (*Linyphiidae*). Mit dem zunehmenden Deckungsgrad der Vegetation traten auf den Sturmwurfflächen die Baldachinspinnen allmählich immer deutlicher hervor. Die Wolfspinnen gingen zurück. Lediglich eine Art, die nachtaktive *Trochosa terricola*, blieb in hoher Dominanz in allen Jahren präsent.

Die *Chilopoden* waren nach Arten- und Individuenzahlen überall annähernd gleich stark vertreten. Die Artenspektren stimmen in hohem Maße überein. Geringe Unterschiede zwischen Untersuchungsgebieten und Teilflächen werden mit den Ansprüchen an Bodenfeuchte, Substratstruktur, Nahrungsangebot und dem Einfluß anderer Räuber in Zusammenhang gebracht.

## 5.5 Arthropoden der Kraut- und Strauchschicht

von H. Bellmann

Die Arthropodenfauna der Kraut- und Strauchschicht wurde bei etwa 30 meist ein- bis zwei-stündigen Begehungen der Windwurffläche Langenau zwischen Juli 1991 und Juli 1997 untersucht. Schwerpunktmäßig wurden dabei Heuschrecken, Tagfalter, Stechimmen und Spinnen erfaßt.

Bei den **Heuschrecken** war eine schnelle Besiedlung durch Freiflächenarten festzustellen. Flugfähige Arten wie *Chorthippus brunneus* (Brauner Grashüpfer), *C. biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer) und *Omocestus viridulus* (Bunter Grashüpfer) traten bereits 1992 in hoher Dichte auf, ebenso die flugunfähige *Metrioptera roeseli* (Roesels Beißschrecke). Der Grashüpfer *Chrysochraon brachyptera* (Kleine Goldschrecke), ein Bewohner trockener wie feuchter Grasgebiete, wurde 1992 in wenigen Individuen, ab 1993 aber ebenfalls sehr häufig festgestellt. Die beiden letztgenannten, normalerweise kurzflügeligen Heuschreckenarten bilden gelegentlich, vor allem bei hohen Populationsdichten, voll geflügelte Formen aus, die zu einer Ausbreitung über größere Distanzen beitragen. *C. biguttulus* und *O. viridulus*, beides typische Bewohner niedrig bewachsener Graslandschaften, wurden 1997 nicht mehr beobachtet. *M. roeseli* und *C. brachyptera* waren dagegen nach wie vor häufig; beide besiedeln neben kurzrasigen auch langrasige Wiesen. Der ebenfalls 1997 noch häufige *C. brunneus*, ein Bewohner offener Rohböden, begnügt sich mit sehr kleinflächigen, offenen Bereichen; er findet selbst in den nur wenige Quadratmeter großen Freiflächen auf den Wegen noch geeignete Siedlungsflächen. Von den Waldarten unter den Heuschrecken war *Meconema thalassinum* (Eichenschrecke) vertreten. Erwartungsgemäß wurden Waldsaumarten wie *Nemobius sylvestris* (Waldgrille) und *Pholidoptera griseoptera* (Strauchschrecke) während des gesamten Untersuchungszeitraums angetroffen. Die Beobachtungen ähneln insgesamt sehr den Ergebnissen von LAUSSMANN (1993) auf Sturmwurfflächen im Steigerwald.

Bei den **Tagfaltern** war der größte Artenreichtum während der blütenreichen Initialphase (1992 und 1993) festzustellen. Neben Waldsaum- und Waldarten wie *Mesoacidalia aglaja* (Großer Perlmutterfalter), *Pararge aegeria* (Waldbrettspiel) und *Limenitis camilla* (Kleiner Eisvogel) waren eine Reihe thermophiler Offenlandbewohner auffallend, etwa *Cupido minimus* (Zwergbläuling), *Lysandra coridon* (Silbergrüner Bläuling) und *Pyrgus malvae* (Kleiner Würfeldickkopf). Die ebenfalls thermophilen Futterpflanzen des Zwergbläulings (Wundklee) und des Silbergrünen Bläulings (Hufeisenklee) waren zu dieser Zeit auf den Wegen recht häufig. Bemerkenswert war 1992 ferner das Vorkommen von *Clossiana selene*, einer Feuchtwiesenart. Im Sommer 1997 wurden die Offenlandarten nicht mehr beobachtet.

Unter den **Stechimmen** (Hymenoptera Aculeata) waren eine ganze Reihe seltener Arten festzustellen, darunter auch Arten der Roten Liste (HAESLER 1984, WARNCKE & WESTRICH 1984). Auch hier zeigte sich der größte Artenreichtum während der blütenreichen Anfangsphase der Bestandesentwicklung. Unter den Faltenwespen sind *Vespa crabro* (RL 3 "gefährdet") und *Dolichovespula media* (RL 3) hervorzuheben. An Wildbienen wurden vor allem regelmäßig Vertreter der Bauchsammlerbienen wie *Anthidium manicatum* (Wollbiene), *Anthidium strigatum* (Harzbiene), *Osmia rufa* (Rote Mauerbiene) und *Megachile willoughbiella* (Blattschneiderbiene) beobachtet. Mit Ausnahme der frei auf dem Substrat (z.B. an Baumstämmen) nistenden Harzbiene gehören diese Arten zu den oberirdisch nistenden Hohlraumbrütern, die vom reichen Angebot geeigneter Spalten im Totholz einer Windwurffläche sehr profitieren. Ebenfalls vorzugsweise im Totholz nistet die 1991 nachgewiesene Pelzbiene *Anthophora furcata*. Streng spezialisiert hinsichtlich ihrer Trachtquellen sind als Vertreter der Sägehornbienen *Melitta tricincta* (RL 3, nur auf Zahntrost, *Odontites*) und *Macropis labiata* (nur auf Gilbweiderich, hier auf *Lysimachia nummularia*). Letztere besitzt in der Kuckucksbiene (*Epeoloides caecutiens*) einen hochgradig spezialisierten Parasiten, der von SCHMIEDEKNECHT (1930) als „sicherlich die seltenste aller im Gebiete (gemeint ist Mitteleuropa) vorkommenden Bienenarten“ eingestuft wird. Zwar wurde *E. caecutiens* in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend häufig gefunden, so daß die Art inzwischen als nicht gefährdet gilt, dennoch scheint der Fund dieser sehr auffallenden Biene am 22.7.97 (1 Männchen, 1 Weibchen) durchaus bemerkenswert. Von den Hummeln wurden 8 Arten nachgewiesen, darunter die seltene *Bombus soroensis*. In Hummelnestern parasitiert die Spinnenameise *Mutilla europaea*, von der neben einigen Weibchen am 13.7.94 auch eines der selten zu beobachtenden Männchen gefunden wurde.

Die Liste der nachgewiesenen **Spinnen** (s. Kap. 5.4.3) erweitert sich durch die Handfänge nur unwesentlich. Gegenüber den Bodenfallenfängen kommen vor allem Netzspinnen hinzu, unter den Radnetzspinnen *Araneus quadratus*, *A. alsine* (RL 3 nach PLATEN et al. 1996), *Argiope bruennichi* und *Aculepeira ceropegia*, unter den Kugelspinnen *Theridion impressum*. Durch ihre aus Kräuselfäden gebauten Dreiecksnetze bemerkenswert ist die Dreieckspinne (*Hyptiotes paradoxus*), die ausschließlich auf Fichten vorkommt und am Rand der Windwurffläche beobachtet wurde. Außerdem wurden die Laufspinne *Philodromus collinus* sowie die Springspinnen *Evarcha falcata* und *Euophrys erratica* nachgewiesen.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich in der Anfangsphase der Entwicklung nach Sturmwurf (in den Jahren 1991 bis 1993) eine ausgesprochen artenreiche Arthropodenzönose ausgebildet hatte. Inzwischen ist sie einer Übergangsphase gewichen, in der ein dichter Strauchbestand dominiert und in der blütenreiche krautige Pflanzen stark zurückgegangen sind. Entsprechend hat sich die Arthropodenzönose geändert: Viele der anfänglich individuenreich vertretenen Offenlandarten sind mittlerweile nicht mehr anzutreffen.

## **5.6 Xylobionte Arthropoden**

*von A. Kopf und W. Funke*

### **5.6.1 Einleitung**

#### *Kennzeichnung der Gruppe*

In Urwäldern und naturnahen Waldökosystemen ist totes Holz ein regelmäßiges und in größeren Mengen anfallendes, bedeutendes Strukturelement (KLEINEVOSS & TOPP 1996). Es entsteht durch Absterben von Bäumen und Ästen aufgrund biologischer Vorgänge oder physikalischer Ereignisse wie Brand, Blitzschlag, Sturmwurf usw.

Je nach Dimension, Sonnenexposition, Pilzbefall, Zersetzungsgrad und Feuchtegehalt bietet totes Holz im Laufe des Humifizierungsprozesses einer Vielzahl von Arthropoden unterschiedliche Lebens- und Ernährungsbedingungen. Dabei kommt es zu ständigen Veränderungen von Gruppen- und Artenspektren. Schon VITE (1952) hatte diesen Wandel sehr übersichtlich dargestellt. Zuerst treten xylophage (holzfressende) und phlöophage (rindenfressende) Primärbesiedler auf, die den Beginn der Remineralisation der frischen Stämme einleiten. Insbesondere Scolytiden (Borkenkäfer) sind durch ihre nagend-beißenden Mundwerkzeuge dazu prädestiniert, als Pionierarten den Widerstand des noch sehr harten Holzes und der noch unverletzten Rinde zu überwinden. Durch ihre Fraßtätigkeit sowie durch das Wachstum verschiedenartiger Pilze wird die Holzsubstanz aufgelockert und so für sekundäre totholznutzende Arten zugänglich gemacht. Mit dem fortschreitenden Zerfall bzw. Abbau des Holzes bieten sich schließlich tertiären Insekten optimale Lebensbedingungen. Zu dieser Gruppe zählen pilz-, moder- und humusfressende Arten (z.B. Springschwänze, Staubläuse, Fliegen- und Mückenlarven, viele Käferarten), die teilweise auch Bestandteil der Bodenfauna sind. Zudem treten vermehrt zoophage (räuberische) Arten auf sowie Tiere, die das im zerfallenden Holz entstehende Lückensystem als Überwinterungs- oder Zufluchtsstätte nutzen.

Derartige Sukzessionserscheinungen lassen sich in unseren Wäldern heute kaum noch verfolgen. So wird totes Stamm- und Astholz nach einem Schadensfall meist sofort entfernt, teilweise aus ökonomischen Gründen (Wertstoff Holz), teilweise wegen geplanter Aufforstungen, gleichzeitig aber auch, um vermeintliche Infektionsherde für Forstschädlinge auszuschließen.

In neuerer Zeit mehren sich jedoch die Stimmen, die Totholz als unverzichtbaren Bestandteil auch von Wirtschaftswäldern ansehen (PLACHTER 1991). Ein besonderer Aspekt gilt hier dem Artenschutz (ALBRECHT 1990, 1991, PFARR & SCHRAMMEL 1991, RAUH & SCHMITT 1991,

WEISS 1989). 25 % der etwa 5.000 mitteleuropäischen Käferarten sind auf Rinde und Holz verschiedener Zersetzungsstadien oder auf Pilze im Holz (bzw. auf deren Fruchtkörper) angewiesen. Von diesen xylobionten Arten werden ca. 60 % als gefährdet oder vom Aussterben bedroht eingestuft (GEISER et al. 1989). Durch das Belassen von Totholz im Wald - u. a. nach Sturmwürfen - wird daher ein bedeutender Beitrag zum Artenschutz geleistet. Außerdem werden viele im Totholz lebende Gegenspieler von Schadinsekten gefördert (s. Kap. 5.8).

Mit den vorliegenden Untersuchungen soll die Sukzession der am Totholzabbau auf Sturmwurf- flächen beteiligten Arthropoden unter besonderer Berücksichtigung der Käfergesellschaften dokumentiert werden.

### 5.6.2 Versuchsfelder und Arbeitsmethoden

Seit 1991 wurden bei Langenau auf der nicht geräumten Fläche A jedes Jahr aus volumengleichen Mengen (ca. 0,2 m<sup>3</sup>) stehenden bzw. liegenden Stammholzes sowie aus Schwachholzproben über Totholzselektoren von 1 m<sup>2</sup> Grundfläche (Boden-Photoelektoren nach FUNKE 1971, THIEDE 1977 mit durch Gaze abgeschlossener Grundfläche) die zwischen Ende März/Anfang April und Ende Oktober/Anfang November schlüpfenden Arthropoden abgefangen. Ab 1994 wurden auch Holzproben aus den nicht geräumten Sturmwurf- flächen von Bebenhausen und Bad Waldsee berücksichtigt.

### 5.6.3 Ergebnisse

Im ersten Jahr nach dem Sturmwurfereignis von 1990 schlüpfen aus dem Starkholz von Langenau in den Totholzselektoren über 6.000 Arthropoden, vorwiegend Insekten, in geringem Umfang auch Spinnen, Milben und Asseln. 1992 gingen die Fangzahlen stark zurück, 1993 erlangten sie mit über 9.500 Tieren ein Maximum. Danach nahmen sie allmählich wieder ab (Abb. 5.6-1).

Zu Beginn (1991) dominierten die Coleopteren (Käfer), insbesondere (s.u.) die Scolytiden (Borkenkäfer) vor Dipteren (Fliegen und Mücken), Collembolen (Springschwänze) und Hymenopteren (Hautflügler, v. a. Parasitoide). Danach traten Collembolen und Dipteren, ab 1995 allein die Collembolen in den Vordergrund.

Aus den Holzproben von stehenden Stämmen schlüpfen bis einschließlich 1994 wesentlich mehr Tiere als aus den Holzproben der liegenden Stämme (Abb. 5.6-2). Ab 1995 kehrte sich dieses Bild um.

## Kopf, Funke

Aus den Schwachholzproben wurden 1992 nur verhältnismäßig wenige Tiere gewonnen. 1993 und 1994 lagen die Zahlen bei Werten von über 5.000 Individuen. Danach gingen sie auch hier stark zurück (Abb. 5.6-3). 1992 dominierten die Hymenopteren (fast ausschließlich Parasitoide) mit einem Anteil von fast 50 %; 1993 und 1994 überwogen die Psocopteren (Rindenläuse) mit je ca. 65 %; 1995 und 1996 schließlich stellten die Collembolen ca. 75 bzw. 65 % des Gesamtffanges.

Auch im Starkholz aus Bebenhausen und aus Bad Waldsee, wo 1994 noch über 30.000 Tiere erfaßt wurden, gingen die Individuenzahlen bis 1996 stark zurück (Abb. 5.6-4). Dabei wurden im liegendem Stammholz ab 1995 aber stets mehr Tiere erfaßt als im stehenden Stammholz.

Im Holz von Bebenhausen dominierten in allen Jahren die Collembolen; die Dipteren waren nur 1994 stark vertreten. Im Holz von Bad Waldsee stellten Collembolen und Dipteren 1994 Anteile von jeweils mehr als 40 %. 1995 überwogen die Collembolen, 1996 die Dipteren.

Auf der Sturmwurffläche bei Langenau gingen die Individuenzahlen der Coleopteren aus den Holzproben nach 1991 geradezu dramatisch zurück (Abb. 5.6-1, 5.6-5). Besonders betroffen waren die xylophagen/phloöphagen Arten, die lediglich 1996 noch einmal leicht zunahmen (Abb. 5.6-5). Nach Artenzahlen überwogen in allen Jahren die Zoophagen und/oder die Mycetophagen. Nach Individuenzahlen traten nach 1992 die Mycetophagen allerdings stärker in den Vordergrund. Immer häufiger wurden nach 1994 auch die Phytophagen.

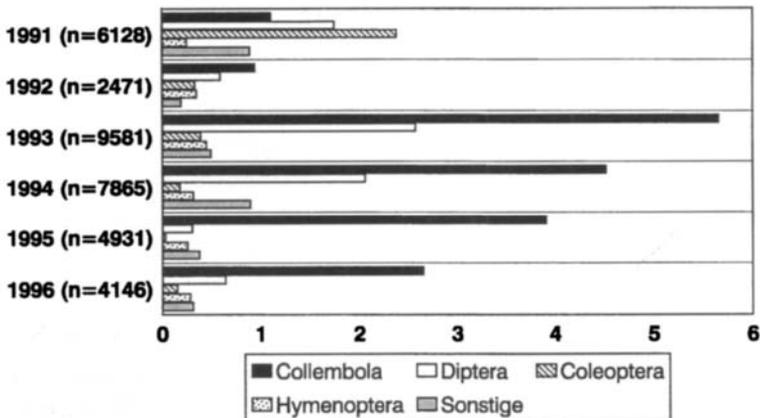


Abb. 5.6-1: Fangzahlen (in Tausend) der Arthropoda - Ordnungen im Totholz von Langenau.

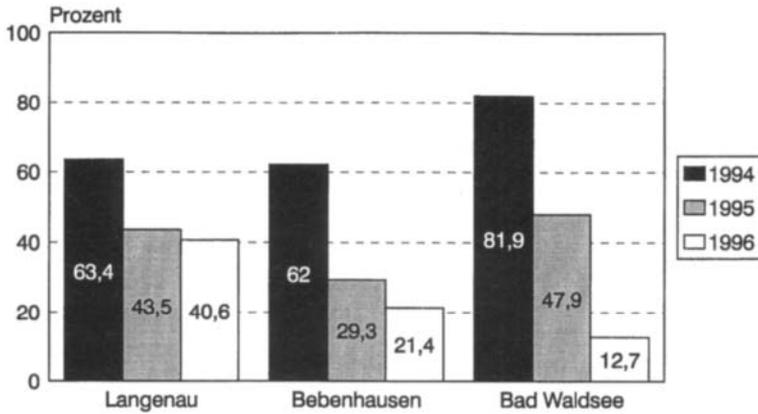


Abb. 5.6-2: Entwicklung des Anteils [%] der aus stehendem Totholz gefangenen Arthropoden zwischen 1994 und 1996. Gesamtfänge aus stehendem und liegendem Totholz gemeinsam jeweils gleich 100 % gesetzt.

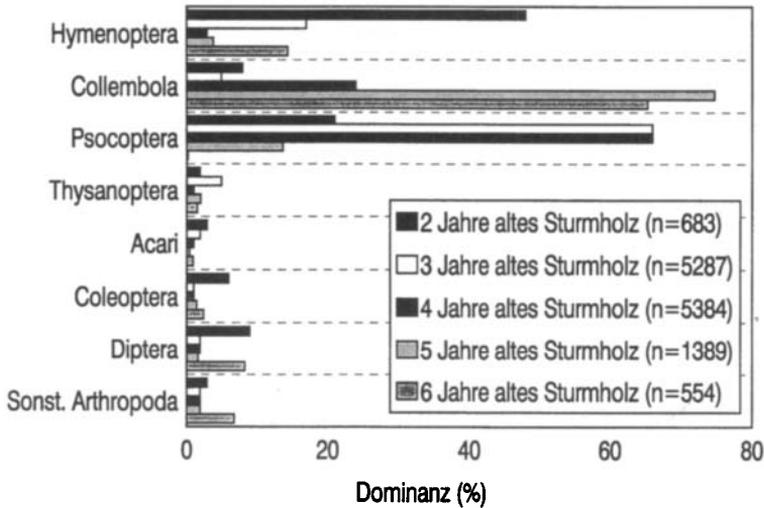


Abb. 5.6-3: Arthropoden im Schwachholz von Langenau: Dominanzgefüge, 1992 bis 1996.

Beim Stammholz aus Bebenhausen und Bad Waldsee ergab sich ein völlig anderes Bild. 1994 wurden hier wesentlich mehr Coleopteren erfaßt als im Holz von Langenau. 1995 gingen die Individuenzahlen allerdings ebenfalls stark zurück. 1996 nahmen sie jedoch wieder deutlich zu (Abb. 5.6-4, 5.6-5). Maßgebend für diese Dynamik waren fast ausschließlich die xylopha-

**Kopf, Funke**

gen/phlößophagen Arten, die 1994 und 1996 nach Individuenzahlen Anteile von ca. 85 bis über 95 % stellten.

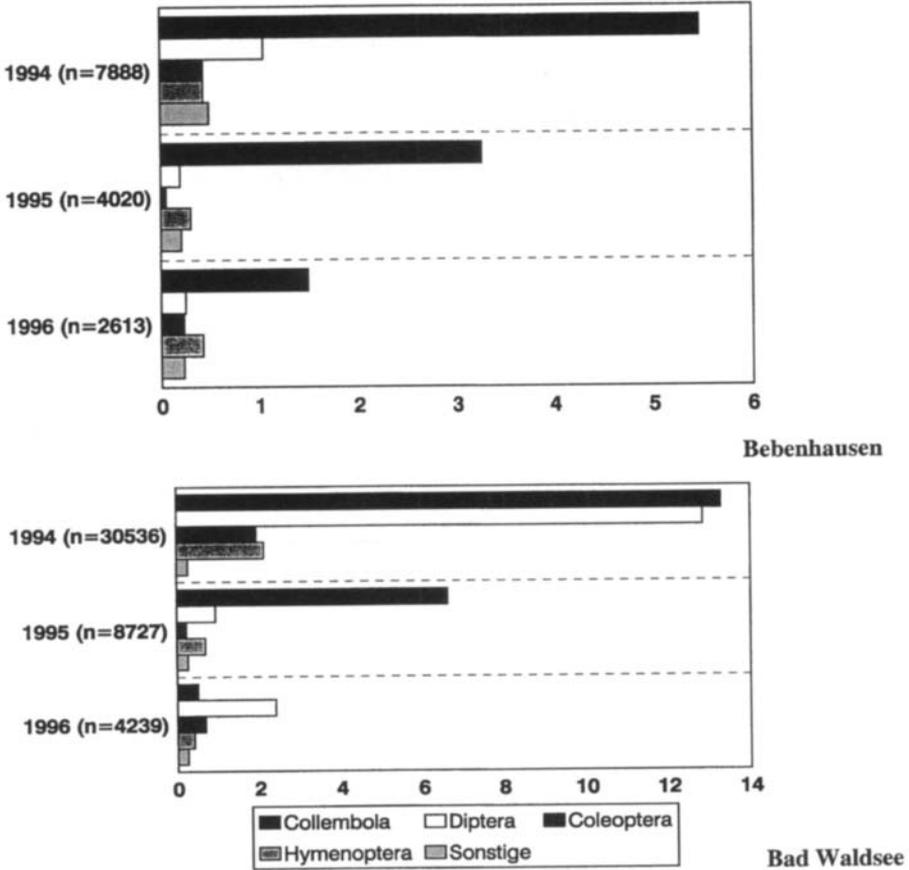
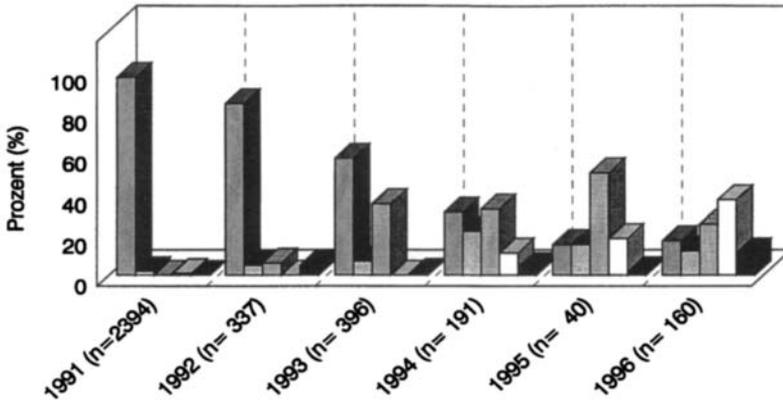


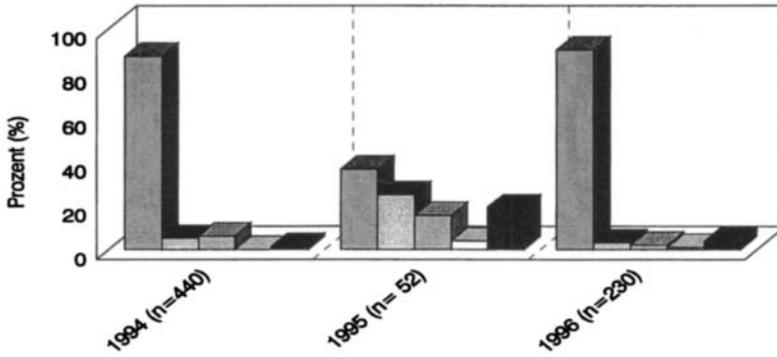
Abb. 5.6-4: Fangzahlen (in Tausend) der Arthropoda-Ordnungen im Totholz von Bebenhausen und Bad Waldsee.

Betrachtet man das Artenspektrum so ergibt sich folgendes Bild: Der Buchdrucker (*Ips typographus*) muß, den Fraßstellen an den befallenen Bäumen nach zu urteilen 1990 überall sehr häufig gewesen sein. 1991 wurden mit den Totholzelektoren aus den Stammholzproben von Langenau aber nur noch wenige Individuen erfaßt. Die meisten Tiere müssen also bereits 1990 bzw. im Frühjahr 1991 vor dem Einbringen des Holzes in die Eklektoren geschlüpft gewesen sein. In den folgenden Jahren wurde das Sturmholz nicht mehr von *I. typographus* befallen.

Langenau



Bebenhausen



Bad Waldsee

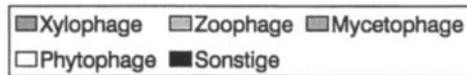
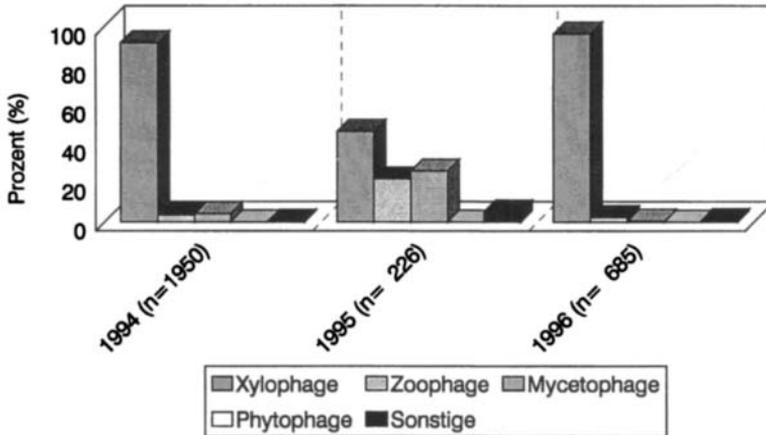


Abb. 5.6-5: Ernährungstypen der Coleoptera (Individuen-Anteile in %) im Totholz von 1991 bis 1996.

## Kopf, Funke

1991 dominierte im Starkholz ebenso wie im Schwachholz von Langenau mit außerordentlich hohen Individuenzahlen der Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*). Auch der Gelbbraune Fichtenbastkäfer (*Hylurgops palliatus*) wurde in großer Zahl gefangen. Daneben traten auch einzelne Individuen vom Kleinen Fichtenbastkäfer (*Polygraphus polygraphus*) und vom Winzigen Fichtenborkenkäfer (*Crypturgus pusillus*) auf. 1992 änderte sich das Bild. *P. chalcographus* war stark zurückgegangen. Seine Position wurde von *C. pusillus* und vom Vierpunkt-Kiefernprachtkäfer (*Anthaxia quadripunctata*) übernommen (s. auch WERMELINGER et al. 1995).

Beide Arten überwogen auch noch 1993 mit geringeren Anteilen. 1994 dominierte allein *C. pusillus*. 1995 fehlte die Art, 1996 trat sie lediglich in einzelnen Exemplaren neben einigen Individuen anderer Familien mit xylophagen Arten (Elateridae, Eucnemidae, Curculionidae, Mordellidae, Cerambycidae, Anobiidae) wieder auf.

Die Zoophagen und Mycetophagen waren in fast allen Jahren artenreicher vertreten als die Xylophagen/Phlöophagen. Am häufigsten waren unter den Zoophagen 1991 *Nudobius lentus* (Staphylinidae), 1992 *Nemosoma elongatum* (Trogostidae), 1993 *Dasytes plumbeus* (Melyridae), 1994 *Malachius marginellus* (Malachiidae), 1995 *Euplectus nanus* (Pselaphidae) und 1996 *Dasytes plumbeus* (Melyridae).

Unter den Mycetophagen dominierten 1991 *Atomaria lohsei* (Cryptophagidae), 1992 *Corticaria fulva* (Lathridiidae), 1993 *Atomaria lohsei* (Cryptophagidae), 1994 *Corticaria fulva* (Lathridiidae), 1995 *Atomaria prolixa* (Cryptophagidae) und 1996 *Anisotoma humeralis* (Lathridiidae).

Bei beiden trophischen Gruppen hatte sich das Artenspektrum 1996 stark verändert. 20 Spezies waren in diesem Jahr zum ersten Mal aufgetreten.

Überraschenderweise waren auch die Phytophagen in den Totholzproben vertreten. Dabei dominierte ab 1994 stets mit zunehmendem Anteil der Buchenspringrüßler *Rhynchaenus fagi* (Curculionidae), der im von Jahr zu Jahr immer spaltenreicheren Holz günstige Überwinterungsmöglichkeiten gefunden hatte.

Die Xylophagen/Phlöophagen bildeten bei Bebenhausen und Bad Waldsee nach Individuenzahlen stets die stärkste Gruppe. 1994 und 1996 waren sie mit Anteilen von etwa 90 %, 1995 mit knapp 40 % vertreten. Extrem eudominant war 1994 und 1996 *C. pusillus*.

Bei den Coleopteren aus dem Stammholz von Langenau nahmen Diversität und Evenness zwischen 1991 und 1996 fast kontinuierlich zu (Tab. 5.6-1). Hierin spiegelt sich zum einen eine ansteigende Artenzahl und zum zweiten eine zunehmende Angleichung der Individuenzahlen der einzelnen Arten wider.

Bei den Coleopteren aus dem Stammholz von Bebenhausen und Bad Waldsee ergab sich ein völlig anderes Bild. Diversität (Hs) und Evenness waren beim Massenauftreten von *C. pusillus*

(1994 und 1996) vor allem nach den Fangergebnissen aus dem Holz von Bad Waldsee außerordentlich gering.

Collembolen und Dipteren schlüpften aus den Holzproben der Untersuchungsgebiete in fast allen Jahren in besonders hohen Individuenzahlen. Unter den Collembolen dominierte überall und in allen Jahren mit Anteilen von 80 bis 99 % *Entomobrya nivalis*. Aus Holzproben liegender Stämme schlüpfte die Art in einzelnen Jahren etwas weniger häufig. Vor allem 1995 und ganz besonders im Holz aus Bad Waldsee waren auch Vertreter der Isotomidae stärker vertreten.

Tab. 5.6-1: Diversität und Evenness der Coleopterenzönosen im Totholz.

	Diversität Hs	Evenness
<b>Langenau-Starkholz</b>		
1991	0,79	0,27
1992	1,66	0,49
1993	2,05	0,57
1994	2,57	0,73
1995	2,48	0,88
1996	2,86	0,75
<b>Bebenhausen</b>		
1994	1,22	0,36
1995	2,90	0,89
1996	1,08	0,34
<b>Bad Waldsee</b>		
1994	0,55	0,15
1995	2,61	0,77
1996	0,30	0,10

Innerhalb der Dipteren dominierten überall und in fast allen Jahren die Destruenten (FUNKE et al. 1998), insbesondere die Cecidomyiidae (Gallmücken) und die Sciaridae (Trauermücken), stellen- und zeitweise auch die Mycetophilidae (Pilzmücken), die Heleidae (Bartmücken) und die Phoridae (Buckelfliegen).

Insgesamt wurden 39 Familien nachgewiesen (aus dem Holz von Langenau 32, dem von Bebenhausen 26 und dem von Bad Waldsee 34). Von 27 Familien wurden insgesamt 95 Species determiniert. Die Ernährungsweise der Larven ist außerordentlich vielseitig. Die meisten Gruppen und Arten sind vorwiegend phyto-, myceto- und polysaprophag. Mehrere sind xylophag, manche aber auch copro- oder necrophag, einige phytophag und zoophag (Räuber, Parasiten, Parasitoide).

#### Diskussion

Die Abfolge der am Holzabbau beteiligten Arthropoden-Arten folgt in den Untersuchungsgebieten grundsätzlich dem in der Einleitung skizzierten Muster. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen,

sichtigen, daß die Ergebnisse in den nach außen abgeschlossenen Eklektoren sicherlich nicht ganz die natürlichen Verhältnisse in den Beständen widerspiegeln. Das gilt vor allem für die Collembolen und für manche Dipteren, die im Eklektor unter den dort herrschenden klimatischen Bedingungen (weniger extreme Wechsel von Temperatur und Substrat-/Luftfeuchte) günstigere Entwicklungsmöglichkeiten besaßen als außerhalb, durch auftretende Raubarthropoden (insbesondere Spinnen) jedoch auch stark dezimiert worden sein dürften. Hinzu kommt, daß manche Arten, die normalerweise in mehreren Generationen pro Jahr auftreten, schon in der ersten Generation quantitativ abgefangen wurden und somit nicht zur Fortpflanzung und zur Entwicklung weiterer Generationen gekommen sein konnten. Das gleiche dürfte auch für manche Coleopteren gelten.

Der Buchdrucker (*Ips typographus*) hatte seine Entwicklung als Primärbesiedler von stehendem und liegendem Stammholz im wesentlichen bereits 1990 durchlaufen. Danach gab es für ihn kaum noch geeignetes Brutmaterial. An seine Stelle trat bei Langenau 1991 der Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*). 1992 folgten andere xylophage Coleopterenarten, danach mycetophage und sapro-xylophage Spezies, vor allem Dipteren und Collembolen mit der überall dominierenden *Entomobrya nivalis*.

Im Stammholz von Bebenhausen und Bad Waldsee verlief die Sukzession der Arthropoden-Zönose etwas anders als im Holz von Langenau. Ungewöhnlich war hier vor allem die Dominanz des Winzigen Fichtenborkenkäfers (*Crypturgus pusillus*) in den Jahren 1994 und 1996, für die es zur Zeit keine plausible Erklärung gibt. Auffallend war im Holz von Bad Waldsee die Wiederzunahme der Dipteren im Jahre 1996 bei gleichzeitig starkem Rückgang der Collembolen.

Etwas anders als im Starkholz verlief zeitweise die Sukzession der Arthropoden-Zönose im Schwachholz (von Langenau). So dominierten hier 1993 und 1994 die vorwiegend mycetophagen Rindenläuse (Psocoptera), was vermutlich auf ein reiches Pilzwachstum auf den Zweigoberflächen zurückzuführen war. Erst ab 1995 traten die Collembolen in den Vordergrund.

Die aus Stammholzproben gewonnenen Arthropoden hatten bei fast allen Gruppen nach 1993 bzw. 1994 nach Individuenzahlen abgenommen. Eine deutliche Zunahme erfuhren in neuester Zeit in Bebenhausen lediglich Collembola und Thysanoptera (Fransenflügler), in Bad Waldsee die Psocoptera (Rindenläuse) und in Langenau die Hymenoptera (Hautflügler). Bei diesen dominierten hier ebenso wie in früheren Jahren (und auf allen Flächen) vor allem die Terebrantes (Schlupfwespen i.w.S.). Daneben waren aber auch Ameisen (Myrmicinae und Formicinae) und Wespen (Vespidae) stark vertreten. Besonders bemerkenswert waren 1996 und 1997 aber typische Hohlraumsiedler wie die Colletidae (Seidenbienen), die Eumenidae (Pillen-/Lehmwespen) und die Pompilidae/Sphecidae (Weg- und Grabwespen). Alle Gruppen sind entweder fakultativ

zoophag bzw. obligat parasitoid. Sie sind damit ebenso wie die meisten Arachnida (Spinnentiere) und die zoophagen Coleopteren, Dipteren, Planipennia (Netzflügler i.e.S.) und manche Heteroptera (Wanzen) wichtige Regulatoren anderer, auch forstwirtschaftlich schädlicher Insekten. Das zunehmend spaltenreichere Totholz bietet vor allem den Spheciden und Pompiliden immer bessere Möglichkeiten zum Eintragen gelähmter Beutetiere.

Außerhalb der Eklektoren kommen natürlich noch die Vögel (Zunahme der Meisen, s. Kap. 5.9) und bei liegendem Holz die Kleinsäuger (s. Kap. 5.10) als Prädatoren hinzu. Außerdem dürften abiotische Einflüsse, z.B. die extreme Austrocknung des seit Jahren rindenlosen stehenden Stammholzes, eine besondere Rolle gespielt haben.

Im gesamten Untersuchungszeitraum (1991 bis 1996) wurden in allen Holzproben insgesamt 115.925 Arthropoden aus 17 Ordnungen erfaßt. Bei den Coleopteren wurden 188 Spezies determiniert (Tab. 8 - Anhang). Forstschädlinge traten im Totholz nach 1991 nur noch in geringem Umfang auf.

### Zusammenfassung

Aus Totholzproben von Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee wurden zwischen 1991 und 1996 über Totholzelektoren weit über 100.000 Arthropoden erfaßt. Im Starkholz dominierten 1991 die Coleopteren. Danach traten Collembolen und/oder Dipteren in den Vordergrund. Im Schwachholz von Langenau überwogen zeitweise die Psocopteren. Mit dem zunehmendem Abbau des Holzes durch Pilze und Insekten und der damit verbundenen Abnahme verwertbarer Nährstoffe gingen die Fangzahlen an Arthropoden im Laufe der Jahre überall stark zurück. Im stehenden Stammholz, wo abiotische Einflüsse (u.a. Austrocknungseffekte) eine größere Rolle spielten, war dies besonders deutlich.

Unter den untersuchten Coleopteren dominierten nur 1991 noch forstschädlich bedeutsame Arten, insbesondere der Kupferstecher *Pityogenes chalcographus*. Danach traten sekundäre totholznutzende Arten, myceto-, sapro u. zoophage Spezies (bei Langenau auch zeitweise der im Totholz überwinterrnde Buchenspringrüßler *Rhynchaenus fagi*) stärker in den Vordergrund. Dabei zeigte die Sukzession der Coleopterenzönosen bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee einen recht unterschiedlichen Verlauf.

Seit 1992 dürften vom Totholz auf den belassenen Flächen keine Gefährdungen durch Schadinsekten für den benachbarten Wirtschaftswald mehr ausgehen. Die Entwicklung von Parasitoiden und Prädatoren im Totholz dürfte auch dem Schutz der stehenden Bestände vor Schädlingskalamitäten dienen.

## 5.7 Die Bedeutung der Sturmwurfflächen als „Borkenkäferquellen“ für umliegende Wirtschaftswälder

von H. Schröter, T. Becker und H. Schelshorn

### 5.7.1 Problemstellung

Der Buchdrucker (*Ips typographus*) gilt als einer der gefährlichsten Schädlinge für mitteleuropäische Fichtenwälder. Viele örtliche und regionale Kalamitäten sind belegt (POSTNER 1974). Ausgangspunkt für die Käferkalamitäten sind in der Regel großflächige Sturm- bzw. Schneeschadensereignisse, gefolgt von einer verzögerten Aufarbeitung der Schadhölzer und einem für die Käferentwicklung günstigen Witterungsverlauf im Jahr des Schadensereignisses und in den Folgejahren. Ein solcher Witterungsverlauf ist durch lang anhaltende, warme und trockene Vegetationsperioden gekennzeichnet. Durch die Stürme vom Februar 1990 war die wichtigste Voraussetzung für eine Massenvermehrung der Fichtenborkenkäfer gegeben: Das Wurf- und Bruchholz bildete ein überreichliches Angebot an Brutmaterial.

Die Ausweisung von Bannwäldern durch die Forstdirektionen bot der Waldschutzforschung die einmalige Möglichkeit, folgende Fragen bezüglich der Borkenkäferproblematik zu untersuchen:

- Wie breiten sich die Fichtenborkenkäfer auf den Sturmwurfflächen selbst aus, und zwar sowohl in den liegenden Stämmen, als auch in den stehenden Bäumen ?
- Welchen Befallsdruck üben die auf den vom Menschen unbeeinflussten Sturmwurfflächen sich entwickelnden Populationen auf die benachbarten Wirtschaftswälder aus ?
- Lassen sich aus der Ausbreitungsdynamik des Befalls neue Erkenntnisse für Bekämpfungsstrategien gegen die Fichtenborkenkäfer gewinnen?

### 5.7.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden

#### *Untersuchungsorte und -zeitraum*

Die Untersuchungen wurden im Bereich der Forstdirektion Tübingen auf den Sturmwurfflächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee durchgeführt (s. Kap. 2). Die Untersuchungen der FVA-Abteilung Waldschutz begannen im Frühjahr 1991, also ein Jahr nach dem Sturmereignis.

Im Herbst 1996 wurden die Intensivuntersuchungen eingestellt; extensiv werden die Flächen weiter beobachtet.

### *Untersuchungen der liegenden Stämme*

Die Befallsdichte wurde ausschließlich an *geworfenen* Stämmen im Jahr 1991 ermittelt. Eine Aufnahme an gebrochenen Fichten war im Jahr 1991 nicht mehr möglich, da das Brutgeschäft weitgehend abgeschlossen war und die Rinde bereits abfiel. Sturmbruch spielte mit einem Anteil von ca. 80 % (gutachterliche Schätzung) nur im Untersuchungsgebiet Langenau eine entscheidende Rolle. In einer Diagonalen über die Schadflächen wurden auf einzelnen Bäumen rechteckige „Fenster“ (20 x 50 cm = 1000 cm<sup>2</sup>) im 2 m-Abstand mit Sprühfarbe aufgesprüht. Bäume und „Fenster“ wurden numeriert und die innerhalb der „Fenster“ liegenden Einbohrlöcher von Borkenkäfern an vier Terminen mit Stecknadeln markiert und ausgezählt. Durch Verwendung unterschiedlicher Farben der Stecknadelköpfe ließ sich die Entwicklung der durchschnittlichen Besiedlungsdichte/m<sup>2</sup> Rindenfläche herleiten. Es wurden folgende Arten unterschieden:

- Buchdrucker (*Ips typographus*)
- Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*)
- Gestreifter Nutzholzborkenkäfer (*Trypodendron lineatum*)
- Bastkäfer (*Hylurgops* sp.)

### *Untersuchungen des stehenden Befalls*

Der Stehendbefall (= absterbende bzw. abgestorbene Bäume) wurde von 1991 bis 1997 in verschiedenen Zeitabständen wie folgt erhoben:

Auf den Sturmwurfflächen selbst wurde die Anzahl der Käferbäume gezählt und ihre Lage in eine Karte eingetragen, wo sie sogenannten durchnummerierten „Befallsflächen“ zugeordnet wurden. Um eine Doppelzählung zu vermeiden, wurden die aufgenommenen Bäume markiert. Da die vorläufige Konzeption kleinere Bannwaldflächen vorsah als schließlich 1994 ausgewiesen wurden, betraf die Räumung und Käferholzaufarbeitung auch Teile der heutigen Bannwaldflächen. Die Aussagen über die Borkenkäfersituation auf der *Sturmwurffläche* beziehen sich somit nur auf den im ursprünglichen Konzept vorgesehenen Kernbereich, da auf der Restfläche das Sturm- und Käferholz bis 1994 weitgehend aufgearbeitet wurde. Eine genaue Zuordnung zum Verursacher (Käferart) war im einzelnen nicht möglich. Gleichwohl kann davon ausgegangen werden, daß nahezu 100 % der älteren abgestorbenen Fichten (> 40 Jahre) auf das Konto des

Buchdruckers gingen, bei den jüngeren Fichten (I. und II. Altersklasse) kam auch der Kupferstecher als Absterbeursache in Frage, die übrigen Borkenkäferarten nicht.

In den umliegenden Wirtschaftswäldern erfolgte eine revierübliche Käferbekämpfung nach den Grundsätzen der „Integrierten Borkenkäferbekämpfung“ (s. AID-Merkblatt 1993). Der käferbedingte Einschlag wurde von den örtlich zuständigen Revierleitern im Umkreis von ca. 500 m um die Sturmwurfflächen herum gesondert erfaßt nach Anzahl der Bäume, Lage („Befallsflächen“) und Absterbezeitpunkt.

### *Pheromonfallen*

Zur Absenkung des von den Sturmwurfflächen ausgehenden Befallsdruckes auf die Wirtschaftswälder und als Monitoring für Schwärmverlauf und -dichte wurden in den Jahren 1991 bis 1996 (bei Bebenhausen bis 1993) an den Außengrenzen der Sturmwurfflächen Pheromonfallen (Theysohn-Schlitzfallen) im Abstand von 20 bis 30 m (je nach Exposition auch einzeln) aufgestellt und mit Pheroprax<sup>®</sup>, und z.T. mit Chalcoprax<sup>®</sup> bzw. Linoprax<sup>®</sup> beködert. Die Betreuung erfolgte durch die örtlich zuständigen Revierleiter bzw. deren Beauftragte.

## **5.7.3 Ergebnisse**

Um die Unterschiede zwischen den Flächen besser zutage treten zu lassen, werden im folgenden die verschiedenen Ausbreitungsparameter jeweils für alle drei Flächen dargestellt.

### **5.7.3.1 Besiedelung der liegenden Stämme**

#### *Sturmwurffläche Bebenhausen*

Auf der Sturmwurffläche Bebenhausen wurden 30 Fichten mit 187 „Fenstern“ an 4 Terminen aufgenommen. Die Besiedelung im Jahr 1991 zeigt Abb. 5.7-1.

Insgesamt war die Besiedelung der liegenden Stämme im Jahr 1991 recht gering; neben Buchdrucker, Kupferstecher und Nutzholzborkenkäfer wurde auch der Bastkäfer nachgewiesen, der zumindest im Mai annähernd die Befallsdichte des Buchdruckers erreichte. Das insgesamt geringe Niveau der Befallsdichte erklärt sich im wesentlichen aus dem reichlichen Angebot an potentiellen Brutmöglichkeiten, das die im Aufbau begriffene Borkenkäferpopulation nicht ausnutzen konnte.

*Sturmwurffläche Bad Waldsee*

Auf der Fläche „Bad Waldsee“ wurden in einer Diagonalen über die Sturmfläche 37 Fichten mit 218 „Fenstern“ von 20 x 50 cm bzw. 0,1 m<sup>2</sup> an 4 Zeitpunkten im Jahr 1991 aufgenommen. Die untersuchte Stammoberfläche beträgt somit 21,8 m<sup>2</sup>. Das Ergebnis der Besiedelung zeigt die Abb. 5.7-2. Es ist eine vielfach höhere Besiedlungsdichte als bei Bebenhausen zu erkennen. Im Vergleich zur Fläche Langenau (s. u.) konnten bis in den Oktober Einbohrungen von Buchdrucker und Kupferstecher auf hohem Niveau registriert werden. Der Nutzholzborkenkäfer spielte wie in den anderen Bannwäldern nur im Mai eine Rolle.

*Sturmwurffläche Langenau*

An 20 diagonal über die Fläche verteilten Sturmwürfen wurde eine Stammoberfläche von insgesamt 12,6 m<sup>2</sup> (126 Fenster) untersucht. Die Erhebung wurde während des Jahres ebenfalls viermal wiederholt. Die Entwicklung zeigt Abb. 5.7-3.

Bei dieser Fläche fällt die relativ hohe Besiedelung mit Kupferstecher und Gestreiftem Nutzholzborkenkäfer im Mai auf. Im Oktober war die Besiedelung durch Buchdrucker und Kupferstecher abgeschlossen.

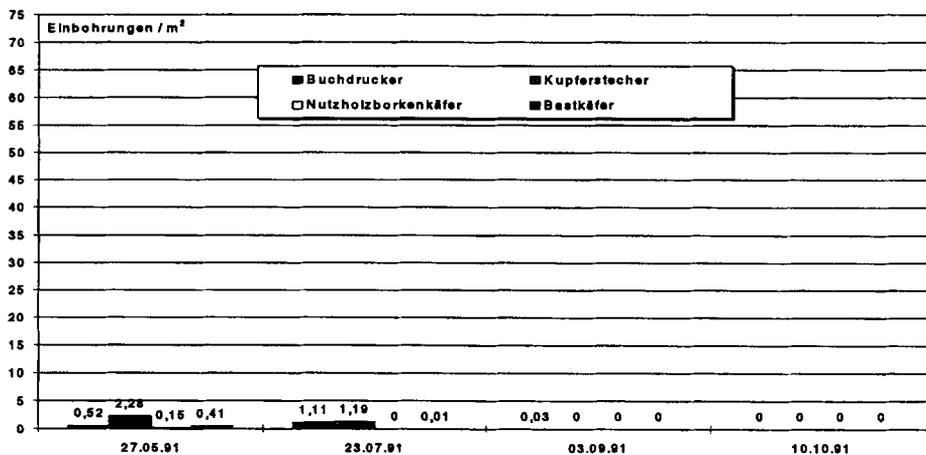


Abb. 5.7-1: Befallsdichte 1991 (Neueinbohrungen) der geworfenen Fichten auf der Sturmwurffläche Bebenhausen (Skala wie Abb. 5.7-2 und Abb. 5.7-3).

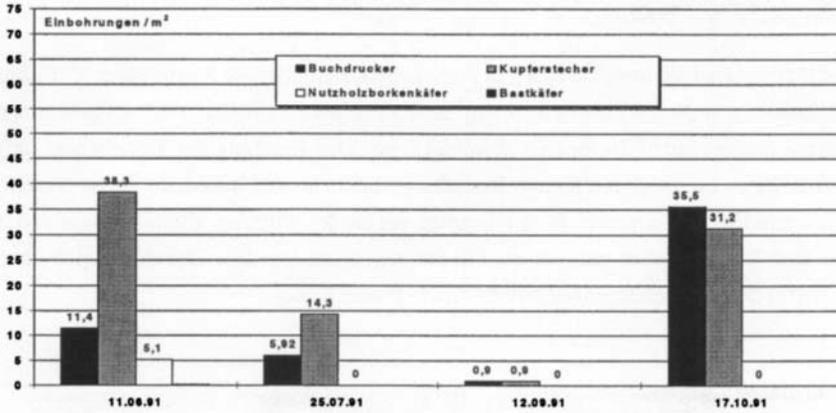


Abb. 5.7-2: Befallsdichte 1991 (Neueinbohrungen) der geworfenen Fichten auf der Sturmwurffläche Bad Waldsee.

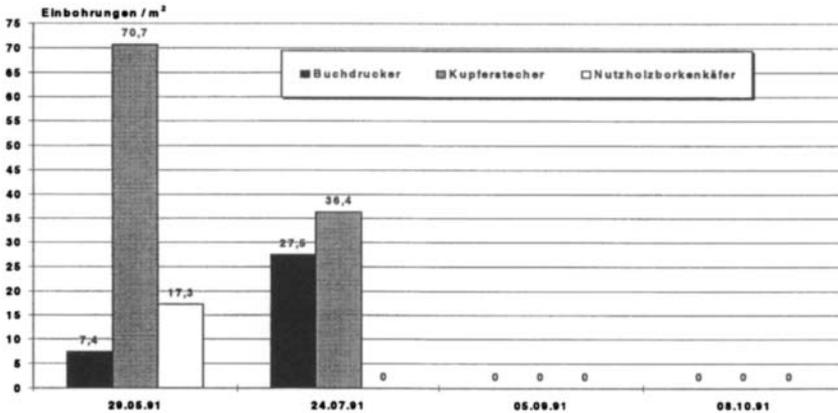


Abb. 5.7-3: Befallsdichte 1991 (Neueinbohrungen) der geworfenen Fichten auf der Sturmwurffläche Langenau.

### 5.7.3.2 Entwicklung des Stehendbefalls

Die Dokumentation des Stehendbefalls auf der Sturmwurffläche (Kernbereich der ausgewiesenen Bannwaldfläche) und der durch den Käferbefall verursachten Schadholzmengen im angrenzenden Wirtschaftswald erlaubt die Darstellung der zeitlichen und räumlichen Ausbreitungsdynamik des Buchdruckers bzw. Kupferstechers. Hierzu wurde die Untersuchungsfläche ausge-

hend vom *zentralen Befallsherd* in 4 Sektoren (Nordosten, Südosten, Südwesten, Nordwesten) untergliedert. Weiterhin wurde die Entfernung der Käfernester zur Bannwaldgrenze (Kernbereich) in Stufen von 50 m angegeben. Die Angaben über Baumzahl und Festmeter beziehen sich nur auf die Baumart Fichte.

*Sturmwurffläche Bebenhausen*

Auf der Sturmwurffläche entstanden zwischen 1992 und 1993 in den annähernd 6 ha großen Restbeständen insgesamt 5 nicht aufgearbeitete Befallsflächen mit insgesamt 785 abgestorbenen Fichten. Die Flächen 4a und 5a gehen ineinander über. Im Jahr 1993 wurde der letzte Stehendbefall innerhalb der Sturmwurffläche ermittelt. Das Ausbleiben von Stehendbefall in den Folgejahren erklärt sich aus dem weitgehenden Ausfall der Fichte in den Restbeständen.

Tab. 5.7-1: Stehendbefall bei Fichte (Anzahl) im Bereich der Sturmwurffläche bei Bebenhausen.

Befallsfläche	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Summe
1 a	0	40	60	0	0	0	40
2 a	0	0	60	0	0	0	60
3 a	0	25	0	0	0	0	25
4 a	0	470	0	0	0	0	470
5 a	0	0	190	0	0	0	190
Summe	0	595	190	0	0	0	785

Abb. 5.7-4 zeigt die Entwicklung der käferbedingten Schadholzmenge außerhalb der Kernfläche im Bereich der Fläche Bebenhausen. Während 1991 der Stehendbefall noch gering war, kam es 1992 und 1993 wie auf der Sturmwurffläche selbst zu einem rasanten Verlauf der Borkenkäferausbreitung, die im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsflächen (Abb. 5.7-8 und 12) ein Vielfaches an Schadholzmenge mit sich brachte. Die Ursache liegt im wesentlichen in der größeren Sturmholzmenge auf der Sturmwurffläche und im angrenzenden Wirtschaftswald, der v.a. im Osten und Westen an mehreren Orten betroffen war. Desweiteren spielen sicherlich die ungünstigen Standortverhältnisse auf den zu Austrocknung neigenden Rätverwitterungsdecken eine Rolle. Die absolute Höhe der Schadholzmenge ist um so schwerwiegender einzuschätzen, als große Teile des angrenzenden Wirtschaftswaldes hohe Laubholz- (v.a. Bu, Bi) und Kiefernanteile aufweisen. Der schlagartige Rückgang der Käferschäden ab 1994 ist somit weniger auf Witterungseinflüsse und Antagonisten als auf die konsequente Borkenkäferbekämpfung und die starke Reduktion der Fichtenanteile auf diesen Flächen zurückzuführen. Die mittlere Stückmasse der Käferbäume lag bei etwa 1 Efm. Die Befallsfläche 18 zeichnet sich durch eine unterdurchschnittliche Stückmasse (0,27 Efm) aus, an ihrer Entstehung war vermutlich der Kupferstecher beteiligt.

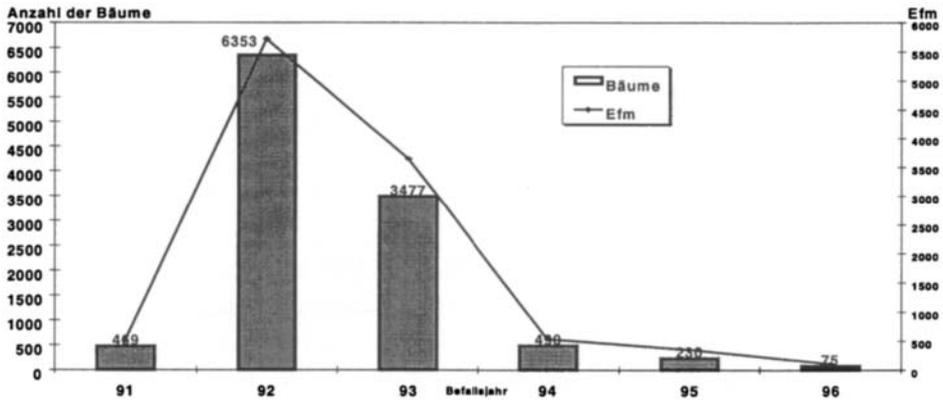


Abb. 5.7-4: Zeitliche Entwicklung der Schadholzmengen von 1991 bis 1996 im Untersuchungsbereich bei Bebenhausen (die Masse des nicht aufgearbeiteten Stehendbefalls wurde geschätzt).

Analog zu Abb. 5.7-4 veranschaulicht Abb. 5.7-5, daß die Befallsjahrgänge 1992 und 1993 dominieren. Dies betrifft sowohl die Anzahl der Befallsflächen als auch deren Größe. Deutlich ist der entfernungsabhängige Trend der Befallsjahrgänge und damit das Fortschreiten der „Befallsfront“ zu erkennen. Auf der Sturmwurffläche und deren unmittelbaren Umgebung fiel das Käferholz vorwiegend 1992 an, während der räumliche Schwerpunkt der Käferschäden 1993 auch im Hinblick auf die Befallsflächenanzahl bereits deutlich entfernter lag. Erst in der Peripherie des Untersuchungsbereichs spielen die Jahrgänge 1994, 1995 und 1996 auf insgesamt niedrigem Niveau eine Rolle. Die absolute Befallsflächengröße zeigt eher einen zeitlichen als räumlichen Trend.

Abb. 5.7-6 zeigt, daß die Schadholzmengen mit Ausnahme im Nordwesten kontinuierlich abnehmen und sich ab 450 bis 500 m auf niedrigem Niveau einpendeln. Für die abweichende Ausbreitungsdynamik im Nordwesten sind im wesentlichen die Bestandesverhältnisse im unmittelbar angrenzenden Wirtschaftswald verantwortlich, der hohe Kiefern-, Lärchen- und Laubholzanteile aufweist und sich auch gegen Sturmschäden als stabil erwiesen hat.

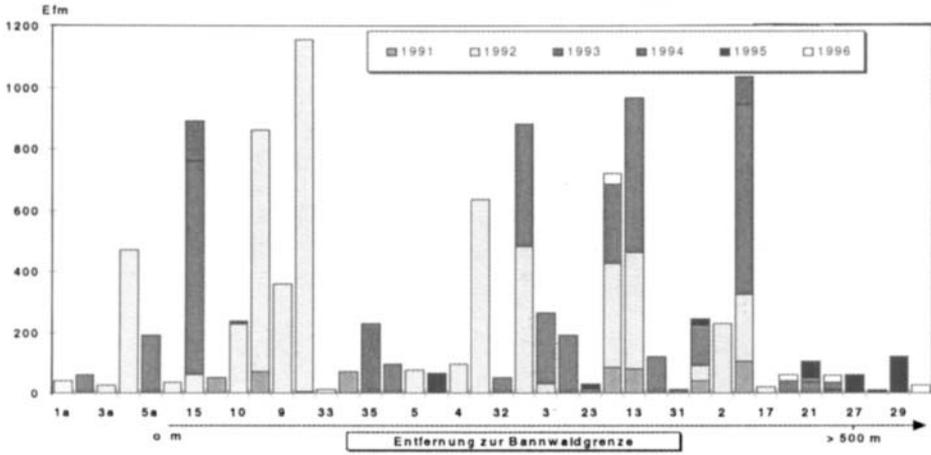


Abb. 5.7-5: Schadholzmenge je Befallsfläche differenziert nach Befallsjahren in Bebenhausen.

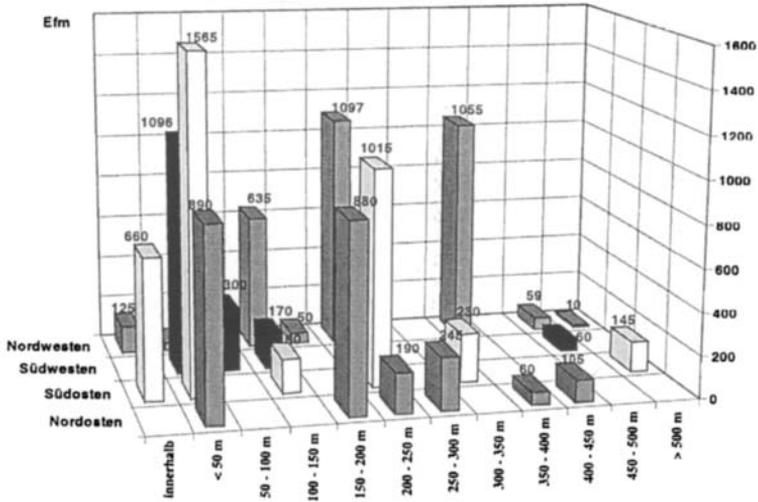


Abb. 5.7-6: Schadholzmenge in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurffläche Bebenhausen.

Die hier nicht dargestellte Häufigkeit der Befallsflächen im Nordwesten ist mit 14 Befallsflächen jedoch wesentlich höher als in anderen Himmelsrichtungen (vergl. auch Abb. 5.7-7). Der

von den einzelnen Befallsflächen ausgehende Befallsdruck war offensichtlich aufgrund der Mischungsverhältnisse vergleichsweise gering. Im Südwesten sowie Nord- und Südosten zeigt die Zone von 50 bis 150 m nur wenig Stehendbefall, da in diesem Bereich hauptsächlich Sturmflächen ohne Restbestand angrenzen. Lediglich im Nordwesten wurde vermehrt Stehendbefall gefunden, was vermutlich auf steigende Fichtenanteile im Wirtschaftswald zurückzuführen ist.

Abb. 5.7-7 zeigt ebenfalls mit Ausnahme vom Nordwesten eine entfernungsabhängige Abnahme der Befallsgröße und weist somit in Verbindung mit der absoluten Höhe der Schadholzmenge die Sturmwurf-fläche als ausschlaggebenden Befallsherd aus.

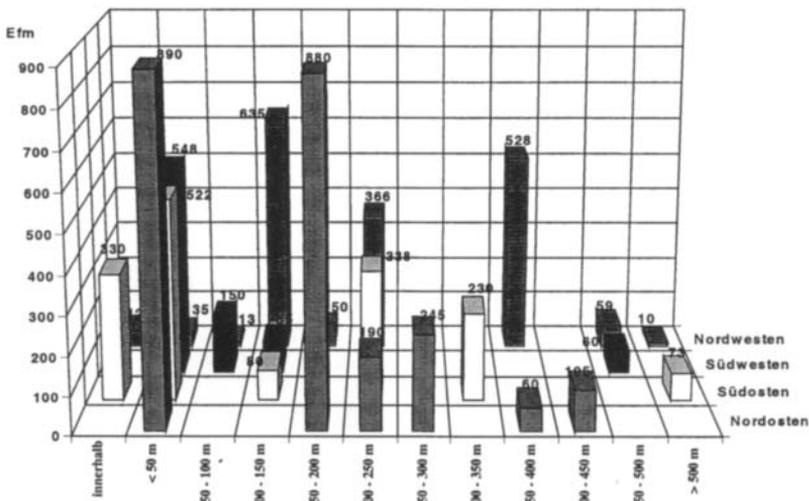


Abb. 5.7-7: Mittlere Befallsflächengröße in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurf-fläche Bebenhausen.

### Sturmwurf-fläche Bad Waldsee

Innerhalb der Sturmwurf-fläche blieben Bestandesreste vom Sturm verschont und waren in den Folgejahren vom Stehendbefall durch Borkenkäfer betroffen. In Tab. 5.7-2 sind die Ergebnisse der Erhebung für die Sturmwurf-fläche zusammengefaßt. Erwartungsgemäß spielt das Befalls-jahr 1991 auf der Fläche eine große Rolle. Im Bannwald selbst entstand im Jahr 1994 der meiste Stehendbefall, obwohl in diesem Jahr die Schäden im untersuchten Wirtschaftswald unbedeutend waren (s. Abb. 5.7-8).

Tab. 5.7-2: Stehendbefall bei Fichte (Anzahl) im Bereich der Sturmwurffläche bei Bad Waldsee.

Befallsfläche	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Summe
1	42	6	6	12	0	0	66
2	15	0	0	0	0	0	15
3	0	0	6	26	0	0	32
4	0	0	0	0	15	0	15
5	0	0	0	18	0	0	18
6	0	0	0	6	0	0	6
7	0	0	0	2	0	0	2
8	0	0	0	7	0	0	7
9	0	0	0	0	48	21	69
Summe	57	6	12	71	63	21	230

Der in Abb. 5.7-8 dargestellte zeitliche Verlauf der Schadholzmengen im angrenzenden Wirtschaftswald der Sturmwurffläche bei Bad Waldsee zeigt einen individuellen Schadverlauf mit unterschiedlichen Schwerpunkten. Das Niveau ist deutlich geringer als im Einflußbereich der Sturmwurffläche bei Bebenhausen und erreicht sein vorläufiges Minimum 1994. Ein weiterer Unterschied besteht darin, daß in den Jahren 1995/1996 weitaus mehr Stehendbefall erfolgte als unmittelbar nach dem Sturmjahr 1990, was offensichtlich auf ein zweites Sturmereignis im Jahr 1994 zurückzuführen ist.

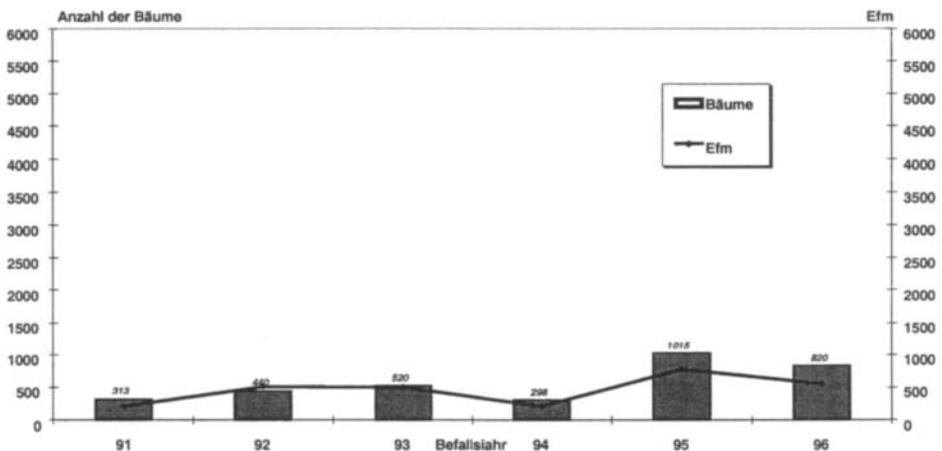


Abb. 5.7-8: Zeitliche Entwicklung der Schadholzmengen von 1991 bis 1996 im Untersuchungsbereich bei Bad Waldsee.

Die Abb. 5.7-9 zeigt eine entfernungsabhängige Zunahme der Schadholzmengen, der eine leichte Abnahme bis zur Peripherie des Untersuchungsgebietes folgt. Die Ausbreitungsdynamik verhält

sich somit im Vergleich zu den Beobachtungen in den beiden anderen Gebieten sehr verschieden. Ebenso spiegelt die räumliche Verteilung der Befallsjahrgänge nicht das gewohnte Bild in den anderen Bannwäldern wider. Der vergleichsweise heftige Schadverlauf in den Jahren 1995/1996 trägt zur Verzerrung des Ausbreitungsmusters bei, jedoch zeigen auch die Jahre 1991 und 1994 keinen und die Jahre 1992 und 1993 nur einen schwachen entfernungsabhängigen Trend.

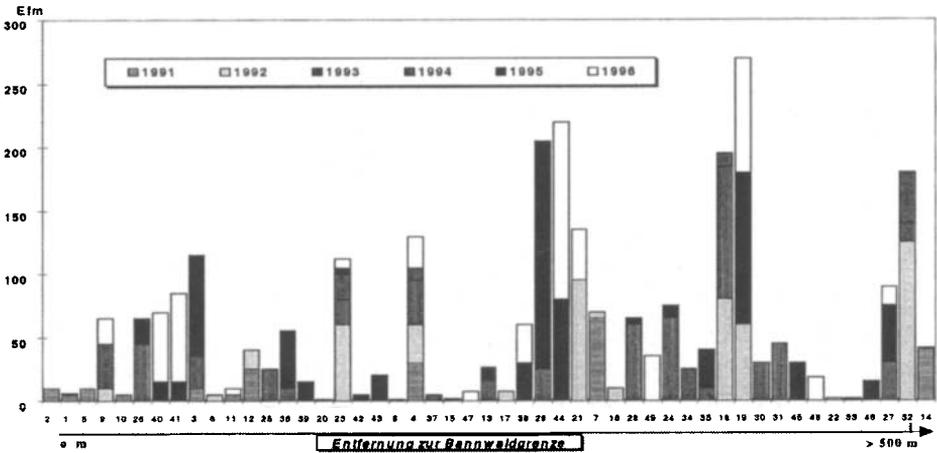


Abb. 5.7-9: Schadholzmenge je Käfernest differenziert nach Befallsjahren in Bad Waldsee.

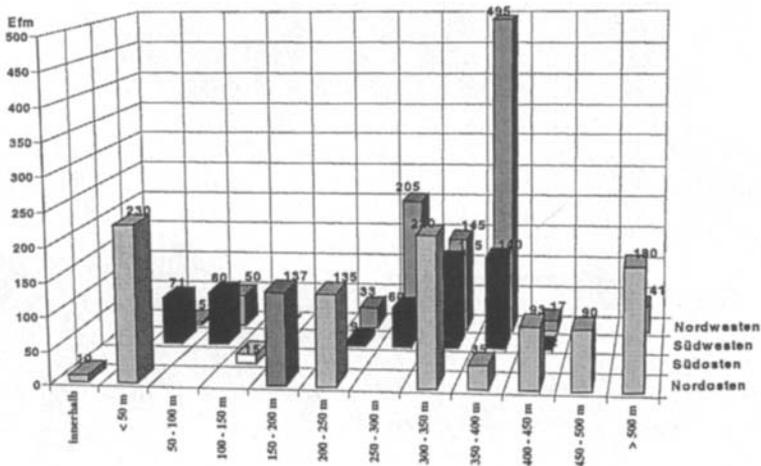


Abb. 5.7-10: Schadholzmenge in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurffläche Bad Waldsee.

Aus Abb. 5.7-10 wird ersichtlich, daß der räumliche Schwerpunkt in einer Entfernung von 200 bis 400 m von der Sturmwurf­flächengrenze liegt und, wenn auch unterschiedlich stark ausge­prägt, sowohl im Nordwesten als auch im Südwesten und Nordosten beobachtet werden kann. Die Ursache für die untypische Verteilung der Käferschäden muß somit das Ergebnis einer Vielzahl von beeinflussenden Fremdfaktoren sein, die nicht unmittelbar mit der Sturmwurf­flä­che zusammenhängen.

Die in Abb. 5.7-11 dargestellte mittlere Befallsflächengröße entspricht diesen Beobachtungen, wobei deutlich zu erkennen ist, daß die Größe und nicht deren Anzahl für das in Abb. 5.7-10 dargestellte Ausbreitungsmuster verantwortlich ist.

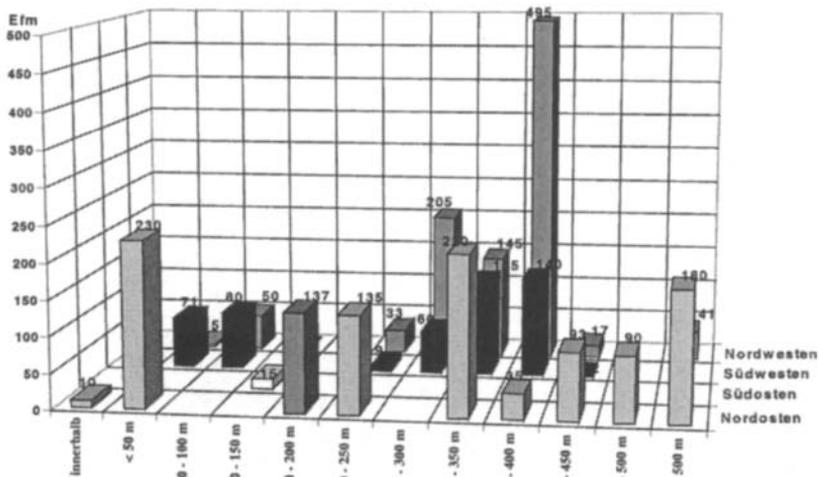


Abb. 5.7-11: Mittlere Befallsflächengröße in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurf­fläche Bad Waldsee.

*Sturmwurf­fläche Langenau*

In der Sturmwurf­fläche Langenau boten lediglich wenige Bestandesreste die Möglichkeit zum Stehendbefall. Deshalb wurde nur eine kleine Befallsfläche mit 10 abgestorbenen Bäumen im Westen festgestellt. Darüber hinaus sind 25 Einzelfichten, die über den östlich gelegenen Teil regelmäßig verteilt liegen, bereits 1990 abgestorben.

Abb. 5.7-12 zeigt die zunächst kontinuierliche Abnahme der Schadholzmenge bis 1993. In den Jahren 1994 und 1995 kam es erneut zu einer sprunghaften Zunahme des Stehendbefalls. Seit 1996 bewegt sich der Stehendbefall auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Übereinstimmung von Stammzahl und Volumen (Erntefestmeter) resultiert aus einer mittleren Stückmasse der Käferbäume von etwa 1 Efm. Lediglich im Jahr 1992 liegt die Stückmasse deutlich darunter, was auf Kupferstecherbefall in der Befallsfläche 5 zurückzuführen ist (Stückmasse 0,06 Efm).

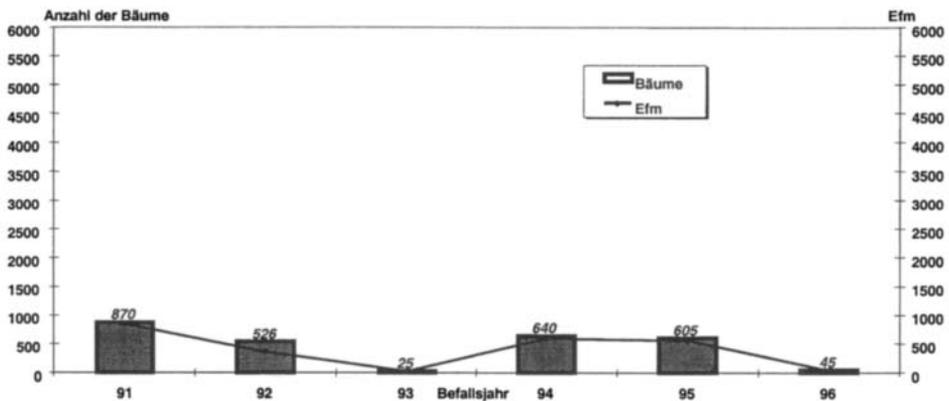


Abb. 5.7-12: Zeitliche Entwicklung der Schadholzmengen von 1991 bis 1996 im Untersuchungsbereich bei Langenau.

Die Abb. 5.7-13 verdeutlicht, daß in den Jahren 1991, 1994 und 1995 die bedeutendsten Schadholzmengen erhoben wurden. Desweiteren fällt auf, daß das Käferholz 1991 überwiegend in unmittelbarer Nähe zur Sturmwurflläche anfiel. Im Jahr 1994 war die Entfernung zum Bannwald bereits deutlich größer und 1995 wurden im wesentlichen Bäume in einer Entfernung ab 450 m befallen. Demnach unterscheidet sich das Ausbreitungsmuster z.B. von der Fläche Bad Waldsee insofern, als deutlich weniger Befallsflächen vorhanden sind und die Befallsjahrgänge einen eindeutigen entfernungsabhängigen Trend aufweisen.

Die Abb. 5.7-14 zeigt, daß sich der Borkenkäfer hauptsächlich nach Südwesten und v.a. Südosten ausgebreitet hat. Die Ursache hierfür liegt in der Baumartenzusammensetzung des angrenzenden Wirtschaftswaldes, der im Norden und Westen hohe Laubholzanteile aufweist. Weiterhin ist zu beobachten, daß die Schadholzmenge mit zunehmender Entfernung vom Befallsherd kontinuierlich abnimmt. Die Säule > 500 m (bis max. 1.300 m) kann nicht in diesem Kontext interpretiert werden, da hier aus Darstellungsgründen ein größerer Distanzbereich zusammengefaßt wurde.

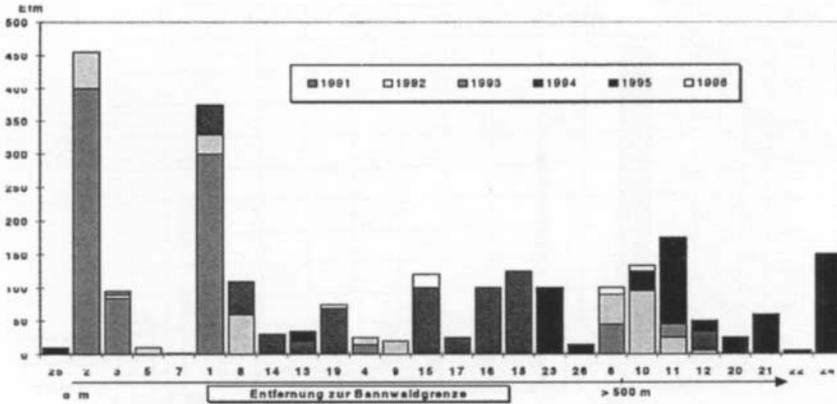


Abb. 5.7-13: Schadholzmenge je Käferneft differenziert nach Befallsjahren in Langenau.

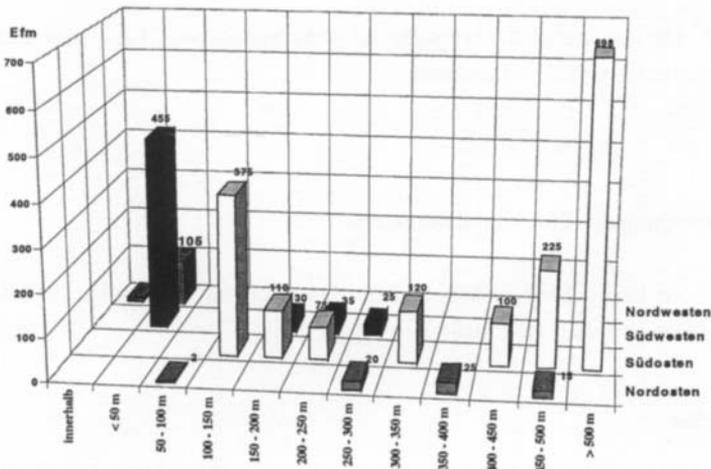


Abb. 5.7-14: Schadholzmenge in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurffläche Langenau.

Während die Anzahl der Befallsflächen keinen entfernungsabhängigen Trend zeigt, nimmt die mittlere Befallsflächengröße in Abb. 5.7-15 mit zunehmender Entfernung zur Sturmwurffläche ab. Dies ist im Südwesten deutlich ausgeprägt, während die heftige Populationsentwicklung 1994/1995 im Südosten auch ab 300 m zu entsprechenden Befallsflächengrößen führte. Die angegebene Masse für die Befallsfläche innerhalb des Bannwaldes beruht auf einer Schätzung, da das Holz nicht aufgearbeitet wurde.

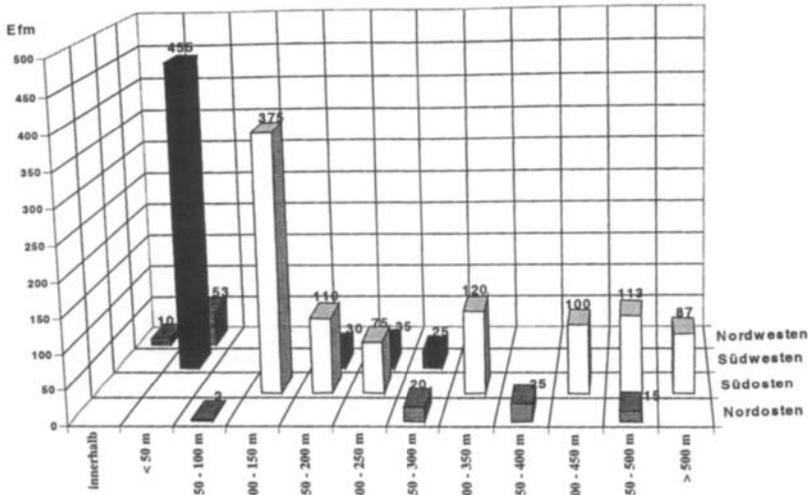


Abb. 5.7-15: Mittlere Befallsflächengröße in Abhängigkeit von Lage und Entfernung zur Sturmwurffläche Langenau.

### 5.7.3.3 Entwicklung der Pheromonfallenfänge

Im folgenden werden die Fangergebnisse für Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) dargestellt.

#### *Ips typographus*

Im Bannwald "Silbersandgrube" (Bebenhausen) wurden mit Rücksicht auf die Bannwaldverordnung nur bis zum Jahr 1993 Pheromonfallen aufgestellt. In den beiden anderen Bannwäldern konnte die Populationsentwicklung bis 1996 überwacht werden. Die Ergebnisse zeigen die Abb. 5.7-16, 5.7-17 und 5.7-18.

Niveau und Jahresverlauf der Fangraten in den einzelnen Bannwäldern sind sehr unterschiedlich. Während das Niveau bei Langenau besonders hoch war, wurde bei Bad Waldsee nur ein Bruchteil gefangen. Analog zum Kupferstecher veranschaulichen die Abbildungen mit Ausnahme von Bad Waldsee die eingipfelige Häufigkeitsverteilung mit ausgeprägtem Höhepunkt im Jahr 1991.

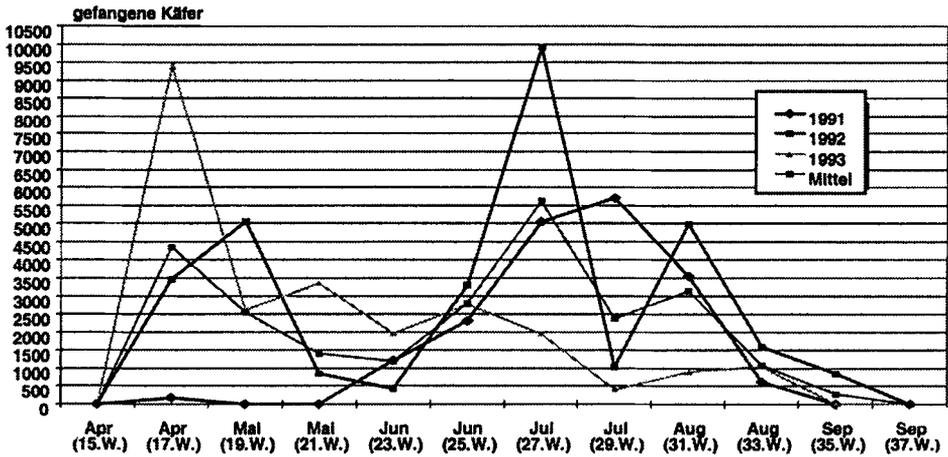


Abb. 5.7-16: Jährliche Entwicklung (Monat/Kalenderwoche) der Kontrollfänge im Bereich der Sturmwurffläche Bebenhausen.

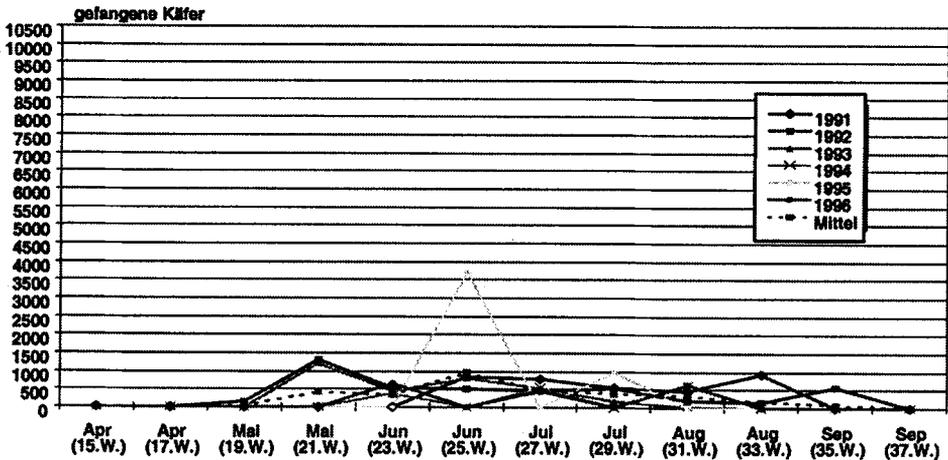


Abb. 5.7-17: Jährliche Entwicklung (Monat/Kalenderwoche) der Kontrollfänge beim Buchdrucker im Bereich der Sturmwurffläche Bad Waldsee.

Die Häufigkeitsverteilung der Fänge von Bad Waldsee und Langenau zeigt im Jahre 1992 einen ähnlichen Verlauf, wenn auch auf unterschiedlichem Niveau. Dem ausgeprägten Höhepunkt in der zweiten Maihälfte folgte eine kontinuierliche Abnahme der Fangrate, die im Juli kaum unterbrochen wurde. Bei Bebenhausen ist die Häufigkeitsverteilung hingegen deutlich dreigipfelig und weist noch im August ein hohes Niveau auf. Die Ursachen können nicht geklärt werden.

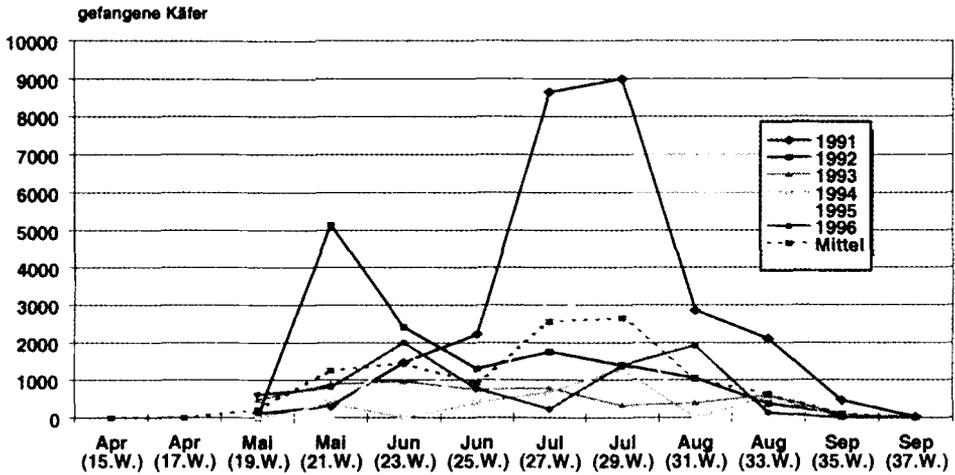


Abb. 5.7-18: Jährliche Entwicklung (Monat/Kalenderwoche) der Kontrollfänge beim Buchdrucker im Bereich der Sturmwurf­fläche Langenau.

Im Jahr 1993 zeichnet sich in den Bannwäldern bei Bad Waldsee und Langenau ein starker Rückgang der Fänge ab. Einzig im Bannwald bei Bebenhausen war der Fang­erfolg relativ hoch und wird von einem frühzeitigem Maximum im April geprägt. Dieses Ergebnis korrespondiert weitgehend mit der zeitlichen Entwicklung der Schadholzmengen außerhalb der Sturmwurf­fläche.

Die 1994 verhältnismäßig hohen Schadholzanfälle im Forstbezirk Langenau stimmen dagegen nicht mit dem geringen Fang­erfolg auf der benachbarten Sturmwurf­fläche überein. Hierfür ist die Tatsache verantwortlich, daß auf der Sturmwurf­fläche der Befall der liegenden Bäume abgeschlossen und der räumliche Schwerpunkt des Stehendbefalls bereits zu weit entfernt war, um sich auf die Kontrollfänge auszuwirken.

Im Jahr 1995 fallen die hohen Fangraten in den Wäldern bei Bad Waldsee und Langenau auf, was sich auch in den Schadholzmengen in diesem Jahr widerspiegelt und v.a. witterungsbedingt war.

*Pityogenes chalcographus*

Der Kupferstecher wurde in den Bannwäldern bei Bebenhausen und Langenau mit Pheromon­fallen gefangen. Die Ergebnisse zeigen die Abb. 5.7-17 und 5.7-18.

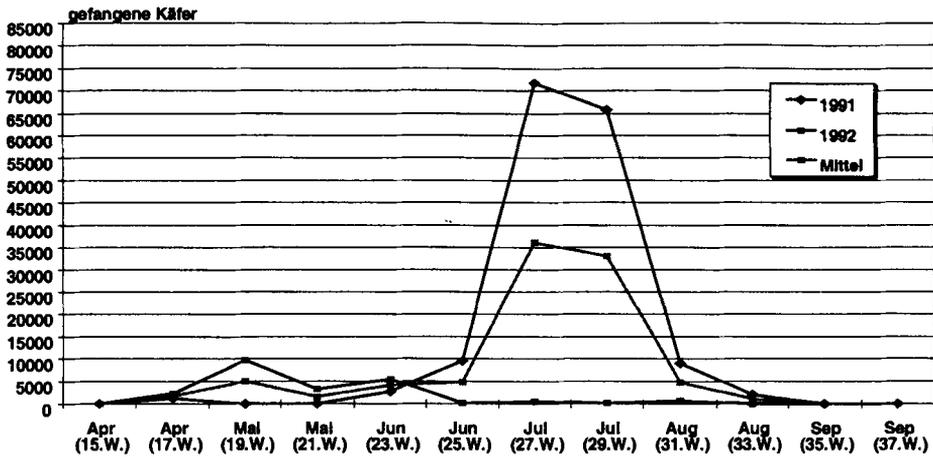


Abb. 5.7-19: Jährlich Entwicklung (Monat/Kalenderwoche) der Kontrollfänge bei Kupferstecher im Bannwald bei Bebenhausen.

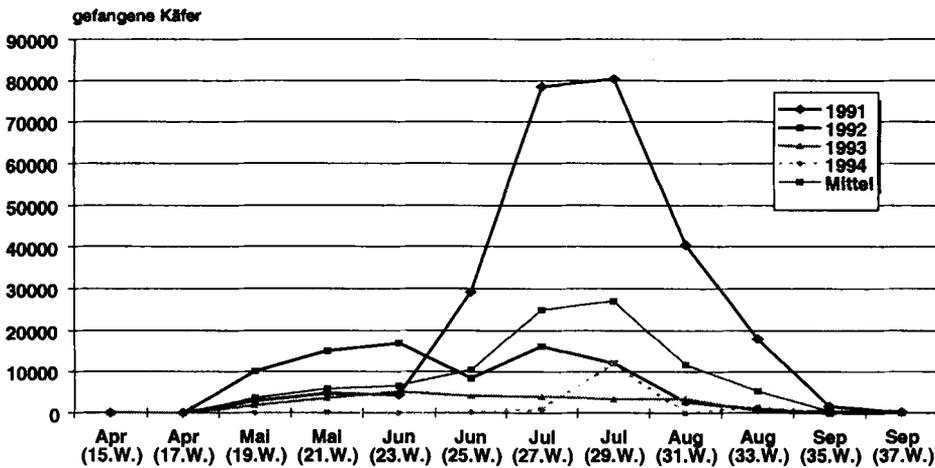


Abb. 5.7-20: Jährliche Entwicklung (Monat/Kalenderwoche) der Kontrollfänge beim Kupferstecher im Bannwald bei Langenau.

Bei Bebenhausen ließ die Bannwaldverordnung den Einsatz der Pheromonfallen nur in den Anfangsjahren zu. Für den Kupferstecher liegen Daten von 1991 und 1992 vor.

Die Abbildungen zeigen, daß die Populationsentwicklung im Jahr 1991 in den beiden Waldgebieten weitgehend identisch verlief. Es ist deutlich der Entwicklungsschub der im Aufbau be-

griffenen Kupferstecherpopulation zu erkennen. Bei Langenau war das Niveau etwas höher und die Schwärmphase hielt länger an. Die Häufigkeitsverteilung der Fänge zeigt in diesem Jahr nur einen Höhepunkt. In den Folgejahren wurde auf beiden Flächen ein kontinuierlicher Rückgang beobachtet. Im Verlauf des Jahres 1993 überstieg die Fangrate im Bannwald „Fohlenhaus“ (Langenau) niemals das Ausgangsniveau vom Mai 1991.

#### 5.7.4 Diskussion

##### *Besiedlung der liegenden Stämme*

Die Befallsdichte an den liegenden Stämmen war im Bannwaldgebiet bei Bebenhausen um ein Vielfaches geringer als in den übrigen Waldgebieten. Hierfür sind vermutlich verschiedene Ursachen verantwortlich:

Die Ergebnisse der Grundaufnahme der Abt. Botanik und Standortkunde der FVA Baden-Württemberg erbrachten für den Bannwald „Silbersandgrube“ (Bebenhausen) mit 2.260 Fm eine vielfach größere Sturmholzmenge als auf den *Sturmwurfflächen* bei Bad Waldsee und Langenau mit 310 Fm bzw. 810 Fm. Die Sturmflächengröße, bzw. das mit dieser korrelierte Brutraumangebot und die Befallsdichte an den liegenden Stämmen verhalten sich also weitgehend umgekehrt-proportional zueinander. Dies deutet daraufhin, daß eine im Aufbau begriffene Käferpopulation ein spontan auftretendes Überangebot an Brutraum kurzfristig nicht völlig ausnutzen kann. Diese Aussage gilt bis zu einer Mindestgröße der Kalamitätsfläche, bei deren Unterschreitung es bei latenter Ausgangsdichte zu inter- und intraspezifischer Brutraumkonkurrenz kommt und somit der Brutraum nicht mehr optimal von einer Art ausgenutzt werden kann. Auf Grundlage der dargestellten Zusammenhänge ist somit davon auszugehen, daß unter sonst gleichen Bedingungen das Risikopotential eines nachfolgenden Stehendbefalls unterproportional zur Kalamitätsflächengröße steigt. Diese Schlußfolgerung bestätigt den Grundsatz der integrierten Borkenkäferbekämpfung, im Falle von Sturmkalamitäten vorrangig alle zerstreuten kleineren Sturmflächen aufzuarbeiten, um die Entwicklung einer jeweiligen Eigendynamik an möglichst vielen Stellen zu unterbinden. Die Tatsache, daß mit dem Sturmholzvorrat auf der Sturmwurffläche der Stehendbefall im angrenzenden Wirtschaftswald zunahm, widerspricht dem nicht, da die absoluten Sturmholzmassen und Bedingungen im Wirtschaftswald sehr unterschiedlich waren (s.u.).

Die Entwicklung der Bruttauglichkeit der Sturmwürfe bzw. -brüche beeinflußt ebenfalls die Befallsdichte und das Risikopotential einer Kalamitätsfläche, da hiervon der Zeitraum abhängt, in dem die Borkenkäferpopulation auf das Brutraumangebot reagieren kann. Hier spielen Expo-

sition, Flächengröße, Wasserhaushalt des Standortes und Anteil der Sturmbrüche eine entscheidende Rolle (BÜCKING et al. 1997).

Im Bannwald bei Langenau war der Anteil der Sturmbrüche mit ca. 80 % sehr hoch. Die gebrochenen Fichten wurden infolge günstiger Witterungsbedingungen noch im Sturmjahr 1990 stark besiedelt und zeichneten sich zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1991 bereits durch umfangreiche Rindenverluste aus, die den Ausflug der Käferbruten signalisierten. Sturmwürfe mit ausreichendem Bodenkontakt der Wurzel (> 20 %) werden i.d.R. erst in der zweiten Vegetationsperiode nach dem Sturm stärker besiedelt (GROSS et al. 1992). Deshalb konzentrierte sich der Befall 1991 durch die mittlerweile angewachsene Borkenkäferpopulation auf die wenigen „*lebendkonservierten*“ Sturmfichten. Die Folge war eine im Vergleich zu den beiden anderen Bannwäldern hohe Besiedlungsdichte der liegenden Stämme im Jahr 1991, die nicht oder kaum gebrochen waren.

Ein Zusammenhang zwischen Befallsdichte, Exposition und Wasserhaushalt der Standorte konnte durch die Untersuchungsergebnisse nicht bestätigt werden, da der Einfluß der oben geschilderten brutraumbedingten Faktoren diese Einflüsse überlagert hat. Während die Bannwälder bei Bebenhausen und Langenau überwiegend schwach geneigt nach Ost und Südost exponiert sind, zeichnet sich der Bannwald bei Bad Waldsee durch eine schwach nach Südwesten exponierte Hanglage aus. Bei weitgehend identischer Höhenlage (500 bis 540/570 m NN) und einer mittleren Jahrestemperatur von 7,3 bis 7,8 °C unterscheiden sich die Bannwälder im wesentlichen durch die Jahresniederschläge (s. Tab 2.1-1). Diese sind bei Bad Waldsee mit etwa 850 mm am höchsten, während sie bei Langenau und Bebenhausen im Bereich von etwa 650 bis knapp 700 mm liegen. Im Bannwald bei Bad Waldsee finden sich zudem die frischesten Standorteinheiten, gefolgt vom Bannwald bei Bebenhausen; bei Langenau überwiegen die trockenere Kalkstandorte (vgl. Kap. 2.3). Demnach hätte das Waldgebiet bei Bad Waldsee entgegen den Untersuchungsergebnissen eine niedrigere Befallsdichte als das Gebiet bei Bebenhausen aufweisen müssen, zumal auf beiden Flächen der Sturmbruch nicht von Bedeutung ist.

### *Stehendbefall*

Auf der Sturmwurffläche Bebenhausen wurden insgesamt 785 abgestorbene Fichten gezählt, wovon ca. Dreiviertel bereits 1992 dem Borkenkäfer zum Opfer fielen. Neben Fichte wurden auch abgestorbene Kiefern und Lärchen in relativ geringer Anzahl gefunden. Insgesamt ist von einem Ausfall der Fichtenanteile an den Restbeständen auf der Sturmwurffläche von ca. 70 % (Schätzung) auszugehen. Der Fichtenanteil an den lebenden Restbeständen in der Sturmwurffläche hat sich somit auf unter 20 % (Schätzung) reduziert. Insbesondere im Südosten der Sturmfläche kam es zu massiven Schäden in den geschlossenen Restbeständen, während die lückige-

ren und kiefernreichen Bestände im Westen und Nordwesten schwächer betroffen waren. Hier spielten offensichtlich der Bestockungsgrad und die Mischungsverhältnisse eine Rolle.

Im Bannwald bei Bad Waldsee wurden von 1991 bis 1996 insgesamt 230 abgestorbene Bäume auf 9 Befallsflächen und eine aufgearbeitete Befallsfläche mit 10 Efm ermittelt. Im Hinblick auf einen Vorratsanteil des lebenden Bestandes von über 80 %, der zu annähernd 70 % aus Fichte besteht (Grundaufnahme 1993 der Abt BuS, FVA Ba-Wü), ist der Stehendbefall vor allem unter Berücksichtigung der Besiedelungsdichte der liegenden Stämme als gering einzustufen. Ebenso erfüllt die zeitliche Entwicklung mit einem Maximum in den Jahren 1994/95 (insgesamt 134 abgestorbene Bäume bzw. 58 % des Stehendbefalls) nicht die Erwartung, daß der Stehendbefall unmittelbar auf das Sturmereignis 1990 zurückzuführen ist. Auf der ursprünglichen Sturmwurffläche innerhalb des Bannwaldes von Langenau spielt der Stehendbefall in Ermangelung an Altbestandesresten keine Rolle.

Als Indikatoren für einen von der Sturmwurffläche ausgehenden Gradienten des Stehendbefalls dienten die absolute Masse der Schadholzmengen und die mittlere Schadholzmengen-Masse auf den Befallsflächen. Die Befallsflächenanzahl allein erwies sich als wenig aussagefähig.

Trotz einer Vielzahl von Einflußfaktoren, wie Bestandesalter, Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur, Standortverhältnisse, Vorhandensein benachbarter Sturmflächen, konnten zumindest die Bannwälder bei Bebenhausen und Langenau als dominierende Ausgangsherde für die Borkenkäferschäden in den benachbarten Wirtschaftswäldern identifiziert werden. Je schneller die Sturmflächen durch den Borkenkäfer besiedelt wurden und das Sturmholz seine Bruttauglichkeit verlor, desto eindeutiger ist die Ausbreitung des Stehendbefalls einem zentralen Befallsherd zuzuordnen. In diesen Wäldern liegt die Entfernung, ab der eine deutliche Abnahme des Stehendbefalls beobachtet wurde, bei etwa 450 bis 500 m. Die Tatsache, daß sich Sturmflächen im angrenzenden Wirtschaftswald nur begrenzt auf das von den Bannwäldern ausgehende Ausbreitungsmuster des Stehendbefalls auswirkten, deutet auf die hohe Effizienz der konsequenten Aufarbeitung des Sturm- und Käferschadholzes im Wirtschaftswald hin.

Die im Vergleich zu den anderen Gebieten abweichende zeitliche Entwicklung und räumliche Ausbreitung des Stehendbefalls im Bannwald bei Bad Waldsee ist vermutlich auf die folgenden Faktoren zurückzuführen:

- Der absolute Sturmholzvorrat war auf der Sturmwurffläche im Vergleich zu den beiden anderen Gebieten derart gering, daß sich die hohe Befallsdichte an den liegenden Stämmen nur marginal auf das Borkenkäferisiko in den Beständen im Bann- und Wirtschaftswald auswirken konnte. Durch den geringeren Befallsdruck war zumindest der relative Einfluß von Borkenkäferpopulationen im Wirtschaftswald stärker als in den beiden anderen Gebieten.

- Die lebenden Fichtenbestände, d. h. die potentiellen Brutbäume, waren innerhalb des Bannwaldes und im angrenzenden Wirtschaftswald vermutlich bedingt durch Klima und Standortverhältnisse weniger für den Befall durch Borkenkäfer disponiert. Hierauf deutet die Tatsache hin, daß der Stehendbefall erst während einer extremen Trockenphase im Jahr 1994 deutlich zunahm. Im Untersuchungsbereich konnte beobachtet werden, daß insbesondere die frischen und wechselfeuchten Standortseinheiten 1994 vom Stehendbefall betroffen waren. Die Fichte wurzelt hier flachgründig, weshalb sie bei witterungsbedingten Störungen des Wasserhaushaltes anfälliger gegen Trockenstreß ist.
- Die Sturmschäden im Bannwald bei Bad Waldsee gingen auf kleinflächige Sturmwürfe zurück, während in den beiden anderen Gebieten Flächenwürfe vorlagen. Durch den Übershirmungseffekt der verbliebenen Altbestände waren die überwiegend vom Sturm geworfenen Fichten länger bruttauglich als auf Freiflächen. Zudem boten die Altbestände die Möglichkeit zum Stehendbefall auf der Sturmwurffläche selbst. Aufgrund der langsameren, aber länger andauernden Dynamik der örtlichen Borkenkäfergradation fungierte die Sturmwurffläche somit noch bis zum Jahr 1996 als unmittelbare Borkenkäferquelle (s. Abb. 5.7-9) für den Wirtschaftswald.
- Im Jahr 1994 war der Staatswald im Fbz. Bad Waldsee mit annähernd 21.000 Fm vermehrt von Sturmwürfen betroffen. Im Untersuchungsbereich traten keine unmittelbaren Schäden auf, dennoch ist davon auszugehen, daß sich der dadurch ausgelöste wiederholte Entwicklungsschub der Borkenkäferpopulationen im Bannwald auswirkte.

Die Ausbreitungsmuster des Buchdruckers in Abhängigkeit von der Himmelsrichtung wurden in allen Untersuchungsgebieten überwiegend durch die Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur des Wirtschaftswaldes geprägt. Mit zunehmender Entfernung muß außerdem trotz konsequenter Aufarbeitung vermehrt mit Auswirkungen von Sturmflächen im Wirtschaftswald und den dort örtlich vorhandenen Käferpopulationen gerechnet werden. Deshalb war eine Untersuchung des Stehendbefalls im Hinblick auf Wind- und Expositionseinflüsse nicht möglich.

Der Stehendbefall verläuft bei hohen Populationsdichten relativ undifferenziert. Deshalb erlaubt das Ausbreitungsmuster in unmittelbarer Umgebung des Befallsherdes bzw. während der Gradation kaum Aussagen über den Zusammenhang zwischen Käferisiko und Standortverhältnissen. Zudem erschwert die Waldgeschichte mit ihren Auswirkungen auf Baumartenzusammensetzung, Alter und Gesundheitszustand der Bestände Rückschlüsse auf die standortsabhängige Disposition. In den im Nordschwarzwald gelegenen Bannwäldern „Hoher Ochsenkopf“ und „Wilder See/Hornisgrinde“ waren z.B. die schlechtesten Standorte am wenigsten vom Käfer betroffen, weil hier die Sukzession länger dauerte und die Bestände somit jünger sind (BECKER, in Vorbereitung). Im Bannwald bei Bad Waldsee und dem angrenzenden Wirtschaftswald

scheint eine höhere Stabilität der Wälder vorzuliegen, was mit dem günstigeren Wasserhaushalt der vorherrschenden Standortseinheiten erklärt werden kann. Die Ausgangsbedingungen in den Untersuchungsobjekten sind jedoch insgesamt zu unterschiedlich, um eindeutige Aussagen über die Gewichtigkeit verschiedener Einflußfaktoren treffen zu können.

### *Pheromonfallen*

Der teilweise fehlende Zusammenhang zwischen der zeitlichen Entwicklung der Fangergebnisse der Pheromonfallen mit konstantem Standort und der Schadholzmengen im angrenzenden Wirtschaftswald zeigten insbesondere bei Langenau das Fortschreiten der *Befallsfronten*. Die hohe Populationsdichte in 350 bis 400 m Entfernung von den Fallen hatte 1994 keinen Einfluß mehr auf die Fangergebnisse. Diese Beobachtung bestätigt die Ausführungen zum Einfluß der Entwicklungsgeschwindigkeit auf der Sturmwurflläche auf die Ausbreitungsdynamik (Radius, Geschwindigkeit) des Borkenkäferbefalls im angrenzenden Wirtschaftswald.

### **Zusammenfassung**

Auf den Sturmwurfllächen bei Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee selbst und im umgebenden Wirtschaftswald wurde die Ausbreitung des Borkenkäferbefalls an Fichte von 1991 bis 1996 untersucht.

Die Besiedelung des liegenden Sturmholzes erfolgte am schnellsten auf der Fläche Langenau, die einen hohen Bruchanteil aufwies.

Während auf den Flächen bei Bebenhausen und Langenau die wenigen noch stehend gebliebenen Fichten innerhalb von zwei Jahren abgestorben waren, blieb bei Bad Waldsee ein großer Teil der Fichten bisher verschont.

Der käferbedingte Schadholzanfall im umgebenden Wirtschaftswald wies bei Bebenhausen und Langenau einen von der Sturmwurflläche ausgehenden Gradienten auf, bei Bad Waldsee nicht.

Als Gründe für die Unterschiede der Befallsdynamik auf den drei Sturmwurfllächen werden unterschiedliche Schadholzmengen, Standortsunterschiede und ein weiteres Sturmereignis im Januar 1994 diskutiert. Die Befunde werden noch durch Fangergebnisse mit Pheromonfallen gestützt.

## 5.8 Borkenkäfer und Borkenkäferfeinde

von A. Kopf und W. Funke

### 5.8.1 Einleitung

Dem Erhalt von Totholz auf Sturmwurf Flächen für Natur- und Artenschutz gelten von forstlicher Seite erhebliche Bedenken. Von solchen totholzreichen Flächen kann nämlich ggf. durch Borkenkäfer (Scolytidae) eine erhebliche Gefährdung angrenzender Waldbestände ausgehen (s. Kap. 5.7).

Die Familie der Scolytiden läßt sich in zwei biologische Gruppen einteilen, die sich zum einen in ihrer Brutanlage, zum anderen im Verhalten gegenüber ihren Nachkommen unterscheiden. Die Arten der sogenannten *Rindenbrüter* legen ihre Brutgänge zwischen Rinde und Splint eines Baumes an. Vom Muttertier werden lediglich Nischen zur Unterbringung der Eier hergestellt. Bei den *Holzbrütern* befindet sich die Brutanlage dagegen direkt im Holz. Vom Weibchen werden dabei bereits die Larvengänge genagt und zusätzlich mit Pilzkulturen auf den Gangwänden versehen, deren nährstoffreiche Enden (Konidien) dann von den Larven abgeweidet werden. Außerdem betreiben diese Holzbrütenden Arten Brutpflege, indem sie die Larvengänge säubern und ihre Brut bis zum Schlüpfen umsorgen.

Eine weitere Einteilung der Scolytiden bezieht sich auf deren „Schädlichkeit“ für einen Waldbestand. Physiologische Schädlinge befallen lebendes Holz und bringen es durch ihre Fraßtätigkeit zum Absterben, wobei die „Primärschädlinge“ unter ihnen selbst gesunde Bäume angreifen; „Sekundärschädlinge“ befallen nur geschwächte, kranke Bäume. Technische Schädlinge entwerfen durch ihre Fraßgänge das Holz.

In Fichtenforsten finden vor allem Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) nach langanhaltenden Trockenperioden oder nach Windwürfen und -brüchen günstige Entwicklungsmöglichkeiten vor. Ihre Massenvermehrung mit bis zu drei Generationen pro Jahr (bei *I. typographus*) führt nicht selten großflächig zu erheblichen Forstschäden, wie in neuester Zeit z.B. im Fichtelgebirge.

Natürliche Antagonisten - Räuber und Parasiten - kontrollieren bis zu einem gewissen Grade die Populationen der Borkenkäfer. Insbesondere innerhalb der Coleoptera (Käfer) gibt es Arten, die das pheromonale Kommunikationssystem der Borkenkäfer als Reizquelle bei ihrer Nahrungssuche nutzen (SELLENSCHLO 1986).

### 5.8.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden

Auf der Sturmwurffläche bei Langenau wurde seit 1991 die Bestandesentwicklung von Borkenkäfern und deren Antagonisten mittels Pheromonlockstoff-Fallen (Flugbarriere-Fallen; Theysohn-Schlitzfallen nach NIEMEYER et al. 1983) verfolgt. Die Anwendung dieses Fallensystems, das mittlerweile zu einer Standardmethode des Forstschutzes in deutschen Wirtschaftswäldern zählt, nutzt die Tatsache aus, daß Borkenkäfer bei der Besiedlung geeigneter Brut- und Nahrungsquellen Aggregationspheromone produzieren, welche ihre Artgenossen anlocken (KOHNLE 1985). In den vorliegenden Untersuchungen wurde besonderes Augenmerk auf die im Fichtenforst forstwirtschaftlich bedeutenden Scolytidenarten gelegt, die o.g. Rindenbrüter und den holzbrütenden gestreiften Nutzholzborkenkäfer (*Trypodendron lineatum*).

### 5.8.3 Ergebnisse

Bei Langenau kam es nach den Frühjahrsstürmen von 1990 zu einer Massenvermehrung von *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus*, die allerdings erst 1991 registriert wurde (Tab. 5.8-1 und Kap. 5.6). Bis 1994 gingen die Fangzahlen beider Arten in den Pheromonfallen stark zurück. 1995 und 1996 nahm zumindest der Kupferstecher wieder stark zu.

Der gestreifte Nutzholzborkenkäfer (*Trypodendron lineatum*) war 1992 auf der nicht geräumten Sturmwurffläche besonders häufig. Bis 1996 wurden für ihn jedoch stark rückläufige Zahlen registriert. Auch im benachbarten stehenden Bestand gingen die Fangzahlen deutlich zurück.

Tab. 5.8-1: Pheromonfallenfänge auf der Sturmwurffläche (A) und im stehenden Bestand (C), Langenau.

	Pityogenes chalcographus (A)	Ips typographus (A)	Trypodendron lineatum (A)	Trypodendron lineatum (C)
1991	270.864	47.548	1.232	Keine Falle
1992	168.572	21.952	2.462	Keine Falle
1993	52.300	7.350	847	Keine Falle
1994	27.403	6.630	Keine Falle	Keine Falle
1995	100.888	defektes Präparat	660	8.170
1996	172.754	3.934	38	3.417

Im Untersuchungszeitraum (1991 bis 1996) wurden in den Pheromonfallen noch 10 weitere Scolytidenarten mit insgesamt 201 Individuen erfaßt (Tab. 5.8-2), die forstwirtschaftlich allerdings von geringerer Bedeutung sind bzw. beim Abbau von Totholz sogar eine positive Rolle spielen.

## Borkenkäfer und Borkenkäferfeinde

Tab. 5.8-2: Sonstige Scolytidenarten in den Pheromonfallen der Sturmwurflläche (A) und des stehenden Bestandes (C) bei Langenau.

Pheromonpräparate	Pheroprax A	Chalcoprax A	Linoprax A	Chalco C	Linoprax C	Gesamt
<i>Hylastes cunicularius</i> Er.	1		33		4	38
<i>Hylurgops palliatus</i> Gyll.			30			30
<i>Blastophagus minor</i> Hartig				1		1
<i>Dendroctonus micans</i> Kgl.			1			1
<i>Polygraphus polygraphus</i> L.		3	3			6
<i>Crypturgus pusillus</i> Gyll.	14					14
<i>Dryocoetes autographus</i> R.	28	21	33	2	1	85
<i>Cryphalus saltuarius</i> Weise					1	1
<i>Xyleborus saxeseni</i> Ratz.			14			14
<i>Xylosandrus germanus</i> Bla.			9		2	11
<b>Gesamt</b>	<b>43</b>	<b>24</b>	<b>123</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>201</b>

Neben Borkenkäfern traten in den Pheromonfallen auch andere Arthropoden wie Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler), Diptera (Zweiflügler), Psocoptera (Rindenzäuse) sowie - besonders zahlreich - Vertreter von insgesamt 35 Coleopterenfamilien als Beifang auf. Darunter befanden sich auch spezifische Borkenkäferfeinde, so z.B. Vertreter der Rhizophagidae (Rindenglanzkäfer), Tenebrionidae (Dunkelkäfer), Staphylinidae (Kurzflügler) und Cucujidae (Plattkäfer). Besonders erwähnenswert sind die hohen Fangzahlen des Jagdkäfers *Nemosoma elongatum* (Familie Trogostidae). Larve und Imago dieser 3 bis 4 mm großen Art leben räuberisch in den Brutsystemen von Borkenkäfern. *N. elongatum* gilt als Räuber von über 30 Borkenkäferarten (NASS 1993); *P. chalcographus* ist die Hauptbeuteart.

Zwischen der Populationsdynamik von *P. chalcographus* und *N. elongatum* bestehen enge Zusammenhänge (Tab. 5.8-3). Auf Massenvermehrungen des Kupferstechers (1991, 1995) folgte stets eine starke Vermehrung des Jagdkäfers (1992, 1996). Nach dem Rückgang von *P. chalcographus* (1992) kam es auch bei *N. elongatum* zu einer Abnahme der Fangzahlen (1993, 1994, z.T. 1995). Der Jagdkäfer folgt demnach den Populationsbewegungen seiner Beute *P. chalcographus* zeitversetzt um ca. ein Jahr (s. auch WIGGER 1995, FUNKE et al. 1998, KOPF & FUNKE im Druck).

Tab. 5.8-3: Fangzahlen von *Nemosoma elongatum* und *Pityogenes chalcographus* in Pheromonfallen auf der belassenen Sturmwurflläche (A) bei Langenau.

	<i>N. elongatum</i>	<i>P. chalcographus</i>	Verhältnis N.e. : P.c.
1991	103	270.864	1 : 2.630
1992	1.620	168.572	1 : 104
1993	418	52.300	1 : 125
1994	113	27.403	1 : 241
1995	129	100.888	1 : 781
1996	524	172.754	1 : 331

### 5.8.4 Diskussion

Auf der Sturmwurffläche bei Langenau wurde seit 1991 die Entwicklung des Borkenkäferbestandes verfolgt. Nach den Frühjahrsstürmen 1990 kam es 1991 - bedingt durch einen trockenwarmen Sommer - zu einer Massenvermehrung der forstwirtschaftlich bedeutenden Arten *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus*. Bereits 1992 folgte dem zurückgehenden Angebot an verwertbarem Nährsubstrat und bruttauglichem Material auf der nicht geräumten Fläche A ein starker Rückgang der beiden Arten (in der Schweiz nach WERMELINGER et al. 1995 erst ein Jahr später). 1995 bzw. 1996 kam es beim Kupferstecher wieder zu einem bedeutenden Anstieg der Fangzahlen. Diese Zunahme kann jedoch nicht von der belassenen Sturmwurffläche ausgegangen sein. Vielmehr ist anzunehmen, daß die Borkenkäfer aus dem stehenden Bestand auf die Sturmwurffläche gelangt waren. Diese Vermutung wird durch die Tatsache gestützt, daß aus den Totholzproben von Langenau nur im ersten Jahr nach den Stürmen Borkenkäfer (vorwiegend *P. chalcographus*) in größerer Anzahl extrahiert worden waren. In den folgenden Jahren war das tote Holz für diese Art nicht mehr attraktiv (s. Kap. 5.6 und 5.7).

Auch bei *T. lineatum* wurden auf der Sturmwurffläche ab 1993 stark rückläufige Fangzahlen registriert. Dieser Käfer, der sich von Pilzrasen im Holz ernährt, traf wohl mittlerweile ebenfalls keine guten Brut- und Ernährungsbedingungen mehr an.

Neben Borkenkäfern wurden in den Pheromonfallen auch viele Käfer mitgefangen, die als indifferent bzw. sogar als nützlich einzustufen sind. Insbesondere necro-saprophage Arten, die durch den Verwesungsgeruch toter Tiere zu den Fallen geführt wurden sowie zoophage Käfer, die sich das kommunikative Pheromonsystem der Borkenkäfer als Reizquelle bei der Nahrungssuche zunutze machen, waren häufig vertreten (Tab. 9 - Anhang). Unter letzteren dominierte *Nemosoma elongatum*. Seit Beginn der Untersuchungen konnten gekoppelte Zyklen in der Abbundanzdynamik für diese Art und seine bevorzugte Beute *P. chalcographus* beobachtet werden (s. auch WIGGER 1995, FUNKE et al. 1998, KOPF & FUNKE im Druck).

Somit geht von der Sturmfläche durch die Entwicklung von Räuberpopulationen durchaus auch ein positiver Einfluß im Sinne einer Reduzierung von Schädlingsbeständen aus. Um die Bedeutung des Jagdkäfers und anderer entomophager Räuber als Gegenspieler von Borkenkäfern nicht durch unnötig starkes Abfangen mittels Lockstofffallen zu gefährden, empfiehlt es sich daher, den Zeitpunkt des Aufstellens von Pheromonfallen mit den Hauptflugzeiten der wichtigsten Prädatoren abzustimmen bzw. das Ausbringen der Fallen auf die Hauptschwärmzeiten der Borkenkäfer zu beschränken (RAFFA 1991).

Eine Gefährdung stehender Bestände durch Massenvermehrung von Borkenkäfern auf nicht geräumten Sturmwurfflächen ist unmittelbar nach einem Sturmwurfereignis nicht von der Hand zu weisen. Das gilt vor allem dort, wo im stehenden Bestand (vor allem im Randbereich) unter

dem Einfluß eines Sturmes latente, d.h. nicht sofort erkennbare Schäden (vor allem im Wurzelsystem) eingetreten sind und damit neues geeignetes Nahrungs- und Brutmaterial für die schädlichen rindenbrütenden Scolytiden zur Verfügung steht. Dabei bestehen jedoch von Fall zu Fall erhebliche graduelle Unterschiede. So wurde nach den Untersuchungen von SCHRÖTER et al. (Kap. 5.7) die belassene Sturmwurffläche bei Langenau z.B. im Gegensatz zu einer entsprechenden Fläche bei Bad Waldsee eindeutig als dominierender Ausgangsherd für Borkenkäferschäden in benachbarten Wirtschaftswäldern identifiziert. Unberücksichtigt blieben dabei die Borkenkäferantagonisten (Parasitoide und Prädatoren), die möglicherweise noch größere Schäden verhindert hatten. Auch für diese Tiere sind belassene Sturmwurfflächen wichtige Entwicklungszentren. Das gilt vor allem für Arten, die nicht allein auf einen Schädling spezialisiert sind, sondern wie z.B. *N. elongatum* bei abnehmender Populationsdichte von *P. chalcographus* auf andere Beute (s.o.) ausweichen. Auch andere Raubarthropoden sowie entomophage Vögel und Säugetiere sind in diesem Zusammenhang zu erwähnen (s. Kap. 5.4, 5.9, 5.10). Ein ganz besonderes Potential stellen daneben auch die xylobionten Arthropoden im Totholz dar (s. Kap. 5.6), bei denen der Anteil der zoophagen Arten in den letzten Jahren vor allem bei Langenau zeitweise stark zugenommen hatte.

Auf den geräumten Sturmwurfflächen fehlen die spezifischen Borkenkäferfeinde fast völlig, und erst allmählich stellen sich auch hier unter den Arthropoden und Wirbeltieren fakultative Antagonisten von Forstschädlingen stärker ein. Nicht geräumte Flächen erfüllen mit ihren artenreicheren Tiergesellschaften demgegenüber schon wesentlich früher nach Sturmwürfen eine wichtige Funktion für den Schutz benachbarter Bestände vor Forstschädlingen. Ihr Erhalt ist aber auch aus anderer Sicht wünschenswert. Struktureiche Sturmwurfflächen bieten nämlich zahlreichen z.T. äußerst bedrohten Tierarten gute Entwicklungsmöglichkeiten. Das gilt in ganz besonderem Maße auch für Arten, die sich im Totholz entwickeln und gemeinsam mit Pilzen zu dessen fortschreitendem Abbau beitragen (PLACHTER 1991, AMMER 1991). Allein bei den xylobionten Coleopteren wurden im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland über 60 % der Arten als gefährdet oder vom Aussterben bedroht eingestuft (GEISER et al. 1989).

Das Räumen von Sturmwurfflächen sollte daher aus den genannten Gründen - sofern wirtschaftlich vertretbar - weitgehend unterbleiben. Prinzipiell wäre dieses auch nur sinnvoll, solange für forstschädliche Borkenkäfer bruttaugliches Material zur Verfügung steht. Zu einem späteren Zeitpunkt wären vor allem die Borkenkäferantagonisten und viele andere entomophage Tiere mit längeren Entwicklungsabläufen betroffen, die benachbarte Wirtschaftswälder vor Borkenkäferkalamitäten bewahren könnten.

Wünschenswert für eine endgültige Entscheidung über Räumen oder Nichträumen von Sturmwurfflächen wäre ein Großversuch. So müßten nach einem weiteren großräumigen Sturmereignis der Borkenkäferbefall im Wirtschaftswald in der Nähe völlig geräumter und völlig nicht ge-

## Kopf, Funke

räumter Sturmwurfflächen miteinander verglichen werden. Voraussetzung hierfür wären allerdings vergleichbare Standortbedingungen und möglichst gleiches Alter der Bestände, Bedingungen, die in einer reich gegliederten Landschaft allerdings wohl nur schwer zu erfüllen sein dürften.

### Zusammenfassung

Auf der belassenen Sturmwurffläche bei Langenau wurden zwischen 1991 und 1996 über Pheromonfallen zahlreiche Borkenkäfer und Borkenkäferfeinde gefangen. Besonders häufig war zeitweise der Kupferstecher *Pityogenes chalcographus*. Die hohen Fangzahlen von 1991 lassen sich vor allem auf die Massenvermehrung im Totholz der Sturmwurffläche zurückführen. In den folgenden Jahren muß die Art aber ausschließlich aus den stehenden Beständen eingeflogen sein, denn auf der Sturmwurffläche war bruttaugliches Material nicht mehr vorhanden. Dem Massenwechsel des Kupferstechers folgte in zeitlicher Verzögerung mit entsprechenden Fluktuationen der Fangzahlen sein Hauptfeind, der Jagdkäfer *Nemosoma elongatum*. Zwischen den Populationen von Beute und Räuber waren regelrechte gekoppelte Zyklen zu erkennen. Danach trägt *N. elongatum* also ganz entscheidend zur Regulation der Population des Kupferstechers bei. Da der Jagdkäfer auch andere - forstlich unschädliche - Borkenkäferarten auf Sturmwurfflächen als Nahrung nutzt, dürften von ihm über viele Jahre hinweg ständig positive Wirkungen für die stehenden Bestände (insbesondere zum Schutz vor dem Kupferstecher) ausgehen.

## 5.9 Vögel

*von H. Werth, S. Werth und W. Funke*

### 5.9.1 Einleitung

Vögel sind aufgrund ihrer vielfältigen Ansprüche bezüglich Nahrung (Art und Menge), Raumstrukturen (für Fortpflanzung und Jungenaufzucht) und Klimafaktoren in der Regel auf wesentlich größere Landschaftsräume angewiesen als nahezu alle anderen Tiergruppen. Ihre hohe Mobilität und die besondere Leistungsfähigkeit von Sinnesorganen und Zentralnervensystem ermöglicht es ihnen, die charakteristischen Merkmale einer Landschaft zu perzipieren, deren vielfältige Eigenschaften gezielt zu nutzen oder zu meiden und auf Veränderungen zu reagieren. Die Ansprüche der meisten mitteleuropäischen Vogelarten sind durch zahlreiche Untersuchungen gut bekannt. Das gleiche gilt auch für die Zusammensetzung von Artengemeinschaften der verschiedensten Biotoptypen (BEZZEL 1980, BERTHOLD 1976, BIBBY 1992, BLAB 1990, ELLENBERG 1985, FULLER 1989). Vögel eignen sich demzufolge ganz hervorragend als Indikatoren zur Kennzeichnung von Landschaftsräumen und ergänzen damit vegetationsökologische Erhebungen. Über Avizönosen von Sturmwurfflächen und deren Sukzession fehlen detaillierte Untersuchungen jedoch bisher völlig.

### 5.9.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden

Die Untersuchungen wurden zwischen 1994 und 1997 im Sturmwurfgebiet bei Langenau durchgeführt. Die Arbeiten konzentrierten sich zunächst auf die Brutvogelbestände und die Nahrungsgäste auf den nicht geräumten sowie den geräumten Flächen A und B von je ca. 6 ha Größe. 1997 wurden auch die Brutvögel der benachbarten Fichten- und Buchenbestände C1 und C2 registriert.

Die Kartierung der Brutvögel erfolgte auf den Sturmwurfflächen in allen Jahren zwischen April und Juli nach der sogenannten Revierkartierung über wenigstens je 8 Begehungen. Dabei wurden an mehreren Terminen Parallelbegehungen (synchron von jeweils zwei Personen) der einzelnen Flächen durchgeführt, um überwiegend akustisch wahrnehmbare Arten wie den Feldschwirl sowie Arten mit einem ausgesprochen großen Home-Range wie den Neuntöter nicht doppelt zu erfassen. Bei Arten ohne streng abgrenzbare Territorien (Amsel und Goldammer) mußte die Anzahl der Brutpaare geschätzt werden.

## **Kopf, Funke**

Unterschiede im Arteninventar der beiden Sturmwurfflächen A und B werden durch „Differentialarten“ gekennzeichnet (1. Grad: nur auf einer Fläche vorkommend; 2. Grad: 1994 bis 1997 auf einer Fläche mit doppelt so vielen Brutpaaren auftretend wie auf der anderen).

### **5.9.3 Ergebnisse**

Auf den Teilflächen A und B wurden 1994 insgesamt 33 Arten festgestellt. Darunter befanden sich 19 Spezies als Brutvögel (in 71 Paaren) sowie 15 als Nahrungsgäste (Tab. 5.9-1). 6 Arten werden auf der Roten Liste Baden-Württembergs (Kategorie 2 bis 4) geführt. Zwischen 1995 und 1997 wurden vor allem die Brutvögel der Sturmwurfflächen erfaßt, 1997 auch die der benachbarten Wälder C1 und C2. Hier waren 1997 insgesamt 19 Arten als Brutvögel nachgewiesen worden, 8 davon auf beiden Flächen (Tab. 5.9-1). Fast alle Arten sind typische Waldbewohner. 12 Spezies kamen als Brutvögel aber auch im Sturmwurfgebiet vor. Auf diesen Flächen wurden zwischen 1994 und 1997 insgesamt 26 Brutvogelarten festgestellt (Tab. 5.9-2). Auf der belassenen Fläche (A) war das Artenspektrum 1997 stark zurückgegangen (von 21 auf 13); auf der geräumten Fläche (B) hatte es 1995 deutlich zugenommen (von 9 auf 14). - Eine andere Entwicklung war bei den Nahrungsgästen zu beobachten. Auf Fläche A stieg ihre Artenzahl von 15 im Jahr 1994 auf 21 im Jahr 1997. Auf Fläche B nahm die Zahl der Nahrungsgäste von 8 im Jahr 1994 auf 12 im Jahr 1997 zu.

Auf Fläche A war die Zahl der Brutpaare 1994 fast viermal so groß wie auf Fläche B (Tab. 5.9-2). In den folgenden Jahren gingen die Zahlen in A kontinuierlich zurück, während sie gleichzeitig in B leicht anstiegen. Aber auch 1997 waren in A noch fast doppelt so viele Brutpaare vorhanden wie auf Fläche B.

Mit der Weiterentwicklung der Vegetation änderte sich auch die Dominanzstruktur der Avizönosen. Auffallend waren in erster Linie der Rückgang der Gartengrasmücke auf Fläche A und die Zunahme von Heckenbraunelle und Neuntöter auf Fläche B.

Tab. 5.9-1: Avifauna im Untersuchungsgebiet Langenau: A (Sturmwurf belassen), B (Sturmwurf geräumt), C1 (Fichtenforst), C2 (Buchenwald). R.L. = Rote Liste Baden-Württemberg.

	Brutvögel										Nahrungsgäste				R.L.
	94	95	96	97	94	95	96	97	97	97	94	97	94	97	
	A	A	A	A	B	B	B	B	C1	C2	A	A	B	B	
Amsel	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					2
Baumfalke											X				
Baumpieper	X	X	X		X	X	X								
Blaumeise	X	X	X	X				X							
Buchfink	X	X	X	X		X	X	X							
Buntspecht	X	X							X	X		X			
Eichelhäher			X				X			X	X	X	X	X	
Elster											X	X	X	X	
Erlenzeisig											X	X			
Feldschwirl						X	X					X		X	
Fichtenkreuzschnabel									X					X	
Fitis	X	X	X	X	X	X								X	
Gartengrasmücke	X	X	X	X	X	X		X						X	
Gimpel									X			X			
Goldammer	X	X	X	X		X		X				X			
Grünfink	X		X									X			
Habicht											X		X		3
Hänfling						X	X	X							
Haubenmeise									X						
Heckenbraunelle	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					
Kernbeißer											X	X			
Kleiber	X	X	X						X	X		X		X	
Kohlmeise	X	X	X	X		X	X	X							
Kuckuck											X	X	X	X	
Mäusebussard											X	X			
Misteldrossel									X						
Mönchsgrasmücke	X	X	X	X	X	X	X	X		X					
Neuntöter		X	X			X	X					X	X		2
Ringeltaube												X			
Rotkehlchen	X	X		X				X		X					
Schwarzspecht											X	X			4
Singdrossel	X	X	X		X	X			X	X		X		X	
Sommergoldhähnchen			X	X		X		X	X						
Sperber											X	X	X	X	3
Star											X	X			
Sumpfmeise		X													
Tannenmeise	X	X	X	X		X	X		X	X					
Turmfalke											X	X	X	X	
Waldbaumläufer									X	X					
Waldkauz										X	X			X	
Waldlaubsänger										X					
Waldohreule											X	X	X	X	
Weidenmeise			X					X			X				3
Wintergoldhähnchen							X		X						
Zaunkönig	X	X	X		X	X	X				X				
Zilpzalp	X	X	X	X	X	X	X		X						
Summe (Arten)	19	20	21	13	9	14	14	15	13	14	15	21	8	12	(6)

## Kopf, Funke

Tab. 5.9-2: Brutvögel (Paare) 1994 bis 1997 auf den Sturmwurfflächen A (belassen) und B (geräumt) bei Langenau.

	A				B			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Gartengrasmücke	10	6	5	2	2	1	.	1
Fitis	6	6	4	5	2	1	.	.
Amsel	4	5	4	4	1	1	1	2
Goldammer	4	4	2	2	.	1	.	1
Rotkehlchen	2	1	.	1	.	.	.	1

Hänfling	.	.	.	.	.	1	2	1
Wintergoldhähnchen	.	.	.	.	.	.	.	1
Neuntöter	.	1	2	.	.	.	3	3

Differentialart 1. Grades

Differentialart 2. Grades

### 5.9.4 Diskussion

Im *Artenspektrum* waren die Unterschiede zwischen Fichtenforst und Buchenwald wesentlich größer als zwischen Fichtenforst und Sturmwurfflächen. So wurden Fichtenkreuzschnabel, Haubenmeise, Misteldrossel und Wintergoldhähnchen nur im Nadelwald, Waldlaubsänger und Zilpzalp nur im Laubwald beobachtet.

Die Artenzahlen lagen auf beiden Flächen weit unter den Werten, die nach ELLENBERG (1985) zu erwarten gewesen wären. U.a. fehlten vor allem typische Wirbeltierjäger. Für diese wären größere zusammenhängende Waldflächen notwendig gewesen (FORMAN et al. 1976). Auch Spechte waren selten. Auf jeder Fläche wurde nur eine einzige Art nachgewiesen, was ein wichtiges Indiz für das Fehlen von Altbeständen mit stehendem Totholz in der Umgebung ist. Auf den beiden Sturmwurfflächen war das Artenspektrum weitgehend identisch. 13 Spezies erfüllen jedoch die o.g. Kriterien als Differentialarten 1. und 2. Grades. Auf Fläche A waren dies vor allem Alt- bzw. Totholzbesiedler (Buntspecht, Kleiber) oder Arten mit Vorliebe für gebüschreiche Gehölzstandorte (Grünfink, Sumpfmeise), auf Fläche B in erster Linie typische Offenlandarten (Hänfling, Neuntöter).

Hänflinge sind charakteristische Pionierarten von Sturmwurfflächen (GLUTZ et al. 1971).

Neuntöter benötigen zur Nahrungssuche offene Bereiche mit geeignetem Mikroklima (GLUTZ et al. 1971). In A waren diese Kriterien ab 1996 vor allem aufgrund zunehmender Vegetationsdichte nicht mehr gegeben. Alle Differentialarten 1. Grades waren hier 1997 verschwunden. Bis auf Fitis und Amsel (Arten mit verhältnismäßig breitem Habitatsanspruch) gingen auch die Differentialarten 2. Grades erheblich zurück. Charakteristische Waldarten (z.B. Waldbaumläufer, Waldlaubsänger, Haubenmeise, Fichtenkreuzschnabel u.a.) fehlten.

Die Grasmücken sind charakteristische Bewohner von Gebüsch bzw. halboffenen Landschaften. Sie folgen in der Besiedlung von Sturmwurfflächen typischen Offenlandarten (z.B. den Piepern, Stelzen und Ammern). Mit zunehmender Dichte der Vegetation gingen die Offenlandarten zurück. An ihre Stelle traten Gebüscharten (z.B. Grasmücken). Die Meisen zählen zu den höhlenbewohnenden Singvögeln. Mit Ausnahme der Weidenmeise sind sie auf Fremdhöhlen angewiesen. Auf Fläche A wurden an den stehengebliebenen, aber abgestorbenen Bäumen von der Forstverwaltung künstliche Bruthilfen (Nistkästen) angebracht. Die Zahl der Brutpaare war demzufolge hier wesentlich größer als auf Fläche B.

Wälder bieten Vögeln ein ganzes Sortiment verschiedenartiger *Brutplätze* (am Boden, in der Strauchschicht, im unteren und oberen Kronenbereich, in Baumhöhlen und ggf. in Nistkästen). Auf Fläche A fehlten intakte Baumkronen völlig; auf Fläche B waren sie nur im Randbereich vereinzelt vorhanden. Gruppiert man die nachgewiesenen Arten nach ihren Brutplatzpräferenzen, so ergibt sich folgendes Bild (Tab. 5.9-3): Auf Fläche A waren abgesehen von den "Freibrütern im Kronenraum" alle anderen Gruppen vertreten. In allen Jahren dominierten die "Freibrüter im Gebüsch" (u.a. Grasmücken).

Die "Freibrüter am Boden" (u.a. Baumpieper, Goldammer) gingen 1997 wahrscheinlich vorwiegend aufgrund der zunehmenden Dichte der Vegetation und des ansteigenden Höhenwuchses der jüngeren Bäume stark zurück. Das gleiche gilt für die "Freibrüter im Astbereich" (z.B.

## Kopf, Funke

Buchfink, Singdrossel). Ihre Bruthabitate an den stehenden Bäumen gingen mit dem Abbrechen der Äste in zunehmendem Maße verloren. "Baumhöhlenbrüter" (z.B. Buntspecht) waren stets nur selten und fehlten 1997 ganz. Störend für diese Tiere war wahrscheinlich die große Offenheit des Gebietes.

Auch auf Fläche B dominierten in allen Jahren die "Freibrüter im Gebüsch". Alle anderen Gruppen waren stets nur mit wenigen Brutpaaren vertreten. Die für sie erforderlichen Raumstrukturen waren hier von Anfang an in noch geringerem Umfang verfügbar als auf Fläche A.

Tab. 5.9-3: Avifauna bei Langenau (Anzahl Brutpaare) – Brutplatzwahl auf Sturmwurfflächen (A = belassen, B = geräumt).

	A				B			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Nistkastenbrüter	9	9	10	11	.	2	2	4
Baumhöhlenbrüter	1	1	1	.	.	.	.	1
Freibrüter Boden	12	10	11	3	3	2	4	2
Freibrüter Gebüsch	29	29	19	25	11	13	16	14
Freibrüter Baum + Astbereich	5	5	7	2	1	2	2	1
Freibrüter Baum + Krone	.	.	.	.	.	.	1	1

Betrachtet man die *Habitatansprüche* der Brutvögel auf den Sturmwurfflächen, so ergibt sich folgendes Bild (Tab. 5.9-4): Mit der Weiterentwicklung der Vegetation gingen die "Offenlandarten" völlig (Baumpieper, Feldschwirl), die "Heckenarten" (Fitis, Gartengrasmücke) stark zurück. Arten des "Übergangs von Offenland und Hecke" (Goldammer, Hänfling, Neuntöter) und von "Hecke, Strauchschicht und Wald" (Buchfink, Mönchsgrasmücke, Amsel, Grünfink, Heckenbraunelle, Rotkehlchen, Zaunkönig und Zilpzalp) blieben in ihrer Gesamtheit weitgehend unverändert erhalten (mit Unterschieden bei den einzelnen Arten). Typische "Waldarten" (Buntspecht, Kleiber, Sommer- und Wintergoldhähnchen, Weidenmeise) waren stets nur selten. Eichelhäher und Singdrossel waren 1997 nicht mehr nachweisbar. Die Meisen hatten als einzige Gruppe überall zugenommen.

Berücksichtigt man die vorherrschende *Ernährungsweise* der nachgewiesenen Brutvögel, so werden zwischen den Flächen A und B charakteristische Unterschiede deutlich (Tab. 5.9-5). Omnivore und insectivore Arten waren in A in allen Jahren wesentlich häufiger als in B. Beide Gruppen gingen in A jedoch zahlenmäßig bis 1997 zurück (s.o.). In B war demgegenüber bis 1996 bzw. 1997 ein leichter Anstieg zu beobachten. Phytophage Arten kamen in einzelnen Brutpaaren nur hier vor. Große Prädatoren waren nur unter den Nahrungsgästen vertreten.

Tab. 5.9-4: Avifauna bei Langenau - Habitatansprüche der Brutvögel (Anzahl Paare) auf Sturmwurfflächen (A = belassen, B = geräumt).

	A				B			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Offenland	4	4	2	.	1	2	3	.
Offenland+Hecke	4	5	4	2	.	2	5	5
Hecke	16	12	9	8	4	2	.	1
Hecke+Sträucher	3	7	5	6	3	3	3	2
Hecke+Sträucher+Wald	16	14	14	14	6	7	10	9
Übergang+Wald	3	2	2	.	1	1	1	.
Wald	2	2	3	1	.	.	1	2
Meisen	8	8	9	11	.	2	2	4

Tab. 5.9-5: Avifauna bei Langenau - Ernährungsweise der Brutvögel (Anzahl Paare) auf Sturmwurfflächen (A = belassen, B = geräumt).

	A				B			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Omnivore	33	28	21	21	9	8	9	11
Insectivore	23	29	29	20	6	10	14	11
Phytophage	.	.	.	.	.	1	2	1

Neben den Brutvögeln müssen beim Thema „Ernährungsweise“ auch die Nahrungsgäste der Sturmwurfflächen berücksichtigt werden. Auf Fläche A kamen 1994 und 1997 fast doppelt so viele Nahrungsgäste vor wie auf Fläche B.

Eine Erklärung hierfür ist sicherlich vor allem im unterschiedlichen Nahrungsangebot zu sehen. Arthropoden spielen als Beutetiere dabei eine ganz besondere Rolle (BRUSH & STILLES 1986). Für das Untersuchungsgebiet Langenau fehlen hier zwar detaillierte Angaben. Der Rückgang der Raubarthropoden, vor allem auf der belassenen Fläche A (bes. Kap. 5.4), dürfte aber durchaus mit der hohen Abundanz insektenfressender Vögel (und Säugetiere s. Kap. 5.10) als Prädatoren und Nahrungskonkurrenten erklärbar sein. Die vielfältige Raumstruktur von Fläche A mag die nahrungsökologische Nutzung der Arthropoden durch die verschiedensten entomophagen Vogelarten noch gefördert haben.

Der starke Anstieg der "Nahrungsgäste" dürfte hier auch auf den Rückgang der Brutvögel (Abnahme der Nistmöglichkeiten) zurückzuführen sein. Dabei befanden sich 1997 unter den Nahrungsgästen auch eine ganze Reihe von Arten, die in den Jahren zuvor noch als Brutvögel aufgetreten waren.

Unsere heimischen Brutvögel lassen sich nicht nur nach Brutplatzpräferenzen, Habitatansprüchen und Ernährungsweise gruppieren, sondern auch nach ihrem *Zugverhalten*. So unterscheidet

## Kopf, Funke

man Zugvögel (mit jahreszeitlich bedingten weiten, meist interkontinentalen Flugstrecken), Strichvögel (mit wesentlich kürzeren Flugstrecken) und Standvögel (die auch im Winter weitgehend im Brutgebiet bleiben). Zugvögel nehmen als Brutvögel auf Sturmwurfflächen mit der Weiterentwicklung der Vegetation generell ab. Sie werden in zunehmendem Maße durch Standvögel ersetzt bzw. verdrängt (FULLER et al. 1989). Eine solche Entwicklung scheint sich auch im Untersuchungsgebiet Langenau anzubahnen (Tab. 5.9-6). Die Zugvögel gingen vor allem auf der belassenen Fläche A bis 1997 deutlich zurück. Die Standvögel blieben auf hohem Niveau nahezu unverändert präsent. Auf der geräumten Fläche B nahmen sie dagegen deutlich zu. Dieses Gebiet hatten sie bisher noch nicht voll nutzen können. Bei ihren wenig anspruchsvollen Habitatpräferenzen dürften sie in Zukunft überall weiter zunehmen. Strichvögel waren auf beiden Flächen stets nur mit wenigen Brutpaaren vertreten.

Tab. 5.9-6: Avifauna bei Langenau - Zugverhalten der Brutvögel (Anzahl Brutpaare) der Sturmwurfflächen (A = belassen, B = geräumt).

	A				B			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Zugvögel	27	26	19	17	10	9	9	7
Standvögel	25	24	27	22	5	8	14	14
Strichvögel	4	4	2	2	.	2	2	2

Die Diversität von Avizönosen (und anderen Tiergesellschaften) wird durch Naturkatastrophen (Sturmwurfereignisse) und menschliche Aktivitäten (Lebensraumveränderungen) zunächst vielfach gesteigert (MADER 1983, WADENSPUL 1991, FLADE 1994, s. auch THOMAS 1979). In den Endphasen der Waldentwicklung ist sie also stets geringer als in Pionier- und Zwischenstadien. In natürlichen Sukzessionsabläufen geht sie in der Regel wieder deutlich zurück. (SCHERZINGER 1996). Vor einer Naturschutzstrategie, die eine Steigerung der Artenvielfalt auf Kosten natürlicher Entwicklungen anstrebt, wird aber ausdrücklich gewarnt (SPERBER 1994). Neben Waldbeständen unterschiedlicher Altersstruktur müssen demnach auch Sturmwurfflächen erhalten und teils einer natürlichen, teils einer forstwirtschaftlich gesteuerten Entwicklung zugeführt werden.

## Zusammenfassung

Im Untersuchungsgebiet von Langenau wurden zwischen 1994 und 1997 insgesamt 46 Vogelarten nachgewiesen (als Brutvögel und als Nahrungsgäste). Auf der nicht geräumten Sturmwurffläche A war die Zahl der Brutpaare zu Beginn der Untersuchungen zunächst etwa viermal so groß wie auf der geräumten Fläche B. Die Zahl der Nahrungsgäste war fast doppelt so groß. Im Laufe der Jahre gehen die Unterschiede jedoch allmählich zurück. Auf den Sturmwurfflä-

chen verändert sich die Zusammensetzung der Avizönosen in charakteristischer Weise mit der Weiterentwicklung der Vegetation. Obwohl die Untersuchungen bei Langenau erst 1994 begannen, lassen sich durch den Vergleich des Brutvogelbestandes (und der Nahrungsgäste) auf nicht geräumten und geräumten Flächen mit benachbarten Fichten- und Buchenbeständen durchaus Hinweise auf den Verlauf der Sukzession der Avizönose unmittelbar nach dem Sturmwurfereignis gewinnen. 1990 sind auf den Sturmwurfflächen zunächst die typischen Waldvogelarten zurückgegangen. An ihre Stelle waren, vor allem auf der belassenen Fläche A, zahlreiche Arten getreten, die in den bodennahen Vegetationsschichten, zwischen dem liegenden Stamm- und Astholz in der rasch heranwachsenden Kraut- und Strauchschicht, günstige Nistmöglichkeiten und ein reiches Nahrungsangebot gefunden hatten. Mit dem zunehmenden Höhenzuwachs an Sträuchern und jungen Bäumen nahmen vor allem die Arten ab, die auf Offenland und Hecke als Bruthabitate angewiesen sind. Manche traten nur noch als Nahrungsgäste in Erscheinung. Auf der geräumten Fläche B zeigte die Sukzession der Avizönose im Untersuchungszeitraum einen teilweise völlig anderen Verlauf. Die Zahl der Brutpaare und Nahrungsgäste war auf der strukturschwachen Fläche zunächst außerordentlich gering. Mit der Entwicklung der Strauchschicht bei gleichzeitig hohem Deckungsgrad der Krautschicht nahmen vor allem die Arten allmählich zu, die auf Offenland und Hecke angewiesen sind. Die Unterschiede zwischen den Flächen A und B bez. Artenspektren und Anzahl der Brutpaare scheinen jetzt allmählich zu schwinden. Aufgrund der hohen Strukturvielfalt von Fläche A dürfte in absehbarer Zeit ein vollständiger Ausgleich aber nicht erreichbar sein. Auf keinen Fall ist damit zu rechnen, daß auf Fläche B einmal so viele Arten und Brutpaare auftreten werden wie auf Fläche A zu Beginn der Untersuchungen. Der ökologische Wert nicht geräumter Flächen ist also auch aus Sicht der Avifauna wesentlich höher einzustufen als bei geräumten Flächen. Hier dürfte erst bei sinnvoller Wiederaufforstung eine Steigerung zu verwirklichen sein. Viele Arten werden in unserer Fauna aber nur zu erhalten und wieder einzubürgern sein, wenn Raum und Zeit für natürliche Sukzessionen gegeben werden kann.

Insectivore Arten und große Prädatoren unter den Vögeln waren (und sind) auf der belassenen Fläche stärker vertreten als auf der geräumten Fläche. Die vielfältige Raumstruktur von Fläche A dürfte die Nutzung von Arthropoden als Beute entscheidend gefördert haben. Das dürfte (gemeinsam mit anderen Bedingungen) auch den Rückgang von Raubarthropoden der Bodenoberfläche erklären.

## **5.10 Kleinsäuger**

*von P. Wilhelm und W. Funke*

### **5.10.1 Einleitung**

"Kleinsäuger" stellen keine systematisch einheitliche Tiergruppe dar. Sie umfassen vielmehr Arten recht verschiedener Zugehörigkeit in "Maus- bis Rattengröße" und hier sowohl Prädatoren (Spitzmäuse) vorwiegend wirbelloser Tiere als auch Pflanzen- oder Allesfresser (echte Mäuse und Wühlmäuse). Auch kleine Carnivoren wie z.B. das Mauswiesel werden dieser Gruppe zugeordnet.

### **5.10.2 Versuchsflächen und Arbeitsmethoden**

Die Untersuchungen wurden ausschließlich bei Langenau auf der nicht geräumten Fläche A, der geräumten Fläche B und im stehenden Bestand C zwischen dem 7. und 14. Oktober 1996 (Phase I) und zwischen dem 8. und 14. November 1996 (Phase II) durchgeführt. Auf Fläche A wurden 4 Teilflächen (A1 und A2 in Phase I, A3 und A4 in Phase II) berücksichtigt (s. Kap. 5.1).

Zur Erfassung der Kleinsäuger dienten 150 PVC-Lebendfallen des Typs Trip-Trap (field version). Die Fallen wurden, soweit es die Begehbarkeit der Flächen erlaubte, rasterartig im Abstand von ca. 5 bis 10 m aufgestellt. Auf den Teilflächen von A waren es jeweils 25, auf den Flächen B und C stets 50 Fallen. Alle Fallen waren zum Aufsaugen von Feuchtigkeit und zur Wärmeisolation mit feiner Präparatoren-Holzwole und mit einem Gemisch aus Haferflocken, Sonnenblumenkernen, Haselnüssen, Äpfeln und Hackfleisch (für Spitzmäuse) ausgestattet worden.

Sie wurden im o.g. Untersuchungszeitraum täglich einmal kontrolliert. Die gefangenen Tiere wurden gewogen, nach Art, Geschlecht und Fortpflanzungszustand bestimmt, individuell markiert und wieder freigelassen.

Auf Fläche A waren in Phase I viele Fallen durch große Prädatoren (Fuchs, Marder, Wiesel) umgeworfen, in ihrem Mechanismus ausgelöst oder (Blutspuren in der Holzwole) ausgeraubt worden. Die Fallen wurden aus diesem Grund in Phase II an anderen Stellen von Fläche A aufgestellt. Auf Fläche B waren durch Mähaktionen des forstlichen Betriebs ebenfalls Störungen eingetreten. Die Fallen wurden hier in Phase II aber wieder genau an ihren ursprünglichen Plätzen eingesetzt. Wegen der diversen Störungen wurden die ersten drei Fangnächte in Phase II in der Auswertung nicht berücksichtigt.

### 5.10.3 Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet wurden 7 Arten nachgewiesen (Tab. 5.10-1). Das Mauswiesel wurde nur in B und C in je einem Exemplar gefangen. Siebenschläfer und Haselmäuse waren in Nistkästen vertreten.

Auf den Sturmwurfflächen A und B wurden in Fangphase I je 77 Individuen als Neufänge registriert; auf Fläche C waren es nur 51. In Phase II wurden auf Fläche A (an den neuen Stellen von Teilfläche A<sub>3</sub> und A<sub>4</sub>) 67 Tiere erstmals gefangen. Auf Fläche B und C waren es (an den alten Stellen) nur 13 bzw. 5 Neufänge (s. auch Abb. 5.10-1). Die Wiederfänge bereits markierter Tiere waren hier aber naheliegenderweise umfangreicher als an den neuen Stellen von Fläche A. Sie werden hier jedoch nicht berücksichtigt.

Auf allen Flächen dominierten bei den Neufängen in beiden Phasen Gelbhalsmaus und/oder Rötelmaus; an dritter Position folgte mit großem Abstand die Wald- bzw. die Schabrackenspitzmaus, in A mit gleichem Anteil auch die Waldmaus.

Tab. 5.10-1: Kleinsäuger-Artenspektrum auf den Versuchsflächen bei Langenau.

Familie	Art	deutscher Name
Scoricidae, Scoricinae (Rotzahnspezmause)	<i>Sorex araneus/coronatus</i> <i>Sorex minutus</i>	Wald-/Schabrackenspezma. Zwergspezmaus
Arvicolidae (Wühlmause)	<i>Clethrionomys glareolus</i> <i>Microtus agrestis</i>	Rötelmaus Erdmaus
Muridae (Echte Mäuse)	<i>Apodemus flavicollis</i> <i>Apodemus sylvaticus</i>	Gelbhalsmaus Waldmaus
Mustelidae (Marderartige)	<i>Mustela nivalis</i>	Mauswiesel

Das Geschlechterverhältnis der gefangenen Tiere war bei den beiden häufigsten Arten (Gelbhalsmaus und Rötelmaus) i.d.R. überall recht ausgeglichen. Zur Fortpflanzungszeit wären dagegen durchaus größere Unterschiede zu beobachten gewesen. Die Weibchen sind zu dieser Zeit eher an ein Nest gebunden, streifen also weniger umher und werden so auch weniger häufig gefangen als die Männchen, die bei der Suche nach paarungsbereiten Weibchen größere Strecken zurücklegen.

Das Gewicht einer Art ist u.a. abhängig von Alter, Geschlecht, Fortpflanzungszustand (Trächtigkeit) und Nahrungsangebot. Die beiden häufigsten Arten (Gelbhalsmaus, Rötelmaus) waren auf den Windwurfflächen im Mittel etwa 7 bzw. 10 % schwerer als im stehenden Bestand. Die Männchen vor allem der Rötelmaus waren schwerer als die Weibchen.

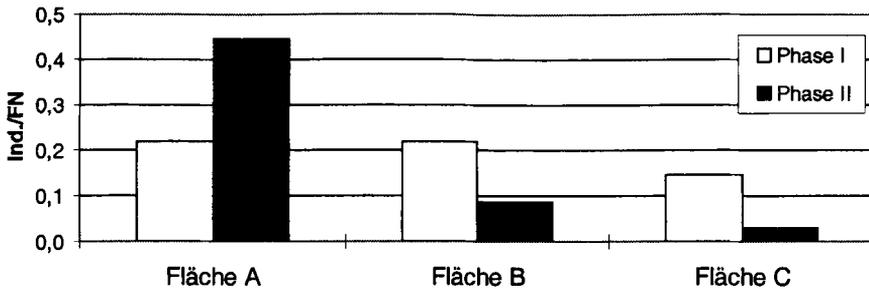


Abb. 5.10-1: Kleinsäuger (gesamt) – Aktivitätsdichte = relative Dichte der Neufänge (Ind./Fangnacht) auf den Flächen A, B und C bei Langenau im Herbst 1996. Fangphase I: 7 Tage, Phase II: 3 Tage.

#### 5.10.4 Diskussion

Kleinsäuger werden unter land- und forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten meist als vorwiegend "schädlich" eingestuft und dementsprechend bekämpft. Positive Auswirkungen auf Bodendurchlüftung und Wasserhaushalt oder der beschleunigte Umsatz pflanzlicher Biomasse (Natur-"Düngung") werden weniger berücksichtigt. Das gleiche gilt für ihre Bedeutung in interspezifischen Beziehungen. Fast alle Arten ernähren sich nämlich gelegentlich, vorwiegend oder ausschließlich von anderen, vor allem wirbellosen Tieren (NIETHAMMER & KRAPP 1978, 1982, 1990) und tragen damit ebenso wie Raubarthropoden und viele Vögel zur Regulation von Populationen schädlicher Arten in Grünland- und Waldökosystemen (bes. von Schnecken und Insekten) bei. Darüber hinaus bieten sie selbst vielen Vögeln und allen Raubsäufern eine wichtige Nahrungsgrundlage.

Kleinsäugergesellschaften umfassen je nach Lebensraum ganz bestimmte Artengemeinschaften mit unterschiedlichen Anteilen der einzelnen Lebensformtypen (Spitzmaus-, Wühlmaus-, Langschwanzmaustyp nach SCHRÖPFER 1989, zit. bei ANDERS 1989). Die Kombination der Arten und deren Häufigkeit werden von Raumstrukturen (insbes. dem Deckungsgrad der Vegetation), von Klima und vom Nahrungsangebot bestimmt. Die Kenntnisse der Ansprüche der einzelnen Arten lassen vielfach schon gute Voraussagen über das Artenspektrum in einem Ökosystem zu (NIETHAMMER & KRAPP 1978, 1982, 1990). Auch über die Kleinsäugergesellschaften von Sturmwurfflächen und Kahlschlägen gibt es sehr detaillierte Arbeiten (LEIBL 1988).

Bei der Interpretation der vorliegenden Ergebnisse sind naheliegenderweise die äußerst kurzen Zeitintervalle der Untersuchungen in Rechnung zu stellen. Die bei Langenau gewonnenen Daten

vermitteln also nur einen fast blitzlichtartigen Eindruck vom Status der Kleinsäugergesellschaften 6 ½ Jahre nach dem Sturmwurfereignis. Ihre Sukzession auf den Sturmwurfflächen läßt sich durch den Vergleich mit einem stehenden Bestand und nach Angaben anderer Autoren allerdings durchaus nachvollziehen.

Aus Untersuchungen z.B. in einem Rheinischen Braunkohlerevier (rekultivierte Abbauf Flächen), im Bayerischen Wald (Sturmwurfflächen) oder auf neu angelegten Grünbrücken (Wildtierpassagen über Verkehrswege) weiß man, daß Kleinsäuger bereits im ersten Jahr neu entstandene offene Flächen zu besiedeln vermögen (HALLE 1987, LEIBL 1988). Zuerst kommen die Pioniere (Offenlandarten wie die Feldmaus oder Generalisten wie die Waldmaus). Es folgen Arten, die mehr Deckung und Struktur beanspruchen (Erdmaus und Kurzhohrmaus) und anschließend die Rötelmaus, wenn der Aufwuchs von Gehölzen und Hochstauden genügend Deckung bietet. Dann wandert auch die Gelbhalsmaus aus angrenzenden Waldbeständen ein und verdrängt nach und nach die konkurrenzschwächere Waldmaus. Die Besiedlung durch Spitzmäuse, die kahle Flächen meiden, wird ebenfalls in hohem Maße von dem Angebot an kraut- und grasreicher Deckung bestimmt. In wenigen Jahren bildet sich so bei der Waldbestandesentwicklung eine Kleinsäugerzönose, die im wesentlichen von Gelbhalsmaus, Rötelmaus und Waldspitzmaus (und/oder in manchen Regionen von der morphologisch kaum abgrenzbaren Schabrackenspitzmaus) dominiert wird.

Die vorliegende Studie bestätigt diese Aussagen weitgehend. Das größte Arteninventar wurde auf der geräumten Fläche (B) nachgewiesen. Durch das Abräumen der Baumstämme und das Mähen der Krautschicht wurde hier über mehrere Jahre Lebensraum für Offenlandarten geschaffen. Bei dem mosaikartigen Nebeneinander von offenen und bereits wieder "bewaldeten" Bereichen (Neupflanzung und Naturverjüngung) fanden aber auch typische Waldarten günstige Bedingungen. Auch auf der struktureicheren Fläche A waren noch 5 Arten nebeneinander nachzuweisen. Lediglich die Zwergspitzmaus fehlte. Diese Art war aber auch - aus methodischen Gründen - auf den anderen Flächen nicht repräsentativ gefangen worden. Im stehenden Bestand (C) ist bez. der Kleinsäugerzönose bereits ein Klimaxstadium erreicht. Hier existiert eine relativ artenarme, für strukturarme Fichtenforste typische Lebensgemeinschaft aus Gelbhalsmaus, Rötelmaus und Waldspitzmaus. Für Kleinsäuger gilt also dasselbe wie für Vegetation und andere Tiergruppen: Mit fortschreitender Bestandesentwicklung nimmt die Artenvielfalt ab.

Alle im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Kleinsäugerarten verzehren als Haupt- oder Beikost Regenwürmer, Schnecken und Arthropoden (NIETHAMMER & KRAPP 1990). Das gilt vor allem für die Spitzmäuse, die u.a. auch große Mengen forstschädlicher Insekten, z.B. Blattwespen (KULICKE 1963) und Borkenkäfer (nach WICHMANN 1954 *Ips typographus*) verzehren. Nach Beobachtungen von SPITZENBERGER (1964) in Niederösterreich war der Anteil der Insekten an der aufgenommenen Nahrung bei der Waldspitzmaus im Frühjahr am größten; im Sommer

## **Wilhelm, Funke**

nahm er zugunsten der Gastropoden ab. Große *Arion*-Arten werden angeblich nicht gefressen (s. hierzu aber Kap. 5.3.1). Wald- und Zwergspitzmaus ernähren sich bei entsprechendem Angebot u.U. sogar vorwiegend von jungen Feldmäusen (NIETHAMMER & KRAPP 1990).

Gelbhalsmaus, Waldmaus und Rötelmaus ernähren sich zwar vorwiegend von Samen und anderen pflanzlichen Produkten. Sie fressen jedoch ebenfalls in ganz erheblichem Umfang vor allem Insekten, Tausendfüßer und Spinnen, gelegentlich auch Regenwürmer und Schnecken (OBRTTEL 1973, 1975, NIETHAMMER & KRAPP 1978). - Der Nahrungsbedarf der Spitzmäuse ist außerordentlich groß. So fressen die Tiere je nach Alter, Jahreszeit und Art der Nahrung pro Tag 45 bis 77 % ihres Körpergewichts (WOLK 1969).

Die Menge an tierischer Nahrung ist bei den im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten sicherlich nicht zu unterschätzen. So ist der dramatische Rückgang an Raubarthropoden der Bodenoberfläche vor allem auf den Sturmwurfflächen bei Langenau (s. bes. Kap. 5.4.1) zumindest teilweise auch auf die Nahrungskonkurrenz und die Prädation der Kleinsäuger zurückzuführen. Daß dieser Effekt auf den Flächen A und B stärker ausgeprägt war als im stehenden Bestand C, dürfte letzten Endes mit den günstigeren Habitatbedingungen (Strukturvielfalt) erklärbar sein. Diese ermöglichten im Windwurfgebiet eine höhere relative Dichte der Kleinsäuger und außerdem (bei Gelbhalsmaus und Rötelmaus) um ca. 7 bzw. 10 % höhere mittlere Individualgewichte als im stehenden Bestand.

## **Zusammenfassung**

Im Untersuchungsgebiet von Langenau wurden 1996 7 Kleinsäugerarten nachgewiesen, die meisten auf den Sturmwurfflächen. Am häufigsten waren Rötelmaus und Gelbhalsmaus. Ihr Auftreten im Sturmwurfgebiet korreliert mit der Entwicklung einer deckungsreichen Vegetation. Auf den Sturmwurfflächen wurden mehr Tiere erfaßt als im stehenden Bestand. Dies wird hier einmal auf die größere Strukturdiversität, zum anderen auf ein reicheres Nahrungsangebot zurückgeführt. Alle Arten ernähren sich gelegentlich, vorwiegend oder ausschließlich von wirbellosen Tieren. Damit tragen auch sie zur Regulation forstschädlicher Arten bei. Daneben bieten sie selbst vielen Vögeln und allen Raubsäufern eine wichtige Nahrungsgrundlage.

## 5.11 Anhang

Angegeben sind neben Familien- und Artenspektren Hinweise zur Dominanz der einzelnen Spezies (innerhalb von Klasse, Ordnung oder Familie). Dabei bedeuten:

+ Anteile von < 1 %

++ Anteile von 1 bis 10 %

+++ Anteile von > 10 %

- Aus Bodenproben, Handfänge

LF bzw. TF: Lebend- bzw. Totfallenfänge

La, Be, BW: Untersuchungsgebiete bei Langenau, Bebenhausen,  
Bad Waldsee.

A, B, C: Versuchsflächen s. S. 240

## Anhang

Tab. 1 - Anhang: Collembola-Artenspektrum und Dominanz - Langenau.

Gebiet	Langenau		
	11.1., 4.5., 5.8.1994		
Probennahme	A1	A2	C
Fläche			
<b>Familie Hypogastruridae:</b>			
<i>Ceratophysella sigillata</i> (UZEL, 1891)	+++	+++	+
<i>Xenylla tullbergi</i> BÖRNER, 1903	+	+	+
<i>Willemia aspinata</i> STACH, 1949	+		+
<b>Familie Neanuridae:</b>			
<i>Pseudachorutes boemeri</i> SCHÖTT, 1902	+		
<i>Pseudachorutella asigillata</i> (BÖRNER, 1901)	+		
<i>Micranurida hasai/pygmaea</i>	++	++	++
<i>Anurida granulata</i> AGRELL, 1943	+	+	+
<i>Neanura muscorum</i> (TEMPLETON, 1835)	+	+	+
<b>Familie Onychiuridae:</b>			
<i>Onchiurus armatus</i> -Gruppe	++	+++	+++
<i>Paratullbergia callipygos</i> (BÖRNER, 1902)	++	++	+
<i>Stenaphorura quadrispina</i> BÖRNER 1901		+	
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> -Gruppe	+++	+++	+++
<b>Familie Isotomidae:</b>			
<i>Folsomia litsteri</i> BAGNALL, 1939	+	+	++
<i>Folsomia nana</i> GISIN, 1957	++	+	
<i>Folsomia multisetata</i> STACH 1947	++	+++	
<i>Folsomia quadrioculata</i> (TULLBERG, 1871)	+	++	++
<i>Folsomia spinosa</i> KSENEMAN 1936	+	++	+
<i>Proisotoma minima</i> (ABSOLON 1901)	++	+	+
<i>Isotomiella minor</i> (SCHÄFFER 1896)	+	++	++
<i>Isotomiella paraminor</i> GISIN, 1942	+++	+++	++
<i>Isotomiella notabilis</i> SCHÄFFER, 1896	++	++	+++
<b>Familie Entomobryidae:</b>			
<i>Entomobrya nivalis</i> (LINNE, 1758)	+		
<i>Orchesella</i> sp. juv.	+	+	+
<i>Lepidocyrtus</i> sp.	+	++	++
<b>Familie Tomoceridae:</b>			
<i>Tomocerus flavescens</i> (TULLBERG 1871)	+	+	+
<i>Tomocerus minor</i> (LUBBOCK 1862)	+	+	+
<b>Familie Cyphoderidae:</b>			
<i>Oncopodura crassicornis</i> SHOEBOOTHAM, 1911	+	+	
<b>Familie Neelidae:</b>			
<i>Megalothorax minimus</i> WILLEM 1900	+	+	+
<b>Familie Katiannidae:</b>			
<i>Sminthurinus aureus</i> -Gruppe	+	+	+
<i>Gisinianus flammeolus</i> (GISIN, 1957)	+		+
<b>Familie Dicyrtomidae:</b>			
<i>Dicyrtoma fusca</i> (LUBBOCK 1873)	+	+	
<b>Familie Sminthuridae:</b>			
<i>Lipothrix lubbocki</i> (TULLBERG, 1872)	+	+	+
<i>Allacma fusca</i> (LINNE 1758)			+
<i>Sminthurus</i> sp.		+	
Arten	31	28	26
Individuen	9020	7212	4668

Tab. 2 - Anhang: Diplopoda - Artenspektrum, Dominanzklassen.

Gebiet	Langenau			Langenau			Bebenhausen			Bad Waldsee		
	LF	LF	LF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF
Fallentyp	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-
Jahre	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Fläche	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<b>Familie Polyxenidae</b>												
<i>Polyxenus lagurus</i> (LINNAEUS, 1758)				+			+	++	+	++		
<b>Familie Glomeridae</b>												
<i>Glomeris connexa</i> C. L. KOCH, 1844							+++	+		+++	+++	++
<i>Glomeris conspersa</i> C. L. KOCH, 1847	++	+++	+++	++	+	+++	+++	++	+++	++	+	++
<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833	++	+++	++	+++	+			+				
<i>Glomeris undulata</i> C. L. KOCH, 1844	++	++	++	+		++	++	++	++	++	++	++
<b>Familie Blaniulidae</b>												
<i>Proteroiulus fuscus</i> (AM STEIN, 1857)				+			+	+				
<b>Familie Nemasomatidae</b>												
<i>Nemasoma varicorne</i> C. L. KOCH, 1844				+			+					
<b>Familie Julidae</b>												
<i>Julus scandinavicus</i> LATZEL, 1884	++	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Leptoiulus simplex glacialis</i> (VERHOEFF, 1908)	++	+	++	++	+++		++		+	++	++	
<i>Cylindroiulus meinerti</i> (VERHOEFF, 1891)										+++	+++	+++
<i>Allajulus nitidus</i> (VERHOEFF, 1891)	++	++	+++	++	o		++	+	+		o	++
<i>Enantiulus nanus</i> (LATZEL, 1884)	+	+			+							
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. KOCH, 1838)		+	++									o
<i>Tachypodoiulus niger</i> (LEACH, 1815)	+++	++	++	+++	+++		++		+	++	o	++
<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (LINNAEUS, 1758)	+											
<b>Familie Craspedosomatidae</b>												
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> <i>alemannicum</i> (VERHOEFF, 1910)	++	+	++	+++	+		+++	+++	++			
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> X <i>germanicum</i> (VERHOEFF, 1910)										+++	++	
<i>Ochogona caroli</i> (ROTHENBÜHLER, 1900)										+++	o	o
<b>Familie Chordeumatidae</b>												
<i>Chordeuma sylvestre</i> C. L. KOCH, 1847							+	+				
<i>Mycogona germanica</i> (VERHOEFF, 1892)	+++	++	+++	++	++	+++	+++	++	+++			
<b>Familie Polydesmidae</b>												
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. KOCH, 1847	++	++	++	++	+		++	++	++	++		++
<i>Polydesmus testaceus</i> C. L. KOCH, 1847	++			+								

## Anhang

Tab. 3 - Anhang: Isopoda, Oniscoidea - Artenspektrum, Dominanzklassen.

Gebiet	Langenau			Langenau			Bebenhausen			Bad Waldsee		
	LF	LF	LF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF
Fallentyp	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-	94-
Jahre	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Fläche	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<b>Familie Ligiidae</b>												
<i>Ligidium hypnorum</i> (CUVIER, 1792)			+++	++			+++	++	++	+++	+++	+++
<b>Familie Trichoniscidae</b>												
<i>Trichoniscus pusillus</i> BRANDT, 1833	+++	++	+++	+++	+++		+++	+++	+++	+++	+++	+++
<b>Familie Oniscidae</b>												
<i>Oniscus asellus</i> LINNAEUS, 1758	++		++				++	++	+			
<b>Familie Porcellionidae</b>												
<i>Trachelipus rathkii</i> (BRAND, 1833)	++	+++		+++			+			o		
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (BRANDT, 1833)	+++	+++	+++	+++			++	++	+	+	++	
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. KOCH, 1841)	++	+++	++				++	++	++	++	++	++
<b>Familie Armadillidiidae</b>												
<i>Armadillidium pictum</i> BRANDT, 1833							++		+			
<i>Armadillidium pulchellum</i> (ZENCKER, 1798)							++	++	++			
<i>Armadillidium vulgare</i> (LATREILLE, 1804)	++	++		++								

Tab. 4 - Anhang: Carabidae - Artenspektrum und Dominanzklassen (B<sup>+</sup> ab 1994).

Gebiet	La						Be			BW		
	LF			TF			TF			TF		
	91-96			94-96			94-96			94-96		
Fallentyp	A	B <sup>+</sup>	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Carabus coriaceus L., 1758	++	++	++	++	+		+			++		
Carabus irregularis F., 1792			+									
Carabus violaceus L., 1758							+	+		+++	++	
Carabus auronitens F., 1792	+++	++	++	+++	+++	++	+++	++	++	+++	++	+++
Carabus granulatus L., 1758	+	+	+	+	++		++			++	++	
Carabus cancellatus H.L., 1798	+		+									
Carabus auratus L., 1761	+	+										
Carabus arvensis HBST., 1784	++	++	++	++	++		++	++				
Carabus monilis F., 1792		+										
Carabus nemoralis MÜLL., 1764	++	++	++	++	+	++	++	++	+++			++
Carabus hortensis L., 1758	++	++	+++	+++	+	++						
Carabus glabratus PAYK., 1790										++		
Cychrus caraboides (L., 1758)	+	+	+									
Leistus ferrugineus (L., 1758)							+					
Leistus piceus FRÖL. 1799	++		+									
Nebria brevicollis (F., 1792)	++		+									
Notiophilus aestuans MOTSCH., 1864	+											
Notiophilus palustris (DUFT., 1812)	++	++			++							++
Notiophilus biguttatus (F., 1779)	++	++	++			+	+	+	++			
Loricera pilicornis (F., 1775)	+	+	++						+			
Clivina fossor (L., 1758)			+				+					
Dyschirius aeneus (DEJ., 1825)								+				
Trechus secalis (PAYK., 1790)	++	+							+			
Bembidion lampros (HBST., 1784)	+++	++	+	++	+++	+	++	++			++	
Bembidion properans (STEPH., 1829)	+											
Bembidion quadrimaculatum (L., 1761)	+											
Bembidion obtusum SERV., 1821								++				
Bembidion quinquestriatum GYLL., 1810		+										
Bembidion unicolor CHAUD., 1850										+++	+++	++
Asaphidion flavipes (L., 1761)		+										
Anisodactylus binotatus (F., 1787)	+											
Anisodactylus nemorivagus (DUFT., 1812)	++				+							
Trichotichnus nitens (HEER, 1838)	++	++	+++	++	++	++		+	++	++	++	++
Harpalus rufipes (GEER, 1774)	+						+	++			++	
Harpalus aeneus (F., 1775)	+						+	+				
Harpalus iatus (L., 1758)							++	+	++	++		
Harpalus quadripunctatus DEJ., 1829	++	++	++	+++	+++		++	++	++			
Bradycellus verbasci (DUFT., 1812)	+											
Bradycellus harpalinus (SERV., 1821)	++	++	+		++		++	++		++	++	
Acupalpus flavicollis (STURM, 1825)					++						++	
Acupalpus dubius SCHILSKY, 1888											++	
Stomis pumicatus (PANZ., 1796)	++	++	+	++								
Poecilus cupreus (L., 1758)	++	++	+					+			++	
Poecilus versicolor (STURM, 1824)	+++	+++	+	+++			++	+++		++	++	
Pterostichus pumilio (DEJ., 1828)	++	+	++	++	++	++		+	+	++	++	

# Anhang

Tab. 4 - Anhang: Fortsetzung

<i>Pterostichus strenuus</i> (PANZ., 1797)	++	++	+	++	++		++			++	++	
<i>Pterostichus ovoideus</i> (STURM, 1824)	+	+	+									
<i>Pterostichus vernalis</i> (PANZ., 1796)	+											
<i>Pterostichus nigrita</i> (PAYK., 1790)	+	+	+				++			+++	++	++
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (F., 1787)	++	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	+++
<i>Pterostichus quadrifoveolatus</i> LETZN., 1852	+											
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALL., 1783)	+++	++	++	++	++		++	+		++	++	
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILL., 1798)	++	+	+					+				
<i>Pterostichus madidus</i> (F., 1775)	+	+					+					
<i>Pterostichus aethiops</i> (PANZ., 1797)							++	++		++		
<i>Pterostichus burmeisteri</i> HEER, 1841	++	++	+++	+++	++	+++	++	+++	+++	+++	++	++
<i>Molops elatus</i> (F., 1801)	++	+++	+	++			++	++				
<i>Molops piceus</i> (P., 1793)	++	+++	+	+++	++		++	+	++	+++	++	++
<i>Abax parallelepipodus</i> (PILL. MITT., 1783)	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++
<i>Abax parallelus</i> (DUFT., 1812)	+	+		++			++	++	+++	++	+++	+++
<i>Abax ovalis</i> (DUFT., 1812)	++	++	++	++			+	++	++	+++	++	+++
<i>Abax carinatus</i> (DUFT., 1812)	+											
<i>Synuchus vivalis</i> (ILL., 1798)	++	+										
<i>Agonum sexpunctatum</i> (L., 1758)	+	+						+		++	++	
<i>Agonum viduum</i> (PANZ., 1797)									+			
<i>Agonum gracile</i> (GYLL., 1827)											++	
<i>Platynus assimilis</i> (PAYK., 1790)	++		+	++		+	+		++			
<i>Amara similata</i> (GYLL., 1810)	+	+				+				++		
<i>Amara convexior</i> STEPH., 1828	++	+					+					
<i>Amara communis</i> (PANZ., 1797)	++	+			+							
<i>Amara curta</i> DEJ., 1828	++	++			++		++	+				
<i>Amara lunicollis</i> SCHDTE., 1837	++	++						+				
<i>Amara aenea</i> (GEER 1774)	+	+		++								
<i>Amara eurynota</i> (PANZ., 1797)		+										
<i>Amara familiaris</i> (DUFT., 1812)	++	++			+			+				
<i>Amara cursitans</i> ZIMM., 1831	+											
<i>Amara municipalis</i> (DUFT., 1812)	+											
<i>Amara bifrons</i> (GYLL., 1810)	+											
<i>Amara apricaria</i> (PAYK., 1790)	++	+										
<i>Amara aulica</i> (PANZ., 1797)	+	+										
<i>Badister bullatus</i> (SCHR., 1798)		+										
<i>Badister lacetosus</i> STURM, 1815	++	++		++	++							
<i>Badister meridionalis</i> PUEL, 1925	++	+										
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (F., 1775)	++	+										
<i>Dromius agilis</i> (F., 1787)			+									
<i>Dromius sigma</i> (ROSSI, 1790)							+					
<i>Microlestes minutulus</i> (GOEZE, 1777)	++	+			+							
Summe der Arten	66	53	35	24	25	12	31	32	17	24	23	12
Summe der Individuen	6164	1530	7560	318	267	119	386	1172	241	191	157	82

Tab. 5 - Anhang: Staphylinidae - Artenspektrum und Dominanzklassen (B<sup>x</sup> ab 1994).

Gebiet	La						Be			BW		
	LF			TF			TF			TF		
	91-96			94-96			94-96			94-96		
Jahre	A	B <sup>x</sup>	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<b>Unterfam.: Phloeocharinae</b>												
<i>Ploeocharis subtilissima</i> MANNH., 1830				++		++		++		++		++
<b>Unterfam.: Metopsiinae</b>												
<i>Metopsia clypeata</i> (MÜLL., 1821)	+	+										
<b>Unterfam.: Proteininae</b>												
<i>Proteinus brachypterus</i> F., 1792			+									
<b>Unterfam.: Omaliinae</b>												
<i>Eusphalerum limbatum</i> (ER., 1840)				+								
<i>Omalius rivulare</i> (PAYK., 1789)				+			+					
<i>Lathrimaeum melanocephalum</i> (ILL., 1794)								++				
<i>Lathrimaeum atrocephalum</i> (GYLL., 1827)								++				
<i>Lathrimaeum unicolor</i> (MARSH., 1802)	+											
<i>Acidota crenata</i> (F., 1792)	+							+			++	
<i>Acidota cruentata</i> MANNH., 1830	+	++	+									
<i>Lesteva punctata</i> ER., 1839	+	+									++	
<b>Unterfam.: Oxytelinae</b>												
<i>Syntomium aeneum</i> (MÜLL., 1821)			+									
<i>Coprophilus striatulus</i> (F., 1792)	+											
<i>Oxytelus piceus</i> (L., 1767)											++	
<i>Anotylus inustus</i> (GRAV., 1806)	+			+								
<i>Anotylus sculpturatus</i> (GRAV., 1806)	++	+		++			+					
<i>Anotylus nitidulus</i> (GRAV., 1802)				+								
<i>Anotylus tetracarinatus</i> (BLOCK, 1799)											++	
<b>Unterfam.: Steninae</b>												
<i>Stenus hypoproditor</i> PUTHZ., 1965					+						++	
<i>Stenus clavicornis</i> (SCOP., 1763)						+		+			+	
<i>Stenus providus</i> ER., 1839											++	
<i>Stenus humilis</i> ER. 1839	++	+		++	++		++	++		++	++	++
<i>Stenus carbonarius</i> GYLL., 1827							+	+			++	
<i>Stenus nigrutilus</i> GYLL., 1827											+	
<i>Stenus impressus</i> GERM., 1824		+		+	+							
<i>Stenus flavipalpis</i> THOMS., 1860							+			++	+	
<b>Unterfam.: Euaestetinae</b>												
<i>Euaesthetus ruficapillus</i> (BOISD. LACORD., 1835)											+	
<b>Unterfam.: Paederinae</b>												
<i>Paederus brevipennis</i> BOISD. LACORD., 1835								+				
<i>Paederus fuscipes</i> CURT., 1826		+	+		+						++	
<i>Rugilus rufipes</i> GERM., 1836	++	++	++	++	++	++	+	++		++	++	+++
<i>Rugilus mixtus</i> LOHSE, 1956										++		
<i>Rugilus erichsoni</i> FAUV., 1867								+				
<i>Scopaeus cognatus</i> MULS. REY, 1855	++	++	++	+	+		+	++				++
<i>Domene scabricollis</i> (ER., 1840)	++	++	++		+							
<i>Lathrobium elongatum</i> (L., 1767)	++	+	+				+					

# Anhang

Tab. 5 - Anhang: Fortsetzung 1

<i>Lathrobium fulvipenne</i> (GRAV., 1806)	++	+	+	++	+	++	++	++	++		++	
<i>Lathrobium brunnipes</i> (F., 1792)	++	++	+				+				++	++
<b>Unterfam.: Xantholininae</b>												
<i>Gyrophypnus scoticus</i> (JOY, 1913)	+	+						++				
<i>Xantholinus tricolor</i> (F., 1787)	+++	+++	+++	++	++		++	+			++	
<i>Xantholinus laevigatus</i> JAC., 1847	+++	+++	+++	++	++	++	++				++	++
<i>Xantholinus distans</i> MULS. REY, 1853	++		+									
<i>Xantholinus linearis</i> (OL., 1795)	+++		+++	++	++		++	+	++		++	
<i>Xantholinus longiventris</i> HEER, 1839								+				
<i>Othius punctulatus</i> (GOEZE, 1777)	++	++	+++	++	++	++	++	++	+++	++	++	+++
<i>Othius myrmecophilus</i> KIESW., 1843	+++	++	+++	++	++	+++	+++	++	++	++	++	++
<b>Unterfam.: Staphylininae</b>												
<i>Philonthus caucasicus</i> NORDM., 1837					+							
<i>Philonthus cognatus</i> STEPH., 1832	+											
<i>Philonthus succicola</i> THOMS., 1860					+		+			++		
<i>Philonthus decorus</i> (GRAV., 1802)	+	+	++	++	+		++	+++	++			
<i>Philonthus carbonarius</i> (GRAV., 1810)	+	++										+
<i>Philonthus varians</i> (PAYK., 1789)		+										
<i>Philonthus ventralis</i> (GRAV., 1802)	+	+						+				
<i>Philonthus micans</i> (GRAV., 1802)					+							
<i>Gabrius osseticus</i> (KOL., 1846)	++	+++	+	++	++			+				
<i>Gabrius femoralis</i> (HOCHH., 1851)	+	+		+								
<i>Gabrius splendidulus</i> (GRAV., 1802)							+	+			++	
<i>Gabrius trossulus</i> (NORD., 1837)								+			++	
<i>Gabrius subnigritulus</i> (RTT., 1909)	+	+						+				
<i>Ontholestes tessellatus</i> (FOURCR., 1785)			+									
<i>Platydracus fulvipes</i> (SCOP., 1763)		+										
<i>Staphylinus fossor</i> (SCOP., 1772)	+		+									
<i>Staphylinus erythropterus</i> L., 1758							+++	+++	+++			
<i>Ocypus olens</i> (MÜLL., 1764)	++	+	+	+	++							
<i>Ocypus nero</i> (FALD., 1835)	++	++		++	++						++	
<i>Ocypus brunnipes</i> (F., 1781)		+		++								
<i>Ocypus fuscatus</i> (GRAV., 1802)	+											
<i>Ocypus fulvipennis</i> ER., 1840	+								++			
<i>Ocypus pedator</i> (GRAV., 1802)	+	++										
<i>Ocypus melanarius</i> (HEER, 1839)	+											
<i>Heterothops niger</i> KR., 1868		+										
<i>Heterothops dissimilis</i> (GRAV., 1802)		+										
<i>Euryporus picipes</i> (PAYK., 1800)				++								
<i>Quedius ventralis</i> (ARAG., 1830)	++											
<i>Quedius fuliginosus</i> (GRAV., 1802)	++	++	++	+++	++	+++	++	++	+++	++	++	++
<i>Quedius curtipennis</i> BERNH., 1908	+											
<i>Quedius molochinus</i> (GRAV., 1806)				++								
<i>Quedius limbatus</i> (HEER, 1834)		+										
<i>Quedius nemoralis</i> BAUDI, 1848	+											
<i>Quedius fumatus</i> (STEPH., 1833)	+			++			+			++		
<i>Quedius cincticollis</i> KR. 1847	+	+										
<i>Quedius lucidulus</i> ER., 1839	+		+									



# Anhang

Tab. 5 - Anhang: Fortsetzung 3

<i>Atheta foveicollis</i> (KR., 1856)	++	+		+								
<i>Atheta pititionii</i> SCHEERP., 1950	+											
<i>Atheta sodalis</i> (ER., 1837)	++		+	+	+		+	+				
<i>Atheta gagatina</i> (BAUDI, 1848)	+	+		++	+					++		
<i>Atheta cadaverina</i> (BRIS., 1860)				+								
<i>Atheta fungi</i> (GRAV., 1806) <i>/negligens</i> MULS. REY, 1873	+++	+++	++	+++	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Atheta xanthopus</i> (THOMS., 1856)			+									
<i>Atheta ravilla</i> (ER., 1839)		+										
<i>Atheta laticollis</i> (STEPH., 1832)			+									
<i>Atheta myrmecobia</i> (KR., 1856)	++	+	++									
<i>Atheta britanniae</i> BERNH. SCHEERP., 1926	++	++	++									
<i>Atheta</i> sp.	++	+										
<i>Megaloscapa punctipennis</i> (KR., 1856)				+			+					
<i>Drusilla canaliculata</i> (F., 1787)	+	+		++								
<i>Zyras collaris</i> (PAYK., 1800)	+	+		++	+			+				
<i>Zyras humeralis</i> (GRAV., 1802)	+	+		+	+		+		++	+++	++	++
<i>Rhopalotella validiuscula</i> (KR., 1856)	+++			++	+	++						
<i>Ilyobates subopacus</i> PALM, 1935	++	++	+	+++								
<i>Calodera protensa</i> MANNH., 1830							+					
<i>Chilopora rubicunda</i> (ER., 1837)	+	+										
<i>Amarochara umbrosa</i> (ER., 1837)	+											
<i>Mniusa incrassata</i> (MULS. REY, 1852)								+				
<i>Oxypoda spectabilis</i> MÄRK., 1844									++			
<i>Oxypoda annularis</i> MANNH., 1830	++	++	++	++	+++	++	+	++	++			
<i>Oxypoda amoena</i> FAIRM. LAB., 1856		+		+			++	++	++	++	++	
<i>Oxypoda</i> sp.				+								
<i>Aleochara brevipennis</i> GRAV., 1806				++						++	+	
<i>Aleochara ruficornis</i> GRAV., 1802	+++	++	++	+++	++							
<i>Aleochara bipustulata</i> (L., 1761)		+										
<i>Aleochara</i> sp.	+	+						++	++	++		
<i>Aleocharine</i> unbestimmt				++	+							
Summe der Arten	88	71	50	61	45	19	40	43	20	35	32	11
Summe der Individuen	2257	1377	2211	876	627	96	550	638	131	206	287	40

Tab. 6 - Anhang: Araneae - Artenspektrum, Dominanzklassen (B<sup>x</sup> ab 1994).

Gebiet	La					
	LF			TF	Be	BW
	1991-1996			1994	1994	1994
Fläche	A	B <sup>x</sup>	C	A	A	A
<b>Fam. Dvseridae</b>						
<i>Harpactea lenida</i> (C.L. KOCH, 1839)	-	-	-	+	-	+
<b>Fam. Segestridae</b>						
<i>Sezestria senoculata</i> (LINNÉ, 1758)	+	-	-	-	+	-
<b>Fam. Tetragnathidae</b>						
<i>Pachygnatha degeeri</i> SUNDEVALL, 1830	+	-	-	-	-	-
<i>Pachygnatha listeri</i> SUNDEVALL, 1830	+	+	-	+	+	-
<b>Fam. Araneidae</b>						
<i>Araneus diadematus</i> CLERCK, 1757	-	+	+	-	-	-
<b>Fam. Mimetidae</b>						
<i>Ero furcata</i> (VILLERS, 1789)	+	-	+	-	+	-
<b>Fam. Linyphiidae</b>						
<i>Argyeta conigera</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1863)	-	-	+	-	-	-
<i>Asthenarrus paganus</i> (SIMON, 1884)	+	+	++	-	-	+
<i>Bathypantes parvulus</i> (WESTRING, 1851)	+	-	-	++	-	++
<i>Centromerus dabulator</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1875)	+	-	++	-	-	-
<i>Centromerus sylvaticus</i> (BLACKWALL, 1841)	+	++	+	-	-	-
<i>Ceratinella brevis</i> (WIDER, 1834)	-	-	-	-	++	+
<i>Ceratinella scabrosa</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	+	++	-	+	-	-
<i>Dicymbium tibiale</i> (BLACKWALL, 1836)	+	+	++	-	++	++
<i>Diplocephalus latifrons</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1863)	++	++	+++	+	+++	+
<i>Diplostyla concolor</i> (WIDER, 1834)	+	-	-	+	+	+
<i>Erigone atra</i> (BLACKWALL, 1841)	+	-	-	-	-	-
<i>Erigone dentipalpis</i> (WIDER, 1834)	+	+	-	-	-	-
<i>Erigonella hiemalis</i> (BLACKWALL, 1841)	++	++	+	+	-	-
<i>Floronia bucculenta</i> (CLERCK, 1757)	+	-	-	-	-	-
<i>Gonatum rubellum</i> (BLACKWALL, 1841)	-	-	-	-	+	-
<i>Gongylidiellum latebricola</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	+	+	-	+	-	++
<i>Lepthyphantes alacris</i> (BLACKWALL, 1853)	+	+	++	-	-	-
<i>Lepthyphantes cristatus</i> (MENGE, 1866)	+	+	+	-	-	+
<i>Lepthyphantes mengei</i> (KULCZYNSKI, 1887)	++	+	++	++	+	++
<i>Lepthyphantes pallidus</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	+	-	-	++	-	+
<i>Macrargus rufus</i> (WIDER, 1834)	+	-	++	-	-	-
<i>Maso sundevalli</i> (WESTRING, 1851)	+	-	-	+	-	-
<i>Meioneta saxatilis</i> (BLACKWALL, 1844)	-	-	-	-	+	++
<i>Micrargus herbigradus</i> (BLACKWALL, 1854)	-	+	++	++	++	++
<i>Minviolus pusillus</i> (WIDER, 1834)	+	-	+	-	-	-
<i>Monocephalus fuscipes</i> (BLACKWALL, 1836)	++	+	++	+	-	-
<i>Neriene clathrata</i> (SUNDEVALL, 1829)	-	+	-	+	+	+
<i>Neriene hortensis</i> (SUNDEVALL, 1829)	-	-	-	+	-	-
<i>Pocadicnemis pumila</i> (BLACKWALL, 1841)	-	-	-	++	++	++
<i>Poeciloneta globosa</i> (WIDER, 1834)	+	-	-	-	-	-
<i>Porhomma cf. egeria</i> (SIMON, 1884)	+	-	+	-	-	-
<i>Saarietia abnormis</i> (BLACKWALL, 1841)	+	-	-	-	-	-
<i>Saloca diceros</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	-	-	-	-	+	-
<i>Tapinocyba pallens</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1872)	+	+	+	++	-	+
<i>Troxochrus nasutus</i> SCHENKEL, 1925	+	-	-	-	-	-
<i>Walckenaeria acuminata</i> BLACKWALL, 1833	-	-	+	-	-	-
<i>Walckenaeria antica</i> (WIDER, 1834)	+	-	+	+	-	-
<i>Walckenaeria corniculans</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1875)	+	-	-	-	-	-
<i>Walckenaeria cuspidata</i> (BLACKWALL, 1833)	-	-	-	-	++	-
<i>Walckenaeria dvsderoides</i> (WIDER)	+	+	+	+	-	+
<i>Walckenaeria melanocephala</i> (O.P.-CAMBRIDGE, 1879)	+	-	-	++	+	++

# Anhang

Tab. 6 - Anhang: Fortsetzung

<b>Fam. Theridiidae</b>						
<i>Achaearanea riparia</i> (BLACKWALL)	-	-	-	+	-	-
<i>Neottiura bimaculata</i> (LINNÉ, 1767)	+	-	-	+	+	-
<i>Robertus lividus</i> (BLACKWALL, 1836)	++	++	++	+	++	+
<b>Fam. Lycosidae</b>						
<i>Alopecosa aculeata</i> (CLERCK, 1757)	++	+	+	+	++	+
<i>Aulonia albimana</i> (WALCKENAER, 1805)	+	+	-	+	-	+
<i>Pardosa amentata</i> (CLERCK, 1757)	++	+	-	-	-	-
<i>Pardosa lugubris</i> (WALCKENAER, 1802)	++	+	+	+++	+++	+++
<i>Pardosa prativaga</i> (L. KOCH, 1870)	++	+	-	++	-	-
<i>Pardosa riparia</i> (C.L. KOCH, 1833)	++	++	-	+++	-	-
<i>Pirata hygrophilus</i> THORELL, 1872	-	-	-	-	-	+
<i>Trochosa terricola</i> THORELL, 1856	+++	+++	++	+	++	++
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (WESTRING, 1861)	++	-	-	+	+	++
<b>Fam. Aelenidae</b>						
<i>Coelotes inermis</i> (L. KOCH, 1855)	++	++	++	-	++	++
<i>Coelotes terrestris</i> (WIDER, 1834)	++	+	+++	-	-	-
<i>Cryphoea silvicola</i> (C.L. KOCH, 1834)	-	-	+	-	-	-
<i>Histopona torpida</i> (C.L. KOCH, 1834)	+	-	-	+	+	++
<b>Fam. Hahnidae</b>						
<i>Hahnia pusilla</i> C.L. KOCH, 1841	-	-	-	-	-	++
<b>Fam. Liocraniidae</b>						
<i>Agroeca brunnea</i> (BLACKWALL, 1833)	+	-	-	+	+	+
<i>Apostenus fuscus</i> WESTRING, 1851	-	-	-	-	+	-
<i>Phnrolithus festivus</i> (C.L. KOCH, 1835)	+	-	-	++	+	++
<b>Fam. Clubionidae</b>						
<i>Clubiona reclusa</i> O.P.-CAMBRIDGE, 1863	-	-	-	-	+	+
<i>Clubiona terrestris</i> WESTRING, 1862	+	-	+	-	-	-
<b>Fam. Gnaphosidae</b>						
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. KOCH, 1839)	++	-	-	-	-	-
<i>Micaria fulgens</i> (WALCKENAER, 1802)	-	-	-	+	-	-
<i>Micaria pulicaria</i> (SUNDEVALL, 1831)	-	-	-	+	+	+
<i>Zelotes clivicolus</i> (L. KOCH, 1870)	++	++	+	++	++	+++
<i>Zelotes erebeus</i> (THORELL, 1870)	-	-	-	-	-	+
<i>Zelotes latreillei</i> (SIMON, 1878)	+	+	+	-	-	-
<i>Zelotes lutetianus</i> (L. KOCH, 1866)	-	-	-	-	+	-
<i>Zelotes pedestris</i> (C.L. KOCH, 1837)	-	-	-	+	-	-
<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. KOCH, 1839)	+	-	-	-	-	-
<i>Zelotes pusillus</i> (C.L. KOCH, 1833)	+	++	-	-	-	-
<i>Zelotes subterraneus</i> (C.L. KOCH, 1833)	+	+	-	-	+	-
<b>Fam. Zoridae</b>						
<i>Zora spinimana</i> (SUNDEVALL, 1833)	+	+	-	-	++	++
<b>Fam. Philodromidae</b>						
<i>Philodromus dispar</i> WALCKENAER, 1825	-	-	-	-	+	-
<b>Fam. Thomisidae</b>						
<i>Ozyptila atomaria</i> (PANZER, 1810)	-	+	-	-	-	-
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L. KOCH, 1837)	-	-	-	+	-	-
<i>Ozyptila trux</i> (BLACKWALL, 1846)	++	++	-	+	-	+
<i>Xysticus audax</i> (SCHRANK, 1803)	+	-	+	-	-	-
<i>Xysticus cristatus</i> (CLERCK, 1757)	-	+	-	-	-	-
<b>Fam. Salticidae</b>						
<i>Euophrys frontalis</i> (WALCKENAER, 1802)	+	-	-	-	+	+
<i>Evarcha arcuata</i> (CLERCK, 1757)	+	-	-	-	+	+
<i>Neon reticulatus</i> (BLACKWALL, 1853)	-	-	-	-	+	-
Summe der Arten	61	36	32	39	37	38
Summe der Individuen	1167	301	507	534	328	457

Tab. 7 - Anhang: Chilopoda - Artenspektrum, Dominanzklassen.

Gebiet	Langenau			Langenau			Bebenhausen			Bad Waldsee			
	LF	LF	LF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	TF	
Jahre	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	94-96	
Fläche	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
<b>Familie Lithobiidae</b>													
Lithobius aeruginosus L. KOCH, 1862	++	++					o	+				o	o
Lithobius crassipes L. KOCH, 1862							+++	++	++	++	++	o	
Lithobius curtipes C. L. KOCH, 1847							o	+		++	o		
Lithobius dentatus C. L. KOCH, 1844	++	++	++		++		+		+	++			
Lithobius forficatus (LINNAEUS, 1758)	+	++		++	o		+++	+++	++		++	+++	
Lithobius lusitanus valesiacus VERHOEFF, 1935	++	+	++	+++	++	+++	++	++		+			
Lithobius macilentus L. KOCH, 1862	++	++	++	++	o	++	++	++	+++	+++	++	o	
Lithobius mutabilis L. KOCH, 1862	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	o
Lithobius muticus C. L. KOCH, 1847	+	++		++	++			+					
Lithobius nodulipes LATZEL, 1880							o	+					
Lithobius pelidnus HAASE, 1880	++		++				++	++	+				
Lithobius piceus L. KOCH, 1862	++	++		++			+		++	+++	+++	+++	
Lithobius pygmaeus LATZEL, 1880							++	+++	+++				o
Lithobius tenebrosus MEINERT, 1872				o					+				o
Lithobius tricuspis MEINERT, 1872	++	+++	++	++	++	++	+++	++	++	+++	+++	++	o
<b>Familie Cryptopidae</b>													
Cryptops parisi BRÖLEMANN, 1920			++				o						
<b>Familie Schendylidae</b>													
Schendyla nemorensis (C. L. KOCH, 1837)							+		+				o
<b>Familie Geophilidae</b>													
Brachygeophilus truncorum (BERGSOE & MEINERT, 1866)								o					o
Geophilus electricus (LINNAEUS, 1758)	+			o			o				o	o	
Geophilus insculptus ATTEMS, 1895.				o			o		o	o	o	o	o
Geophilus studeri ROTHENBÜHLER, 1899				o			o	o	o				
Necrophloeophagus flavus (DE GEER, 1778)				o	o	o				o	o	o	
Strigamia acuminata (LEACH, 1814)	+	+	+		o	++	++	++	++	o	o	o	
Strigamia crassipes (C. L. KOCH, 1835)		++											o

Anhang

Tab. 8 - Anhang: Coleoptera - Artenspektrum, Dominanzklassen, Totholzfänge.

Gebiet			La						Bc		BW	
Fallentyp			TF						TF		TF	
Fläche			A						A		A	
Jahre	91	92	93	94	95	96	94	95	96	94	95	96
<b>Fam. Carabidae</b>												
Dromius agilis (F., 1787)	+										+	
Dromius spilotus (ILLIGER, 1798)			+	+								
Notiophilus biguttatus (F., 1779)	+											
Bradycellus harpalinus (SERV., 1821)	+											
Pterostichus burmeisteri HEER, 1841		+										
Amara familiaris (DUFT., 1812)	+											
<b>Fam. Catopidae</b>												
Catops westi KROG., 1931	+											
<b>Fam. Histeridae</b>												
Plegaderus vulneratus (PANZ., 1797)											++	
<b>Fam. Liodidae</b>												
Anisotoma humeralis (F., 1792)						++						
Agathidium rotundatum GYLL., 1898						++			+			
Agathidium seminulum (L., 1758)											+	
Agathidium laevigatum ER., 1845	+											
<b>Fam. Scydmaenidae</b>												
Stenichnus scutellaris (MÜLL. K., 1822)											+	
<b>Fam. Ptiliidae</b>												
Ptinella spec.			+									
Ptinella aptera (GUER., 1839)												+
<b>Fam. Scaphidiidae</b>												
Scaphidium quadrimaculatum OL., 1790					++	++						
Scaphidium agaricinum (L., 1758)					+						++	
<b>Fam. Staphylinidae</b>												
Phloeocharis subtilissima MANNH., 1830				++		+	+	++	+	+		+
Omalium spec.	+											
Omalium rivulare (PAYK., 1789)						+						
Phloeonomus pusillus (GRAV., 1806)	+	++	+			+	+				+	
Oxytelus tetracarinus (BLOCK, 1799)											+	
Rugilus rufipes GERM., 1836												+
Rugilus orbiculatus (PAYK., 1789)									+			
Rugilus mixtus LOHSE, 1956			+									
Lithocharis nigriceps (KR., 1859)				+								
Nudobius lentus (GRAV., 1806)	+	+	+	++			+	++		+	++	
Philonthus varius (GYLL., 1810)	+											
Philonthus ventralis (GRAV., 1802)								++				
Philonthus cognatus STEPH., 1830	+											
Gabrieus splendidulus (GRAV., 1802)						+						
Quedionuchus plagiatus (MANNH., 1802)							+					
Quedius xanthopus ER., 1839									+			
Quedius plagiatus MANNH., 1843	+											
Mycetoporus lepidus (GRAV., 1802)			+								+	
Lordithon spec.	+											
Bolitobius spec.	+											
Bolitobius trimaculatus (PAYK., 1800)								+				
Sepedophilus testaceus (F., 1792)						+			+			
Tachyporus nitidulus (F., 1781)		+										

Tab. 8 - Anhang: Fortsetzung 1

Tachyporus hypnorum (F., 1775)	+		+						++										
Tachyporus chrysolinus (L., 1758)								++											+
Tachyporus ruficollis GRAV., 1802	+																		
Tachinus proximus KR., 1855									+										
Tachinus laticollis GRAV., 1802	+																		
Gyrophaena strictula ER., 1839										++									
Homalota plana (GYLLH., 1810)																			+
Anomognathus cuspidatus ER., 1839																			+
Leptusa spec.	+																		
Leptusa pulchella (MANNH., 1830)										+									+
Leptusa fumida (ER., 1839)	+																		+
Dinaraea aequata (ER., 1837)									+	+	++				+	++			+
Atheta fungi (GRAV., 1806)								++		+					+				
Dimetrota ischnocera (THOMS., 1870)																			+
Phloeopora corticalis (GRAV., 1802)								++		+	++				+	+			++
<b>Fam. Pselaphidae</b>																			
Biploporus bicolor (DENNY, 1825)																			+
Bibloporus minutus RAFFR., 1914										++									+
Euplectus spec.											+								
Euplectus nanus (REICHB., 1816)									+	+	++				+	+++			++
Euplectus piceus MOTSCH., 1835									+						+	+			+
Leptoplectus spinolae (AUBE, 1844)															+				
Bythinus macropalpus AUBE, 1833											+								
<b>Fam. Cantharidae</b>																			
Cantharis nigricans (MÜLL., 1776)																			+
Cantharis livida L., 1758										++									
Malthinus bilineatus KIESW., 1852																			++
Malthodes europaeus WITTM., 1970																			++
Malthodes pumilus (BREB., 1835)											+								
<b>Fam. Malachidae</b>																			
Malachius bipustulatus (L., 1798)																			+
Malachius marginellus OL., 1790											+	++							
Axinotarsus ruficollis (OL., 1790)																			++
Axinotarsus marginalis (CAST., 1840)												++							
<b>Fam. Melyridae</b>																			
Dasytes niger (L., 1761)																			+
Dasytes caeruleus (GEER, 1774)	+																		+
Dasytes plumbeus (MÜLL., 1776)											++	+++	+++	++					++
<b>Fam. Cleridae</b>																			
Thanasimus formicarius (L., 1758)																			+
<b>Fam. Elateridae</b>																			
Ampedus sanguineus (L., 1758)																			
Dalopius marginatus (L., 1758)																			+
Melanotus rufipes (HBST., 1784)																			+
Denticollis linearis (L., 1758)												++							
Athous subfuscus (MÜLL., 1767)																			+
<b>Fam. Eucnemidae</b>																			+
Hypocoelus cariniceps REITT., 1902																			++
Hypocoelus procerulus (MANNH., 1823)																			+
<b>Fam. Throscidae</b>																			
Throscus carinifrons BONV., 1859	+																		++
<b>Fam. Buprestidae</b>																			
Anthaxia quadripunctata (L., 1758)																			+++

# Anhang

Tab. 8 - Anhang: Fortsetzung 2

<b>Fam. Trogostidae</b>										
Nemosoma elongatum (L., 1761)	+	++								
<b>Fam. Nitidulidae</b>										
Heterhelus scutellaris (HEER, 1841)							+			
Eपुरaea spec.						+				
Eपुरaea neclecta (HEER, 1841)	+		+							
Eपुरaea marseuli REITTER, 1872	+	+	++	++			+			
Pityophagus ferrugineus (L., 1761)									+	
<b>Fam. Rhizophagidae</b>										
Rhizophagus depressus (F., 1792)	+									
Rhizophagus bipustulatus (F., 1792)			+			+		+		
Rhizophagus nitidulus (F., 1798)									+	
<b>Fam. Cucujidae</b>										
Laemophloeus duplicatus (WALTL., 1839)				+						
Laemophloeus alternans ER., 1846	+	+	+	+	++	++			+	
Silvanus bidentatus (F., 1792)			+							
Silvanus unidentatus (F., 1792)		+	+	+		+			+	
<b>Fam. Erotylidae</b>										
Dacne bipustulata (THUNB., 1781)										+
<b>Fam. Cryptophagidae</b>										
Cryptophagus pseudodentatus BRUCE, 1934			+							
Atomaria spec.			+							
Atomaria ornata HEER, 1841			+							
Atomaria proluxa ER., 1846				++	+++		++	++	++	++
Atomaria atrata RIT., 1875							+			
Atomaria lohsei JOHNS. et. STR., 1968	+	+	+++			++		+		+
<b>Fam. Phalacridae</b>										
Stilbus atomarius (L., 1767)				+						+
<b>Fam. Lathridiidae</b>										
Lathridius nodifer WESTW., 1839				+	++		+	++		+
Lathridius constrictus GYLL., 1827			+	+		++				
Lathridius minutus L., 1767	+									
Enicmus rugosus (HBST., 1793)		+	+	+	++	++	+			++
Enicmus transversus (OL., 1790)	+									
Dienerella elongata (CURT., 1830)						+			+	
Corticaria spec.	+									
Corticaria fulva (COM., 1837)	+	++	++	+++			++		+	
Corticaria abietum MOTSCH., 1867						+				
Corticarina gibbosa (HBST., 1793)				+	++		++			+
Corticarina fuscula (GYLL., 1827)			+	+			+			
Melanophthalma distinguenda (COM., 1837)	+	++	+			++				
<b>Fam. Mycetophagidae</b>										
Litargus connexus (FOURCR., 1785)		+	+++	++	++		+	++	++	+
<b>Fam. Colydiidae</b>										
Cerylon histeroides (F., 1792)			+	+		+				
Cerylon ferrugineum STEPH., 1830						+				+
<b>Fam. Endomychidae</b>										
Lycoperdina bovistae (F., 1792)				+						
<b>Fam. Coccinellidae</b>										
Scymnus haemorrhoidalis HBST., 1792				+						
Semiadalia alpina CAPRA, 1928		+		+						



# Anhang

Tab. 8 - Anhang: Fortsetzung 4

<b>Fam. Bruchidae</b>													
<i>Bruchus rufimanus</i> BOH., 1833													+
<b>Fam. Scolytidae</b>													
<i>Hylastes cunicularius</i> ER., 1836		++											
<i>Hylurgops palliatus</i> (GYLL., 1813)	+++												
<i>Polygraphus polygraphus</i> (L., 1758)	++												
<i>Crypturgus pusillus</i> (GYLL., 1813)	+	+++	+++	+++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Dryocoetes autographus</i> (RATZ., 1837)		++	+										+
<i>Pityophorus pityographus</i> (RATZ., 1837)	+	+	+										
<i>Pityogenes chalcographus</i> (L., 1761)	+++	++		+			+			+			
<i>Ips typographus</i> (L., 1758)	+	++	+										
<i>Xyleborus saxeni</i> (RATZ., 1837)			+										
<b>Fam. Curculionidae</b>													
<i>Sitona lineatus</i> (L., 1758)					++	+							
<i>Magdalis violacea</i> (L., 1758)		+	+										
<i>Trachodes hispidus</i> (L., 1758)					++	+			+	+	++		
<i>Hylobius abietis</i> (L., 1758)	+												
<i>Rhynchaenus fagi</i> (L., 1758)				+++	+++	+++							
Arten	44	33	45	34	22	50	31	27	23	38	29	18	
Individuen	2564	372	438	259	61	174	440	52	230	1949	226	685	

Tab. 9 - Anhang: Coleoptera - Artenspektrum, Dominanzklassen, Pheromonfallenfänge.

Gebiet	Langenau		
	Pheroprax	Chalcoprax	Linoprax
Fallentyp	91-96	91-96	91-96
<b>Fam. Carabidae</b>			
<i>Loricera pillicornis</i> (F., 1775)			+
<i>Trechus quadristriatus</i> (SCHRK., 1781)	+	+	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (L., 1761)			+
<i>Trichotichnus nitens</i> (HEER, 1838)			+
<i>Harpalus smaragdinus</i> (DUFT., 1812)	+		
<i>Bradycellus harpalinus</i> (SERV., 1821)		+	
<i>Amara simulata</i> (GYLL., 1810)	+		
<i>Amara familiaris</i> (DUFT., 1812)		+	
<i>Dromius agilis</i> (F., 1787)	+		+
<b>Fam. Dytiscidae</b>			
<i>Hydroporus spec.</i>		+	
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (L., 1758)	+		+
<i>Hydroporus planus</i> (F., 1781)		+	
<i>Hydroporus nigrita</i> (F., 1792)	+		
<i>Agabus melanarius</i> AUBE, 1836		+	+
<b>Fam. Hydrophilidae</b>			
<i>Helophorus grandis</i> ILL., 1798	+	+	
<i>Helophorus flavipes</i> F., 1792	+		+
<i>Cryptopleurum minutum</i> (F., 1775)	+		+
<i>Hydrobius fuscipes</i> (L., 1758)			+
<i>Anacaena globulus</i> (PAYK., 1798)		+	
<i>Anacaena limbata</i> (F., 1792)		+	
<b>Fam. Histeridae</b>			
<i>Plegaderus vulneratus</i> (PANZ., 1797)	+		+
<i>Gnathoncus buyssoni</i> AUZAT, 1917		+	
<i>Saprinus planiusculus</i> MOTSCH. 1949	+		
<i>Saprinus semistriatus</i> (SCRIBA, 1790)		+	
<i>Carcinops pumilio</i> (ER., 1834)	+		+
<i>Platysoma elongatum</i> (OL., 1789)			+
<i>Hister cadaverinus</i> HOFFM., 1803			+
<i>Hister funestus</i> ER., 1834	+		
<i>Hister bisexstriatus</i> F., 1801	+		
<b>Fam. Silphidae</b>			
<i>Necrophorus vespilloides</i> HBST., 1783	+	+	+
<i>Necrophorus vespillo</i> (L., 1758)		+	
<i>Thanatophilus sinuatus</i> (F., 1775)	+	+	
<b>Fam. Cholevidae</b>			
<i>Ptomaphagus variicornis</i> (ROSH., 1847)		+	
<i>Sciodreporides watsoni</i> (SPENCE, 1815)		+	
<b>Fam. Leiodidae</b>			
<i>Liodes cinnamomea</i> (PANZ., 1793)		+	
<i>Anisotoma humeralis</i> (F., 1792)	+	+	
<i>Anisotoma orbicularis</i> (HBST., 1792)		+	
<i>Agathidium rotundatum</i> GYLL., 1898	+	+	+
<i>Agathidium nigripenne</i> (F., 1792)	+	+	+
<i>Agathidium seminulum</i> (L., 1758)	+	+	+
<i>Agathidium laevigatum</i> ER., 1845	+	+	

## Anhang

Tab. 9 - Anhang: Fortsetzung 1

<b>Fam. Clambidae</b>			
<i>Clambus pubescens</i> REDT., 1849		+	
<b>Fam. Scaphidiidae</b>			
<i>Scaphosoma agaricinum</i> (L., 1758)	+		
<b>Fam. Staphylinidae</b>			
<i>Micropeplus porcatus</i> (PAYK., 1789)	+	+	
<i>Omalius spec.</i>	+		
<i>Omalius rivulare</i> (PAYK., 1789)	+		+
<i>Lesteva punctata</i> ER., 1839			+
<i>Syntomium aeneum</i> (MÜLL., 1821)	+		
<i>Coprophilus striatulus</i> (F., 1792))	+		
<i>Oxytelus sculpturatus</i> GRAV., 1806	+	+	+
<i>Nudobius lentus</i> (GRAV., 1806)	+	+	+
<i>Gyrophypus spec.</i>			+
<i>Philonthus spec.</i>		+	
<i>Philonthus umbratilis</i> (GRAV., 1802)		+	
<i>Philonthus albipes</i> (GRAV., 1802)		+	
<i>Philonthus cognatus</i> STEPH., 1830			+
<i>Philonthus politus</i> (L., 1758)	+	+	
<i>Philonthus succicola</i> (THOMS., 1832)	+	+	
<i>Emus hirtus</i> (L., 1758)			+
<i>Quedius spec.</i>		+	
<i>Quedius truncicola</i> Fairm. LABOULB., 1856			+
<i>Quedius xanthopus</i> ER., 1839		+	+
<i>Quedius umbrinus</i> ER., 1839		+	
<i>Mycetoporus lepidus</i> (GRAV., 1802)		+	
<i>Lordithon lunulatus</i> (L., 1761)	+		
<i>Sepedophilus testaceus</i> (F., 1792)			+
<i>Tachyporus spec.</i>		+	
<i>Tachyporus nitidulus</i> (F., 1781)			+
<i>Tachinus lignorum</i> (L., 1758)	+		
<i>Tachinus signatus</i> (GRAV., 1802)			+
<i>Tachinus elongatus</i> GYLL., 1810	+		
<i>Bolitochara lucida</i> (GRAV., 1802)			+
<i>Aleochara haematodes ripicola</i> MULS., 1874		+	
<b>Fam. Lycidae</b>			
<i>Homalilus fontisbellaquei</i> FOURCR., 1785		+	
<b>Fam. Lampyridae</b>			
<i>Lamprohiza splendidula</i> (L., 1767)	+		+
<b>Fam. Cantharidae</b>			
<i>Cantharis nicricans</i> (MÜLL., 1776)		+	
<i>Rhagonycha lignosa</i> (MÜLL., 1764))			+
<b>Fam. Malachidae</b>			
<i>Malachius bipustulatus</i> (L., 1758))		+	
<b>Fam. Melyridae</b>			
<i>Dasytes plumbeus</i> (MÜLL., 1776)		+	
<b>Fam. Cleridae</b>			
<i>Thanasimus formicarius</i> (L., 1758)	+	+	+
<b>Fam. Elateridae</b>			
<i>Ampedus sanguineus</i> (L., 1758)	+	+	
<i>Dalopius marginatus</i> (L., 1758)	+	+	
<i>Melanotus rufipes</i> (HBST., 1784)	+	+	+
<i>Calambus bipustulatus</i> (L., 1767)			+

Tab. 9 - Anhang: Fortsetzung 2

Athous subfuscus (MÜLL., 1767)	+	+	+
Cardiophorus ruficollis (L., 1758)	+		
<b>Fam. Throscidae</b>			
Throscus dermestoides (L., 1767)			+
Throscus carinifrons BONV., 1859	+	+	
<b>Fam. Buprestidae</b>			
Anthaxia quadripunctata (L., 1758)	+		
<b>Fam. Salpingidae</b>			
Rhinosimus planirostris (F., 1787)			+
<b>Fam. Dermestidae</b>			
Dermestes frischii KUG., 1792		+	
Dermestes lardarius L., 1758	+		
Attagenus pellic (L., 1758)		+	
Megatoma undata (L., 1758)	+	+	
Anthrenus spec.	+		
Anthrenus muscorum (L., 1761)	+	+	+
<b>Fam. Trogostidae</b>			
Nemosoma elongatum (L., 1761)	+	+	+
<b>Fam. Byturidae</b>			
Byturus tomentosus (GEER, 1774)			+
<b>Fam. Nitidulidae</b>			
Meligethes spec.		+	
Eपुरaea melanocephala (MARSH., 1802)			+
Eपुरaea neglecta (HEER, 1841)			+
Eपुरaea marseuli REITTER, 1872			+
Eपुरaea pygmaea (GYLL., 1808)			+
Eपुरaea unicolor (OL., 1790)		+	
Omosita colon (L., 1758)			+
Nitidula rufipes (L., 1767)			+
Ipedia binotata Rtt., 1875			+
Pityophagus ferrugineus (L., 1761)	+	+	+
<b>Fam. Rhizophagidae</b>			
Rhizophagus depressus (F., 1792)	+		+
Rhizophagus dispar (PAYK., 1800)	+		+
Rhizophagus bipustulatus (F., 1792)		+	+
Rhizophagus nitidulus (F., 1792)			+
<b>Fam. Cucujidae</b>			
Silvanus unidentatus (F., 1792)	+		
Uleiota planata (L., 1761)		+	
<b>Fam. Erotylidae</b>			
Dacne bipustulata (THUNB., 1781)	+	+	
<b>Fam. Cryptophagidae</b>			
Cryptophagus pseudodentatus BRUCE, 1934		+	
Atomaria spec.		+	
<b>Fam. Phalacridae</b>			
Stilbus atomarius (L., 1767)	+		
<b>Fam. Lathridiidae</b>			
Lathridius angusticollis GYLL., 1827	+		+
Lathridius pandellei BRIS., 1863	+		+
Lathridius rugicollis (OL., 1790)			+
Lathridius nodifer (WESTW., 1839)	+		
Enicmus transversus (OL., 1790)	+		+
Dienerella spec.		+	+

# Anhang

Tab. 9 - Anhang: Fortsetzung 3

<i>Corticaria fulva</i> (COM., 1837)			+
<i>Corticaria abietum</i> MOTSCH., 1867	+		
<b>Fam. Mycetophaeidae</b>			
<i>Litargus connexus</i> (FOURCR., 1785)	+		+
<b>Fam. Colydiidae</b>			
<i>Ditoma crenata</i> (F., 1775)	+	+	+
<i>Cerylon histeroideis</i> (F., 1792)	+	+	
<i>Cerylon ferrugineum</i> STEPH., 1830			+
<b>Fam. Coccinellidae</b>			
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (L., 1758)	+		
<b>Fam. Sphindidae</b>			
<i>Aspidiphorus orbiculatus</i> (GYLL., 1808)	+		
<b>Fam. Cisidae</b>			
<i>Cis spec.</i>	+		
<i>Cis punctulatus</i> GYLL., 1827	+		
<i>Cis bidentatus</i> (OL., 1790)			+
<i>Ennearthron cornutum</i> (GYLL., 1827)	+		
<b>Fam. Bostrychidae</b>			
<i>Rhizopertha dominica</i> (F., 1792)		+	+
<b>Fam. Anobiidae</b>			
<i>Dryophilus pusillus</i> (GYLL., 1808)	+		
<b>Fam. Aderidae</b>			
<i>Aderus brevicornis</i> (PERRIS, 1869)			+
<b>Fam. Mordelidae</b>			
<i>Tomoxia biguttata</i> (GYLL., 1827)	+	+	
<i>Anaspis frontalis</i> (L., 1758)		+	
<i>Anaspis rufilabris</i> (GYLL., 1827)		+	
<b>Fam. Tenebrionidae</b>			
<i>Hypophloeus linearis</i> (F., 1790)		+	
<i>Tribolium castaneum</i> (HBST., 1797)	+		+
<b>Fam. Scarabaeidae</b>			
<i>Aphodius spec.</i>		+	
<i>Aphodius rufipes</i> (L., 1758)		+	
<b>Fam. Cerambycidae</b>			
<i>Leptura rubra</i> L., 1758	+	+	
<b>Fam. Scolytidae</b>			
<i>Hylastes cunicularius</i> ER., 1836	+		+
<i>Hylurgops palliatus</i> (GYLL., 1813)			+
<i>Blastophagus minor</i> (HARTIG, 1834)		+	
<i>Polygraphus polygraphus</i> (L., 1758)		+	+
<i>Dendroctonus micans</i> (KUG., 1794)			+
<i>Crypturgus pusillus</i> (GYLL., 1813)	+		
<i>Dryocoetes autographus</i> (RATZ., 1837)	+	+	+
<i>Cryphalus saltuarius</i> WEISE, 1891			+
<i>Pityogenes chalcographus</i> (L., 1761)	++	+++	++
<i>Ips typographus</i> (L., 1758)	+++	+	++
<i>Xyleborus saxeseni</i> (RATZ., 1837)			+
<i>Xylosandrus germanus</i> (BLAND., 1894)			+
<i>Trypodendron lineatus</i> (OL., 1795)	+	+	+++
<b>Fam. Curculionidae</b>			
<i>Polydrusus mollis</i> (STROEM, 1768)		+	
<i>Rhynchaenus fagi</i> (L., 1758)	+		
Individuen	97336	997846	17419
Arten	78	79	77

## **6 Die Sturmwurf-Biozönosen in der Startphase der Bestandesentwicklung**

*von A. Fischer, A. Honold, A. Reif, W. Funke und W. Bücking*

Die drei in Baden-Württemberg im Anschluß an die Stürme vom Februar 1990 als Waldentwicklungs-Freiräume eingerichteten Bannwälder repräsentieren wichtige und weitverbreitete Standortskomplexe in den Wuchsgebieten und geologischen Formationen des Landes (vernässende und nährstoffarme Verebnungen des Keuperberglandes, nährstoffarme Hangstandorte des Buntsandsteins, nährstoffreichere Kalkstandorte der Schwäbischen Alb in ebener Lage, Moränenlehme, z.T. vernässend im Alpenvorland). Auf allen diesen Standorten waren durch Fichtenanbau Fichtenreinbestände bzw. fichtendominierte Wälder entstanden, die sturmgefährdet sind. Es handelt sich um Fichtenbestände in der ersten bis vierten Generation nach Laub(misch)wald, stellenweise auch um Neubesiedlungen von Kahlflächen, die aus einer zurückliegenden Übernutzung bzw. Fremdnutzung hervorgegangen waren (Kap. 2.4). Die Rückkehr zu naturnahen Wäldern (naturnaher Waldbau) ist erklärtes Ziel der Landesforstverwaltung. Die Versuchsgebiete dienen der Frage, in welchem Umfang diese Entwicklung auf Sturmwurfflächen ohne lenkende Eingriffe oder ohne ergänzende Pflanzungen möglich ist. Die Flächen geben Auskunft über das Verjüngungspotential der Gehölze und über das Entwicklungspotential der Lebensgemeinschaften in verschiedenen Landschaftsräumen Baden-Württembergs. Wo notwendig, wurde auf weitere geeignete Untersuchungsflächen zurückgegriffen.

Ziel des abschließenden Kapitels ist es, aufbauend auf den Einzeldarstellungen biozöologische Verknüpfungen exemplarisch herauszustellen, die unterschiedliche Bestandesentwicklung auf belassenen bzw. geräumten Sturmwurfflächen hervorzuheben und praxisrelevante Bewertungen hinsichtlich Naturhaushalt, Landschaftsnutzung (Schwerpunkt Forstnutzung) und Naturschutz abzuleiten.

## 6.1 Biozöologische Verknüpfungen

Einführend sollen einige biozöologische Verknüpfungen, die im Zuge der Sturmwurforschung in Baden-Württemberg aufgedeckt wurden, exemplarisch herausgestellt werden.

### *Fichtenjungwuchs, Mykorrhiza und Proturen*

Proturen ernähren sich von Pilzmyzelien und von mykorrhizierten Feinwurzeln Höherer Pflanzen (STURM 1959). Für eine besondere Präferenz der Mykorrhiza als Nährsubstrat der Proturen sprechen gleichlaufende Oszillationen der Häufigkeit der mykorrhizierten Wurzeln einerseits und der Abundanz der Proturen andererseits, vor allem bei ihren Jugendstadien (FEIL et al. 1986, s. Kap. 5.2.1). - Im Untersuchungsgebiet Langenau sind auf der belassenen Teilfläche die meisten Fruchtkörper von Mykorrhizapilzen an denjenigen Stellen festgestellt worden, an denen Jungfichten einen dichtgeschlossenen Bestand bilden. An diesen Stellen muß auch die Menge mykorrhizierter Wurzelspitzen besonders groß (gewesen) sein (Kap. 3.2); von diesen Mykorrhizen ernähren sich die Proturen und treten an diesen Stellen mit extrem hoher Abundanz auf. Auf Flächen ohne Fichten-Verjüngung waren diese Tiere nur sehr schwach vertreten; hier fehlt(e) die Mykorrhiza offensichtlich fast völlig. Auch auf der geräumten Fläche wurden - selbst unmittelbar neben Jungfichten - wesentlich weniger Proturen erfaßt als auf der belassenen Fläche, und außerdem wurde an den Fichtensämlingen eine deutlich geringe Zahl von Mykorrhizapilzarten festgestellt (Kap. 3.2.3.1).

Nach diesen Befunden gewinnen die in Kap. 3.2.5 und 5.2.1 geäußerten Vorstellungen über Pflege und Bewirtschaftung von Sturmwurfflächen noch mehr Gewicht. Im Hinblick auf eine lebensformen- und artenreiche natürliche Boden-Biozönose sollten alle Maßnahmen unterbleiben, welche die „gewachsene“ Bodenstruktur und damit auch die Mykorrhiza sowie die von der Mykorrhiza abhängigen Lebewesen (z.B. Proturen) in ihrer Häufigkeit beeinträchtigen. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung, daß es in verhältnismäßig kurzen Zeiträumen zur Etablierung einer neuen, vitalen Gehölzverjüngung und schließlich zu einem Bestand von Schlußwaldbaumarten kommt.

Wie die Untersuchungen zeigten sind Proturen in Fichtenbeständen wertvolle Indikatoren für den Ausbildungsgrad der Mykorrhizierung und der Vitalität der Bäume. Sie erfüllen also die Anforderungen an eine „Leitartengruppe“: An Hand ihres Auftretens bzw. ihres Fehlens lassen sich grundlegende Aussagen über den ökosystemaren Zustand ableiten. Diese Zeigerfunktion der Proturen wurde erst im Rahmen des PAÖ-Sturmwurfflächenprojektes voll erkannt; in welchem Umfang sie auch in Laub- und Mischwaldbeständen zutrifft, ist vorerst noch unbekannt. Ebenso ungeklärt sind z.Zt. noch die spezifischen Ansprüche der einzelnen Proturen-Arten an Nährsubstrat und Standortsbedingungen.

### *pH-Wert und Pilzönose in der Nadelstreu*

Das Sturmwurfereignis führt mit dem Absterben der geworfenen Fichten kurzfristig zu einer Erhöhung des Nachschubs an Nadelstreu; auf Grund des für den Abbau organischer Substanz verbesserten Strahlungshaushaltes (Kap. 3.3) setzt aber rasch ein verstärkter Abbau der organischen Auflage ein. Die standortkundliche Humusansprache bestätigt den Abbau der Humusauflage und die kleinräumige Auflösung der nadelwaldtypischen Humusformen auf der gesamten Fläche (Kap. 2.3). Das Ausbleiben des Nachschubs an abgestorbenen Nadeln führt dann binnen weniger Jahre zu einem Anstieg des pH-Wertes in den obersten Bodenschichten (Kap. 2.2).

Deutlich reagiert hierauf die Gruppe der streuzersetzenden Pilze (Kap. 4.2): Die für saures Milieu kennzeichnenden Streuzersetzer nehmen ab, die kennzeichnenden Laubstreuzersetzer aber zu. Sowohl durch die für einige Jahre (bis Jahrzehnte) deutliche Umstellung der mikroklimatischen Situation als auch durch das Hinzutreten von Laub-Pioniergehölzen verändert sich das Artenspektrum der streuzersetzenden Pilze deutlich. Bereits 1995 machten auf der belassenen Sturmwurfelfläche bei Langenau die azidophile Arten nur noch 33 % der streuzersetzenden Pilzarten aus, während ihr Anteil im benachbarten Fichtenbestand bei 75 % lag (Abb. 4.2-4 und Abb. 4.2-5).

### *Der Abbau von Sturmholz und die holzbesiedelnden Tier- und Pilzgemeinschaften*

Die vom Sturm geworfenen Stämme werden zunächst wie der lebende Baum von der Borke geschützt. Borkenkäfer (besonders Buchdrucker und Kupferstecher) erschließen dieses Substrat. Sie sind die Pioniere, die den Abbau des Totholzes von außen einleiten. Die Borkenkäfer dienen einer ganzen Reihe holzzersetzender Pilze (Kap. 4.1) als Vektoren zur Ausbreitung ihrer Sporen. An ihren Körpern tragen sie die Sporen bzw. Konidien in das Holz. Einige holzbrütende Borkenkäfer sind ihrerseits obligat mit Pilzen assoziiert, indem sich die Käfer und Larven von diesen ernähren. Hier existiert ein komplexes Zusammenspiel von Insekten und Pilzen, das bisher kaum beleuchtet ist.

Gleichzeitig gewinnen auch Parasitoide (vor allem Hymenopteren der Gruppe Terebrantia) und verschiedene Raubarthropoden der verschiedensten systematischen Gruppen an Bedeutung. Manche Tierarten nutzen das zunehmend spaltenreichere Holz auch als Brutstätte für ihre Larven (z.B. die Grab- und Wegwespen - Sphecidae, Pompilidae) oder als Winterquartier (z.B. der Buchenspringrüßler *Rhynchaenus fagi*). Das am Boden liegende Schwachholz war bis 1997 fast überall weitgehend abgebaut. Das liegende Stammholz dagegen war zu diesem Zeitpunkt noch von recht fester Konsistenz.

Im stehenden Stammholz stagnieren die Abbauprozesse nach den frühen Angriffen der primären Borkenkäfer und dem Ablösen der Borke weitgehend bzw. sie gehen hier nur langsam (am

stärksten am Stammfuß) voran. Maßgebend hierfür sind die zeitweise extrem wechselhaften Bedingungen von Temperatur und Feuchtigkeit, die nur für wenige Pilze und Tiere tolerierbar sind. Der Abbau des Holzes wird hier erst dann wieder voll in Gang kommen können, wenn die Stämme zu Boden gefallen sind.

### *Tiergesellschaften und Vegetation auf Sturmwurfflächen*

Nach einem Sturmwurf entwickeln sich auf den betroffenen Flächen vielseitige Pflanzengemeinschaften (Kap. 3). Bei den Tieren ergibt sich im Zeitverlauf ein sehr wechselvolles Bild. Dies wurde besonders bei den Gruppen deutlich, die im Untersuchungsgebiet Langenau über mehrere Jahre hinweg detailliert (hinsichtlich Artenspektrum, Individuenzahlen, Aktivitätsdichten) verfolgt werden konnten. Ein besonders eindrucksvolles Beispiel geben hier die Laufkäfer (Carabidae), mit denen die zoologischen Untersuchungen bereits 1991 begonnen haben. Hier dominierten zunächst typische Freiflächenarten, darunter mehrere flugfähige Spezies. Dieser Zustand dauerte je nach dem Deckungsgrad der Vegetation unterschiedlich lange an. Ab 1993 traten überall die Waldarten in den Vordergrund. 1996 waren sie stellenweise (wieder) fast so stark vertreten wie im stehenden Bestand. Dabei überwogen jetzt jedoch andere Spezies als im Wald.

Gerade auf der belassenen Sturmwurffläche sind die Artenzahlen der Carabidae stark zurückgegangen, auf der geräumten Fläche bis 1996 aber (noch?) nicht. Die Individuenzahlen haben überall abgenommen, auf der belassenen Fläche bis 1996 sogar auf nur noch etwa 5 % des Ausgangswertes. Ganz ähnlich verlief die Entwicklung bei Kurzflügelkäfern (Staphylinidae) und Spinnen (Araneae).

Der Rückgang der Individuenzahlen bei den Raubarthropoden (Kap. 5.4) vor allem auf der belassenen Fläche hat viele Gründe. Neben dem zunehmenden Raumwiderstand an der Bodenoberfläche (wegen dichter Krautschicht, vgl. auch Kap. 3.4) scheinen die insektivoren Vögel von besonderer Bedeutung zu sein: Vor allem auf der belassenen Teilfläche waren sie bis 1996 individuenreicher (bei Brutvögeln und Nahrungsgästen) vertreten als auf der geräumten Fläche. Auch die Kleinsäuger dürften nach den vorliegenden Erkenntnissen manche Arthropodengruppen beeinträchtigen.

Früchteverzehrende Kleinvögel tragen wesentlich zur „Mobilität“ einiger Gehölzarten bei (Kap. 3.4.3.3). Geeignete Sitzwarten sind eine wesentliche Voraussetzung dafür, daß sich derartige Vögel auf Freiflächen aufhalten. Auf belassenen Sturmwurfflächen kommen derartige Bestandsstrukturen in deutlich größerem Maße vor als auf geräumten.

## 6.2 Vergleich der Entwicklung auf geräumten bzw. belassenen Sturmwurfflächen

### *Standortsbedingungen*

Wegen des Wegfalls der Baumschicht nach dem Sturmwurf und der damit verbundenen geringeren Evapotranspiration kommt es auf Sturmwurfflächen zu einer zunehmenden Vernässung (Kap. 2.2), und zwar auf geräumten und belassenen Sturmwurfflächen in ähnlicher Größenordnung, wenigstens im ersten Entwicklungsabschnitt nach dem Sturmereignis. Vor allem auf lehmigen, wasserstauenden Böden im Keuperbereich nimmt die Zahl nässezeigender Arten stark zu (Binsen-Arten, Seegrass-Segge, Sumpf-Hornklee, Sumpf-Labkraut, Kriechender Hahnenfuß, Quell-Sternmiere). Auf Kalkverwitterungslehmen verhindert die Karstdrainage im Untergrund eine stärkere Entfaltung von Nässezeigern (Kap. 3.5).

Neben dieser auffälligen Gemeinsamkeit bestehen zwischen geräumten und belassenen Sturmwurfflächen aber auch grundsätzliche Unterschiede hinsichtlich der abiotischen Rahmenbedingungen. Während auf geräumten Flächen durch Biomasse-Export und durch mechanische Beeinflussung von Oberboden und Vegetation (Fahrspuren, Rückspuren usw.) zu Beginn die Bodenoberfläche in erheblichem Maße offenliegt, ist auf den belassenen Flächen eine je nach Vorbestand mehr oder weniger stark deckende Bodenvegetation vorhanden. Zudem führt das liegende Stamm- und Astholz nach dem Sturmereignis zu einer zusätzlichen Beschattung des Bodens mit vielfältigen mikroklimatischen Konsequenzen.

Grundsätzlich hat das Mikroklima von Sturmwurf- bzw. Räumungsflächen einen „kontinentalen“ Charakter als das Bestandesklima des Waldes. Auch zwischen geräumten und belassenen Flächen lassen sich auf Grund der o.g. bestandesstrukturellen Unterschiede diesbezügliche Unterschiede nachweisen (Kap. 3.3): Auf den geräumten Flächen ist die relative Luftfeuchtigkeit niedriger, die Luftbewegung größer als auf den nicht geräumten Flächen, woraus eine stärkere Evapotranspiration resultiert; für die Pflanzen bedeutet dies einen angespannteren Wasserhaushalt. Zudem ist die geräumte Fläche im Vergleich zur belassenen durch häufigeren Frostwechsel gekennzeichnet.

Als Folge der strukturellen und mikroklimatischen Differenzen entwickeln sich die Lebensgemeinschaften auf geräumten und belassenen Sturmwurfflächen in den ersten Jahren nach dem Sturmereignis unterschiedlich.

### *Bodenvegetation*

Belassene Sturmwurfflächen sind sehr viel strukturreicher als geräumte Sturmwurfflächen, und sie sind zusätzlich durch Bedeckung mit geworfenen Bäumen kleinstandörtlich differenziert.

Hierdurch wird eine spezifische Einnischung ökologisch sehr verschiedener Arten und Lebensformen möglich (Kap. 3.6). Häufigste Sonderstandorte sind aufgeklappte Wurzelteller und die beim Aufklappen der Wurzelteller entstehenden Mulden. Geräumte Flächen dagegen sind strukturell wesentlich homogener. Auch auf Grund von Bodenverdichtungen als Folge des Befahrens während der Räumung sind Nässezeiger wie Rasen-Schmiele und Flatter-Binse hier häufiger. Auf nicht geräumten Flächen vermögen die Arten der Waldbodenvegetation das Sturmereignis mit höheren Deckungsgraden zu überstehen als auf geräumten Flächen.

Nach nur wenigen Jahren der Bestandesentwicklung gelangen in vielen Fällen einige wenige konkurrenzstarke Arten der Bodenvegetation zur Vorherrschaft. Oftmals sind dies Polykormonbildner wie *Rubus*-Arten oder Gräser (z.B. *Calamagrostis epigejos*). Ähnliche Bestände finden sich zumindest kleinflächig an den Waldinnen- und -außenrändern. - Der große naturschutzfachliche Wert belassener oder geräumter Sturmwurfflächen - bezogen auf die Bodenvegetation - liegt nicht in der Seltenheit einiger dort vorhandener Arten, sondern in der Seltenheit der sich entwickelnden Biozöosen.

Als besonders variabel erweist sich im mitteleuropäischen Überblick die Beteiligung von Schlagflurarten an der Sturmwurfflächenvegetation. Im Nationalpark Bayerischer Wald wiesen FISCHER et al. (1990) und FISCHER (1996) eine grundsätzlich unterschiedliche Entwicklung der Bodenvegetation nach Sturm auf geräumten bzw. nicht geräumten Flächen nach: Während auf geräumten Flächen die Entwicklung einer Schlagflurvegetation einsetzte, blieben auf belassenen Bereichen die Schlagflurarten weitgehend auf die aufgeklappten Wurzelteller der geworfenen Bäume beschränkt. Auf Testflächen entsprechender Untersuchungen in den Bergwäldern der Schweiz dagegen ließ sich diese Differenzierung nicht nachweisen (LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1994). Die untersuchten Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg nehmen eine Mittelstellung ein: Wichtige Schlagflurarten wie Himbeere (*Rubus idaeus*) und Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) kommen zwar sowohl auf den belassenen als auch auf den geräumten Flächen vor, auf den belassenen aber mit deutlich und statistisch abgesichert geringerer Frequenz (Abb. 3.6-3). - Aus populationsbiologischer Sicht läßt sich diese Situation gut verstehen. Schlagflurarten vermögen sich auf Störstellen innerhalb von Waldbeständen zu etablieren und z.T. aus der Samenbank des Bodens zu rekrutieren. In bewirtschafteten Wäldern sind derartige „Störstellen“ in Form von Fahrspuren, Schleppspuren, Brandstellen usw. mehr oder weniger über die gesamte Waldfläche verteilt; als Konsequenz sind in bewirtschafteten Wäldern Individuen dieser Arten, oft mit lediglich klein- und schlechtwüchsigen Einzelexemplaren, immer wieder vorhanden (vgl. Kap. 3.4); so auch in den Waldbeständen im Umfeld der untersuchten Sturmwurfflächen! Nach Sturm finden diese Individuen unvermittelt eine optimale Belichtungs- und Nährstoffsituation vor und entwickeln rasch Massenbestände. Im Nationalpark Bayerischer Wald mit relativ naturnahen Wäldern ist die Bedeutung der „Störzeiger“ im Wald gering, im steilhängigen Gebirgswald sind diese Störzeiger möglicherweise auch von Natur aus

im größeren Umfang vorhanden; in den untersuchten Beständen in Baden-Württemberg ist die Differenzierung auf jeden Fall angedeutet. - Von maßgeblicher Bedeutung scheint zudem die Basenversorgung am jeweiligen Wuchsort zu sein: Auf basenarmen Böden traten die Schlagflurarten nach Artenzahl und Deckungsgrad schwächer in Erscheinung als auf basenreichen Böden (Kap. 3.5).

Für geräumte wie für belassene Sturmwurfflächen gilt: Diejenigen Arten und Individuen, die zum Zeitpunkt des Sturmereignisses bereits vorhanden waren, haben die größte Chance, maßgeblich am Aufbau der Sturmwurfflächenvegetation beteiligt zu sein. Dies gilt für die Bodenvegetation (Kap. 3.4) ebenso wie für die Gehölze (vgl. Kap. 6.3). Die Einwanderung von Arten der Bodenvegetation von außen her auf die Sturmwurffläche ist von sehr untergeordneter Bedeutung (Kap. 3.4).

### *Mykorrhizierung*

Alle unsere Waldbäume sind auf Mykorrhizapilze angewiesen; für die Etablierung der Jungbäume ist eine Mykorrhiza unverzichtbar. Umgekehrt haben die meisten Mykorrhizapilze ohne Kontakt zu lebenden Baumwurzeln keine lange Überlebensfähigkeit im Boden; als Konsequenz verringert sich die Zahl der Mykorrhizapilze auf Sturmwurfflächen im Vergleich zu benachbarten Waldbeständen deutlich. Geräumte Sturmwurfflächen, auf denen im Zuge der Räumung auch ein Großteil der vorhandenen Gehölzverjüngung zerstört wird, bieten also extrem ungünstige Bedingungen für die Mykorrhizierung und damit für die Etablierung von neuen Gehölzjungpflanzen. Damit hat die nach dem Sturmereignis aus Ansamung hervorgehende Verjüngung der Gehölze auf Sturmwurfflächen (besonders auf geräumten Sturmwurfflächen) nur eine geringe Etablierungschance (Kap. 3.2). Auf belassenen Sturmwurfflächen ist die Ausgangssituation der Entwicklung einer neuen Gehölzschicht viel günstiger: Schon zum Zeitpunkt des Sturmes ist eine mehr oder weniger umfangreiche Verjüngung vorhanden, und diese Verjüngungspflanzen sind bereits mit geeigneten Mykorrhizapilzen assoziiert.

### *Pilze*

Die „Aufgabe“ der Pilze im Totholz ist es, die im Totholz gespeicherten Nährstoffressourcen zu erschließen und für die Pflanzen wieder verfügbar zu machen. Die Artenzahl der Pilze ist auf den belassenen Sturmwurfflächen erstaunlich hoch. Bereits innerhalb der ersten 5 Jahre nach dem Sturm konnten auf den belassenen Sturmwurfflächen mehr Arten nachgewiesen werden als in den benachbarten Fichtenbeständen. Das Arteninventar der geräumten Flächen erwies sich als deutlich begrenzter. Die Totholzstämme der belassenen Sturmwurfflächen bieten zahlreichen Pilzarten, die in unseren Wirtschaftswäldern nur noch selten zu finden sind, einen Lebensraum.

Mit 3,3 % ist der Anteil der nach den Roten Listen von Deutschland bzw. Baden-Württemberg als gefährdet geltenden Arten auf den belassenen Flächen erstaunlich hoch; auf den geräumten Flächen liegt der Anteil bei 2,8 % (eine tabellarische Zusammenstellung gibt HONOLD 1998).

### *Tiere*

Hinsichtlich einiger Tiergruppen erwiesen sich die belassenen Flächen ebenfalls als deutlich artenreicher und/oder individuenreicher als die geräumten Flächen. Proturen und Vögel seien als Beispiele genannt (Kap. 5). Da die Tiere - unter ihnen insbesondere die nur mit speziellen Methoden nachweisbaren Kleintiere - bei weitem die größte Artenvielfalt besitzen, tragen gerade sie zur hohen Biodiversität belassener Sturmwurfflächen im Vergleich zu geräumten Flächen, aber auch im Vergleich zum ehemaligen bzw. umgebenden Altbestand bei.

Unterschiede zwischen den geräumten und belassenen Sturmwurfflächen struktureller Art und hinsichtlich des Artenpotentials in der Startphase der Entwicklung bleiben natürlich nicht auf unbestimmte Zeit erhalten. So bilden sich z.B. bei den Brutvögeln die zu Beginn vorhandenen deutlichen Unterschiede in Artenspektrum und Abundanz im Laufe der Jahre schrittweise zurück (Kap. 5.9); vor allem Offenlandarten und Bodenbrüter nehmen auf der belassenen Fläche mit zunehmender Dichte der Vegetation deutlich ab, die buschbrütenden Arten auf der geräumten Fläche mit der Entwicklung einer Strauchschicht zu.

### 6.3 Gehölzentwicklung

An Stellen, an denen die bisherige Baumschicht ausfällt, kann sich eine neue Baumschicht - abgesehen von Saat oder Pflanzung durch den Menschen - prinzipiell auf zwei Wegen einstellen: (1) per Ansamung und (2) aus dem bereits vorhandenen Pool an Jungbäumen, die bisher wegen Beschattung durch die vorhandene Baumschicht stark im Wachstum behindert waren. Daß für die Ansamung besonders auf den geräumten Sturmwurfflächen z.B. wegen (weitgehend) fehlenden Mykorrhizapentials sehr ungünstige Ausgangsbedingungen bestehen, wurde in Kap. 6.2 bereits hervorgehoben. Sofern Mykorrhizapilze vorhanden sind, kann die Fichte den hier durchgeführten Untersuchungen zu Folge als bevorzugt gelten; denn die Mehrzahl der nachgewiesenen Mykorrhizapilze vermag die Fichte als Mykorrhizierungspartner zu akzeptieren. Wenn also überhaupt potentielle Mykorrhizierungspilze vorhanden sind, so bestehen für die einzelnen Sämlinge der Fichte sehr gute Wahrscheinlichkeiten, einen „passenden“ Pilzpartner anzutreffen. Anders bei den Laubgehölzen und speziell bei der Buche: Sie sind überwiegend auf spezielle Mykorrhizierungspartner angewiesen; von den auf der Sturmwurffläche Langenau nachgewiesenen Mykorrhizapilzarten kooperieren nur wenige mit Buche und anderen Laubholzarten (in erster Linie der Ockertäubling *Russula ochroleuca*, der ein breites Wirtsspektrum von Laub- und Nadelgehölzen besitzt). Dies ist natürlich ein großer Nachteil für die Etablierung von Laubgehölzen.

Kleinstandörtlich erwiesen sich auf der detailliert untersuchten Fläche Langenau gerade die aufgeklappten Wurzelteller im Hinblick auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der sich ansamenden Baumarten als problematisch. Hier dürfte insbesondere die erhöhte Austrocknungsgefahr im Sommer maßgeblich sein. In den Wurzeltellermulden kommt zwar Naturverjüngung auf, insbesondere von Fichte, kann sich aber nicht etablieren.

Sowohl aus Kap. 3.1 als auch aus Kap. 3.7 geht eindeutig hervor, daß für den Aufbau einer neuen Baumschicht die Vorausverjüngung von entscheidender Bedeutung ist. Diese Jungpflanzen hatten die Möglichkeit, sich über die mykorrhizierten Wurzeln ihrer - damals ja noch lebenden - Mutterbäume mit den „passenden“ Mykorrhizierungspartnern zu versorgen. Dies gilt gleichermaßen für Fichte wie Buche; bei einer Bestandesentwicklung, die auf der zum Sturmereignis bereits vorhandenen Gehölzverjüngung aufbaut, entfällt somit der Mykorrhizierungsnachteil der Laubgehölze, speziell der Buche. Die zum Ereigniszeitpunkt vorhandene Gehölzverjüngung ist also ein für die weitere Bestandesentwicklung äußerst bedeutsames Potential, dem höchste Wertschätzung bei der Planung des zukünftigen Managements der Sturmwurffläche zukommen muß. Bei künftigen Inventuren sollten deshalb auch Jungpflanzen von weniger als 30 cm Höhe Berücksichtigung finden.

Es besteht ein hoher Grad der Ähnlichkeit zwischen den Vor- und den Folgebeständen; an Hand der Kenntnis der Vorbestände kann demnach die Artenzusammensetzung der Folgebestände eingeschätzt werden (das gilt für die Gehölze wie auch für die Bodenvegetation; vgl. Kap. 3.7 und 3.4).

Pionier- und Schlußwaldbaumarten etablieren sich nicht zwangsläufig in einer zeitlichen Reihenfolge; vielmehr wurde in der Mehrzahl der Fälle festgestellt, daß die Pionier-, Intermediär- und Schlußwaldbaumarten durchaus zeitgleich auftreten. Der Grund liegt darin, daß diese Gehölzindividuen in erster Linie aus der Vorausverjüngung stammen. Eine genaue Analyse der vorhandenen Vorausverjüngung unmittelbar nach einem Sturmereignis ist also Voraussetzung für jede Planung der weiteren forstlichen Behandlung einer Sturmwurffläche.

Sowohl zwischen den drei Hauptuntersuchungsgebieten Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee (Kap. 2.3) als auch im Standortspektrum von sauren zu basischen Böden (Kap. 3.5) bestehen deutliche Unterschiede bezüglich der Artenzusammensetzung und Menge der zur Etablierung gekommenen Baum- und Straucharten, die mit den Bodenbedingungen ebenso wie mit der Konkurrenzvegetation zusammenhängen. Besonders hingewiesen sei auf die Edellaubhölzer, die auf basenreichen Standorten die Rolle der Pionierbaumarten übernehmen können.

Keine Aussagen sind bislang möglich über die künftige Bedeutung der Gehölzverjüngung auf Totholz (Rannenverjüngung), da der Zerfall des Holzes bislang noch nicht genügend fortgeschritten, das Totholz derzeit also für Gehölzsämlinge und -Jungpflanzen noch besiedlungsfeindlich ist. Es ist zu erwarten, daß hier dem Klima, damit dem Durchfeuchtungsgrad und der Zersetzbarkeit des Totholzes eine große Bedeutung zukommt. Vergleichende Untersuchungen über die Verjüngung auf Totholz unter unterschiedlichen großklimatischen Bedingungen wären künftig sinnvoll.

Auf basenarmen Buntsandsteinstandorten lagen oftmals ungünstige Humusformen wie Moder oder Rohhumus vor. Nach dem Sturmwurf setzt sukzessive ein Abbau der F- und H-Lagen ein (Kap. 2.2). Auf Grund des relativ langsamen Humusabbaues erfolgt zunächst eine Vergrasung durch Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) und eine Ausbreitung von Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), an der Bodenoberfläche bildet sich Graswurzelfilz aus. Bei Einsetzen der Mineralisierung werden Schlagarten gefördert, so Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), Himbeere (*Rubus idaeus*) und Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*). Hier gelang die Fichte wieder zur Dominanz. Beim Vorhandensein entsprechender Samenquellen kann sich ein Pionierwald aus Fichte, Birke und in montanen Lagen auch Vogelbeere einstellen (vgl. Kap. 3.5 und 3.7).

Auf Standorten mittleren Basenversorgungsgrades war die Humusaufgabe schwächer entwickelt, dafür der Oberboden humusreicher. Nach Auflichtung erfolgt eine vergleichsweise raschere Mineralisierung. Hiervon profitieren anfangs nitrophytische Schlagarten wie Wald-Greiskraut

(*Senecio sylvaticus*), Distel-Arten und Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*). Im Vorbestand wachsende Azidophyten werden verdrängt. Nach fünf Jahren gelangen mehrjährige ausläuferbildende Arten zur Vorherrschaft, beispielsweise Seegras-Segge (*Carex brizoides*) oder Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*). Die anfänglich wenig mächtige Humusaufgabe scheint gerade auf mittleren Standorten die Ansamung von Pioniergehölzen wie Birke, Salweide oder Holunder-Arten zu begünstigen.

Auf lehmigen Böden über Kalk führt die Mineralisierung zur Förderung nitrophytischer Schlagarten, insbesondere Himbeere (*Rubus idaeus*) und Holunder (*Sambucus racemosa*). Die anfänglich reichlich vorhandene Sämlingsbank der Fichte verschwindet im Laufe der ersten 5 Folgejahre praktisch vollständig (Kap. 3.7). Die Folgebestände werden von Edellaubbaumarten wie Ahorn und Esche gebildet. Bei Vorhandensein von Alt-Buchen im Vorbestand ermöglicht die reichlich vorhandene Buchenverjüngung auf basenreichen Böden einen raschen Übergang zu buchenreichen Folgebeständen (Kap. 3.6).

Zwei Dinge werden deutlich: (1) Bei zukünftigen Maßnahmen auf Sturmwurfflächen ist das vorhandene Verjüngungspotential - sofern es der forstlichen Zielsetzung, stabile, arten- und strukturreiche Wäldern zu schaffen entspricht - vorsichtig zu behandeln und verstärkt in den Waldwiederaufbau zu integrieren. (2) Zumindest auf basenreichen Böden ist eine relativ rasche Umstellung der Baumartenzusammensetzung von Fichten-Dominanz auf Laubholz-/Buchen-dominanz auch auf natürlichem Wege durchaus möglich, sofern geeignete Samenbäume in der näheren Umgebung vorhanden sind.

## 6.4 Sturmholz - Gefahr oder Nutzen für den Wirtschaftswald?

Sturmholz bietet den rindenbrütenden Borkenkäfern Buchdrucker und Kupferstecher unmittelbar nach einem Sturmwurfereignis i.d.R. günstige Lebensmöglichkeiten. Nicht geräumte Sturmwurfflächen können damit gefährliche Ausgangsherde des Borkenkäferbefalls sein, wenn sie im fichtenreichen Wirtschaftswald liegen. Das rechtzeitige Räumen solcher Flächen und der Einschlag stehengebliebener Stämme, auch im Randbereich eine Sturmwurffläche, werden generell als die geeignetsten Strategien zum Schutz der Waldbestände vor borkenkäferbedingten Schäden angesehen. Nach heftigen Stürmen macht das Ausmaß der Schäden derartige Maßnahmen jedoch nicht überall gleichzeitig durchführbar. Die Bewertung des Gefährungsgrades am jeweiligen Ort und eine Präferenzensetzung hinsichtlich der Räumungen wird deshalb notwendig.

Die Frage, ob Borkenkäferpopulationen durch Parasitoide und Prädatoren unter einer kritischen Populationsdichte gehalten werden können ist bisher noch unzureichend behandelt. Untersuchungen von Totholzproben (Kap. 5.6) und Beifängen aus Pheromonfallen (Kap. 5.8) zeigten ein recht umfangreiches Potential an Borkenkäferantagonisten, das bisher allerdings erst teilweise taxonomisch bearbeitet werden konnte. Enge Räuber/Beute-Beziehungen ließen sich zwischen Jagdkäfer (*Nemosoma elongatum*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) nachweisen. Ob derartige Beziehungen auch im Wirtschaftswald großflächig wirksam werden können, ist bisher unbekannt. Daß nicht geräumte Sturmwurfflächen und ihr unmittelbares Umfeld (geschädigte Bäume) ggf. ideale Bedingungen zum Aufbau bestandesbedrohender Borkenkäferpopulationen bieten können, ist bekannt. Die Studie zeigt aber, daß Borkenkäferantagonisten, also „Nützlinge“, auf den belassenen Sturmwurfflächen verstärkt auftreten, auf geräumten Flächen dagegen nicht. Andererseits waren sie in den untersuchten Waldgebieten nicht in der Lage, weiteren Borkenkäferbefall in der Umgebung zu verhindern (Kap. 5.7). Eine Abwägung des „Nutzens“ gegen den Schaden derartiger belassener Flächen ist noch nicht möglich und wird sicher auch immer von der speziellen Situation abhängen. Ein Nicht-Räumen von Sturmwurfflächen wird deshalb stets mit besonderer Beobachtung der Borkenkäferpopulation im nächsten Umfeld und ggf. mit gezielten Pflegemaßnahmen verbunden sein müssen.

Eine Gefahr durch parasitische Pilze, die - ausgehend vom Sturmholz - benachbarte Bestände infizieren könnten, besteht nach den Untersuchungen in der Anfangsphase der Bestandesentwicklung nach Sturmwurf nicht. Keiner der im Totholz nachgewiesenen wirtschaftlich relevanten Parasiten konnte in die Nachbarbestände vordringen. Allenfalls für eine Pilzart könnte sich für die Zukunft ein gewisses Gefahrenpotential abzeichnen: Der Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*) bildet seit 1994 die ersten Fruchtkörper auf dem Totholz aus; mit der wachsenden Zahl der Fruchtkörper und der damit verbundenen Sporenproduktion wächst die Möglichkeit, daß sich dieser Pilz in die umgebenden Bestände ausbreitet. Erst die nächsten Jahre werden

zeigen, ob der Wurzelschwamm tatsächlich auf die lebenden Fichten der Nachbarbestände überzugehen vermag.

## 6.5 Konsequenzen für Waldbau, forstliche Landnutzung und Naturschutz

Mitteleuropäische Laubwälder und Laubmischwälder setzen sich, das zeigen die Untersuchungen an den letzten, wenn auch nicht immer repräsentativen Urwaldbeständen in Mittel- und Südost-Europa (z.B. MAYER et al. 1980, LEIBUNDGUT 1982a, KORPEL 1995), aus Teilbeständen unterschiedlicher Struktur und unterschiedlichen Entwicklungszustandes zusammen. Einige Waldentwicklungsabschnitte sind durch die Ausbildung eines geschlossenen Kronendaches gekennzeichnet (z.B. Optimalphase), in anderen Fällen ist der Belichtungsgrad in Bodennähe sehr groß (z.B. in der Zerfallsphase). Neben altersbedingtem Absterben von Einzelbäumen und neben Pathogen- oder Insektenbefall von Einzelbäumen oder mehr oder weniger großen Baumgruppen stellt Sturmwurf einen wesentlichen Motor der Herausbildung der natürlichen „Fleckigkeit“ (patchyness) von mitteleuropäischen Laub(misch)wäldern dar. Das enge räumliche Nebeneinander verschiedener Waldentwicklungsphasen führt zu einer erhöhten Biodiversität in derartig vielseitig strukturierten Wäldern. - Belassene Sturmwurfflächen im Wald erhöhen somit die strukturelle Vielfalt im Wald auf natürliche Weise und führen zu einem natürlichen Maß an Biodiversität. Bei den Gefäßpflanzen sind es die weitverbreiteten Wald- und Waldbegleitarten, die in erster Linie an der Bestandesentwicklung beteiligt sind. Bei den Tieren und Pilzen handelt es sich dagegen oft um sehr seltene Arten; dies trifft besonders für die totholzbewohnenden Tiere und Pilze zu (dieser Sonderstandort fehlt im Wirtschaftswald ja weitgehend).

Belassene Sturmwurfflächen in Wirtschaftswäldern erhöhen die Biodiversität also deshalb stark, weil sie zu Entwicklungsphasen des Waldes führen, die in einem Wirtschaftswald in dieser Form nicht vorkommen.

Räumungsflächen im Altersklassenwald kommen diesem natürlichen Zustand nur bedingt nahe: Die dort ablaufenden Prozesse der Bestandesentwicklung sind andere als auf belassenen Flächen, da z.B. das Artenpotential, die klimatischen Bedingungen und der Grad der Bodenstörung prinzipiell verschieden sind. Zwar bieten Kahlschlagflächen lichtliebenden Arten vorübergehend eine Existenzgrundlage, doch fehlen ihnen viele Kleinstrukturen, insbesondere Totholz und Wurzelsteller mit ihren vielfältigen mikrostandörtlichen Besonderheiten und damit ökologischen Nischen.

Die Erhöhung der strukturellen Vielfalt und damit Biodiversität ist aus naturschutzfachlicher Sicht der wichtigste Beitrag, den eine Einbeziehung von belassenen Sturmwurfflächen in Konzepte waldbaulicher Gestaltung unserer Wälder liefern kann. Zahlreiche gefährdete Arten (sogenannte Rote Liste-Arten), besonders Tier- und Pilzarten sind auf solchen Sturmwurfflächen anzutreffen; aber nicht ihre Präsenz an sich ist ausschlaggebend für diese naturschutzfachliche

Bewertung, sondern der von ihnen abzuleitende Hinweis, daß hier ökologische Nischen existieren, die in bewirtschafteten Wäldern fehlen.

Das Muster der Waldentwicklungsphasen in einem Waldbestand unterliegt einer ständigen Weiterentwicklung; ebenso verändert sich jeder Bestandesausschnitt ständig. Selbst in der kurzen Zeitspanne zwischen dem Sturmereignis von 1990 und dem vorläufigen Ende der Untersuchungen 1997 ließ sich für einzelne Tiergruppen zeigen, daß Artenreichtum, der zunächst für belassene Sturmwurfflächen kennzeichnend war, zurückging! In einem Waldgebiet müssen also immer wieder derartige Bereiche sich selbst überlassen werden; für das schrittweise Heranwachsen neuer Baumbestände auf der einen Fläche muß anderenorts die Möglichkeit zum Durchlaufen der Anfangsphasen der Entwicklung immer wieder bereitgestellt werden.

Femelarartige Waldnutzung kommt den natürlichen Regenerationsprozessen im Wald am nächsten; eine Integration von kleinen Sturmwurfflächen in dieses Konzept würde einen weiteren Schritt in Richtung auf Naturnähe des Wirtschaftswaldes bedeuten.

Die biozöologische Bedeutung von Sturmwurfflächen darf also nicht nur auf die Sturmwurffläche selbst bezogen werden, sondern ist auch auf deren weiteres Umfeld, z. B. den umgebenden Waldbestand zu beziehen. Belassene Sturmwurfflächen erhöhen die Biodiversität der gesamten Landschaft. Darüber hinaus bieten sie zahlreichen Kleintieren und Pilzen, die im Wirtschaftswald nur äußerst limitierte Populationen besitzen, die Möglichkeit, größere Populationen aufzubauen und von dort aus gegebenenfalls neue Wuchsorte/Habitate zu erreichen (Vernetzungseffekt).

Natürlich gilt dies nicht nur für „Nützlinge“ des Wirtschaftswaldes sondern auch für seine „Schädlinge“. Insbesondere das Risiko eines Befalls der umgebenden Waldbestände durch Borkenkäfer ist nicht von der Hand zu weisen. Da die wichtigsten, von Sturmwurfflächen ggf. ausgehenden Schädlinge sich aber auf die Fichte beziehen (z.B. Buchdrucker, Kupferstecher, Wurzelschwamm) ist in standortgemäßen Misch- oder gar Laubholzreinbeständen das Gefahrenpotential entsprechend kleiner. Auf jeden Fall sind Fichtenbestände im Umfeld von belassenen Sturmwurfflächen einer besonderen Beobachtung zu unterziehen.

Für die Forstbewirtschaftung ergeben sich mehrere wichtige Schlußfolgerungen. Der Vorausverjüngung der Schlußwaldarten, auch wenn sie noch niedrigwüchsig (kleiner als 30 cm) ist, muß ein besonderes Augenmerk gelten. Diese Individuen haben die mikrostandörtlich optimalen Plätze besetzt, hatten die Gelegenheit, sich mit den geeigneten Mykorrhizapilzen zu assoziieren und haben sich bereits, wenigstens einige Jahre lang, gegen die Konkurrenz von Krautschichtarten und ggf. von weiterer Gehölzverjüngung erfolgreich durchgesetzt; sie stellen im wesentlichen das Ausgangsmaterial der zukünftigen Bestandesentwicklung dar.

Aber auch diese Gehölzindividuen sind nach dem Sturmereignis schlagartig anderen bestandesklimatischen Bedingungen ausgesetzt als vorher. Gegebenenfalls verbliebene oder sich einstellende Pioniergehölze vermögen die Wachstumsbedingungen dieser Individuen zeitweilig zu verbessern. Fichtenverjüngung, die unter entsprechenden standörtlichen Bedingungen reichlich vorhanden ist, kann im Sinne eines Vorwaldes verwendet werden, um die Laubholz-Zielbaumarten vorübergehend zu schützen.

Jede Art der mechanischen Belastung/Störung des Bodens erweist sich als sehr ungünstig für die weitere Bestandesentwicklung, nicht nur der Bodenverdichtung wegen, die besonders auf zur Vernässung neigenden Standorten (gerade dort werden Fichtenbestände bevorzugt geworfen) negative Folgen hat. An gestörten Stellen werden Schlagflur- und sonstige Störzeiger der Samenbank zur Keimung aktiviert, einige mit flugfähigen Diasporen ausgestattete Arten (z.B. Weidenröschen) finden hier geeignete Etablierungsbedingungen, Arten, die die Gehölzverjüngung erheblich in ihrer Entwicklung zu hemmen vermögen. Auch die Mykorrhiza wird massiv gestört mit allen negativen Folgen für die Etablierung neuer Gehölzindividuen und für die von Mykorrhiza lebenden Organismen (z.B. Proturen).

Eine bodenschonende, auf natürliche Verjüngung der standortsgemäßen (heimischen) Baumarten gestützte Forstwirtschaft erweist sich auch in dieser Studie als eine den natürlichen Abläufen in Wäldern besonders angepaßte Form der Waldnutzung.

Im Gebirge kommt den liegenden Baumstämmen eine große Bedeutung bei der Verhinderung von Schneelawinen zu, eine landeskulturelle Bedeutung, die hier allerdings nicht näher untersucht wurde.

Sturmwurfflächen - und unter ihnen besonders nicht geräumte (!) - sind aus landschaftsökologischer Perspektive somit nicht grundsätzlich als nachteilig zu betrachten. Im Gegenteil gehen von ihnen, wie dargestellt, auch sehr positiv zu beurteilende Wirkungen auf ihr Umfeld aus. Selbstverständlich wünschen wir uns keine Sturmwürfe; denn sie unterbrechen den Produktionsprozeß eines wichtigen nachwachsenden Rohstoffes, des Holzes. Aber wenn sie stattfinden - und in Zukunft werden Sturmwürfe und Sturmbrüche mindestens ebenso häufig und intensiv stattfinden wie in der Vergangenheit, eher häufiger - ist es sinnvoll, einige ausgewählte Sturmwurfbestände zu nutzen, um landschaftsökologische Verbesserungen zu realisieren, wie dies in Baden-Württemberg bereits geschehen ist.

Der Weg zu einem naturnahen Management von Sturmwurfflächen kann über eine weitgehende Ausnutzung vorhandener Verjüngung, also im Sinne von biologischer Automation, mit geringem Energieaufwand erfolgen. In einem „sukzessionsgestützten“ Waldumbau ergänzen sich forstliche Steuerungen, Naturverjüngung und natürliche Differenzierungsprozesse gegenseitig.

Entfallende Räumungskosten sowie bereits reichlich vorhandene Naturverjüngung sind Argumente, die im Einzelfall gegen eine Flächenräumung sprechen können.

Bei naturfernen Vorbeständen, insbesondere bei Fichten-Reinbeständen, besteht die Gefahr der Entwicklung erneut instabiler und naturferner Folgebestockungen, vor allem auf bodensauren Standorten. Hier sind rechtzeitige Vorbauten mit Buche sinnvoll und werden bereits seit mehreren Jahren vielerorts durchgeführt. Selbstverständlich sind angepaßte Schalenwildbestände eine essentielle Voraussetzung hierfür.

Die vorhandene Naturverjüngung der Sturmwurfflächen ist nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt. Dies birgt Probleme für den Folgebestand, erschließt aber auch neue Chancen für die Bewirtschaftung. Pflegeeingriffe zur Mischungsregulierung und Beseitigung von Überdichten können sich bereits in frühen Entwicklungsstadien als notwendig erweisen. In der Jungbestandspflege ist eine extensive Konkurrenzsteuerung anzustreben. Größere Fehlstellen müssen rechtzeitig durch Ergänzungspflanzungen geschlossen werden, um Steilränder, Stammdeformationen und Ovalität des Holzes zu vermeiden. Diese Eingriffe können den Arten- und Strukturreichtum entscheidend fördern.

Mit der Novellierung des Landeswaldgesetzes vom 31.8.1995 sind forstrechtliche Rahmenbedingungen gegeben, daß nicht zwingend innerhalb weniger Jahre nach Kahllegung eine Fläche wiederaufzuforsten ist (§17 LWaldG). Damit besteht die Möglichkeit, Sturmwurfflächen sich selbst zu überlassen und die dort ablaufenden Prozesse nicht oder nur randlich zu gestalten. Die Integration von Pionierbestockungen in waldbauliche Konzepte war bislang nicht üblich, vereinigt aber mehrere Vorteile. So können durch die zeitliche Überbrückung überhöhte Preise und schlechte Qualitäten gekauften Pflanzgutes nach größeren Sturmwürfen vermieden werden, da Ergänzungspflanzungen auch später möglich sind. Die entstehenden Bestände sind bei entsprechender Jungbestandspflege arten- und strukturreicher. In ebenen Lagen tragen Vorwälder zur Minderung von Spätfrösten bei und ermöglichen so einen Vorbau empfindlicher Gehölze. - Von schematischen Kahlflächenaufforstungen kann also in Zukunft abgesehen werden. Differenzierte Bestandesbehandlungen sind sinnvoll und möglich.

Die hier präsentierten Forschungsergebnisse und die daraus gezogenen Konsequenzen sind selbstverständlich im Lichte der im Vorwort bereits angesprochenen Limitierungen des Gesamtprojektes zu sehen:

- Bei den in das Projekt einbezogenen Sturmwurfbeständen handelt es sich stets um forstlich begründete Fichtenbestände.
- Die Sturmwurfflächen entstanden vor allem auf vernässenden oder exponierten Standorten; damit ist nur ein Ausschnitt des Standortspektrums des mitteleuropäischen Waldes erfaßt.

- Die Hauptuntersuchungsflächen, nämlich die Sturmwurfbestände bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee, sind standörtlich nicht homogen, teils (Bad Waldsee) beinhalten sie sogar ältere Sturmwurfbereiche; Auflichtungen im Vorbestand, Randeffekte (Seitenlicht) und Vorbauten führen zu einer weiteren Differenzierung.

Als Konsequenz lassen sich die Ergebnisse oft nicht eindeutig standörtlichen Einheiten zuordnen bzw. sind die standörtlich streng vergleichbaren Bereiche nur sehr kleinflächig vorhanden.

Die vorliegende Studie hat das Wissen über die Biozönosen von Sturmwurfflächen und ihre Entwicklung in den ersten Jahren nach dem Sturmwurf zwar erweitert; einen systematisch angelegten experimentellen Forschungsansatz (vgl. Vorwort) kann sie aber nicht ersetzen.

# **The Development of Biotic Communities after Wind-Throw**

## **Scientific Studies on Wind-Throw Areas in Baden-Württemberg**

### **Abstracts**

#### **Preface**

The storms „Vivian“ and „Wiebke“ crossing central Europe in February 1990 (26.2.-1.3.) created extensive areas of wind-thrown forests. In Baden-Württemberg (southwestern Germany) 9 groups of scientists began to work together researching the development of phytocoenoses of these wind-throw areas. This book is a comprehensive version of the results elaborated between 1990 and 1998. It is addressed primarily to ecologists and to people working in landscape planning and forestry, but also to politicians.

A. Fischer, Coordinator and editor

## **1 Introduction**

*A. Fischer*

Wind-throw is a characteristic feature of central European forest ecosystems; perhaps the frequency as well as the intensity of storms will increase in the future because of the so-called „global change“. Between February 26<sup>th</sup> and March 1<sup>st</sup> 1990 about 100 million m<sup>3</sup> of wood were blown down in western and central Europe. Before we face another storm event, we should be very well informed about which species are living on wind-throw areas, which plant-, animal- and fungi-communities are developing there, which processes are driving the development and how to evaluate these facts. With this in mind, a program in Baden-Württemberg on wind-throw ecology was organized by the Landesamt für Umweltschutz, Karlsruhe to investigate the communities of developing windfall areas. This book aims to present conclusions concerning forest and landscape management in a „stormy“ future.

## 2 Abiotic Conditions

### 2.1 Location and Legal Status

*W. Bücking*

Within the wind-throw project in Baden-Württemberg, three areas in particular have been intensively studied. The study principally concerns former spruce stands rather than natural broadleaved forests in the forest growth areas of Neckarland, Schwäbische Alb and Alpenvorland. The corresponding regional forests (Regionalwälder) which reflect the regional and natural composition of tree species in dependency on climate are the following: a) submontane beech-oak-forests (in Bebenhausen), b) continental submontane beech-silver fir-forests with oak (in Langenau) and c) submontane beech-fir-forests with oak (in Bad Waldsee). These wind-throw areas remain as forest reserves (strict forest reserves) permanently unmanaged. As a result, they are available for long-term observation of succession.

### 2.2 Geocological Parameters

*K.-H. Pfeffer*

The forest district's office in Tübingen made three experimental areas in Bad Waldsee, Langenau and Bebenhausen available for the PAÖ Sturmwurf areas project. In 1992, the areas were geocologically mapped and essential location parameters were analyzed. In both 1994 and 1996, the investigated parameters were observed to see if changes had occurred.

The experimental areas are situated in typical environments of southwestern Germany: Bad Waldsee in the ground moraine region, Langenau in the Plain Alb area of the Swabian Alb and Bebenhausen in the Keuper Highlands.

The findings prove that bedrock as depicted on geological maps does not affect the geocological parameters. The locations are principally determined by periglacial surface layers. Soils develop on these superficial layers, of which Brown Forest Soils and Gray-Brown Podzolic Soils prevail. In Bad Waldsee, Histosols and Gley Soils have developed due to glacial landforms. The soils were documented in soil profile lines and analyzed at reference sampling sites.

The soil parameters always proved strong acidity. The soil surface layers showed high amounts of organic matter and nitrogen due to former dense spruce forest vegetation.

The consequences of the Sturmwurf event and the changes during the succession are registered by changes in soil water content and acidity as well as by the decomposition of organic matter and nitrogen.

### 2.3 Site Conditions

*A. Kumpf*

The wind-throw areas of Bebenhausen, Langenau and Bad Waldsee have been site mapped by a dense survey grid (detailed mapping, Feinkartierung). These mappings were carried out with the standard procedures of the "Forstliche Standortskartierung Baden-Württemberg". In the three areas mentioned above, characteristic landscape mosaics have been found. The site units are defined in the accompanying keys.

The mosaics are as following: a) Weathered Rät-layers (ko-sandstone) with different coverings of loessial loam (4 site units in Bebenhausen); b) Moraine loams which vary in their degree of delimiting, micro-relief situation and water-logging up to the formation of thin peat layers (10 site units in Bad Waldsee); c) rendzinas and loams of limestone weathering on slopes or leveled sites with different top layers of fine loam (loam stratum) (11 site units in Langenau).

On all areas, former homogenous structures of forest humus turned into heterogeneous small-sized sub-parts. Besides the remainders of the previous structures of forest humus, top layers which were matted by roots and rhizoid also occurred often.

### 2.4 Historical Research

*R. Schaal*

Today's site and stand situation is a direct result of past developments. These developments have been caused by interactions of natural processes and by human interference. Showing the interdependence of afforestation and exploitation in the course of history, the present forest development of the three main research areas of the wind-throw area project in Baden-Württemberg has been traced in detail. For this research, forest inventories and forest management plans, as well as maps and literature dating back to the 16<sup>th</sup> Century up until now have been evaluated.

## Abstracts

In order to underline the present forest development and the resulting potential development of forest areas, exploitations which played in the past an important role within the research areas have been described in a separate chapter. The effects of these predominantly wood and non-wood exploitations on site and forest development have been documented.

### 2.5 Dead Wood as an Ecological Input Parameter

*B. Koch, D. Münch, T. Pröbsting*

In the spring of 1993, before the sprouting of the felled-area flora, air surveys using color infra-red film were taken of the three unmanaged forest areas Langenau, Bebenhausen and Bad Waldsee (1:5.000). Using air surveying methods, fallen trunk sections and the trunk distribution throughout the area (caused by a blow-down in 1990) was recorded and mapped.

The protected forest of Bebenhausen was chosen as a model for the calculation and presentation of the distribution of wood biomass in units of 25 m<sup>2</sup>. It was shown that there were units with no fallen logs as well as units with many trunks lying on top of one another.

Calculations using aerial photography underestimate the figures of fallen trunks calculated using circular sample plots at ground level. This is primarily due to shading on the photographs. However, despite such systematic underestimation in calculations using aerial photographs, aerial cartography is nevertheless of great importance because it provides an opportunity to map large areas completely. The geocoding of tree stumps makes it possible to reconstruct the position of the trunks. As a result, it will be possible in the future to carry out examinations of, for example: the relationship between tree stumps and the way vegetation is distributed in the forest soil, or of the distribution of organic matter and nutrients in the topsoil.

### 3 Vegetation

#### 3.1 Documentation of the Structure, Ground Cover and Regeneration of the Wind-Throw Areas

*W. Bücking, G. Schüler, M. Beck, T. Stolz*

Soil cover, wood regeneration and the structure of the spruce wind-throw areas in Bebenhausen, Bad Waldsee and Langenau have been recorded by means of phytosociological surveys, vegetation mappings and stand inventories. In all cases, cleared and non-cleared, beetle damaged and intact parts of the forest stands were found alongside of each other.

Referring to the total area, the biomass amounted to 200 to 400 m<sup>3</sup>/ha of which dead wood comes to 50 to 260 m<sup>3</sup> and lying dead wood to 20 to 150 m<sup>3</sup>. The dead wood consists of up to 94 % spruce. On the 4 to 5 ha sized and non-cleared areas in Bebenhausen and Langenau, 300 to 600 m<sup>3</sup>/ha of lying dead wood has accumulated.

The potential natural forest communities are predominantly beech forests (Luzulo-Fagetum, Galio-Fagetum and Hordelymo-Fagetum). With regards to regeneration, spruce is still dominant. The amount of spruce within the mentioned order of plant associations, however, decreases to half of it. The number of species and individuals of broad leaved trees increase in the same order. The amount and composition of advanced regeneration before the wind-throw event is unknown. On all areas, advanced-planting of beech can be found.

Among the felled-area vegetation, blackberries act as competitive species for tree regeneration.

According to the forest act of Baden-Württemberg, the studied wind-throw areas are permanently protected for long-term observation of vegetation development and reforestation.

#### 3.2 The Mycorrhizal Potential of Wind-Throw Areas and their Significance for the Regeneration of Stands

*K.-H. Rexer, I. Kottke, U. Eberhardt, L. Walter, F. Oberwinkler*

Between 1991 and 1995, the ectomycorrhiza fungi of 11 permanent plots (1.000 m<sup>2</sup>) in research areas near Bebenhausen, Langenau and Bad Waldsee (Baden-Württemberg, Germany) were studied. The researched plots are situated on cleared and uncleared wind-throw areas and addi-

## Abstracts

tionally in adjacent spruce forests. Fruiting species were qualitatively and quantitatively recorded. Additionally, the mycorrhization of seedlings and of young spruce trees were investigated. In total, 51 ectomycorrhizal species were recognized in connection with the recuperation of the wind-throw areas. Because the research areas were situated in former or actual spruce forests, most of the mycorrhizal fungi found were common partners of spruce. Only black alder, which was common on the plots near Bad Waldsee, showed also a rich specialized ectomycorrhizal flora. The studies on the spruce seedlings showed that six months after germination, most (and one year later, all) of the fine roots were covered with a hyphal sheath. The spectrum of fungal species forming these mycorrhiza was almost the same as the spectrum of ectomycorrhizal species on the adjacent roots of the mature trees. Studies on the mycorrhizal species of the young spruce trees revealed that four years after the storm, the spectrum of mycorrhizal fungi on the roots of the trees in the cleared wind-throw area and in the intact stand was almost identical. This means that the mycorrhiza formed on the roots of the young trees while they developed in the sound stand persisted almost completely after the wind-throw had destroyed all the old trees. This does not mean however, that the spectrum of the mycorrhizal species which appeared in the sound stand was identical with the species spectrum at the fine roots of the young trees in the wind-throw areas. Some of the specialized symbionts of spruce are almost always in contact with mature trees and very rarely move to young trees. On the wind-throw areas, germinating tree seedlings will get their mycorrhizal symbionts from the species spectrum which exists on the roots of the persisting young trees. If there are no young trees left--due to the clearing of the area, for example--the spectrum of potential ectomycorrhizal partners for the germinating tree seedlings will be reduced to *Thelephora terrestris*. Therefore, it is evident that all the young trees grown in the sound stand should be preserved as well as possible while these areas are being cleared. It can also be concluded that artificial spruce stands will not convert to a more naturally mixed forest only by means of natural regeneration processes in a short time.

### 3.3 The Microclimate and its Influence on the Water Relations of Test Plants (*Prunus avium*)

A. Bogenrieder, J. Schmid, G. Schropp

Microclimatic investigations on four different experimental plots in the forest preservation area at Bebenhausen provide an impression of the differing growth conditions on cleared and un-cleared areas. It had been suspected that these conditions, especially in the low layers, would be influenced by the nature of the surface growth. For this reason, the frequently occurring, homogeneous surfaces of *Calamagrostis* („Reitgras“, Bushgrass) and the very scattered growth („vegetation-poor“) widely found in the cleared areas were selected as additional experimental

variants. In order to obtain an impression of the importance of the microclimatic differences, additional investigations on the water relations of the exposed test plants were undertaken.

The cleared portion of the test area showed a more unfavorable microclimate for tree seedlings, with more extreme fluctuations of the near-surface air temperatures, higher wind velocities and higher evaporation rates. These results are consistent with a stronger stress of the water relations of the test plants on the cleared patch. In addition to the factors mentioned, there is more frequent frost-related freeze-thaw stress in the upper soil layers, but only for the vegetation-poor variant without *Calamagrostis epigejos*. This observation confirms the undeniably great importance (in certain aspects) of a closed surface growth, although its importance cannot yet be evaluated definitively in all of its ramifications.

Taken together, the results indicate that on the cleared storm-damaged area, more unfavorable growth conditions prevail than on the uncleared test plot. This agrees with the investigations of other authors (KENK et al. 1991, SCHÖLCH et al. 1994). However, other factors must be considered in accounting for establishment success; for example, light competition on the uncleared plot and grazing pressure on the cleared one.

### 3.4 Aspects of the Population Biology of Plants on Wind-Throw Areas and Forest Clearings

*O. Wilmanns, E.-M. Bauer, D. Goetze, B. Hermann-Nittritz, J. Kollmann, F. Staub, S. A. Wottke*

This study focuses mainly on clear-cut communities with additional observations on wind-throw areas. As a basis for the study, the vegetation was analyzed by releves and permanent plots. Since we have included different forest communities, the results may be valid for other regions. Wind-throw areas and clear-cuts are similar in some aspects, and thus the results from the clear-cuts may be applied to wind-throw areas; especially on sites where the main trunks of the fallen wood had been removed. We believe that the main processes which determine the demography of the various plant species are similar in both systems; these processes are summarized and illustrated by our observations.

After a clear-cut, the number of plant species increased considerably, since on one hand most species of the former forest communities persisted, and on the other hand new species (mainly annuals) invaded the sites. The majority of the new species was recruited from the soil seed bank; that was shown through the comparison of the soil seed bank inventory at several sites with the inventory of immigrated species by seed dispersal. Practical interest in the ecology of the seed bank arises because it contains several species which develop a dense vegetation interfering with the recruitment of forest trees.

## Abstracts

With seed traps, we recorded the seed input by frugivorous birds and by wind; we also recorded results on exozoochorous seed dispersal by large mammals. Dispersal by wind seemed to be ineffective for small weeds, and substantial only for forest trees; for immigration of bird-dispersed species, perching structures are needed (e.g. poles). However, one has to keep in mind that for immigration of new species not only seed dispersal but also establishment is decisive.

In the first years after a clear-cut, the species' groups of the initial vegetation developed differently: On sites with calcareous loess as bedrock, we observed decreasing abundance of agricultural weeds (phytosociological class Stellarietea) and decreasing densities of seedlings of *Fraxinus excelsior* and *Robinia pseudoacacia*, whereas ruderal perennials and various *Juncus* and *Carex* species increased in abundance. On the wind-throw area of Bebenhausen, the margin of a clone of *Calamagrostis epigejos* advanced by 70 cm per year; its highest fertility occurred near the margin.

The intensity of post-dispersal seed predation by rodents was investigated in clear-cuts and adjacent forest stands, and in microhabitats within the wind thrown area of Bebenhausen. We used two methods: (1) removal experiments with seeds of *Prunus avium* and *Rubus fruticosus* agg. from open dishes and (2) experimental planting of seeds (*Quercus petraea*) which were partly protected against predation by rodents. In both experiments, the cover of the vegetation seemed to control the foraging of the rodents since we always observed higher rates of seed removal under dense vegetation. One exception were patches of *Calamagrostis epigejos* where the seed losses were unexpectedly low; this result will have to be checked by additional studies.

### 3.5 Succession of Vegetation of Different Regions

*U. Sayer, A. Reif*

In 1990, large areas of central Europe were affected by heavy storms resulting in wind-throw of mainly spruce forests. On 69 permanent plots on wind-throws in Baden-Württemberg, vegetation was recorded on geologically different substrates. Succession appeared to be primarily influenced by base saturation of the soils. Soils having a high base saturation were more quickly covered with ground vegetation, had higher species richness and different pioneer trees compared to acidic substrates.

On sandy, acidic soils, grasses and bracken (*Pteridium aquilinum*) were already present in the previous spruce forest and formed the ground vegetation after the wind-throw. After five years, seral shrubby vegetation with high density and frequency of spruce (*Picea abies*) and rowan (*Sorbus aucuparia*) was established.

On moderately and highly base saturated soils, rapid succession resulted in dense serial vegetation with high numbers of nitrophytic species. After five years, the initially high number of spruce seedlings and saplings decreased drastically. Black and red-berried elder (*Sambucus nigra*, *S. racemosa*) formed a patchy shrub.

On loamy soils with moderate base saturation, species of acidic and moist sites were associated. After five years, pioneer stands were formed by species of *Rubus*, silver birch (*Betula pendula*), sallow (*Salix caprea*) and aspen (*Populus tremula*).

On soils derived from limestone, a higher number of understory species associated with species of forest margins and dry grassland were able to survive. The succeeding pioneer forests consisted of long-living pioneer trees. These included broad-leaved trees of high commercial value, e.g., great maple (*Acer pseudoplatanus*) and ash (*Fraxinus excelsior*).

### 3.6 Succession and Tree Species Regeneration of Wind-Throw Sites on Limestone Soils, Schwäbische Alb, SW-Germany

*G. Hetzel, A. Reif*

This study focused on the succession of ground flora and tree regeneration on wind-throws in the Swabian Alps, South-Germany regarding the tree composition of the thrown stand, microsites and harvesting methods as the most important variables. To keep site conditions similar, only sites on the most common soil-series „Kalkverwitterungslehme“ (calcareous disintegrated clay/loam) were chosen. Comparisons in succession between harvested and untouched plots are made. A definition of microsites is given to stratify the horizontal patterns of the studied sites.

The study shows that most of the sites are dominated by *Rubus idaeus* and classified as *Rubetum idaei* (OBERDORFER 1992). Other species of the ground flora show a preference to microsites. This leads to a distinct vegetation pattern on the wind-throw areas.

The present natural regeneration was recruited mainly from the natural regeneration potential of the primary stands. Regeneration composition and amount depend on the species ratio of the primary stand. Former pure beech-stands (*Fagus sylvatica*) show the highest natural regeneration, pure Norway spruce stands (*Picea abies*) the lowest and former mixed stands show intermediate figures. Sufficient Norway spruce-regeneration is only found on sites where the primary Norway spruce-stands had already an open canopy. Tree species with pioneer-character did not play an important role in the study sites.

## Abstracts

It has been suggested that the further development of the studied forests after the storms of 1990 will tend towards forests with relatively natural tree compositions. The former beech stands will develop into pure beech forests or beech dominated forests. The thrown pure and mixed Norway spruce forests will develop into mixed forests.

### **3.7 Restoration of Norway Spruce - Storm Catastrophic Areas on Hydromorphic Soils with Pioneer Crops**

*A. Schmidt-Schütz, J. Huss*

Different methods of reforestation have been proven since 1991 on four water-logged sites. These storm damaged areas, all greater than 7 ha and stocked with unstable Norway spruce before the storm, have extreme microclimatic conditions. The aim has been to create a forest stand adaptable to the site conditions using natural regeneration as much as possible.

Investigations of the natural regeneration showed that mainly Norway spruce and pioneer species were established on all sites. Only small numbers of desired species were found. The growth of pioneers was dependent on site conditions. The dynamics of the natural regeneration could be related to the following parameters: (1) the regeneration growing onsite before the storm event, (2) the technique used to remove timber and logging slash, (3) the amount of exposed mineral soil and (4) the competing vegetation.

Experiments with planted nurse-crops were undertaken over a number of years with respect to tree mortality, covered area and height increment. As a result of these experiments, a number of species have been shown to be suitable for growth on each investigated site. The dynamics of the species' growth differed significantly between the sites and varied due to the interference of deer.

Microclimatic measurements revealed that a six year old nurse crop of birch had increased average minimum temperatures as compared to open areas between 1 and 2°C, depending on the height of measurement. Maximum temperatures were lowered down to 4°C by the birch shelter. Photosynthetic active radiation was reduced by 30 to 60 % compared to open areas. Underneath the nurse-crop, microclimatic conditions varied significantly.

Oak seedlings (*Quercus petraea*) planted together with a nurse-crop of birches in 1991 grew faster within the first 7 years as compared to oak seedlings without a nurse-crop. The influence of the nurse-crop was particularly striking within the fences where the interference of deer was avoided.

## 4 Fungi as Decomposers

### 4.1 Wood-Decomposing Fungi

A. Honold, F. Oberwinkler

Dead wood is a major component of the surface ecosystem in the wind-throw areas of 1990. Fallen Norway spruce (*Picea abies*) trunks will be a nutrient resource for the following decades. It is the task of bacteria and fungi to make this resource available for plants. The consistency of the wood, moisture level, localization and concentration of nutrients in the wood are permanently changing as the wood decays. Also, the structure of the fungal community is changing. Long term observation plots in the wind-throw areas gave us the unique opportunity to investigate the species involved in fungal succession over a long period of time and to learn about life strategies and fungal interaction in decaying wood. It cannot be argued that decaying wood is an essential ecological component in forest ecosystems. Nevertheless, there is some concern that parasitic fungi originating from the dead wood will infect healthy living trees. For this reason, we focussed our study on parasitic fungi.

The community structure and the succession of wood-decomposing fungi in the fallen spruce trunks were studied from 1991 to 1995. In permanent plots, 28 spruce trunks were chosen for study. Fructifications were documented. Active mycelia were isolated from the wood and cultivated for identification and interaction tests in vitro.

The decomposition of a fallen tree is a complex biological process which usually starts within the living tree. 52 living spruce trees of nearby stands were examined to get an idea of the initial stages and to watch the epidemiology of parasitic fungi. 46 fungal species could be isolated from the wood of sound looking, living spruce trees, 36 species of which could also be found in dead wood. *Ascocoryne sarcoides/cylichnium* and *Nectria fuckeliana* were the most frequently isolated species.

In the first five years of fungal succession, 97 species produced fruit bodies on the fallen trunks. 21 species could also be found at the mycelial level. 57 species were exclusively found as active mycelia in the wood. These data demonstrate convincingly that a great number of species are active in wood-decay without producing fructifications.

About 60 saprophytes were recorded. *Ascocoryne* spp. were also common in dead wood. These ascomycetes played an important role in the wood-decay of spruce. *Gloeophyllum sepiarium* typically occurred in trunks exposed to the sun, while *Fomitopsis pinicola* dominated in the trunks of trees in humid microclimates. They are both brown-rot fungi.

## Abstracts

In contrast to the high number of saprophytes, only five commercially damaging parasites were recorded. *Armillaria* spp., while producing a great amount of fruiting bodies every autumn, could not be isolated from dead wood. *Nectria fuckeliana* could not survive the growing competition from other fungi. *Stereum sanguinolentum*, a wound pathogen, produced fruiting bodies covering large parts of the bark in the first two years. Active mycelia could be isolated from 1991 to 1993. Since 1994, the fungus was only occasionally isolated. There will be no risk of this fungus radiating from dead wood if thinning is suspended for the first three years after wind-throw; therefore, the infliction of fresh stem wounds on living trees should be avoided.

In contrast to the other recorded parasites, *Heterobasidion annosum* may be a serious threat to the trees of nearby stands. The root rotting fungus (*Fomes* root rot) has been isolated from the fallen trunks of the wind-throw area of Bad Waldsee since 1991. The number of isolations of active mycelia increased over the years. The first fruiting bodies were found in 1994.

With increasing numbers of fungi colonizing the dead wood, mycoparasites like *Trichoderma* species could be isolated in high frequencies.

### 4.2 Litter-Decomposing Fungi

*K.-H. Rexer, F. Oberwinkler*

Between 1991 and 1995 the litter decomposer macromycete flora of 11 permanent plots (1000 m<sup>2</sup>) in research areas near Bebenhausen, Langenau and Bad Waldsee (Baden-Württemberg, Germany) were qualitatively and quantitatively studied. The plots were situated on cleared and uncleared wind-throw areas and additionally in adjacent spruce forests. The total number of species identified was 153. The composition of the fungi flora in the different study areas and between the different plot treatments were compared. The uncleared wind-throw plots of the corresponding areas had strikingly few similarities. This is the result of differentiation processes during succession. To get an idea of the succession dynamics on the wind-throw plots, 4 specialized ecological groups (leaf and needle decomposers, fungi of sites with low and moderate pH/nutrients) were chosen to compare the species' frequencies throughout the selected years. From this method and data, the relative quantities of the species' groups were analyzed. Additionally, in the area of Langenau, frequency dynamics of characteristic species were compared between the plots on the uncleared wind-throw area and in the adjacent spruce forest stand. With both methods, it could be shown that the changes of the litter decomposer frequencies correspond well with the changes of the soil parameters. Hence, the litter decomposers have proved to be excellent indicators for geoeological parameters.

## 5 The Succession of Animal Communities on Wind-Throw Areas of Norway Spruce

*T. Becker, H. Bellmann, W. Funke, B. Kenter, A. Kopf, J. Krauß, K.-H. Müller, H. Schelshorn, H. Schröter, J. Spelda, H. Werth, S. Werth und P. Wilhelm*

Due to their special motory and sensory capabilities, animals react very quickly to changes in their abiotic and biotic environments. This became obvious in the faunal succession on differently managed wind-throw areas (former spruce forests) of 1990 (uncleared and cleared plots) when compared with undisturbed stands.

Most work was done at a study site near Langenau (Alb-Donau-District), but two sites near Bebenhausen (District Tübingen) and Bad Waldsee (District Ravensburg) were also investigated.

The following components of the animal community were studied: the mesofauna of soil (esp. Protura), the macrofauna of soil surface (saprophages – Gastropoda, Isopoda, Diplopoda; zoophages – Araneae, Chilopoda, Carabidae, Staphylinidae), the herb and shrub layer (diverse arthropods), the xylobiontic arthropods of dead wood, the insects attracted by pheromone traps (esp. bark beetles and their predators) as well as birds and small mammals. The highest amount of species and individuals was recorded at the uncleared sites.

The succession of plant communities generally causes dramatic changes in the arthropod and bird communities. The abundance of species typical of open habitats decreased at the windfall sites (esp. Araneae, Carabidae and birds). As a consequence of the proceeding decay of dead plant material, the large-sized destruents became more abundant. In contrast, individual numbers of predaceous arthropods continuously decreased. The latter might be caused in part by insectivorous birds and small mammals. The amount of species and individuals of these groups was much lower in the undisturbed stand (study site near Langenau).

Following the decomposition by primary and secondary bark beetles, the dead wood was colonized by diverse groups of saprophagous and mycetophagous insects. In cracks of logs and trunks, numerous zoophagous arthropods were developing; among them, antagonists of forest pest insects.

If adequately managed, adjacent stands will not be negatively affected by developing insect communities at uncleared wind-throw sites one or two years following the damaging event. The bark beetle *Pityogenes chalcographus* is largely controlled by *Nemosoma elongatum* (Ostomiidae).

The Proturs, small mycorrhiza-feeding arthropods, were extremely abundant close to young spruce plants at the uncleared area. This finding is probably related to the quantity of mycor-

## Abstracts

rhiza-bearing fine roots and the vitality of young spruce plants. It is therefore recommended that forest management procedures disturb the soil structure of wind-throw areas as little as possible.

In the forest reserve areas of Bebenhausen, Langenau and Bad Waldsee, the spread of spruce bark beetle infestation within the areas and in the surrounding managed forest areas was studied from 1991 to 1996. The colonization of the broken and thrown spruces was accomplished most quickly in the area of Langenau, where there was a high proportion of broken trunks. While the spruces that remained in the areas of Bebenhausen and Langenau were killed within two years, a greater part of spruces in the area of Bad Waldsee has been spared by the bark beetle up through today. The number of harvested spruces killed by bark beetle in the surrounding managed forests showed a gradient depending on the distance to the reserve area in the areas Bebenhausen and Langenau. This gradient, however was not visible in the area of Bad Waldsee.

Possible reasons given for the differences in the spread of bark beetle infestation in the three examined areas include: the different amount of storm-damaged spruces, differences in the site conditions and an additional storm event in January 1994. The assumptions are supported by the results of catches with pheromone traps of bark beetles at the edges of the reserve areas.

## 6 The Biotic Communities of Wind-Throw Areas in the Initial Stage of Stand Development

*A. Fischer, A. Honold, A. Reif, W. Funke, W. Bücking*

It is the aim of the closing chapter (1) to emphasize the wind-throw ecosystem as a complex network of ecological connections and interactions, (2) to underline the separate developmental trends taking place on cleared and untouched wind-throw areas and (3) to draw ecological conclusions as to landscape management, sustainable forestry and nature conservation.

The site conditions on both cleared and undisturbed wind-throw areas, respectively, are rather different. As a consequence, the species composition (plants, animals, fungi) as well as the successional trends are different too. Undisturbed wind-throw areas are rather rich in ecological niches and correspondingly their biodiversity is also rather high. Regeneration of trees is achieved more successfully on untouched areas than on cleared ones (see below, mycorrhiza).

Indeed, areas with fallen trunks of Norway spruce (*Picea abies*) may be a source of bark beetle pest and therefore have to be under close observation. On the other hand, however, there are many beneficial species inhabiting these areas. Up until now, dangerous fungi have not yet spread out from the wind-throw areas into the surrounding commercial forests.

Some main consequences of general importance shall be stressed.

Undisturbed wind-throw areas located within managed forests are able to enlarge the bio-diversity of the landscape through ecological niches, developmental processes and species richness. Especially the resulting structural diversity is a reason for increasing bio-diversity on undisturbed wind-throw areas. The method of selection cutting („Femelhieb“) comes rather close to the natural forest regeneration sequence.

Successful regeneration of trees depends on the presence of mycorrhizal fungi. Young trees germinating and establishing below their mother trees are associated with such fungi. Therefore, on wind-throw areas, the volunteer growth (pre-regeneration) of the main tree species is of high importance concerning forest stand regeneration. Pioneer trees acting as protection may be helpful during the establishing period of the main tree species on wind-throw areas. The protective action that pioneer trees perform can also be provided by spruce.

Each type of mechanical disturbance on the soil should be avoided (1) to save the mycorrhiza and (2) not to push viable seeds stored in the soil to the soil surface inducing germination (felled-area flora as competition for young trees).

To summarize, undisturbed wind-throw areas of limited area enlarge the ecological value of a landscape. They give the opportunity to learn from nature: the scientific research program carried out on wind-throw areas in Baden-Württemberg has enlarged our knowledge on how to practice forestry in harmony with nature.

## Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage, Hannover.
- AGERER, R. (1987-1993): Colour Atlas of Ectomycorrhizae. - 1.-6. Lieferung, Verlag Einhorn, Schwäbisch Gmünd.
- AID (1993): Borkenkäfer überwachen und bekämpfen. -Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e. V., Heft 1015, 36 S.
- ALBERT, R. (1982): Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. - Hochschulsammlung Naturwissenschaft Biologie 16. 147 S. Hochschul-Verlag, Freiburg.
- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. - 221 S., Bayer. Staatsmin. ELF. Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 1.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. - Forstw. Cbl. 110, 106-113.
- ALDINGER, E., W. HÜBNER, H.-G. MICHIELS, G. MÜHLHÄÜBER, M. SCHREINER, M. WIEBEL (im Druck): Überarbeitung der standortkundlichen regionalen Gliederung im Südwestdeutschen Standortkundlichen Verfahren. Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde Forstpflanzzüchtung.
- AMANN, H. (1930): Birkenvorwald als Schutz gegen Spätröste. Forstw. Cbl. 52, 493-502 u. 581-592.
- AMARANTHUS, M. P., D. A. PERRY (1989): Interaction effects of vegetation type and pacific madrone soil inocula on survival, growth, and mycorrhiza formation of Douglas-fir. - Can. J. For. Res. 19, 550-556.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. - Forstw. Cbl. 110, 149-157.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1980): Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. - 4. Auflage, 188 S., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- ARNOLDS, E. (1992): The analysis and classification of fungal communities with special reference to macrofungi. - In: WINTERHOFF, W.: Fungi in vegetation science. S. 7-47. Kluwer Acad. Publ.
- AUTORENKOLLEKTIV (1994): Dokumentation der Sturmschäden 1990. Schriftenr. Landesforstverw. Bad.-Württ. Bd. 75, 190 S.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, P. WULFF, R. WEIBER (1996): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. - 591 S. Springer, Berlin.
- BAEHR, M. (1980): Die Carabiden des Schönbuchs bei Tübingen. - Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 51/52, 515-600.
- BAUER, E.-M. (1997): Populationsbiologische und pflanzensoziologische Untersuchungen auf einer Sturmwurflläche bei Bebenhausen/Schönbuch. - Diplomarb. Fak. f. Biologie Univ. Freiburg i. Br., 74 S. + Anh.
- BAUMGARTNER, A. (1956): Über die Unterschiede in den klimatischen Wuchsbedingungen einer freien und einer birkenüberstellten Wiederaufforstungsfläche. Forstw. Cbl. 75, 223-239.
- BAYER, LWF (1995): Waldbauliche Dokumentation der flächigen Sturmschäden des Frühjahrs 1990 in Bayern und meteorologische Situation zur Schadenszeit. - Ber. Bayer. Landesanst. Wald Forstwirtschaft (LWF) 2, 336 S, Freising.
- BECK, M., W. BÜCKING (1997): "Solitärflächen" - ein Beitrag zur Biodiversität. Floristische und ökologische Analyse der spontanen Vegetation auf Fichten-"Solitärflächen". - Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde Forstpfl.züchtung 38, 67-80.
- BECK, R. (1995): Veränderungen einzelner geoökologischer Parameter im Verlaufe der Sukzession auf Sturmwurfllächen. - LfU Bad.-Württ., Projekt Angewandte Ökologie, 12, 69-76, Karlsruhe.

- BECK, R., D. BURGER, K.-H. PFEFFER (1995): Laborskript, ein Handbuch für die Benutzer der Laboren der Physischen Geographie der Universität Tübingen. - Kleinere Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Tübingen, Heft 11, Tübingen.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. Übersicht und kritische Betrachtung. - J. Orn. 117, 1-69.
- BEZZEL, E. (1980): Beobachtung zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. - Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspflege Laufen 4, 5-11.
- BIBBY, C. J. et al. (1992): Bird census techniques. - 257 S. Academic Press, London, San Diego.
- BIBERSTEIN, M. (1890): Natur, Geschichte und Wirtschaft des Schönbuchs. - In: Bericht über die X. Versammlung des Württembergischen Forstvereins in Tübingen, Stuttgart.
- BIBUS, E. (1986): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenprofil, Standort und junge Reliefentwicklung im Schönbuch bei Tübingen. - In EINSELE, G., Hrsg.: Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. 27-57, Weinheim.
- BISSET, J. (1984): A revision of the genus *Trichoderma*. I. Section *Longibrachiatum* sect. nov. - Can J. Bot. 62, 924-931.
- BISSET, J. (1991 a): A revision of the genus *Trichoderma*. II. Infrageneric classification. - Can. J. Bot. 69, 2357-2372.
- BISSET, J. (1991 b): A revision of the genus *Trichoderma*. III: Section *Pachybasium*. - Can. J. Bot. 69, 2373-2417.
- BISSET, J. (1991 c): A revision of the genus *Trichoderma*. IV. Additional notes on section *Longibrachiatum*. - Can. J. Bot. 69, 2418-2420.
- BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung „Regionaler Leitartengruppen“ mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. - Schr.-r. Landschaftspfl. Natursch. 32, 121-134.
- BLASIUS, D. (1989): Studien zur Struktur und Dynamik von Ektomykorrhizen der Fichte. - Diss. Tübingen.
- BLASIUS, D., F. OBERWINKLER (1990): Succession of mycorrhizae: A matter of tree age or stand age? - Annales Sciences Forestières 46 (suppl.), 758-761.
- BLEICH, K. E., K.-H. PAPANFUß, R. R. VAN DER PLOEG, E. SCHLICHTING (1987): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1987 in Stuttgart - Hohenheim. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 54, 1-246, Göttingen.
- BOER, P. J. DEN, M. L. LUFF, D. MOSSAKOWSKI, F. WEBER (ed.) (1986): Carabid beetles. Their adaptations and dynamics. - 551 S. Fischer, Stuttgart, New York.
- BORMAN, F. H., G. E. LIKENS (1979): Pattern and Process in a Forested Ecosystem. - 253 S. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.
- BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler. - 753 S. Springer, Berlin.
- BROSIUS, G., F. BROSIUS (1995): SPSS Base system and professional statistics. - 979 S. International Thompson Publishing.
- BRUNNER, A. (1997): tRAYcy - ein Lichtmodell für Waldmodelle mit räumlich expliziter Einzelbaumrepräsentation und dessen Anwendung auf Vorwaldversuchsflächen. - Tagungsber. Dtsch. Verb. Forstl. Vers.-Forsch.anst. Arnsberg, September 1997.
- BRUSH, T., E. W. STILES (1986): Using food abundance for predicting habitat use by birds - In: VERNER, J., M. L. MORRISON, C. J. RALPH (ed.): Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. S. 57-63. University of Wisconsin Press, Wisconsin, London.
- BUCK, H., E. KONZELMANN, A. ALF (1992): Käfer als Bioindikatoren zur Habitatcharakterisierung und -entwicklung. - Hohenheimer Umwelttagung 24.

## Literatur

- BUCK, M. R. (1931): Oberdeutsches Flurnamenbuch; Ehingen, 1879 - 2. Aufl., 316 S. Bayreuth.
- BÜCKING, M., E. EISENBARTH, M. JOCHUM (1997): Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwur Holz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche. - Mitt. Forstl. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz Nr. 42/97.
- BÜCKING, W. (1988): Naturwaldreservate der badischen Rheinaue. Zustandserfassung und künftige Entwicklung. - Mitt. bad. Landesverein Naturkunde N. F. 14, 957-979.
- BÜCKING, W. (1993): Sturmwurfbannwälder in Baden-Württemberg. - Mitt. Landesforstver. Bad.-Württ. 3/1993, 9 f.
- BÜCKING, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. - Forst u. Holz 51, 1-8.
- BÜHLER, N. (1912): Aus der Geschichte des Schönbuschs. - In: Bericht über die XXV. Versammlung Württem. Forstverein in Tübingen.
- BUNDESWALDINVENTUR 1986-1990: Inventurbericht und Übersichtstabellen für das Bundesgebiet nach dem Gebietsstand bis zum 3.10.1990 einschl. Berlin (West) (Hrsg. Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten). - 117 S.
- BURSCHEL, P., J. HUSS (1997): Grundriß des Waldbaus. - 2. Aufl., 487 S. Parey, Hamburg, Berlin.
- BUTIN H. (1989): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. - 2. Aufl. 216 S. Thieme, Stuttgart.
- CANHAM, C. D., P. L. MARKS (1985): The Response of Woody Plants to Disturbance: Patterns of Establishment and Growth. - In: PICKETT, S.T.A., P.S. WHITE (Eds.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. S. 197-217. Academic Press, INC. Orlando, San Diego, New York.
- CAPELLE, T. H. (1967): Vorrömische Zeit. In: Der Landkreis Tübingen. Amtliche Kreisbeschreibung. Hrsg. Staatl. Archivverwaltung Bad.-Württ. in Verbindung mit Landkreis Tübingen, Tübingen.
- CARLOWITZ, H. C. (1713): Sylvicultura Oeconomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht. - 456 S. Leipzig.
- CARSLON, D. W., A. GROOT (1995): Microclimate of clear-cut, forest interior, and small openings in trembling aspen forest. - Agricultural and Forest Meteorology 87, 313-329.
- CHET, I., J. INBAR, Y. HADAR (1997): Fungal antagonists and mycoparasites. S. 165-184. - In: ESSER, K., P. A. LEMKE: The Mycota IV: WICKLOW, D. T., B. SÖDERSTRÖM: Environmental and microbial relationships. Springer, Berlin.
- CHRISTIAN, E. (1987): Catalogus Faunae Austriae Teil XII a: U.-Kl. Collembola (Springschwänze). - Verl. Österr. Akad. Wissensch. Wien.
- CORSMANN, M. (1981): Untersuchungen zur Ökologie der Schnecken (Gastropoda) eines Kalkbuchenwaldes. - Drosera 81, 75-92.
- COX, F. (1971): Dichtebestimmung und Strukturanalyse von Pflanzenpopulationen mit Hilfe von Abstandsmessungen. - Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtsch. 87, 182 S. Reinbek b. Hamburg.
- CRAMER, J. A. (1766): Anleitung zum Forst-Wesen: nebst einer ausführlichen Beschreibung von Verkohlung des Holzes, Nutzung der Torfbrüche etc.; nebst vielen Kupfern - Braunschweig.
- CROGHAN, C. (1984): Survey of mycorrhizal fungi in Lake States tree nurseries. - Mycologia 76, 951-953.
- DAHLBERG, A., E. STENSTRÖM (1991): Dynamic changes in nursery and indigenous mycorrhiza of *Pinus sylvestris* seedlings planted out in forest clearcuts. - Plant Soil 136, 73-86.
- DERBSCH, H., J. A. SCHMITT (1987): Atlas der Pilze des Saarlandes. Teil 2: Nachweise, Ökologie, Vorkommen und Beschreibungen. - 816 S. Saarbrücken.

- DIRSCHKE, H. (1988): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. - *Tuexenia* 8, 307-326.
- DIERBEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). 241 S. Darmstadt, Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- DOMSCH, K. H., W. GAMS, T.-H. ANDERSON (1993): Compendium of soil fungi. Volum I+II, Reprint, IHW-Verlag, Eching.
- DUNGER, W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. - *Zool. Jb. Syst.* 86, 139-180.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. - 3. Aufl., 280 S. A. Ziemsen, Wittenberg.
- DUNGER, W., H. FIEDLER (1989): Methoden der Bodenbiologie. - 432 S. Fischer, Stuttgart.
- DUNGER, W., K. STEINMETZGER (1981): Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasen-Wald-Catena im Thüringer Kalkgebiet. - *Zool. Jb. Syst.* 108, 519-553.
- DURKA, W., W. ACKERMANN (1993): SORT: Ein Computerprogramm zur Bearbeitung von floristischen und faunistischen Artentabellen. - *Natur und Landschaft* 68, 16-21.
- DWD (Deutscher Wetterdienst): Klimadaten Baden-Württemberg 1951-1980.
- EDWARDS, C. A., A. R. THOMPSON, J. R. LOFTY (1967): Changes in soil invertebrate populations caused by some organophosphorus insecticides. - *Proc. 4th British insect and fungic. Conf.* 1967, 48-55.
- EGERER, H. (1990): Erläuterungen zur Standortkartierung FBZ Bad Waldsee.
- EINSELE, G. (1986): Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. - Weinheim.
- EISENREICH, H. (1956): Schnellwachsende Baumarten. - 324 S. Deutscher Bauernverlag, Berlin.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER, D. PAULIBEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* 18, 1-248.
- ELLENBERG, H. (1995): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. - *Avifaun. Beitr.* 20, 1-50.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. - 5. Aufl., 989 S. Stuttgart.
- ELLING, W., E. BAUER, G. KLEM, H. KOCH, Oberforstdirektion Regensburg, 1987: Klima und Böden. Waldstandorte. - *Schriftenr. Nationalpark Bayer. Wald*, Heft 1, 2. Aufl., 254 S. Grafenau.
- ETHERIGE, D. E. (1954): Occurrence of a purple agar-staining fungus with decay in Alberta. - *Can. Dept. Agr. Forest Biol. Div., Bi-monthly Progr. Rept.* 10, 3-4.
- ETHERIGE, D. E. (1970): *Ascocoryne sarcoides* (Jacq. ex. Gray) Groves and Wilson and its association with decay of conifers. - *Fonds de recherches forestieres de l'Université Laval Bulletin* 13: Interaction of organisms in the process of decay of forest trees. 19-26.
- FALINSKI, J. B. (1976): Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderung des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. - *Phytocoenosis* 5, 85-106.
- FEIL, W., I. KOTTKE, F. OBERWINKLER (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Wirkung von Trocknstreß auf Feinstwurzelsysteme. - *KfK-PEF* 2, 237-255.
- FERRIER, R. C., J. ALEXANDER (1985): Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. S. 175-180 - In: FITTER, A. H., D. ATKINSON, M. B. USHER: Ecological interactions in soil. Blackwell scientific publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Palo Alto, Melbourne.
- FIEDLER, F. (1961): Die Entwicklung des Vorwaldgedankens unter besonderer Berücksichtigung der Birke. - *Archiv Forstw.* 11, 174-190.

## Literatur

- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. - Diss. Bot. 110, 234 S. J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- FISCHER, A. (1992): Long term vegetation development in Bavarian Mountain Forest ecosystems following natural destruction. - *Vegetatio* 103, 93-104.
- FISCHER, A. (1996): Forschung auf Dauerbeobachtungsflächen im Wald. Ziele, Methoden, Analysen, Beispiele. - *Arch. Naturschutz-Landschaft* 35, 87-106.
- FISCHER, A. (1997): Sturmwurfökosysteme und Sturmwurforschung Baden-Württembergs im mitteleuropäischen Kontext. - Veröff. PAÖ 22, 105-111.
- FISCHER, A., G. ABS, F. LENZ (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf. Ansätze einer "Urwaldforschung" in der Bundesrepublik. *Forstwiss. Cbl.* 109, 309-326.
- FISCHER, R., A. REIF (1995): Die Vorwälder auf dem Hartmannswillerkopf im Elsaß, Frankreich. - *Tuexenia* 15, 109-129.
- FISCHER, S., P. POSCHLOD, B. BEINLICH (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. - *J. Appl. Ecology* 33, 1206 – 1222.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - 879 S. IHW-Verlag, Eching.
- FLEMING, L. V. (1983): Succession of mycorrhizal fungi on birch: infection of seedlings planted around mature trees. - *Plant Soil* 71, 263-267
- FOHLMMEISTER, V. (1997): *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.: Intersterilitätsgruppen, Klone und Pathogenität des Parasiten auf einer Sturmwurffläche bei Bad Waldsee. - Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- FORMAN, R. T. T., A. E. GALLI, C. H. F. LECK (1976): Forest size and avian diversity in New Jersey woodlands with some land use implications. - *Oecologia* 26, 1-8.
- FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1980): Erläuterungen zur Standortskarte Bad Waldsee. - Freiburg.
- FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1982): Erläuterungen zur Standortskarte Ulm - Allgemeiner Teil.
- FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1992): Lehrgangsmappe für den standortkundlichen Referendarslehrgang (unveröff.).
- FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1993): Der Wald in Baden-Württemberg im Spiegel der Bundeswaldinventur 1986-1990. - 180 S.
- FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT RHEINLAND-PFALZ (1996): Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz. - *Mitt. FVA Rheinland-Pfalz* 38, 176 S.
- FOSTER, D. R. (1988): Species and Stand Response to Catastrophic Wind in Central New England. *J. Ecol.* 76, 135-151.
- FRÖMMING, E. (1953): *Biologie der mitteleuropäischen Landgastropoden*. - 404 S. Duncker & Humboldt, Berlin.
- FULLER, R. J. et al. (1989): The distribution of breeding songbirds within mixed copiced woodland in Kent, England, in relation to vegetation use and structure. - *Annales Zoologici Fennici* 26, 265-275.
- FUNKE, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. - *Ecol. Studies* 2, 81-93.
- FUNKE, W. (1977): Das zoologische Forschungsprogramm im Sollingprojekt. - *Verh. Ges. Ökologie* 6, 49-58.
- FUNKE, W. (1985): Struktur und Funktion von Waldökosystemen - Zoologische Beiträge zur Kausalanalyse von Waldschäden. Untersuchungen an Evertebraten-Zönosen. - *KfK-PEF* 2, 237-255.

- FUNKE, W. (1986): Tiergesellschaften im Ökosystem „Fichtenforst“ (Protozoa, Metazoa - Invertebrata). Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. - KfK-PEF 9, 1-150.
- FUNKE, W. (1990): Struktur und Funktion von Tiergesellschaften in Waldökosystemen. Bodentiere als Indikatoren von Umwelteinflüssen. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 27, 1-49.
- FUNKE, W. (1991): Tiergesellschaften in Wäldern. Ihre Eignung als Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen. - KfK-PEF 84, 1-202.
- FUNKE, W., G. SAMMER (1980): Stammaufbau und Stammanflug von Gliederfüßern in Laubwäldern (Arthropoda). - Entomol. Gener. 6, 159-168.
- FUNKE, W., H. BELLMANN, M. BUCK, B. KENTER, A. KOPF, J. KRAUSS, K. H. MÜLLER, S. SPELDA, H. u. S. WERTH, P. WILHELM (1998): Sukzession der Lebensgemeinschaften von Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg. Untersuchungen an Evertebraten und Vertebraten. <http://bwplus.fzk.de>.
- GEIGER, R. (1965): The Climate near the Ground. - 611 S. Harvard University Press, Cambridge.
- GEISER, R. (1989): Spezielle Käferbiotope, welche für die meisten übrigen Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis zumeist übergangen werden. - Schr.r. Landschaftspf. Naturschutz 29, 268-276.
- GEYER, F., M. GWINNER (1991): Die Geologie von Baden-Württemberg. - 4. Aufl., 475 S. Schweizerbart, Stuttgart.
- GHISALBERTI, E. L., K. SIVASITHAMPARAN (1991): The role of secondary metabolites produced by Trichoderma species in biological control (abstract). - Petria 1, 130 - 131.
- GISIN, H. (1960): Collembolenfauna Europas. - 312 S. Museum d'Histoire Naturelle, Genf.
- GLATZEL, G. (1989): Internal proton generation in forest ecosystems as influence by historical landuse and modern forestry. - In: ULLRICH, B. (Hrsg.): Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven, Vorträge Band I, S. 335-349; Friedrichshafen.
- GLUTZ V., U. M. BLOTZHEIM, K. M. BAUER, E. BEZZEL (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1-6. - Akad. Verlagsges. Wiesbaden.
- GOETZE, D. (1995): Zur Entstehung von Schlagvegetation. Untersuchungen zur Vegetationsdynamik und Populationsbiologie von Buchenwaldschlägen auf Löß. - Diplomarb., Fak. f. Biologie d. Univ. Freiburg i. Br., 156 S.
- GÖHRE, K. (1954): Kleinklimatische Untersuchungen auf einer Kiefernkultur unter Birkenvorwald. - Archiv Forstw. 5/6, 441-474.
- GÖRKE, C. (1997): Mykozönosen von Wurzel und Stamm von Jungbäumen unterschiedlicher Bestandsbegründungen. - Bibliotheca Mycologica, 178, Berlin, Stuttgart.
- GOSSOW, H. (1992): Totholz für die Forschung: Windwurfökologie interdisziplinär. - Öst. Forstz. 103, 17-19.
- GREES, H. (1969): Der Schönbusch. Beiträge zu seiner landeskundlichen Erforschung. - 198 S., Bühl.
- GREES, H. (1972): Die Wüstungserscheinungen des ausgehenden Mittelalters. - In: Der Stadt- und Landkreis Ulm. Amtliche Kreisbeschreibung, Hrsg. Staatl. Archivverwaltung Bad.-Württ. in Verbindung mit dem Stadt- und Landkreis Ulm.
- GRETSCHY, G. (1952): Die Sukzession der Bodentiere auf Fichtenschlägen. - Veröff. Bundesanst. Alpine Landwirtschaft Admont 6, 25-85.
- GRIMM, U. (1985): Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). - Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 26, 1-318.
- GRIMM, U. (1986): Die Clubionidae Mitteleuropas: Corrininae und Liocraninae (Arachnida, Araneae). - Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 27, 1-91.

## Literatur

- GROSS, C. P., D. MÜNCH, J. DUVENHORST (1993): Monitoring als Inventuraufgabe in der Forstwirtschaft. - Z. Photogrammetrie Fernerkundung 61, 223-229.
- GROSS, M., D. SEEMANN, G. MAHLER (1992): Holzqualität und Forstschutz bei der Lebendkonservierung von Fichte/Tanne. - FVA Baden-Württemberg, Abt. Arbeitswirtschaft und Forstbenutzung, Arbeitsbericht 1992/10.
- GUEHL, J. M., J. GARBAYE (1990): The effects of ectomycorrhizal status on carbon dioxide assimilation capacity, water use efficiency and response of transplanting in seedlings of *Pseudotsuga menziesii* (Mrb.) Franco. - Ann. Sci. For. 21, 551-563.
- GUILLAUMIN, J.-J., C. MOHAMMED, N. ANSELM, R. COURTECUISSÉ, S. C. GREGORY, O. HOLDENRIEDER, M. INTINI, B. LUNG, H. MARXMÜLLER, D. MORRISON, J. RISHBETH, A. J. TERMORSHUIZEN, A. TIRRO, B. VAN DAM (1993). Geographical distribution and ecology of the *Armillaria* species in western Europe. - Eur. J. For. Path. 23, 321-341.
- HÄBERLE, W. (1977): Erläuterungen zur Standortskarte Distr. IV Weil, Staatswald Bebenhausen.
- HAESELER, V. (1984): Rote Liste der Faltenwespen (Vespoidea). - In: BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN, H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - 4. Aufl., S. 46-47. Kilda, Greven.
- HAHN, W. (1972): Der Waldwanderer im Schönbuch. Waldabteilungsname, Geländedenkmale und ihre heimatgeschichtliche Deutung. - Selbstverlag, 77 S.
- HALLE, S. (1987): Die Kleinnager in Rekultivierungsgebieten des rheinischen Braunkohlereviere: Ökologie der Wiederbesiedlungsphase. - Diss. Univ. Köln.
- HAN JINXUAN, HUANG JING, GU LIANHONG (1995): Dynamic analysis of natural regeneration of seedlings and young trees in the windfall area in Changbai Mountain Biosphere Reserve. - Applied Vegetation Ecology, Proc. 35th Symp. IAVS, Shanghai (Hrsg.: SONG YONGCHANG, H. DIERSCHKE, WANG XIANRONG), 155-160, Shanghai.
- HARD, G. (1972): Wald gegen Driesch. Das Vorrücken des Waldes auf Flächen junger „Sozialbrache“. - Ber. Dt. Landeskd. 46, 49-80.
- HARTMANN, P. (1979): Biologisch-Ökologische Untersuchungen an Staphylinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Solling. - Diss. Univ. Göttingen.
- HARVEY, A. E., M. J. LARSEN, M.F. JURGENSEN (1980): Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. - Can J. For. Res. 10, 300-303.
- HAUG, I., K. PRITSCH (1992): Ectomycorrhizal types of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Black Forest. A microscopical atlas. - KfK PEF.
- HAUG, I., K. PRITSCH, F. OBERWINKLER (1992): Der Einfluß von Düngung auf Feinwurzeln und Mykorrhizen im Kulturversuch und im Freiland. - Forsch. KfK-PEF 97, Karlsruhe.
- HEGELAU, W. (1985): Die forstliche Standortskarte des Naturschutzgebietes und Bannwaldes "Waldmoor-Torfstich". - Mitt. FVA Bad.-Württ. 3, 11-28.
- HEIMER, S., W. NENTWIG (1991): Spinnen Mitteleuropas. - 543 S. Parey, Berlin, Hamburg.
- HERMANN-NITTRITZ, B. (1996): Populationsbiologische und vegetationskundliche Untersuchungen der Sukzession auf süddeutschen Waldschlägen im 3. Jahr nach Hieb. - Diplomarb., Fak. f. Biologie d. Univ. Freiburg i. Br. 153 S.
- HERRMANN, S., T. RITTER, I. KOTTKE, F. OBERWINKLER (1992): Steigerung der Leistungsfähigkeit von Forstpflanzen (*Fagus sylvatica* L. und *Quercus robur* L.) durch kontrollierte Mykorrhizierung. - Allg. Forst- J.-Ztg. 163, 72-79.
- HETZEL G., A. REIF (1997): Der Einfluß der Bestandesgeschichte und forstlicher Maßnahmen auf die Entwicklung der Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb. - Veröff. PAÖ 22, 129-135.

- HIEKE, F. (1968): Fam. Staphylinidae - Kurzflügelkäfer. - In: URANIA-TIERREICH: Insekten. - 5. Aufl. Urania, S. 253-256. Leipzig, Jena, Berlin.
- HÖNIG, K. (1995): Inokulierung von Eichen- (*Quercus robur* L.) und Buchen- (*Fagus sylvatica* L.) Sämlingen und Charakterisierung von zehn Stämmen von *Paxillus involutus* (Batsch) Fr. mit den molekularbiologischen Methoden PCR (polymerase chain reaction) und RFLP (restriction fragment polymorphism). - Diss. Tübingen.
- HONOLD, A., K.-H. REXER, F. OBERWINKLER (1996): Pilz-Baum-Interaktionen in Sturmwurfflächen und stehenden Nachbarbeständen. - Veröff. PAÖ 16, 341-355.
- HONOLD, A., K.-H. REXER, F. OBERWINKLER (1997): Pilze in und auf Totholz: Eine Chance für den Naturschutz oder eine Gefahr für den Wirtschaftswald? - Veröff. PAÖ 22, 153-162.
- HONOLD, A., K.-H. REXER, F. OBERWINKLER (1998): Die Auswirkungen der "Wilden Wiebke". Das Sturmwurfflächen-Projekt. - In: GAMER-WALLERT, I., S. LORENZ: Der Schönbuch. Attempto-Verlag.
- HORNIG, W., W. MICKLEY, K. STAHR (1991): Genese, Eigenschaften und Verbreitung der Böden im Westallgäuer Hügelland. - Jahresh. Geol. Landesamt Bad.-Württ., 33, 199-217.
- HORNSTEIN, F. v. (1951): Wald und Mensch. Waldgeschichte des Alpenvorlandes Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. - 282 S. Ravensburg.
- HUSE, K. J. (1981): The distribution of fungi in sound-looking stems of *Picea abies* in Norway. - Eur. J. For. Path. 11, 1-6.
- HUSS, J. (1991): Konzeptionen zur Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen. - AFZ 46, 25-30.
- HUSS, J. (1993): Waldbau vor neuen Herausforderungen bei Waldverjüngung und Jungbestandpflege. - Forstwiss. Cbl. 112, 278-286.
- HUSS, J., A. SCHMIDT-SCHÜTZ, D. SCHÖLZKE (1995): Gelenkte Sukzessionen mit Hilfe von Pioniergehölzen als Alternativen zu Kahlflächenaufforstungen. - Veröff. PAÖ, 12, Karlsruhe.
- HÜTHER, W. (1959): Zur Ernährung der Pauropoden. - Die Naturwissenschaften 56, 80.
- HÜTHER, W. (1974): Zur Bionomie mitteleuropäischer Pauropoden. - Symp. zool. Soc. London 32, 411-421.
- HUTTENLOCHER, F. (1934): Filder, Glemswald und Schönbuch, Bau der Landschaft. - 151 S. Öhringen.
- HUTTENLOCHER, F. (1953): Schönbuch und Glemswald; Lonetal - Flächenalb; Oberschwäbisches Hügelland (Stockach - Waldsee - Hügelland). - In: MEYNEN, E., J. SCHMITTHÜSEN (1953): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. S. 172-174, 162-163, 84-86, Remagen.
- INGELBY, K., P. A. MASON, F. T. LAST, L. V. FLEMMING (1990): Identification of ectomycorrhizas. - ITE Research Publ. 5, Edinburgh Research Station, Scotland.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1990: Climate change. The IPCC scientific assessment (Hrsg.: HOUGHTON, J. T., G. J. JENKINS, J. J. EPHRAUMS). - 365 S. Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1992: Climate change 1992. The supplementary report to the IPCC scientific assessment (Hrsg.: HOUGHTON, J. T., B. A. CALLANDER, S. K. VARNEY). - 198 S. Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996a: Climate change 1995. The science of climate change (Hrsg.: HOUGHTON, J. T., L. H. MEIRA FILHO, B. A. CALLANDER, N. HARRIS, A. KATTENBERG, K. MASKELL). - 572 S. Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996b: Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses (Hrsg.: WATSON, R. T., M. C. ZINYOWERA, R. H. MOSS, D. J. DOKKEN). - 878 S., Cambridge.
- JAHN, H. (1979): Pilze die an Holz wachsen. - 268 S. Busse, Herford.

## Literatur

- JANETSCHKE, H. (1982): Ökologische Feldmethoden. - Ulmer, Stuttgart.
- JÄNICHEN, H. (1972): Geschichte im Mittelalter und in der Neuzeit. - In: Der Stadt- und Landkreis Ulm. Amtliche Kreisbeschreibung, Hrsg. Staatl. Archivverwaltung Bad.-Württ. in Verbindung mit dem Stadt- und Landkreis Ulm, Ulm.
- JANS, W. (1987): Struktur und Dynamik der Carabidenzönosen von Laubwäldern unter besonderer Berücksichtigung der lokomotorischen Aktivität. - Diss. Univ. Ulm.
- JEDICKE, E. (1997): Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. - 581 S. Ulmer, Stuttgart.
- JEHL, H. (1995): Die Waldentwicklung auf Windwurfflächen im Nationalpark Bayerischer Wald. - Nationalpark Bayerischer Wald, Heft „25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald“, 112-145.
- JUNG, H. (1991): Die Wechselbeziehungen zwischen anstehendem Gestein, perigazialen Deckschichten, Relief und Böden in einem Ausschnitt des Schönbuchs bei Tübingen. - Diss. Univ. Tübingen.
- KÄRCHER, R., J. WEBER, R. BARITZ, M. FÖRSTER, X. SONG (1997): Aufnahme von Waldstrukturen. Arbeitsanleitung für Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg. - Mitt. Forstl. Versuchs- Forschungsanst. Bad.-Württ. 199, 41 S.
- KAYAHARA, G. J., K. KLINKA, L. M. LAVKULICH (1995): Effects of decaying wood on eluviation, podzolization, acidification, and nutrition in soils with different moisture regimes. - Environm. monitoring assessment 39, 485-492.
- KEMPSON, D., M. LLOYD, R. CHELARDY (1963): A new extractor for woodland litter. - Pedobiologia 3, 1-13.
- KENK, G., U. MENGES, R. BÜRGER (1991): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen? - AFZ 2, 96-100.
- KIESER, A. (1985): Alt-Württemberg in Ortsansichten und Landkarten, 1680 bis 1687, Hrsg. H.-M. Maurer; Band 3 "Kartenwerk", Stuttgart.
- KLEINEVOSS, K., W. TOPP, J. BOHAC (1996): Buchentholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. - Z. Ökologie Naturschutz 5, 85-95.
- KNIGHT, D. H. 1994: Mountains and plains. The ecology of Wyoming landscapes. - 338 S. Yale University Press, New Haven, London.
- KÖBERLE, F. (1980): Erläuterungen zur Standortskartierung Forstbezirk Langenau.
- KÖBERLE, F. (1997): Wiederbewaldung von Sturmflächen. - AFZ 52, 1300 f.
- KÖHLER, H.-R. (1993): Der Einfluß von Schwermetallen auf den Dekompositionsprozeß in mitteleuropäischen Laubwäldern am Beispiel von Mikroflora und Diplopoden. - Inf. Natursch. Landschaftspf. 6, 125-143.
- KOHNLE, U. (1985): Untersuchungen über die Pheromonsysteme sekundärer Borkenkäfer (Col., Scolytidae). - Z. ang. Ent, 100, 197-218.
- KOLLMANN, J. (1994): Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. - Veröff. PAÖ 9, 212 S.
- KOLLMANN, J. (1997): Schadfraß an Gehölzsamen auf Waldlichtungen und im Wald. - Forstw. Cbl. 116, 113-123.
- KOLLMANN, J., D. GOETZE (1998): Notes on seed traps in terrestrial plant communities. - Flora 193, 31-40.
- KOLLMANN, J., H.-P. SCHILL (1996): Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. - Vegetatio 125, 193-205.
- KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. - In: DIERSCHKE, H. (Red.): Struktur und Dynamik von Wäldern. S. 235-274. Berichte Int. Symp. Int. Vereinig. Veg.kde. Cramer, Vaduz.

- KOPPISCH, D. (1994): Nährstoffhaushalt und Populationsdynamik von *Calamagrostis villosa* (Chaix.) J.F. Gmel., einer Rhizompflanze des Unterwuchses von Fichtenwäldern. - Bayreuther Forum Ökologie 12, 187 S.
- KÖRNER, J. (1996): Abflußbildung, Interflow und Stoffbilanz im Schönbuch Waldgebiet. - Tübinger Geowiss. Arb., Reihe C, Nr. 27, Tübingen.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. 310 S., Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- KÖSEL, M. (1996): Der Einfluß von Relief und periglazialen Deckschichten auf die Bodenausbildung. - Tübinger Geowiss. Arb., Reihe D, Nr. 1, Tübingen.
- KOST, G. (1992): Macrofungi on soil in coniferous forests. - In: WINTERHOFF, W. (Red.) Fungi in vegetation science. S. 79-111. Kluwer Acad. Publ.
- KOTTKE, I., X.-M. QIAN, K. PRITSCH, I. HAUG, F. OBERWINKLER (1998): *Xerocomus badius* - *Picea abies* an ectomycorrhiza of high activity and element storage capacity in acidic soil. - Mycorrhiza (in press)
- KRAUS, O., M. KRAUS (1996): On myriapod/insect relationship. - Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle 169, 151-161.
- KRAUSS, J., W. FUNKE (1995): Collembolen- und Protureenengesellschaften in Fichtenforsten - Auswirkungen von Windwurf, Kalk- und Kompostgaben. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 10, 99-102.
- KRAUSS, J., W. FUNKE (im Druck): Extraordinary high density of Protura in a windfall area of young spruce plants. - Pedobiologia.
- KREEB, K.H. (1990): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. - 327 S. Fischer, Stuttgart, New York.
- KREISEL, H. (ed.) (1987): Pilzflora der Deutschen Demokratischen Republik. - 281 S. VEB Fischer, Jena.
- KUHLS, K., E. LIECKFELDT, G. J. SAMUELS, W. MEYER, D. P. KUBICEK, T. BÖRNER (1997): Revision of *Trichoderma* sect. *Longibrachiatum* including related teleomorphs bases on analysis of ribosomal DNA internal transcribed spacer sequences. - Mycologia 89, 442-460.
- KULICKE, H. (1963): Kleinsäuger als Vertilger forstschädlicher Insekten. - Z. Säugetierk. 28, 175-183.
- KURTH, H. (1994): Forsteinrichtung. Nachhaltige Regelung des Waldes. - 592 S. Dtsch. Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- KUYPER, T. W., D. J. BOKELOH (1994): Ligninolysis and nitrification in vitro by a nitrotolerant and a nitrophobic decomposer Basidiomycete. - Oikos 70, 417-420.
- LANDESARCHIVDIREKTION BADEN-WÜRTTEMBERG (1989): Der Alb-Donau-Kreis; amtliche Kreisbeschreibung; Hrsg. Landesarchivdirektion Bad.-Württ. in Verbindung mit dem Alb-Donau-Kreis; Sigmaringen.
- LÄSSIG, R., W. SCHÖNENBERGER 1994: Untersuchungen auf Windwurfflächen am Beispiel der Forschungsfläche Uaul Cavorgia-Funtauana bei Disentis. - Bündnerwald 47, 23-31.
- LÄSSIG, R., S. EGLI, S. ODERMATT, W. SCHÖNENBERGER, B. STÖCKLI, T. WOHLGEMUTH (1995): Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurfflächen. - Schweiz. Z. Forstw. 146, 893-911.
- LAUERER, M. (1991): Sich natürlich entwickelnde Sukzessionsstadien auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg und ihre Bedeutung für den Naturschutz. - Manuskript (unveröff.). 25 S. Freiburg: Lehrstuhl für Waldbau.
- LAUSSMANN, H. (1993): Die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen durch Heuschrecken. - Articulata 8, 53-59.

## Literatur

- LEDER, B. (1992): Weichlaubhölzer. Verjüngungsökologie, Jugendwachstum und Bedeutung in Jungbeständen der Hauptbaumarten Buche und Eiche. - Schr.r. Landesanst. Forstwirtschaft NRW. 413 S. Verlag Zimmermann, Balve.
- LEDER, B. (1996): Weichlaubhölzer in Eichen- und Buchen-Jungbeständen. - Forst u. Holz 51, 340-344.
- LEHMANN, C., F. REBELE (1994): Zum Potential sexueller Fortpflanzung bei *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. - Verh. Ges. Ökol. 23, 445-450.
- LEIBL, F. (1988): Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Kleinsäugetern im Nationalpark Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung von Windwurfflächen. - Schr.r. Bayer. Landesamt f. Umweltsch. 81.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. - AFZ 33, 686-690.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Die Aufforstung. - Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart.
- LEIBUNDGUT, H. (1982a): Europäische Urwälder der Bergstufe. 306 S., Bern.
- LEITINGER-MICOLETZKY, E. (1940): Die Tiersukzession auf Fichtenschlägen. - Zool. Jb. Syst. 73, 466-504.
- LOETSCH, F. (1973): Prüfung von Verteilungsart und Dichte der Verjüngung mit Hilfe des Nullflächendiagramms. - Forstarchiv 44, 77-83.
- LÜPKE, B. V. (1988): Einfluß der Konkurrenz von Weichlaubhölzern auf das Wachstum junger Trauben-Eichen. - Forst u. Holz 7, 166-171.
- LUSCHKA, N. (1993): Die Pilze des Nationalparks Bayrischer Wald. - Hoppea 53, 5-363.
- MACFADYEN, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods. - J. Anim. Ecol. 30, 171-184.
- MADER, H.-J. (1983): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? - Natur und Landschaft 58, 367-370.
- MAIFELD, D. (1998): Endophytische Pilze der Fichte (*Picea abies* L. Karst.). Neue Aspekte zur biologischen Kontrolle von *Heterobasidion annosum*. (Fr.) Bref. - Diss., Univ. Tübingen.
- MANTEL, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Ein Lehr- und Handbuch. - 518 S. Hannover.
- MARX, D. H., E. W. ROSS (1970): Aseptic synthesis of ectomycorrhizae on *Pinus taeda* by basidiospores of *Thelephora terrestris*. - Can. J. Bot. 48, 197-198.
- MARX, D. H., W. C. BRYAN, C. B. DAVEY (1970): Influence of temperature on aseptic synthesis of ectomycorrhizae by *Thelephora terrestris* and *Pisolithus tinctorius* on Loblolly pine. - Forest Science 16, 424-431.
- MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. - 3. Aufl., 514 S. G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- MAYER, H., M. NEUMANN, H. SOMMER (1980): Bestandesaufbau und Verjüngungsdynamik unter dem Einfluß natürlicher Wilddichten im kroatischen Urwaldreservat Corcova Uvala/Plitvicer Seen. - Schweiz. Z. Forstwes. 131, 45-70.
- MELLERT, K.-H., C. KÖLLING, K. E. REHFUESS (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. - Forstw. Cbl. 115, 363-377.
- METZLER, B. (1997): Quantitative assessment of fungal colonization in Norway spruce after green pruning. - Eur. J. For. Path. 27, 1-11.
- MLR (Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Wandwirtschaft und Forsten) 1994: Dokumentation der Sturmschäden 1990. - Schr.r. Landesforstverwaltung Bad.-Württ. 75, 190 S., Stuttgart.
- MOLINA, R., H. MASSICOTTE, J. M. TRAPPE (1992): Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: community-ecological consequences and practical implications. - In: ALLEN, M.J.: Mycorrhizal functioning: an integrative plant-fungal process. S. 357-423. Chapman & Hall, London.

- MÜLLER, T., E. OBERDORFER, G. PHILIPPI (1974): Die potentielle Vegetation von Baden-Württemberg. - Beih. Veröff. Landesst. Naturschutz und Landesplf. Bad.-Württ. 6, 46 S.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1977): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. - 2. Aufl., 226 S. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stifgt. Rübel, Zürich.
- MÜNCH, D. (1993): Bestandesdynamik von Naturwaldreservaten. Eine Dauerbeobachtung in Luftbildzeitreihen. - Diss. Univ. Freiburg i. Br. 112 S.
- MÜNCH, D. (1994): Photogrammetrisch kartierte Waldstrukturen als Eingangsgrößen für Ökosystemmodellierungen. - Tagungsband Photogrammetrie & Forst, S. 251-261.
- NASS, B. (1993): Ein Beitrag zur Verbreitung und Überlebensstrategie des Jagdkäfers *Nemosoma elongatum* L. (Col. Trogos.). - Diplomarb. Inst. Forstzool. Univ. Göttingen.
- NEWTON, A. C. (1992): Towards a functional classification of ectomycorrhizal fungi. - *Mycorrhiza* 2, 75-79.
- NICOLOTTI, G., G. C. VARESE (1996): Screening of antagonistic fungi against air-borne infection by *Heterobasidion annosum* on Norway spruce. - *Forest Ecology and Management* 88, 249-257.
- NIEMELA, J. (1993): Spatial distribution of carabid beetles in the southern finnish taiga: the question of scale. - In: STORK, N. (ed.): *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*, S. 143-156. Intercept Andover, Hampshire.
- NIEMEYER, H., T. SCHRÖDER, G. WOTZEK (1983): Eine neue Lockstoff-Falle zur Bekämpfung von rinden- und holzbrütenden Borkenkäfern. - *Forst- und Holzwirt* 38, 105-112.
- NIETHAMMER, J., F. KRAPP (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Bd. 1. Rodentia I. - Akad. Verlagsges. Wiesbaden.
- NIETHAMMER, J., F. KRAPP (1982): *Handbuch der Säugetiere Europas* Bd. 2/I. Rodentia II. - Akad. Verlagsges. Wiesbaden.
- NIETHAMMER, J., F. KRAPP (1990): *Handbuch der Säugetiere Europas* Bd. 3/I. Insectivora, Primates. - Aula. Wiesbaden.
- OBERDORFER, E. (1973): Die Gliederung der Epilobietea angustifolii-Gesellschaften am Beispiel süd-deutscher Vegetationsaufnahmen. - *Acta Bot. Acad. Scient. Hungar.* 19, 235-253.
- OBERDORFER, E. (1978): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*, Teil I. - 2. Aufl. Stuttgart: G. Fischer, 311 S.
- OBERDORFER, E. (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*, Teil IV. - 2. Aufl. Stuttgart: G. Fischer, 282 S.
- OBERDORFER, E. (1993): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*, Teil II. - 3. Aufl. Stuttgart: G. Fischer, 355 S.
- OBERDORFER, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. - 7. Aufl., 1050 S. Ulmer, Stuttgart.
- OBRTTEL, R. (1973): Animal food of *Apodemus flavicollis* in a lowland forest. - *Zool. listy* 22, 15-29.
- OBRTTEL, R. (1974): Comparison of animal food eaten by *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* in a lowland forest. - *Zool. listy* 23, 35-46.
- ODUM, E. (1980): *Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven*. - 208 S. BLV Verlagsges., München.
- OEHLER, H. (1989): *Waldgeschichte. Regionale Waldbaurichtlinien*. Wuchsbezirksgruppe 6/05 Mittlere Donaualb. - Landesforstverwaltung Bad.-Württ., Stuttgart.
- OTT, J. (1952): *Geschichte des Forstbezirkes Baidnt unter besonderer Berücksichtigung des Besitzstandes*. - Referendararbeit, unveröff; Baidnt.
- OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. - 391 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- PARKE, J. L., R. G. LINDERMAN, J. M. TRAPPE (1984): Inoculum potential of ectomycorrhizal fungi in forest soil from southwest Oregon and northern California. - *For. Sci.* 30, 300-304.

## Literatur

- PASSARGE, H. (1970): Zur Kenntnis der Vegetationsfolge nach Kahlschlag, eine Voraussetzung für die rationelle Unkrautbekämpfung. - Arch. Forstwes. 19, 269-276.
- PASSARGE, H. (1981): Zur Gliederung mitteleuropäischer Epilobietea angustifolii. - Folia Geobot. Phytotax. 16, 265-291.
- PASSARGE, H. (1984): Mitteleuropäische Waldschlagrasen. - Folia Geobot. Phytotax. 19, 337-380.
- PEARCY, R. W., E.-D. SCHULZE, R. ZIMMERMANN (1989): Measurement of transpiration and leaf conductance. - In: PEARCY, R. W., J. R. EHLERINGER, H. A. MOONEY, P. W. RUNDEL (Eds.): Plant Physiological Ecology. Field methods and instrumentation. 457 S. Chapman and Hall, London, New York.
- PERRY, D. A., M. P. AMARANTHUS, J. G. BORCHERS, S. L. BORCHERS, R. E. BRAINERD (1989): Bootstrapping in ecosystems. - Bio Science 39, 230-237.
- PERRY, D. A., R. MOLINA, M. P. AMARANTHUS (1987): Mycorrhizae, mycorrhizospheres and reforestation: current knowledge and research needs. - Can. J. Forest Res. 17, 929-940.
- PETERSON, C. J., W. P. CARSON, B. C. McCARTHY, S. T. A. PICKETT (1990): Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. - Oikos 58, 39-46.
- PETERSON, C. J., S. T. A. PICKETT (1990): Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. J. Veg. Sc. 1, 657-662.
- PETERSON, C.J., S.T.A. PICKETT (1995): Forest reorganization: a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. - Ecology 76, 763-774.
- PFARR, U., J. SCHRAMMEL (1991): Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. - Parey, Hamburg, Berlin.
- PFEFFER, K.-H. (1993): Geoökologische Bestandsaufnahme des oberflächennahen Untergrundes ausgewiesener Sturmwurfflächen für anwendungsorientierte Forschungen in Waldökosystemen. - Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., PAÖ 7, 351-362, Karlsruhe.
- PFLEGER, F. L., R. G. LINDERMAN (1994): Mycorrhizae and plant health. - 344 S. APS Press St. Paul, Minnesota.
- PIELOU, E. L. (1974): Population on community ecology. Principles and methods. - New York.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. - 463 S. Fischer, Jena.
- PLATEN, R., T. BLICK, P. SACHER, A. MALTEN (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae). - Arachnol. Mitt. 11, 5-31.
- POSTNER, M. (1974): Scolytidae. In SCHWENKE, W.: Die Forstschädlinge Europas Band 2. - S. 334-482. Parey, Hamburg, Berlin.
- POTT, R. (1992): Nacheiszeitliche Entwicklung des Buchenareals und der mitteleuropäischen Buchenwaldgesellschaften. - Naturschutzzentrum NRW. Seminarber. 12, 6-18.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., 622 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- PRÖBSTING, T., D. MÜNCH (1994): Photogrammetrische Kartierung der Stammverteilung von Sturmwurfflächen aus Luftbildern. - Veröff. PAÖ.
- QIAN, X.-M., I. KOTTKE, F. OBERWINKLER (1997): Influence of liming and acidification on the activity of mycorrhizal communities in a *Picea abies* ([L.] KARST.) stand. - Plant Soil (in press).
- RAFFA, K. F. (1991): Temporal and spatial disparities among bark beetles, predators, and associates responding to synthetic bark beetle pheromones: *Ips pini* (Coleoptera: Scolytidae) in Wisconsin. - Env. Entom. 20, 1665-1679.
- RAISCH, W. (1983): Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald). - Freiburger Bodenkdl. Abh. 11, 239 S.
- RAUH, J., M. SCHMITT (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. - Forstw. Cbl. 110, 114-127.

- REHFUESS, K. E. (1969): Ernährungszustand und Kernfäulebefall älterer Fichtenbestände auf der Schwäbischen Alb". - In: Mitt. Verein Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzücht., 6-19.
- REIF, A., M. PRZYBILLA (1996): Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Hochlagen des Nationalparks "Bayerischer Wald". - *Hoppea*, 56, 467-514.
- REMY, P. (1936): Beitrag zur Fauna der Myriapoden Deutschlands, mit Beschreibung neuer Arten. - *Zool. Anz.* 116, 151-161.
- RENVALL, P. (1995): Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. - *Karstenia* 35, 1-51.
- REXER, K.-H., G. KOST (1989): Zur Systematik der agaricoiden Hymenomyceten I. Zur Morphologie, Anatomie und Ontogenese der Fruchtkörper von *Megacollybia*, *Oudemansiella*, *Strobilurus*. - *Z. Mykol.* 55, 207-240.
- RICARD, J. L. (1970): Biological control of *Fomes annosus* in Norway spruce (*Picea abies*) with immunizing commensals. - 50 S. *Studia forestalia suecica*, Stockholm.
- RIEDER, N. 1997: Angewandte Ökologie als Nachhaltigkeitsmodell: Eine Bilanz der ersten Förderphase PAÖ. - Veröff. PAÖ 22, 17-22, Karlsruhe.
- RIETH, G. A. (1973): Im Wandel der Geschichte - Ur- und Frühgeschichte. - In: *Der Kreis Biberach*, Hrsg. Landrat P. Heckmann, Stuttgart, Aalen.
- RIFAI, M. A. (1969): A revision of the genus *Trichoderma*. - *Mycol. Pap.* 116, 1-56.
- ROLL-HANSEN F., H. ROLL-HANSEN (1979): Microflora of sound-looking wood in *Picea abies* stems. - *Eur. J. For. Path.* 9, 308-316.
- ROLL-HANSEN F., H. ROLL-HANSEN (1980): Microorganismen which invade *Picea abies* in seasonal stem wounds. II. Ascomycetes, Fungi imperfecti, and Bacteria. General discussion, Hymenomycetes included. - *Eur. J. For. Path.* 10, 396-410.
- ROMME, W. H., D. H. KNIGHT, J. B. YAVITT (1986): Mountain pine beetle outbreaks in the Rocky Mountains: regulators of primary productivity? - *American Naturalist* 127, 484-494.
- ROTH, R. (1961): Konstruktive und thermodynamische Eigenschaften des Piche-Evaporimeters. - *Arch. Meteorol., Geophys. und Biokim.* 11, 108.
- ROTHMUND, D., H. BUCK, K. ZINTZ, H. RAHMANN (1992): Eignen sich Käfergesellschaften zur Indikation des Sukzessionsgrades von Kiesgruben? - *Hohenheimer Umwelttagung* 24.
- RUNKLE, J. R. (1985): Disturbance Regimes in Temperate Forests. - In: PICKETT, S. T. A., P. S. WHITE (Eds.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. S. 17-33. Academic Press, Inc. Orlando, San Diego, New York.
- RYSER, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich 104, 71 S.
- SAMUELS, G. J. (1996): *Trichoderma*: a review of biology and systematics of the genus. *Mycol. Res.* 100, 923-935.
- SAYER, U. (1993): Sukzession auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg - Diplomarbeit (unveröff.) Freiburg: Institut für Waldbau. 85 S.
- SAYER, U., A. REIF (in Vorber.): Entwicklung der Vegetation der Sturmwurfflächen im überregionalen Vergleich. Univ. Freiburg Manuskript (unveröff.).
- SCHAAL, R. (1994a): Waldgeschichtliche Erhebungen im Forstbezirk Münsingen als Beitrag zur Waldbauplanung. - In: Mitt. Verein Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtung, 37, 61-65, Stuttgart.
- SCHAAL, R. (1994b): Der Gemeindewald Wolfschlugen im 19. und 20. Jahrhundert. - In: BLEICH, K. E. et al./SCHAAL, R.: *Wolfschlugen - die Gemeinde und ihre Geschichte*; S. 151-159, Stuttgart.

## Literatur

- SCHAETZL, R. J., D. L. JOHNSON, S. F. BURNS, T. W. SMALL (1989): Tree uprooting: review of terminology, process, and environmental implications. - *Can. J. For. Res.* 19, 1-11.
- SHELLER, U. (1996): Some Symphyla and Paupoda (Myriapoda) from south-western Germany. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde Naturschutz N.F.* 8, 261-265.
- SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. *Schr.r. Bayer. Staatsmin. ELF* 12, 188.
- SCHLENKER, G., S. MÜLLER und Mitarbeiter (1973-1975): Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg. - *Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtung*, I (1973) - 23, 3-66; II (1975) - 24, 3-38.
- SCHMIDT-SCHÜTZ, A., J. HUSS (1996): Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen mit Hilfe von Pioniergehölzen - *Veröff. PAÖ* 22, 138-152.
- SCHMIDT-SCHÜTZ, A., J. HUSS (1996): Gelenkte Sukzessionen mit Hilfe von Pioniergehölzen als Alternativen zu Kahlfächenaufforstungen. - *Veröff. PAÖ* 16, 307-324.
- SCHMIDT-SCHÜTZ, A., J. HUSS (1997): Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen mit Hilfe von Pioniergehölzen. - *Veröff. PAÖ* 22, 137-152.
- SCHMIEDEKNECHT, O. (1930): Die Hymenopteren Nord- und Mitteleuropas. - 2. Aufl., 1062 S. Fischer, Jena.
- SCHNEIDER, O. (1993): Der oberflächennahe Untergrund der Sturmwurffläche Bad Waldsee - eine von hydromorphen Bedingungen geprägte Catena im Jungmoränengebiet Oberschwaben. - *Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., PAÖ* 7, 363-372, Karlsruhe.
- SCHOLANDER, P. F. et al. (1964): Hydrostatic pressure and osmotic potential in leaves of Mangroves and some other plants. - *Proc. Nat. Acad. of Science* 52, 119-125.
- SCHÖLCH, M., M. EH, G. KENK (1994): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen. - *AFZ* 2, 92-95.
- SCHÖNENBERGER, W., H. KASPER, R. LÄSSIG (1992): Forschungsprojekte zur Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen. - *Schweiz. Z. Forstwes.* 143, 829-847.
- SCHÖNENBERGER, W., R. LÄSSIG (1992): Forschungsprojekte zur Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen. - *Schweiz. Z. Forstwes.* 143, 829-847.
- SCHÖNENBERGER, W., N. KUHN, R. LÄSSIG (1995): Forschungsziele und -projekte auf Windwurf-flächen in der Schweiz. - *Schweiz. Z. Forstwes.* 146, 859-862.
- SCHÖNHAR, S. (1971): Untersuchungen über die Ausbreitung von *Fomes annosus* in Fichtenbeständen 1. Generation auf ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen. - In: *Mitt. Verein Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtung*, S. 3-8, Stuttgart.
- SCHÖNHAR, S. (1984): Infektionsversuche an Fichten- und Kiefernkeimlingen mit aus Feinwurzeln von Nadelbäumen häufig isolierten Pilzen. - *AFZ* 155, 191-192.
- SCHREINER, M., E. ALDINGER, P. BANTLE (1996): Standort und Sturmwurf 1990, dargestellt am Östlichen Odenwald und Nordöstlichen Schwarzwald. - *Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtung* 38, 27-36.
- SCHREINER, M., U. GRUNERT (1998): Brombeeren in den Wäldern Baden-Württembergs. - *AFZ* 53, 223-227.
- SCHROPP, G., J. SCHMID, A. BOGENRIEDER (1996): Populationsbiologische Untersuchungen der Sukzessionsvorgänge auf Sturmwurf-flächen: Mikroklima und Wasserhaushalt auf geräumten und ungeräumten Flächen in Bebenhausen. - *Veröff. PAÖ* 16, Karlsruhe.
- SEBALD, O., S. SEYBOLD, G. PHILIPPI (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs Band 1. - 613 S. E. Ulmer, Stuttgart.

- SELLENSCHLO, U. (1986): Beifänge in Borkenkäfer-Pheromonfallen in Norddeutschland. - Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz 59, 148-152.
- SEMMELE, A. (1973): Periglaziale Umlagerungszonen auf Moränen und Schotterterrassen der letzten Eiszeit im deutschen Alpenvorland. - Z. Geomorphol., N.F., Suppl. Bd. 17, 118-132, Berlin, Stuttgart.
- SHANNON, C. E. (1976): Die mathematische Theorie der Kommunikation. - In: SHANNON, C. E., W. WEAVER: Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. S. 41-143. Oldenbourg, München.
- SMALLIDGE, P. J., D. J. LEOPOLD (1994): Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). - Forest Ecology and Management 98, 1-15.
- SPELDA, J. (1996): Die Hundert- und Tausendfüßerfauna von Wacholderheiden im Landkreis Calw und ihre Reaktion auf unterschiedliche Pflegemaßnahmen (Chilopoda, Diplopoda). - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 88, 289-320.
- SPELDA, J. (im Druck): Provisorische Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda). - In: KÖPPEL, C., E. RENNWALD, N. HIRNEISEN (Hrsg.): Rote Listen auf CD-ROM.
- SPERBER, G. (1994): Wald, Forstwirtschaft und Naturschutz, BN-Position. - Bund Naturschutz in Bayern 8.
- SPITZBERGER, F. (1964): Zur Ökologie und Bionomie der Spitzmäuse (Mammalia, Soricidae) der Donauauen oberhalb und unterhalb Wiens. - Diss. Univ. Wien.
- SPURR, S. H. (1956): Natural restocking of forests following the 1938 hurricane in Central New England. - Ecology 37, 443-451.
- SSYMANK, A. (1991): Die funktionale Bedeutung des Vegetationsmosaiks eines Waldgebietes der Schwarzwaldvorbergzone für blütenbesuchende Insekten - untersucht am Beispiel der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae). - Phytocoenologia 19, 307-390.
- STEBING, L., A. FANGMEIER (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. - 205 S. Stuttgart, Ulmer.
- STÖCKLIN, J. (1992): Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen - eine Übersicht. - Bot. Helv. 102, 3-21.
- STOLZ, T. (1995): Dokumentation der Verjüngung sämtlicher Baumarten im Bannwald "Silbersandgrube" ("Forstbezirk Bebenhausen). - Im Auftrag der Landesforstverw. Bad.-Württ., o.p. Hinterlegt bei der FVA Bad. Württ., Abt. BuS.
- STOLZ, T. (1995): Dokumentation der Verjüngung sämtlicher Baumarten im Bannwald "Bayrischer Schlag" ("Forstbezirk Waldsee). - Im Auftrag der Landesforstverw. Bad.-Württ., o.p. Hinterlegt bei der FVA Bad. Württ., Abt. BuS.
- STOLZ, T. (1995): Dokumentation der Verjüngung sämtlicher Baumarten im Bannwald "Fohlenhaus" ("Forstbezirk Langenau). - Im Auftrag der Landesforstverw. Bad.-Württ., o.p. Hinterlegt bei der FVA Bad. Württ., Abt. BuS.
- STONE, J., O. PETRINI (1997): Endophytes of forest trees: a model for fungus-plant interaction.. - In : ESSER, K., P.A. LEMKE: The Mycota. Volume V, Part B: CARROLL, G.C., P. TUDZYNSKI: Plant Relationships. S. 129-140. Springer.
- STUMPP, J. (1990): Zur Ökologie einheimischer Proturen (Arthropoda: Insecta) in Fichtenforsten. - Zool. Beitr. N.F. 33, 345-432.
- STURM, H. (1959): Die Nahrung der Proturen. - Die Naturwissenschaften 46, 90-91.
- SZYSKO, J. (1990): Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocenoses based on an analysis of the fauna of epigeic Carabidae. - 96 S. Warsaw Agricult. Univ. Press. Warszawa.

## Literatur

- THIEDE, U. (1977): Quantitative Untersuchungen an Insektenpopulationen in Fichtenforsten des Solling. - Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976, 139-144.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environment. - 369 S. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- THOMAS, J., R. MILLER, R. ANDERSON, B. CARTER (1979): Plant communities and successional stages. - In: THOMAS: Wildlife habitats in managed forests. S. 22-39. USDA Forest Serv. Agric. Handbook 553.
- THOMPSON, K., J. P. BAKKER, R. M. BEKKER (1997): The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity. - 223 S. University Press, Cambridge.
- TRAUTNER, J. (1991): Laufkäfer - Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. S. 145-162. - In: TRAUTNER, J.: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Ökologie in Forschung und Anwendung 5. Margraf. Weikersheim.
- TRAUTNER, J., G. MÜLLER-MOTZFELD (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer - eine Übersicht für die deutschen Bundesländer. - Natursch. Landschaftsplanung 27, 96-105 + Beil.
- TRUNK, J. J. (1788): Neues, vollständiges Forstlehrbuch. - 632 S. 1788, Faksimiledruck.
- TURIN, H., K. ALDERS, P. J. DEN BOER, S. VAN ESSEN, T. H. HEIJERMAN, W. LAANE, E. PENTERMAN (1991): Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. - Tijdschr. Entomol. 134, 279-304.
- TÜXEN R., H. ELLENBERG (1937): Der systematische und der ökologische Gruppenwert. - 81.-87. Jb. Naturhist. Ges. Hannover f. d. Jahre 1929/30 bis 1935/36: 171-184.
- VAN ANDEL, J., J. P. VAN den BERG (1987): Disturbance of grasslands. - In: VAN ANDEL, J., J. P. BAKKER, R. W. SNAYDON (Hrsg.) Disturbance in grasslands, Geobotany 10, 3-13, Junk Publ., Dordrecht.
- VASILIAUSKAS, R., J. STENLID, M. JOHANSSON (1996): Fungi in bark peeling wounds of *Picea abies* in central Sweden. - Eur. J. For. Path. 26, 285-296.
- VILLINGER, B. (1979): Regionale waldbauliche Richtlinien und Übersicht für die Ostalb. - Forstverwaltung Bad.-Württ. (unveröff.). 54 S.
- VITÉ, J. P. (1952): Die holzzerstörenden Insekten Mitteleuropas. Textband. - Musterschmid. Göttingen.
- WAGNER, E. (1981): Das Rentierjägerlager an der Schussenquelle bei Schussenried, Kr. Biberach. - In: Kulturdenkmale in Baden-Württemberg - Blatt 48, Hrsg. Landesdenkmalamt Bad.-Württ., Stuttgart.
- WAGNER, E. (1988): Das Alt- und Mittelpaläolithikum in Württemberg. - In: PLANCK, D.: Archäologie in Württemberg - Ergebnisse und Perspektiven archäologischer Forschung von der Altsteinzeit bis zur Neuzeit, 558 S. Stuttgart.
- WALDENSPUHL, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Schr.r. Inst. Landespf. Univ. Freiburg 17, 261.
- WARNCKE, K., P. WESTRICH (1984): Rote Liste der Bienen (Apoidea). - In: BLAB, J., E NOWAK, W. TRAUTMANN, H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - 4. Aufl., S. 50-52. Kilda, Greven.
- WEHRBERGER, K. (1989): Ur- und Frühgeschichte. - In: Der Alb-Donau-Kreis; Hrsg. Landesarchivdirektion Bad.-Württ. in Verbindung mit dem Alb-Donau-Kreis, Sigmaringen.
- WEISS, J. (1989): Zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes im Waldlebensraum. - Seminararb. Naturschutzzentrum NRW, Naturschutz und Waldbau, NZNRW 3.

- WERMELINGER, B., P. DUELLI, M. OBRIST, O. ODERMANN, M. SEIFERT (1995): Die Entwicklung der Fauna auf Windwurfflächen mit und ohne Holzlückung. - Schweiz. Z. Forstwesen 11, 913-928.
- WERNER, H. (1960): Erläuterungen zur Standortskarte des Staatswaldes Tübingen.
- WERNER, H. (1971): Untersuchungen über die Einflüsse des Standorts und der Bestandesverhältnisse auf die Rotfäule (Kernfäule) in Fichtenbeständen der Mittleren Alb. - Mitt. Verein Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtung, S. 9-48, Stuttgart.
- WHITNEY, R. D. (1995): Root-rotting fungi in white spruce, black spruce and balsam fir in northern Ontario. - Can. J. For. Res. 25, 1209-1230.
- WICHMANN, H. (1954): Kleinsäuger als Feinde des Buchdruckers, *Ips typographus* (Linné 1758), Coleoptera. - Säugetierk. Mitt. 2, 60-66.
- WIEHLE, H. (1956): Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae), 28. Familie Linyphiidae - Baldachin-spinnen. - In: DAHL, H.: Die Tierwelt Deutschlands 44, 337 S. Fischer, Jena.
- WIEHLE, H. (1960): Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae) XI: Micryphantidae - Zwergspinnen. - In: DAHL, H.: Die Tierwelt Deutschlands 47, 620 S. Fischer, Jena.
- WIGGER, H. (1995): Ethologische und ökologische Aspekte der Räuber-Beute-Beziehung zwischen dem Borkenkäferläufer *Nemosoma elongatum* L. (Coleoptera: Ostomidae) und dem Kupferstecher *Pityogenes chalcographus* L. (Coleoptera: Scolytidae). - Diss. Univ. Göttingen.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. - Veröff. d. Geobot. Inst. ETH. Heft 90, 232 S., Zürich.
- WILLIG, J. (1994): Naturwaldforschung auf Windwurfflächen. - AFZ 49, 583-585.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. - 5. Aufl., 479 S. UTB, Quelle und Meyer, Heidelberg.
- WILMANN, O., A. SCHWABE-BRAUN, M. EMTER (1979): Struktur und Dynamik der Pflanzengesellschaften im Reutwaldgebiet des mittleren Schwarzwaldes. - Documents pytosociologiques N.S. IV, 983-1024.
- WILMANN, O., D. GOETZE, S. A. WOTKE (1995): Zu Sinn und Methodik populationsbiologischer Untersuchungen nach Schlag und Sturmwurf. - Veröff. PAÖ 12, 103-115, Karlsruhe.
- WINTERHOFF, W. (1984): Analyse der Pilze in Pflanzengesellschaften, insbesondere der Makromyceten. - In: KNAPP, R.: Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. S. 227-248. Junk Publ., The Hague.
- WOHLGEMUTH, T., N. KUHN, P. LÜSCHER, P. KULL, H. WÜTHERICH (1995): Vegetations- und Bodendynamik auf rezenten Windwurfflächen in den Schweizer Nordalpen. Schweiz. Z. Forstw. 146, 873-891.
- WOLK, E. (1969): Body weight and daily food intake in captive shrews. - Acta theriol. 14, 35-47.
- WOTKE, S. A. (1995): Populationsbiologische und vegetationskundliche Untersuchungen zur Entwicklung von Schlagvegetation in Tieflagenwäldern. Diplomarb. Fak. f. Biologie Univ. Freiburg i. Br. 133 S. + Anh.
- ZAR, J. H. (1984): Biostatistical Analysis. - 2. Aufl., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- ZEYHER, M. (1938): Der Schönbusch. Waldwirtschaftsgeschichte eines alten Reichsforstes. - 208 S. Stuttgart.
- ZÖTTL, H. W. (1995): Waldschäden und Ursachen. - Elektrizitätswirtschaft, Jg. 94, Heft 9, 514-517.
- ZUKRIGL, H., G. ECKHART, J. NATHER (1963): Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. - Mitt. Forstl. Bundesvers.anst. Maria-brunn 62, 244 S., Wien.

## Autoren

## Autoren

Sofern Ko-Autoren nicht im Autorenverzeichnis erwähnt werden, gilt die Anschrift des Hauptautors.

BECK, Dipl. Bio. Michaela  
Eyachstr. 4  
71065 Sindelfingen

BECKER, Thilo  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Abteilung Waldschutz  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

BELLMANN, Dr. Heiko  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

BOGENRIEDER, Prof. Dr. Arno  
Universität Freiburg  
Institut für Biologie II  
Lehrstuhl Geobotanik  
Schänzlestr. 1  
79104 Freiburg i. Br.

BÜCKING, Dr. Winfried  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

EBERHARDT, Ursula  
Universität Tübingen  
Botanisches Institut  
Spezielle Botanik/Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1  
72076 Tübingen

FISCHER, Prof. Dr. Anton  
Ludwig-Maximilians-Universität München  
Forstwissenschaftliche Fakultät  
Lehrbereich Geobotanik  
Am Hochanger 13  
85354 Freising

FUNKE, Prof. Dr. Werner  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

HETZEL, Dr. Gerhard  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Waldbau-Institut  
Tennenbacherstr. 4  
79085 Freiburg i. Br.

HONOLD, Dr. Angelika  
Universität Tübingen  
Botanisches Institut  
Spezielle Botanik/Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1  
72076 Tübingen

HUSS, Prof. Dr. Jürgen  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Waldbau-Institut  
Tennenbacherstr. 4  
79085 Freiburg i. Br.

KENTER, Dipl. Biol. Barbara  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

KOCH, Prof. Dr. Barbara  
Universität Freiburg  
Institut für Forstökonomie  
Abt. Fernerkundung und  
Landschaftsinformationssysteme  
Tennenbacher Str. 4  
79085 Freiburg i. Br.

KOLLMANN, Dr. Johannes  
Geobotanisches Institut  
ETH Zürich  
Zürichbergstr. 38  
CH 8044 Zürich

KOPF, Dipl. Biol. Alexander  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

KOTTKE, Dr. Ingrid  
Universität Tübingen  
Botanisches Institut  
Spezielle Botanik/Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1  
72076 Tübingen

KRAUB, Dipl. Biol. Jochen  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

KUMPF, Artur  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

MÜLLER, Dr. Karl-Heinz  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

MÜNCH, Dr. Dieter  
Universität Freiburg  
Institut für Forstökonomie  
Abt. Fernerkundung und  
Landschaftsinformationssysteme  
Tennenbacher Str. 4  
79085 Freiburg i. Br.

OBERWINKLER, Prof. Dr. Franz  
Universität Tübingen  
Botanisches Institut  
Spezielle Botanik/Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1  
72076 Tübingen

PFEFFER, Prof. Dr. Karl-Heinz  
Universität Tübingen  
Geographisches Institut  
Physische Geographie  
Hölderlinstr. 12  
72074 Tübingen

PRÖBSTING, Dr. Thea  
Universität Freiburg  
Institut für Forstökonomie  
Abt. Fernerkundung und  
Landschaftsinformationssysteme  
Tennenbacher Str. 4  
79085 i. Br.

REIF, Prof. Dr. Albert  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Waldbau-Institut  
Tennenbacherstr. 4  
79085 Freiburg i. Br.

REXER, Dr. Karl-Heinz  
Philipps-Universität-Marburg  
Fachbereich Biologie  
Spezielle Botanik & Mykologie  
Karl-von-Frisch-Str.  
35032 Marburg

SAYER, Dipl. Forst. Uwe  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Waldbau-Institut  
Tennenbacherstr. 4  
79085 Freiburg i. Br.

## Autoren

SCHELSHORN, Heinz  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

SCHAAL, Dipl. Forst. Reinhold  
Universität Tübingen  
Geographisches Institut  
Physische Geographie  
Hölderlinstr. 12  
72074 Tübingen

SCHMIDT-SCHÜTZ, Dr. Anette  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Waldbau-Institut  
Tennenbacherstr. 4  
79085 Freiburg i. Br.

SCHMID, Jennifer  
Universität Freiburg  
Institut für Biologie II  
Lehrstuhl Geobotanik  
Schänzlestr. 1  
79104 Freiburg i. Br.

SCHROPP, Gabriel  
Universität Freiburg  
Institut für Biologie II  
Lehrstuhl Geobotanik  
Schänzlestr. 1  
79104 Freiburg i. Br.

SCHRÖTER, Dr. Joachim  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Abteilung Waldschutz  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

SCHÜLER, Guido  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Wonnhaldestraße 4  
79100 Freiburg

SPELDA, Dipl. Biol. Jörg  
Staatliches Museum für Naturkunde  
Erbprinzenstr. 13  
76133 Karlsruhe

STOLZ, Tilman  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg (FVA) Freiburg  
Wonnhaldestr. 4  
79100 Freiburg i. Br.

WALTER, Lutz  
Universität Tübingen  
Botanisches Institut  
Spezielle Botanik/Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1  
72076 Tübingen

WERTH, Dipl. Biol. Henning  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

WERTH, Silke  
Alte Poststr. 13  
85356 Freising

WILHELM, Dipl. Biol. Pia  
Universität Ulm  
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere  
Albert-Einstein-Allee 11  
Oberer Eselsberg  
89081 Ulm

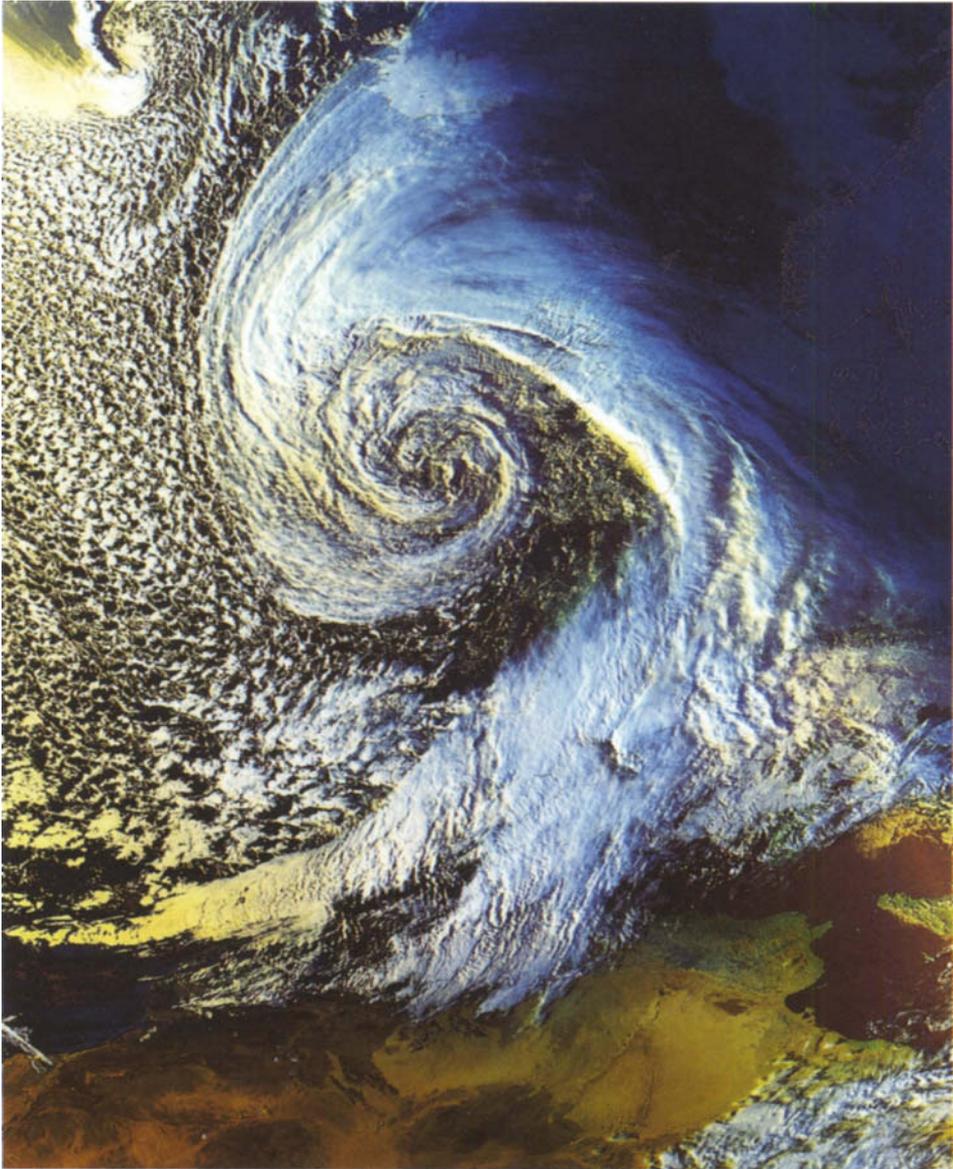
WILMANN, Prof. em. Dr. Otti  
Institut für Biologie II  
Lehrstuhl Geobotanik  
Schänzlestr. 1  
79104 Freiburg i. Br.

**Anhang: Farbtafeln**

## **Farbtafeln**

### **Farbtafel-Übersicht:**

- Tafel 1: Der Sturm Vivian über Europa
- Tafel 2: Forstliche Standortskarten der Sturmwurfflächen Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee
- Tafel 3: Luftbild der Sturmwurffläche im Bannwald Bebenhausen
- Tafel 4: Vergleich von terrestrischer und photogrammetrischer Einmessung
- Tafel 5: Überlagerung des Infrarot-Luftbildes mit den im analytischen Stereoauswertegerät kartierten liegenden Stämmen
- Tafel 6: Probekreis-Stratifizierung der Sturmwurffläche Bebenhausen
- Tafel 7: Geriefter Trichterling und Kultur des Hallimasch
- Tafel 8: Rotrandiger Baumschwamm und Wurzelschwamm
- Tafel 9: Beintaster und Zwergfüßer
- Tafel 10: Pinselfüßer und Springschwanz
- Tafel 11: Saftkugler und Steinläufer
- Tafel 12: Radnetzspinne und Baldachinspinne
- Tafel 13: Buchdrucker und Kupferstecher
- Tafel 14: Totholzselektoren und Lebend-Bodenfalle

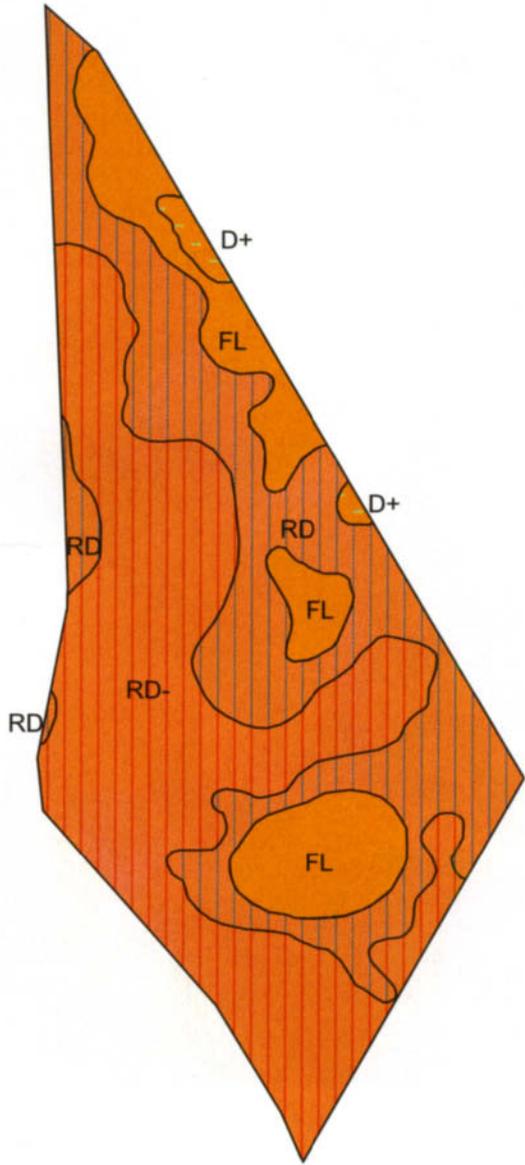


**Tafel 1:** Der Sturm „Vivian“ zur Mittagszeit (12.32 UTC) des 26.2.1990 über Europa mit Kern über dem südlichen Norwegen. Über England und Frankreich stößt die an der aufgelockerten Bewölkung erkennbare Kaltluft mit hoher Geschwindigkeit nach Mitteleuropa vor. NOAA/AVHRR. Mit Genehmigung der DLR Oberpfaffenhofen.

**Farbtafeln**

**Sturmwurffläche  
Bebenhausen  
(Bannwald  
Silbersandgrube)**

- 1.) RD
- 2.) RD-
- 3.) FL
- 4.) D+



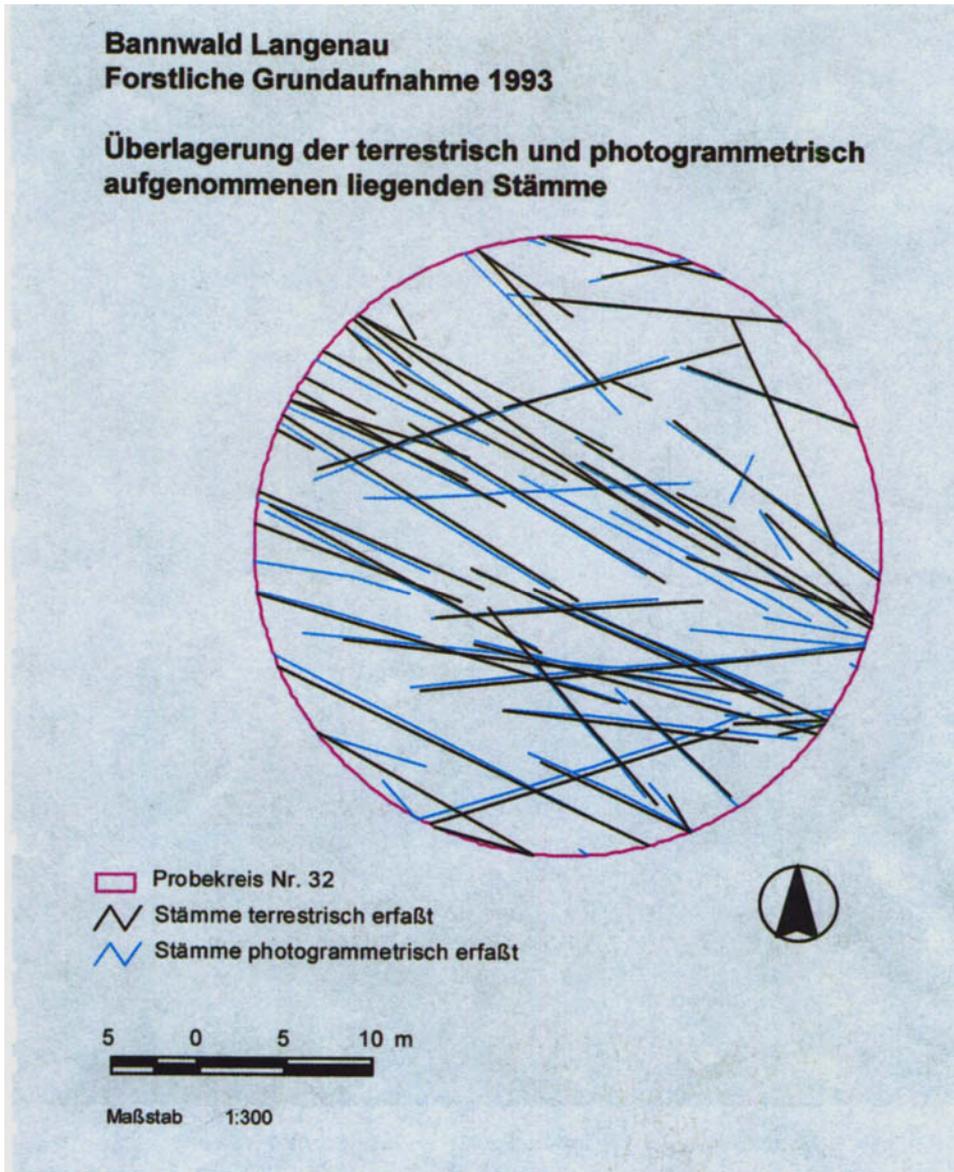
**Tafel 2:** Forstliche Standortskarten der Sturmwurfflächen Bebenhausen, Langenau und Bad Waldsee. Ergebnis der Standorts-Feinkartierung.



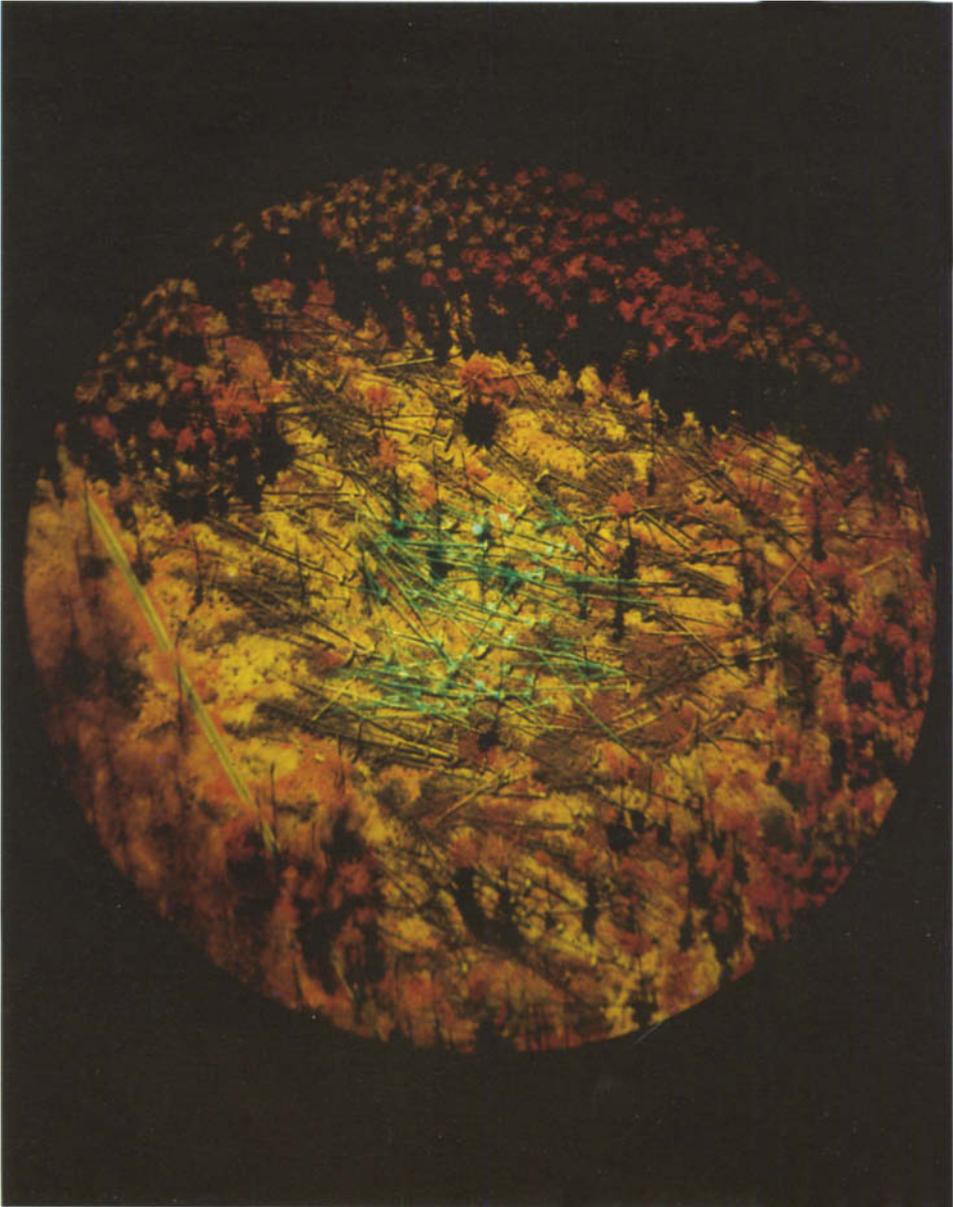
**Farbtafeln**



**Tafel 3:** Luftbild der Sturmwurffläche im Bannwald Bebenhausen; Frühjahr 1996.



**Tafel 4:** Vergleich von terrestrischer und photogrammetrischer Einmessung. Quelle: FVA Baden-Württemberg.



**Tafel 5:** Überlagerung des Infrarot-Luftbildes mit den im analytischen Stereoauswertegerät kartierten liegenden Stämmen. Die Position von Wurzeltellern wurde durch eine Punktmessung dokumentiert.



**Tafel 6:** Probekreis-Stratifizierung der Sturmwurffläche Bebenhausen. Überlagerung der Luftbildinformation mit der Lage der Probekreise in einem Geographischen Informationssystem (Luftbild vom 20.04.1993; bearbeitet von FVA Baden-Württemberg durch W. Ahrens und T. PISOKE).

**Farbtafeln**

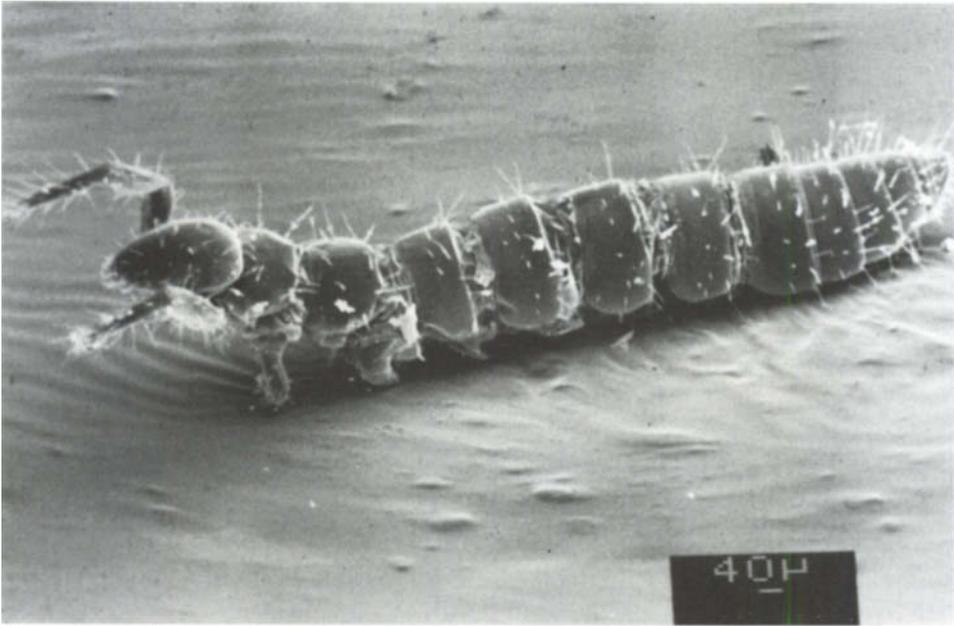


**Tafel 7:** *Clitocybe vibecina* (oben; Foto: Rexer), der Geriefte Trichterling, ein Spezialist für den Abbau von Nadelstreu und Kultur des Hallimasch (*Armillaria* spec., unten; Foto: Nepomuceno) auf Malzmedium; typisch ist die Ausbildung von "Rhizomorphen", die an Wurzeln erinnern und auch eine entsprechende Aufgabe erfüllen.



**Tafel 8:** *Fomitopsis pinicola* (oben; Foto: Honold), der Rotrandige Baumschwamm, ein typischer Saprophyt des Fichtentotholzes der belassenen Sturmwurfflächen und *Heterobasidion annosum* (unten; Foto: Honold), der Wurzelschwamm, ein praxisrelevanter Parasit auf Fichtentotholz.

**Farbtafeln**



**Tafel 9:** Beintaster (Protura, oben; Foto: Stumpp) Länge ca. 1,5 mm, REM-Aufnahme und Zwergfüßer (Symphyla, unten; Foto: Bellmann) Länge ca. 4 mm.



**Tafel 10:** Pinselfüßer (*Polyxenus lagurus*, oben; Foto: Bellmann) Länge ca. 3 mm und Springschwanz (*Orchesella flavescens*, unten; Foto: Bellmann) Länge ca. 5 mm.

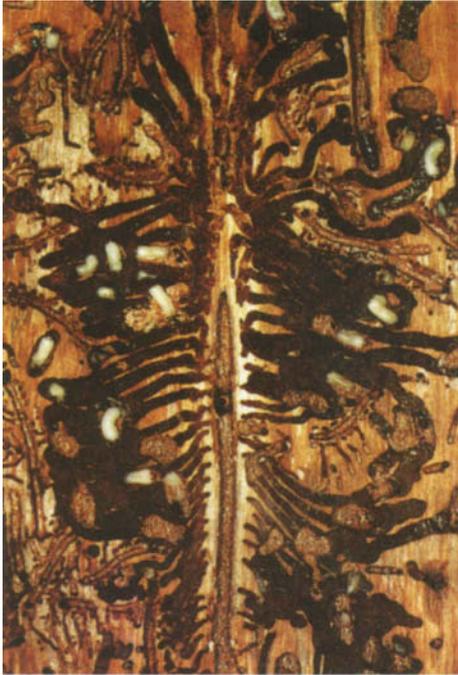
**Farbtafeln**



**Tafel 11:** Saftkugler (*Glomeris hexsticha*, oben; Foto: Bellmann) Länge ca. 12 mm und Steinläufer (*Lithobius forficatus*, unten; Foto: Bellmann).



**Tafel 12:** Radnetzspinne (*Araneus alsine*, oben; Foto: Bellmann) und Baldachinspinne (*Walckenaeria acuminata* mit Augenhügel, unten; Foto: Bellmann).



**Tafel 13:** Buchdrucker (*Ips typographus*). Oben links: Fraßbild (Muttergang mit Larvengängen). Unten links: Larven mit parasitierenden Hymenopterenlarven. Rechts: Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*), Muttergänge mit Larvengängen (alle Fotos: Bellmann).



**Tafel 14:** Totholzelektoren mit lichtdurchlässigen Fangdosen (oben; Foto: Kopf) und Lebend-Bodenfalle (Fangrinne, unten; Foto: Kenter) bei Langenau.

Aus technischen Gründen bleibt diese Seite leer

# Umweltforschung in Baden-Württemberg

Die Reihe Umweltforschung in Baden-Württemberg besteht aus Forschungsberichten über vom Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg geförderte Projekte. Sie wird von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe betreut. Die Schriftenreihe wird in unregelmäßiger Folge mit aktuellen Forschungsberichten aus den Bereichen Abfallwirtschaft, Umwelt und Gesundheit, Ökotoxikologie, Luftreinhaltung, Bodenschutz, Ökobilanzen, Naturschutz und Landschaftsökologie sowie Gewässerschutz ergänzt.

Titelübersicht (Stand: Dezember 1998):

## Gewässerschutz

Böhmer, Rahmann

### Gewässerversauerung

Limnologische Untersuchungen zur Versauerung stehender Gewässer im Nordschwarzwald unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna  
240 Seiten, Dezember 1992

ISBN 3-609-65870-3

*vergriffen*

Forschungsgruppe Fließgewässer

### Fließgewässertypologie

Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene

224 Seiten, mit farbiger Faltkarte, November 1993

ISBN 3-609-65860-6 DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.)

### Saurer Regen

Probleme für Wasser, Boden und Organismen

309 Seiten, mit farbigen Faltkarten, November 1994,

ISBN 3-609-69480-7 DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

Hohmann, Konold

### Renaturierung von Fließgewässern

Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung an der Enz in Pforzheim

164 Seiten, Dezember 1995

ISBN 3-609-69400-9 DM 68,- / 8S 496,- / sFr 65,-

Steenken

### Die Grundwasserfauna

Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg

170 Seiten, Mai 1998

ISBN 3-609-69380-0 DM 68,- / 8S 496,- / sFr 65,-

## Naturschutz und Landschaftsökologie

Weller, Durwen

### Standort und Landschaftsplanung

Ökologische Standortkarten als Grundlage der Landschaftsplanung

187 Seiten, mit farbiger Faltkarte, April 1994

ISBN 3-609-65430-9 DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

Seiffert, Schweineköper, Konold

### Analyse und Entwicklung von Kulturlandschaften

Das Beispiel Westallgäuer Hügelland

471 Seiten, mit Faltkarten, November 1994

ISBN 3-609-65460-0 DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

Hartmann, Schuldes, Kübler, Konold

### Neophyten

Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten

310 Seiten, November 1994

ISBN 3-609-65450-3 DM 78,- / 8S 569,- / sFr 75,-

Bittlingmaier, Reinhardt, Siefermann-Harms (Hrsg.)

### Waldschäden im Schwarzwald

Ergebnisse einer interdisziplinären Freilandstudie zur montanen Vergilbung am Standort Freudenstadt/Schöllkopf

460 Seiten, November 1995

ISBN 3-609-69470-X DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

Böcker, Gebhardt, Konold, Schmidt-Fischer (Hrsg.)

### Gebietsfremde Pflanzenarten

Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope

Kontrollmöglichkeiten und Management

223 Seiten, Mai 1998 (2. Auflage)

ISBN 3-609-69410-6 DM 48,- / 8S 350,- / sFr 46,-

Gebhardt, Kinzelbach, Schmidt-Fischer (Hrsg.)

### Gebietsfremde Tierarten

Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope

Situationsanalyse

322 Seiten, März 1998 (2. Auflage)

ISBN 3-609-69420-3 DM 48,- / 8S 350,- / sFr 46,-

Poschlod, Tränkle, Böhmer, Rahmann

### Steinbrüche und Naturschutz

Sukzession und Renaturierung

514 Seiten, mit 2 Faltkarten, November 1997

ISBN 3-609-69370-3 DM 98,- / 8S 715,- / sFr 91,-

*Fortsetzung auf der nächsten Seite ⇨*

Raspe, Feger, Zöttl (Hrsg.)  
**Ökosystemforschung im Schwarzwald**  
Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und  
Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und  
Stoffhaushalt von Fichtenwäldern.  
Verbundprojekt ARINUS  
546 S., Oktober 1998  
ISBN 3-609-65900-9 DM 78,- / öS 569,- / sFr 75,-

Fischer (Hrsg.)  
**Die Entwicklung von Wald-Biozöosen nach  
Sturmwurf**  
436 S., Dezember 1998  
ISBN 3-609-65900-9 DM 78,- / öS 569,- / sFr 75,-

### **Bodenschutz**

Alberti, Hauk, Köhler, Storch (Hrsg.)  
**Dekomposition**  
Qualitative und quantitative Aspekte und deren  
Beeinflussung durch geogene und anthropogene  
Belastungsfaktoren  
502 Seiten, Juni 1996  
ISBN 3-609-69440-8 DM 98,- / öS 715,- / sFr 91,-

### **Umwelt und Gesundheit**

Eltschka, Kühr, Schultz  
**Luftverunreinigungen und Atemwegs-  
erkrankungen**  
Lufthygienische Messungen und epidemiologische  
Untersuchungen im Raum Freiburg  
421 Seiten, November 1994  
ISBN 3-609-65420-1 DM 78,- / öS 569,- / sFr 75,-

Obermeier, Friedrich, John, Seier,  
Vogel, Fiedler, Vogel  
**Photosmog**  
Möglichkeiten und Strategien zur Verminderung des  
bodennahen Ozons  
193 Seiten, März 1995  
ISBN 3-609-65320-5 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

### **Ökobilanzen**

Burgbacher, Hermann  
**HKW-freie Reinigungsverfahren**  
Leitfaden zur Substitution halogenierter Kohlen-  
wasserstoffe in der industriellen Teilereinigung  
184 Seiten, Juli 1993  
ISBN 3-609-65400-0 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Ellwein, Buck  
**Wasserversorgung - Abwasserbeseitigung**  
Öffentliche und private Organisation  
254 Seiten, November 1995  
ISBN 3-609-69460-2 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Krüger, Liebscher, Fahl  
**Alternative Kraftstoffe**  
Möglichkeiten zur Minderung der VOC-Emissionen  
im Straßenpersonenverkehr von Baden-Württemberg  
236 Seiten, Juni 1997  
ISBN 3-609-68250-7 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Baumbach, Zuberbühler, Siegle, Hein  
**Luftverunreinigungen aus gewerblichen und  
industriellen Biomasse- und Holzfeuerungen**  
268 Seiten, Juni 1997  
ISBN 3-609-69430-0 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Rentz, Wietschel, Schöttle, Fichtner  
**Least-Cost Planning/  
Integrated Resource Planning**  
Ein Instrument zur umweltorientierten Unternehmens-  
führung in der Energiewirtschaft  
229 Seiten, Dezember 1997  
ISBN 3-609-68080-6 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

### **Abfallwirtschaft**

Andrä, Schneider, Wickbold  
**Baustoff-Recycling**  
Arten, Mengen und Qualitäten der im Hochbau  
eingesetzten Baustoffe  
Lösungsansätze für einen Materialkreislauf  
176 Seiten, Oktober 1994 (2. Auflage)  
ISBN 3-609-65410-4 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Rentz, Ruch, Nicolai, Spengler, Schultmann  
**Selektiver Rückbau und Recycling von Gebäuden**  
Dargestellt am Beispiel des Hotels Post in Döbel,  
Landkreis Calw  
160 Seiten, Oktober 1994 (2. Auflage)  
ISBN 3-609-65440-0 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Andrä, Schneider, Henning, Forster  
**Einsparung von Ressourcen im Hochbau**  
Reduzierung des Material- und Energieverbrauchs  
Planungs- und Entscheidungsgrundlagen  
147 Seiten, September 1995  
ISBN 3-609-69450-5 DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

Rentz, Schultmann, Ruch, Sindi  
**Demontage und Recycling von Gebäuden**  
Entwicklung von Demontage- und Verwertungs-  
konzepten unter besonderer Berücksichtigung der  
Umweltverträglichkeit  
276 Seiten, Mai 1997  
ISBN 3-609-69310-X DM 48,- / öS 350,- / sFr 46,-

# Ökosystemforschung im Schwarzwald

## Neueste Forschungsergebnisse auf den Punkt gebracht

Die Reihe „Umweltforschung in Baden-Württemberg“ enthält Berichte ausgewählter Studien. Engagierte Wissenschaftler liefern dazu fundierte Daten und Forschungsergebnisse. Gefördert vom baden-württembergischen Ministerium für Umwelt und Verkehr haben die Projekte weitaus mehr als regionale Bedeutung. Als Fallstudien sind die Einzelergebnisse übertragbar auf andere Bundesländer. Im aktuellen Band „Ökosystemforschung im Schwarzwald“ wurden Forschungsprojekte verschiedener Disziplinen zum Thema Wald gebündelt. Erforscht wurden so die Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten (ARINUS). Die Darstellung und Bewertung wurde arbeitsgruppenübergreifend vorgenommen.

### Inhaltsübersicht:

Einführung - Versuchsgebiete - Instrumentierung und experimentelle Behandlungen - Wasser und Energiehaushalt - Stoffhaushalt auf Ökosystem- und Einzugsgebietsebene - Umsätze in Boden und Rhizosphäre - Untersuchungen zum N-Haushalt - Untersuchungen zum S-Haushalt - Ca- und Mg-Aufnahme und -Transport in Fichten - Zuwachsreaktion auf Witterung und Düngung - Synthese - Literatur



Raspe/Feger/Zöttl (Hrsg.)

### Ökosystemforschung im Schwarzwald

Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern - Verbundprojekt ARINUS

1998, Paperback, 560 Seiten,  
Format 17 x 24 cm  
DM 78,-/öS 569,-/sFr 75,-  
ISBN 3-609-65900-9

**eCOMed**  
verlagsgesellschaft

Rudolf-Diesel-Str. 3  
86899 Landsberg  
Telefax 081 91/125-594  
oder jede Fachbuchhandlung

## Fax-Schnellantwort 081 91/125-594

Hiermit bestelle/n ich/wir mit garantiertem Rückgaberecht innerhalb von 14 Tagen nach Erhalt

\_\_\_ Ex. **Ökosystemforschung im Schwarzwald**

ISBN 3-609-65900-9

DM 78,-/öS 569,-/sFr 75,-

Name \_\_\_\_\_

Anschrift \_\_\_\_\_

Datum/Unterschrift \_\_\_\_\_

**Kauf ohne Risiko:** Ich weiß, daß ich bei Nichtgefallen volles Widerrufsrecht für meine Bestellung innerhalb von 14 Tagen nach Erhalt habe. Zur Wahrung der 14-Tage-Frist genügt die rechtzeitige und ausreichend frankierte Rücksendung der Lieferung.

Zweite Unterschrift für das gesetzliche Widerrufsrecht \_\_\_\_\_

# Wald ist Leben – Fachbücher für die Forstwissenschaft

Bayerischer Forstverein (Hrsg.)

## Sträucher in Wald und Flur

Bedeutung für Ökologie und Forstwirtschaft –  
Natürliche Vorkommen in Wald- und Feldgehölzen –  
Einzeldarstellungen der Straucharten

1998, Hardcover, 576 Seiten

Format 17 x 24 cm, ISBN 3-609-69880-2

**Günstiger Einführungspreis bis 28. Februar '99:**

DM 98,-/öS 715,-/sFr 91,-

Ab 1. März '99: DM 128,-/öS 934,-/sFr 118,-



**Jetzt neu!**

Eine informative Lektüre für die forstliche Praxis und auch für den interessierten Laien! Bei der ausführlichen Beschreibung einheimischer Sträucher wird auch deren Bedeutung in der Forstwirtschaft, z.B. bei der Waldrandgestaltung, die wirtschaftliche Nutzung durch den Menschen sowie der ökologische Aspekt als Schutzrefugium, Nistplatz für Vögel, Nahrungsquelle für diverse Tierarten usw. näher beleuchtet.

**ecomед**  
verlagsgesellschaft

Rudolf-Diesel-Straße 3  
86899 Landsberg  
Internet: <http://www.ecomed.de>

**Fax-Schnellantwort 0 81 91 / 125-594**

Hiermit bestelle/n ich/wir mit  
garantiertem Rückgaberecht  
innerhalb von 14 Tagen nach Erhalt:

\_\_\_ Ex. **Sträucher in Wald  
und Flur**

ISBN 3-609-69880-2

Einführungspreis bis 28. Februar '99:

DM 98,-/öS 715,-/sFr 91,-

danach DM 128,-/öS 934,-/

sFr 118,-

Name \_\_\_\_\_

Straße \_\_\_\_\_

PLZ/Ort \_\_\_\_\_

Datum/Unterschrift \_\_\_\_\_

**Kauf ohne Risiko:** Ich weiß, daß ich bei Nichtgefallen volles Widerrufsrecht für meine Bestellung innerhalb von 14 Tagen nach Erhalt habe. Zur Wahrung der 14-Tage-Frist genügt die rechtzeitige und ausreichend frankierte Rücksendung der Lieferung.

\_\_\_\_\_  
Zweite Unterschrift für das gesetzliche Widerrufsrecht