LEUPHANA
UNIVERSITÄT LÜNEBURG

# Ergebnisse vergleichender Untersuchungen in Natur- und Wirtschaftswäldern und Folgerungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft

Oheimb, Goddert; Friedel, Agnes; Tempel, Holger; Westphal, Christina; Härdtle, Werner

*Published in:*
BMBF-Forschungsverbund "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft"

*Publication date:*
2005

*Document Version*
Verlags-PDF (auch: Version of Record)

Link to publication

*Citation for pulished version (APA):*
Oheimb, G., Friedel, A., Tempel, H., Westphal, C., & Härdtle, W. (2005). Ergebnisse vergleichender Untersuchungen in Natur- und Wirtschaftswäldern und Folgerungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. In *BMBF-Forschungsverbund "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft": Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland* (S. 67-78). (EBERSWALDER FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE; Band 23). Landesforstanstalt Eberswalde e.V..

**General rights**
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

**Take down policy**
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 16. Juli. 2025

LAND
BRANDENBURG

Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Verbraucherschutz

Forst

EBERSWALDER FORSTLICHE
SCHRIFTENREIHE
BAND XXIII

BMBF-Forschungsverbund
„Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“:

# Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland

FORST
Brandenburg
Landesforstanstalt Eberswalde

*Messung des Niederschlags unterhalb der Kiefernkronen in einem Kiefern-Buchen-Mischbestand*
*(Foto: Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde, BFH)*

Eberswalder Forstliche
Schriftenreihe
Band XXIII

BMBF-Forschungsverbund
„Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“:

# Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland

In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bereits erschienen:

| | | |
|---|---|---|
| Band I | Paul-Martin Schulz: „Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945–1948“ | ISBN 3-933352-02-9 |
| Band II | Horst Mildner/Ekkehard Schwartz: „Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff“ | ISBN 3-933352-06-1 |
| Band III | Dieter Heinsdorf u. a.: „Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992-1997)“ | ISBN 3-933352-07-X |
| Band IV | Hans Hollender u. a.: „Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde“ | ISBN 3-933352-10-X |
| Band V | Ralf Kätzel u. a.: „Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899-1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft“ | ISBN 3-933352-12-6 |
| Band VI | Dieter Heinsdorf: „Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau“ | ISBN 3-933352-22-3 |
| Band VII | Klaus Höppner u. a.: „Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg“ | ISBN 3-933352-24-X |
| Band VIII | Hubertus Kraut/Reinhard Möckel: „Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns, ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland“ | ISBN 3-933352-23-1 |
| Band IX | Ralf Kätzel u. a.: „Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000“ | ISBN 3-933352-30-4 |
| Band X | Sonderband; Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: „Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg“ | ISBN 3-933352-31-2 |
| Band XI | Hans-Friedrich Joachim: „Die Schwarzpappel (Populus nigra L.) in Brandenburg“ | ISBN 3-933352-32-0 |
| Band XII | Christian Brueck u. a.: „Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg)“ | ISBN 3-933352-34-7 |
| Band XIII | Dieter Heinsdorf: Joachim-Hans Bergmann, „Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau ...“ | ISBN 3-933352-35-5 |
| Band XIV | Sonderband; Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: „Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel ‘Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg’“ | ISBN 3-933352-37-1 |
| Band XV | Winfried Riek u. a.: „Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt“ | ISBN 3-933352-47-9 |
| Band XVI | Carsten Leßner u. a.: „Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation“ | ISBN 3-933352-48-7 |
| Band XVII | Autorenkollektiv: „Die Schwarz-Erle (Alnus glutinosa [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland“ | ISBN 3-933352-52-5 |
| Band XVIII | Autorenkollektiv: „Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg“ | ISBN 3-933352-53-3 |
| Band XIX | Winfried Riek, Falk Stähr u. a.: „Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung“ | ISBN: 3-933352-56-8 |
| Band XX | Autorenkollektiv: „Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation“ | ISBN: 3-933352-57-6 |
| Band XXI | Autorenkollektiv: „Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme Perspektiven“ | ISBN: 3-933352-58-4 |
| Band XXII | Jörg Müller u. a.: „Die zweite Bundeswaldinventur (BWI²) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin“ | ISBN: 3-933352-59-2 |


**Impressum**

**Herausgeber:**
- **Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit Heinrich-Mann-Allee 103, 14473 Potsdam Tel: (0331) 8667237 und 8667017, Fax: (0331) 8667018 E-Mail: pressestelle@mluv.brandenburg.de Internet: www.mluv.brandenburg.de**
- **Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde Tel: (03334) 650, Fax: (03334) 65206 Internet: www.lfe.brandenburg.de E-Mail: lfe@lfe-e.brandenburg.de**

**Gestaltung:** PoWer-DesignThing, Werbeagentur Berlin-Potsdam
**Druck:** K+L Drucken Plus
**Auflage:** 2000 Exemplare
**Titelbild:** Versuchsfläche zum BMBF-Forschungsprojekt „Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland“ – Eichen-Voranbau im Amt für Forstwirtschaft Lübben

**Eberswalde, im November 2005**



**Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie ist nicht zum gewerblichen Vertrieb bestimmt. Sie darf weder von Parteien, noch von Wahlwerbern, noch von Wahlhelfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landes-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Unabhängig davon, wann, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.**



**Schutzgebühr: 10 EUR**

# Inhalt


**Vorwort** ..... 8

**Wissenschaft unterstützt ökologischen Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland** ..... 9

**1 Zur Zukunftsfähigkeit des Kiefern-Buchen-Mischbestandes – ökologische Voraussetzungen, forstliche Steuerungsmöglichkeiten, waldwachstumskundliche und umweltrelevante Wirkungen** ..... 12

1.1 Einleitung ..... 12

1.2 Forschungsansatz ..... 13

1.3 Charakterisierung des Untersuchungsraumes, der Versuchsflächen und der Witterung im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2002/2003 ..... 15

1.4 Ökologische Wirkungen des Waldumbaus ..... 16
1.4.1 Bodenchemische, humusmorphologische und bodenbiologische Veränderungen ..... 16
1.4.2 Hydroökologische Veränderungen ..... 17
1.4.3 Auswirkung des Waldumbaus auf die Struktur des Feinwurzelsystems ..... 22
1.4.4 Wachstumskundliche Folgen des Waldumbaus ..... 26

1.5 Waldbaulich-praktische Erkenntnisse und Empfehlungen ..... 29

1.6 Synopse und Ausblick ..... 30

**2 Waldbewirtschaftung zwischen Waldnatur und Forstkultur – Beiträge der ökologischen Forschung zur waldbaulichen Optimierung von Naturabweichungen in nordostdeutschen Wäldern** ..... 33

2.1 Einleitung ..... 33

2.2 Zum Umbau von Kiefernreinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände und Buchenwälder im ostdeutschen Tiefland ..... 34
2.2.1 Verbesserte Nutzung von Standortspotenzialen durch natürliche Baumarten ..... 34
2.2.2 Das Höhenwachstum von Kiefer und Buche und Bedingungen ihrer gegenseitigen Mischbarkeit ..... 36
2.2.3 Wirkungen des Umbaus auf Boden, Grundwasser und Atmosphäre ..... 37
2.2.4 Pflanzenartenvielfalt in ihrer Abhängigkeit von Standort und Vegetation ..... 38
2.2.5 Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt durch großflächige Kiefernforsten ..... 39
2.2.6 Die Entwicklung der Pflanzenartenvielfalt nach Buchen-Unterbau in Kiefernbeständen ..... 41
2.2.7 Schlussfolgerungen für den Umbau von Kiefernreinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände und Buchenwälder ..... 42

2.3 Naturverjüngung in Buchenwäldern des ostdeutschen Tieflandes: Ableitung von Bewirtschaftungsempfehlungen ..... 43
2.3.1 Bestockungsanalysen in einem Altbaum-Bestand des Flattergras-Buchenwaldes mit vertikaler Gliederung ..... 44
2.3.2 Luftbildanalyse von Zerfallsmustern des Sandbuchenwaldes ..... 45
2.3.3 Analyse der Vegetationsentwicklung während der natürlichen Regeneration des Schattenblumen-Buchenwaldes ..... 46
2.3.4 Schlussfolgerungen für die eine naturnahe Verjüngung in Buchenwäldern des Tieflandes ..... 48

**3 Vergleichende humus-, wurzel- und mykorrhizaökologische Untersuchungen zum Umbau von Nadelholzbeständen in naturnahe Laubwaldrein- und -mischbestände des nordostdeutschen Tieflandes** ..... 50

3.1 Einleitung ..... 50

3.2 Material und Methoden ..... 52
3.2.1 Standortbeschreibung ..... 52
3.2.2 Humusformen und Charakteristika der organischen Substanz ..... 53
3.2.3 Wurzeluntersuchungen ..... 54
3.2.4 Mykorrhizauntersuchungen ..... 55
3.2.5 Statistische Analyse ..... 55

3.3 Ergebnisse ..... 55
3.3.1 Veränderungen der Humusformen ..... 55
3.3.2 Tiefenverteilung der Wurzeln und Feinwurzeldynamik ..... 57
3.3.3 Blattspiegelwerte ..... 58
3.3.4 Mykorrhizierungsrate und absolute Mykorrhizahäufigkeit ..... 58
3.3.5 Mykorrhizaformenspektrum und Clusteranalyse ..... 59
3.3.6 Nährstoffspeicherung in den Mykorrhizen ..... 60

3.4 Diskussion ..... 60
3.4.1 Veränderungen der Humusformen ..... 60
3.4.2 Wurzeln und Mykorrhizen ..... 61

**4 Ergebnisse vergleichender Untersuchungen in Natur- und Wirtschaftswäldern und Folgerungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft** ..... 67

4.1 Zusammenfassung ..... 67

4.2 Einleitung ..... 67

4.3 Untersuchungsgebiete (UG) ..... 68

4.4 Wald- und Nutzungsgeschichte des UG Serrahn ..... 69

4.5 Methoden ..... 70

4.6 Ergebnisse ..... 71

4.7 Diskussion ..... 75

4.8 Folgerungen für eine naturnahe Buchenbewirtschaftung ..... 76

**5 Zum Einfluss von Überschirmung und Begründungsverfahren auf den Entwicklungserfolg von Eichen- und Buchen-Voranbauten in der Initialphase** ..... 79

5.1 Einführung und Untersuchungsziele ..... 79

5.2 Forschungsansatz ..... 80

5.3 Untersuchungsflächen und Methoden ..... 82

5.4 Ergebnisse ..... 84
5.4.1 Zum Einfluss der Überschirmung auf den abiotischen Faktorenkomplex ..... 84
5.4.2 Entwicklung des Eichen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad ..... 85
5.4.3 Entwicklung des Rot-Buchen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Überschirmungsgraddem ..... 86
5.4.4 Entwicklung des Eichen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren ..... 87
5.4.5 Entwicklung des Rot-Buchen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren ..... 90
5.4.6 Reservestoffgehalte der Wurzel in Abhängigkeit von Überschirmung und Bodenbearbeitung ..... 91
5.4.7 Magnesiumgehalte der Blätter von Eichen und Buchen ..... 91
5.4.8 Auswirkungen der Auflichtung auf das sekundäre Dickenwachstum des Kiefernoberstandes ..... 92
5.4.9 Entwicklung der Laubholz-Naturverjüngung ..... 93

5.5 Waldbauliche Schlussfolgerungen ..... 95

5.6 Zusammenfassung ..... 98

**6 Ökologische Wuchsmodelle für Eiche und waldbauliche Schlussfolgerungen für die Praxis** ..... 102

6.1 Einleitung ..... 102

6.2 Verbreitungsschwerpunkte der Stiel- und Traubeneiche ..... 103

6.3 Abhängigkeit des Wachstumsniveaus und -trends vom Standort ..... 103

6.4 Das mathematische Modell der ökologischen Wuchsreihen ..... 105

6.5 Entwicklungsunterschiede zwischen Stiel- und Traubeneiche ..... 106

6.6 Standortsmerkmale und Wuchsverhalten ..... 107

6.7 Vegetation als Leistungsweiser ..... 108

6.8 Standort und Qualität der Eichenbestände ..... 109

**7 Mortzfeldtsche Lochbestände – ein Weg für den Waldumbau in Nordostdeutschland** ..... 111

7.1 Einleitung ..... 111

7.2 Der Mortzfeldtsche Vorverjüngungsbetrieb ..... 111

7.3 Mortzfeldtsche Lochbestände in Nordostdeutschland ..... 113

7.4 Zielstellung der Untersuchungen ..... 114

7.5 Ergebnisse der Untersuchungen ..... 115

7.6 Waldbauliche Schlussfolgerungen ..... 119

**8 Zur Bedeutung des Waldumbaus für die Erhöhung von Biodiversität und der Selbstregulation – Potenziale in kieferndominierten Waldbeständen** ..... 121

8.1 Einleitung und Zielstellung ..... 121

8.2 Untersuchungsgebiete und Methoden ..... 122
8.2.1 Faunistische Untersuchungen ..... 122
8.2.2 GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (Panolis flammea) in Kiefernforsten ..... 124

8.3. Ergebnisse und Diskussion ..... 125
8.3.1 Faunistische Untersuchungen ..... 125
8.3.2 Untersuchungen zum Auftreten waldschutzrelevanter Arthropodentaxa ..... 129
8.3.3 GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (Panolis flammea) in Kiefernforsten ..... 133

8.4 Schlussfolgerungen ..... 135

**9 Waldbauliche Schlussbetrachtungen** ..... 139

# Vorwort

**Forschung für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft ist ein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung des ländlichen Raumes**

Die ländlichen Räume Brandenburgs werden von der Land- und Forstwirtschaft geprägt. Allein im Cluster Forst-Holz finden derzeit über 15 000 Brandenburger Arbeit. Die Wälder unseres Landes produzieren auf ca. 1 Million ha einen umweltfreundlichen Rohstoff, der über zahlreiche Veredelungsschritte schließlich als Massivholz, Spanplatte oder Papier vom Verbraucher genutzt wird. Holz wärmt als $CO_2$ neutraler Energieträger ganze Häuser und wird vielleicht in naher Zukunft als Biokraftstoff Autos antreiben. Gleichzeitig – quasi bei laufender Produktion – erholen die Brandenburger und ihre Gäste sich im Wald, beeinflusst der Wald das regionale Klima positiv und ist zahlreichen geschützten Tieren und Pflanzen Lebensgrundlage. Die Vernetzung von ökonomischen, sozialen und ökologischen Belangen im Cluster Forst-Holz ist für mich daher eine tragende Säule der nachhaltigen ländlichen Entwicklung unseres Landes.

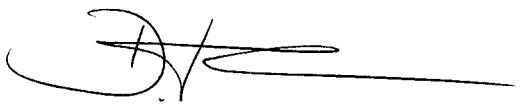
Doch obgleich der Umsatz im verarbeitenden Holzgewerbe in den vergangenen Jahren beachtlich gewachsen ist und wir mit NATURA 2000 einen erheblichen Schritt zur Sicherung der wichtigsten Naturschätze im Brandenburger Wald machen konnten, stehen wir vor gewaltigen Problemen. Insbesondere der hohe Anteil von Kiefernreinbeständen, der weit über dem natürlichen Anteil liegt, bedeutet ein außerordentlich hohes Risiko. Die ausgedehnten Nadelwälder sind sehr anfällig für Insektenkalamitäten und für Waldbrände. Sie verschlechtern langfristig die Bodennährkraft und besitzen nur eingeschränkte Bedeutung für den Naturschutz. Die langfristige Waldentwicklungsplanung sieht im Gesamtwald von Brandenburg daher eine Reduzierung der Nadelbaumreinbestände von derzeit 75 auf 45 % vor. Diese Zahlen verdeutlichen eindrucksvoll, dass der naturnahe Waldumbau zu den bedeutendsten ökologischen Großvorhaben in Nordostdeutschland zählt.

Aber zentrale Fragen der praktischen Umsetzung der ökologischen Waldentwicklung sind noch offen. Durch die großzügige Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung konnten im Rahmen des Förderschwerpunktes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ von 1998 bis 2004 wichtige Fragestellungen untersucht werden. Universitäten und Forschungseinrichtungen aus Brandenburg und anderen Bundesländern haben sich in einem Forschungsverbund zusammengeschlossen und gemeinsam auf Versuchsflächen im nordostdeutschen Tiefland an den folgenden Themen gearbeitet.

- Erarbeitung ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagen für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft,
- Ermittlung der ökologischen und ökonomischen Grenzen der Anbauwürdigkeit von Eiche und Buche sowie weiterer wichtiger Begleitbaumarten beim Waldumbau von Kiefernreinbeständen,
- Ermittlung und Bewertung rationeller Verjüngungs- und Behandlungsverfahren des Waldumbaus und Waldbewirtschaftung, einschließlich der Erhaltung der genetischen Vielfalt,
- Sicherung des Waldumbaus durch Waldschutzmaßnahmen gegenüber biotischen Schaderregern auf ökologischer Grundlage.

Die wissenschaftlichen Erkenntnisse werden nicht in Schubladen verstauben sondern bereits mit Erfolg in die Praxis transferiert. Beispielsweise basieren die 2004 fertiggestellten Waldbaurichtlinien der Landesforstverwaltung auf den Ergebnissen dieses anwendungsorientierten Forschungsprogramms. Qualitativ hochwertige Forschung und Wissenschaft kosten Geld. Aber ungleich teurer ist es dem Trugschluss zu erliegen, man wisse schon Alles und Neues sei nicht zu erwarten.

Forschung und Wissenschaft sind nicht nur ein wichtiger Standortfaktor, sie helfen auch, wie im hier vorgestellten Förderprogramm, ganz direkt bei der Lösung von Problemen. Darum unterstützt die Landsregierung leistungsstarke Forschung und freut sich über das Engagement des Bundes sowie der Wissenschaftler und vielen forstlichen Praktiker die diesem Forschungsprogramm zum Erfolg verholfen haben.



Dr. *Dietmar Woidke*
Minister für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg

# Wissenschaft unterstützt ökologischen Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland

*„Die Erziehung gemischter Bestände, insbesondere gemischter Nadel- und Laubholzbestände, auf den besseren Waldbodenklassen ist jetzt wohl allgemein als wünschenswert anerkannt; ebenso wird zugegeben werden, dass nach dieser Richtung hin bis vor einigen Jahrzehnten wenig geschehen ist.“*
*(Mortzfeldt, 1896)*

Die Waldfläche und die Struktur der Wälder sind in Mitteleuropa, so auch in Brandenburg entscheidend von wirtschaftlichen Notwendigkeiten geprägt. Nur dort wo die Böden zu arm, zu nass oder zu trocken für die Landwirtschaft waren, keine Lagerstätten von Braunkohle oder Kies einen Abbau erträglich machten, und Siedlungen und Straßen sich entwickelten, hatten Wälder eine Chance. Eine Chance aber nur als Formation „Wald“, deren innere Zusammensetzung wiederum von wirtschaftlichen Erfordernissen determiniert war. Die natürlichen Buchenwälder im submaritim geprägten Nordbrandenburg sowie die gemischten Eichen-Kiefernwälder, im subkontinentalen Bereich Zentral- und Ostbrandenburgs mussten zum überwiegenden Teil schon vor über hundert Jahren den reinen Kiefernwäldern weichen, da diese auf den armen Böden mehr Ertrag versprachen. Im Zweiten Weltkrieg und kurz danach wurden viele Wälder zur Unterstützung der Kriegswirtschaft und zur Bedienung von Reparationsleistungen kahlgeschlagen und anschließend mit Kiefern wieder aufgeforstet. So nimmt die Kiefer heute in Brandenburg einen Anteil von nahezu 75 % ein. Ihr ursprünglicher Anteil betrug hingegen nur etwa 13 % (Hofmann, 1997; Hofmann et al., 2000).

Wirtschaftliche Rahmenbedingungen werden auch künftig Einfluss auf die Gestalt der Wälder in Brandenburg nehmen. Jedoch nicht allein. Hinzukommen ökologische und soziale Aspekte. Unserer Wälder sind mehr als Produktionsstätte für den Rohstoff Holz. Sie sind das größte Landökosystem der Erde mit einer vielfältigen Flora und Fauna die es zu bewahren gilt und dort, wo sie Schaden genommen haben, in einen naturnäheren Zustand überführt werden müssen. Dies kommt auch der Erholungsnutzung zugute. Durch reichhaltige, strukturierte und gemischte Wälder zu wandern, joggen oder Radzufahren ist interessanter als durch einförmige gleichaltrige Nadelbaumreinkulturen. Obgleich auch ausgedehnte alte Kiefernwälder eine gewisse Melancholie und Ruhe auszustrahlen vermögen, die eben in ihrer Monotonie begründet ist.

Nur wenn die Wälder ökonomische, ökologische und soziale Aspekte gleichermaßen erfüllen, werden sie den vielfältigen Ansprüchen der Gesellschaft gerecht. Davon sind die Brandenburger Wälder aber derzeit noch entfernt: Die ausgedehnten Nadelholzreinbestände können die Nährkraft der Böden verringern (Bublinec, 1979; Strohbach, 1997; Hofmann, 1997) und begünstigen disharmonische Humuszustände (Konopatzky, 2001). Insbesondere die Nachhaltigkeit der Bodenfruchtbarkeit ist für die armen brandenburger Sandböden von entscheidender Bedeutung. Nadelholzreinbestände sind stark anfällig gegenüber abiotischen und biotischen Gefahren (Majunke, 1992, 2000). Allein im Jahr 2004 mussten ca. 45 000 ha Brandenburger Kiefernwälder mit Pflanzenschutzmitteln behandelt werden, um sie vor dem Kahlfraß durch die Nonne zu schützen. Dies ist teuer und auch ein ethisches Problem. Die Kosten zur Überwachung der Wälder zur Vermeidung von Großbränden sind hoch. Auch für den Naturschutz und die Erholungsnutzung besitzen die Kiefernwälder nur eingeschränkte Bedeutung (Scherzinger, 1996; Joachim u. Halpap, 1997; Mader, 1997).

Prioritäres Ziel der Landesforstverwaltung von Brandenburg ist es daher, nicht standortgerechte, instabile und wenig strukturierte Kiefernreinbestände zu naturnahen Mischwäldern aus Laub- und Nadelbäumen zu entwickeln. Über dieses Ziel sind sich Forstwirtschafter einig. Die Auffassungen gehen jedoch weit darüber auseinander, welchen Flächenumfang der Waldumbau einnehmen soll, wie die innere Struktur der naturnahen Wälder auszusehen hat und welche waldbaulichen Methoden des Waldumbaus unter den klimatischen Bedingungen des nordostdeutschen Tieflandes am besten geeignet sind. Als Beispiel seien hier lediglich die Fragen erwähnt wie viel Licht die Eiche auf welchen Standorten in der Jugend benötigt, um zu gedeihen, auf welchen Standorten ein Anbau von Laubbäumen wirtschaftlich noch sinnvoll sei oder ob denn eine Waldwirtschaft ohne Kahlschläge in Branden-

burg überhaupt möglich ist (Heinsdorf, 2003a+b; Heuer u. Walter, 2003; MLUR, 2004). Auf vielen Waldbauexkursion werden diese Themen leidenschaftlich diskutiert. So wichtig Erfahrungswissen auch ist, ohne wissenschaftliche Untersetzung bleiben die Diskussionen letztlich im Nebel des beliebigen. Man kann trefflich und auch selbstsicher diskutieren – wer kann mir meine Erfahrung schon streitig machen? – aber ob die Erfahrungen auch verifizierbar und belastbar sind, um darauf Entscheidung zu treffen die immense wirtschaftliche, ökologische oder soziale Auswirkungen haben, können nur wissenschaftliche Untersuchungen zeigen.

Angewandte forstliche Forschung und Wissenschaft sind daher nicht Selbstzweck. Sie werden initiiert von Fragestellungen der Praxis, werden von dieser kritisch begleitet und sollen nach Abschluss der Untersuchungen und Erkenntnisgewinn von der Praxis auch verwendet werden. Nach diesem einfachen, aber wirkungsvollen Modell wurde das Förderprogramm „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung aufgebaut. Im Projektverbund „Nordostdeutsches Tiefland“ wurden Forschungsprojekte der Universitäten Lüneburg, Greifswald und Freiburg, der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, des Fraunhofer Instituts für atmosphärische Umweltforschung in Garmisch-Partenkirchen, der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, des Waldkunde-Instituts Eberswalde sowie der Landesforstanstalt Eberswalde bewilligt. Die wissenschaftlichen Untersuchungen wurden in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg durchgeführt. Die breite Palette von Institutionen verdeutlicht den interdisziplinären Forschungsansatz diese Förderprogramms. Weitere Projektverbünde waren im Erzgebirge und Sächsischen Tiefland, im Solling, im südlichen Schwarzwald und im Bayerischen Wald / Mittelschwaben angesiedelt.

Die Verbindung zur Praxis und den Transfer der Ergebnisse sicherten zwei Praxiskolloquien.

Die Projekte fanden Mitte 2004 ihren Abschluss. Der hier vorliegende Ergebnisband versammelt die Ergebnisse der Forschungsarbeiten des Verbundes „Nordostdeutsches Tiefland“. Er richtet sich an die Forstpraktiker aus den privaten, kommunalen und staatlichen Forstbetrieben und an alle die an einer naturnahen ökologischen Entwicklung der Wälder des nordostdeutschen Tieflandes interessiert sind.

Ein herzlicher Dank gilt dem Bundesministeriums für Bildung und Forschung für die großzügige Finanzierung, dem Projektträger „Forschungszentrum Jülich“ für den reibungslosen Ablauf der organisatorischen Durchführung, allen Wissenschaftlern und ihren Helfern für den Erkenntnisgewinn und der forstlichen Praxis für die kritische Begleitung der Projekte und die Hilfe bei der Anlage und Betreuung der Versuchsflächen.

Ein ganz besonderer Dank auch an den Waldbauchef von Mecklenburg-Vorpommern Herrn Dr. Peter Röhe der den Zweiländerforschungsverbund „Nordostdeutsches Tiefland“ als Landeskoordinator für den Bereich Mecklenburg/Vorpommern gemanaged hat.

Weiterführende Informationen zum Förderschwerpunkt sind im Internet unter *www. zukunftsorientierte-waldwirtschaft.de* zu finden.

Dr. *Eckhard Heuer*
Landeskoordinator des Verbundes
„Nordostdeutsches Tiefland“ für den Bereich
Brandenburg

**Literatur:**

Bublinec, E. (1979): Spruce forest – soil relationships. Proc. Symp. „Stability of Spruce Ecosystems“, Brno (Hrsg.: E. Klimo), 387–397.

Heinsdorf, D. (2003a): Ist ein gänzliches Kahlschlagverbot für Brandenburgs Wälder sinnvoll? AFZ – Der Wald 8 (2003), 399–400.

Heinsdorf, D. (2003b): Bemerkungen zum Kahlschlagsverbot. AFZ – Der Wald 13 (2003), 651.

Heuer, E.; Walter, M. (2003): Zukunftsorientierte Bewirtschaftung der Brandenburger Wälder ohne Kahlschläge. AFZ – Der Wald 12 (2003), 609–611.

Hofmann, G. (1997): Natürliche Waldgesellschaften Brandenburgs als Grundlage waldbaulicher Zielstellungen. In: Brandenburgischer Forstverein e.V. Waldbewirtschaftung und Naturschutz im Wald – Einheit oder Widerspruch. Tagungsbericht, 33–53.

HOFMAN, G.; ANDERS, S.; METHES, S. (2000): Das potenziell-natürliche und derzeitige Waldbild in den ostdeutschen Wäldern. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 196, 93 S.

JOACHIM, H.-F.; HALPAP, A. (1997): Naturschutz im Wald. In: Brandenburgischer Forstverein e.V. Waldbewirtschaftung und Naturschutz im Wald – Einheit oder Widerspruch. Tagungsbericht, 102–122.

KONOPATZKY, A. (2001): Waldbauliche Schlussfolgerungen. In: Landesforstanstalt Eberswalde: Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zu Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern, 246–253.

MADER, H.-J. (1997): Naturschutz und Forstwirtschaft – Gemeinsam für den Wald der Zukunft. In: Brandenburgischer Forstverein e.V. Waldbewirtschaftung und Naturschutz im Wald – Einheit oder Widerspruch, Tagungsbericht, 54–65.

MAJUNKE, C. (1992): Zum Auftreten tierischer und pflanzlicher Schaderreger im nordost-deutschen Tiefland in den Jahren 1981–1990. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 26, 40–42.

MAJUNKE, C. (2000): Zur Massenvermehrung der Forleule (Panolis flammea Schif., Lepidoptera, Noctuidae) in Brandenburg. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologe 34, 127–132.

MLUR (2004): Waldbau-Richtlinie 2004 der Landesforstverwaltung Brandenburg. Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.

MORTZFELDT, F. (1896): Über horstweisen Verjüngungsbetrieb. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 28, 2–31.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart, 447 S.

STROHBACH, B. (1997): Vergleich des Oberbodenzustandes von zwei Berliner Stadtwaldrevieren. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 31, 134–138.

# 1 Zur Zukunftsfähigkeit des Kiefern-Buchen-Mischbestandes – ökologische Voraussetzungen, forstliche Steuerungsmöglichkeiten, waldwachstumskundliche und umweltrelevante Wirkungen

Siegfried Anders*, Wolfgang Beck*
Falko Hornschuch*, Jürgen Müller*
Andreas Steiner*

## 1.1 Einleitung

Die Begründung von Mischbeständen und die Umwandlung von Nadelbaum-Reinbeständen in Laub- und Laub-/Nadel-Mischbestände ist eine alte forstpraktische und forstwissenschaftliche Zielsetzung. Sie gewinnt unter den heutigen Bedingungen der Fremdbeeinflussung der Wälder und des andauernden Standorts- und Vegetationswandels in den Wäldern eine zunehmende ökologische und ökonomische Bedeutung.

Pessimistische Prognosen zur künftigen Klimaentwicklung in Brandenburg (Stock und Toth 1996) bewirken aber, dass die Zukunftsfähigkeit des zweialtrigen bzw. zweischichtigen Bestandesaufbaus in Frage gestellt bzw. bestritten wird (Wagenknecht 1997). Schon werden Rufe nach trockenheitsresistenter Kiefernarten hörbar. Auf Grund unseres Wissens über die mit dem großflächigen Anbau von Kiefer verbundenen Änderungen des Waldinnenklimas in Richtung lichter, wärmer und trockener (Hofmann 1996) und die damit verbundene Standortsänderung sind wir sicher, dass damit in Wirkung und Rückwirkung die auf vielen Standorten angespannte Wasserhaushaltssituation noch verschärft würde. Die Umwandlung des bestehenden Überhangs naturferner Kiefernreinbestände auf nährkräftigen und mittleren Standorten in leistungsfähige und stabile Laub-/Nadel-Mischbestände, von denen zugleich höhere landeskulturelle und naturschutzfachliche Wirkungen und Leistungen ausgehen, ist eine Kernaufgabe auf dem Wege zu einer zukunftsorientierten Waldbewirtschaftung.

Hinsichtlich des in Frage kommenden Flächenumfangs, aus waldgeographisch-standortsökologischer und aus ökonomischer Sicht kommt dem Kiefern-Buchen-Mischbestand im nord-ostdeutschen Tiefland eine besondere Bedeutung zu. Obwohl in Mischung im natürlichen Baumarten- und Bestandesspektrum nur von nachrangigem Stellenwert, steht er auf geeigneten Standorten für eine ökologisch günstige und ökonomisch vorteilhafte, von der Forstwirtschaft bewusst geschaffene Kunststruktur mit überwiegend positiven synergistischen Wirkungen.

Aufgrund des derzeitigen Wissensstandes zur Ökologie des Mischbestandes (Dannroth 1970; Heinsdorf et al. 1984; Dittmar und Knapp 1989; Norden 1994; Heinsdorf, M. 1997; Santa und Tarazona 2000; Hüttl et al. 2003; Borken et al. 2004) ergibt sich die **grundsätzliche wissenschaftliche Fragestellung nach den ökologischen Bedingungen, die sich in Kiefern-Buchen-Mischbeständen aufgrund der Wechselwirkungen zwischen den Baumarten sowie diesen und dem Standort entwickeln. Bei der gegebenen Niederschlagsarmut der Region ist besonders die Frage nach den hydroökologischen Konsequenzen für das Waldwachstum wie auch vor allem für den Landschaftswasserhaushalt von Bedeutung.**

Mit den Untersuchungen sollten Beiträge zu wesentlichen ökologischen Grundlagen einer zukunftsorientierten Waldwirtschaft schwerpunktmäßig im Übergang vom Trockengebiet Süd- und Mittelbrandenburgs (Verbreitungsgebiet natürlicher Eichenwälder, Hainbuchenwälder und Kiefernwälder) zur Südgrenze des baltischen Buchenwaldareals in Nordbrandenburg und dem Südosten von Mecklenburg-Vorpommern erarbeitet werden.

* *Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde*

# 1.2 Forschungsansatz

Der Forschungsansatz zielt auf die Quantifizierung der Rückwirkung des Bestandes auf den Standort und die daraus resultierenden humus-, hydro- und wurzelökologischen sowie vegetations- und wachstumskundlichen Effekte. Damit wird bei gegebener und gegenwärtig Buchenwachstum prinzipiell zulassender Standortsausstattung waldbauliches Handeln entscheidend. Waldbewirtschaftung ist so nicht nur in erster Linie Reaktion auf zwangsläufig hinzunehmende Standortsbedingungen, sondern zuvorderst aktive Einflussnahme auf deren Veränderung in Richtung auf angestrebte umweltökologische und produktionsbiologische Funktionen und Leistungen der Wälder.

Mit den Forschungen sollte geprüft werden, inwieweit der aus der Mischung resultierende Synergieeffekt auf Waldstandorte verändernd so einwirkt, dass die Mischungsform Kiefer/Buche auch unter limitierten Bedingungen des Waldwachstums, wie sie im Gebiet durch Niederschlagsarmut und extreme Trockenjahre gegeben sind, weiter in standörtliche Grenzbereiche ausgedehnt werden bzw. unter sich verschärfenden Umweltbedingungen in den bisherigen Standortsbereichen erhalten bleiben kann.

Unser Optimismus in dieser Frage gründet sich auf aus der Literatur bekannte Rückwirkungen der Bestockung auf den Standortszustand und auf Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes „Waldökosystemforschung Eberswalde“ (ANDERS et al. 2002). Für Reinbestände beider Baumarten konnten bei vergleichbaren Niederschlags- und Bodenverhältnissen sehr unterschiedliche Feuchteregime hinsichtlich Oberflächen- und Tiefendurchfeuchtung, im durchwurzelbaren Bodenraum verfügbare Wasservorräte sowie Tiefenversickerung und Grundwasserneubildung nachgewiesen werden.

Diesen Ergebnissen kommt für den Untersuchungsraum besondere Bedeutung zu, weil über Erfolg und Misserfolg bei der Mischbestandsbegründung und -behandlung bei ausreichender Trophieausstattung der Wasserfaktor entscheidet. Es ist gerade die auf den im Untersuchungsraum hinsichtlich der Feuchteausstattung limitierten Standorten bestandesstrukturabhängige Bodenfeuchte, die die entscheidenden waldbaulichen Möglichkeiten für die Begründung und Behandlung von Mischbeständen eröffnet. Dies erkennen bereits GÖHRE und LÜTZKE (1956), wenn sie feststellen, dass „die Erforschung der Einwirkungen des Bestandes auf den Standort dem Praktiker fast mehr Möglichkeiten zum aktiven waldbaulichen Handeln (eröffnen) als die wissenschaftliche Klärung des Einflusses des Standortes auf den Bestand.“ Denn der forstliche Standort lässt sich … „nur in sehr bescheidenem Umfang verändern und verbessern, während eine Abwandlung der Bestandesstruktur durch waldbauliche Maßnahmen oft leichter möglich ist.“

Dieser Feststellung ist immanent, dass zwischen den Strukturen der Wälder und den in ihnen ablaufenden Prozessen wechselseitige Beziehungen bestehen. Notwendig ist deshalb die Aufklärung der sich mit dem Waldumbau vollziehenden Dynamik in Strukturen und Prozessen. Dafür ist die Strukturanalyse, Zustandserfassung und Prozesskenntnis in den Waldbeständen vor Beginn und während des Waldumbaus und in den Zielbestockungen die Voraussetzung. Abbildung 1 verdeutlicht unser Herangehen, diese Zusammenhänge über eine Chronosequenz der drei interessierenden Bestandesarten (Kiefern-Reinbestand, Kiefern-Buchen-Mischbestand, Buchen-Reinbestand) aufzuklären.

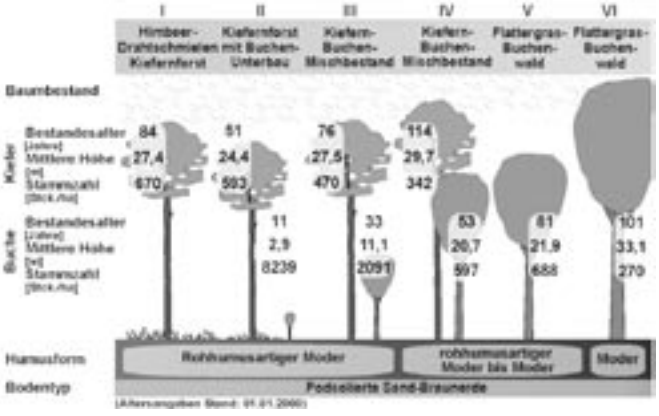



*Abb.1: Hydrologisch relevante bestandesstrukturelle und qualitative Bodenparameter der intensiv untersuchten Flächen*

Der „Mischbestand schlechthin“ ist aber nicht analysierbar. Er wird gebildet aus einer Aggregation von Kleinflächen oder Teilarealen, die sich sichtbar zunächst über Baumarten-Anteil und -Verteilung, oft auch über die vertikale Schichtung strukturell unterschiedlichen Biogruppen zuordnen lassen. Diese sind unzweifelhaft auch in den ablaufenden Prozessen und sich einstellenden Zuständen unterschiedlich zu bewerten.

Die zu Beginn der Untersuchungen durchgeführte Analyse des Bestockungsaufbaus ließ die Ausscheidung von jeweils drei strukturell unterschiedlichen Teilarealen oder Biogruppen mit

- relativ gleichmäßiger Mischung von Kiefer und Buche
- ausgeprägter Kieferndominanz
- ausgeprägter Buchendominanz

zweckmäßig erscheinen. Innerhalb der Teilareale sind in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium baumartbezogene Unterschiede im Durchmesser- und Höhenbereich gegeben.

In relativ frühen Umbaustadien ist dabei die durch die Unterbautechnologie vorgegebene Reihenstruktur der Buche noch deutlich sichtbar. Die Teilareale zeichnen sich daher oft nur angedeutet ab, sie sind meist durch eher zufällige Ausfälle im Entstehen begriffen. Mit fortschreitender Dauer der Mischung verlieren sich die Reihenstrukturen, Prozesse der Selbstdifferenzierung und Selbstorganisation gewinnen an Bedeutung und lassen Teilareale mit unterschiedlicher Bestockung entstehen.

Die für das jeweilige Teilareal in jedem Entwicklungsstadium quantifizierten Prozessgrößen oder Zustandsausprägungen ermöglichen eine mit den Arealanteilen gewogene Flächenaussage, d. h. den Schluss vom Punkt auf die Fläche. Damit werden Aussagen möglich für beliebige, in den Struktur- und Mischungsanteilen wechselnde, nicht untersuchte Waldbestände.

Dieses Vorgehen, bereits für Reinbestände zielführend, ist für Mischbestandsuntersuchungen in besonderem Maße angezeigt. Im Forschungsverlauf wurden die bodenkundlichen, hydro- und wurzelökologischen sowie zuwachskundlichen Erhebungen und Messungen soweit sinnvoll in den Teilarealen durchgeführt.

Der gewählte Ansatz entspricht Erkenntnissen der modernen theoretischen Ökologie, die davon ausgeht, dass sich flächig ausgedehnte Systeme meist mosaikartig aus Teileinheiten aufbauen und durch Analyse dieser Teileinheiten studiert werden können. (Watt 1925, 1947; Bray 1956; Curtis 1959; Borman und Likens 1976, 1979; Shugart 1984; Pretzsch 2001).

Die o. g., mit den Arealanteilen gewogene Flächenaussage gilt zunächst nur für die untersuchten Objekte. Wenn diese dem gleichen definierten Ökosystemtyp zuzuordnen sind, d. h. an gleicher Stelle eines die Trophie-, Feuchte- und Wärmebedingungen enthaltenden Ökogramms postiert sind, wird der Schluss auf weite Teile der Tieflandsfläche mit eben dieser Ökogrammposition möglich.

Die Ausscheidung von Waldökosystemtypen basiert auf der Auswertung und standortsökologischen Einordnung von umfangreichen Vegetationsaufnahmen der zurückliegenden 45 Jahre im nordostdeutschen Tiefland. Die theoretischen Grundlagen wurden mehrfach dargelegt, sie sind ein umfassendes Ergebnis des BMBF-Vorhabens „Waldökosystemforschung Eberswalde“ (Jenssen, in Anders et al. 2002).

Ausgegangen wurde von einer Kiefernforst-Ersatzgesellschaft, dem Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst, als einem Ökosystemtyp, der flächenmäßig weit verbreitet und vom potenziell-natürlichen Waldökosystemtyp, dem Flattergras-Buchenwald und dessen Leistungspotenzialen, relativ weit entfernt ist. Eben aus dieser Differenz erwächst die Umbaunotwendigkeit (Anders et al. 2002, S. 168 u. 170).

# 1.3 Charakterisierung des Untersuchungsraumes, der Versuchsflächen und der Witterung im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2002/2003

Die in Abbildung 1 dargestellte Flächenmatrix weist sechs Untersuchungsbestände in einem zusammenhängenden Waldgebiet des weichselkaltzeitlichen Kahlenberger Sanders nordöstlich von Eberswalde auf buchentauglichen, grundwasserfernen Standorten aus. Die Tabelle 1 enthält die wichtigsten Bestandes- und Standortsmerkmale. Letztere sind weitgehend vergleichbar, so dass der gewählte methodische Weg, die sich im Verlauf des Waldumbaus im zeitlichen Nacheinander vollziehenden Veränderungen in den Strukturen der Waldbestände, den Standortszuständen und den sich daraus ergebenden und diese wiederum beeinflussenden Prozesse durch die Untersuchung des gegebenen räumlichen Nebeneinanders aufzuklären, gerechtfertigt ist.

Der Untersuchungszeitraum war im Witterungsverlauf deutlich differenziert. 1999 war mit 554 mm Jahresniederschlag ein Trocken- und 2000 mit 632 mm ein Normaljahr. In den Jahren 2001 und 2002 fiel mit 740 mm bzw. 796 mm überdurchschnittlich viel Niederschlag. Werden die Jahresniederschläge für Sommer- und Winterhalbjahre getrennt betrachtet, gelingt eine bessere, aber noch immer grobe Einschätzung des Witterungsgeschehen. Ausschlaggebend für das Waldwachstum ist vor allem die Verteilung innerhalb der Vegetationsperiode.

*Tab.1: Bestandes- und Standortskennzeichnung der Untersuchungsflächen*

| Bestandesstruktur | Kiefernbestand | | Kiefern-Buchen-Mischbestand | | Buchenbestand | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Schichtung** | einschichtig | mit Unterbau | zweischichtig | zweischichtig | einschichtig | einschichtig |
| **Ökosystemtyp** | Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst | | Sauerklee-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst | | Schattenblumen-Buchenwald | Flattergras-Buchenwald |
| **Revier** | Kahlenberg 75a2 | Liepe 32a1 | Kahlenberg 74a4 | Kahlenberg 75a4 | Chorin 73a4 | Kahlenberg 86b |
| **Flächen-Nr.** | I | II | III | IV | V | VI |
| **Baumart [Alter (J.)]** | Ki (84) | Ki (51)/Bu (11) | Ki (76)/Bu (33) | Ki (114)/Bu (53) | Bu (81) | Bu (101) |
| **Allgemeine Kennzeichen der Böden** | | | | | | |
| **Ausgangssubstrat** | jungpleistozäne Sande | jungpleistozäne Sande | jungpleistozäne Sande | jungpleistozäne Sande | jungpleistozäne Sande | jungpleistozäne Sande |
| **Bodentyp** | Podsol-Braunerde | Podsol-Braunerde | Podsol-Braunerde | Podsol-Braunerde | Podsol-Braunerde | Podsol-Braunerde |
| **Lokalbodenform** | Bo sB | Ja sB | Bo sB | Bo sB | Ft sB | Ja sB |
| **Bodenprofil (bis 90 cm)** | Of-Oh-Aeh-Bhv-Bv-Cv1 | Of-Oh-Aeh-Bv-BvCv-Cv1 | Of-Oh-Aeh-Bv-Cv1 | Of-Oh-Ah-Bh-BvCv | Of-Oh-Aeh-Bhv-Bv-Cv1 | Of-Oh-Ah-Bv-BvCv |
| **Nährkraftstufe** | M 2 (````) | M 2 (```) | M 2 (````) | M 2 (````) | M 2 (````) | M (```) |
| **Humusform** | Rohhumus bis rohhumusartiger Moder | Rohhumus bis rohhumusartiger Moder | rohhumusartiger Moder bis typischer Moder | rohhumusartiger Moder bis typischer Moder | rohhumusartiger Moder bis typischer Moder | typischer Moder bis mullartiger Moder |
| **Bodenart** | Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe | Fein- bis Mittelsand bis 1,8 m Tiefe, darunter Grobsand | Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe | Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe | Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe | Fein- bis Mittelsand bis 1,8 m Tiefe, darunter Grobsand |
| **Feldkapazität [mm] bis 2 m Bodentiefe** | 238 | 237 | 246 | 240 | 207 | 240 |

Die für das nordostdeutsche Tiefland charakteristischen niederschlagsarmen bzw. niederschlagsfreien Abschnitte mit negativen klimatischen Wasserbilanzen in der Vegetationsperiode waren vor allem im Jahre 1999 mit ausgeprägter Sommertrockenheit und extremer Trockenstresswirkung auf die Vegetation gegeben. Die Jahre 2000, 2001 und 2002 waren dagegen bezüglich der Niederschlagshöhe für das Waldwachstum günstige Jahre, obwohl es in allen drei Jahren auch zu sommerlichen Trockenphasen kam.

# 1.4 Ökologische Wirkungen des Waldumbaus

## 1.4.1 Bodenchemische, humusmorphologische und bodenbiologische Veränderungen

Die humusmorphologischen und bodenchemischen Kennwerte belegen die aus der Literatur bekannte meliorative Wirkung des Buchenunterbaus. Die Tabellen 1 und 2 weisen dies für wichtige Parameter der Auflage und des Oberbodens – und nur hier sind Veränderungen nachweisbar – eindeutig aus.

*Tab. 2: Veränderung humusökologischer und bodenchemischer Kennwerte im Verlauf des Waldumbaus*

| Flächen-Nr. entspr. Tab. 1 | I | II | III | IV | V | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Mächtigkeit der Humuslagen ($O_f$, $O_h$) [cm] | 6,30 | 4,70 | 6,60 | 6,70 | 6,60 | 3,40 |
| pH-Wert ($H_2O$) $O_h$) (0–5 cm) [o. D.] | 3,59<br>3,77 | 3,60<br>3,65 | 3,58<br>3,74 | 3,58<br>3,88 | 3,62<br>3,78 | 3,92<br>4,02 |
| C/N-Verhältnis ($O_f$, $O_h$) [o. D.] | 26,30 | 29,50 | 25,90 | 25,50 | 24,40 | 22,00 |
| Bas. Kat. (total: Mg+Ca+K) ($O_f$) [mmolC kg $TS^{-1}$] | 214,10 | 275,80 | 341,10 | 363,80 | 390,80 | 501,30 |

Der Buchenunterbau unter Kiefer vollzieht sich in mehreren ökologisch differenzierten Abschnitten. In den ersten zehn bis 15 Jahren überprägen die technogenen Störungen der Unterbaubegründung die bodenbiologischen und bodenchemischen Veränderungen. Verbunden ist dies mit denitrifikatorischen $N_2$-Entgasungen und Nährstoffverlusten (Papen et al. 2001).

Für die nachfolgenden Stadien der Etablierung der Buche im Unter- und Zwischenstand und schließlich der Entnahme des Kiefernschirmes sind der Humusformenwandel vom Rohhumus bis rohhumusartigem Moden hin zum typischen bis mullartigen Moder, verbunden mit der Abnahme der Auflagemächtigkeiten, einer deutlichen Verengung der C/N-Verhältnisse und aufgrund des Basenpumpeneffekts der Buche einer stetigen Aufbasung der Humusauflagen und des oberen Mineralbodens wesentlich. Im reiferen Mischbestand schließen sich die Stoffkreisläufe, so dass niedrigste N-Gas-Gesamtemissionen (Papen et al. 2001) und hohe C- und N-Vorräte gemessen werden. Im Vergleich zur Kiefer werden die Nährstoffvorräte des Unterbodens von der Buche durch ihr stärker verzweigtes und den Boden intensiver durchdringendes Wurzelwerk besser erschlossen und effektiver in den Stoffkreislauf von Pflanze und Boden eingeschleust. Die Buchenbeimischung wirkt der fremdstoffinduzierten Oberbodenversauerung entgegen, bindet ernährungsphysiologisch wichtige Nährstoffe (N,S), die ansonsten als Nitrat und Sulfat mit dem Sickerwasser ausgetragen werden und nachgeschaltete Ökosysteme (Grundwasser, Vorfluter) belasten.

Die im Verlauf des Umbaus eintretenden Veränderungen werden in gleicher Tendenz innerhalb der reiferen Mischbestandsstadien in den Kiefern- bzw. Buchen-dominierten Teilarealen festgestellt. Daraus folgt eine kleinräumige Heterogenität des chemisch-biologischen Oberbodenzustandes in älteren Kiefern-Buchen-Mischbeständen. Dies ist bedeutungsvoll für die Beurteilung der Mischbestände bezüglich ihres klimarelevanten unterirdischen Kohlenstoffbindungsvermögens.

Verbunden mit den humusmorphologischen, bodenchemischen und hydroökologischen Veränderungen ist eine Zunahme der bodenbiologischen Aktivität. Nachgewiesen wurde dies u. a. anhand von fünf Regenwurmarten (*Dendrobaena octaedra, Lumbricus rubellus, Dendrodrilus rubidus, Aporrectodea caliginosa, Lumbricus terrestris*), deren Individuenzahl, Abundanz, Biomasse, Anteil an Mineralbodenfunden sowie an endogäischen Lebensformentypen sich mit fortschreitendem Bucheneinfluss im Umbauprozess insgesamt er-

höhte. Im Zusammenhang mit diesen Befunden wurde die Feinwurzelabbaurate bestimmt. Daraus ergab sich, dass die Feinwurzeln der Kiefer doppelt so rasch wie die der Buche mineralisiert werden. Im gesamten Umbauprozess ist eine beschleunigte Mineralisierung organischer Substanz festzustellen, erst mit der Entnahme der letzten Kiefern schließen sich die Stoffkreisläufe im nunmehrigen Buchen-Endbestand.

Insgesamt muss festgestellt werden, dass der in der Chronosequenz betrachtete Zeitraum von etwa 100 Jahren aus bodengenetischer Sicht kurz ist und noch nicht ausreicht, einen mit reifen Buchenwaldökosystemen vergleichbaren Bodenzustand zu bewirken. Vor allem bezüglich der Kohlenstoffspeicherung im Boden ist dieser nur langfristig zu erreichende Endzustand als Ergebnis des Waldumbaus festzuhalten.

## 1.4.2 Hydroökologische Veränderungen

Untersuchungen zum Wasserhaushalt zweischichtiger Bestände gibt es für das nordostdeutsche Tiefland bisher kaum. Die Prozesse der Niederschlagsumverteilung durch Ober- und Unterstand, die Physiologie der Wasseraufnahme von Kiefer und Buche und die Höhe der Tiefensickerung unter Kiefern-Buchen-Mischbeständen sind wissenschaftlich noch weitgehend ungeklärt.

In den Umbaustadien weisen die Bestandesstrukturen zeitlich und räumlich eine hohe Variabilität auf. Es sollte überprüft werden, ob die sich aus den unterschiedlichen Horizontal- und Vertikalstrukturen der Bestände ergebende Heterogenität des Niederschlages zu bestimmten Grundmustern der Niederschlagsverteilung am Waldboden und der Verteilung der Oberbodenfeuchte führt. Entsprechend den unter Abschnitt 2 dargelegten Überlegungen wählten wir strukturell unterschiedliche Teilareale aus, innerhalb derer sich die Untersuchungen konzentrierten.

Der das obere Kronendach erreichende Niederschlag wird durch die einzelnen Vegetationsschichten umverteilt und zum Teil verbraucht (Foto 1). Gemessen wird dies an den Kompartimentgrenzen. Zur Ermittlung des Einflusses der Kronendachstrukturen auf Höhe und Verteilung des Niederschlages am Waldboden und somit auf die Interzeption wurden über allen am Waldboden stehenden Niederschlagssammlern hemisphärische Kronenfotos gefertigt (zwei Aufnahmeserien in den Jahren 2001 und 2002 bei voller Belaubung und bei vollständiger Entlaubung). Die aufgenommenen Kronenfotos wurden mit Hilfe digitaler Bildverarbeitung ausgewertet (Wagner und Nagel 1992).

*Foto 1: Messung des Unterkronenniederschlages am Waldboden eines Kiefern-Buchen-Mischbestandes*

**Wirkung der Bestandesstrukturen auf den Bestandesniederschlag**

Die Interzeptionsverdunstung als Teil der Gesamtverdunstung beeinflusst im hohen Maße die Tiefensickerung und somit direkt die wasserwirtschaftliche Leistung der Wälder. Für die Wirkungen des den Waldboden erreichenden Niederschlages auf Durchwurzelung und Wachstum sind die Verteilungsmuster des Bestandesniederschlages und der Oberbodenfeuchte von Bedeutung. Die Untersuchungen belegen, dass die Bestände bei gleichem Freilandniederschlag

bezüglich der Höhe der Bestandesniederschläge deutliche, auf verminderte Interzeption und erhöhtem Stammabfluss bei Buchen zurückzuführende, Unterschiede zeigen (Abb. 2). Die absolute Höhe der Interzeptionsverdunstung in den einzelnen Jahren wird durch Höhe und Intensität der Niederschläge modifiziert. Mit dem Buchenunterbau verändert sich auch die Verteilung der Unterkronenniederschläge im Bestand. Während im Kiefern-Reinbestand der durchtropfende Niederschlag den Bestandesniederschlag ausmacht, ergibt sich dieser in den Buchen-Reinbeständen und den Kiefern-Buchen-Mischbeständen als Summe aus durchtropfendem und an den Buchenstämmen ablaufendem Niederschlag. Letzterer ist an Baumzahl sowie -durchmesser und damit an die Bestandesdichte gebunden und bewirkt eine ungleichmäßige Durchfeuchtung des Waldbodens. Die Erhöhung der Oberbodenfeuchte im Stammfußbereich führt zu Unterschieden in der Durchwurzelung und damit Bodenwasserentnahmen und hat Auswirkungen auf den innerjährlichen Wachstumsgang von Buche und Kiefer.

Die Varianz des Unterkronenniederschlages verringert sich mit zunehmendem Alter der Mischbestände, weil der Anteil des durch Bestandeslücken auf den Waldboden tropfenden Niederschlages mit dem Aufwachsen der Bestände und der Vergrößerung des Kronenvolumens von Ober- und Unterstand stetig ab und deshalb die Gleichmäßigkeit der Regenverteilung am Waldboden zunimmt. Die Tabelle 3 zeigt die Varianz der Niederschlagsverteilung in den untersuchten Beständen im Mittel der Vegetationsperioden 2000 bis 2002. Die Ursachen für die ungleichmäßige Verteilung des Niederschlages in den jüngeren Umbaustadien liegen neben den deutlich gestuften Kronendachstrukturen u. a. in den höheren Windgeschwindigkeiten und -turbulenzen im astfreien Stammraum, der sich oberhalb der Buchenkronen und unterhalb der Kiefernkronen aufspannt. Im Sommer 2003 wurde bei vergleichbaren Freiland-Windgeschwindigkeiten in diesem Bereich im Bestand II eine 1,5 mal höhere Windgeschwindigkeit als im Mischbestand III gemessen.

*Tab. 3: Varianz der Niederschlagsverteilung im Mittel der Vegetationsperioden 2000 bis 2002*

| Versuchsfläche | Variationskoeffizient [%] |
|---|---|
| Kiefer-Reinbestand I | 22,53 |
| Kiefernbestand/Buchen-unterbau II | 320,44 |
| Mischbestand III | 122,55 |
| Mischbestand IV | 87,55 |
| Buchen-Reibestand VI | 41,28 |

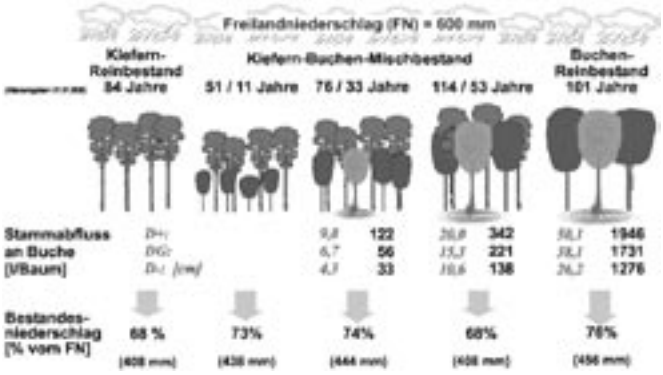



*Abb. 2: Höhe des Bestandesniederschlages einschließlich des Stammabflusswassers an Buchen in Abhängigkeit von der Struktur der Bestände*

Aus der Analyse der Niederschlagsunterschiede am Waldboden ergeben sich niederschlagsreichere und niederschlagsärmere Bereiche, die auf Muster in den Kronendachstukturen zurückzuführen sind. Füllen vor allem in frühen Umbaustadien unterständige Buchen die Lückenbereiche oberständiger Kiefern aus, leiten sie z. T. hohe Niederschlagsmengen gleichsam trichterförmig dem Waldboden zu. Im weiteren Umbauprozess bewirken sich herausbildende Ableitstrukturen der Buche im Kronentraufbereich der Kiefer in Verbindung mit einer Bestandeslücke eine Erhöhung des Niederschlagsinputs am Waldboden. Doppelüberschirmung durch Ober- und Unterstand bei gleichmäßiger Durchmischung beider Baumarten hat dagegen in allen Umbaustadien eine deutliche Verminderung des Niederschlagsinputs zur Folge.

Über alle Strukturbereiche hinweg ergibt sich innerhalb der Vegetationsperiode, wie dies beispielhaft die Abbildung 3 für den Mischbestand IV zeigt, ein hinreichend guter Zusammenhang zwischen der Interzeptionsverdunstung des Kronendaches und dem Kronenschlussgrad.

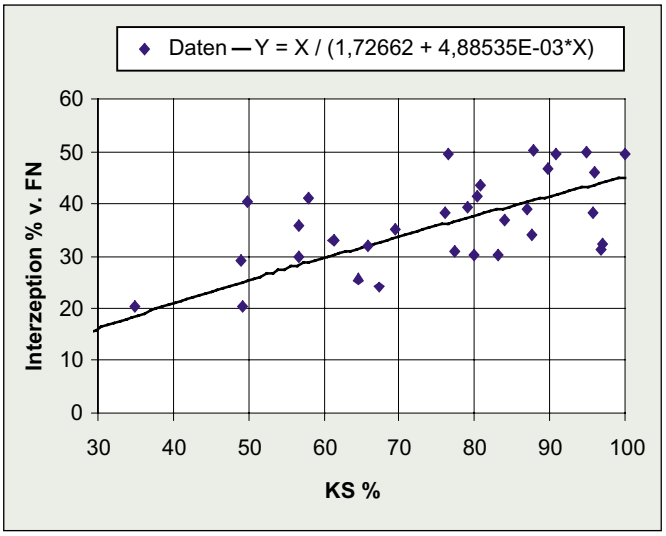



*Abb. 3: Zusammenhang zwischen dem Kronenschlussgrad (KS) und der Interzeptionsverdunstung im Mischbestand IV (Ki/Bu; 114/53) im Sommer 2001 ($R^2$ = 0,81)*

Die statistisch hoch signifikanten Beziehungen zwischen Kronenschlussgrad und Interzeptionsverdunstung ermöglichen unter gleichzeitiger Einbeziehung des Buchen-Stammabflusses die Berechnung der Interzeptionsverluste bei unterschiedlichem Kronenschluss, wobei diese bei gleichem Kronenschlussgrad mit zunehmender Dimension der Bestandesglieder ansteigen (Tab. 4).

*Tab. 4: Interzeptionsverluste des Kronendaches in mm bei unterschiedlichem Kronenschluss und einem jährlichen Freilandniederschlag von 600 mm*

| Kronenschluss (%) | Interzeptionsverluste | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Mischbestand III Kiefer 76, Buche 33 Jahre | | Mischbestand IV Kiefer 114, Buche 53 Jahre | |
| | absolut [mm] | relativ [%] | absolut [mm] | relativ [%] |
| **70** | 132 | 22 | 174 | 29 |
| **80** | 156 | 26 | 198 | 33 |
| **90** | 196 | 33 | 228 | 38 |

## Wirkung der Bestandesstrukturen auf Bodenwassermenge und -verfügbarkeit

Als Folge der Niederschlagsunterschiede am Waldboden kommt es in den Teilarealen der Mischbestände zur Differenzierung der Oberbodenfeuchte, wobei im Jahresverlauf die Zeiträume außer- und innerhalb der Vegetationsperiode getrennt betrachtet werden müssen.

Außerhalb der Vegetationsperiode entscheiden bei gegebenen Niederschlagsverhältnissen die Kronendachstrukturen über die Höhe der Interzeptionsverluste und die Verteilung der Niederschläge am Waldboden. So sind die Bodenfeuchtegehalte im buchendominierten Teilareal infolge

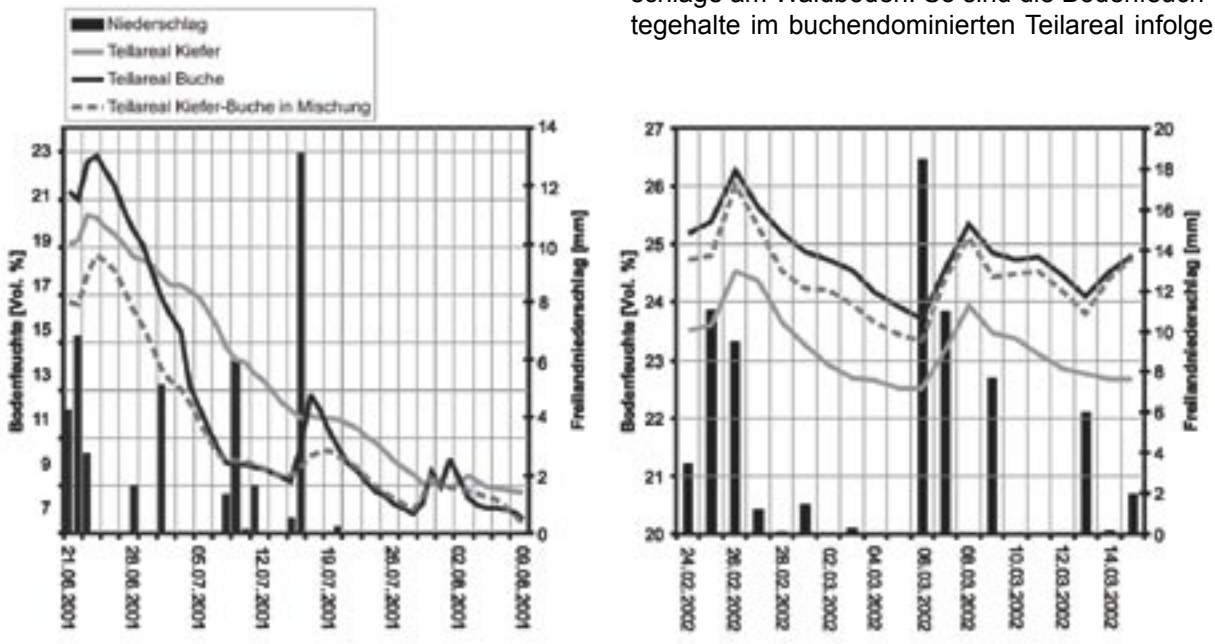



*Abb. 4: Differenzierung der Bodenfeuchte in 15 cm Bodentiefe in den Teilarealen des Mischbestandes IV (Ki/Bu; 114/53) innerhalb und außerhalb der Vegetationsperiode*

geringerer Interzeptionsverluste höher als im kieferndominierten Teilareal (Abb. 4, linke Seite). Der Bodenfeuchteverlauf im Teilareal von Kiefern und Buchen in Mischung ordnet sich zwischen beiden ein.

Innerhalb der Vegetationsperiode werden die Bodenfeuchtegehalte der strukturdifferenzierten Teilareale maßgeblich durch die Bodenwasserentnahme der Wurzeln variiert. Das buchendominierte Teilareal und das mit Kiefern und Buchen in Mischung sind in Wassermangelphasen trockener als das kieferndominierte Teilareal (Abb. 4, rechte Seite). Unmittelbar nach größeren Niederschlägen führt jedoch der höhere Niederschlagsinput im Teilareal mit Buchendominanz kurzzeitig zur verstärkten Zunahme der Bodenfeuchte.

Der verstärkte Bodenwasserentzug nach Blattaustrieb in den Teilarealen Buchendominanz und Kiefer und Buche in Mischung stimmt tendenziell mit der Verteilung der Feinwurzelmassen in den strukturdifferenzierten Teilarealen überein.

Die Abbildung 5 zeigt für die Kiefer und Buche im Mischbestand (IV) die Abhängigkeit der innerjährlichen Durchmesserentwicklung von der Bodenwasserverfügbarkeit in der durch Trockenheit gekennzeichneten Vegetationsperiode 2003. Die Bodenwasserverfügbarkeit in 0 bis 20 cm Bodentiefe sank im Teilareal Kiefer und Buche in Mischung am stärksten auf unter 20 %. Als Schwellenwert für

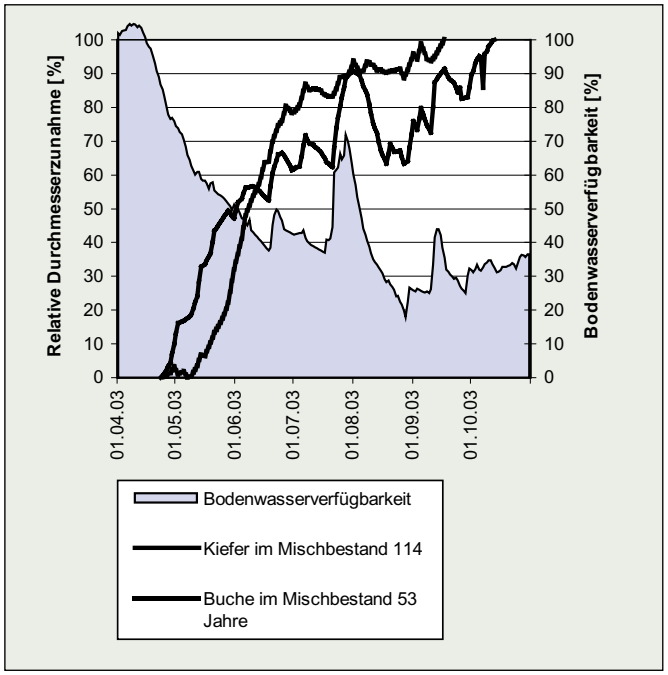



*Abb. 5: Vergleich der innerjährlichen Durchmesserentwicklung von Kiefer und Buche im Teilareal Kiefer und Buche in Mischung im Mischbestand (IV) in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit in 0–20 cm Bodentiefe*

den Beginn von Wachstumsdepressionen hatten wir in früheren Untersuchungen Bodenwasserverfügbarkeiten unter 60 % nachgewiesen (Anders et al. 2002; Müller et al. 2002). In direkter Folge stagnierte die Durchmesserentwicklung und es kam durch den eintretenden Wassermangel sogar zur Durchmesserabnahme infolge von Schwindungseffekten. Dabei reagiert die Kiefer wesentlich stärker auf den Bodenwassermangel als die Buche. Als Ursache wird die intensivere, d. h. feinwurzelreichere und stärker verzweigte Durchwurzelung des Bodenraumes und somit eine effektivere Nutzung des vorhandenen Bodenwassers durch die Buche angesehen. In Trockenphasen zeigt sich, dass im Teilareal Kiefer und Buche in Mischung mit Beginn und während der vollen Blattentfaltung der Oberboden schneller und intensiver ausgeschöpft wird als in den anderen Teilarealen, sodass Bodenwasser in Wassermangelphasen schneller zum limitierenden Faktor werden kann. Die Bodenwasserverfügbarkeit ist negativ korreliert mit den modellierten Feinwurzelmassen in den jeweiligen Teilarealen.

**Wirkung der Bestandesstrukturen auf die Tiefensickerung in einem zusammenhängenden Waldgebiet**

Grundlage für eine entsprechende Modellaussage ist die in Anders et al. (2002) durchgeführte Ermittlung der Tiefensickerung in einem geschlossenen Waldkomplex von 642 ha, der aus Teilen der Forstreviere Chorin, Kahlenberg und Liepe gebildet wird. Modelliert wurden drei Bestockungs-Szenarien (Gesamtfläche natürliche Buchenwälder; Gesamtfläche Ersatzvegetation Kiefernforsten; Gesamtfläche in realistischer Flächenmischung von Kiefernforsten, Buchenwäldern und Mischbeständen).

Beim **Buchenwaldszenario** wurde unter Verwendung der Standortskarte und von Vegetationsaufnahmen naturnaher Bestände die potenziell-natürliche Waldvegetation, ausschließlich Buchen-Waldökosystemtypen, im gesamten Gebiet kartiert. Ausgegangen wurde von einer annähernd gleichmäßigen Alterklassenverteilung (I bis VII) und 140-jähriger Umtriebzeit im Sinne eines Normalwaldmodells sowie systematischer Verteilung der Befundeinheiten über das Revier. Dieses Szenario entspricht quantitativ bezogen auf das Revier in etwa der Zielbestockung, die über den Waldumbau erreicht werden soll.

Beim **Kiefernforstszenario** wurden im gesamten Gebiet ausschließlich Kiefern-Forstökosystemtypen als Ersatzgesellschaften der natürlichen Buchenwälder kartiert. Für die Bewirtschaftung wurden die gleichen Bedingungen wie beim Buchenwald unterstellt.

Schließlich wurde auf der Grundlage der analysierten Struktur-Prozess-Beziehungen (Müller 2001, 2002; Anders et al. 2002) die Modellierung der Tiefensickerung für die **tatsächliche Baumartenverteilung** des Reviers durchgeführt. Für im Projekt nicht untersuchte Baumarten (Eiche, Birke, Lärche, Douglasie u. a.), die ca. 10 % Anteil am Baumartenspektrum des Reviers haben, wurden unter Verwendung eigener und der Literatur entnehmbarer Ergebnisse Schätzwerte kalkuliert und Zuordnungen zu Bestandestypen entsprechend Tabelle 5 vorgenommen.

*Tab. 5: Derzeitige Bestandestypenverteilung im Waldgebiet (642 ha)*

| Bestandestyp | Größe in ha | Flächenanteil in % |
|---|---|---|
| Reinbestände | 301 | 47 |
| davon Nadelbaumbestände | 242 | 80 |
| davon Laubbaumbestände | 59 | 20 |
| Mischbestände | 341 | 53 |
| davon Nadel-/Laubbaumbestände | 308 | 90 |
| davon Nadel-/Nadelbaumbestände | 33 | 10 |

Voraussetzung für die Modellierung ist, dass die Befundeinheiten keine anderen als die untersuchten Standortsmerkmale aufweisen. Für letztere ist innerhalb des Bereiches der untersuchten Merkmalsausprägungen beliebige Konstellation und Verteilung zulässig. Bei gegebener bodenbezogener Standortsausstattung liegen der Modellierung die substratbedingt unterschiedlichen Bodenwasserspeicher und die o. g. Bewaldungsszenarien zugrunde. Die Verarbeitung und Verschneidung unterschiedlicher Flächeninformationen erfolgte mit Hilfe geographischer Informationssysteme (PC ARC VIEW und ARC INFO).

*Tab. 6: Tiefensickerung der drei Bewaldungsszenarien im Waldgebiet (642 ha; 620 mm Jahresniederschlag)*

| Szenario | Sickerung | | |
|---|---|---|---|
| | $m^3/a$ | mm/a | % vom Freilandniederschlag |
| **Buchenwälder** | 898 752 | 140 | 23 |
| **Kiefernforsten** | 298 762 | 47 | 8 |
| **Derzeitige Bestandestypenverteilung** | 494 883 | 77 | 12 |

Die Berechnung der Tiefensickerung erfolgte mit dem von uns weiterentwickelten Modell VERMOWALD. Die im Modell verwendeten Witterungsdaten (Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Sonnenscheindauer) entsprechen im Jahresverlauf den langjährigen Mittelwerten dieser Region.

Die flächenbezogenen Ergebnisse zur Tiefensickerung in den ausgewählten Bewaldungsszenarien sind in der Tabelle 6 zusammengestellt. Es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen der Buchen- und der Kiefernbestockung. Bei der Buchenbestockung liegen die jährlichen Sickerungsraten auf über 85 % der Fläche zwischen 100 und 180 mm, während bei standortsgleicher Kiefernbestockung nur auf ca. 5 % der Fläche jährliche Sickerungsraten von 100 bis 120 mm erreicht werden; auf dem überwiegenden Teil der Fläche liegen die Sickerungeraten zwischen 0 und 75 mm/a. Das realistische Szenario hat mit ca. 8 % Buchenwäldern und ca. 45 % Kiefern-Buchen-Mischbeständen Sickerungsraten im Bereich von 80 bis 120 mm pro Jahr. Die Tiefensickerung pro Jahr liegt damit deutlich über dem Kiefernszenario und ist Ergebnis des Trends, der im Revier in Richtung auf „Buchen-Ökologie“ weist.

## 1.4.3 Auswirkung des Waldumbaus auf die Struktur des Feinwurzelsystems

Zur Aufklärung räumlicher und zeitlicher Muster des Feinwurzelsystems im Hauptwurzelhorizont wurden an vier Terminen im Jahr aus definierten strukturabhängigen Teilarealen der sechs Versuchsflächen Proben mit einem Wurzelbohrer gewonnen (d = 8 cm, l = 80 cm, sequentielle Bohrzylindermethode). Die extrahierten Wurzeln wurden nach Art, Tiefe, Durchmesser und Vitalität differenziert, ihre Trockenmasse bestimmt und/oder mit stereoskopischen Methoden bzw. dem Softwareprogramm WinRHIZO (Regent Instruments, Canada) weitere Wurzel-Parameter wie Wurzellänge und Anzahl der Spitzen ermittelt. Ein Teil der Bohrlöcher wurde horizontgerecht mit bodenbürtigem Material verfüllt und die Bodensäule nach 1¾ jähriger Inkubationszeit erneut entnommen und analysiert (Ingrowth core-Methode). Koordinaten der Probepunkte und Bäume sowie der BHD wurden bestimmt, um für jeden Entnahmepunkt die Abstände umgebender Bäume ermitteln zu können.

**Unterschiedliche Strategien der Wurzelausbildung von Kiefer und Buche**

Für die Interpretation der Ergebnisse ist zunächst die prinzipielle Unterscheidung der Wurzelsysteme von Kiefer und Buche bedeutungsvoll. Das Skelettwurzelsystem der Kiefer ist deutlich in Pfahlwurzel (Polwurzel) und kräftige Seitenwurzeln differenziert (Abb. 6). Von letzteren streben Senkerwurzeln geotroph in die Tiefe. Buchen besitzen ein Herzwurzelsystem mit einer extrem hohen Wurzeldichte im näheren Umkreis des Stockes (Abb. 7). Die meisten Wurzeln verlaufen senkrecht oder schräg in den Boden.

Mit ihrem ausgesprochen flachen, aber weit ausstreichenden, extensiven Feinwurzelsystem hat sich die Kiefer auf die Nutzung spärlichen Niederschlagswassers spezialisiert. Die Buche hingegen kann durch ihre hohe Wurzel- und Verzweigungsintensität sowie Dünnwurzligkeit (Abb. 8 und 9) den Mineralbodenblock effektiver nutzen. Bei intensiver Durchwurzelung braucht bewegliches Wasser nur kurze Bahnen zu durchfließen, um von der Feinwurzel aufgenommen zu werden. In Trockenphasen stellt die Kiefer daher ihr Wachstum früher als die Buche ein. In Mischbeständen führt die intensive und strategieteilige Durchwurzelung zu starker Austrocknung während der Vegetationsperiode (Abb. 4).

Die spezifische Wurzellänge als Verhältnis zwischen Wurzellänge und -trockenmasse ist ein Maß dafür, wie viel investierte Biomasse in Wurzellänge umgesetzt wird und wie effektiv die Wurzelraumerschließung ist. Sie wurde mittels linearer Regression aus insgesamt 1865 Wertepaaren für jede Wurzelfraktion ermittelt. Obwohl Buchen- gegenüber Kiefernwurzeln eine höhere spezifische Dichte aufweisen und damit in verschiedenen Durchmesserklassen etwas kürzer als diese sind – das Verhältnis der spezifischen Länge beträgt ca. 1 : 1,1…1,3 – erreichen sie aufgrund ihrer Feinheit in der kleinsten Durch-

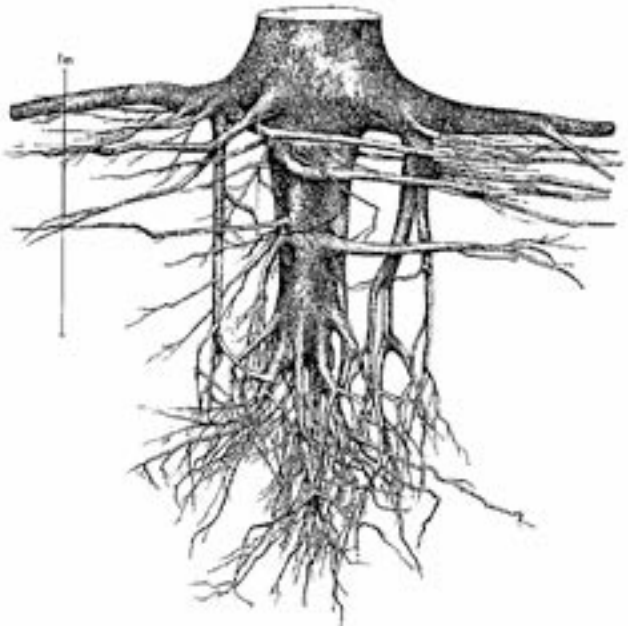


*Abb. 6 und 7: Die Skelettwurzelsysteme von Kiefer (links) und Buche (rechts) nach Köstler et al. (1968). Seitenwurzeln der Kiefer erreichen Längen über 10 m*

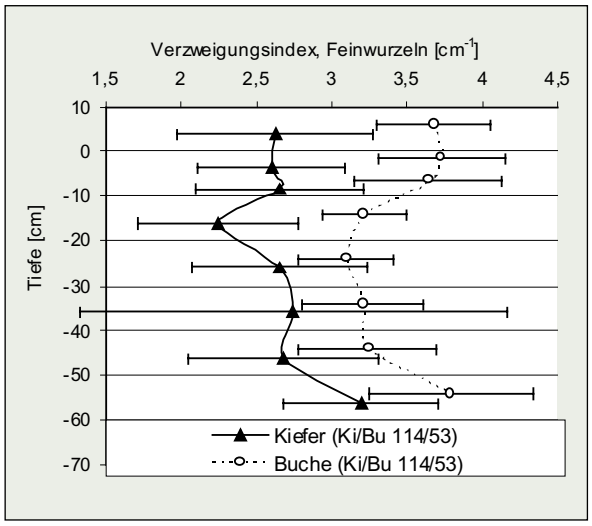



*Abb. 8: Verzweigungen je cm Feinwurzel bei Kiefer und Buche im Ki-Bu-Mischbestand (IV, $n_{Ki}$ = 8–29, $n_{Bu}$ = 25–29). Die Buchen zeichnen sich durch eine intensivere Verzweigung und mehr aufnahmeaktive, unverholzte und mykorrhizierte Wurzelspitzen aus*

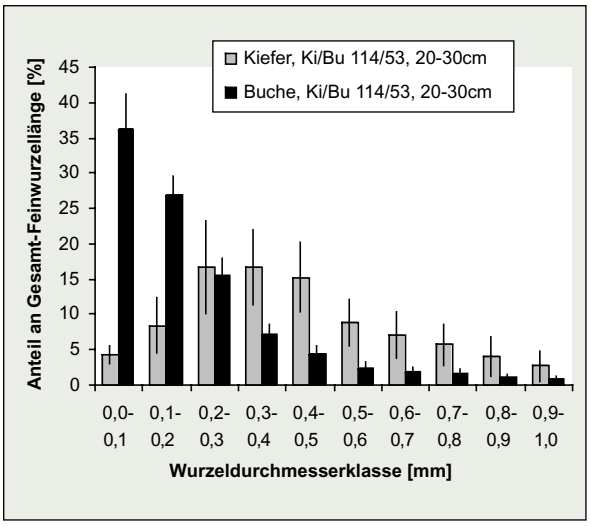



*Abb. 9: Histogramm der Durchmesserverteilung von Kiefer und Buche in 20–30 cm Tiefe im Ki-Bu-Mischbestand (IV, $n_{Ki}$ = 20, $n_{Bu}$ = 29). Die Buche investiert ihre Biomasse hauptsächlich in feinste Wurzeln und erreicht eine höhere Effizienz der Ressourcennutzung*

messerklasse (d < 0,5 mm) höhere Längenwerte und eine bessere Raumerschließung als die weniger dünnen Kiefernwurzeln (Abb. 7). Bei Kiefer entsprechen einem Gramm Trockenmasse 30 m, bei Buche hingegen 57 m und bei der häufigen Bodenvegetationsart Drahtschmiele 192 m. In das bereits morphologisch gesehen effizientere Feinwurzelsystem wird von der Buche relativ viel Biomasse investiert, was ihre Vorherrschaft im Bodenraum erklärt (Abb. 11 und 12).

Generell gilt, dass die artspezifischen Wurzelmerkmale durch die Bodentiefe, den Standort und die Konkurrenz modifiziert werden. Der nährstoffreiche, lockere und warme Oberboden weist Kiefern- und Buchenwurzeln auf, die eine höhere spezifische Wurzellänge und spezifische Wurzelspitzendichte haben, was ein günstigeres Oberflächen-Biomasse-Verhältnis und mehr aufnahmeaktive Wurzelspitzen je Masseeinheit Feinwurzeln bedeutet. Mit größerer Lagerungsdichte im Unterboden werden die Wurzeln dicker. Auf nährstoffärmeren Substraten bilden die Baumwurzeln zwar weniger intensiv verzweigte, dafür aber viel mehr Wurzeln, wie ein Vergleich der Buchen-Reinbestände V (ärmer) und VI zeigt. Ist die Wurzeldichte im Boden sehr hoch, beispielsweise in stammnahen Bereichen oder in überbestockten Arealen, verzweigen sich die Wurzeln seltener und die Bäume bilden auf der Suche nach neuen Ressourcen eher Langwurzeln.

### Veränderungen des Feinwurzelsystems im Verlauf des Buchenunterbaus

Die Gesamtbiomasse im Boden wächst, beginnend vom Kiefern-Reinbestand, während der Umbaustadien entsprechend der immer intensiveren Buchendurchwurzelung kontinuierlich an (bis 17,9 t $ha^{-1}$, Abb. 10), obwohl die Kiefernfeinwurzelmasse stagniert bzw. rückläufig ist. Auf den betrachteten Sandböden führt der Umbau somit zu höheren unterirdischen Kohlenstoff-Vorräten in Form lebender Biomasse, wodurch sich eine Senkenfunktion durchwurzelter Böden

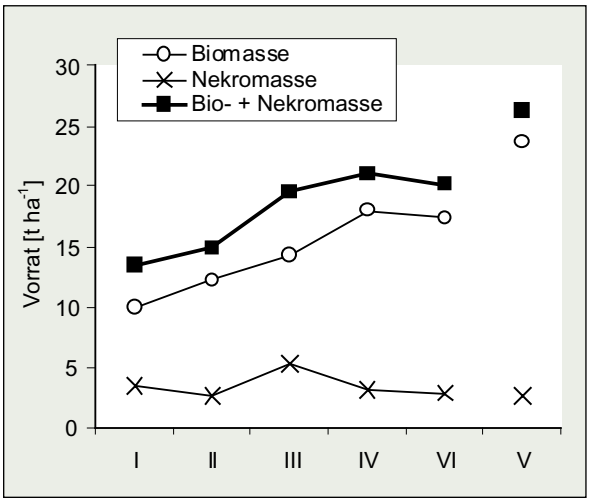



*Abb. 10: Vorräte an unterirdischer Bio- und Nekromasse bis 60 cm Tiefe einschl. Ofh-Lage (alle erfassten Wurzeln, n ≥ 20). Die Zeitreihe ist durch die Verbindungslinie angedeutet. Deutlich ist eine Akkumulation von unterirdischer Biomasse zu erkennen. V: Buchen-Reinbestand auf nährstoffärmerem Boden*

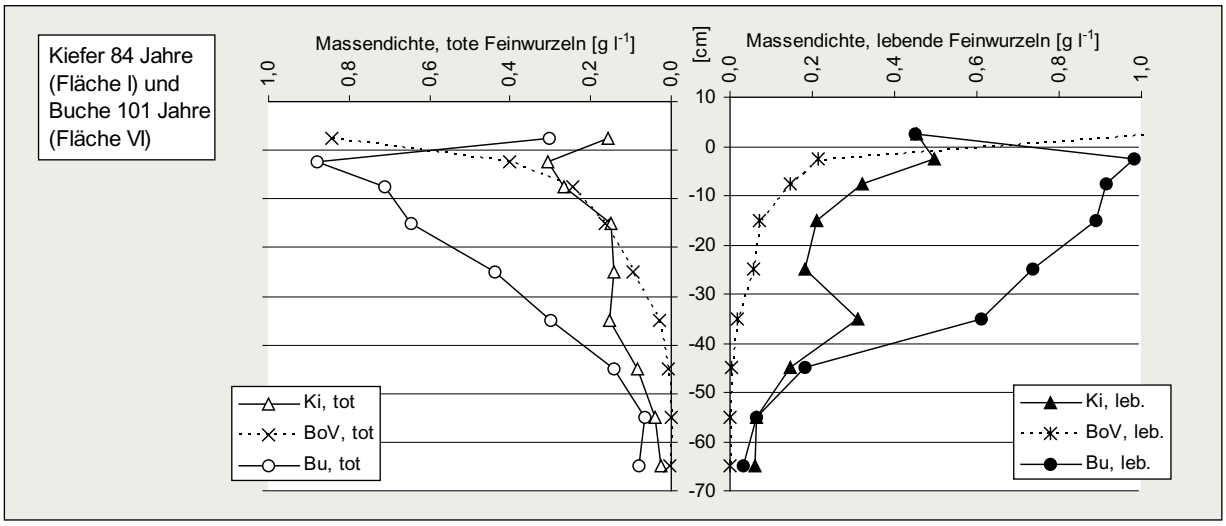



*Abb. 11: Feinwurzelbio- und Nekromasse im Kiefern-Rein- (I) und Buchen-Rein-bestand (VI). Bodenvegetation findet sich nur im Reinbestand I. ($n_I$ = 20, $n_{VI}$ = 23)*

*Abb. 12: Feinwurzelbio- und Nekromasse im Ki-Bu-Mischbestand (IV). Die Wurzeldichte ist bei beiden Baumarten im oberen Mineralboden geringer, das Fehlen der Bodenvegetation begünstigt die Kiefer in der Auflage (n = 49)*

älterer Kiefern-Buchen-Mischbestände sowie von Buchen-Reinbeständen für treibhauswirksames $CO_2$ erkennen lässt.

Auch die artspezifischen Tiefenprofile der Feinwurzeln unterliegen im Verlauf des Waldumbaus einer Veränderung (Abb. 11 und 12). Mit dem Ausdunkeln der Bodenvegetation – die im Mischbestand IV und Buchen-Reinbestand VI fehlt – kann die Kiefer die Ofh-Lage besser durchwurzeln. Die Kiefer nutzt die zunehmend besseren Humus- und Oberbodenverhältnisse (STEINER und HORNSCHUCH 2003) und kompensiert dadurch weitgehend den durch die Buchenkonkurrenz bedingten Rückzug aus dem Mineralboden, wie die Produktionsdaten belegen (Tab. 7). Aber auch die Buche durchdringt den oberen Mineralboden nicht so intensiv wie im Reinbestand, dafür deutet sich eine Tiefenverlagerung ihres Feinwurzelsystems in den Mischbeständen an. Im überbestockten Mischbestand IV sind wegen angeregter Langwurzelbildung bei beiden Baumarten auch die Verzweigungsindices tendenziell geringer als in den Vergleichsflächen der Zeitreihe.

**Modellierung der Beziehungen zwischen horizontaler Feinwurzelverteilung und oberirdischen Bestandesstrukturen**

Wurzelinventuren sind äußerst aufwändig. Daher ist die Anzahl an Wiederholungen und von beprobten Teilarealen sehr begrenzt. Es gelang, die horizontale Feinwurzelverteilung der Untersuchungsflächen in Beziehung zum oberirdischen Bestandesaufbau zu setzten. Damit lässt sich bei Kenntnis der Baumabstände und Brusthöhendurchmesser für jeden beliebigen Ort im Bestand die Feinwurzeldichte berechnen.

Dem Modellkonzept liegt die Annahme zugrunde, dass die an einem bestimmten Ort innerhalb eines Baumbestandes gefundene Feinwurzelmasse ($FWM$, d < 2 mm, 0–60 cm Mineralboden) proportional zur Kreisfläche ($KF$) der umgebenden Nachbarbäume und indirekt proportional zu deren Entfernung ($E$) zu diesem Ort ist (Abb.13 und 14, vgl. auch NIELSEN und MACKENTHUN 1990, CURT und PRÉVOSTO 2003):

$$FWM \sim \frac{KF}{E^k}$$

Zur ortsabhängigen $FWM$ können nur Bäume mit einer Entfernung $E$ einen Beitrag leisten, die sich innerhalb eines spezifischen Suchradius' $r$ befinden. Der die Feinwurzelmasse an einem bestimmten Ort beeinflussende Konkurrenz- oder Nachbarschaftsindex hat die Form

$$\sum \frac{KF}{E^k}$$

für alle Bäume mit $FWM = a_0 + a_1 \cdot \sum \frac{KF}{E^k}$

Danach lautet das vollständige Regressionsmodell zur Schätzung der Feinwurzelmasse für Reinbestände:

$$KFM;\ BFM = a_0 + a_1 \cdot \sum \frac{KF_{KI}}{E^k} + a_2 \cdot \sum$$

für alle Bäume mit $E \le r$

sowie für Mischbestände aus Kiefer *(Ki)* und Buche *(Bu)* zur Schätzung der Kiefernfeinwurzelmasse *(KFM)*, bzw. der Buchenfeinwurzelmasse *(BFM)*:

$$NIK = \sum \frac{KFK_I}{E^{hk}} \cdot \frac{HK_I}{H_I}$$

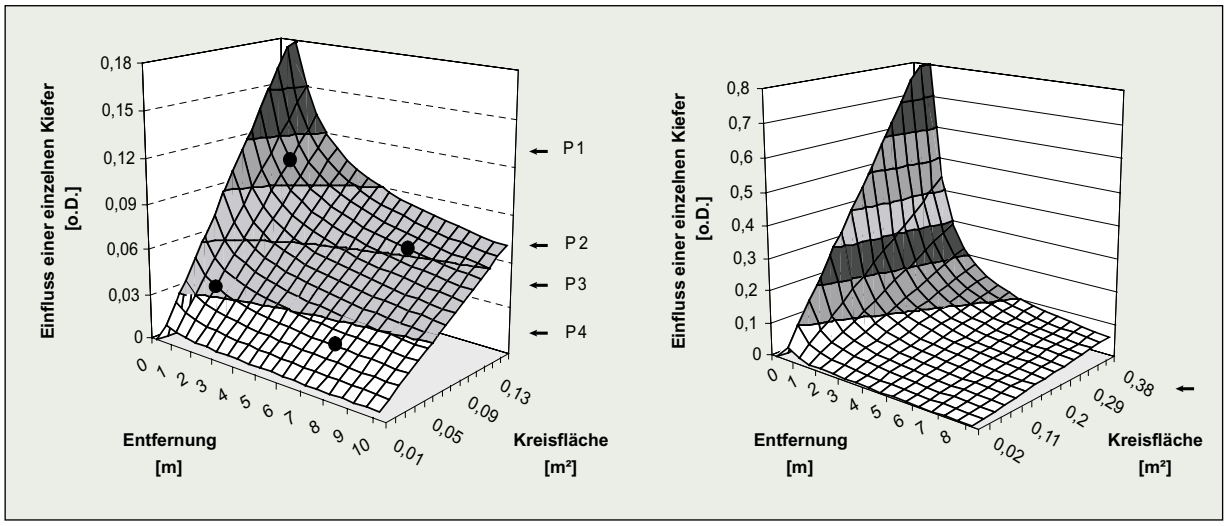



*Abb. 13 und 14: Der Einfluss von Entfernung und Kreisfläche einer Kiefer im Reinbestand I (links) und einer Buche im Reinbestand VI (rechts) als Beitrag zum ortspezifischen Nachbarschaftsindex.*
*$P_1$: nahe, dicke Kiefer mit E = 1,5 m, KF = 0,12 m² (BHD ≈ 39 cm), Beitrag = 0,105;*
*$P_2$: ferne, dicke Kiefer mit E = 7 m, KF wie $P_1$, Beitrag = 0,063;*
*$P_3$: nahe, dünne Kiefer mit E wie $P_1$, KF = 0,04 m² (BHD ≈ 22,5 cm), Beitrag = 0,035;*
*$P_4$: ferne, dünne Kiefer mit E wie $P_2$, KF wie $P_3$, Beitrag = 0,021*

für alle Kiefern mit $E \leq rk$ und alle Buchen mit $E \leq rb$.

Für die Baumarten Kiefer und Buche wurden die nichtlinearen Parameter $hk$ *und* $hb$ und die Suchkreisradien $rk$ und $rb$ für jeden Bestand gesondert mittels vollständiger Enumeration bestimmt. Die Parameter $a^0$, $a^1$ und $a^2$ können im linearen Regressionsmodell geschätzt werden.

Mit multipler linearer Regression konnte für Mischbestände auch zunächst die Gesamt-Feinwurzelmasse *(GFM)*, anschließend mittels einer nichtlinearen Regressionsfunktion die Buchen- und schließlich als Differenz die Kiefernfeinwurzelmasse berechnet werden:

$BFM = p_1 \cdot GFM^{p2}$ und $KFM = GFM - BFM$ .

Die Kiefernfeinwurzeldichte ist im Reinbestand (I) mit einer Spannweite zwischen 0 (20) und 300 g/m² sehr viel stärker als in Mischbeständen (III, IV) differenziert. Dabei sind die höchsten Dichten flächenhaft in Bereichen mit mehreren Kiefern vorzufinden und übersteigen die höchsten in Mischbeständen vorfindbaren Kiefernfeinwurzeldichten. Entsprechend der Weitläufigkeit des Feinwurzelsystems ist die Wirkung des Abstandes der Kiefern viel geringer als ihre Kreisfläche (Abb. 13).

In den ersten Jahren des Buchenvoranbaus (II) ist das Durchwurzelungsregime der Kiefer im Wesentlichen noch unverändert, nur in unmittelbarer Nähe der Buchenpflanzreihen erfährt die Feinwurzeldichte eine Reduktion. Die Dichte der Buchenfeinwurzeln nimmt mit zunehmendem Abstand zu den Pflanzreihen oder mit wachsendem Einfluss der Kiefern ab.

In älteren Mischbestandsstadien (III, IV) mit einer hohen Buchenfeinwurzeldichte ist kein negativer Einfluss des Kiefern-Nachbarschaftsindex' mehr nachzuweisen. Die Kiefernfeinwurzeldichte ist mit fortschreitendem Umbaualter horizontal schwächer differenziert (75–90 g/m²). Bereits 30 Jahre nach der Unterbaumaßnahme (III) dominieren auf 95 % der Fläche Buchenfeinwurzeln und ihre Dichte ist im Gesamtbestand etwa doppelt so hoch wie die der Kiefern. Dabei bestimmen Verteilung und Vitalität der Buchen das Durchwurzelungsmuster im Bestandesboden. So ist z. B. ein auffälliger und rascher Anstieg der Feinwurzeldichte in der Umgebung von Einzelbuchen festzustellen. Die Buchenfeinwurzelmasse umfasst eine größere Spannweite und ist auch hinsichtlich der horizontalen Verteilung wesentlich stärker differenziert als die der Kiefern.

Im ältesten Mischbestand (IV) koinzidieren Teilareale mit sehr hohen Buchenfeinwurzeldichten (0,5 bis 2,0 kg/m²) mit den Minima der Kiefernfeinwurzeldichte. Geringe Buchenfeinwurzelmassen sind ausschließlich dort festzustellen, wo bei kleinräumig dichtem Kiefernoberstand Unterstands-Buchen fehlen. Auf 97,5 % der Fläche sind mehr Buchenfeinwurzeln vorhanden und im Bestandesmittel übertrifft ihre Dichte die Kiefernfeinwurzeldichte um das 1,9-fache.

Auch im Reinbestand (VI) unterliegt die horizontale Buchenfeinwurzelmasseverteilung mit 0,15 bis 1,10 kg/m² großen Schwankungen. Zwischenstammbereiche werden jedoch gleichmäßiger mit Buchenfeinwurzeln als in Mischbeständen ausgefüllt. Es besteht ein sehr enger Zusammenhang zwischen Wurzeldichte und der Stammverteilung (Abb. 14).

Die Einwuchsversuche untermauern den Befund, dass im Mineralboden Buchen- gegenüber Kiefernfeinwurzeln konkurrenzstärker sind. Darüber hinaus zeigen die Wurzelzuwächse in Ingrowth cores des Kiefern-Reinbestandes (I), dass das Wachstum von Kiefernfeinwurzeln in Humusauflage und oberster Mineralbodenschicht maßgeblich durch die Wurzelkonkurrenz der Bodenvegetation begrenzt wird.

Zusammenfassend ist zu schlussfolgern, dass schon in einem relativ frühen Umbaustadium das Durchwurzelungsmuster im Bestandesboden durch die Buchen bestimmt wird. Durch die unterschiedliche Wurzelarchitektur, -morphologie und -strategie besetzen beide Baumarten in Mischung jedoch nicht identische Nischen. Außerdem zeichnen sich Kiefer und Buche durch eine unterschiedliche ober- und unterirdische Phänologie aus, wodurch die Ressourcenbeanspruchung zeitlich variabel ist. Demgegenüber werden der Kiefer im Reinbestand wichtige potenzielle Ressourcen durch eine flach aber intensiv wurzelnde und sich schnell umsetzende Bodenvegetation entzogen. Es bestehen deutliche interspezifische Konkurrenzbeziehungen. Andererseits wird die Entwicklung der Buchen vordergründig durch die intraspezifische Konkurrenz begrenzt. Bei limitierend wirkender Bodenfeuchte ist deshalb eine deutliche Reduktion der Bestockungsdichte im Unterstand angezeigt, woraus sich eine verbesserte Ressourcenverfügbarkeit für die verbleibenden Bestandesglieder ergibt.

## 1.4.4 Wachstumskundliche Folgen des Waldumbaus

**Holzmesskundliche Parameter und Nettoprimärproduktion**

Holzmesskundliche Vollaufnahmen wurden zu Beginn (Herbst 1999) und zum Ende der Projektlaufzeit (Herbst 2003) ausgeführt, um den bestandesstrukturellen Status und seine Veränderungen innerhalb dieses vierjährigen Zeitintervalls festzustellen. Diese liegen in einem normale Wachstumsabläufe repräsentierenden Rahmen, so dass hier nur der Befund der Erstaufnahme vom Herbst 1999 wiedergegeben wird.

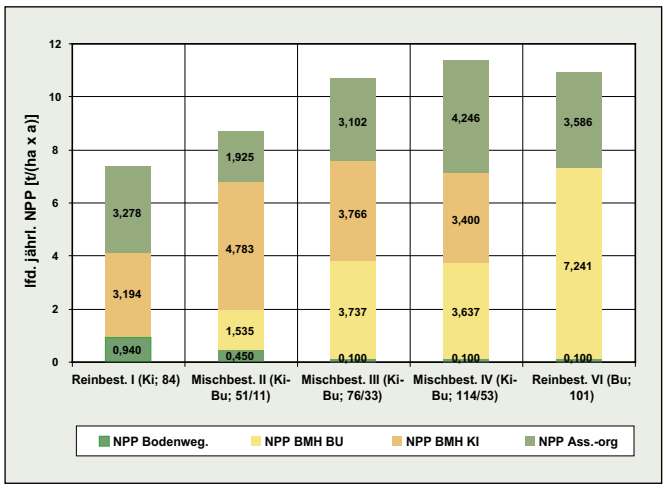



*Abb. 15: Laufende Nettoprimärproduktion nach Phytomassekompartimenten in den Versuchsflächen der Chronosequenz Kahlenberg/Liepe im Zeitintervall 1995–1999*

Die Mittelhöhen-Bonität $HG_{100}$ der Versuchsbestände liegt in einem engen Rahmen. Dies belegt die weitgehende Ähnlichkeit der ausgewählten Standorte. Die Wuchsleistung der Kiefer im Rein- und Mischbestand liegt auf hohem Niveau, gleiches gilt prinzipiell auch für die Buche. Die Mischbestände weisen altersbedingt unterschiedliche Strukturen auf. Während im Bestand II (Ki-Bu; 52/11) die Buche noch nicht den zur Verfügung stehenden Wuchsraum ausfüllen kann, hat sie im Mischbestand III (Ki-Bu; 76/33) den Wuchsraum auf ganzer Fläche erobert. Im Mischbestand IV (Ki-Bu; 114/53) ist die Buche bereits in den unteren Kronenraum der Kiefer eingewachsen. Dieser Versuchsbestand weist mit einer Gesamtgrundfläche von 46,3 m²/ha einen Spitzenwert der Bestandesdichte auf, der nahe einem Grenzwert der Standorts-Leistungspotenz liegt. Der Buchen-Reinbestand (VI), der aus einem Kiefern- Buchen-Mischbestand hervorgegangen ist, hat zum Zeitpunkt der Erstaufnahme, ca. 20 Jahre nach Räumung der letzten Kiefern, annähernd vollen Bestandesschluss erreicht.

Zur Bestimmung der laufenden Nettoprimärproduktion (LNP) an Baumholz wurden Stammanalysen in den in Tabelle 7 dargestellten Versuchsflächen ausgeführt. Die laufende Nettoprimärproduktion an Nadeln, bzw. Laub wurde über Streufallmessungen erfasst. In den genannten Versuchsflächen wurden vollständige Vegetationsaufnahmen durchgeführt und der prozentuale Deckungswert

*Tab. 7: Holzmesskundliche Bestandesdaten und Nettoprimärproduktion der untersuchten Ökosysteme*

| Versuchsfläche | Schichten | Baumart | Alter [a] | HG [m] | HG100 [o.D.] | DG [cm] | GF [m²/ha] | B° [o.D.] | St.-Zahl [St.] | Vorrat | | Nettoprimärproduktion | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | Baumholz | | Baumholz | Nadeln/Blätter | Bodenvegetation |
| | | | | | | | | | | [m³/ha] | [t/ha] | [t/ha] | [t/ha] | [t/ha] |
| I | 1 | Ki | 84 | 27,4 | 29,8 | 27,5 | 39,9 | 0,98 | 670 | 541,2 | 230,0 | 3,194 | 3,278 | 0,940 |
| II | 2 | Ki | 51 | 24,4 | 35,6 | 23,3 | 25,2 | 0,61 | 593 | 312,4 | 132,8 | 4,783 | 1,606 | 0,450 |
| | | Bu | 11 | 2,9 | | | | | 8239 | 27,5 | 15,3 | 1,535 | 0,319 | |
| III | 2 | Ki | 76 | 27,5 | 31,5 | 29,2 | 31,5 | 0,76 | 470 | 428,4 | 182,1 | 3,766 | 1,694 | <0,1 |
| | | Bu | 33 | 11,1 | 31,0 | 6,7 | 7,3 | 0,44 | 2091 | 55,4 | 30,9 | 3,737 | 1,408 | |
| IV | 2 | Ki | 114 | 29,7 | 28,2 | 36,2 | 35,3 | 0,93 | 342 | 509,2 | 216,4 | 3,400 | 1,925 | <0,1 |
| | | Bu | 53 | 20,7 | 34,4 | 15,3 | 11,0 | 0,49 | 597 | 127,4 | 71,1 | 3,637 | 2,321 | |
| VI | 1 | Bu | 101 | 33,1 | 32,9 | 38,1 | 30,9 | 1,00 | 270 | 586,4 | 327,2 | 7,241 | 3,586 | <0,1 |

aller Pflanzenarten ermittelt. Durch Anwendung der Modelle von Bolte (1999) konnten die Vorratsmassen und die LNP an Bodenvegetation berechnet werden. Die ermittelten Werte der Nettoprimärproduktion an Baumholz sind gemeinsam mit denen der Bodenvegetation und der Assimilationsorgane für das Zeitintervall von 1995 bis 1999 der Tabelle 7 und der Abb. 15 zu entnehmen.

Von allen untersuchten Ökosystemen hat der Reinbestand I (Ki; 84), selbst unter Einbeziehung der Bodenvegetation, die geringste laufende Nettoprimärproduktion. Innerhalb der Versuchsflächenreihe verschwindet die Bodenvegetation mit der zunehmenden Raumerfüllung durch die Buche. Die höchste Gesamt-LNP (alle Phytomassefraktionen) bringt der Mischbestand IV (Ki-Bu; 114/53) hervor, wo bei hoher Bestandesdichte und mit zwei vertikal unmittelbar aneinandergrenzenden Kronenschichten eine vollständige Raumerfüllung erzielt wird. Bei der Betrachtung der LNP an Baumholz fällt auf, dass sowohl in den Buchen-Reinbeständen als auch in den Zwei-Schicht-Beständen mit voller Raumerfüllung durch die Buche relativ einheitlich 7 bis 7,5 t/(ha · a) produziert werden. Diese Tatsache verweist neben der schon genannten Höhenbonität auf das sehr ähnliche Standorts-Leistungspotenzial der ausgewählten Versuchsflächen.

**Abstandsabhängige Modellierung des Kreisflächenzuwachses von Oberstands-Kiefern und Unterstands-Buchen**

Ein bisher weitgehend ungelöstes Problem ist die Modellierung und Vorraussage des Wachstumsverhaltens von Mischbeständen in einer Form, dass sie Grundlage und Orientierung für die praktische Waldbewirtschaftung sein können. Anders als in Reinbeständen wird das Wachstumsverhalten des Einzelbaums im Mischbestand nicht nur von der intraspezifischen Konkurrenz, sondern auch von der Konkurrenz der Mischbaumart bestimmt. Grundsätzlich ist für das Wirkungsfeld der intra- und interspezifischen Konkurrenz zwischen dem Boden- bzw. Wurzelraum und dem Kronenraum zu unterscheiden. In zweischichtigen Kiefern-Buchen-Mischbeständen ist die Oberstands-Kiefer nur von der interspezifischen Konkurrenz durch die Buche im Wurzelraum betroffen, solange diese noch nicht in den Kronenraum der Kiefer eingewachsen ist. Für das Wachstum der unterständigen Buche ist dagegen sowohl im Wurzel- als auch im Kronenraum von der Konkurrenzwirkung der oberständigen Kiefer auszugehen. Zu klären ist, in welchem Maße das Zuwachsverhalten des Einzelbaums im Kiefern-Oberstand und im Buchen-Unterstand von Nachbarbäumen unterschiedlicher Dimension und Entfernung beeinflusst wird.

Datengrundlage zur Erarbeitung eines Modells:

- Brusthöhendurchmesser und Höhen aller Bäume im Herbst 1999,
- Kreisflächenzuwachs aller Bäume als Mittel der Zuwachsjahre 2000 bis 2003
- Lagekoordinaten der Stammachsen; damit die Möglichkeit der Berechnung von Stammabständen.

Für jeden Baum eines Bestandes im Kiefern-Ober- und im Buchen-Unterstand wurden Nachbarschafts, bzw. Konkurrenzindizes

$$NIB = \sum \frac{KFB_I}{E^{hb}} \cdot \frac{HB_I}{H_I}$$

für den Einfluss von Kiefern und

$$KFZ = \frac{a}{e^{b \cdot e^{\frac{e}{NIK \cdot 1000}}}}$$

für den Einfluss von Buchen

innerhalb eines Wirkradius $E_{max}$ berechnet. Hierbei bedeuten

- $KFK_i$: Kreisfläche der Oberstands-Kiefer i,
- $KFB_i$: Kreisfläche der Unterstands-Buche i,
- $E_i$: Entfernung vom Betrachtungsbaum j zum Nachbarbaum i,
- $HK_i$: Höhe der Oberstands-Kiefer i,
- $HB_i$: Höhe der Unterstands-Buche i,
- $H_j$: Höhe des Betrachtungsbaums j,
- $hk$: nichtlineare Entfernungswirkung von Kiefer,
- $hb$: nichtlineare Entfernungswirkung von Buchen.

Das Modellkonzept geht von der Annahme aus, dass der Einfluss eines Nachbarbaumes i auf den Kreisflächenzuwachs des jeweils untersuchten Baumes j umso größer ist, je höher die Kreisfläche des Nachbarbaumes ist. Der Einfluss des Nachbarbaumes nimmt mit zunehmender Entfernung $E_i$ ab. Da nicht a priori unterstellt werden kann, dass diese Abnahme linear erfolgt, wird mit den nichtlinearen Modellparametern $hk$ und $hb$ die entfernungsabhängige Wirkungsstärke von Kiefern und Buchen auf den Kreisflächenzuwachs des Betrachtungsbaums abgebildet. In die Summation werden alle Nachbarbäume aufgenommen, die innerhalb eines Wirkradius $E_{max}$ liegen. Unbekannt ist zunächst, bis zu welcher Entfernung Nachbar-Kiefern oder -Buchen einen messbaren Einfluss auf den Kreisflächenzuwachs des Betrachtungsbaumes haben. Deshalb muss $E_{max}$ aus dem Datenmaterial geschätzt werden. Erwartungsgemäß ist $E_{max}$ für den Einfluss von Kiefern- und Buchen-Nachbarn jeweils verschieden und muss hinsichtlich des Kreisflächenzuwachses von Kiefern und Buchen separat bestimmt werden. Optimale Parameter $hk$ und $hb$ sowie $E_{max}$ für Kiefer und Buche werden durch vollständige Enumeration ermittelt. Das Gesamtmodell des Kreisflächenzuwachses von Oberstands-Kiefern oder Unterstands-Buchen in Abhängigkeit von der abstandsabhängigen Konkurrenzwirkung der Nachbarbäume wird danach folgendermaßen formuliert:

$$KFZ = \frac{a}{e^{b \cdot e^{\frac{e}{NIK \cdot 1000}}}}$$

Die Modellparameter $a$, $b$ und $c$ werden als Regressionskoeffizienten in einem mehrstufigen linearen Modell geschätzt, dessen Einzelheiten hier nicht wiedergegeben werden können. Der Parameter $a$ stellt den maximal möglichen Kreisflächenzuwachs dar, der nur erreicht werden kann, wenn keinerlei Konkurrenzwirkung vorhanden ist. Anhand der Modellergebnisse wird deutlich, dass zwischen den Konkurrenz- bzw.

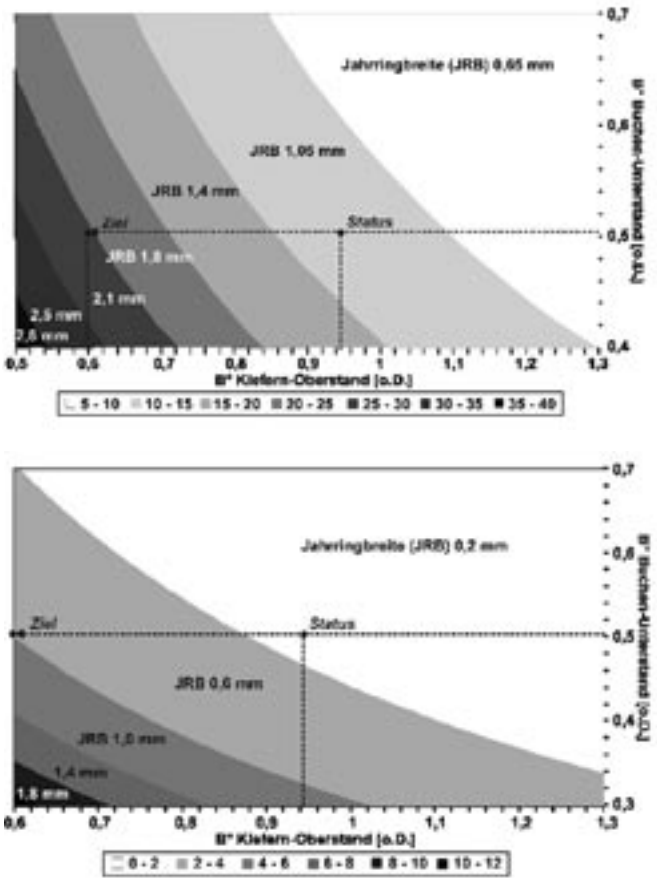



*Abb. 16 und 17: Nomogramme zur Darstellung des Kreisflächenzuwachses des Bestandesmittelbaumes von Oberstandskiefern (oben) und Unterstandsbuchen (unten) in Abhängigkeit von den Bestockungsgraden des Kiefern-Ober- und des Buchen-Unterstandes am Beispiel der Mischbestandsfläche IV*

Nachbarschaftsindizes NIK bzw. NIB und dem Bestockungsgrad des Kiefern-Oberstands bzw. des Buchen-Unterstands signifikante Beziehungen bestehen. Dies ermöglicht, den Kreisflächenzuwachs von Oberstands-Kiefern und Unterstands-Buchen in Nomogrammen in Abhängigkeit vom Bestockungsgrad im Ober- und Unterstand darzustellen (Abb. 16 und 17). In den Nomogrammen sind zur Verdeutlichung der Aussage den ausgewiesenen Kreisflächenzuwachswerten auch die ihnen entsprechenden Jahrringbreiten angegeben.

## 1.5 Waldbaulich-praktische Erkenntnisse und Empfehlungen

Auf buchentauglichen Standorten mittlerer Nährstoffversorgung des nordostdeutschen Tieflandes führt der Umbau von Kiefern-Reinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände bzw. in Buchen-Reinbestände zu einer Verbesserung der chemischen und biologischen Eigenschaften des humosen Oberbodens.

Erste Erfolge stellen sich bereits nach wenigen Jahren, eine weitergehende Melioration nach etwa 30 Jahren ein. Allerdings beschränken sie sich generell auf Humusauflage und oberen Mineralboden.

Neben der standörtlichen Ausstattung entscheidet die technologische Gestaltung der Waldumbaumaßnahmen über den Zeithorizont, in dem sich erste meliorative Effekte des Waldumbaus einstellen. Ziel muss die weitgehende Erhaltung der natürlichen vertikalen Struktur des humosen Oberbodens sein. Dies schließt tiefgehendes, diese Strukturen zerstörendes Pflügen aus.

Die Schichtenabfolge im Mischbestand (Ober-, Zwischen- und Unterstand) sowie auf Baumverteilung und Bestandesdichte zurückzuführende kleinflächige Strukturunterschiede bewirken eine Niederschlagsumverteilung, veränderte Anteile der einzelnen Verdunstungskomponenten an der Gesamtverdunstung und beeinflussen damit den Wasserverbrauch der Bestände. Im Flächenmittel erhöht sich innerhalb der Vegetationsperiode die Transpirationsverdunstung der Baumschicht und außerhalb derselben die Tiefenversickerung.

Mit dem Buchenunterbau ist der Rückgang und die Ausdunkelung der Bodenvegetation verbunden, deren Wurzeln eine sehr hohe Kontaktfläche zum Boden haben. Sie entfällt im Wurzelraum als scharfer Konkurrent der Kiefer um Nährstoffe und Wasser.

Im Verlauf des Waldumbaus wird eine große Menge an Wurzelmasse im Boden gebildet. Die Gesamtbiomasse im Boden wächst während der Umbaustadien wegen der intensiven Buchendurchwurzelung an. Flächenbezogen liegt die Feinwurzelmasse der Buche in den Umbaustadien beim Doppelten der Feinwurzelmasse der Kiefer. Dem Wurzelraum von Kiefern-Buchen-Misch- und Buchen-Reinbeständen kommt deshalb eine hohe Bedeutung als Kohlenstoffsenke zu, die Kiefernforste nicht leisten können. Die Forstwirtschaft kann durch Buchen-Voranbau auf großer Fläche die Bindung von Kohlendioxid fördern und damit wesentlich an der Umsetzung der Koyto-Verpflichtung mitwirken.

Die Skelett- und Feinwurzelsysteme von Kiefer und Buche sind hinsichtlich Architektur und Morphologie verschieden gestaltet, besetzen in Mischung unterschiedliche räumliche Nischen und zeichnen sich durch jeweils andere Wachstumsstrategien aus. Langfristig können auf hinsichtlich Trophie und Feuchte buchentauglichen Standorten meliorative Effekte und gesteigerte Produktivität festgestellt werden, weil beide Baumarten räumlich und teilweise auch zeitlich nicht auf die gleichen Ressourcen zugreifen.

Die Wirkung der Unterstands-Buchen auf das Wachstum der Oberstands-Kiefern und umgekehrt unterliegt stadialen Veränderungen. In Bezug auf das Wachstum der Kiefer wirken Buchen-Nachbarn zunächst hemmend, nach ca. 25 Jahren aber summarisch positiv, bzw. meliorativ. Der Kiefern-Oberstand wirkt zunächst indifferent, später hemmend auf das Wachstum der Unterstands-Buchen.

Für den Untersuchungsraum werden 8000 Pflanzen bei der Begründung für ausreichend gehalten. Bis zum Abschluss des Dickungsstadiums müssen die stärksten Protzen durch negative Phänotypenauslese beseitigt sein; es verbleiben etwa 7000 Pflanzen, von denen sich etwa 50 % als Plusbäume eignen sollen. Für die weitere Bestandesentwicklung muss die bei der Buche allgemein verbreitete Vorgehensweise, auf die weitgehend selbständige soziologische Differenzierung zu bauen und das Absinken von erheblichen Bestockungsanteilen in den Unter- und Zwischenstand zuzulassen, kritisch hinterfragt werden, weil von einer ausreichenden Selbstdifferenzierung der Kiefern-Buchen-Mischbestände nicht ausgegangen werden kann. Übernahmewürdiger hauptbestandsbildender Buchen-Unterstand wird erreicht, wenn die Oberstandskiefer zum Zeitpunkt des Unterbaus im Alter von 40–50 Jahren auf einen Bestockungsgrad von etwa 0,6 gebracht und dieser bis zum Aushieb der Altkiefern (etwa im Alter 140) auf etwa 0,5 abgesenkt wird. Der Buchenunterstand sollte im Alter 40 einen Bestockungsgrad von etwa 0,4 aufweisen und sich im Wesentlichen aus ca. 700–850 künftig herrschenden Bäumen ergeben. Bis zum Aushieb der letzten Kiefern soll der Bestockungsgrad dann auf Werte um 0,7 bis 0,8 anwachsen. Diese Empfehlungen stehen im Einklang mit Untersuchungsergebnissen von Lockow (1998).

Die Untersuchungen haben die Bedeutung von strukturell differenzierten Kleingruppen für das Feuchteregime nachgewiesen. Aufgrund dieser Ergebnisse wird empfohlen, die Entwicklung des Mischbestandes so zu beeinflussen, dass sich bei limitiertem Wasserhaushalt und vorgegebener Baumzahl Buchen- bzw. Kieferndominierte Areale abwechseln. Ziel ist die Erhöhung der bestockungsbedingten Feuchte in den Buchendominierten Arealen verbunden mit wachstumsbegünstigenden Effekten innerhalb und erhöhter Tiefensickerung außerhalb der Vegetationsperiode. Es wird damit eine auch bei der Naturverjüngung beobachtete Bestandesstrukturbildung unterstützt, wonach bei begrenzter Ressourcenverfügbarkeit ein kleinflächiger Verjüngungsprozess einsetzt, so dass der Gesamtbestand mosaikartig in Teilareale unterschiedlicher Struktur zerfällt. Letztlich wird damit auch für den angestrebten Waldumbau ein Vorgehen empfohlen, für das im schlagweisen Hochwald die durch Naturbeobachtung entstandene Betriebsform des gruppen- und horstweisen Femelschlages entwickelt wurde.

## 1.6 Synopse und Ausblick

In dem vorgelegten Forschungsvorhaben wurde das Augenmerk bewusst auf die integrative Verknüpfung der von der Bestandesstruktur abhängigen, hydroökologischen, bodenchemischen, humusmorphologischen, wurzelökologischen sowie der vegetations- und wachstumskundlichen Erhebungen gelenkt. Dadurch konnte nachgewiesen werden, dass sich im Verlauf des Umbauprozesses neben dem Licht- und Strahlungshaushalt auch der Feuchtehaushalt in Bestand und Boden, die Humuseigenschaften bezüglich Trophie und Feuchteregime und die Durchwurzelung des Bodenraumes mit Folgen für Vegetationsausbildung und Waldwachstum als resultierenden Größen verändern.

Zu Beginn des Unterbaus überwiegen bei noch gegebener „Kiefern-Ökologie“ die Konkurrenzbeziehungen der beiden Baumschichten. Mit zunehmender Dominanz der Buche, verbunden mit der Erschließung des Stamm- und des durchwurzelbaren Bodenraumes erfolgt eine Annäherung an eine „Buchen-Ökologie“. Mit sich verstärkenden synergistischen Beziehungen werden zunehmend meliorative Effekte wirksam. Diese können über den Zeigerwert der drastisch zurückgehenden Bodenvegetation, über qualitative und quantitative Humusparameter, das Durchwurzelungsregime und die realisierte Nettoprimärproduktion nachgewiesen werden. Der Unterbau führt in der Vegetationsperiode zu intensiver Feuchteausschöpfung des durchwurzelten Bodenraums, langfristig aber über die Sickerphasen vorwiegend außerhalb der Vegetationsperiode zu erhöhter Tiefensickerung und Grundwasserneubildung und somit zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes. Durch entsprechende Waldumbaustrategien von den naturfernen Kiefernforsten zu naturnahen Laubbaumbeständen bzw. Mischbeständen kann neben der Erhöhung der Stabilität der Bestände auch ein bedeutender Beitrag zur Erhöhung der wasserwirtschaftlichen Leistung der Wälder im Landschaftswasserhaushalt geleistet werden.

Nicht zuletzt wird mit der Umsetzung der die regionalen Besonderheiten beachtenden Forschungsergebnisse auf einer Waldfläche von 275000 ha ein Waldumbau gefördert, der der prognostizierten Klimaveränderung entgegenwirkt. Mit dem Waldumbau wird der mit der Kiefernbestockung verbundene Trend zu trockenem, warmem und lichtem Waldinnenklima, der durch den Anbau von trockenheitsresistenteren Arten noch verstärkt

würde, unterbrochen. Indem man bei prinzipiell laubbaumtauglichen Standorten und bei Kenntnis und bewusster Förderung und Ausnutzung der gewollten bzw. positiv zu bewertenden Rückwirkungen des Bestandes auf den Standort dem Laubbaum, hier speziell den Buchenwäldern, gezielt Entwicklungsmöglichkeiten schafft, bewirkt man eine Trendumkehr in Richtung auf feucht, kühl und dunkel. Damit werden Freiheitsgrade für die Waldbehandlung zurückgewonnen, die von verschiedenen Seiten bereits als verloren angesehen werden.

**Literatur**


Anders, S.; Beck, W.; Bolte, A.; Hofmann, G.; Jenssen, M.; Krakau, U.-K.; und Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Verlag Dr. Kessel, Remagen-Oberwinter: 283 S.

Bolte, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementevorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. – Stuttgart: Ulmer, 1999 (Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt; H. 7); Zugl.: Dresden, Techn. Univ., Diss.

Borken, W.; Xu, Y. J. und Beese, F. (2004): Ammonium, nitrate and dissolved organic nitrogen in seepage water as affected by compost amendment to European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. Plant and Soil 258: 121–134.

Borman, F. H. und Likens, G. E. (1976): Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. American Science 67: 660 – 669.

Borman, F. H. und Likens, G. E. (1979): Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York: 253 S.

Bray, J. R. (1956): Gap-phase replacement in a maple-basswood forest Ecology 37: 598 – 600.

Curt, Th. und Prévosto, B. (2003): Root biomass and rooting profile of naturally regenerated beech in mid-elevation Scots pine woodlands. Plant Ecology, 167: 269 – 282.

Curt, Th. und Prévosto, B. (2003): Rooting strategy of naturally regenerated beech in Silver birch and Scots pine woodlands. Plant and Soil 00: 1–15.

Curtis, J. T. (1959): The vegetation of Wiscon sin. Univ. Wiscon, Press, Madison: 657 S.

Dannroth, G. (1970): Ertragskundlich-standortskundliche Untersuchungen des Kiefernbestandes mit unter- und zwischenständiger Buche unter besonderer Berücksichtigung der standortsbedingten Grenze des Buchenunterbaus. Diss. A Berlin

Dittmar, O. und Knapp, E. (1989): Waldbauliche Behandlung von Kiefernbeständen mit Buchenunterbau zwecks Übernahme der Buche als Hauptbestand. Sozial. Forstwirtsch. 39, 5; 146–148

Heinsdorf, D.; Krauss, H. H. und Tölle, H. (1984): Untersuchungen der Entwicklung der Humus- und N-Vorräte des Bodens in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung. Forsch. Ber. Inst. f. Forstwiss. Eberswalde

Heinsdorf, M. (1997): Vergleichende boden- und ernährungskundliche Untersuchungen in Kiefernrein- und Kiefern-Buchen-Mischbeständen im Gebiet des nordostdeutschen Tieflandes. Diss. TU Dresden

Göhre, K. und Lützke, R. (1956): Der Einfluss von Bestandesdichte und -struktur auf das Kleinklima im Walde. Arch. Forstwes. 5: 487–572.

Hofmann, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes. In: Wald im Wandel. 9. Hamburger Forst- und Holztagung, 06.-09. Mai 1996. BFH-Mitt. 185: 45 –72.

Hüttl, R. F.; Bens, O. und Schneider, B. U. (2003): Waldnutzung, Waldschäden und Waldumbau. In: Hüttl, R. F. (Hrsg.): Boden, Wald und Wasser. Shaker-Verlag, Aachen: 8 – 55.

Köstler, J. N.; Brückner, E. und Biebelriether, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Parey, Hamburg: 284 S.

Lockow, K.-W. (1998): Langfristige Versuchsflächen Eberswalde. Der Kiefern-Lichtungsversuch mit Rotbuchenunterbau Schönholz 16. Beitr. f. Forstwirtschaft und Landschaftsökol. 32 (1998) 4; S. 145–154

Müller, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 35 (1). Berlin: 14–18.

Müller, J. (2002): Wasserhaushalt von Kiefern- und Buchen-Reinbeständen und von Kiefern- und Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Funktionen des Waldes in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XV. Praxiskolloquium der Landesforstanstalt Eberswalde am 25. Oktober 2001: 66–76.

Müller, J.; Beck, W.; Hornschuch, F.; Steiner, A. (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 3: 125–131.

Nielsen, C. Ch. N. und Mackenthun, G. (1990): Die horizontale Variation der Feinwurzelintensität in Waldböden in Abhängigkeit von der Bestockungsdichte. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 162, 5/6, 112–119.

Norden, U. (1994): Influence of broad-leaved tree species on pH and organic matter content of forest topsoils in Scania, south Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 9 (1): 1–8.

Papen, H.; Butterbach-bahl, K.; Gasche, R.; Zumbusch, E.; Willibald, G. und Nübling, J. (2001): Umwandlung von Kiefernreinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischwälder: Auwirkungen auf mikrobielle N- und C-Umsetzungen sowie gasförmige N- und C-Verluste. Arbeitsbericht zum Forschungsprojekt BMBF-BEO 0339729A. Garmisch-Partenkirchen.

Pretzsch, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag Berlin: 341 S.

Santa, R. I. and Tarazona, T. (2000): Nutrient return to the soil through litterfall and throughfall under beech and pine stands of Sierra de la Demanda, Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation 14 (3): 239–252.

Shugart, H. H. (1984): A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models. Springer-Verlag New York, Berlin, Heidelberg, Tokio: 278 S.

Steiner, A. und Hornschuch, F. (2003): Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland – Auswirkungen auf chemischen Zustand, biologische Aktivität und Lumbriciden-Zönose des Bodens. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 102 (2): 843–844.

Stock, M. und Toth, F. (Hrsg., 1996): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg – Pilotstudie. Institut für Klimafolgenforschung e. V., Potsdam.

Wagenknecht, E. (1997): Waldbauliche Konsequenzen der Klimaänderung. AFZ/Der Wald 52: 5–7.

Wagner, S. und Nagel, J. (1992): Ein Verfahren zur PC- gesteuerten Auswertung von Fisheye-Negativfotos für Strahlungsschätzungen. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. 163 (6): 110–116.

Watt, A. S. (1925): On the ecology of British beech woods with special reference to their regeneration (part II): The development and structure of beech communities on the Sussex Downs. Journal of Ecology 13: 27–73.

Watt, A. S. (1947): Pattern and process in the plant community. Journal of Ecology 35: 1–22.

# 2 Waldbewirtschaftung zwischen Waldnatur und Forstkultur – Beiträge der ökologischen Forschung zur waldbaulichen Optimierung von Naturabweichungen in nordostdeutschen Wäldern

MARTIN JENSSEN* und
GERHARD HOFMANN*

*„Wie weit wir vom Wege der Natur abweichen dürfen, ohne uns selbst zu schaden, das ist die große Frage, aber auch die große Kunst des Waldbaus!“*
*ALFRED DENGLER (1930)*

Auf der Grundlage vielfältiger Untersuchungen zur Ökologie von Kiefernforsten, Kiefern-Buchen- Halbforsten und Buchenwäldern werden Thesen zur Nachhaltigkeit eines ökologischen Waldumbaus und zur naturnahen Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland abgeleitet. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass ein Umbau von Kiefernforsten zu Buchenwäldern auf den Grund- und Endmoränenstandorten Nordbrandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns mit mittlerer bis kräftiger und kräftiger Nährstoffversorgung mit besonderem Nachdruck durchgeführt werden sollte. Auf unzureichend nährstoffversorgten Sandböden unter niederschlagsarmen Bedingungen hingegen ist ein hoher Kiefernanteil aus ökonomischen und ökologischen Gründen auch in Zukunft zu erhalten. Laubbäume sollten in diesen Standortsbereichen gezielt vor allem zur Erhöhung von Stabilität und Wohlfahrtsleistungen der Wälder angebaut und gefördert werden. Untersuchungen zur natürlichen Regeneration baltischer Buchenwälder zeigen, dass ein auf lange Verjüngungszeiträume von mehreren Jahrzehnten angelegter Femelschlagbetrieb, in dem über die Fläche verteilte, lang-ovale, von Süden nach Norden orientierte Kronendachlücken geschaffen und sukzessive erweitert werden, am ehesten natürlichen Regenerationsabläufen nahe kommt, die Bewirtschaftungsaufwände senken und die Stabilität der Buchenwälder positiv beeinflussen kann.

## 2.1 Einleitung

Der seit der Nacheiszeit ständig zunehmende menschliche Einfluss auf den Wald hatte zu Beginn der Neuzeit im ostdeutschen Tiefland ähnlich wie im gesamten Mitteleuropa zu einer nahezu vollständigen Zerstörung der ursprünglichen Naturwaldstrukturen geführt. Mit den vor etwa 200 Jahren aus akuter Holznot heraus künstlich begründeten Kiefernforsten wurde in historisch außerordentlich kurzer Zeit auf etwa einem Viertel der potenziellen Waldfläche die Vegetationsform Wald wieder etabliert. Die von den Vätern der „geregelten Forstwirtschaft“ als pionierwaldartige Initialstadien auf degradierten Böden in einer weit gehend waldfreien Landschaft gedachten gleichaltrigen Monokulturen wurden im System des schlagweisen Hochwaldes über mehrere Bestandesgenerationen auf dem größten Teil der Waldfläche bis auf den heutigen Tag fortgeführt. So finden sich Kiefern-Reinbestände in Mecklenburg-Vorpommern auf der knappen Hälfte der Waldfläche, wobei ihr potenzieller natürlicher Anteil lediglich 1 % beträgt. In Brandenburg liegt der Kiefernanteil über 80 % im Vergleich zu einem potenziellen natürlichen Anteil von etwa 13 %.

Die Umwandlung eines Großteils dieser naturfernen Kiefernforsten in naturnähere Laubbaum-Kiefern-Mischbestände und Laubbaumwälder ist eine mittel- bis langfristige forstpolitische Zielvorgabe sowohl in Mecklenburg-Vorpommern als auch in Brandenburg. Darüber hinaus orientieren beide Bundesländer auf möglichst naturnahe Bewirtschaftungsformen der derzeit vorhandenen und künftig zu entwickelnden Wälder.

Die Ziele eines ökologischen Waldumbaus sind auf die Sicherung der Nachhaltigkeit der Waldwirtschaft in ökonomischer, ökologischer und sozialer Sicht gerichtet. Im Hinblick auf die Verbesserung der wirtschaftichen Situation der Forstwirtschaft soll die Minimierung von Bewirtschaftungsaufwänden durch Nutzung von Potenzialen natürlicher Selbstorganisation und die bessere Nutzung natürlicher Standortspotenziale im Wirtschaftsprozess, die Erzeugung hoher Qualitäten im Sinne des Holzmarktes und die Erhöhung von Stabilität und Standortsplastizität der Wälder auch unter sich verändernden Umwelt-, insbesondere Klimabedingungen erreicht werden.

* *Waldkunde-Institut Eberswalde*

Darüber hinaus gibt es gesellschaftliche Erwartungen zu Leistungen des Waldes, aus denen die Forstwirtschaft derzeit keinen oder nur geringen wirtschaftlichen Vorteil ziehen kann. Zu diesen „Wohlfahrtsleistungen“ gehören der Erhalt bzw. die Erhöhung der Biodiversität, die Erhöhung der Schutzfunktion der Wälder für Atmosphäre, Grundwasser und Boden sowie die Verbesserung der Erholungsfunktion.

Die insbesondere in den letzten Jahren erarbeiteten wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Waldumbau haben deutlich gemacht, dass nicht alle diese Ziele gleichermaßen und auf der ganzen Fläche zu erreichen sind. So stellen sich verschiedene Wirkungen einer Entwicklung hin zu naturnäheren Wäldern auf unterschiedlichen Zeitskalen ein und sind abhängig vom jeweiligen Standort und der Betrachtungsebene. Hieraus ergeben sich widersprüchliche Bewertungen dieser Wirkungen aus der jeweils spezifischen Sicht von Nutzern und Entscheidungsträgern.

In dieser Arbeit werden Erkenntnisse der waldökologischen Forschung zur Optimierung der Naturabweichung der Wälder in Raum und Zeit vorgestellt, die aus Untersuchungen vor allem im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ im nordostdeutschen Tiefland abgeleitet wurden. Den Schwerpunkt bilden Beiträge zu der Frage, in welchem Ausmaß, in welchen Standortsbereichen und in welcher Verteilung ein Umbau von Kiefernforsten in Kiefern-Buchen-Mischwälder und Buchenwälder im Sinne einer umfassenden Nachhaltigkeit sinnvoll ist und inwieweit Erkenntnisse der Naturwaldforschung für eine an natürlichen Prozessabläufen orientierte Bewirtschaftung von Buchenwäldern nutzbar gemacht werden können.

## 2.2 Zum Umbau von Kiefernreinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände und Buchenwälder im ostdeutschen Tiefland

### 2.2.1 Verbesserte Nutzung von Standortspotenzialen durch natürliche Baumarten

Hofmann konnte bereits 1986 für die Waldfläche der ostdeutschen Bundesländer nachweisen, dass die natürlichen Baumarten gegenüber den heute dominierenden Kiefern- und Fichtenbestockungen eine höhere durchschnittliche Nettoprimärproduktion an oberirdischer Holzbiomasse ermöglichen. Dies gilt insbesondere auch für die klimatisch begünstigten Grundmoränenstandorte Nordbrandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns, wo bei derzeitiger Baumartenzusammensetzung lediglich 86 % desjenigen durchschnittlichen Holzuwachses erreicht werden können, der bei potenzieller natürlicher, vor allem durch die Buche dominierter Baumartenzusammensetzung möglich wäre. Demgegenüber werden in den niederschlagsärmeren und vor allem durch leichte Sandböden charakterisierten Waldgebieten des mittleren und südlichen Brandenburgs, wo von Natur aus vor allem die heimischen Eichenarten und die Hainbuche einen hohen Bauwert besitzen würden, unter der derzeitigen Kieferndominanz bereits 96 % des natürlichen Potenzials an durchschnittlichem Holzzuwachs erbracht (Hofmann 1986).

Ein Vergleich des Produktionspotenzials an Holzbiomasse zwischen den naturnahen Buchenwäldern des ostdeutschen Tieflands und den an ihrer Stelle großflächig stockenden Kiefernforsten zeigt, dass die Baumart Kiefer vor allem auf den mittleren bis kräftigen und kräftigen Standorten die gegebenen Standortspotenziale nur ungenügend ausnutzen kann (Tab. 1). In diesen Standortsbereichen ergibt sich eine Minderleistung der Baumart Kiefer gegenüber der Buche von 1–1,5 Tonnen Baumholz-Trockenmasse je Hektar und Jahr, während diese Differenz im ziemlich armen Bereich lediglich bei 0,3 – 0,7 Tonnen liegt. Bedenkt man weiterhin die kürzeren Produktionszeiträume in Kiefernforsten, die geringeren Qualitäten von Laubholzbestockungen im ärmeren Standortsbereich und geht davon aus, dass auch in Zukunft ein Markt für Kiefernholz vorhanden sein wird, dürfte ein Umbau vor allem im mittleren bis kräftigen und kräftigen, nicht jedoch im ziemlich armen Bereich als ökonomisch nachhaltig einzuschätzen sein.

*Tab. 1: Durchschnittlicher Gesamtzuwachs (DGZ) an Baumholz (Trockenmasse) und Parameter der Pflanzenartenvielfalt (mittlere Artenzahl und Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Rote-Listen-Arten nach Jedicke 1997 auf jeweils 400 m²) für Ökosysteme der Baumarten Kiefer und Buche auf mittelfrischen Standorten im Buchenwald-Klimagebiet des ostdeutschen Tieflands in Abhängigkeit von der Nährkraftstufe.*
*Der DGZ wurde unter der Annahme zuwachsoptimaler Grundflächenhaltung aus den von Jenssen & Hofmann (2004) ermittelten Alters-Höhenbeziehungen unter Nutzung der Ertragstafelbeziehungen von Lembcke et al. (1975) und Dittmar et al. (1986) ermittelt*

| Standortsformengruppe | Natürlicher Kiefernwald *Sekundärer Kiefernforst* | | | | | | | | *Kiefern-Buchen-Halbforst* | | Naturnaher Buchenwald | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | DGZ an Baumholz im Alter 110 (t ha$^{-1}$ a$^{-1}$) | | Mittlere Pflanzenartenzahl (400 m²) | | Wahrscheinlichkeit des Vorkommens geschützter Pflanzenarten auf 400 m² (%) | | Mittlere Pflanzenartenzahl (400 m²) | Wahrscheinlichkeit des Vorkommens geschützter Pflanzenarten auf 400 m² (%) | | DGZ an Baumholz im Alter 135 (t ha$^{-1}$ a$^{-1}$) | Mittlere Pflanzenartenzahl (400 m²) | Wahrscheinlichkeit des Vorkommens geschützter Pflanzenarten auf 400 m² (%) |
| **A 2** | Beerkraut-Kiefernwald | | 3,1 ± 0,3 | | 3,1 ± 0,3 | | 3,1 ± 0,3 | | | | | | | |
| **Z 2** | (a) *Drahtschm.-Kiefernforst* | (b) *Blaubeer-Kiefernforst* | (a) *3,6 ± 0,5* | (b) *4,0 ± 0,4* | (a) *17 ± 7* | (b) *17 ± 6* | (a) *41* | (b) *42* | *11 ± 3* | 15 | Blaubeer-Kiefern-Traubeneichen-Buchenwald | *4,3 ± 0,5* | *15 ± 6* | *49* |
| **Z$^+$2** | | | | | | | | | | | Schattenblumen-Buchenwald | *4,8 ± 0,6* | *12 ± 6* | *12* |
| **M 2** | (a) *Himbeer-Drahtschm.-Kiefernforst* | (b) *Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst* | (a) *4,9 ± 0,4* | (b) *5,1 ± 0,4* | (a) *22 ± 6* | (b) *19 ± 5* | (a) *8* | (b) *15* | *15 ± 6* | 4 | | | | |
| **M$^+$2** | | | | | | | | | | | Flattergras-Buchenwald | *5,9 ± 0,6* | *17 ± 7* | *1* |
| **K 2** | *Himbeer-Kiefernforst* | | *5,1 ± 0,3* | | *27 ± 6* | | *0* | | *16 ± 4* | 0 | Perlgras-Buchenwald | *6,5 ± 0,6* | *24 ± 6* | *1* |
| **R 2** | | | | | | | | | | | Frühlingsplatterbsen-Buchenwald | *7,1 ± 0,5* | *32 ± 6* | *1* |

Mit Einbringung der zweiten Baumschicht wird im Kiefern-Buchen-Mischbestand die standörtliche Zuwachsreserve aktiviert und kann in ihrer Verteilung zwischen oberständigem Kiefern- und unterständigem Buchenbestand in weiten Grenzen durch Dichteregulierung des Oberstandes gesteuert werden (Anders et al. 2004). Eine wichtige Ursache für diese Leistungssteigerung ist die Senkung der Niederschlagsverluste im Kronendach und am Waldboden und die mit der besseren Wasserverfügbarkeit im Wurzelbereich einhergehende, die Stabilität und das Wachstum fördernde Zunahme der Bestandestranspiration. Die Verbesserung des Oberbodenzustandes erfolgt allmählich, so dass in etwa 100 Jahre nach erfolgter Einbringung der Buche in wesentlichen, wenn auch nicht allen Schlüsselparametern dem Buchenwald in wiederholter Generation vergleichbare Oberbodenzustände erreicht werden.

## 2.2.2 Das Höhenwachstum von Kiefer und Buche und Bedingungen ihrer gegenseitigen Mischbarkeit

Eine Analyse des Höhenwachstums der stark schattenden Buche und der Lichtbaumart Kiefer zeigt, dass ein weit gehend gleichwüchsiges Verhalten von Kiefer und Buche bis in ein hohes Alter selbst organisierter Bestandesentwicklung lediglich im Bereich des Kiefern-Traubeneichen-Buchenwaldes an der ökologischen Grenze des bestandesbildenden Auftretens der Buche, auf ziemlich armen bis armen Sandböden unter mäßig trockenen Wasserhaushaltsbedingungen zu beobachten ist (Abb. 1 A). Nur in diesem ökologischen Grenzbereich ist eine kleinflächige gleichaltrige Mischung beider Baumarten ohne forstliche Steuerung dauerhaft stabil, da das Höhenwachstumspotenzial der Buche so stark reduziert ist, dass sie es bis in hohe Bestandesalter nicht vermag, die Kiefer zu überwachsen.

Auf mittelmäßig nährstoffversorgten Sandböden mit mäßig frischem Wasserhaushalt, im Bereich der Schattenblumen-Buchenwälder, zeigt die Kiefer etwa bis zum Alter 100 ein vorwüchsiges Verhalten, bleibt dann jedoch im Höhenwachstum zunehmend hinter der Buche zurück (Abb. 1 B). In gleichaltrigen Mischungen wären daher ab diesem Bestandesalter gezielte Freistellungen erforderlich.

Die Überlegenheit der Buche im Höhenwachstum mit zunehmendem Bestandesalter und die Verkürzung der Phase relativer Vorwüchsigkeit der Kiefer nehmen mit weiter ansteigendem Nährkraftpotenzial des Standortes enorm zu (Abb. 1 C–D). Im ökologischen Bereich des natürlichen Flattergras-Buchenwaldes, d. h. auf mittleren bis nährkräftigen Standorten und mittleren Jahresniederschlägen über 600 mm, zeigt die Buche bereits eine so starke Konkurrenzüberlegenheit, dass die Kiefer im Baumholzstadium vollständig ausgedunkelt wird. Im Alter 140 beträgt die Oberhöhendifferenz zwischen Buche und Kiefer bereits mehr als 5 m (Abb. 1 D). Der Erhalt eines nennenswerten Kiefernanteils über das Alter 100 hinaus erfordert starke Eingriffe in den einwachsenden Buchenbestand und führt daher auch zu erheblichen Minderleistungen. In diesem, einen hohen Anteil der Waldfläche einnehmenden Standortsbereich kann daher eine Begründung von Kiefern-Buchen-Mischbeständen ausschließlich auf dem Wege eines Buchen-Unterbaus erfolgen. Ein Entwicklungsvorlauf des Kiefernbestandes von mindestens 50 Jahren gewährleistet einen über lange Zeiträume stabilen Mischbestand ohne hohen Regulierungsaufwand. Erfolgt der Unterbau zu früheren Zeitpunkten, so muss der Kiefernschirm lange relativ dicht gehalten werden, wenn einem zu raschen Einwachsen des Buchenbestandes und einer vorzeitigen Entmischung des Oberbestandes entgegengewirkt werden soll.

In der Regel wird mit dem Unter- bzw. Voranbau der Buche unter die aufgelichteten Kiefernbestände ein zweischichtiger Mischbestand begründet, der mit der Entnahme der Kiefern spätestens nach 60 bis 90 Jahren nach Unterbau in einen einschichtigen und somit wieder relativ strukturarmen Buchen-Hallenbestand überführt wird.

Das rasche Höhenwachstum der Kiefer in der Jugend ist ein wesentlicher Grund, warum mit dieser Baumart auch im ziemlich armen und mittelmäßig nährstoffversorgten Standortsbereich relativ gute Schaftholzqualitäten erzeugt werden können.

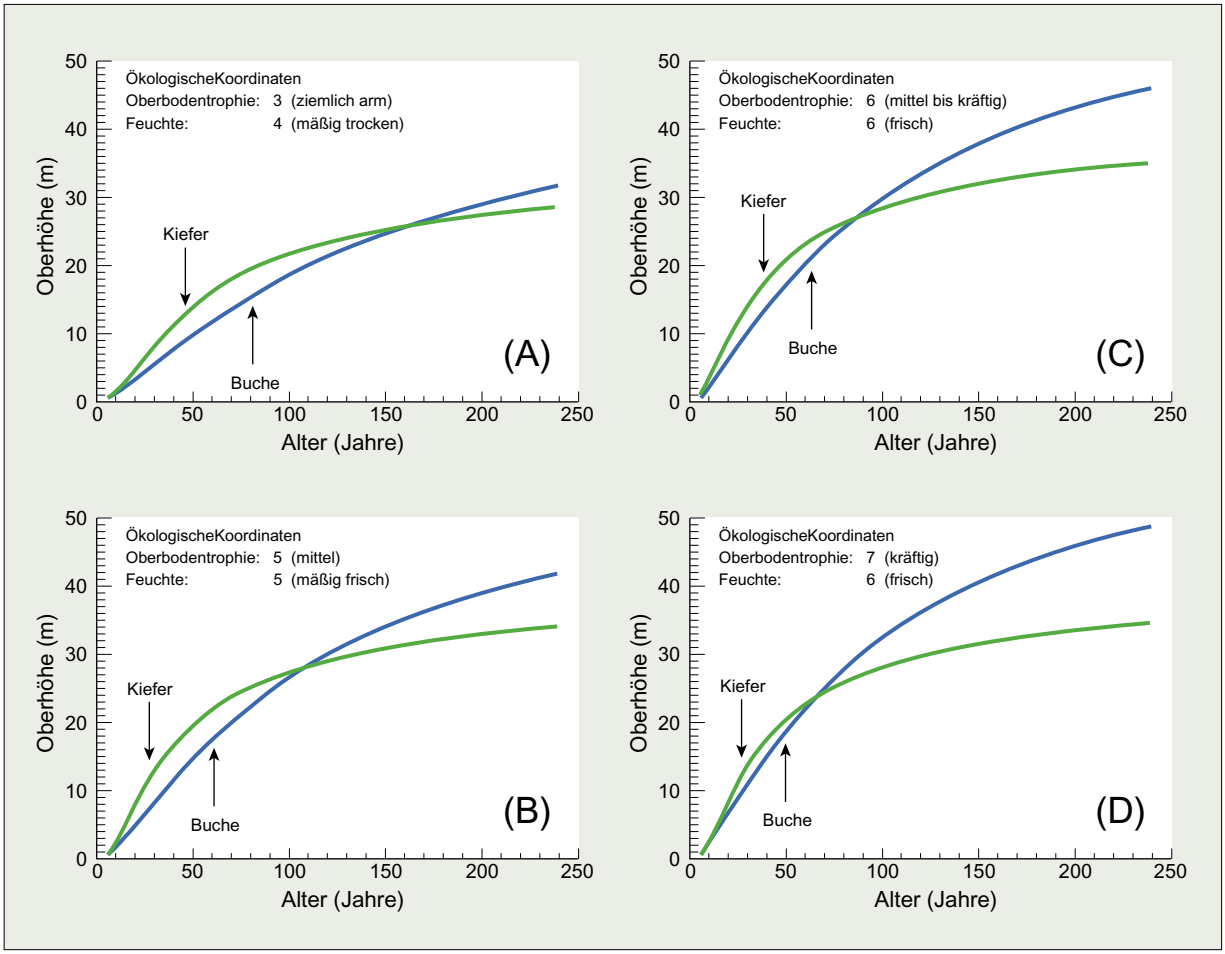



*Abb. 1: Vergleich der Oberhöhenentwicklung der Baumarten Buche und Kiefer unter verschiedenen Standortsbedingungen nach Jenssen & Hofmann (2004):*

*(A) an der ökologischen Grenze des bestandesbildenden Auftretens der Rotbuche, auf ziemlich armen bis armen, mäßig trockenen Sandböden bei Jahresniederschlägen um 580 mm (Übergangsgebiet zum klimatischen Eichenmischwaldgebiet), Humusform Rohhumus bis rohhumusartiger Moder, C/N-Verhältnis knapp unter 30*

*(B) auf Sandböden mittlerer Nährkraft mit mäßig frischem Wasserhaushalt und Jahresniederschlägen über 600 mm, Humusform Moder, C/N-Verhältnis um 20*

*(C) auf lehmigen Sandböden und Tieflehmen mittlerer bis kräftiger Nährkraft und Jahresniederschlägen über 600 mm, Humusform Moder bis mullartiger Moder, C/N-Verhältnis um 17*

*(D) auf nährkräftigen Lehmböden mit Jahresniederschlägen über 600 mm, Humusform mullartiger Moder, C/N-Verhältnis um 14*

## 2.2.3 Wirkungen des Umbaus auf Boden, Grundwasser und Atmosphäre

Mit dem Umbau der Kiefernforsten in Buchen-Mischbestände und Buchenwälder sind eine Reihe von Vorteilswirkungen im Hinblick auf den Schutz von Boden, Grundwasser und Atmosphäre verbunden, die häufig jedoch erst nach mehreren Jahrzehnten auftreten.

Die Auflichtung des Kiefernbestandes und die Pflanzung der Buchen nach Bodenbearbeitung führen zunächst auf der Zeitskala von mindestens einem Jahrzehnt zu einer Öffnung und Entkopplung eingespielter Stoffkreisläufe, die mit einem Anstieg bodenbürtiger $CO_2$-Emissionen und gasförmiger N-Verluste (Papen et al. 2004) sowie einer weiteren Humusakkumulation in der Auflage und einem Absinken der Humusvorräte im Mineralboden (Hüttl et al. 2003) verbunden sind.

Erst im entwickelten Mischbestand – etwa 30 bis 50 Jahre nach erfolgtem Unterbau – kommt es dann aufgrund einer verschärften Konkurrenzsituation zwischen Buchen, Kiefern, Bodenvegetation und Mikroorganismen zu einer im Vergleich mit dem reinen Kiefernbestand starken Schließung der Stoffkreisläufe, die sich in einer Minimierung der gasförmigen Stickstoffverluste und einer weit

gehenden Verwertung des mineralisierten N als Ammonium-N, d. h. bereits auf der ersten Stufe der mikrobiellen N-Nachlieferung äußert. Mit dem Absinken der Netto-Nitrifikation wird gegenüber dem reinen Kiefernbestand die potenzielle Grundwassergefährdung durch Nitratauswaschung erheblich reduziert. Eine Vorteilswirkung auf den Landschaftswasserhaushalt ist in diesem Stadium nur geringfügig vorhanden, da der gegenüber dem Kiefernbestand zu verzeichnende Niederschlagsgewinn am Waldboden weitgehend durch den transpirativen Wasserverbrauch des aufwachsenden Buchenbestandes aufgezehrt wird.

Mit der Entnahme der Kiefern und der weiteren Entwicklung des an Stammzahl abnehmenden Buchenbestandes kommt es wieder zu einer gewissen Öffnung der Stoffkreisläufe, wobei nun vor allem denitrifikatorische Prozesse an Bedeutung zunehmen, was mit erhöhten Lachgasemissionen aus dem Waldboden verbunden ist (Papen et al. 2004). Diese werden jedoch in ihrer Treibhauswirkung auf das Klima um wenigstens eine Größenordnung durch zusätzliche C-Einbindung vor allem in das Baumholz kompensiert, so dass im Ergebnis des Unterbaus eine gegenüber dem Kiefernbestand erhöhte kumulative Senkenfunktion des Waldbestandes im Hinblick auf klimawirksame Treibhausgase erzielt wird. Langfristig kommt es auch zu einer Humusakkumulation und damit zunehmenden C-Speicherung im Mineralboden (Hüttl et al. 2003). Unter sandigen Substraten ist im entwickelten Buchenbestand bei Freilandniederschlägen um 600 mm pro Jahr eine gegenüber dem Kiefernbestand in der Größenordnung von 50 mm pro Jahr erhöhte Tiefenversickerung zu verzeichnen (Anders et al. 2004).

### 2.2.4 Pflanzenartenvielfalt in ihrer Abhängigkeit von Standort und Vegetation

Als Primärproduzenten besitzen Pflanzen eine herausragende Rolle im Ökosystem, weshalb die Vielfalt der Pflanzenarten eine Führungsgröße für Biodiversität in Wäldern darstellt. Betrachtet man die Pflanzenartenvielfalt während der Baumholzstadien für eine Reihe von Waldvegetationstypen im grundwasserfernen Standortsbereich und vergleicht sie mit den ökologischen Zustandskoordinaten Bodennährkraft und Licht, so erkennt man, dass sich die Pflanzenartenvielfalt in Waldungen systematisch mit den ökologischen Zustandsbedingungen verändert. Sie wächst bei vergleichbarem Licht- und Wärmeklima mit der Nährstoffausstattung der Standorte sowie mit zunehmendem Licht und Wärmeangebot (Jenssen & Hofmann 2002).

Die natürliche Waldvegetation ist das Ergebnis einer durch Konkurrenzprozesse vermittelten Standortsauslese, in deren Ergebnis unter lokal gegebenen standörtlichen Bedingungen nur eine begrenzte Anzahl von Arten aus dem regionalen Artenpool zur Entfaltung gelangen. Ein ausgesprochenes Minimum der Vielfalt wird während der stammzahlreichen, konkurrenzintensiven frühen Entwicklungsstadien erreicht. Im Baumholzstadium verringert sich der Konkurrenzdruck und die Artenzahl steigt deutlich. Allerdings werden in bewirtschafteten Wäldern die Lebenszyklen zum Ende des Baumholzstadiums abgebrochen, während in natürlichen Wäldern artenreichere Altbaum-Stadien anschließen (Abb. 2). Ein ausgesprochenes Maximum wird im natürlichen Zerfallsstadium erreicht, das einer selbstorganisierten „Störung“ der eingespielten Beziehungen zwischen Standort und Vegetation entspricht. Vorhandene Samenbanken werden aktiviert, die Regeneration der Pflanzenarten und damit auch die Neukombination des genetischen Materials werden gefördert. Hierdurch wird unter natürlichen Bedingungen eine hohe Anpassungs- und Entwicklungsfähigkeit sowohl auf Populations- als auch auf Ökosystemebene gewährleistet.

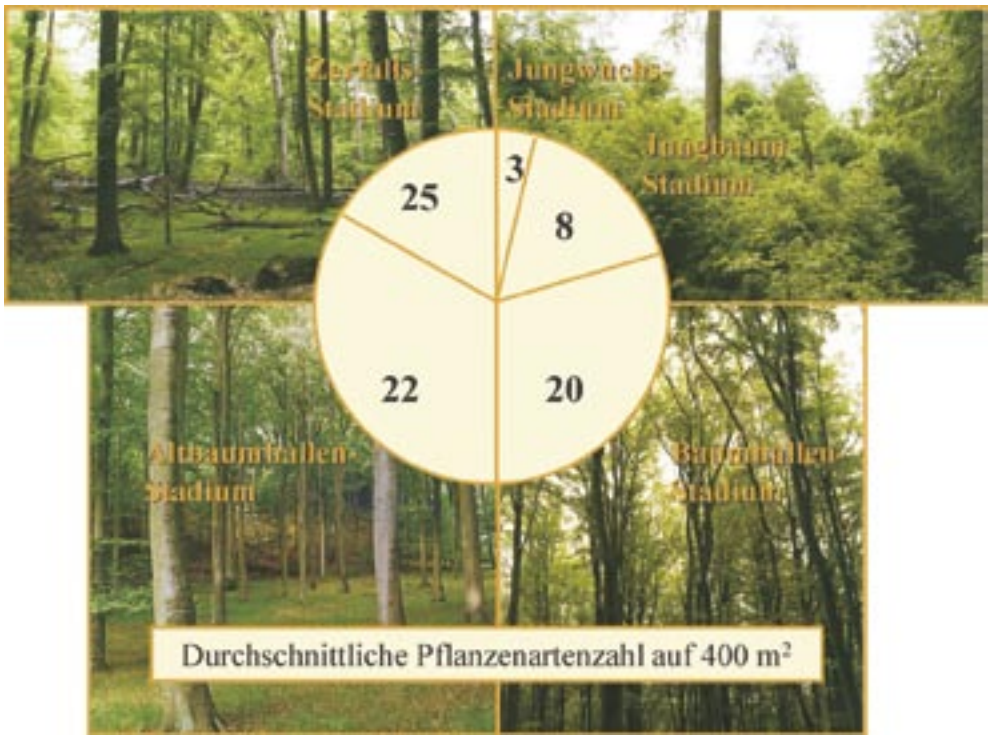



*Abb. 2: Veränderung der Pflanzenartenvielfalt (Artenzahl) mit dem Entwicklungsstadium im natürlichen Perlgras-Buchenwald (Jenssen & Hofmann 1996). Der natürliche Lebenszyklus umfasst einen Zeitraum von etwa 300 bis 350 Jahren und wird durch den Kreis symbolisiert. Die Größe der Kreissegmente entspricht der Dauer der aufeinander folgenden Stadien*

## 2.2.5 Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt durch großflächige Kiefernforsten

Während die Beschränkung der natürlichen Lebenszyklen in Wirtschaftswäldern auf die frühen Entwicklungsstadien zu einer Verringerung der Phytodiversität führt, kann der Anbau nicht standortsausgelesener Baumarten mit einer Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt verbunden sein.

Vergleicht man die potenzielle natürliche mit der aktuellen Waldvegetation auf den 1,9 Mio. ha derzeitiger Waldfläche des ostdeutschen Tieflandes, so wird deutlich, welche erheblichen Auswirkungen diese großflächige Störung der natürlichen Beziehungen zwischen Standort und Waldvegetation auf Vielfalt und qualitative Zusammensetzung der Pflanzenarten hat (Tab. 2). Der Kiefern-Anbau ist zwar mit einer starken Monotonisierung des Waldbildes, im Mittel jedoch mit einer Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt verbunden: Die flächengewogene mittlere Pflanzenarten-Anzahl ist gegenüber einer naturnahen Bestockung um 3 Arten auf derzeit insgesamt 20 verschiedene Arten pro 400 m² erhöht. Im reichen bis kräftigen Standortsbereich ist ein Verlust typischer Laubwaldarten der Bodenvegetation von etwa 250 000 ha Bodenbedeckung zu verzeichnen, der mengenmäßig über Flächenzugewinne vor allem von Himbeere, Brombeere und Moosen kompensiert wird. Im mittleren bis armen Standortsbereich hingegen führt die Verdrängung von Laubwäldern durch Nadelbaumforsten auf insgesamt 1,2 Mio. ha Waldfläche nur zu unbedeutenden Flächenverlusten für Pflanzenarten, jedoch zu enormen Zugewinnen vor allem für Moose (600 000 ha), Drahtschmiele (300 000 ha), Adlerfarn und Zwergsträucher wie Blaubeere, Preiselbeere oder Heidekraut.

*Tab. 2: Vergleich der potenziellen natürlichen und der aktuellen Waldvegetation des ostdeutschen Tieflandes hinsichtlich der Zahl und Mengenentfaltung wichtiger Pflanzenarten (Jenssen & Hofmann 2002)*

| Nährkraftstufe | pot.-nat. | aktuell | Diff. | pot.-nat. | aktuell | Diff. |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | reich bis kräftig | | | mittel bis arm | | |
| Häufigste Humusform | mullartig. Moder | Moder | | rohhum. Moder | Roh-humus | |
| C/N-Verhältnis 0–5 cm Tiefe, Mittelwerte | 13,5 | 17,9 | +4,4 | 24,4 | 25,8 | +1,4 |
| pH/KCL 0–5 cm Tiefe, Mittelwerte | 5,2 | 4,3 | −0,9 | 3,8 | 3,4 | −0,4 |
| Mittlere Pflanzen-Artenzahl auf 400 qm | 24,6 | 25,5 | +0,9 | 14,6 | 17,9 | +3,3 |
| Mittlere Deckung von II–IV in % | 76,1 | 76,4 | +0,3 | 39,2 | 67,6 | +28,5 |
| Flächendeckung in | 1000 ha | 1000 ha | 1000 ha | 1000 ha | 1000 ha | 1000 ha |
| **I. Baumschicht** | | | | | | |
| Naturnahe Laubbaum-Bestände | 437 | 138 | −299 | 1309 | 108 | −1201 |
| Naturnahe Kiefern-Bestände | | | | 154 | 154 | 0 |
| Angebaute Nadelbaum-Bestände | | 299 | +299 | | 1201 | +1201 |
| **II. Strauchschicht** | | | | | | |
| Himbeere, Brombeere | 13 | 154 | +141 | 25 | 60 | +35 |
| Blaubeere, Preiselbeere, *Calluna*-Gruppe | | | | 158 | 243 | +85 |
| **III. Kräuter, Gräser** | | | | | | |
| *Carex-elata-, Iris*-Gruppe | 33 | 9 | −24 | | | |
| *Ficaria*-Gruppe | 112 | 30 | −82 | | | |
| *Stachys-, Urtica*-Gruppe | 42 | 30 | −12 | | | |
| *Aegopodium-, Mercurialis*-Gruppe | 38 | 9 | −29 | | | |
| *Galium odoratum-, Galeobdolon*-Gruppe | 63 | 26 | −37 | 1 | | −1 |
| *Milium-, Anemone nemorosa*-Gruppe | 74 | 35 | −39 | 10 | 1 | −9 |
| *Dactylis*-Gruppe | 22 | 10 | −12 | | | |
| *Oxalis acetosella* | 40 | 29 | −11 | 20 | 10 | −10 |
| *Deschampsia flexuosa* | 2 | 15 | +13 | 203 | 508 | +305 |
| *Pteridium aquilinum* | | 9 | +9 | 64 | 167 | +103 |
| **IV. Moose, Flechten** | | | | | | |
| *Pleurozium-, Scleropodium*-Gruppe | | 98 | +98 | 63 | 656 | +593 |
| *Dicranum scoparium*-Gruppe | | | | 35 | 46 | +11 |
| *Cladonia*-Gruppe | | | | 7 | 7 | 0 |

# 2.2.6 Die Entwicklung der Pflanzenartenvielfalt nach Buchen-Unterbau in Kiefernbeständen

Die Kiefernforsten besitzen im natürlichen Buchenwaldklimagebiet des nordostdeutschen Tieflands auf allen Nährkraftstufen eine höhere Pflanzenartenvielfalt als jene natürlichen Waldgesellschaften, deren Ersatzgesellschaften sie bilden. Ein deutliches Minimum wird während der Umbauphase in den zweischichtigen Kiefern-Buchen-Mischbeständen erreicht (Tab. 1). Insbesondere ist zu beachten, dass die als gefährdet eingestuften Arten der Roten Liste, die sich nicht nur in den natürlichen Kiefernwäldern auf trockenarmen Sanden, sondern auf großer Fläche auch in den künstlichen Kiefernforsten auf ziemlich armen bis mittleren Standorten finden, im Zuge der Naturannäherung deutlich und ausnahmslos eingeschränkt werden (Abb. 3, Tab. 1).

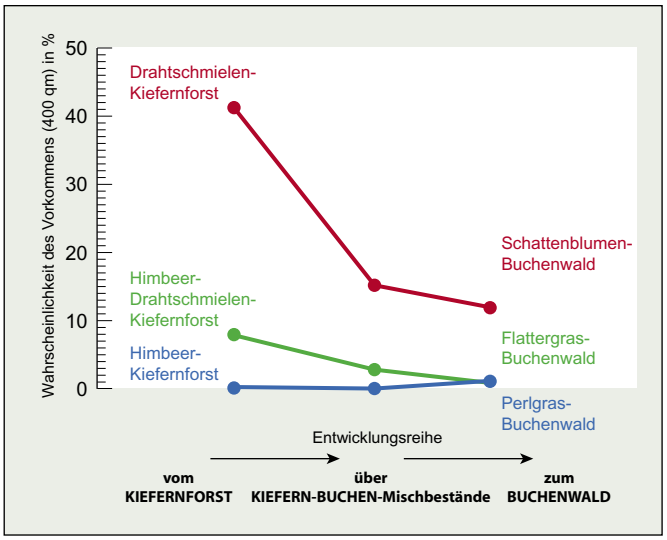



*Abb. 3: Entwicklung des Vorkommens von Rote-Liste Arten (Rote Liste BRD nach Jedicke 1997) im Ergebnis des Buchenunterbaus in Kiefern-Forst-Ökosystemen des ostdeutschen Tieflandes auf Standorten ziemlich armer bis mittlerer (oben), mittlerer bis kräftiger (Mitte) und kräftiger Bodennährkraft (unten)*

Die Entwicklung der Pflanzenartenvielfalt auf der Zeitachse macht deutlich, dass die typischen, den Nadelwald begleitenden Arten schnell mit der Veränderung von Lichtfaktor und Oberbodenzustand verschwinden, während die den Laubwald begleitenden Arten, insbesondere die Geophyten erst ganz allmählich einwandern bzw. sich wieder entwickeln können (Abb. 4). Die durch Auflichtung und Unterbau verursachte und mit einer Öffnung und Entkopplung eingespielter Stoffkreisläufe verbundene ökosystemare Störung führt zunächst zu einem kurzeitigen Artenanstieg. Im entwickelten Mischbestand, etwa 50 bis 60 Jahre nach erfolgtem Unterbau, sinkt die Artenzahl dann drastisch ab. Der aufwachsende Buchenbestand bedrängt den in der Konkurrenz letztlich unterlegenen Kiefernbestand und führt zu der beobachteten Abnahme der Vielfalt der Bodenvegetation, aber auch zu einem starken Rückgang von Mikroorganismen, die mit dem Pflanzenbestand um einen begrenzten Nährstoffpool konkurrieren (Papen et al. 2004). Diese verschärfte Konkurrenzsituation ist mit der oben beschriebenen, weit gehenden Schließung der ökosystemaren Stoffkreisläufe verbunden.

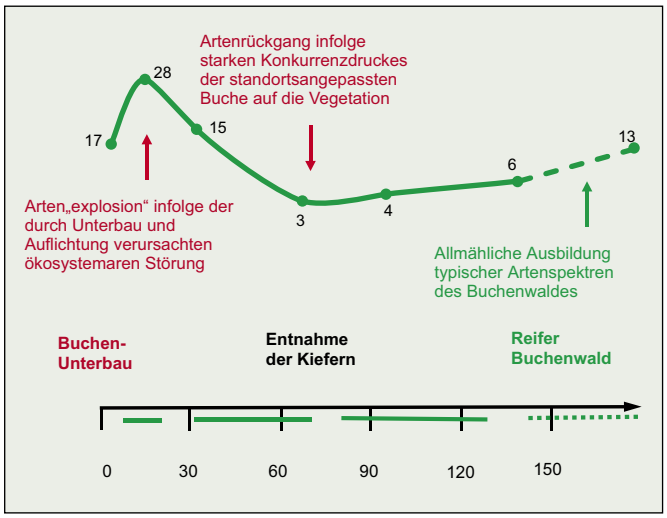



*Abb. 4: Entwicklung der Pflanzenartenvielfalt (mittlere Artenzahl auf 160 m²) in einer unechten Zeitreihe (Chronosequenzversuch bei Eberswalde). Das letzte Glied der Entwicklungsreihe entspricht einem „historisch alten“ Buchenwald, der nicht durch Unterbau aus einem Kiefernbestand hervorgegangen ist*

Bemerkenswert ist nun aber das Ergebnis, dass sich auch nach der Entnahme der Kiefern, weit über 100 Jahre nach erfolgtem Buchen-Unterbau die typischen Artenspektren des Buchenwaldes noch nicht wieder eingestellt haben. So besitzen Buchenwälder in wiederholter Generation signifikant höhere Artenzahlen als solche, die unmittelbar aus Kiefernforsten hervorgegangen sind. Dieses Ergebnis korrespondiert mit den Ergebnissen von Hüttl et al. (2003), die signifikante Unterschiede sowohl in Humusform als auch in Humusvorräten zwischen den aus Umbau hervorgegangenen und historisch „alten" Buchenwäldern nachweisen konnten. Münzenberger et al. (in diesem Band) weisen darauf hin, dass auch die Mykorrhizazönosen historisch alter Buchenwälder deutlich von denen in Buchenwäldern in erster Generation nach Kiefer unterschieden sind. Eine schnellere Entwicklung typischer Zönosen der Buchenwälder in Umbaubeständen wird offensichtlich dort erreicht, wo unmittelbare Nachbarschaft zu „alten" Buchenwäldern besteht.

## 2.2.7 Schlussfolgerungen für den Umbau von Kiefernreinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände und Buchenwälder

Eine synoptische Betrachtung der dargestellten Forschungsergebnisse führt zu der Ableitung folgender Thesen, die im Kontext mit weiteren wissenschaftlichen Erkenntnissen auch aus waldbaulichen, soziookönomischen und naturschutzfachlichen Untersuchungen sowie praktischen Erfahrungen in breiterem Rahmen diskutiert und weiter entwickelt werden sollten:

- Auf **unzureichend nährstoffversorgten Sandböden** unter niederschlagsarmen und sommerwarmen Klimabedingungen ist ein großflächiger Waldumbau aus Gründen der ökonomischen wie auch ökologischen Nachhaltigkeit nicht sinnvoll. In diesem Standortsbereich sollte auch in Zukunft schwerpunktmäßig mit der Kiefer gewirtschaftet werden, die hier befriedigende Massen- und Wertleistungen zulässt und eine hohe Plastizität im Hinblick auf zu erwartende klimatische Veränderungen besitzt. Gerade in diesen Standortsbereichen führt ein Buchenunterbau zu einem hohen Verlust an Pflanzenartenvielfalt und an nach der Roten Liste geschützten Pflanzenarten, deren Vorkommen zumeist an diese nährstoffärmeren und trocken-warmen Standorte gebunden sind und die im Ergebnis auch heute anhaltender atmogener N-Einträge seit den siebziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts einen starken Rückgang auf der Waldfläche des ostdeutschen Tieflandes zugunsten nitrophiler Arten erfahren haben (Jenssen & Hofmann 2005).
- In **großflächigen Kiefern-Reinbeständen** sollte durch gezielte Förderung und Einbringung von Laubholz die Stabilität gegenüber Schaderreger-Gradationen (Majunke & Schulz 2004) und Waldbränden erhöht werden. Auf ziemlich armen Standorten sind Mischungen von Kiefer mit Buche und Trauben-Eiche möglich und erhöhen die Struktur- und Artenvielfalt.
- In **Trinkwasser-Einzugsgebieten** oder aber auch in Einzugsgebieten von sensiblen Landschaftselementen wie **Seen und Mooren** sollte eine Umwandlung in Laubbaum-, insbesondere Buchenwälder aufgrund der hydrologischen Vorteilswirkungen gezielt gefördert werden.

- Vordringlich sollte ein Umbau von Kiefernforsten zu Buchenwäldern über temporäre Kiefern-Buchen-Mischbestände auf den Grund- und Endmoränenstandorten Nordbrandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns mit **mittlerer bis kräftiger und kräftiger Nährstoffversorgung** durchgeführt werden. Hier nutzt die Kiefer die standörtlichen Produktionspotenziale nur sehr ungenügend und ist zudem in ihrer Stabilität durch Pilzinfektionen stärker gefährdet. Die Kiefernbestände in diesem Standortsbereich sind zwar quantitativ durch eine hohe Artenvielfalt gekennzeichnet, bieten jedoch kaum Lebensraum für geschützte Pflanzenarten. Andererseits wurden gerade die Lebensräume der Buchenwälder mit ihren typischen Laubwald-Artenspektren auf den fruchtbaren Grundmoränenstandorten Norddeutschlands durch die Waldrodungen des Mittelalters in starkem Maße zurückgedrängt. Ein Wald-

umbau führt hier zwar kurzfristig zu einem lokalen Verlust an quantitativer Vielfalt, stellt jedoch langfristig einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität auf globaler Ebene dar, da Buchenwälder eine hauptsächlich auf Mitteleuropa beschränkte Vegetationsform darstellen. Mit der gegenüber den Kiefernforsten um etwa ein Drittel oder 3 – 5 Tonnen pro Hektar und Jahr erhöhten effektiven $CO_2$-Einbindung in die oberirdische Holzbiomasse stellt ein Waldumbau in diesem Standortsbereich zudem einen im Vergleich mit den technogenen Emissionen zwar bescheidenen, aber dennoch wertvollen Beitrag zum Klimaschutz dar.

Mit der Bewirtschaftung naturnaher Buchenwälder auf den hochproduktiven Grundmoränenstandorten des Tieflandes wird also ein wesentlicher Beitrag zu einer nachhaltigen und zukunftsfähigen Waldwirtschaft geleistet. Der zweite Teil dieser Arbeit widmet sich daher der Frage, inwieweit Elemente natürlicher, selbst organisierter Walddynamik für eine naturnahe Bewirtschaftung von Buchenwäldern nutzbar gemacht werden können.

## 2.3 Naturverjüngung in Buchenwäldern des ostdeutschen Tieflandes: Ableitung von Bewirtschaftungsempfehlungen

In bewirtschafteten Wäldern mit natürlicher Baumartenzusammensetzung stellt die Verkürzung des Waldentwicklungszyklus auf die frühen Holzakkumulationsphasen einen wesentlichen und im Wirtschaftsprozess unvermeidlichen Aspekt der Naturabweichung dar. So erfolgt die Einleitung der Verjüngung zu einem Zeitpunkt, wo natürliche Prozesse nicht auf den Zerfall der Bestandesstrukturen und nachfolgende Regeneration gerichtet sind.

Gerade die Analyse von vollständig selbstorganisierten Regenerationsprozessen in sich seit vielen Jahrzehnten selbst überlassenen und ihre natürlichen Altersgrenzen erreichenden naturnahen Buchenwäldern kann jedoch für die Durchführung von auf Naturverjüngung zielenden waldbaulichen Maßnahmen sehr hilfreich sein.

Die Wälder des in Südostmecklenburg gelegenen NSG Serrahn gehören zu einem von den Waldrodungen des Mittelalters und der Neuzeit verschont gebliebenen alten Waldkomplex und wurden seit der Mitte des 19. Jahrhunderts vorrangig jagdlich, nur in sehr geringem Umfang forstlich genutzt (Siefke 1963, v. Oheimb et al. 2004). Seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts wurde ein Großteil der Fläche als Totalreservat von der Bewirtschaftung ausgenommen. Daher finden sich heute auf großer Fläche alte Buchenwälder, die – abgesehen von einem mit hoher Wahrscheinlichkeit durch menschliche Einflüsse in der Vergangenheit überhöhten Anteil von Traubeneiche und Kiefer – dem potenziellen natürlichen Waldbild entsprechen.

Die Auswertung von über einen Zeitraum von knapp 40 Jahren erfolgten Untersuchungen liefert wesentliche Erkenntnisse vor allem zu den Mechanismen selbstorganisierter Regeneration baltischer Buchenwälder auf mittelmäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen Standorten mit sandigen Oberbodensubstraten (Jenssen et al. 2003), die durch entsprechende langfristige Untersuchungen in den Perlgras-Buchenwäldern auf nährkräftigen Lehmstandorten der Heiligen Hallen nahe Feldberg (Jenssen & Hofmann 1996) ergänzt werden.

## 2.3.1 Bestockungsanalysen in einem Altbaum-Bestand des Flattergras-Buchenwaldes mit vertikaler Gliederung

Der für baltische Buchenwälder auch in selbst organisierter Entwicklung in weiten Standorts- und Altersbereichen typische Hallencharakter der Bestände resultiert vor allem aus der hohen Konkurrenz- und Wuchskraft der vitalen und stark schattenden Buchen, die Kronendachlücken durch Kronenausdehnung schnell wieder zu schließen vermögen. Gerade in Altbaumbeständen können jedoch größere Abgänge etwa infolge von Windwurf- oder Windbruchereignissen zu Verjüngung und damit zur Entstehung von über viele Jahrzehnte stärker vertikal gegliederten Bestandesstrukturen führen.

geschlossen und die weitere Entwicklung der Verjüngung unterdrückt hat, ist der Zerfall des Altbestandes auf dem anderen Teil fortgeschritten und hat dort zu weiterer Verjüngung geführt, was sich in einer Zunahme der Anzahl der unterständigen Buchen auf der Gesamtfläche äußert (Tab. 4). Das sich über Jahrzehnte erstreckende Wechselspiel von Zerfall und Tendenz der Altbuchen zum Kronenschluss führt daher zu einer hohen Ungleichaltrigkeit der nachfolgenden Buchengeneration mit positiver Wirkung auf genetische Vielfalt und Stabilität.

*Tab. 3: Bestandesstrukturparameter auf einer 30 x 40 m großen Versuchsfläche im Flattergras-Buchenwald der Abteilung 102 unweit des Westufers des Schweingarten-Sees nach den Aufnahmen von Schauer (1971) und Rütz (1995)*

| Aufnahmejahr | 1971 | 1995 |
|---|---|---|
| Alter Buche Oberschicht | 155 | 179 |
| Mittlere Höhe Buche Oberschicht (m) | 34,9 | 38,4 |
| Mittlerer Brusthöhendurchmesser (BHD) Buche Oberschicht (cm) | 60,4 | 71,9 |
| Kronenschluss Oberschicht (%) | 80 | 81 |
| Anzahl von Bäumen mit BHD über 4 cm pro Hektar | 783 | 758 |

Von Schauer wurde 1971 ein Flattergras-Buchenwald auf Sand überlagertem Lehmstandort mit mullartiger Moderauflage und damals zwischen 150 und 160 Jahre alten Buchen analysiert. Die Aufrisszeichnung eines Bestandesausschnittes zeigt 1971 eine Kronendachlücke mit einer mittel- und mehreren unterständigen Buchen (Abb. 5). Knapp 25 Jahre später hat weder der Mittel- noch der Unterstand eine nennenswerte Höhenentwicklung zu verzeichnen, ein Einwachsen in das Kronendach hat nicht stattgefunden. Stattdessen haben die oberständigen Buchen weiter an Höhe und Durchmesser zugenommen (Tab. 3) und die ursprüngliche Kronendachlücke fast vollständig geschlossen. Ein Vergleich der Bestandesstrukturen auf der gesamten 30 x 40 m großen Versuchsfläche zeigt dann auch, dass trotz Ausscheidens von 30 % der oberständigen Altbuchen der Kronenschluss der Oberschicht nahezu unverändert geblieben ist. Während sich auf einem Teil der Fläche das Kronendach wieder

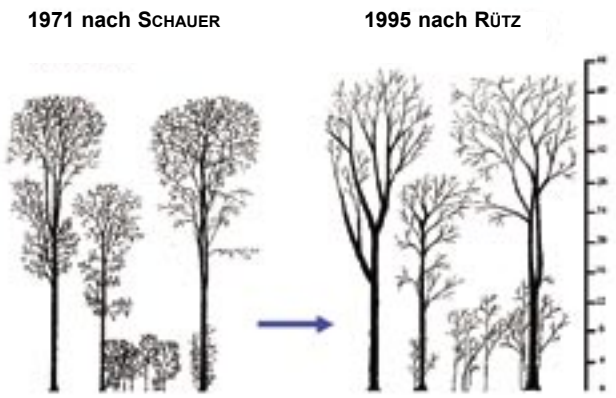



*Abb. 5: Aufrisszeichnungen eines Bestandesausschnittes des Flattergras-Buchenwaldes in der Abteilung 102 unweit des Westufers des Schweingarten-Sees im Vergleich der Jahre 1971 und 1995. Die oberständigen Buchen waren 1995 um 180 Jahre alt*

Deutlich wird auch, dass die Anfang der siebziger Jahre in erheblicher Anzahl im Unterstand vertretene Birke, die sich wahrscheinlich in Folge eines Windwurfereignisses horstweise angesiedelt hatte, genau wie die Eiche und die Aspe in der weiteren Entwicklung dem Konkurrenzdruck der Buche unterlegen war (Tab. 4). Dies erhärtet die Feststellung, dass die Regeneration in den baltischen Sandbuchenwäldern wie auch in den Lehmbuchenwäldern in der Regel ohne eichen- und birkenreiche Zwischenwaldstadien erfolgt. Allerdings sind eichenreiche Zwischenwaldstadien in diesem Standortsbereich zufallsbedingt z. B. nach sehr großflächigen Windwurfkatastrophen möglich, so dass die heimischen Eichenarten in diesen Standortsbereichen nicht als ein naturfremdes Element der Vegetation betrachtet werden dürfen.

*Tab. 4: Anzahl der Bäume in ihrer vertikalen Verteilung auf der 30 x 40 m großen Versuchsfläche im Flattergras-Buchenwald der Abteilung 102 (Tab. 3) im Vergleich der Jahre 1971 und 1995*

| | Buche | | Traubeneiche | | Kiefer | | Aspe | | Sandbirke | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1971 | 1995 | 1971 | 1995 | 1971 | 1995 | 1971 | 1995 | 1971 | 1995 |
| **Oberschicht** | 10 | 7 | 1 | 1 | 1 | – | – | – | – | – |
| **Mittelschicht** | 1 | 3 | – | – | – | – | 2 | 1 | 3 | 3 |
| **Unterschicht** | 44 | 75 | 1 | – | – | – | 1 | – | 30 | 1 |
| **Summe** | 55 | 85 | 2 | 1 | 1 | – | 3 | 1 | 33 | 4 |

## 2.3.2 Luftbildanalyse von Zerfallsmustern des Sandbuchenwaldes

Stöcker führte 1996 eine luftbildgestützte Analyse der Zerfallsmuster der Sandbuchenwälder im Gebiet südlich des Serrahn-Sees durch (Abb. 6) und klassifizierte 84 Kronendachlücken nach der Himmelsrichtung ihrer längsten Ausdehnung (isodiametrisch, S-N, SW-NE, SE-NW,W-E). 53 % aller Lücken waren von S nach N orientiert und weitere 33 % entfallen auf die Richtungen SE-NW und SW-NE. Ferner erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der S-N-Ausdehnung mit zunehmender Lückengröße deutlich. Offensichtlich wird die Dynamik der Lückenbildung vor allem zu Beginn des Zerfallsstadiums in starkem Maße durch die auf die glatte Rinde der Buchen treffende direkte Sonnenstrahlung gesteuert, die das Kambium schwer schädigen kann (Burckhardt 1893, Hartig 1900, Seeholzer 1935). Auch im Perlgras-Buchenwald konnten in fortgeschrittenen Zerfallsstadien auf kleineren Flächen noch solche lang-ovalen Lücken beobachtet werden (Jenssen & Hofmann 1996). Die Dynamik der Lücken, die den Bestand relativ gleichmäßig durchsetzen, verhindert ein schlagartiges, flächenhaftes Zusammenbrechen des Schirmbestandes, bevor sich die Verjüngung etabliert hat.

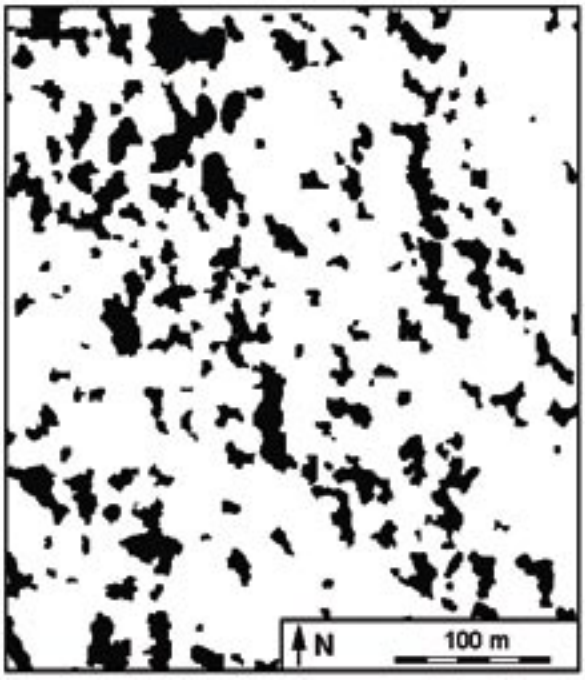



*Abb. 6: Selbstorganisierte Zerfallsmuster in den Sandbuchenwäldern südlich des Serrahn-Sees (nach Stöcker in Jenssen et al. 2003). In dem schematisierten Luftbild sind die Kronendachlücken schwarz und die Bereiche des noch geschlossenen Kronendachs weiß dargestellt*

Die lang-ovale Form der Lücken schafft offensichtlich gute mikroklimatische Bedingungen für die Buchenverjüngung: Durch diese „Schlitze“ im Kronendach dringt ausreichend Licht und Niederschlag zum Waldboden. Im Gegensatz zu einer gleichmäßigen Auflichtung oder auch einem kreisförmigen Lochschlag werden jedoch die Temperatur- und Luftfeuchteverhältnisse in den Lücken aufgrund des hohen Verhältnisses von Randlänge zu Lückengröße noch maßgeblich durch den horizontalen Austausch mit dem umgebenden Altbestand bestimmt. Die Süd-Nord-Orientierung minimiert die Untersonnung des Altbestandes, und der zumeist aus westlicher Richtung kommende Oberwind wird in seiner Wirkung abgeschwächt, was die Austrocknung reduziert und das Eindringen der Niederschläge erleichtert (Geiger 1950). In diesem Entwicklungsstadium dominieren zudem bereits Altbuchen mit stark abgesenkten Ästen und Zweigen, die einen Teil des Stammabflusses zum Kronenrand umleiten (Weihe 1984). Eine ausreichende Wasserversorgung ist unter den im Tiefland gegebenen Bedingungen relativer Frühjahrs- und Sommertrockenheit entscheidend für den Verjüngungserfolg.

## 2.3.3 Analyse der Vegetationsentwicklung während der natürlichen Regeneration des Schattenblumen-Buchenwaldes

Die postulierten positiven Wirkungen des selbstorganisierten Zerfalls des Altbestandes auf den Prozess der Regeneration der Buche werden durch Analysen der Vegetationsdynamik bestätigt. Im Gebiet südlich des Serrahn-Sees wurden von Hofmann und Rütz 1995 und 1996 auf jeweils 400 m² über 50 Vegetationsanalysen in noch hallenartigen Buchenbeständen ohne nennenswerte Verjüngung (Altbaum-Hallenstadium), in Beständen mit einzelnen Verjüngungshorsten auf bis zu 30 % der Fläche (Zerfalls-Stadium) und in Beständen mit lockerer Verjüngung auf über 50 % der Fläche (Neuformierungsstadium) durchgeführt. Diese Aufnahmen wurden zusammen mit von Hofmann und Scamoni 1956 durchgeführten Vegetationsanalysen in den seinerzeit fast ausschließlich dominierenden, noch weitgehend geschlossenen Hallenbeständen zu einer unechten Zeitreihe der mittleren Vegetationsentwicklung zusammengefasst (Tab. 5). Die Analyse bestätigt, dass die Regeneration der Serrahner Sandbuchenwälder ohne nennenswerte Beteiligung von Lichtbaumarten im „kurzgeschlossenen“ Zyklus, d. h. ohne birken- oder eichenreiche Zwischenwaldstadien verläuft. Es wird deutlich, dass die typische Kahlschlagflora, deren Samenbank in allen Wäldern und zu jedem Zeitpunkt vorhanden ist und die in bewirtschafteten südbaltischen Sandbuchenwäldern vor allem in Form des Sandrohrs (*Calamagrostis epigejos*) bei Anwendung der üblichen Schirmschlagverfahren aktiviert wird und dann häufig über eine Massenentfaltung eine verdämmende Wirkung auf die Buchenverjüngung ausübt, im natürlichen Ablauf keine Chance hat.

*Tab. 5: Vegetationsdynamik im Übergang vom Baum-Hallenstadium (B) über Altbaum-Hallenstadium (A) zum Zerfalls- (Z) und Neuformierungsstadium (F) in den Schattenblumen-Buchenwäldern des NSG Serrahn. Es sind die mittleren Artenmengen in % der Bodenbedeckung angegeben, Deckungen unter 1% wurden gleich 0 gesetzt (Jenssen et al. 2003)*

| | Stadium | B | A | Z | F |
|---|---|---|---|---|---|
| | Jahr | 1956 | 1995 | 1995 | 1995 |
| | Deckung Baumschicht (B.) | 80 | 70 | 64 | 56 |
| | Deckung Strauchschicht (Str.) | 0 | 1 | 17 | 54 |
| | Deckung Bodenvegetation (Bo.) | 25 | 9 | 9 | 5 |
| | Anzahl der Probeflächen | 10 | 18 | 20 | 18 |
| | mittlere Artenzahl | 9 | 11 | 11 | 8 |
| **B.** | *Fagus sylvatica* | 70 | 55 | 53 | 51 |
| | *Quercus petraea* | 10 | 14 | 10 | 4 |
| | *Pinus sylvestris* | | 1 | 1 | 1 |
| **Str.** | *Sorbus aucuparia* | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | *Fagus sylvatica* | **0** | **1** | **17** | **53** |
| **Bo.** | *Oxalis acetosella* | 9 | 0 | 1 | 1 |
| | *Poa nemoralis* | 9 | 0 | | 0 |
| | *Anemone nemorosa* | 2 | 0 | 0 | |
| | *Viola reichenbachiana* | 0 | 0 | 0 | |
| | *Mycelis muralis* | 0 | 0 | 0 | |
| | *Hieracium murorum* | 0 | | 0 | |
| | *Moehringia trinervia* | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | *Majanthemum bifolium* | 0 | 0 | 0 | |
| | *Luzula pilosa* | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | *Dryopteris carthusiana* | 0 | | 0 | 0 |
| | *Deschampsia flexuosa* | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | *Carex pilulifera* | 3 | 2 | 1 | 1 |
| | *Agrostis capillaris* | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | *Calamagrostis epigejos* | **0** | **3** | **6** | **2** |
| | *Urtica dioica* | | **0** | **2** | **0** |
| | *Atrichum undulatum* | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | *Mnium hornum* | | 1 | 1 | 0 |

## 2.3.4 Schlussfolgerungen für eine naturnahe Verjüngung in Buchenwäldern des Tieflandes

Die Untersuchungen im NSG Serrahn haben deutlich gemacht, dass selbst organisierte Waldentwicklungsprozesse in den baltischen Buchenwäldern zyklischen Charakter haben und die Regeneration der Wälder keinesfalls kontinuierlich sondern im Ergebnis von äußeren oder selbst organisierten „Störungen“ in zeitlich begrenzten Entwicklungsstadien verläuft. Die waldbauliche Zielvorstellung eines durch Femelbetrieb erzeugten plenterwaldartigen Bestandesaufbaus, in der alle Altersbereiche und Dimensionen der Bäume dauerhaft auf kleinstem Raum gemischt auftreten, entspricht in diesem Standortsbereich nicht natürlichen oder naturnahen Abläufen. Diese kann nur mit einem erheblichen permanenten Eingriffsaufwand erzwungen werden.

Andererseits wird aber auch deutlich, dass eine großflächig gleichmäßige und plötzliche Auflichtung des Bestandes, wie sie in Form des Großschirmschlages häufig in Verbindung mit einem die Mast vorbereitenden tiefen Pflügen des Waldbodens durchgeführt wird, nicht den raumzeitlichen Mustern einer natürlichen Regeneration entspricht. Diese Verjüngungsart zielt auf die Nutzung möglichst nur eines oder weniger Samenjahre durch wenige, über die ganze Fläche sich gleichmäßig erstreckende Hiebe. Hingegen dürfte ein auf lange Verjüngungszeiträume von mehreren Jahrzehnten angelegter Femelschlagbetrieb, der mit kleineren, über die Fläche verteilten Gruppenhieben beginnt, die Verjüngungszentren vorsichtig und sukzessive in Abhängigkeit von der Entwicklung der Verjüngung weiter auflichtet und durch neue Gruppenhiebe ergänzt, bis die einzelnen horst- und gruppenweisen Verjüngungen flächig zusammengewachsen sind, am ehesten den in den Serrahner Sandbuchenwäldern beobachteten Regenerationsabläufen nahe kommen. Allerdings geben die Serrahner Beobachtungen Anlass, von der klassischen Kreisform der Gruppenhiebe abzuweichen und stattdessen eher ovalförmige Lückenformen anzustreben, die in Abhängigkeit von auftretenden Samenjahren und dem Verjüngungsfortschritt zunächst vorzugsweise in nördlicher Richtung nachgelichtet werden. Dieses Verfahren dürfte nach den vorliegenden Erkenntnissen eine starke Bodenverwundung durch Tiefpflügen erübrigen, optimale mikroklimatische Bedingungen für die Entwicklung der Buchenverjüngung gewährleisten, die Entwicklung von Lichtbaumarten und verdämmender Bodenvegetation unterdrücken und durch die Nutzung mehrerer Samenjahre eine höhere Ungleichaltrigkeit der Verjüngung mit positiver Wirkung auf genetische Vielfalt und Stabilität bewirken.

**Literatur**


Anders, S.; Beck, W.; Hornschuch, F.; Müller., J.; Steiner, A. (2004): Vom Kiefern-Reinbestand zum Kiefern-Buchen-Mischbestand – ökologische Veränderungen, waldwachstumskundliche und landschaftsökologische Folgen sowie waldbaulich-praktische Empfehlungen. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 38, 55–67.

Burckhardt, H. (1893): Säen und Pflanzen, Handbuch der Holzerziehung. Lintz, Trier, 580 S.

Dengler, A. (1930): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Berlin.

Dittmar, O.; Knapp, E.; Lembcke, G. (1986): DDR-Buchenertragstafel 1983. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde.

Geiger, R. (1950): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Vieweg, Braunschweig, 333–338.

Hartig, R. (1900): Lehrbuch der Pflanzenkrankheiten. Springer, Berlin, 324 S.

Hofmann, G. (1986): Die potentielle oberirdische Nettoprimärproduktion der Wald- und Forstökosysteme auf dem Gebiet der DDR. Wiss. Tagung 175 Jahre forstliche Lehre in Tharandt, Vorträge Bd. 1, TU Dresden, Tharandt, 178–179.

Hüttl, R.; Bens, O.; Münzenberger, B.; Rumberger, M.; Rumpelt, A.; Schneider, B. U. (2003): Vergleichende humus-, wurzel- und mykorrhizaökologische Untersuchungen zum Umbau von Nadelholzbeständen in naturnahe Laubwaldrein- und -mischbestände des Nordostdeutschen Tieflands. Abschlussbericht BMBF-FKZ 0339754, Cottbus und Müncheberg.

Jedicke, E. (1997): Die Roten Listen. Ulmer,Stuttgart.

JENSSEN, M; HOFMANN, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). Anregung für naturnahes Wirtschaften. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 30, 114–124.

JENSSEN, M.; HOFMANN, G. (2002): Pflanzenartenvielfalt, Naturnähe und ökologischer Waldumbau. AFZ-Der Wald 57, 402–405.

JENSSEN, M.; HOFMANN, G. (2004): Konkurrenz- und Diversitätspotenziale in Ökosystemen der Baumarten Kiefer und Buche im ostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 38, 50–54.

JENSSEN, M.; HOFMANN, G.; RÜTZ, A.; STÖCKER, G. (2003): Ergebnisse waldkundlicher Selbstorganisationsforschung im NSG Serrahn mit Bedeutung für eine naturnahe Waldbewirtschaftung. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 38, 43–51.

JENSSEN, M.; HOFMANN, G. (2005): Einfluss atmogener N-Einträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol. 39, im Druck.

LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefernertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde.

MAJUNKE, C.; SCHULZ, U. (2003): Die Gegenspieler-Fauna eines Kiefern-Großschädlings – Auswirkungen des Waldumbaus. AFZ – Der Wald 58, 1200–1202.

VON OHEIMB, G.; FRIEDEL, A.; TEMPEL, H.; WESTPHAL, C.; HÄRDTLE, W. (2004): Untersuchungen zur Struktur und zur Moos- und Flechtenflora in unbewirtschafteten und bewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 38, 81–86.

PAPEN, H.; BUTTERBACH-BAHL, K.; GASCHE, R.; WILLIBALD GEORG (2004): Waldumbau und seine Auswirkungen auf den Biosphäre-Atmosphäre-Austausch von N2 sowie klimawirksamen N-Spurengasen ($N_2O$, NO, $NO_2$): Egebnisse aus dem Nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 38, 68–73.

RÜTZ, A. (1996): Vegetations- und Strukturdynamik in Altwaldstadien des Traubeneichen-Buchenwaldes und des Blaubeer-Kiefernforstes im Naturschutzgebiet Serrahn. Diplomarbeit, FH Eberswalde, 40 S. und Anhänge.

SCHAUER, W. u. Mitarbeiter (1971): Erarbeitung von Vorschlägen für Behandlungsrichtlinien für NSG mit TrEi-Bu-Waldbestockung im Pleistozängebiet der DDR. Forsch. Abschlußber., Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, ILN Halle (unveröffentl.).

SEEHOLZER, M. (1935): Rindenschäle und Rindenriss an Rotbuche im Winter 1928/29. Forstw. C., 57, 237–246.

SIEFKE, A. (1963): Wildforschungsgebiet Serrahn. In. SCAMONI, A. u. Mitarbeiter: Natur, Entwicklung und Wirtschaft einer jungpleistozänen Landschaft, dargestellt am Gebiet des Messtischblattes Thurow. Teil 1, Akademie-Verlag, Berlin, 309–336.

WEIHE, J. (1984): Benetzung und Interzeption von Buchen- und Fichtenbeständen. V Die Verteilung des Regens unter Buchenkronen. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 156, 81–89.

# 3 Vergleichende humus-, wurzel- und mykorrhiza-ökologische Untersuchungen zum Umbau von Nadelholzbeständen in naturnahe Laubwaldrein- und -mischbestände des nordostdeutschen Tieflandes

Babette Münzenberger[1], Oliver Bens[2], Bernd-Uwe Schneider[2], Michael Rumberger[2], Andreas Rumpelt[2], Reinhard F. Hüttl[2]

## 3.1 Einleitung

Nach der letzten Eiszeit bis vor etwa 1500 Jahren konnte sich der Wald in Nordostdeutschland natürlich entwickeln. Seitdem stieg der Einfluss des Menschen auf die Waldentwicklung mit ständig steigendem Flächenbedarf für Siedlungen und Ackerland stark an. Die großen Rodungen des Mittelalters bildeten den Höhepunkt. Diese Rodungen führten dazu, dass große natürliche Waldgebiete allmählich aufgelöst wurden und der Waldanteil im nordostdeutschen Tiefland bis heute auf 28,5 % sank. Ende des 17. Jahrhunderts befand sich die überwiegende Mehrheit der Waldflächen durch Übernutzung und Raubbau in einem devastierten Zustand (Hofmann 1996). Vor 200 Jahren begann aus ökonomischen Gründen die geregelte Forstwirtschaft. Es wurde großflächig vorrangig mit Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) aufgeforstet, so dass gleichaltrige, im System des schlagweisen Hochwaldes bewirtschaftete Kiefernforste entstanden. Obwohl diese einheitlichen Aufforstungen als Übergangslösung zu einem gesunden, stabilen Mischwald mit natürlicher Baumartenzusammensetzung gedacht waren, liegt heute der Anteil der Kiefer im nordostdeutschen Tiefland bei rund 70 % (Hofmann 1996). Der potenziell natürliche Baumartenanteil der Kiefer beträgt im nordostdeutschen Tiefland nur etwa 8 %. Der aktuelle Anteil der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) beträgt nur 4,3 %, würde aber unter naturnahen Zuständen 42,5 % der Fläche ausmachen (Hofmann 1996).

Da diese tiefgreifenden Veränderungen in der Beziehung zwischen der Waldvegetation und dem Waldstandort zu einer Instabilität gegenüber Schadfaktoren (Bergmann & Stähr 2003), zu einer Verringerung der Struktur- und Artenvielfalt der Baumschicht und zu einer Degradation des Oberbodenzustandes führten (Hofmann et al. 2000), wird von der Forstwirtschaft das heutige Umweltqualitätsziel „naturnaher, stabiler und standortgerechter Wälder“ angestrebt (SRU 2000). Die Waldumbaumaßnahmen sollen im Land Brandenburg die Anteile des Nadelwaldes von 75 % auf 42 % verringern und den Anteil der Mischwälder von 11 % auf 41 % erhöhen (Müller 2000). Dieses bedeutet, dass im Land Brandenburg mehr als ein Viertel der Wälder umgebaut werden müssen. Da es sich in den nördlichen und nordöstlichen Bereichen des Tieflandes um jungpleistozäne und damit nährstoffreichere Böden bei 580–600 mm Jahresniederschlag handelt, kommt der Rotbuche eine Schlüsselstellung beim Waldumbau zu (Müller 2000). In Brandenburg wurden in den vergangenen Jahren schon große Kiefernbestände mit Buchen unterbaut. Diese Buchenunterbauten können jetzt, funktional als vorgezogene Voranbauten bezeichnet, für den Waldumbau genutzt werden (Bergmann & Stähr 2003).

Trotz umfangreicher Erfahrungen über den Waldumbau von Kiefernforsten in strukturreiche Misch- und Laubwälder existierten kaum konkrete Vorstellungen über die bodenökologischen Effekte als Folge der Umbaumaßnahmen (Rothe & Kreutzer 1998). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden daher bodenökologische Parameter im Bereich der Humus-, Wurzel- und Mykorrhizaforschung erhoben und ihre funktionelle Bedeutung durch prozessorientierte Forschungsansätze geklärt.

*Korrespondierende Autorin: Dr. Babette Münzenberger*

*[1] Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Institut für Landschaftsstoffdynamik*

*[2] Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung*

An Forststandorten bilden sich in der Regel organische Streuauflagen (Auflagehumus), da die Rate des Streufalls meist höher ist als die Rate der Dekomposition der oberirdischen Bestandesabfälle infolge der jeweils vorherrschenden Mineralisierungs- bzw. Bioturbationsleistung. Die Ausbildung diagnostischer, makro- und mikromorphologisch differenzierbarer Merkmale bildet allgemein die Grundlage zur Beschreibung und Abgrenzung verschiedener Humusformen (u. a. BABEL et al. 1980, GREEN et al. 1993). Da die Ausprägung des Humusprofils Ausdruck standörtlicher Voraussetzungen ist und demzufolge von der Beschaffenheit anfallender Streu, der Artendiversität der Zersetzergemeinschaft (LANG 1986, BELOTTI 1989, GRAEFE 1993) und den physikochemischen und klimatologischen Standortbedingungen (MITSCHERLICH 1971, OTTO 1994) abhängig ist, zeigt sich eine starke Diversität von Humusformen. Zur differenzierten Beschreibung der organischen Substanz in Humusauflagen werden zusätzlich auch die physikochemischen Eigenschaften analysiert (u. a. KÖGEL-KNABNER 1993, FRÜND et al. 1994, BEYER 1996). Humusformen sind somit das Ergebnis aktueller Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie der Depositionsgeschichte und der Nutzungshistorie (GLATZEL 1991, HÜTTL & SCHAAF 1995).

Im Bereich der Humusforschung wurden in der vorliegenden Untersuchung die Humusmorphologie und -formen bestimmt, sowie die C-Vorräte und deren Verteilung gekennzeichnet. Zur Charakterisierung der vorhandenen Potenziale sowie zur Kennzeichnung ihrer Veränderlichkeit als Folge der Umbaumaßnahmen wurden die physikochemischen Standorteigenschaften mit Bezug auf die Humusauflage und den Mineralboden sowie die standortspezifischen Vorräte an ausgewählten Elementen im humosen Oberboden erfasst. Übergeordnetes Ziel zu diesem Themenkomplex war es, die Indikatorfunktion der organischen Bodensubstanz bzw. des Humuszustands für den Standort zu charakterisieren. Hierzu wurde nicht allein auf die oberirdische Streu Bezug genommen, sondern insbesondere die unterirdische Produktion organischer Bodensubstanz durch Wurzeln und Ektomykorrhizen (sog. Nekromasse) in den Forschungsansatz einbezogen.

Die Wurzeln der Pflanzen bzw. Bäume sind verantwortlich für die Wasser- und Nährstoffaufnahme, den Transport, die Abgabe und Speicherung von Stoffen, die Bodengefügebildung sowie die Verankerung im Boden (SCHNEIDER et al. 1989, HÜTTL 1991). Wurzelsysteme der im Mischbestand lebenden Bäume zeigen Anpassungsstrategien. Dies konnte beispielhaft für Buchen-Fichtenbestände gezeigt werden (ROTHE 1997). Danach entwickelt die Buche unterhalb des flach streichenden Wurzelsystems der Fichte eine intensive Durchwurzelung. Angaben über Wachstum und Verteilung von Wurzeln in Laub- und Nadelwaldbeständen basieren i. d. R. auf periodisch durchgeführten Inventuren, die eine dynamische Betrachtung der zumeist gleichzeitig verlaufenden Prozesse der Bildung und des Abbaus nur näherungsweise erlauben. Auch bleiben die Untersuchungen zumeist auf den Oberboden beschränkt und erfassen tiefere Bodenschichten nur in Ausnahmefällen (z. B. Windwurf). Um die Zeitspanne zwischen der Bildung und dem Absterben von Feinwurzeln exakt erfassen zu können, bot sich der Einsatz der Minirhizotronentechnik (MAJDI & KANGAS 1996, HENDRIK & PREGITZER 1996) an. Diese Methode bietet den Vorteil, dass im Vergleich zur Bohrkern- und Monolithentechnik der Eingriff in den Bodenkörper auf ein minimales Maß beschränkt bleibt (MURACH 1984, SCHNEIDER 1989, VOGT & PERSSON 1991).

Im Bereich der Wurzelforschung war das Ziel, die horizontale und vertikale Wurzelverteilung sowie die baumartenspezifische Phänologie des Wurzelwachstums mit Hilfe der Minirhizotronentechnik zu erfassen. Von der Untersuchung zur vertikalen Wurzelverteilung wurden wichtige Hinweise darüber erwartet, ob die Wurzelsysteme der im Bestand vergesellschafteten Baumarten miteinander in Konkurrenz stehen oder ob Unterschiede in der Tiefenfunktion auf eine komplementäre Nutzung des standörtlichen Potenzials hindeuten. Untersuchungen von ROTHE & KREUTZER (1998) lieferten erste Hinweise auf komplementäre Verteilungsfunktionen von Wurzelsystemen im Oberboden von Laub- und Nadelbäumen im Mischbestand und wiesen auf mögliche synergistische Effekte hin. In der vorliegenden Untersuchung wurde am Beispiel von Kiefern- und Buchenrein- und -mischbeständen geprüft, ob sich die Wurzelverteilung der in Rein- und Mischbeständen zusammenlebenden Baumarten unterscheiden, ob diesbezügliche Veränderungen Hinweise auf kompetitive oder synergistische Wirkungen liefern und ob sich hieraus grundlegende Entscheidungskriterien für die Umbauwürdigkeit von Kiefernreinbeständen in Laubwaldrein- und -mischbestände ableiten lassen.

Im Bereich der Mykorrhizaforschung kann die qualitative Untersuchung der Ektomykorrhizaformen einen wichtigen Beitrag zur Bewertung der Biodiversität leisten. Ektomykorrhizen eignen sich gut, um die Veränderung der Biodiversität unter-

schiedlicher Standorte zu untersuchen, da sie als kurzlebige Symbioseorgane aus Pflanzenwurzeln und Pilzen schnell auf Änderungen von Umweltfaktoren reagieren können (AGERER et al. 1998, ERLAND & TAYLOR 2002). Mykorrhizen leisten einen wichtigen Beitrag sowohl zum unterirdischen C-Umsatz als auch zum Abbau von Streu (HASELWANDTER et al. 1990, BERG & MATZNER 1997). Die Zusammensetzung des Mykorrhizaformenspektrums hat eine hohe funktionelle Bedeutung für die Waldbäume (PETER et al. 2001), da der Ektomykorrhiza eine entscheidende Bedeutung bei der Nährstoffmobilisierung, -aufnahme und -speicherung zukommt. Somit kann durch Nährelementgehaltsbestimmungen in den Mykorrhizen der Effekt des Waldumbaus auf die Nährstoffversorgung der Bäume untersucht werden. Die verschiedenen Mykorrhizaformen unterscheiden sich in ihrer Funktion und somit auch in ihrer Bedeutung für die Nährstoffaufnahme (KOTTKE et al. 1998). Die Ektomykorrhizapilze besitzen eine große ernährungsphysiologische Bedeutung für die Pflanze (MARSCHNER & DELL 1994, READ & MORENO 2003). Der Pilz verbessert die Wasserversorgung des Wirtsbaumes (GARBAYE & GUEHL 1997), wodurch die Trockentoleranz des Baumes erhöht wird (DAVIES et al. 1996). Die Pilze können durch ihre feinen, weit aufgegliederten Myzelien, die ein Drittel der mikrobiellen Biomasse im Boden ausmachen (HÖGBERG & HÖGBERG 2002), ein großes Bodenvolumen erschließen. Durch die Exsudation von Protonen und organischen Säuren können die Mykorrhizapilze Mineralien verwittern (CAIRNEY & ASHFORD 1991, BENDING & READ 1995a, AROCENA & GLOWA 2000, BLUM et al. 2002) und so die Nährstoffspeicher des Bodens effizient erschließen. Die in der organischen Auflage vorkommenden Mykorrhizaformen mobilisieren durch die Sekretion von Enzymen organisch gebundene Nährstoffe. Bei Ektomykorrhizapilzen wurden exogene Phosphatasen (COLPAERT & VAN LAERE 1996) und Proteasen (BENDING & READ 1995b) nachgewiesen. Stickstoff und Phosphor werden in den Mykorrhizen und den abziehenden Hyphen gespeichert (ASHFORD & ALLAWAY 2002). Die Fähigkeit einiger Mykorrhizapilze, komplexe organische Stickstoffformen zu nutzen, ist von großer Bedeutung, da hierdurch der Stickstoffkreislauf zugunsten der Pflanze verkürzt wird und somit Stickstoffverluste aus dem Ökosystem durch Auswaschung oder Ausgasung vermindert werden (PAPKE & PAPEN 1998, DAUM & SCHENCK 1998). Da Ektomykorrhizen entscheidend zur Stabilität des Forstökosystems beitragen, war es Ziel der Untersuchungen die Ektomykorrhizazönosen im Verlauf der Waldumbaumaßnahmen zu beschreiben. Ferner wurden quantitative Mykorrhizaparameter erfasst und die Nährelementgehalte mit Hilfe der Röntgenmikroanalyse am ESEM-Rasterelektronenmikroskop analysiert.

## 3.2 Material und Methoden

### 3.2.1 Standortbeschreibung

Untersuchungsgegenstand war eine falsche Zeitreihe (Chronosequenz), die aus sechs typischen Waldumbaustadien bestanden. Die Untersuchungsstandorte (Tab. 1) befinden sich im nordostdeutschen Tiefland, ungefähr 50 km nordöstlich von Berlin und sind durch vergleichbare klimatische (FISCHER et al. 2002, MÜLLER et al. 2002, SCHÄFER et al. 2002), geologische (STACKEBRANDT et al. 1997) und edaphische Bedingungen (SCHÄFER et al. 2002) gekennzeichnet. Die Chronosequenz setzte sich aus einem Kiefernreinbestand (p: Kiefer, 84 Jahre alt), zwei vor 34 und 57 Jahren mit Buche unterbauten Kiefernbeständen (p/b 34, p/b 57) und drei reinen Buchenbeständen unterschiedlichen Alters (b 91, b 140, b > 180; Tab. 1) zusammen. Die Untersuchungsstandorte unterlagen einer vergleichbaren Landnutzung als Kiefernreinkultur (FISCHER et al. 2002, MÜLLER et al. 2002, SCHÄFER et al. 2002). Der Standort b > 180 repräsentiert ein theoretisches Klimaxstadium des Waldumbaus, das durch mehrere Generationen von Buchenökosystemen gekennzeichnet ist. Der Standort ist ein quasi-natürlicher Buchenwald in der Kernzone des Nationalparks „Serrahn“, in dem Waldbaumaßnahmen in den letzten 200 Jahren praktisch ausgeschlossen waren.

Das geologische Ausgangsmaterial für die Bodenentwicklung sind sandige Substrate mit grobkörniger Textur, die ausschließlich aus glazialen Ablagerungen des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit stammen (STACKEBRANDT et al. 1997). In Bodentiefen > 2.5 m traten Tonlinsen auf, die mit Karbonat ($pHH_2O$ 6.0 – 8.0) angereichert waren. Die Bodentypen sind schwach podsolierte Braunerden.

*Tab. 1: Standortcharakteristika der sechs Untersuchungsstandorte der Chronosequenz*

| Standort | Stadium des Waldumbaus | Standortstruktur | Baumalter [Jahre] Kiefer | Baumalter [Jahre] Kiefer |
|---|---|---|---|---|
| **p 84** | Referenzstandort | Reinbestand, einschichtig | 84 | – |
| **p/b 34** | jüngst | Mischbestand, zweischichtig | 76 | 34 |
| **p/b 57** | jung | Mischbestand, zweischichtig | 114 | 57 |
| **b 91** | mittel | Reinbestand, einschichtig | > 120 (Überhälter) | 91 |
| **b 140** | alt | Reinbestand, einschichtig | – | 140 |
| **b > 180** | Natürlicher Wald | Reinbestand, mehrschichtig | – | 220 |

Die mittlere Jahrestemperatur betrug an allen Standorten 8.3 °C und der mittlere Jahresniederschlag schwankte zwischen 562 und 577 mm. Fünfundneunzig Tage Frost und eine mittlere, minimale Temperatur von –17 °C im Januar sind charakteristisch für das Mitteleuropäische Klima mit kontinentalen Merkmalen (Fischer et al. 2002, Schäfer et al. 2002).

Aufgrund der geringen Stammdichte hatte sich im Kiefernreinbestand (p 84) eine geschlossene Bodenvegetationsdecke entwickelt. Zu den dominanten Arten gehörten *Avenella flexuosa, Rubus idaeus* und *Pleurozium schreberii.* Vereinzelt trat *Calamagrostis epigeios* auf. Aufgrund des Beschattungseffektes der dichteren Baumkrone war an den Standorten (b 91) und (b 140) die Bodenvegetation reduziert. Die beiden Mischbestände nahmen eine Zwischenstellung im Waldumbau ein. Im jungen Mischbestand (p/b 34) verursachten die Buchen im Unterbau eine beträchtliche Reduktion der Dichte und Diversität der Bodenvegetation im Vergleich zum Kiefernreinbestand (p 84). Nur im quasi-natürlichen Buchenwald (b > 180) erlaubte eine vertikale Standortstruktur mit Kronenlücken die Reproduktion mit jungen Buchen.

## 3.2.2 Humusformen und Charakteristika der organischen Substanz

Aufgrund der kleinskaligen Heterogenität, die aus zahlreichen ökologischen Humusuntersuchungen bekannt ist (Ilvesneimi 1991, Liski 1995, Rastin 1994), wurde eine hohe Anzahl von Bodenprofilen angelegt. Entlang von Transekten wurden insgesamt auf allen Untersuchungsstandorten 562 organische Bodenproben in einer Entfernung von 40 cm entnommen, die sowohl die Streulage als auch den humosen Oberboden berücksichtigten. Makroskopische Merkmale wie Mächtigkeit der Horizonte, Lagerungstyp, Schärfe der Übergangszone zwischen den Horizonten, Wurzeldichte und Streuherkunft wurden gemäß der „European Taxonomy of Forest Humus Forms“ (Katzensteiner et al. 1999) und dem „Soil Survey Staff“ (1998) aufgenommen. Zur weiteren Analyse wurde die organische Streulage in den Ol-Horizont, den Of-Horizont und den Oh-Horizont unterteilt. Die Humusform Moder wurde nach der Mächtigkeit des Oh-Horizontes in feinhumusarmen Moder (Oh-Horizont < 2 cm) und feinhumusreichen Moder (Oh-Horizont > 2 cm) unterteilt. Die Proben wurden bei einer Temperatur von 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und die Feinbodenfraktion (< 2mm) durch Sieben entfernt. Der Gehalt an organischer Substanz wurde durch trockene Veraschung bestimmt. Die Ermittlung der Lagerungsdichte der Ol- und Of-Horizonte erfolgte über die Beprobung mittels Stechrahmen (0,25 m²) in zehnfacher Wiederholung. Die Lagerungsdichte der Oh- und Mineralbodenhorizonte wurde mit Hilfe von 100 cm³-Stechzylindern aus allen Horizonten ebenfalls in 10-facher Wiederholung bestimmt.

Folgende chemische Analysen wurden durchgeführt: der austauschbare pH wurden in gemittelten Proben der Streuauflage und dem A-Horizont mit einem pH-Meter WTW 526/538 in $H_2O$ gemessen. Für den Ol-, Of- und Oh-Horizont wurde eine Suspension von 1:10 und für den A-Horizont eine Suspension von 1:5 verwendet. Die Elementgehalte von K, Ca, Mg und P wurden nach einem $HNO_3$-Druckaufschluss gemessen (Tab. 2). Ca, Mg und P wurden an einem ICP Unicam 701 gemessen und K wurde mit Hilfe eines AAS Unicam 932 detektiert. C- und N-Messungen wurden mit einem CNS-Analysator (Vario EL) erfasst.

*Tab. 2: Daten zur Produktivität der Untersuchungsstandorte*

| Standort | p 84 | | | p/b 34 | | | p/b 57 | | | b 91 | | | b 140 | | | b > 180 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Horizont* | F | H | A | F | H | A | F | H | A | F | H | A | F | H | A | F | H | A |
| $C_{org}$ [%] | 44,1 | 40,4 | 0,8 | 42,4 | 43,0 | 3,5 | 46,5 | 30,3 | 4,4 | 46,0 | 27,5 | 3,1 | 44,0 | 28,8 | 5,5 | 39,7 | 22,0 | 10,6 |
| N [%] | 1,5 | 1,5 | <0,1 | 1,5 | 1,6 | 0,2 | 2,0 | 1,2 | 0,2 | 1,9 | 1,2 | 0,2 | 1,9 | 1,5 | 0,3 | 1,7 | 1,1 | 0,6 |
| P [mg $g^{-1}$] | 0,7 | 0,7 | 0,2 | 0,8 | 0,7 | 0,2 | 0,9 | 0,7 | 0,3 | 1,1 | 0,6 | 0,3 | 1,3 | 0,7 | 0,4 | 1,1 | 0,7 | 0,4 |
| Ca [mg $g^{-1}$] | 3,2 | 2,1 | 0,3 | 6,0 | 2,5 | 0,4 | 6,9 | 2,7 | 0,8 | 11,2 | 3,7 | 0,9 | 11,1 | 2,8 | 0,9 | 9,3 | 4,6 | 1,3 |
| Mg [mg $g^{-1}$] | 0,5 | 0,4 | 0,3 | 0,5 | 0,4 | 0,3 | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 1,0 | 0,6 | 0,7 | 1,1 | 0,5 | 0,7 | 1,1 | 1,0 | 0,6 |
| K [mg $g^{-1}$] | 0,7 | 0,7 | 0,5 | 0,9 | 0,7 | 0,4 | 1,0 | 1,0 | 0,6 | 1,7 | 0,8 | 0,9 | 1,6 | 0,9 | 1,0 | 1,4 | 1,3 | 1,1 |
| pH ($H_2O$) | 4,1 | 3,8 | 4,5 | 4,5 | 3,9 | 3,9 | 4,7 | 3,6 | 3,9 | 5,0 | 3,9 | 4,5 | 4,5 | 3,8 | 3,7 | 4,5 | 4,1 | 3,7 |
| C:N-Verhältnis | 30 | 27 | 26 | 28 | 26 | 20 | 23 | 26 | 19 | 25 | 24 | 17 | 23 | 19 | 19 | 23 | 20 | 18 |
| C:P-Verhältnis | 640 | 547 | 47 | 565 | 597 | 165 | 512 | 452 | 148 | 430 | 435 | 112 | 344 | 444 | 139 | 351 | 319 | 264 |

** F: Streuauflage, Fermentationshorizont; H: Streuauflage, Humifizierungshorizont; A: mineralischer Oberboden (humos)*

## 3.2.3 Wurzeluntersuchungen

Mit Hilfe der Minirhizotronen-Technik (Majdi & Kangas 1996, Hendrik & Pregitzer 1996) wurde das Wachstum und der Abbau einzelner Wurzeln bildgestützt aufgezeichnet. Auf den Standorten p 84, p/b 34 und 57 und b 91 wurden im Dezember 2000 jeweils 15 Minirhizotrone bis in 4 m Tiefe abgetäuft. Im Kiefern- und Buchenaltbestand geschah dies einzelbaumweise in 30 cm, 100 cm und 150 cm Stammabstand, so dass fünf Messstationen à drei Minirhizotronen resultierten. In den Mischbeständen wurden jeweils drei Rhizotrone im Zwischenstammbereich einander gegenüber stehender Kiefern und Buchen installiert. Mit Hilfe der beim Einbau der Rhizotronen gewonnenen Bohrkerne wurde ein Substatschichtenprofil angelegt. Im Spätherbst 2001 erfolgte erstmalig eine komplette Inventur an allen Minirhizotronen. Hierzu wurde für jede Rhizotrone die Anzahl der Wurzelspitzen nach Tiefenstufen erfasst und zur Gesamtzahl der Wurzeln bis in 4 m Tiefe die prozentuale Tiefenverteilung ermittelt. In räumlicher Nähe zu den Rhizotronen wurden Tiefenbohrungen (n = 10; 8 cm im Durchmesser) bis in 4 m Tiefe durchgeführt, um zusätzlich die volumenbezogene Wurzelverteilung zu ermitteln. Für die Darstellung des Wurzelwachstums in der organischen Auflage wurde die volumenbezogene Zahl der Wurzelspitzen mit der herkömmlichen Bohrkernmethode verwandt.

Zum Zeitpunkt der Rhizotroneninventur erfolgte an den gleichen Standorten an jeweils 5 Kiefern bzw. Buchen die Entnahme von Nadel- und Blattproben. Die Proben wurden vorsichtig mit Aqua dest. gewaschen und bei 65 °C für 24 Std. getrocknet. P, K, Mg und Ca wurden nach einem Druckaufschluss mit 65 % $HNO_3$ (suprapur) bei 180 °C für 8 Std. am ICP (OEC Unicam 701) gemessen. Die Stickstoffgehalte wurden mit der Elementaranalyse (Vario EL) bestimmt.

### 3.2.4 Mykorrhizauntersuchungen

Die Proben wurden an den gleichen Transekten entnommen, die auch für die Humusuntersuchungen verwendet wurden. An jedem Transekt wurden 10 Bohrkerne (8 cm im Durchmesser) im Abstand von 40 cm entnommen. Die Probenahme erfolgte im November 2000, im Juni und November 2001 und im April 2002. In den zwei Buchenreinbeständen (b 140 und b > 180) erfolgte eine einmalige Probenahme im April 2002. Die Bohrkerne wurden in die organische Auflage und den mineralischen Oberboden (0–10 cm) unterteilt. Die Mykorrhizen wurden trocken aussortiert und in Wasser unter dem Stereomikrokop nach Formen sortiert und gezählt. Bekannte Mykorrhizaformen wurden nach Agerer (1987–2002) identifiziert. Die Mykorrhizierungsrate (Mykorrhizen pro Gesamtwurzelspitzenzahl) und die absolute Mykorrhizahäufigkeit (Mykorrhizen pro 100 cm³ Boden) wurden bestimmt. Das Mykorrhizaformenspektrum (prozentualer Anteil der verschiedenen Formen) wurde ermittelt und die Ähnlichkeit der Formenspektra zwischen den Standorten mit einer Clusteranalyse (Ward, Pearsons Korrelation) untersucht. Zur Nährstoffanalyse wurden die Mykorrhizaformen gesäubert und bei –20 °C bis zur weiteren Untersuchung eingefroren.

Die Nährstoffanalyse der Mykorrhizen wurde für P, K, Ca und Mg unter standardisierten Bedingungen mit Hilfe der Röntgenmikroanalyse (EDX) an einem DX 4 Detektor (EDAX Inc., USA) gekoppelt mit einem ESEM-Rasterelektronenmikroskop (Philips XL 30, Einhoven, Niederlande) durchgeführt. Durch den Elektronenstrahl werden Elektronen der Elemente auf ein höheres energetisches Niveau gehoben. Beim Zurückfallen in ihr ursprüngliches Energieniveau emittieren die Elektronen eine spezifische Röntgenstrahlung. Mit dem Detektor werden diese emittierten Röntgenquanten aufgefangen und anhand deren Anzahl und Energiegehalt die einzelnen Elementgehalte in der Probe analysiert. Die Ergebnisse werden in Absorptionseinheiten angegeben. Durch diese erstmals für ökologische Untersuchungen angewandte Methode konnten die Nährelemente bei einer Elektroneneindringtiefe von 10 µm in den Hyphenmänteln unpräparierter Mykorrhizen nachgewiesen werden. Insgesamt wurden von der Probenahme Juni 2001 688 Mykorrhizen untersucht.

### 3.2.5 Statistische Analyse

Zur statistischen Analyse der Mächtigkeit der organischen Auflage wurde ein t-Test zu normal verteilten Werten bzw. ein U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney zu nicht-normal verteilten Werten durchgeführt (Sachs 1992). Um die signifikanten Unterschiede zwischen den Mittelwerten zu überprüfen, wurde der DUNCAN-Test mit einer Fehlerwahrscheinlichkeit von p = 0,001 angewandt (Weber 1972). Die Daten wurden in statistisch homologen Gruppen aufsummiert und mit unterschiedlichen Buchstaben versehen. Zur Analyse der Nährelementgehalte wurde ANOVA/MANOVA von Statistica (Version 5) benutzt. Die Signifikanzen ($\alpha$ = 5 %) wurden mit dem LSD (Least Significant Difference)-Test von Statistica getestet. Mit Hilfe dieses Programmes wurde auch die Ähnlichkeit der Mykorrhizaformenspektren der Untersuchungsstandorte durch Clusteranalyse ermittelt und ein Dendrogramm erstellt. Als Entfernungsmaßstab wurde die Ward-Methode mit l-Pearsons r benutzt.

## 3.3 Ergebnisse

### 3.3.1 Veränderungen der Humusformen

Entlang der Chronosequenz nahm die Mächtigkeit der Streuauflage mit zunehmender Anzahl und zunehmendem Alter der Buchen ab (Tab. 3). Es ergaben sich hochsignifikante Unterschiede im Hinblick auf die Mächtigkeit der Lagen der Streuauflage mit Ausnahme der Standorte (b 91) und (b 140). Das jüngere Umbaustadium (p/b 34) hatte mit einem durchschnittlichen Wert von 11,3 cm die mächtigste organische Auflage, wovon 46 % auf den Oh-Horizont entfielen. Das ältere Umbaustadium (p/b 57) wies eine organische Auflage von 10 cm auf. Die Standorte (b 91) und (b 140) hatten Werte von 6,3 cm und 6,6 cm. Der quasi-natürliche Wald (b > 180) war durch die geringste organische Auflage von 4,8 cm gekennzeichnet. Es war nicht möglich, statistisch

*Tab. 3: Durchschnittliche Mächtigkeit der organischen Bodenprofile (pro Horizont und Summe) an den sechs Untersuchungsstandorten (cm), Standardabweichung (italic und in Klammern) und die Ergebnisse der Varianzanalyse (DUNCAN-Test für p = 0,001, n = 562)*

| Horizont | Standort | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | p 84 | p/b 34 | p/b 57 | b 91 | b 140 | b > 180 |
| **Ol** | nicht detektierbar | 2,7 *(0,6)* b | 2,8 *(0,7)* b | 2,9 *(0,8)* b | 2,9 *(0,8)* b | 2,5 *(0,5)* a |
| **Of** | 4,4 *(1,1)* b | 3,4 *(1,0)* a | 4,3 *(1,4)* b | 1,8 *(0,9)* b | 2,7 *(0,8)* a | 2,1 *(0,5)* b |
| **Oh** | 3,4 *(1,3)* b | 5,1 *(1,9)* a | 2,9 *(1,2)* b | 1,7 *(2,1)* b | 1,0 *(0,9)* b | 0,1 *(0,1)* a |
| Σ | 7,9 *(2,1)* a | 11,3 *(2,6)* a | 10,0 *(2,3)* a | 6,3 *(2,9)* b | 6,6 *(1,6)* b | 4,8 *(0,8)* a |

*a = statistisch signifikant; b = homolog, statistisch nicht signifikante Gruppe*

signifikante Unterschiede für die Ol-Lagen der Untersuchungsstandorte zu finden. Dagegen fanden wir statistisch signifikante Unterschiede für die Of- und Oh-Lagen. Besonders die Abnahme der mittleren Mächtigkeit der Oh-Lagen von 5,1 cm im jüngeren Umbaustadium (p/b 34) auf 0,1 cm im quasi-natürlichen Buchenwald (b > 180) ist bemerkenswert. An allen Standorten zeigte die Mächtigkeit der Ol-Lage beträchtliche Variabilität. Es konnte keine Korrelation zwischen den Ol- und Of- oder zwischen den Ol- und Oh-Horizonten nachgewiesen werden (Tab. 3).

Im jüngeren Umbaustadium (p/b 34) trat die Humusform Moder auf (Fig. 1). 74 % aller untersuchten organischen Bodenprofile waren durch typischen Moder und 26 % als rohhumusartigen Moder gekennzeichnet. Im älteren Umbaustadium (p/b 57) dominierte der feinhumusreiche Moder (Oh > 2 cm) in 51 % aller Humusprofile. Im Gegensatz zum jüngeren Umbaustadium nahm im älteren Umbaustadium der Anteil des rohhumusartigen Moders ab und war nur noch in 8 % der Profile vertreten. Dagegen nahm im älteren Umbaustadium die Bedeutung des feinhumusarmen Moders (Oh < 2 cm) auf 41 % zu. Ausschließlich in den Buchenbeständen wurden neben der Humusform Moder die Humusform Mull mit einer hohen bodenbiologischen Aktivität und dem Fehlen des Oh-Horizontes gefunden. Wohingegen die relative Häufigkeit der Humusformen der Standorte (b 140) und (b 91) bis zu einem gewissen Maß übereinstimmten, so zeigten am Standort (b > 180) die Humusformen mullartiger Moder und F-Mull einen klaren Übergang zu Humusformen, die durch eine erhöhte bodenfaunistische und abbauende Aktivität, höhere Streuumsatzraten, erhöhte Nährstoffverfügbarkeit, abnehmendes C:N-Verhältnis als auch durch die Integration von organischem Material in den mineralischen Oberboden gekennzeichnet waren. An diesem Standort war kein rohhumusartiger Moder mehr vorhanden (Abb. 1). Eine besondere Situation trat am Standort (p 84) auf. Da dieser Standort durch eine relativ hohe Lichtintensität aufgrund geringer Bestandesdichte gekennzeichnet war, hatte sich eine geschlossene Grasdecke entwickelt. Daraus resultierte die Humusform Graswurzelfilz-Moder. Außerdem dominierten an diesem Standort typische Moderhumusformen in 60 % aller Auflageprofile.

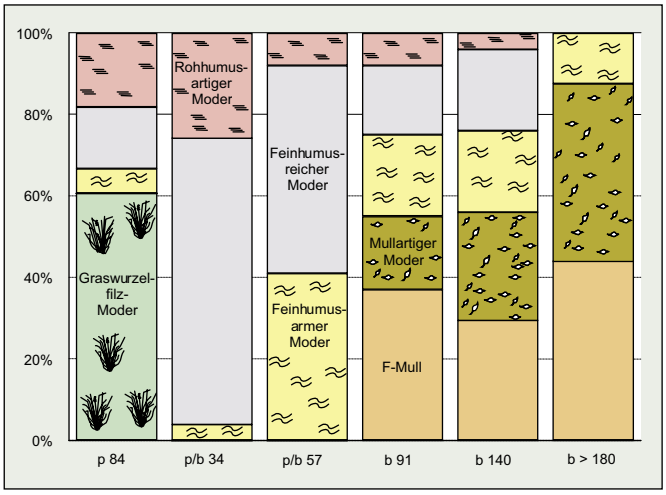



*Abb. 1: Auftreten und Häufigkeit der Humusformen entlang der Chronosequenz*

## 3.3.2 Tiefenverteilung der Wurzeln und Feinwurzeldynamik

In Abb. 2 ist die prozentuale Tiefenverteilung der Wurzelspitzen im Kiefern- und Buchenreinbestand, die mit Hilfe der Minirhizotronentechnik erfasst wurde, dargestellt. Im mineralischen Oberboden des Kiefernreinbestandes ist nach einem ersten Maximum eine Abnahme der Wurzelspitzenzahlen zu erkennen. In größerer Bodentiefe ist ein erneuter Anstieg der Wurzelspitzen und eine bis 4 m Tiefe reichende Durchwurzelung nachweisbar. Im Buchenreinbestand ist eine signifikant höhere Wurzelspitzenzahl in Tiefen ab 2,5 m auffällig. Die Verhältnisse im Kiefern-Buchen-Mischbestand (Abb. 3) bestätigen dieses Ergebnis weitgehend. Im jungen Umbaustadium (p/b 34) ist bei der Buche ein im Vergleich zur Kiefer tieferreichendes Wurzelsystem entwickelt. Während bei der Buche die Durchwurzelung bis in 4 m Tiefe reicht, wachsen die Kiefernfeinwurzeln nur bis maximal 2,20 m Tiefe. Generell lässt sich in vertikaler Richtung eine tiefenstufenversetzte Abfolge von Wurzelspitzenmaxima für Kiefer und Buche erkennen. Die nach Bodentiefen differenzierte Feinwurzeldynamik (Abb. 4) zeigt, dass im Kiefernreinbestand v. a. zwischen August und November 2002 die Feinwurzelspitzendichte in 3 – 4 m Tiefe signifikant anstieg. Mit diesen Beobachtungen ist es erstmalig gelungen, die Reaktion eines tiefreichenden Wurzelsystems auf zunehmende Oberbodenaustrocknung zu erfassen, die bis in den Spätherbst 2002 anhielt. Auch im Buchenreinbestand nahm die Feinwurzeldichte in 3 – 4 m Tiefe deutlich zu (Abb. 5).

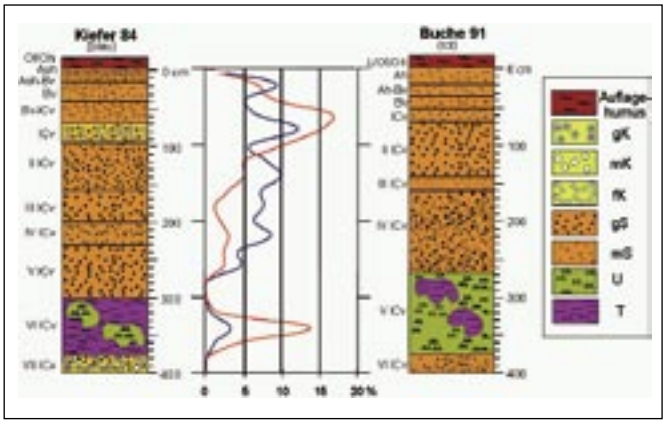



*Abb. 2: Substratschichtenprofil und prozentuale Wurzelspitzenverteilung für Kiefer und Buche im Reinbestand (p 84, b 91)*

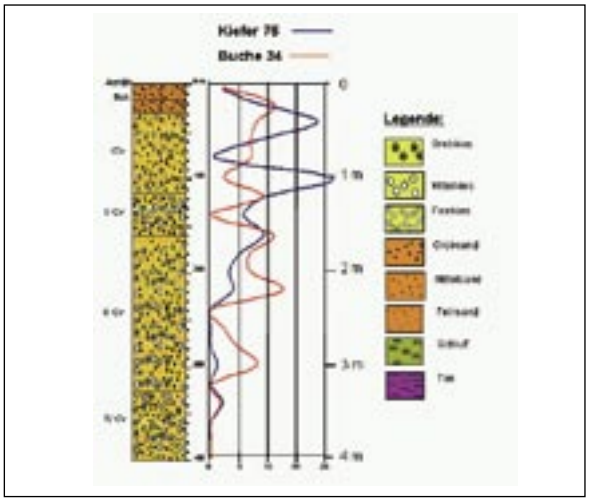



*Abb. 3: Substratschichtenprofil und prozentuale Wurzelspitzenverteilung für Kiefer und Buche im jungen Mischbestand (p/b 34)*

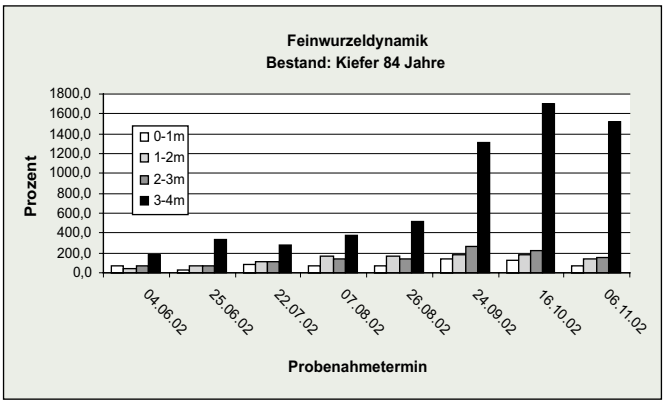



*Abb. 4: Feinwurzeldynamik im Kiefernreinbestand (p 84)*

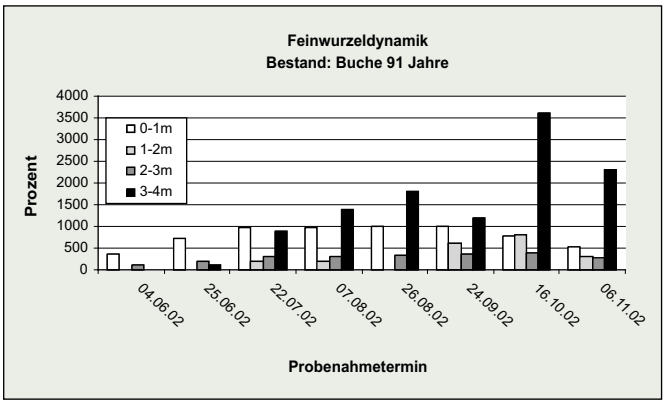



*Abb. 5: Feinwurzeldynamik im Buchenreinbestand (b 91)*

## 3.3.3 Blattspiegelwerte

Die N-, P- und Ca-Nadelspiegelwerte der Kiefern im Mischbestand waren signifikant niedriger als die von Kiefern im Reinbestand (Tab. 4). Die Mg-Versorgung der Kiefern war für Misch- und Reinbestände gleichermaßen gut und für Kalium in den Misch- und Reinbeständen als gut bzw. sehr gut einzustufen. Zwischen den Kiefern- und Buchenreinbeständen ließen sich hinsichtlich der N-Versorgung keine Unterschiede nachweisen. Im Gegensatz dazu lagen die N-, Ca- und Mg-Gehalte in den Blättern der Buche in den Mischbeständen zum Teil deutlich über den entsprechenden Nadelspiegelwerten der Kiefer. Dies gilt auch für den Vergleich von N-Spiegelwerten der Buche im Reinbestand mit denen einzelner freistehender Kiefernüberhälter im selben Bestand. Auffällig war die kontinuierliche Abnahme der P-Blattgehalte von Buchen vom jungen über das ältere Umbaustadium bis hin zum Buchenreinbestand mit Werten, die zum Teil erheblich unter jenen der Kiefern im gleichen Bestand lagen. Auch für Kalium konnten im Vergleich von Buchen- und Kiefernreinbestand deutlich niedrigere Blattspiegelwerte für die Buche ermittelt werden.

*Tab. 4: Nährelementgehalte in Buchenblättern und Kiefernnadeln*

| Standort | N [%] | | P [mg/g] | | K [mg/g] | | Ca [mg/g] | | Mg [mg/g] | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Bu | Kie | Bu | Kie | Bu | Kie | Bu | Kie | Bu | Kie |
| **p 84** | – | 1,92 | – | 1,86 | – | 6,46 | – | 3,03 | – | 0,95 |
| **p/b 34** | 2,32 | 1,63 | 1,57 | 1,63 | 5,04 | 4,96 | 8,71 | 2,95 | 1,36 | 1,05 |
| **p/b 57** | 2,70 | 1,67 | 1,20 | 1,58 | 7,19 | 6,49 | 13,05 | 2,30 | 1,84 | 1,01 |
| **b 91** | 1,92 | 1,75[1] | 0,86 | 1,85[1] | 4,22 | 7,71[1] | 8,93 | 3,52[1] | 1,49 | 0,90[1] |

*[1] Werte für einzelne freistehende Kiefernüberhälter im Buchenreinbestand*

## 3.3.4 Mykorrhizierungsrate und absolute Mykorrhizahäufigkeit

Die Mykorrhizierungsrate der Buchen betrug an allen Standorten 99 %. Im Kiefernreinbestand waren 93 % der Wurzeln und in den Mischbeständen 97 bis 98 % der Kiefernfeinwurzeln mykorrhiziert. Die absolute Mykorrhizahäufigkeit ist in Abb. 6 dokumentiert. Für die Kiefern lagen die Werte in der organischen Auflage zwischen 18,3 und 23,4 und im Mineralboden zwischen 1,8 und 8,5 Mykorrhizen pro 100 cm³ Boden. Die absolute Mykorrhizahäufigkeit der Buchen war jedoch viel höher. In der organischen Auflage des älteren Mischbestandes (p/b 57) war die absolute Mykorrhizahäufigkeit 75,6 und im Buchenreinbestand (b 91) 183,2 Mykorrhizen pro 100 cm³. Im Mineralboden stieg die Mykorrhizahäufigkeit parallel zum Alter der Buchen vom jüngeren Umbaustadium (p/b 34) mit einem Wert von 31,4 zum Buchenreinbestand (b > 180) mit einem Wert von 97,8. Der Bestand (b 140) bildete eine Ausnahme. Hier wies die absolute Mykorrhizahäufigkeit im Mineralboden nur einen geringen Wert auf. Die absolute Mykorrhizahäufigkeit wies für Kiefer und Buche auf allen Standorten in der organischen Auflage höhere Werte auf als im Mineralboden mit Ausnahme des Bestandes (b > 180). An diesem Standort war die absolute Mykorrhizahäufigkeit im Mineralboden dreimal höher als in der organischen Auflage.

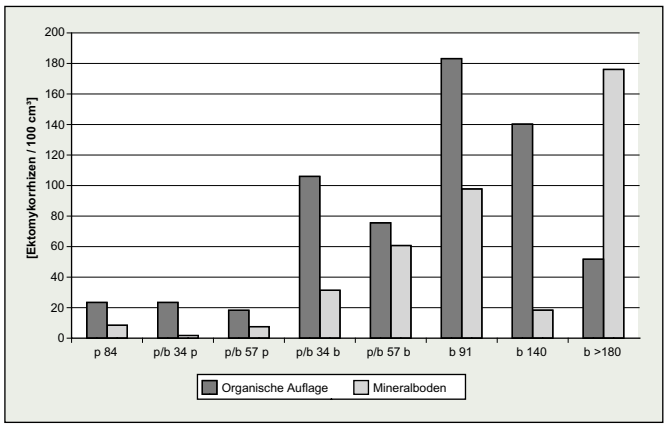



*Abb. 6: Absolute Mykorrhizahäufigkeit in der organischen Auflage und im Mineralboden*

## 3.3.5 Mykorrhizaformenspektrum und Clusteranalyse

Insgesamt konnten 66 Mykorrhizaformen nachgewiesen werden, wovon 53 Formen noch unbeschrieben sind. An den Standorten (p 84), (p/b 34), (p/b 57) und (b 91) wurden 24 Formen an der Kiefer und 48 Formen an der Buche gefunden. Nur sechs Pilzarten bildeten sowohl mit der Kiefer als auch mit der Buche Mykorrhizen aus. Pro Probenahmetermin wurden bei der Kiefer im Durchschnitt 7,5 bis 9 Formen und bei der Buche 9,3 bis 17 Formen nachgewiesen (Abb. 7). In den Mischbeständen lag die Anzahl der Mykorrhizaformen bei der Buche zwischen den Werten der Reinbestände. Summiert man allerdings die Mykorrhizaformen beider Baumarten, so weisen die Mischbestände den höchsten Formenreichtum auf.

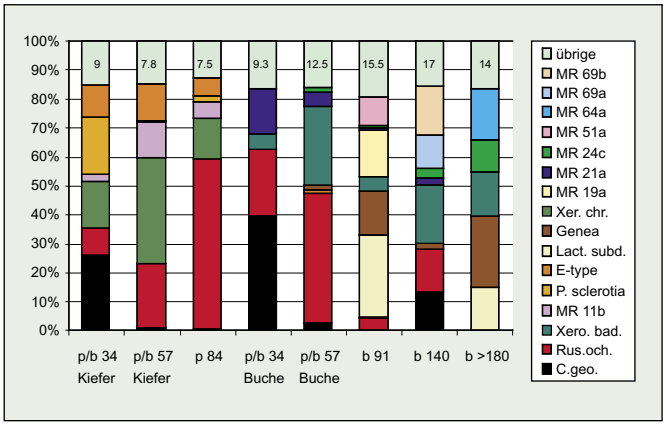



*Abb. 7: Mykorrhizaformenspektra der Kiefer und der Buche an den verschiedenen Untersuchungsstandorten*

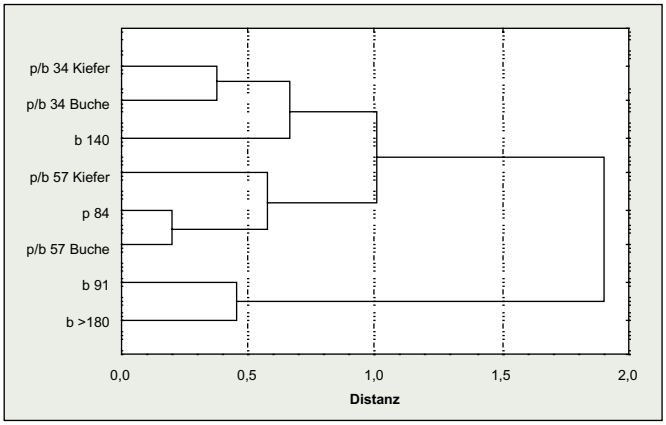



*Abb. 8: Clusteranalyse (Ward, Pearsons Korrelation) der Mykorrhizaformenspektra*

Das Mykorrhizaformenspektrum des Kiefernreinbestandes (p 84) wurde mit 48 % von *Russula ochroleuca*-Mykorrhizen dominiert (Abb. 7). Diese Mykorrhizen dominierten ebenfalls die Kiefern und Buchen der Mischbestände. Im älteren Umbaustadium (p/b 57) kamen am zweithäufigsten Mykorrhizen der Gattung *Xerocomus* vor: *X. badius* erreichte einen prozentualen Anteil von 36,6 an der Kiefer und *X. chrysenteron* einen Anteil von 27 % an der Buche. Im jüngeren Umbaustadium (p/b 34) trat *Cenococcum geophilum* mit 25,9 % and der Kiefer und 39,9 % an der Buche auf. Im 140-Jahre-alten Buchenreinbestand dominierten wie in den Mischbeständen die Pilzpartner *R. ochroleuca, X. chrysenteron, C. geophilum.* Die Mykorrhizaformenspektra der Buchenreinbestände (b 91) und (b > 180) unterschieden sich jedoch deutlich von den Spektra der übrigen Untersuchungsstandorte. Häufige Pilzpartner waren hier *Lactarius subdulcis* und *Genea hispidula* (Abb. 7).

Die Clusteranalyse zeigt die Ähnlichkeit der unterschiedlichen Formenspektra der Untersuchungsstandorte (Abb. 8). Die Spektra der beiden Buchenreinbestände (b 91) und (b > 180) sind sehr ähnlich und heben sich deutlich von den Spektra der übrigen Standorte ab. Das Formenspektrum des Standortes (b 140) ähnelt stark dem jungen Umbaustadium (p/b 34) sowohl für die Buche als auch für die Kiefer. Das ältere Umbaustadium (p/b 57) zeigt große Ähnlichkeit mit dem Kiefernreinbestand (p 84).

## 3.3.6 Nährstoffspeicherung in den Mykorrhizen

Vergleicht man die Reinbestände, so konnte in den Mykorrhizen der Buche höhere Nährstoffgehalte als in den Mykorrhizen der Kiefern nachgewiesen werden (Abb. 9). Mit Ausnahme des Calciums nahmen alle Nährstoffgehalte mit zunehmendem Buchenalter vom jüngeren Umbaustadium (p/b 34) zum älteren Umbaustadium (p/b 57) zu. Die Calciumgehalte hingegen nahmen in den Mykorrhizen der Buche signifikant vom älteren Umbaustadium zum Buchenreinbestand (b 91) zu. Phosphor und Kalium nahmen vom älteren Umbaustadium zum Buchenreinbestand ab und Magnesium blieb unverändert.

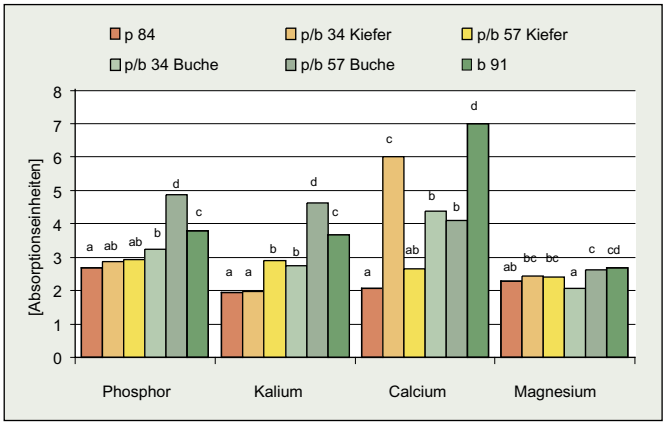



*Abb. 9: Semiquantitative Nährelementgehalte von Kiefern- und Buchenmykorrhizen*

In den Kiefernmykorrhizen war Calcium im jüngeren Umbaustadium (p/b 34) im Vergleich zum älteren Umbaustadium (p/b 57) und zum Kiefernreinbestand (p 84) signifikant erhöht (Abb. 9). Die Kaliumgehalte nahmen vom älteren Umbaustadium zum Kiefernreinbestand ab und die Phosphor- und Magnesiumgehalte blieben unverändert.

# 3.4 Diskussion

## 3.4.1 Veränderungen der Humusformen

Der Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Waldbodenentwicklung wird seit mehr als einem Jahrhundert diskutiert (cf. BERG & MCCLAUGHERTY 2003, BINKLEY 1995). Dabei wird darauf verwiesen, dass ein höherer Anteil an Laubbaumarten in von Koniferen dominierten Standorten einen positiven Einfluss auf die Humusform und den Abbau von Pflanzenmaterial ausübt (BOCOCK et al. 1960, HOWARD & HOWARD 1980). Dies hängt mit der Tatsache zusammen, dass die Streu von Laubbäumen oft leichter zersetzbar ist als die Streu von Koniferen, da die letztere einen geringeren Nährstoffgehalt (Ca, Mg, P) aufweist, weitere C:N- und C:P-Verhältnisse besitzt und stärker imprägniert ist (REHFUESS 1990). Die meisten Untersuchungen stammen jedoch von der Fichte und der Buche. Speziell zum Umbau von Kiefer mit der Buche lagen bislang kaum Erkenntnisse vor.

Aufgrund unserer Ergebnisse lässt sich bereits zum Ende der ersten Umbauphase eine beträchtliche Veränderung der Humusform und eine geringere Streuakkumulation in der organischen Auflage unterhalb der Buchen feststellen. Allerdings herrscht der Einfluss der Kiefern in den Mischbeständen vor, da die Buche zu Beginn der Umbauphase nur einen geringen Anteil ausmacht. Nur in den Buchenreinbeständen (b 91, b140) und besonders im quasi-natürlichen Buchenreinbestand (b > 180) verändert sich die Humusform deutlich hin zu ‚ökologisch günstigen' Verhältnissen (ELLENBERG 1971). Darunter wird eine erhöhte bodenfaunistische und Abbauaktivität, höhere Streuumsatzraten, zunehmende Nährstoffverfügbarkeit, abnehmende C:N-Verhältnisse und eine Humuseinarbeitung in den mineralischen Oberboden verstanden.

Aufgrund von Inkubationsversuchen konnte PÖHHACKER (1995) nachweisen, dass sich Bodenorganismen gut an veränderte Bodentemperaturen und Bodenfeuchten in Buchenwäldern anpassen können. Dies wurde durch Feldversuche bestätigt (BEDNORZ et al. 2000, JOHANSSON 1986). Nach WOLTERS (1989) reagieren Destruenten nicht nur durch die Veränderung ihrer Populationsstruktur, sondern passen sich in ihrem Verhalten und ihrer funktionellen Leistung an. Die relativ starke Mächtigkeit der organischen Auflage des jungen Umbaustadiums (p/b 34) und die nur langsame Veränderung der Humusform von Moder zu Mull in den älteren Umbaustadien (p/b 57, b 91) deuten darauf hin, dass die Anpassung der Destruenten auf veränderte Habitatbedingungen wenigstens Jahrzehnte dauert. Es erscheint außer-

dem wahrscheinlich, dass es räumliche Grenzen gibt, die zu einer Verlangsamung der Migration der Bodenorganismen von den angrenzenden und von Kiefer dominierten Gebieten in die neu etablierten Buchenbestände führen (FISCHER et al. 2002, FROUZ et al. 2001). Dies trifft v. a. für die Mischbestände (p/b 34, p/b 57) zu, da diese in einem ausgedehnten von Kiefern dominierten Gebiet gelegen waren.

## 3.4.2 Wurzeln und Mykorrhizen

Im mineralischen Oberboden des Kiefernreinbestandes war eine Abnahme der Wurzelspitzenzahlen zu erkennen. Untersuchungen von STEINER et al. (1997) zur Wurzelkonkurrenz zwischen Kiefer und Grasvegetation zeigen, dass es aufgrund des intensiven Wurzelwachstums flächenhaft dominanter Arten wie *Avenella flexuosa* oder *Calamagrostis epigejos* zu einer Verdrängung von Kiefernwurzeln aus dem Oberboden kommt. Die verhältnismäßig niedrige Wurzelspitzendichte im Oberboden dieses Bestandes scheint daher ein strukturelles Merkmal für Wurzelsysteme grundwasserferne Kiefernforstökosysteme zu sein. In größerer Bodentiefe ist analog zu der genannten Untersuchung auch auf diesem Standort eine bis 4 m Tiefe reichende Durchwurzelung zu erkennen.

Im Buchenreinbestand ist die signifikant höhere Wurzelspitzenzahl in Tiefen ab 2,5 m auffällig. Da im geologischen Schichtenprofil zwischen beiden Beständen keine wesentlichen Unterschiede in der Abfolge und dem physikalischen und chemischen Zustand zu erkennen waren, deutet der Befund auf eine grundsätzlich bessere Tiefenfunktion des Wurzelwachstums der Buche im Reinbestand hin. Die Verhältnisse in den Mischbeständen bestätigen dieses Ergebnis weitgehend. Generell lässt sich in vertikaler Richtung eine tiefenstufenversetzte Abfolge an Wurzelspitzenmaxima für Kiefer und Buche erkennen, die auf eine komplementäre Schichtung der Wurzelsysteme beider Baumarten im Mischbestand hindeutet. Eine Konkurrenz von Buchen- und Kiefernfeinwurzeln erscheint daher von eher untergeordneter Bedeutung zu sein.

Die nach Bodentiefen differenzierte Feinwurzeldynamik zeigt, dass im Kiefernreinbestand v. a. zwischen August und November 2002 die Feinwurzelspitzendichte in 3 – 4 m Tiefe signifikant ansteigt. Mit dieser Beobachtung ist es erstmalig gelungen, die Reaktion eines tiefreichenden Wurzelsystems auf zunehmende Oberbodenaustrocknung zu erfassen, die bis in den Spätherbst 2002 anhielt.

Die N-, P- und Ca-Nadelspiegelwerte von Kiefern im Mischbestand sind signifikant niedriger als die von Kiefern im Reinbestand. Dieser Befund legt die Vermutung nahe, dass in der Umbauphase eine verstärkte Konkurrenz um Nährstoffe auftreten kann. Dennoch ist die Versorgung der Kiefern mit Nährelementen ausreichend (HÜTTL 1991) und es sind keine negativen Auswirkungen auf die Bestandesvitalität zu erwarten. Zwischen Kiefer- und Buchenreinbeständen lassen sich hinsichtlich der N-Versorgung keine Unterschiede nachweisen. Im Gegensatz dazu liegen die N-, Ca- und Mg-Gehalte in den Blättern der Buchen in den Mischbeständen zum Teil deutlich über den entsprechenden Nadelspiegelwerten der Kiefer. Diese Befunde weisen auf eine in der Phase des Umbaus bei Buche erheblich verbesserte N-Verfügbarkeit hin. Die Ergebnisse der humusökologischen Untersuchungen stützen diese Annahme. So scheint die im Zuge des Umbaus feststellbare forcierte Mineralisation der organischen Substanz die N-Versorgung der Mischbestände insgesamt zu verbessern. Der Buche gelingt es offensichtlich durch ihr intensives Wurzelwachstum, den im Zuge der Mineralisation freigesetzten Stickstoff effektiver zu nutzen.

Die Mykorrhizierungsrate war bei beiden Baumarten ausgesprochen hoch. Dies wurde auch in anderen Forstökosystemen von zahlreichen Autoren belegt (DAHLBERG et al. 1997, QIAN et al. 1998, TAYLOR et al. 2000). Die absolute Mykorrhizahäufigkeit der Kiefer war sowohl in der organischen Auflage als auch im Mineralboden deutlich geringer als bei der Buche. Eine hohe absolute Mykorrhizahäufigkeit wurde auch von RAPP (1991) bei Buche nachgewiesen. Ferner war die Mykorrhizahäufigkeit in den Buchenreinbeständen höher als bei den Buchen in den Mischbeständen. Dies hängt offensichtlich mit einer gewissen Wurzelkonkurrenz durch die Kiefern im Mischbestand und der besseren Humusqualität im Buchenreinbestand zusammen (ALEXANDER & FAIRLEY 1983, YANG et al. 1998). Bei der Kiefer wies WÖLLECKE (2001) eine unseren Untersuchungen vergleichbare Mykorrhizahäufigkeit nach. Der Kiefernreinbestand war durch eine stark entwickelte Bodenvegetation gekennzeichnet, die offensichtlich mit den Mykorrhizen der

Kiefer konkurrierte. In den Mischbeständen war diese stark entwickelte Bodenvegetation nicht vorhanden, doch schienen im Oberboden die Buchenmykorrhizen die Kiefernmykorrhizen zu verdrängen.

Die Buchen wiesen eine höhere Mykorrhizaformenvielfalt auf als die Kiefern. Die zahlreichsten Formen wurden in den Buchenreinbeständen nachgewiesen. Nach Qian et al. (1998) ist die Stabilität des Mykorrhizaformenspektrums dann gegeben, wenn eine hohe Anzahl an pilzlichen Symbionten vorhanden ist, da die verschiedenen Pilze an unterschiedliche ökologische Bedingungen angepasst sind. Daher sollten die Mykorrhizaformen der Buchenreinbestände als Zeichen einer erhöhten Natürlichkeit stabiler sein als die Formen der Mischbestände und des Kiefernreinbestandes. Die geringere Mykorrhizadiversität in den Mischbeständen kann dadurch bedingt sein, dass die Bäume jünger sind und der Konkurrenz von Kiefernwurzeln ausgesetzt sind. Außerdem ist die absolute Mykorrhizahäufigkeit in den Mischbeständen geringer, d. h. es werden weniger Mykorrhizen ausgebildet. Dies kann zu einer geringen Formenvielfalt beitragen.

Parallel mit dem Formenreichtum veränderten sich die Humusformen vom Graswurzelfilz-Moder im Kiefernreinbestand zum typischen Moder im älteren Umbaustadium. Nach unserer Hypothese ist die Veränderung der Formenvielfalt mit den Veränderungen der Humusformen korreliert. Zahlreiche Autoren beschreiben einen Zusammenhang zwischen der Mykorrhizadiversität und und den Humuseigenschaften (Yang et al. 1998, Van Der Heijden et al. 1999, Ferris et al. 2000). Allerdings werden diese Veränderungen durch andere Veränderungen wie z. B. das Baumalter überlagert.

Die Mykorrhizaformenvielfalt der Buchenreinbestände war jeweils ähnlich. Dennoch zeigte der Buchenreinbestand (b 140) in der Clusteranalyse große Ähnlichkeit mit dem jüngeren Umbaustadium (p/b 34). Dies ging v.a. auf das Vorkommen von *Cenococcum geophilum* und *Russula ochroleuca* zurück. Wir gehen davon aus, dass das Formenspektrum des Buchenreinbestandes (b > 180) unter den gegebenen klimatischen und edaphischen Bedingungen ein für Buchenwälder typisches Spektrum ausgebildet hat und optimal an die Umweltbedingungen altwüchsiger Buchenwälder angepasst ist. Der Buchenreinbestand b 91 war im Vorbestand durch Kiefern gekennzeichnet. Allerdings wuchsen am Waldrand einige Buchen, die vermutlich als sog. „refuge trees“ zur raschen Ausbildung einer buchenwaldtypischen Mykorrhizadiversität beigetragen haben (Kranabetter 1999).

Obgleich sich die Mykorrhizaformenvielfalt der Buche von den Mischbeständen langsam in Richtung der Reinbestände entwickelt hat, ist es offensichtlich, dass das Formenspektrum der Mischbestände stark von der Kiefer beeinflusst wurde, da z. T. die gleichen Pilzarten das Spektrum dominierten.

Die Nährstoffgehalte der Mykorrhizen der Kiefern und Buchen unterschieden sich deutlich. Mit Ausnahme der Calciumgehalte wiesen die Buchenmykorrhizen des älteren Umbaustadiums (p/b 57) höhere Elementgehalte auf als die Buchenmykorrhizen des Buchenreinbestandes (b 91). Dies lässt sich durch die höhere Mykorrhizahäufigkeit der Buchen im Reinbestand erklären, da die zahlreicher ausgebildeten Mykorrhizen in Konkurrenz zueinander stehen.

Die Calciumgehalte der Mykorrhizen der jungen Buchen (34 und 57 Jahre) in den Mischbeständen stiegen hin zu den Mykorrhizen des Buchenreinbestandes (b 91) deutlich an. Dieses Ergebnis sowie die hohen Calciumgehalte in den Buchenblättern (Tab. 4) unterstreichen die Hypothese des sog. „Basenpumpen-Effektes“ der Buchen (Vejre & Hoppe 1998). Nach dieser Hypothese absorbieren die Buchen mit ihren Wurzeln und Mykorrhizen unter bestimmten geologischen Standortbedingungen in größeren Bodentiefen Calcium und transportieren es zu den Blättern. In der Tat konnten wir in einer Tiefe von 3,5 m an unseren Untersuchungsstandorten carbonatführende Schichten nachweisen, die von Buchenwurzeln ausgebeutet wurden. Durch den Blattfall reichert sich das Calcium in der organischen Auflage und im oberen Mineralboden an und kann schließlich wieder von den Mykorrhizen aufgenommen werden. Dies mag der Grund dafür sein, dass Calcium in den Buchenmykorrhizen v. a. des Reinbestandes akkumuliert.

**Danksagung**

Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 339754 gefördert. Wir danken H. FISCHER, M. ROTH and R. WEHRENS für die technische Unterstützung.

**Literatur**

AGERER, R. (1987–2002): Colour Atlas of Ectomycorrhizae. Einhorn-Verlag, Schwäbisch-Gmünd.

AGERER, R.; TAYLOR, AFS; TREU, R. (1998): Effects of acid irrigation and liming on the production of fruit bodies by ecto-mycorrhizal fungi. Plant Soil 199: 83–89.

ALEXANDER, I. J.; FAIRLEY, R. J. (1983): Effects of N fertilization on populations of fine roots and mycorrhizas in spruce humus. Plant Soil 71: 49–54.

AROCENA, J. M.; GLOWA, K. R. (2000): Mineral weathering in ectomycorrhizosphere of subalpine fir (*Abies lasiocarpa* [Hook.] Nutt.) as revealed by soil solution composition. For. Ecol. Manage. 133: 61–70.

ASHFORD, A. E.; ALLAWAY, W. G. (2002): The role of the motile tubular vacuole system in mycorrhizal fungi. Plant Soil 244: 177–187.

BABEL, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. Geoderma 5: 297–324.

BEDNORZ, F.; REICHSTEIN, M.; BROLL, G.; HOLTMEIER, F.-K.; URFER, W. (2000): Humus forms in the forest-alpine tundra ecotone at Stillberg (Dischmatal/Switzerland): Spatial heterogeneity and classification. Arct. Antarct. Alp. Res. 32: 21–29.

BELOTTI, E. (1989): Untersuchungen zur Variabilität von Humusprofilen und Stabilität von Humusprofilen in Wäldern (Unter besonderer Berücksichtigung anthropogenen Säureeintrags). Dissertation der Universität Stuttgart-Hohenheim.

BENDING, G. D.; READ, D. J. (1995a): The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. V. Foraging behaviour and translocation of nutrients from exploited litter. New Phytol. 130: 401–409.

BENDING, G. D.; READ, D. J. (1995b): The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. VI. Activities of nutrient mobilizing enzymes in birch litter colonized by *Paxillus involutus* (Fr.) Fr. New Phytol. 130: 411–417.

BERG, B.; MATZNER, E. (1997): Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environ. Rev. 5: 1–25.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. (2003): Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer, Berlin, New York.

BERGMANN, JH.; STÄHR, F. (2003): Muss der Waldumbau im Land Brandenburg aus Mangel an Finanzen eingestellt werden? AFZ/Der Wald 58: 185–187.

BEYER, L. (1996): Properties and composition of soil organic matter in forest and arable soils of Schleswig-Holstein. 2. Litter and humic compounds in mineral horizons. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159: 61–68.

BINKLEY, D. (1995): The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. In: MEAD DJ, CORNFORTH IS (eds.) Proceedings of the Trees and Soil Workshop. Agronomy Society of New Zealand Special Publication, No. 10, Lincoln University Press.

BLUM, J. D.; KLAUE, A.; NEZAT, CA.; DRISCOLL C. T.; JOHNSON, C. E.; SICCAMA, T. G.; EAGAR C.; FAHEY, T. J.; LIKEN, G. E. (2002): Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor forest ecosystems. Nature 417: 729–731.

BOCOCK, K. L.; GILBERT O.; CAPSTICK, C. K.; TWINN, D. C.; WAID, J. S.; WOODMANN, M. J. (1960): Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter. J. Soil Sci. 11: 1–9.

CAIRNEY, J. W. G.; ASHFORD, A. E. (1991): Release of a reducing substance by the ectomycorrhizal fungi *Pisolithus tinctorius* and *Paxillus involutus*. Plant Soil 135: 147–150.

COLPAERT, J. V.; VAN LAERE, A. (1996): A comparison of the extracellular enzyme activities of two ectomycorrhizal and a leaf-saprotrophic basidiomycete colonizing beech leaf litter. New Phytol. 133: 133–141.

Dahlberg, A.; Jonsson, L.; Nylund, J.-L. (1997): Species diversity and distribution of biomass above and below ground among ectomycorrhizal fungi in an old-growth Norway spruce forest in south Sweden. Can. J. Bot. 75: 1323–1335.

Daum, D.; Schenk, M. K. (1998): Influence of nutrient solution pH on $N_2O$ and $N_2$ emissions from a soilless culture system. Plant Soil 203: 279–287.

Davies, F. T. Jr.; Svenson, S. E.; Cole, J. C.; Phavaphutanon, L.; Duray, S. A.; Olalde-portugal, V.; Meier, C. E.; Bo, S. H. (1996): Non-nutritional stress acclimation of mycorrhizal woody plants exposed to drought. Tree Physiol. 16: 985–993.

Ellenberg, H. (1971): Nitrogen content, mineralization and cycling. Productivity of forest ecosystems. Ecology and Conservation 4: 509–514.

Erland, S.; Taylor, A. F. S. (2002): Diversity of ectomycorrhizal fungal communities in relation to the abiotic environment. In: Van der Heijden MGA, Sanders I (eds.) Mcorrhizal Ecology. Ecological Studies, Vol. 157, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, pp 163–200.

Ferris, R.; Peace, A. J.; Newton, A. C. (2000): Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) plantations in England: relationships with site factors and stand structure. For. Ecol. Manag. 131: 255–267.

Fischer, H.; Bens, O.; Hüttl, R. F. (2002): Changes in humus form, humus stock and soil organic matter distribution caused by forest transformation in the northeastern lowlands of Germany. Forstw. Cbl. 121: 322–334.

Frouz, J.; Keplin, B.; Pizl, V.; Tajovský, K.; Starý, J.; Lukešová, A.; Nováková, A.; Balík, V.; Hánel, L.; Materna, J.; Düker, C.; Chalupský, J.; Rusek, J.; Heinkele, T. (2001): Soil biota and upper soil layers development in two contrasting post mining chronosequences. Ecol. Eng. 17: 275–284.

Fründ, F.; Guggenberger, K.; Haider, H.; Knicker, I.; Kögel-knabner; Lüdemann, H. D.; Luster, J.; Zech, W.; Spiteller, M. (1994): Recent advances in the spectroscopic characterization of soil humic substances and their ecological relevance. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157: 175–186.

Garbaye, J.; Guehl, J. M. (1997): Le rôle des ectomycorhizes dans l'utilisation de l'eau par les arbres forestiers. Rev. For. Fr. 49: 110–120.

Glatzel, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. Fertilizer Research 27: 1–8.

Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mittg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95–98.

Green, R. N.; Trowbridge, K. L.; Klinka, K. (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science Monograph 29, Washington.

Haselwandter, K.; Bobleter, O.; Read, D. J. (1990): Degradation of 14C-labelled lignin and dehydropolymer of coniferyl alcohol by ericoid and ectomycorrhizal fungi. Arch. Microbiol. 153: 352–354.

Hendrick, R. L.; Pregitzer, K. S. (1996): Applications of minirhizotrons to understand root function in forests and other natural ecosystems. Plant Soil 185: 291–302.

Hofmann, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. Mitt. Bundesforschungsan. Forst- Holzwirtsch. 185: 45–72.

Hofmann, G.; Anders, S.; Matthes, B. (2000): Das potentiell-natürliche und derzeitige Waldbild in den ostdeutschen Wäldern. Mitt. Bundesforschungsan. Forst- Holzwirtsch. 196: 1–93.

Högberg, M. N.; Högberg, P. (2002): Extramatrical ectomycorrhizal mycelium contributes one-third of microbial biomass and produces, together with associated roots, half of the dissolved organic carbon in a forest soil. New Phytol. 154: 791–795.

HOWARD, D. M.; HOWARD, P. J. A. (1980): Effects of species, source of litter, type of soil, and climate on litter decomposition. Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. Oikos 34: 115–124.

HÜTTL, R. F. (1991): Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundl. Abh. 28, 440 S.

HÜTTL, R. F.; SCHAAF, W. (1995): Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. Plant Soil 168/169: 31–41.

ILVESNIEMI, H. (1991): Spatial and temporal variation of soil chemical characteristics in pine sites in southern Finland. Silva Fennica 25: 99–108.

JOHANSSON, M. B. (1986): Chemical composition and decomposition pattern of leaf litters from forest trees in Sweden with special reference to methodological aspects and site properties. PhD thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.

KATZENSTEINER, K.; ENGLISCH, M.; HAGER, H. (1999): Taxonomy of forest humus forms – a proposal for an European classification. Institute of Forest Ecology, BOKU-University Vienna, unpublished.

KÖGEL-KNABNER, I. (1993): Struktur und Abbauprozesse der organischen Substanz. Mittg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 251–254.

KOTTKE, I.; QIAN, X. M.; PRITSCH, K.; HAUG, I.; OBERWINKLER, F. (1998): *Xerocomus badius-Picea abies*, an ectomycorrhiza of high activity and element storage in acidic soil. Mycorrhiza 7: 267–275.

KRANABETTER, J. M. (1999): The effect of refuge trees on a paper birch ectomycorrhiza community. Can. J. Bot. 77: 1523–1528.

LANG, E. (1986): Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. Göttinger Bodenkundliche Berichte 89, Göttingen.

LISKI, J. (1995): Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand – effect of trees and implication for sampling. Silva Fennica 29: 255–266.

MAJDI, H.; KANGAS, P. (1996): Demography of fine roots in response to nutrient applications in a Norway spruce stand in southwestern Sweden. EcoScience 4: 199–205.

MARSCHNER, H.; DELL, B. (1994): Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. Plant Soil 159: 89–102.

MITSCHERLICH, G. (1971): Wald, Wachstum und Umwelt. Bd.2: Waldklima und Wasserhaushalt, Frankfurt/Main.

MÜLLER, J.; BECK, W.; HORNSCHUCH, F.; STEINER, A. (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Lansscha.ökol. 36: 125–131.

MÜLLER, M. (2000): Waldbaurichtlinie der Landesforstverwaltung Brandenburg. AFZ/Der Wald 5: 239–243.

MURACH, D. (1984): Die Reaktion von Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundl. Ber. 77, Göttingen, 126 S.

OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie, Ulmer Verlag Stuttgart.

PAPKE, H.; PAPEN, H. (1998): Influence of acid rain and liming on fluxes of NO and $NO_2$ from forest soil. Plant Soil 199: 131–139.

PETER, M.; AYER, F.; EGLI, S.; HONEGGER, R. (2001): Above- and below-ground community structure of ectomycorrhizal fungi in three Norway spruce (*Picea abies*) stands in Switzerland. Can. J. Bot. 79: 1134–1151.

PÖHHACKER, R. (1995): Steuerungsfaktoren des Streuabbaus. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Vol. 39, 132 p.

QIAN, X. M.; KOTTKE, I.; OBERWINKLER, F. (1998): Influence of liming and acidification on the activity of the mycorrhizal communities in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. Plant Soil 199: 99–109.

RAPP, C. (1991): Untersuchungen zum Einfluß von Kalkung und Ammoniumsulfat-Düngung auf Feinwurzeln und Ektomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Vol. A 72, Universität Göttingen, Germany. 293 p.

Rastin, N. (1994): Biochemischer und mikrobiologischer Zustand verschiedener Waldböden. Universität Göttingen, 293 S.

Read, D. J.; Perez-moreno, J. (2003): Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems – a journey towards relevance? New Phytol. 157: 475–492.

Rehfuess, K. E. (1990): Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2nd ed., Parey, Hamburg, Berlin.

Rothe, A. (1997): Einfluß des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchenmischbestandes am Standort Höglwald. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayrischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft 163, 174 S.

Rothe, A.; Kreutzer, K. (1998): Wechselwirkungen zwischen Fichte und Buche im Mischbestand. AFZ/Der Wald 15: 784–787.

Sachs, L. (1992): Applied Statistics. 7th ed., Springer, Berlin.

Schäfer, B.; Bens, O.; Fischer, H.; Hüttl, R. F. (2002): Effects of tree species variation on water retention capacity of sandy luvisols in north-east Brandenburg. Forst Holz 57: 571–575.

Schneider, B. U.; Meyer, J.; Schulze, E.-D.; Zech, W. (1989): Root and mycorrhizal development in healthy and declining Norway spruce stands. In: Schulze, E.-D.; Lange, O.-L.; Oren, R. (eds.) Forest Decline and Air Pollution – A Study of Spruce (*Picea abies*) on Acid Soils. Ecological Studies 77: 37–391.

Soil Survey Staff (1998): Keys to soil taxonomy. 8th Ed. Natural Resources Conservation Service, USDA, Washington, DC.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000: Gutachten des Rates für Sachverständigen für Umweltfragen der Bundesregierung. Metzler-Poeschel, Stuttgart, 685 S.

Stackebrandt, W.; Ehmke, G.; Manhenke, V. (1997): Atlas zur Geologie in Brandenburg. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Kleinmachnow.

Steiner, A.; Bolte, A.; Schneider, B. U.; Hüttl, R. F. (1997): Phytomasse- und Stickstoffverteilung in unterschiedlich stickstoffbeeinflussten Kiefernforstökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes. Mittg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 85: 1041–1044.

Taylor, A. F. S.; Martin, F.; Read, D. J. (2000): Fungal diversity in ectomycorrhizal communities of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] and beech (*Fagus sylvatica* L.) along north-south transects in Europe. In: Schulze, E-D (ed.) Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies, Vol. 142, pp 343–365. Springer, Berlin Heidelberg.

Van der Heijden, E. W.; Vries, F. W.; Kuyper, T. W. (1999): Mycorrhizal association of *Salix repens* L. communities in succession of dune ecosystems. I. Above-ground and below-ground views of ectomycorrhizal fungi in relation to soil chemistry. Can. J. Bot. 77: 1821–1832.

Vejre, H.; Hoppe, C. (1998): Distribution of Ca, K, Mg, and P in acid forest soils in plantations of *Picea abies* – Evidence of the base-pump effect. Scand. J. For. Res. 13: 265–273.

Vogt, K.; Persson, H. (1991): Measuring growth and development of roots. In: Lassoie Jp, Hincley T (eds.) Techniques and Approaches in Forest Tree Physiology, CRS Press, Inc. Florida, 477–501.

Weber, E. (1972): Grundriss der Biologischen Statistik. Anwendungen der mathematischen Statistik in Naturwissenschaften und Technik. 7th ed., Fischer, Stuttgart.

Wöllecke, J. (2001): Charakterisierung der Mykorrhizazönosen zweier Kiefernforste unterschiedlicher Trophie. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Vol. 17, Cottbus, 185 p.

Wolters, V. (1989): Die Zersetzungsnahrungskette von Buchenwäldern. Untersuchungen zur ökosystemaren Bedeutung der Interaktionen zwischen Bodentieren und Mikroflora. Verh. Ges. Ökologie 17: 213–219.

Yang, G.; Cha, J. Y.; Shibuya, M.; Yajima, T. and Takahashi, K. (1998): The occurrence and diversity of ectomycorrhizas of *Larix kaempferi* seedlings on a volcanic mountain in Japan. Mycol. Res. 102: 1503–1508.

# 4 Ergebnisse vergleichender Untersuchungen in Natur- und Wirtschaftswäldern und Folgerungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft

Goddert von Oheimb*, Agnes Friedel*,
Holger Tempel*, Christina Westphal*,
Werner Härdtle*

## 4.1 Zusammenfassung

Die Serrahner Buchenwälder im Müritz-Nationalpark gehören zu den wenigen Orten im nordmitteleuropäischen Tiefland, an denen die eigendynamische Waldentwicklung von Buchenwäldern auf größerer Fläche erforscht werden kann. Aufgrund ihrer besonderen Geschichte konnten sich auf einer Fläche von etwa 220 ha Buchenaltbestände entwickeln, in denen nun vom Menschen unbeeinflusste Alters-, Zerfalls- und Verjüngungsprozesse ablaufen. Aus den Untersuchungen zur Geschichte sowie zur Struktur- und Vegetationsdynamik dieser Buchenbestände und vergleichenden Analysen in Wirtschaftswäldern werden Handlungsempfehlungen für eine naturnahe, eingriffsarme Buchenbewirtschaftung abgeleitet.

Die Recherchen zur Bestandesgeschichte weisen eine kontinuierliche Bestockung des Gebietes seit dem 16. Jahrhundert und damit einen historisch alten Waldstandort nach. Die langfristige und seit mehreren Jahrzehnten überwiegend ungestörte Waldentwicklung spiegelt sich in einer im Vergleich zu Wirtschaftswäldern deutlich stärkeren Differenzierung der Bestockungs- und Totholzstrukturen wider. Besonders auffällig sind die hohen Vorräte des lebenden Derbholzbestandes und des Totholzes in den Serrahner Buchenwäldern, die in ihrer Größenordnung an die Werte südosteuropäischer Buchenurwälder heranreichen. Die Artenvielfalt von Moosen und Flechten ist in Serrahn größer als in den bewirtschaften Wäldern. Als allgemeine Ziele einer naturnahen Buchenbewirtschaftung lassen sich eine große Alters- und Durchmesserspreitung auf der Bestandesebene sowie ein kleinflächiges Mosaik an miteinander verzahnten Waldentwicklungsphasen ableiten.

**Stichworte:** Buchenwälder, Flechten, Moose, nachhaltige Forstwirtschaft, Walddynamik, Waldgeschichte

## 4.2 Einleitung

Die Entwicklung von naturnahen Waldbaukonzepten und -verfahren erfordert großflächige Anschauungsobjekte natürlicher Waldflächen mit ungestörter Entwicklungsdynamik. Urwälder als Referenzflächen fehlen in Mitteleuropa jedoch nahezu vollständig. Auf nationaler und regionaler Ebene kommt daher der Forschung in „Naturwäldern“, d. h. seit einem gewissen Zeitraum nicht mehr genutzten, ehemaligen Wirtschaftswäldern (Naturwaldreservate, Naturschutzgebiete, Kernzonen, etc.), eine große Bedeutung zu. Allerdings stehen für die langfristig angelegte Naturwaldforschung in Deutschland ganz überwiegend Waldflächen zur Verfügung, die in den letzten 2 bis 3 Jahrzehnten aus der forstlichen Bewirtschaftung genommen wurden (Bücking 1997) und daher zum jetzigen Zeitpunkt erst wenig Anzeichen einer ungestörten Zerfalls- und Verjüngungsdynamik aufweisen. Viele der nicht mehr bewirtschafteten Waldbestände Deutschlands befinden sich gegenwärtig in der Optimalphase und unterscheiden sich im Hinblick auf zahlreiche ökologisch relevante Parameter (z. B. Strukturvielfalt, Totholzentstehung) nur geringfügig von Wirtschaftswäldern (vgl. z. B. Tabaku 2000, Winter et al. 2003). Zudem sind insbesondere die meisten der älteren Naturwälder mit Flächengrößen bis zu 30 ha lediglich relativ kleinflächig ausgebildet (vgl. z. B. Fauler Ort (14 ha; Winter et al. 2003), Insel Vilm (20 ha; Schmaltz & Stanke 1999), NSG Heilige Hallen (25 ha; Knapp & Jeschke 1991; Borrmann 1996)).

Vor diesem Hintergrund gewinnt die Erforschung von langjährig ungestörten Waldbeständen, in denen bereits auf größerer Fläche natürliche Alters-,

* *Institut für Ökologie und Umweltchemie, Universität Lüneburg*

Zerfalls- und Verjüngungsprozesse ablaufen, eine herausragende Bedeutung, um regionalbezogen Rückschlüsse für eine eingriffsextensive naturnahe Buchenbewirtschaftung abzuleiten. Die Serrahner Buchenwälder im Müritz-Nationalpark sind durch ihre besondere Nutzungsgeschichte ein einmaliges Studiengebiet für die Erforschung der natürlichen Dynamik von Buchenwäldern mittlerer Nährstoffversorgung im Nordostdeutschen Tiefland. In der vorliegenden Arbeit werden Untersuchungen zur Wald- und Nutzungsgeschichte sowie zur Struktur und Moos- und Flechtenflora der Serrahner Buchenwälder dargestellt. Zudem wurden vergleichende strukturelle und vegetationskundliche Analysen in Wirtschaftswäldern durchgeführt. Basierend auf diesen Ergebnissen werden Handlungsempfehlungen für eine naturnahe, eingriffsarme Buchenwaldbewirtschaftung im nordostdeutschen Tiefland abgeleitet.

## 4.3 Untersuchungsgebiete (UG)

Die Untersuchungen zur natürlichen Dynamik von langjährig unbewirtschafteten Buchenwäldern wurden auf einer 220 ha großen Fläche im Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparkes verfolgt (im Folgenden „UG Serrahn“, Abb. 1). Das UG Serrahn befindet sich im Bereich der Neustrelitzer Kleinseenlandschaft und gehört zum forstlichen Wuchsgebiet „Mittelmecklenburger Jungmoränenland“. Landschaftsprägendes Element des Untersuchungsraumes ist die Hauptendmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichselvereisung.

Für die Vergleichsuntersuchungen in Wirtschaftswäldern wurden Bestände gesucht, die hinsichtlich der Standortsverhältnisse und der Altersstruktur des Hauptbestandes eine möglichst gute Übereinstimmung mit dem UG Serrahn aufweisen. Zudem sollte Buche auf einer Fläche von mindestens 50 ha die dominierende Baumart darstellen. Auf der Grundlage dieser Auswahlkriterien wurden Buchenbestände im Revier Wilhelminenhof des Forstamtes Wilhelminenhof (UG Wilhelminenhof) ausgewählt, welches nördlich an das Teilgebiet Serrahn angrenzt (Abb. 1).

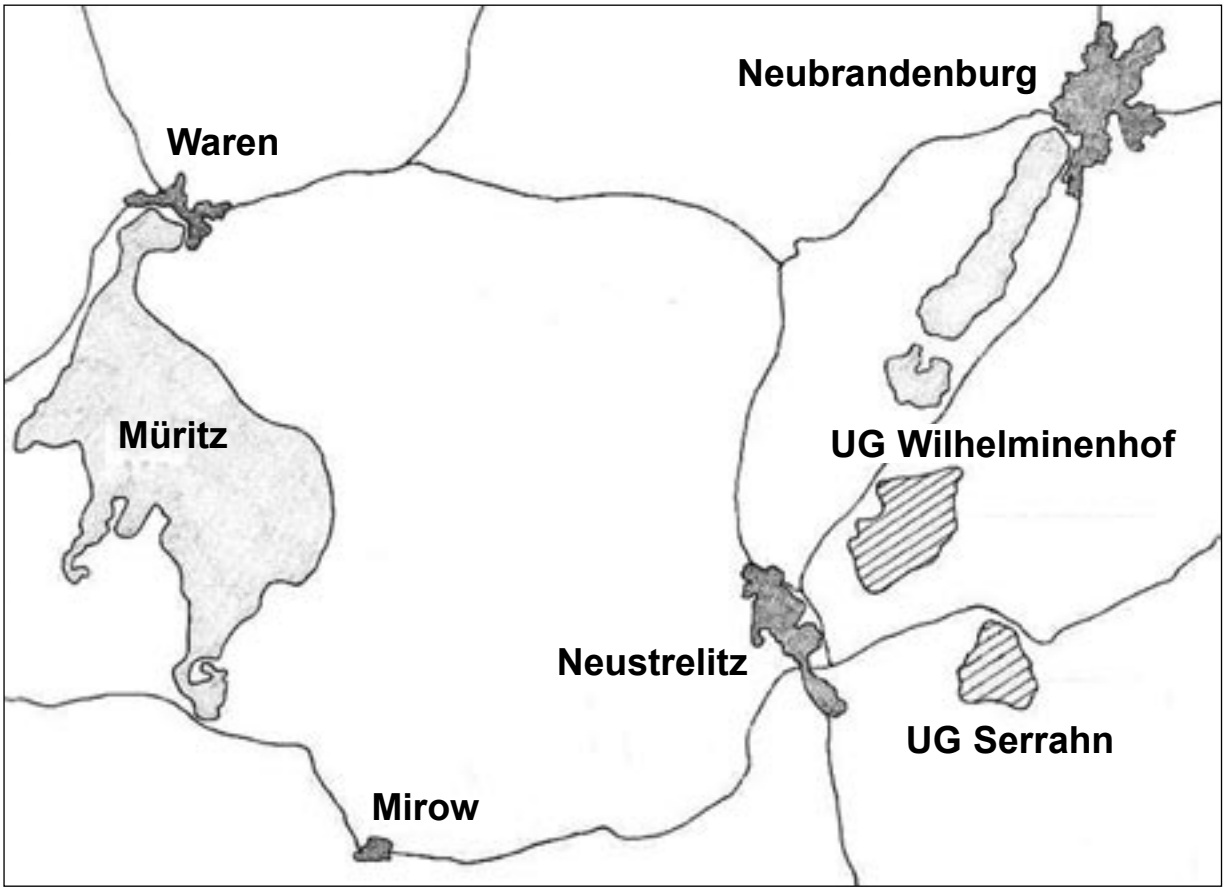



*Abb. 1: Karte des Untersuchungsraumes mit der Lage der Untersuchungsgebiete (UG) Serrahn und Wilhelminenhof*

Die Jahresmittel-Temperatur liegt im Untersuchungsraum bei 7,8 °C, im Jahresdurchschnitt fallen 593 mm Niederschlag. Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung besteht in beiden Gebieten aus Ablagerungen der Weichselvereisung. Die wichtigsten Bodenformen sind Sand-Braunerde, Bändersand-Braunerde und Tieflehm- bzw. Lehm-Fahlerde. Das UG Serrahn weist in einem beachtlichen Ausmaß historische Bodenerosionen auf (Diekmann & Kaiser 1998). In den Untersuchungsgebieten herrschen Humusformen im Übergang vom Rohhumus zum mullartigen Moder vor. Die potenzielle natürliche Vegetation auf basenärmeren Böden ist der Hainsimsen-Buchenwald und auf nährstoffreicheren Standorten der Waldmeister-Buchenwald.

## 4.4 Wald- und Nutzungsgeschichte des UG Serrahn

Anhand von archivalischen Unterlagen und für die letzten 50 Jahre auch mit Hilfe von Angaben zahlreicher Zeitzeugen wurde die Waldentwicklung bzw. die Nutzungsgeschichte im UG Serrahn von Mitte des 16. Jahrhunderts bis heute rekonstruiert (Quellenangaben bei Tempel 2003).

Pollenanalytische und archivalische Befunde belegen, dass die Buche im Bereich des UG Serrahn im 14. und 15. Jahrhundert massiv zurückgedrängt wurde, während sich Eiche und Kiefer stark ausbreiteten. Die abseits gelegene Lage, die geringe Bevölkerungsdichte und insbesondere die schlechte Verkehrsanbindung sind als die wesentlichen Gründe dafür zu nennen, dass dieses Waldgebiet zwar zeitweilig stark übernutzt, aber nie völlig vernichtet worden ist. Erst in der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts nahm der Buchenanteil wieder zu, vermutlich aufgrund der durch die Verheerungen des Dreißigjährigen Kriegs ermöglichten Regenerationsprozesse. Mindestens bis Mitte des 18. Jahrhunderts wurden die Serrahner Wälder aber noch von Eichen und Kiefern beherrscht. Ende des 18. Jahrhunderts und in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam es in den Serrahner Bergen zu großflächigen Buchennaturverjüngungen, aus denen die heutigen ca. 160- bis 230-jährigen Buchenaltbestände entstanden sind.

Im Laufe des 18. Jahrhunderts und insbesondere seit Anfang des 19. Jahrhunderts gewann das Gebiet zunehmend eine jagdliche Bedeutung. Schließlich wurde 1848/49 der ca. 2150 ha große Serrahner Wildpark errichtet, der bis 1945 existierte. Das UG Serrahn lag im Zentrum dieses Wildparks, in dem sich bis Anfang des 20. Jahrhunderts die forstliche Bewirtschaftung nach jagdlichen Gesichtspunkten zu richten hatte. Daher wurden zwischen 1849 und 1914 im geringeren Umfang Hiebs- und Kulturmaßnahmen durchgeführt als in den umliegenden Waldgebieten. Aus dem Vergleich der Bestandesangaben in den Betriebswerken von 1914, 1934 und 1961 wird ersichtlich, dass die Fläche der von Buchen beherrschten Bestände im UG Serrahn während dieser Zeit stark zunahm, da die Buche in den bisher von Eichen oder Kiefern beherrschten Beständen in den Oberstand einwuchs und dominant wurde. Diese Entwicklung wurde durch die Nutzung einzelner Eichen- und Kiefernstämme beschleunigt.

Seit Mitte der 1940er Jahre gab es Versuche, im Raum Serrahn ein Naturschutzgebiet einzurichten. Im Jahre 1952 wurden der Schweingartensee und der Große Serrahnsee sowie ein 200 m breiter Waldgürtel um diese beiden Seen zum Naturschutzgebiet erklärt. Bis 1961 wurden in mehreren Schritten auch die südlich von Serrahn liegenden Waldflächen in das Naturschutzgebiet einbezogen. Ab Mitte der 1950er Jahre wurden einige Buchen-Traubeneichenbestände als Totalreservat ausgewiesen. 1960 umfasste das Totalreservat rund 90 ha sowie 100 m breite Streifen entlang der Seeränder. Zwischen 1967 und 1975 wurde das Totalreservat in drei weiteren Schritten ausgedehnt. Auf Druck der Inspektion Staatsjagd wurde 1987 die Totalreservatsfläche wieder deutlich auf 154 ha verkleinert. Seit Gründung des Müritz-Nationalparkes im Oktober 1990 sind Eingriffe in den Serrahner Buchenaltbeständen verboten.

Das Untersuchungsgebiet (13 Abteilungen) umfasst Flächen, die mindestens während der maximalen Ausdehnung des Totalreservates (1975–1987) zu diesem gehörten. In diesen Abteilungen stellt die Buche auf einer Fläche von 220 ha die dominierende Baumart dar. Die detaillierte Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte dieser Abteilungen für die Zeit nach 1945 zeigt, dass seit 1961 auf rund 109 ha keine Hiebsmaßnahmen stattfanden. Nur Teile dieser Flächen bilden einen größeren zusammenhängenden Komplex von rund 71 ha. In diesem im Zentrum des UG Serrahn liegenden, von Buchen dominierten Bereich erfolgten mindestens seit 1958 keine Einschläge. Allerdings wurden innerhalb dieses Gebietes auf max. 10 ha Kulturmaßnahmen (z. B. Einbringung von Weiß-Tannen) durchgeführt.

## 4.5 Methoden

Aus der räumlichen Verteilung der gemäß Tab. 1 definierten Entwicklungsphasen lässt sich die Waldtextur erarbeiten, indem mit Hilfe von Bilderkennungsprogrammen aus Color-Infrarot-Luftbildern die räumliche Ausdehnung einzelner Entwicklungsphasen erfasst und gegeneinander abgegrenzt wird. Für die Waldtexturanalysen im UG Serrahn wurden 14 Color-Infrarot-Luftbilder ausgewertet (Maßstab 1:10 000, Brennweite 300 mm, Aufnahmezeitpunkt 23. Juli 1996). Alle einheitlichen Teilflächen der Waldoberfläche wurden durch visuelle Interpretation gegen benachbarte, andersartige Flächen abgegrenzt. Die Grenzlinien der Flächen wurden gleichzeitig mit der Interpretation photogrammetrisch kartiert (Datenerfassungsprogramm Microstation, Auswertegerät AC 1 der Firma Wild; Bearbeitung durch das Fachbüro Procul Consulting). Unabhängig von der Abgrenzung der Entwicklungsphasen wurde eine Kartierung aller Lücken im Kronendach der obersten Bestandesschicht in einem besonderen Arbeitsgang durchgeführt. Als Lücke wird eine Unterbrechung des Kronendaches in der Oberschicht bezeichnet, die auf den Ausfall eines oder mehrerer Altbäume zurückzuführen ist.

Die Vergleiche zwischen Natur- und Wirtschaftswald beziehen sich auf einzelne Waldentwicklungsphasen, nicht auf ganze Waldbestände. Um dies zu erreichen, wurden im UG Serrahn 150 typische, die jeweiligen Entwicklungsphasen repräsentierende Stichprobenflächen von 0,1 ha Größe gutachterlich ausgewählt (Beurteilungsstichproben). Buchenbestände, die während des 20. Jahrhunderts im UG Serrahn forstlich begründet worden sind, wurden bei der Flächenauswahl nicht berücksichtigt. Im UG Wilhelminenhof wurden insgesamt 61 Stichprobenkreise in Stangenhölzern und 129- bis 188-jährigen Buchenaltbeständen eingerichtet. In den Wirtschaftswäldern sind nur noch wenige geschlossene Altbestände vorhanden, deren Struktur der Altersphase in Serrahn entspricht. Überwiegend sind in ihnen während der letzten Jahre Vorbereitungs- und Besamungshiebe durchgeführt worden. Daher entspricht die Struktur des lebenden Hauptbestandes auf einer großen Zahl von Probekreisen derjenigen der Zerfallsphase im UG Serrahn. Die Aufnahme des lebenden Bestandes und des Totholzes in den Probekreisen erfolgte gemäß Landesamt für Forstplanung Mecklenburg-Vor-

*Tab. 1: Strukturelle Kennzeichnung der Waldentwicklungsphasen sowie prozentualer Flächenanteil in den Serrahner Buchenwäldern*

| Entwicklungsphase | Beschreibung | Flächen in % |
|---|---|---|
| Verjüngungsphase | Verjüngung unter Altbestand deutlich auf > 50 % der Fläche erkennbar; Überschirmungsgrad Altbestand: < 0,5; i. d. R. zweischichtiger Bestand | 5,4 |
| Stangenholzphase | Einzelkronen auf Luftbild nicht abgrenzbar; keine oder sehr geringe vertikale Differenzierung; Überschirmungsgrad 1,0; Bestand dicht; Kronenoberfläche faserig aufgerauht; einzelne Überhälter möglich | 3,3 |
| Optimalphase | Einzelkronen auf Luftbild meist abgrenzbar; geringe vertikale Differenzierung; Überschirmungsgrad 0,9 - 1,0; Bestandeshöhe ca. 20–35 m | 3,7 |
| Altersphase | Große Einzelkronen abgrenzbar; geringe vertikale Differenzierung; Überschirmungsgrad > 0,8; mehr als 100 Kronen/ha; | 75,3 |
| Zerfallsphase | Einzelkronen sehr gut abgrenzbar; große vertikale Differenzierung; Verjüngung im Unterstand zumindest teilweise erkennbar; Überschirmungsgrad 0,5–0,8 oder Überschirmungsgrad 0,3–0,5 und Deckung der Verjüngung < 50 %; Stammzahl der Oberschicht ca. 100/ha; Totholzanteil | 7,6 |
| Lücken im Kronendach | Lücken im Kronendach; Überschirmungsgrad Altbestand: < 0,3; Deckung der Verjüngung bzw. des Jungbestandes unter Derbholzstärke: < 50 % | 4,7 |

pommern (1998). Bei der Aufnahme des lebenden Bestandes wurden von jedem Baum ab einem BHD von 7 cm Art, Schichtzugehörigkeit, BHD und Polarkoordinaten ermittelt. Zudem wurden in jedem Probekreis mindestens 5 Baumhöhen gemessen. Der Jungbestand (ab 2 m Höhe bis 7 cm BHD) wurde nach Arten getrennt auf allen Probeflächen ausgezählt. Die Aufnahme des Jungwuchses bis 2 m Höhe erfolgte getrennt nach Art und Höhenklasse und unter Angabe der Verbissschadstufe in vier Satellitenkreisen (Radius jeweils 1,99 m). Bei den Totholzuntersuchungen wurden 5 Typen unterschieden: stehender ganzer Baum, Hochstumpf (Höhe > 1,3 m), Stubben (Höhe < 1,3 m), liegende ganze Bäume sowie liegende Stammteile oder Starkäste. Tote stehende und liegende ganze Bäume sowie Hochstümpfe wurden ab einem BHD von 7 cm und liegende Stammteile oder Starkäste ab einem Durchmesser von 15 cm am stärkeren Ende sowie einer Mindestlänge von 3 m erfasst. Stubben wurden ab einem Schnittflächendurchmesser von 15 cm berücksichtigt. Für alle Totholzobjekte wurden Baumart, Länge/Höhe, BHD bzw. Mittendurchmesser und Zersetzungsgrad aufgenommen. Die Dimensionsverteilung des Derbholzbestandes wird mit der Durchmesserdifferenzierung TD (mit $0 \leq TDi \leq 1$) nach Füldner (1996) beschrieben. Je höher der Wert, desto größer sind die Dimensionsunterschiede von benachbarten Bäumen.

In jeweils 45 Stichprobenkreisen von Natur- und Wirtschaftswald wurde die Moos- und Flechtenflora auf einer Fläche von 400 m² erfasst. Dabei wurden in der Alters-, Zerfalls-, Verjüngungsphase sowie in Lücken je 10 und in der Stangenholzphase je 5 Probekreise eingerichtet. Die Untersuchung der auf dem Boden wachsenden Moos- und Flechtenarten erfolgte auf 100 m²-Flächen nach der Methode von Braun-Blanquet (Dierssen 1990). An lebenden Bäumen und auf Totholz siedelnde Arten wurden an zwei bis drei Bäumen beziehungsweise Totholzobjekten je Probekreis im Bereich vom Stammfuß bis in ca. 2 m Höhe bzw. bei liegendem Totholz auf der gesamten Oberfläche kartiert. Zur Kennzeichnung der vorgefundenen Arten wurden die Zeigerwerte für die Bodenreaktion sowie die Licht- und Feuchtezahlen nach Ellenberg et al. (2001) herangezogen. In Abhängigkeit von ihrem schwerpunktmäßigen Auftreten auf Standorten bestimmter menschlicher Beeinflussung wurden die Flechtenarten in verschiedene „Kulturwirkungsstufen“ eingeordnet (gemäß Litterski 1999).

## 4.6 Ergebnisse

In den naturnahen Buchenbeständen des UG Serrahn weist die Altersphase mit 75 % einen überproportional hohen Flächenanteil auf (Tab. 1). Auf etwa 8 % der Fläche beträgt der Überschirmungsgrad durch Ausfall von Altbäumen weniger als 0,8. Hier wird die Zerfallsphase ausgeschieden. In der Verjüngungsphase ist die Überschirmung des Altbestandes kleiner als 0,5, während der Deckungsgrad der Verjüngung mehr als 50 % erreicht. Diese Entwicklungsphase ist auf etwa 5 % der Fläche ausgebildet. Die geringsten Flächenanteile nehmen die Stangenholz- und die Optimalphase ein (Tab. 1). Die meisten Buchenbestände in der Stangenholzphase sowie alle Buchenbestände der Optimalphase sind jedoch im Zeitraum bis 1965 forstlich begründet worden (Tempel 2003). Lücken im Kronendach wurden auf 5 % der Fläche kartiert.

Im Vergleich von Natur- und Wirtschaftswald unterscheiden sich die Verjüngungs- und die Stangenholzphase am deutlichsten hinsichtlich der vertikalen Bestandesstruktur (Tab. 2). Im Wirtschaftswald haben Lichtungshiebe die Zahl der Altbuchen in der Verjüngungsphase stark reduziert. Stammzahlreiche Stangenhölzer, in denen die Altbäume komplett geräumt worden sind, sind im UG Wilhelminenhof auf Flächengrößen von bis zu mehreren Hektar zu finden. Im UG Serrahn ist die Stangenholzphase als Ergebnis der natürlichen Eigendynamik dagegen lediglich sehr kleinräumig ausgebildet und geht fließend in andere Phasen über. Daher werden bei den Erhebungen auf Probekreisen von 0,1 ha neben den Stangenhölzern auch Altbestand und Verjüngung erfasst (Tab. 2). Unabhängig von der Bewirtschaftung ist eine ausgesprochene Dominanz der Buche in der Verjüngung festzustellen (ca. 97 % der Pflanzen). Im Vergleich zum UG Serrahn zeichnen sich die Wirtschaftswälder jedoch durch erheblich höhere Pflanzenzahlen aus (Tab. 2). In den Lücken und in der Zerfallsphase speisen sich die hohen Individuendichten allerdings zu über 98 % aus 1- bis 2-jährigen Pflanzen.

*Tab. 2: Anzahl der Stichprobenkreise (n) sowie mittlere Stammzahlen pro Hektar in den verschiedenen Schichten der einzelnen Entwicklungsphasen im UG Serrahn (S) und UG Wilhelminenhof (W). Abk.: SD = Standardabweichung; OS = Stammzahl in der Oberschicht; MS + US = Stammzahl des Derbholzes in Mittel- und Unterschicht; Dick. = Anzahl der Pflanzen in der Dickung (ab 2 m Höhe bis 7 cm BHD); Jungw. = Anzahl der Pflanzen bis 2 m Höhe*

| | n S | n W | OS S | OS W | MS+US S | MS+US W | Dick. S | Dick. W | Jungw. O | Jungw. W |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Altersphase** | **70** | **14** | **158** | **149** | **21** | **9** | **585** | **15** | **2.829** | **11.014** |
| SD | | | 44 | 21 | 26 | 12 | 1.068 | 26 | 2.913 | 36.707 |
| **Zerfallsphase** | **23** | **31** | **97** | **108** | **40** | **15** | **1.328** | **29** | **5.287** | **79.535** |
| SD | | | 26 | 33 | 59 | 21 | 1.333 | 80 | 5.141 | 94.992 |
| **Verjüngungsphase** | **18** | **5** | **96** | **22** | **58** | **100** | **4.101** | **5.570** | **4.400** | **9.560** |
| SD | | | 36 | 19 | 55 | 102 | 1.756 | 3.616 | 4.633 | 3.462 |
| **Lücke** | **21** | **7** | **62** | **60** | **74** | **4** | **806** | **6** | **6.324** | **121.629** |
| SD | | | 25 | 29 | 162 | 8 | 790 | 15 | 4.999 | 110.737 |
| **Stangenholzphase** | **18** | **4** | **52** | **0** | **573** | **2.123** | **2.432** | **950** | **400** | **0** |
| SD | | | 26 | 0 | 204 | 341 | 949 | 474 | 586 | 0 |

Nutzungsbedingt sind im Wirtschaftswald geringere Grundflächen und niedrigere Derbholzvorräte zu finden als im Naturwald, wobei dieser Unterschied in der Verjüngungsphase am deutlichsten ausfällt (Tab. 3). In den bewirtschafteten Beständen ist die Durchmesserdifferenzierung TD des Derbholzbestandes mit Ausnahme der Stangenholzphase geringer als im UG Serrahn (Tab. 3). Während sich die Werte in den verschiedenen Entwicklungsphasen der Serrahner Bestände deutlich unterscheiden, sind sie in den Wirtschaftswäldern vergleichsweise einheitlich und zeigen relativ geringe Dimensionsunterschiede von benachbarten Bäumen an.

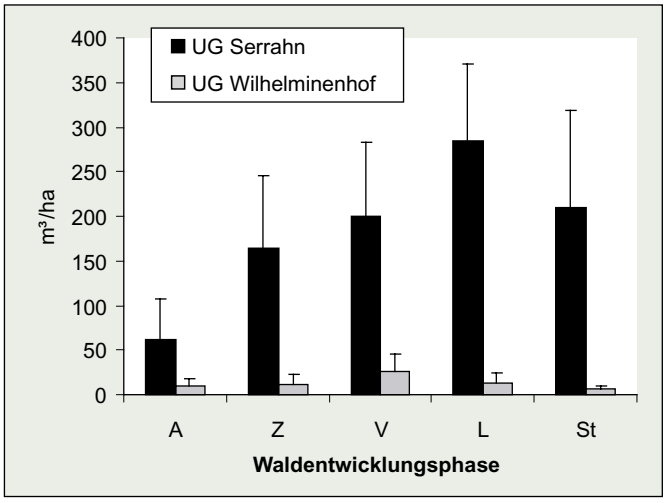



*Abb. 2: Mittleres Totholzvolumen und Standardabweichung in verschiedenen Entwicklungsphasen des UG Serrahn (S) und des UG Wilhelminenhof (W). Abk. der Waldentwicklungsphasen: A: Altersphase; Z: Zerfallsphase; V: Verjüngungsphase; L: Lücken; St: Stangenholzphase*

Auf den 150 Stichprobenkreisen im UG Serrahn beträgt das Totholzvolumen im Mittel 142 m³/ha. Im Vergleich der Entwicklungsphasen werden jedoch große Unterschiede deutlich (Abb. 2). Die Totholzmengen sind in der Altersphase am niedrigsten (61 m³/ha) und steigen in der Zerfallsphase um mehr als das 2,5-fache an. Die höchsten Werte werden in den Lücken erreicht (285 m³/ha). Die hohe Streuung der Werte belegt die uneinheitliche Verteilung des Totholzes auf die einzelnen Stichproben. Stehendes und liegendes Totholz sind insgesamt im Verhältnis ein Drittel zu zwei Drittel am Totholzvorrat beteiligt. Aber auch hier tritt die Abhängigkeit von der Entwicklungsphase zu Tage. Während in der Altersphase die Hälfte des Totholzvolumens stehend vorgefunden wird, verringert sich dieser Anteil in der Verjüngungsphase und in den Lücken auf etwa ein Viertel. Der überwiegende Teil des Totholzes befindet sich in fortgeschrittenen Stadien der Zersetzung. Größere Totholzmengen im beginnenden Stadium der Zersetzung weisen die Lücken auf. In der Stangenholzphase hingegen ist kaum frisches Totholz vertreten. Ein Viertel des Totholzvolumens der Buche entfällt im UG Serrahn auf den Totholztyp Hochstumpf. Die durchschnittliche Höhe der 227 Buchenhochstümpfe liegt bei

*Tab. 3: Mittlere Grundfläche (G/ha), mittlerer Vorrat (V/ha) und mittlere Durchmesserdifferenzierung (TD) des lebenden Bestandes >7 cm BHD im UG Serrahn (S) und UG Wilhelminenhof (W)*

| | G/ha (m²) S | G/ha (m²) W | V/ha (m²) S | V/ha (m²) W | TD S | TD W |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Altersphase** | **38,5** | **32,7** | **675,3** | **573,4** | **0,307** | **0,248** |
| SD | 7,5 | 3,1 | 143,9 | 63,6 | 0,069 | 0,064 |
| **Zerfallsphase** | **26,9** | **24,6** | **489,4** | **421,4** | **0,317** | **0,266** |
| SD | 6,1 | 4,9 | 128,6 | 83,3 | 0,120 | 0,101 |
| **Verjüngungsphase** | **26,5** | **7,7** | **488,5** | **133,5** | **0,404** | **0,280** |
| SD | 7,4 | 5,1 | 145,5 | 100,2 | 0,124 | 0,155 |
| **Lücke** | **18,1** | **13,6** | **319,4** | **233,6** | **0,360** | **0,257** |
| SD | 8,4 | 4,3 | 167,8 | 69,7 | 0,087 | 0,086 |
| **Stangenholzphase** | **22,5** | **29,5** | **361,2** | **249,3** | **0,285** | **0,289** |
| SD | 6,0 | 3,6 | 126,5 | 34,7 | 0,056 | 0,018 |

7,3 m. Annähernd 80 % der Buchen sind in einer Höhe von bis zu 10 m gebrochen. Der mittlere BHD aller Hochstümpfe beträgt 59 cm. Die BHD-Häufigkeitsverteilung der Hochstümpfe zeigt im Vergleich zu derjenigen der vom Wind geworfenen Buchen eine Verschiebung in Richtung höherer Durchmesser (Abb. 3; mittlerer BHD der 195 vom Wind geworfenen Buchen: 49 cm). Das Totholzaufkommen in den bewirtschafteten Wäldern ist mit durchschnittlich 12 m³/ha sehr viel geringer als im UG Serrahn. In Ansätzen zeigt sich auch hier eine Abhängigkeit der Totholzmengen von der Entwicklungsphase (Abb. 2). Sägestubben und liegende Stammteile/Starkäste nehmen insgesamt jeweils etwa 40 % des Totholzvorrates ein. Stehendes Totholz in Form von Hochstümpfen und ganzen Bäumen ist im Wirtschaftswald sehr unregelmäßig verteilt. Auf den 61 Stichprobenkreisen waren 11 Hochstümpfe (mittlerer BHD 42 cm, mittlere Höhe 6,4 m) und 5 stehende ganze tote Bäume (darunter 4 Stangenhölzer) vorhanden, deren Anteil am Gesamttotholzvorrat 13 % und 8 % beträgt. Im Durchschnitt wurden 16,7 Sägestubben je Probekreis aufgenommen. Der Totholztyp „liegender ganzer Baum“ wurde auf den Probekreisen nicht angetroffen.

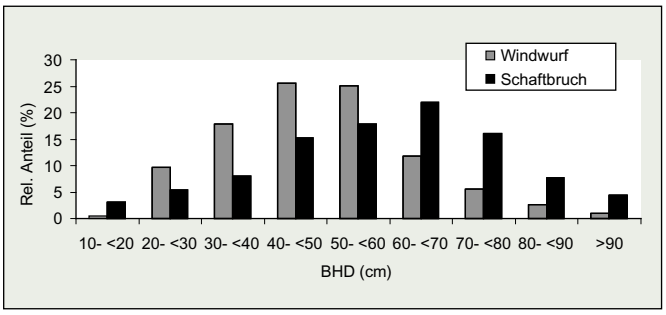



*Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Brusthöhendurchmesser von 195 Windwurf-Buchen und 227 Buchenhochstümpfen auf 150 Probekreisen des UG Serrahn*

In Zuge der vegetationskundlichen Untersuchungen wurden insgesamt 54 Moose und 34 Flechten nachgewiesen. Im Naturwald wurden höhere Gesamtartenzahlen, eine größere Anzahl an Arten der Roten Liste und höhere mittlere Artenzahlen pro Probekreis ermittelt als im Wirtschaftswald (Abb. 4 und 5). Der Anteil von Flechtenarten, die gering sowie mäßig menschlich beeinflusste Verhältnisse anzeigen, beträgt im UG Serrahn 4 % und 43 % (Abb. 6). Auf den Untersuchungsflächen im UG Wilhelminenhof wurde keine Flechte gefunden, die gering menschlich beeinflusste Verhältnisse anzeigt. Der Anteil der Arten, die vor allem bei mäßig vom Menschen beeinflussten Bedingungen auftreten, liegt bei 28 %. Ebenfalls etwa ein Viertel der Arten deuten auf einen mäßig bis stark menschlich beeinflussten Standort hin.

*Tab. 4: Moos- und Flechtenarten mit signifikant höherer Stetigkeit (fettgedruckte Probekreisnachweise, Chi-Quadrat-Test, p<0,05) in einem der beiden Untersuchungsgebiete (n je 45 400m²-Probekreise). Betrachtet werden alle Arten mit min. 5 Probekreisnachweisen.*
*Abk.: Substrat: Ri = Rinde, T = Totholz, E = Erde; Rote Liste: Gefährdung nach der Roten Liste in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Deutschland (D) (Ludwig et al. 1996, Wirth et al. 1996); Zeigerwerte: R = Reaktionszahl, L = Lichtzahl, F = Feuchtezahl (Ellenberg et al. 2001)*

| | | UG Serrahn | | | | UG Wilhelminenhof | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Substrat | | | | Substrat | | | | Rote Liste | | Zeigerwerte | | |
| | 1.1.1.1.2 | Ri | T | E | insg. | Ri | T | E | insg. | MV | D | R | L | F |
| MOOSE | Purpurrotes Hornzahnmoos (Ceratodon purpureus) | 2 | 6 | 13 | 15 | 1 | 3 | 29 | **29** | – | – | x | 8 | 2 |
| | Einseitswendiges Gabelzähnchen (Dicranella heteromalla) | – | 1 | 21 | 21 | – | – | 44 | **44** | – | – | 2 | 5 | 4 |
| | Lockiges Gabelzahnperlmoos (Dicranoweisia cirrata) | – | 7 | – | **7** | 1 | 1 | – | 1 | – | – | 5 | 7 | 5 |
| | Gestreiftes Schönschnabelmoos (Eurhynchium striatum) | 1 | 1 | 6 | **7** | – | – | – | – | – | – | 6 | 5 | 5 |
| | Seidiges Krummbüchsenmoos (Homalothecium sericeum) | 1 | 4 | 4 | **8** | – | – | – | – | – | – | 7 | 8 | 2 |
| | Gemeines Igelhaubenmoos (Metzgeria furcata) | 9 | 4 | – | **11** | 5 | 1 | – | 6 | 3 | V | 6 | 5 | 4 |
| | Berg-Geradegabelzahnmoos (Orthodicranum montanum) | 42 | 27 | 39 | **45** | 36 | 33 | 7 | 40 | – | – | 2 | 6 | 5 |
| | Nickendes Pohlmoos (Pohlia nutans) | 1 | 2 | 26 | 27 | 1 | 1 | 36 | **37** | – | – | 2 | 5 | 4 |
| | Stumpenmoos (Sharpiella seligeri) | 1 | 30 | 16 | **35** | 1 | 11 | 17 | 23 | – | – | 4 | 5 | 5 |
| FLECHTEN | Gewöhnliche Säulenflechte (Cladonia coniocraea) | 22 | 9 | 1 | **27** | 11 | 6 | 1 | 12 | – | – | 4 | 5 | x |
| | Dimerella pineti | 14 | 4 | – | **16** | 6 | 2 | – | 7 | – | – | 4 | 3 | 4 |
| | Schriftflechte (Graphis scripta) | 12 | 1 | – | **11** | 2 | – | – | 2 | 3 | 3 | 5 | 3 | 4 |
| | Krustenflechte (Lecanora expallens) | 3 | – | – | 3 | 13 | 1 | – | **13** | – | – | 4 | 5 | 3 |
| | Lepraria incana | 42 | 33 | – | **44** | 34 | 32 | – | 38 | – | – | 3 | 4 | 3 |
| | Porina aenea | 25 | 5 | – | **24** | 12 | 4 | – | 14 | – | – | 5 | 3 | 4 |
| | Pyrenula nitida | 12 | 7 | – | **15** | – | – | – | – | 2 | 2 | 5 | 3 | 4 |

In Tab. 4 sind jene Arten aufgeführt, für die in einem der beiden Untersuchungsgebiete eine signifikant höhere Häufigkeit festgestellt wurde. Die Arten mit deutlich höherer Stetigkeit im UG Serrahn siedeln überwiegend auf Rinde beziehungsweise Totholz und zeigen schattige bis halbschattige, frische und mäßig saure Verhältnisse an. Im UG Wilhelminenhof treten Bodenmoose bzw. Rohbodenpioniere signifikant häufiger auf, welche als Halbschatt- bzw. Halblicht- und zudem als Trockniszeiger eingestuft werden und (stark) saure Verhältnisse anzeigen.

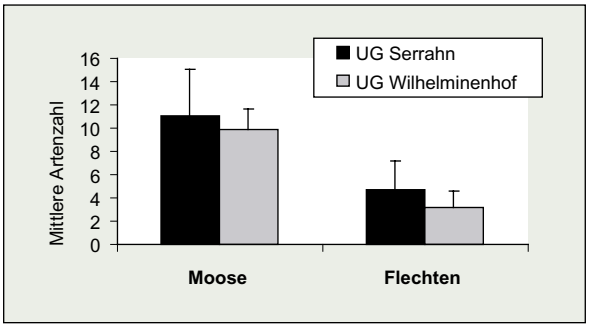



*Abb. 5: Mittlere Artenzahlen und Standardabweichung in den 400 m² -Stichprobenkreisen (n je 45) der Untersuchungsgebiete Serrahn (S) und Wilhelminenhof (W)*

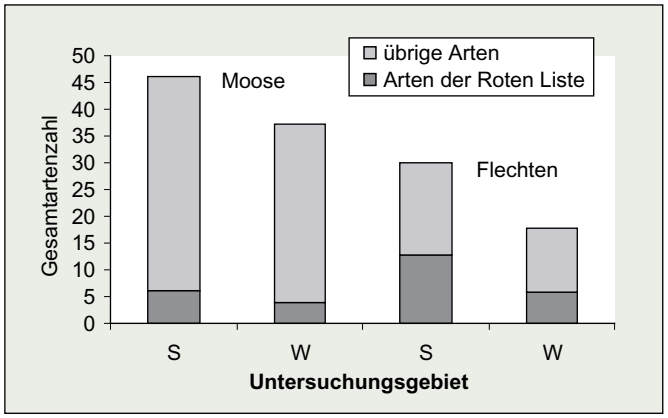



*Abb. 4: Gesamtartenzahlen und Arten der Rote Liste in den Untersuchungsgebieten Serrahn (S) und Wilhelminenhof (W)*

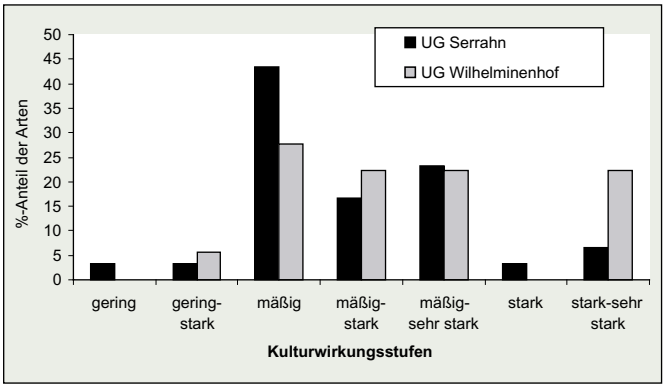



*Abb. 6: Anteile der Flechtenarten in den verschiedenen Kulturwirkungsstufen in den Untersuchungsgebieten Serrahn und Wilhelminenhof*

# 4.7 Diskussion

Im UG Serrahn dominiert in starkem Maße die Altersphase, während die übrigen Entwicklungsphasen lediglich geringe Flächenanteile einnehmen (Tab. 1). Damit unterscheidet sich die Flächenrelation der Entwicklungsphasen von derjenigen, die in verschiedenen Urwäldern festgestellt worden ist (z. B. KORPEL 1995; TABAKU 2000). In Waldgebieten mit ungestörter Bestandesentwicklung steht nach LEIBUNDGUT (1993) der Flächenanteil einzelner Entwicklungsphasen in mehr oder minder enger Relation zu deren zeitlichen Dauer. Lang andauernde Entwicklungsphasen (insbes. Optimal- und Altersphase) erlangen den höchsten Flächenanteil, wobei stets auch andere Entwicklungsphasen vertreten sind. Der hohe Anteil der Altersphase in Serrahn muss vor dem Hintergrund der durch die frühere Bewirtschaftung bedingten Phasensynchronisation gesehen werden. Verglichen mit Urwäldern handelt es sich in Serrahn um einen Altbestand, der sich in einer vergleichsweise kurzen Zeitspanne (ca. 60 Jahren) etabliert hat. Im Gegensatz zum Urwald, der einem kontinuierlichen und kleinflächigen Absterben und Erneuern ausgesetzt ist, werden sich die Altbestände in Serrahn vermutlich auch in Zeiträumen von mehreren Jahrzehnten flächig verjüngen. Dieser Prozess hat vor etwa drei Jahrzehnten begonnen und wird sich noch einige Jahrzehnte fortsetzen. Untersuchungen im Naturwald Fontainebleau/Frankreich zeigen, dass sich die Verjüngungsabläufe mit jeder neuen „Bestandesgeneration“ über einen längeren Zeitraum erstrecken und die strukturelle Homogenität in zunehmend kleinere Einheiten übergeht (KOOP 1989). Eine durch ungestörte Entwicklungsprozesse vollzogene Umwandlung von relativ homogenen in urwaldähnliche Bestandesstrukturen benötigt somit einen Zeitraum von mehreren Jahrhunderten.

Die Naturverjüngung der Serrahner Buchenwälder setzt sich im Mittel aus deutlich weniger Individuen pro ha zusammen als diejenige südosteuropäischer Buchenurwälder, in denen Verjüngungsvorräte von 7 000 bis 30 000 Pflanzen/ha registriert wurden (KORPEL 1995; TABAKU 2000). Naturverjüngungen mit extrem hohen Individuen-

zahlen, wie sie in Wirtschaftswäldern z. B. nach Schirmschlägen auf größerer Fläche auftreten, sind jedoch sowohl für Natur- als auch Urwälder untypisch.

Totholz als ein entscheidendes Element natürlicher Waldökosysteme ist bislang in relativ geringer Menge in Wirtschaftswäldern vorhanden (oft deutlich unter 20 m³/ha, vgl. Winter et al. 2003). Für europäische Buchenurwälder werden mittlere Totholzvorräte überwiegend in einer Größenordnung von 30 bis 120 m³/ha angegeben (z. B. Korpel 1995; Tabaku 2000). Ebenso wie auch im UG Serrahn festgestellt, unterliegt das Totholzvolumen in den Urwäldern großen Schwankungen in den verschiedenen Entwicklungsphasen. Die phasenbezogenen Totholzmengen betragen zwischen wenigen m³/ha in Optimalphasen und über 300 m³/ha in Zerfallsphasen (Korpel 1995; Tabaku 2000). Damit befinden sie sich in einer Größenordnung, die annähernd auch in den Entwicklungsphasen in Serrahn gegeben ist.

Der höhere Anteil von Arten, die gering bis mäßig menschlich beeinflusste Verhältnisse anzeigen, ist ein Ausdruck dafür, dass im UG Serrahn die Zusammensetzung der Moos- und Flechtenflora von ungestörten, kontinuierlichen Entwicklungsabläufen geprägt ist. Die Gruppe der in Serrahn deutlich häufiger auftretenden Arten zeigt die für ein Waldinnenklima typischen Verhältnisse an, an das viele austrocknungsempfindliche Moose und Flechten gebunden sind (Ernst & Hanstein 2001). Dagegen sind im Wirtschaftswald Licht- und Trockniszeiger häufiger zu finden. In den aufgelichteten Beständen sind stärkere Luftturbulenzen gegeben, welche die Austrocknungsgefahr empfindlicher Moose und Flechten erhöhen (Thüs & Schöller 2002). Weitere wesentliche Faktoren für das Auftreten einer Vielzahl von Waldmoosen und -flechten im UG Serrahn sind auf das Vorhandensein alter Bäume und Totholz starker Dimensionen zurückzuführen (z. B. Schumacher 2000, Ernst & Hanstein 2001).

## 4.8 Folgerungen für eine naturnahe Buchenbewirtschaftung

Als allgemeine Ziele lassen sich eine große Alters- und Durchmesserspreitung auf der Bestandesebene sowie ein waldgesellschaftstypisches kleinflächiges Mosaik an miteinander verzahnten Entwicklungsphasen ableiten. Die Umsetzung dieser Ziele kann nur mittel- bis langfristig erreicht werden. Da die heutige Ausgangssituation in den Wirtschaftswäldern von der schlagweisen Hochwaldwirtschaft geprägt ist, muss das weitere Vorgehen schrittweise konzipiert sein. Es ist also sowohl ein Konzept für die nächste Bestandesgeneration („Konzept für morgen“) als auch eines für die sich daran anschließenden zukünftigen Waldgenerationen („Konzept für übermorgen“) zu entwickeln. Das „Konzept für morgen“ einer naturnahen Buchenwaldwirtschaft ist für den Landeswald Mecklenburg-Vorpommerns im wesentlichen bereits ausformuliert und als Bewirtschaftungsrichtlinie festgeschrieben (Melff 2001, 2003; Röhe 2003). Das Hauptziel naturnaher Buchenwaldwirtschaft ist demnach die Produktion starken Stammholzes guter Qualität im Rahmen einer auf Naturnähe ausgerichteten Wirtschaftsführung. Naturnahe Bewirtschaftung bedeutet dabei vor allem, die Dynamik im Wirtschaftswald möglichst nah an natürlichen Entwicklungsprozessen auszurichten und darüber hinaus bestimmte Strukturelemente natürlicher Buchenwälder zu fördern. Die konkreten waldbaulichen Vorgaben beziehen sich im wesentlichen auf die Bereiche Verjüngung und Nutzung, Bestandespflege und Durchforstung sowie auf den Umgang mit Alt- und Totholz (vgl. Melff 2001, 2003; Röhe 2003). Als Ausblick auf die langfristig angestrebte weitere Erhöhung der Naturnähe wird eine zunehmend kleinflächigere Verjüngung der Bestände prognostiziert. Wesentliche Elemente eines „Konzeptes für übermorgen“ in den waldbaulichen Bereichen Nutzung und Verjüngung lassen sich folgendermaßen skizzieren:

- Die Nutzung sollte im Regelfall nur noch einzelstammweise erfolgen, um ein kleinflächiges Mosaik zu fördern. Dieses wird sich mit jeder weiteren Bestandesgeneration verfeinern und der natürlichen Strukturvielfalt annähern.

- Die räumliche Verteilung der zu nutzenden Stämme sollte eine zufällige sein, also weder einem regelmäßigen Muster folgen noch stärker geklumpt sein.

- Die Nutzung erfolgt nicht mehr in bestimmten langen Nutzungszeiträumen, sondern permanent und dauerhaft auf ganzer Fläche.

- Die Anzahl potenzieller Z-Bäume wird nicht mehr auf eine Flächeneinheit (Bestand) bezogen, sondern erhält einen zeitlichen Bezugsrahmen („Anzahl je Fläche und Zeit").

- Lange Verjüngungszeiträume von 50 Jahren sollten in eine permanente kleinflächige Verjüngung auf der gesamten Wirtschaftsfläche analog zur permanenten ganzflächigen Nutzung überführt werden.

- Über lange Zeit hinweg ist ein „erziehender" heterogener Altholzschirm hoher Deckung anzustreben.

Darüber hinaus sollte ein gewisser Anteil des stehenden Vorrates als „Altbäume" über den Zieldurchmesser hinaus erhalten bleiben und natürlich absterben (vgl. Meyer et al. 2003). Diese „Totholzanwärter von morgen" sind bis zum Zeitpunkt ihres Zerfalls und ihrer Zersetzung wichtige Strukturkomponenten des Buchenwaldes und stellen einen sehr wichtigen Lebensraum für eine große Zahl von Moos- und Flechtenarten dar. Beginnt der Prozess des Absterbens, so gewährleisten sie, dass kontinuierlich Totholz entsteht. Über den anzustrebenden Prozentsatz verbleibenden Totholzes vom Lebendvorrat bzw. über die Anzahl von Totholzbäumen je ha und über ihre räumliche Verteilung existieren bereits unterschiedliche Vorstellungen (z. B. Winter et al. 2003). Es erscheint sinnvoll, hier insbesondere ökonomisch geringwertige Bäume (vgl. Ernst & Hanstein 2001) in einer schwach geklumpten bis zufälligen räumlichen Verteilung auszuwählen. Eine Totholzmenge von 10 % des Lebendvorrates wird im Flächenmittel als erstrebenswert angesehen.

**Danksagung**

Der vorliegende Beitrag präsentiert wesentliche Ergebnisse des Forschungsprojektes „Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland" (Förderkennzeichen 0339756), welches vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Förderschwerpunktes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" gefördert wurde.

**Literatur**

Borrmann, K. (1996): Vierzig Jahre Naturwaldforschung im Heilige Hallen-Bestand. AFZ/Der Wald 51 (23): 1292–1296.

Bücking, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. Forst und Holz 19: 515–522.

Dieckmann, O.; Kaiser, K. (1998): Pedologische und geomorphologische Befunde zur historischen Bodenerosion im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). In: Asmus, I.; Porada, H. T.; Schleinert, D. (Hrsg.) (1998): Geographische und historische Beiträge zur Landeskunde Pommerns. Eginhard Wegner zum 80. Geburtstag. Greifswalder geographische Arbeiten, Sonderband, S. 59–65.

Dierssen, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wiss. Buchgesell., Darmstadt.

Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Gefäßpflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18.

Ernst, G.; Hanstein, U. (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. NNA-Berichte 2: 28–83.

Füldner, K. (1996): Die „strukturelle Vierergruppe" – ein Stichprobenverfahren zur Erfassung von Strukturparametern in Wäldern. In: Gadow, K. V.; Beisch, T. (Hrsg.): Beiträge zur Waldinventur, Cuvillier, Göttingen, S. 13–29.

Knapp, H. D.; Jeschke, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. Schriftenreihe für Vegetationskunde 21, S. 21–54.

Koop, H. (1989): Forest dynamics – SILVI-STAR: A comprehensive monitoring system. Springer, Berlin.

Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Stuttgart, Jena, New York.

Landesamt für Forstplanung Mecklenburg-Vorpommern (1998): Anweisung zur Grundaufnahme in Naturwaldreservaten und Naturwaldvergleichsflächen in Mecklenburg-Vorpommern. Unveröff. Manuskript, 18 S.

Leibundgut, H. (1993): Europäische Urwälder. Haupt Verlag, Bern-Stuttgart, 308 S.

Litterski, B. (1999): Pflanzengeographische und ökologische Bewertung der Flechtenflora Mecklenburg-Vorpommerns. Diss. Botanicae 307, Berlin, Stuttgart, 391 S.

Ludwig, G.; Düll, R.; Philippi, G.; Ahrens, M.; Caspari, S.; Koperski, M.; Lütt, S.; Schulz, F.; Schwab, G. (1996): Rote Liste der Moose (*Anthocerophyta et Bryophyta*) Deutschlands. Schr.reihe f. Vegetationskde. 28: 198–306.

Meyer, P.; Tabaku, V.; von Lüpke, B. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwiss. Centralblatt 122: 47–58.

MELFF – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2001): Grundsätze für die Bewirtschaftung der Buche im Landeswald Mecklenburg-Vorpommern.

MELFF – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2003): Landeswaldprogramm Mecklenburg-Vorpommern. Zwischenbericht, Abschluss des Vierten Runden Tisches, Mai 2003.

Röhe, P. (2003): Naturnahe Buchenwirtschaft im Landeswald Mecklenburg-Vorpommern. Forst und Holz 58: 440–445.

Schmaltz, J.; Stanke, J. (1999): Entwicklung eines Buchenwaldes auf der Insel Vilm bei Rügen. Forstarchiv 70: 11–17.

Schumacher, A. (2000): Die Ökologie der Moose in mitteleuropäischen Buchenwäldern unter dem Einfluss der Forstwirtschaft. Diss. Botanicae 331, Berlin, Stuttgart, 176 S.

Tabaku, V. (2000): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Cuvillier, Göttingen, 206 S.

Tempel, H. (2003): Wald- und Nutzungsgeschichte. In: von Oheimb, G., Friedel, A., Tempel, H., Westphal, C., Härdtle, W.: Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Dynamik im nordostdeutschen Tiefland. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsbericht, Universität Lüneburg, S. 16–166.

Thüs, H.; Schöller, H. (2002): Floristische und ökologische Untersuchungen an Kleinstandorten hygrophytischer Flechten auf Obstbäumen im Mainzer Trockengebiet (Rheinland-Pfalz, Deutschland). Herzogia 15: 147–158.

Winter, S.; Flade, M.; Schumacher, H.; Möller, G. (2003): Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland. Sachbericht zum vom BfN geförderten F + E-Vorhaben, 445 S.

Wirth, V.; Schöller, H.; Scholz, P.; Ernst, G.; Feuerer, T.; Gnüchtel, A.; Hauck, M.; Jacobsen, P.; John, V.; Litterski, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. Schr.reihe f. Vegetationskde. 28: 307–368.

# 5 Zum Einfluss von Überschirmung und Begründungsverfahren auf den Entwicklungserfolg von Eichen- und Buchen-Voranbauten in der Initialphase

RALF KÄTZEL*, SONJA LÖFFLER*,
SUSANNE WINTER*, REINHARD KALLWEIT*

## 5.1 Einführung und Untersuchungsziele

Die brandenburgische Landesforstverwaltung ist strategisch auf einen „ökologischen Waldbau“ ausgerichtet, der sich u. a. durch eine standortgerechte und naturnahe Waldbewirtschaftung auszeichnet (MELF, 1993). Das Bekenntnis zur „Standortgerechtigkeit“ und „Naturnähe“ setzt jedoch ein tieferes Verständnis des „Beziehungsgefüges Wald“ und damit von ökophysiologischen Zusammenhängen zwischen Ursache und Wirkung voraus. Dies gilt insbesondere für jene Faktoren, die durch die forstliche Bewirtschaftung unmittelbar beeinflusst werden. Naturnah und gleichzeitig kostengünstig wird die Bewirtschaftung dann sein, wenn sich die steuerbaren Einflussfaktoren für die jeweilige Baumart dem Optimum nähern.

Dies trifft in besonderem Maße auf den Faktor Licht zu. Bekanntlich besitzt jeder Organismus zu jedem Einflussfaktor einen genetisch determinierten, spezifischen physiologischen Toleranzbereich. Er stellt die Variationsbreite des jeweiligen Faktors dar, die für das Individuum ertragbar ist (SCHUBERT, 1991). Gleichzeitig werden die Grenzen der Variationsbreite durch weitere Standortfaktoren beeinflusst. Strebt man z. B. bezüglich des Lichtes ein baumartenspezifisches Optimum an, hilft die allgemeine Einstufung z. B. der Trauben-Eiche als Lichtbaum- und der Rot-Buche als (Halb-) Schattbaumart wenig (ROTENHAN, 1999). Wieviel Licht benötigen die beiden Baumarten in der Initialphase, wie hoch ist das Anpassungspotenzial und unter welchen Strahlungsverhältnissen sind nachteilige Entwicklungen zu erwarten – und dies insbesondere unter den Standortbedingungen des nordostdeutschen Tieflandes?

Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Lichtbedarf bzw. die Schattenerträgnis einer Baumart keine statische Größe ist, sondern von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird. Folglich ging eine der Forschungshypothesen davon aus, dass die Überschirmungstoleranz einer Baumart zusätzlich durch die standörtlichen Bedingungen determiniert wird. Die These, dass die Schattenerträgnis auf nährstoffarmen trockenen Sandstandorten vermindert sein könnte, wurde von Untersuchungen in den Berliner Forsten gestützt. Hier führten dichte Kiefernschirme bei Eichenheistern und -kleinpflanzen bereits in den ersten Jahren nach der Pflanzung in Abhängigkeit vom Wasserangebot zu erhöhten Ausfällen.

Ähnliche Befunde liegen für die Rot-Buche vor. Nach diesen Ergebnissen wird die Überlebensrate von Buchen-Sämlingen im Wesentlichen vom Licht beeinflusst, während die Nährstoffbedingungen (MINOTTA und PINZAUTI, 1996) und insbesondere die Wasserverfügbarkeit (MADSEN, 1995) stärker über den Wachstumserfolg entscheiden.

Andererseits zeigen eine Reihe von Studien, dass nicht nur Buchen, sondern auch Eichen ein verringertes Lichtangebot weit besser zu ertragen vermögen, als allgemein erwartet. Forschungsergebnisse, sowohl aus atlantisch geprägten Wuchsgebieten westlich (PLAISANCE, 1957; JARVIS, 1964; LÜPKE, 1982, 1987, 1995), als auch rein kontinental geprägter Gebiete im Osten (BELLON und JAGIELLO, 1966; EVSTIGNEEV, 1988) bestätigen dies. Aus dem mittelmärkischen Wuchsgebiet (BERGMANN, 1994; BIEBERSTEIN, 1983; EISENHAUER, 1994; KÄTZEL et al., 2003) sowie der verwandten subkontinental beeinflussten Region des Nürnberger Reichswaldes (PREUHSLER et al., 1994; SINNER, 1990) wurden teilweise gute Erfahrungen mit Eichenunterstand beschrieben.

Durch starken Lichtentzug sinkt nicht nur die Stoffproduktion der Pflanze, sondern es verändern sich auch ihre Wachstumsmerkmale und ihre Wurzelentwicklung. Neben der direkten Einflussnahme der Überschirmung auf das Baumwachstum werden auf ökosystemarer Ebene zahlreiche wachstumsrelevante Umweltfaktoren (z. B. Luft- und Bodentemperatur, Wasserhaushalt, Nährstoffumsatz, Begleitfauna) durch die Strahlungsintensität beeinflusst.

* *Landesforstanstalt Eberswalde*

Innerhalb des nordostdeutschen BMBF-Forschungsverbundes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes die ökologischen Grenzen von Eichen- und Buchen-Voranbauten unter differenziert aufgelichtetem Kiefernschirm untersucht. Im Mittelpunkt stand die Frage, bei welcher Überschirmungsdichte es gelingt, Laubwald-Kiefern-Mischbestände sowohl mit der Lichtbaumart Trauben-Eiche, als auch der schattentoleranten Rot-Buche unter einem Kiefernaltholzschirm unter den Standortbedingungen des nordostdeutschen Tieflandes sicher zu begründen. Darüber hinaus waren waldbauliche Verfahren der künstlichen Bestandesbegründung unter ökologischen Gesichtspunkten mit Hilfe ausgewählter Indikatoren zu bewerten. Hierzu wurden sowohl die Veränderungen in den abiotischen Parametern (Strahlung, Luft- und Bodentemperatur, Wasser- und Nährstoffhaushalt) als auch deren Wirkungen auf den Ober- und Unterstand und die konkurrierende Bodenvegetation bei unterschiedlichem Überschirmungsgrad bzw. bei unterschiedlicher Kiefern-Stammzahl quantifiziert.

Die Forschungsarbeiten widmeten sich u. a. folgenden wissenschaftlichen Fragestellungen:

1. Wie ändern sich ausgewählte Ökosystemparameter durch die differenzierte Auflichtung des Oberstandes?

2. Wie entwickeln sich Voranbauten von Rot-Buche und Trauben-Eiche in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad unter Kiefer während der Initialphase?

3. Welchen Einfluss haben unterschiedliche Bodenbearbeitungs- und Begründungsverfahren auf den Entwicklungserfolg von Rot-Buche und Trauben-Eiche während der Initialphase?

## 5.2 Forschungsansatz

Die zum Untersuchungsbeginn fragmentarisch vorliegenden Befunde regten zu einer komplexen Betrachtungsweise und entsprechenden Versuchsanstellung an. Aus diesem Grund wurde das Forschungsvorhaben auf zwei Versuchsflächenkomplexe in unterschiedlichen Naturräumen im nordostdeutschen Tiefland ausgerichtet. Um die Standortvielfalt einzuschränken, wurde unter den Standortbedingungen des nördlichen und des südlichen Brandenburgs (Abb. 1, Tab. 1) jeweils innerhalb zweier großer Kiefernkomplexe ein abgestufter Auflichtungsgradient (geplanter Bestockungsgrad 1,0; 0,8; 0,6; 0,4) erstellt, der reihenweise mit beiden Laubbaumarten bepflanzt wurde. Ergänzt wurde das Untersuchungsprogramm durch eine vergleichende ökologische Bewertung von Verfahren zur Bodenbearbeitung (Pflug, Fräse, direkte Pflanzung ohne Bodenbearbeitung) sowie von Eichensaaten im Vergleich zur Pflanzung und Naturverjüngung. Insbesondere wurden spezifische Ursache-Wirkung-Beziehungen zwischen dem Begründungserfolg und dem Faktorenkomplex Licht-Temperatur-Wasser-Nährstoffversorgung sowie den Konkurrenzwirkungen der Bodenvegetation im Gradienten der Auflichtung des Kiefern-Oberstandes untersucht (Abb. 2 und 3).

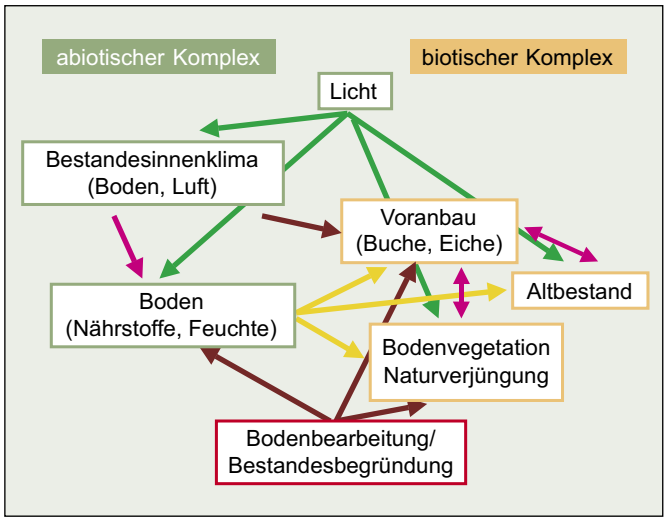



*Abb. 2: Vernetzung der durch die Faktoren Licht und Boden-bearbeitung beeinflusste Ökosystembedingungen*

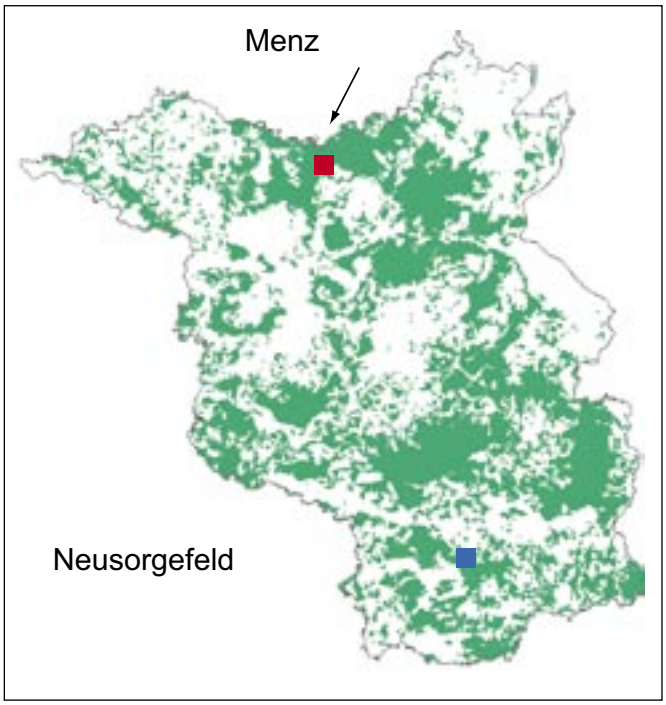



*Abb. 1: Lage der Versuchsflächen im Land Brandenburg*

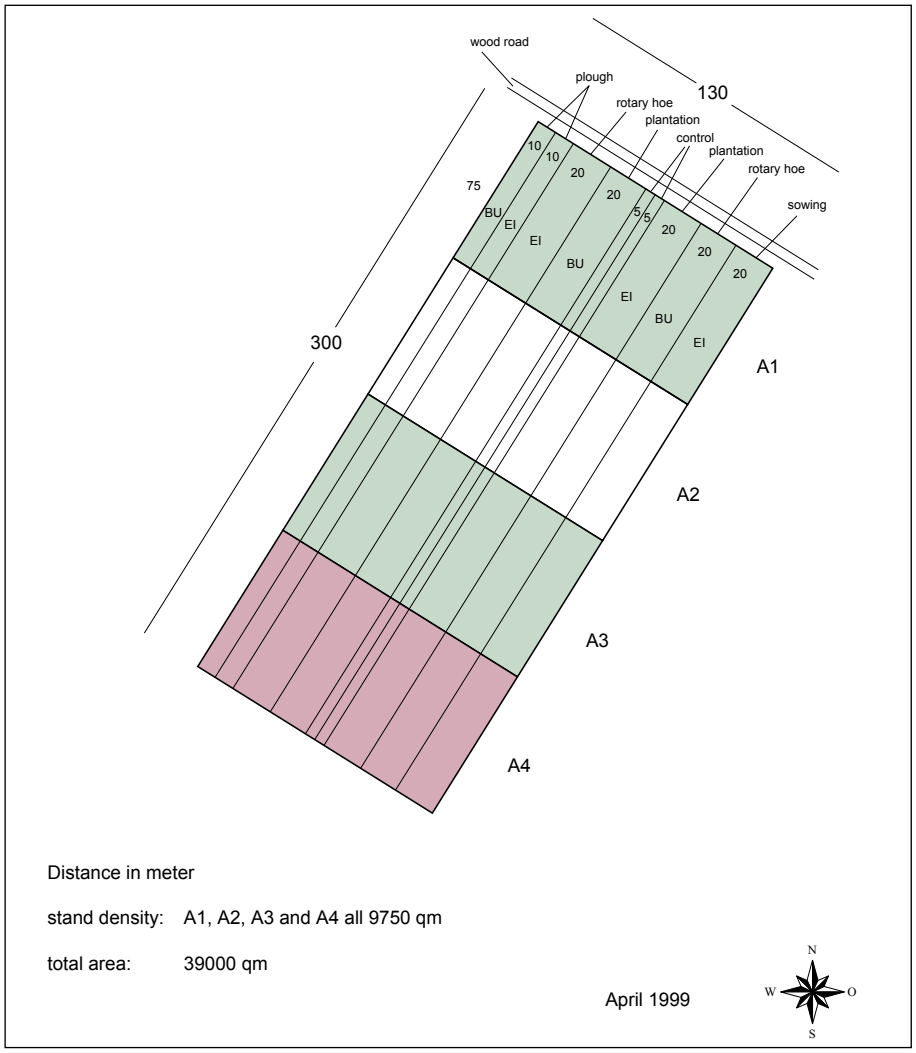



*Abb. 3: Versuchsflächenanlage (Untersuchungsfläche Süd)*

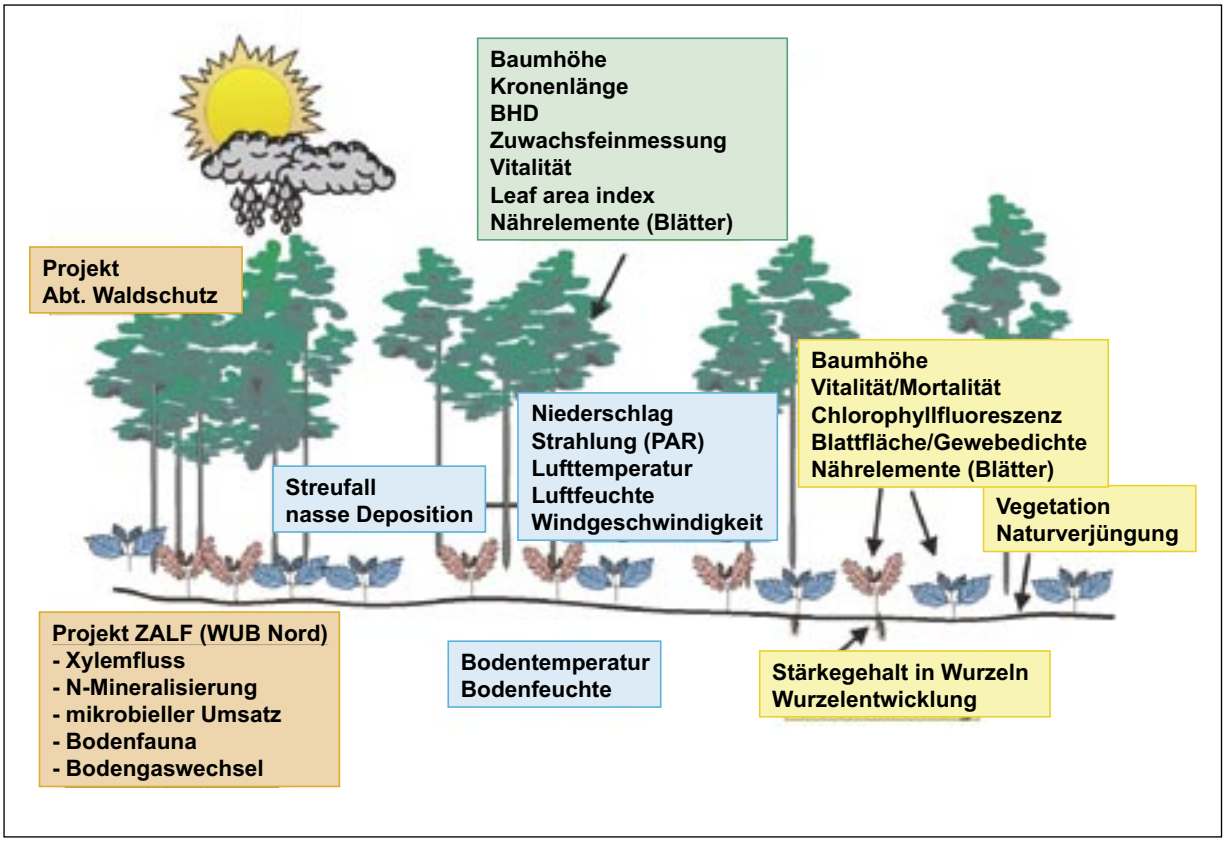



*Abb. 4: Übersicht der Untersuchungsparameter*

## 5.3 Untersuchungsflächen und Methoden

Die verwendeten Methoden wurden in dem ausführlichen Forschungsbericht detailliert beschrieben (Kätzel et al., 2003; Abb. 4).

### Untersuchungsflächen

Die Flächengrundlage des Forschungsprogramms bildeten zwei ca. 4 ha große, unmittelbar vor Versuchsbeginn (Februar 1999) mit Eichen und Buchen vorangebaute Kiefernbestände im Norden und Süden Brandenburgs (Abb. 1 und 3, Tab. 1).

Die beiden Ausgangsbestände wurden stufenweise so aufgelichtet (Ziel-Bestockungsgrad 0,4; 0,6; 0,8, 1,0), dass jeweils vier Teilflächen entstanden. Dadurch wurde der Relative Lichtgenuss (RLG) gegenüber den Freiflächenbedingungen von durchschnittlich 22 % (B° 0,9; Versuchsparzelle A4) auf 55 % (B° 0,4; Versuchsparzelle A1) stufenweise erhöht. Da der Überschirmungsgrad dynamischen Veränderungen unterworfen ist, wurden die vier Teilflächen als Auflichtungsvarianten A1 bis A4 bezeichnet (Tab. 2). Zusätzlich wurde die Verteilung der Kiefern auf den Teilflächen eingemessen (Abb. 5).

*Tab. 1: Versuchsflächen im Land Brandenburg*

| | Umbaufläche Nord | Umbaufläche Süd |
|---|---|---|
| AfF | Fürstenberg | Lübben |
| Oberförsterei | Menz | Crinitz/Walddrehna |
| Revier | Beerenbusch | Schwarzenburg/ Neusorgefeld |
| Abteilung | 4162a0 | 165a2 |
| Wuchsgebiet | Mittelmecklenburger Jungmoränenland | Düben-Niederlausitzer Altmoränenland |
| Wuchsbezirk | Rheinsberger seenreiche Jungmoräne | Lausitzer Grenzwall |
| Stammstandortsformengruppe | M2 | M2 |
| Begründungsjahr Kiefern-Oberstand | 1940 | 1902/1916 |

**Pflanzenmaterial und Untersuchungsparameter**

Die Pflanzungen der Eichen und Buchen (Baumschulware 2–0; 4.500 St./ha, Ausnahme: Umbaufläche Nord mit Buchen-Wildlingen) erfolgte im Frühjahr 1999 mit der Hartmann-Haue in Pflug- (ASP-2) und Frässtreifen (KSH 700) sowie in einer dritten Variante reihenweise ohne Bodenbearbeitung. Durch den Auflichtungsgradient und die Integration einer nicht bepflanzten Nullfläche für die Beobachtung der Naturverjüngung im Norden Brandenburgs entstanden für die Baumart Buche zwei Versuchsflächenkomplexe mit insgesamt 16 (Nord) bzw. 12 (Süd) Teilflächen. Die Untersuchungen zur Eiche erfolgten auf insgesamt 16 (Nord) bzw. durch die Integration der Saatvariante auf der südlichen Umbaufläche auf 20 Teilflächen. In allen Versuchsvarianten wurde im Zeitraum von 1999 bis 2001 jährlich der Entwicklungserfolg des Voranbaus anhand von jeweils 150 Pflanzen pro Parzelle ermittelt. Zusätzlich wurden alle Naturverjüngungspflanzen auf der Nullfläche gekennzeichnet und ebenfalls in die Untersuchungen einbezogen. Der Wachstumserfolg wurde sowohl hinsichtlich des Längenwachstums als auch des Wurzelhalsdurchmessers bewertet. Im Spätsommer 2003 wurde eine erneute Messung der Baumlängen durchgeführt. Zur Bestimmung der Einzelblattflächen und -trockenmassen sowie der Elementgehalte der Blätter wurden variantenweise im August Mischproben von ca. 100 Bäumen entnommen und vor Ort eingefroren. Von jeweils 50 Blättern pro Pflanz- und Lichtvariante wurden mit Hilfe des Blattflächenmessgerätes ADC AM 100 (Fa. Bernt GmbH) die Flächen und anschließend die

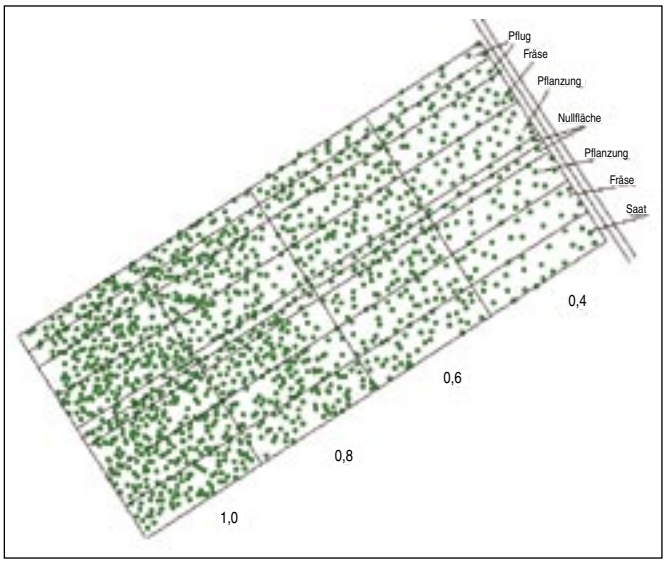



*Abb. 5: Stammverteilungskarte der Umbaufläche Süd (Neusorgefeld)*

*Tab. 2: Relative Lichtgenuss (RLG) und LAI (Blattflächenindex) in den Auflichtungsgradienten A1 bis A4 (MW der Unterschungsjahre 2000 und 2001)*

| | Auflichtungsvariante | A1 | A2 | A3 | A4 |
|---|---|---|---|---|---|
| Nord | Stammzahl/ha | 313 | 374 | 461 | 648 |
| | Bestockungsgrad | 0,44 | 0,57 | 0,65 | 0,89 |
| | LAI des Oberstandes | 1,24 | 2,04 | 2,50 | 4,12 |
| | RLG [% der Variante A4]<br>[% der Freifläche] | 245<br>51 | 204<br>41 | 129<br>27 | 100<br>19 |
| Süd | Stammzahl/ha | 171 | 287 | 397 | 514 |
| | Bestockungsgrad | 0,39 | 0,58 | 0,79 | 0,87 |
| | LAI des Oberstandes | 1,46 | 1,99 | 2,54 | 3,18 |
| | RLG [% der Variante A4]<br>[% der Freifläche] | 236<br>61 | 180<br>47 | 106<br>28 | 100<br>27 |

dazugehörigen Trockenmassen mit einem Moisture Analyzer MA 30 (Fa. Sartorius) ermittelt. Die Chlorophyllfluoreszenzmessungen und die Laboranalysen zur Bestimmung der Elementgehalte der Blätter und der Stärkegehalte in den Wurzeln erfolgten durch das Labor der Landesforstanstalt Eberswalde nach Standardanalyseverfahren (Autorenkollektiv, 1994; Wienhaus et al., 2003). Zur Bewertung der Blattspiegelwerte standen die fünf Ernährungsstufen nach Heinsdorf (1999) und der Bewertungsrahmen des AK Standortserkundung (Wolff und Riek, 1997) zur Verfügung.

**Statistische Berechnungen**

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programmpaket SPSS (Fa. SPSS Inc. Chicago, USA) für Windows, Version 8.0. Soweit nicht anders angegeben, wurde der Mittelwertvergleich mit Hilfe des Duncan-Tests (p = 0,05) durchgeführt.

## 5.4 Ergebnisse

### 5.4.1 Zum Einfluss der Überschirmung auf den abiotischen Faktorenkomplex

Neben der Änderung des Lichtregimes (Abb. 6) wirkte sich die Auflichtung u. a. auf die Luft- und Bodentemperaturwerte sowie auf die klimatische Wasserbilanz aus. Die Tages- und Jahresgänge der Lufttemperatur erreichten z. B. mit abnehmender Überschirmung ausgeprägtere Extremwerte. Somit vermindert sich die Schutzfunktion des Oberstandes vor Trockenheits- und Temperaturextremen (Frostschäden, Transpirationsstress). Mit der Auflichtung ist eine deutliche Verringerung der Wasserabgabe durch Interzeption und Transpiration des Oberstandes verbunden. Durch die Reduzierung der Stammzahl des Oberstandes erhöhte sich für den Voranbau das Niederschlagsangebot während der Vegetationsperiode auf beiden Umbauflächen um ca. 15 % (Abb. 7). Für die Transpiration des Oberstandes war entsprechend der Stammzahlreduzierung mit einer Verringerung durch die Auflichtung zu rechnen. Die höheren Bodenfeuchtewerte in vier Tiefenstufen (20 bis 70 cm) in der Variante A1 im Vergleich zur A3 bestätigen dieses Ergebnis, obwohl die zunehmende Auflichtung des Bestandes auch zu einer Steigerung der potenziellen Verdunstung führt.

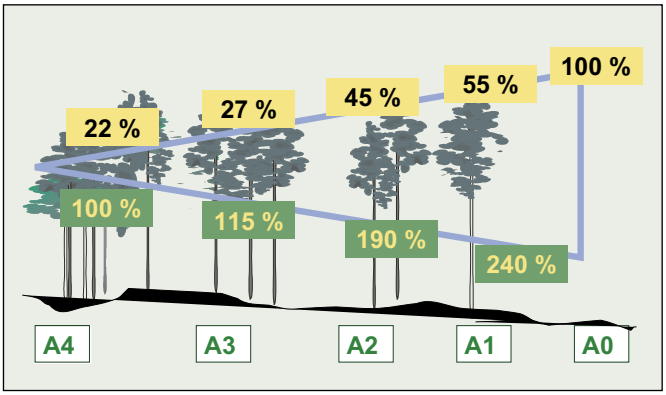



*Abb. 6: Änderungen des Relativen Lichtgenusses durch die Auflichtung des Oberstandes in Bezug auf die Freifläche A0 (oben) bzw. auf den voll bestockten Bestandes A4 (unten)*

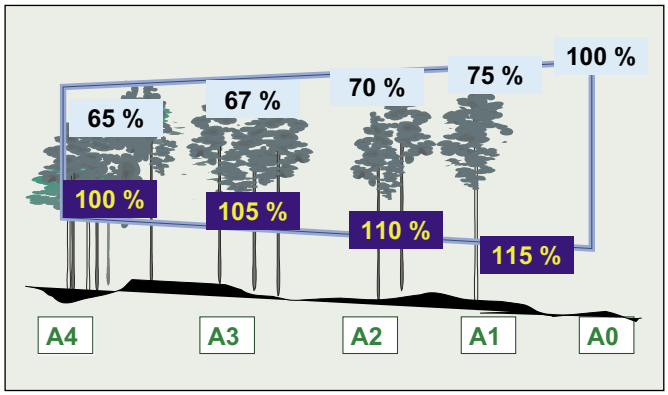



*Abb. 7: Änderungen des Bestandesniederschlages durch die Auflichtung des Oberstandes in Bezug auf den Freiflächenniederschlag A0 (oben) bzw. auf den vollbestockten Bestandes A4 (unten)*

## 5.4.2 Entwicklung des Eichen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad

Die Anpassungsprozesse an das unterschiedliche Lichtangebot vollzogen sich im Wesentlichen auf der Ebene des Einzelblattes. Bereits die ersten blattmorphologischen Untersuchungen zeigten unmittelbar nach der Frühjahrspflanzung im Jahre 1999 eine sofortige Anpassung an die am jeweiligen Standort herrschenden Lichtverhältnisse. Besonders deutlich wurde dies an der Blattgewebedichte, die sich aus dem Verhältnis der Blatttrockenmasse zur Blattfläche definiert. Auf beiden Umbauflächen differenzierte sich die Gewebedichte in Relation zum Bestockungsgrad des Oberstandes, wobei die Pflanzvarianten unter den dichtesten Bestockungen (A4 und A3) signifikant geringere Blattgewebedichten im Vergleich zu den Bestockungsvarianten A2 und A1 erreichten. Ab dem Jahr 2000 waren die Unterschiede zwischen allen vier Varianten signifikant (Abb. 8). Höhere Überschirmungsdichten führten zu höheren Blattflächen bei insgesamt geringeren Einzelblatttrockenmassen.

Die Voranbaupflanzen glichen das verminderte Lichtangebot folglich durch eine veränderte Blattmorphologie aus. Diese Anpassung auf der „Blattebene“ war so effektiv, dass kaum noch Un-

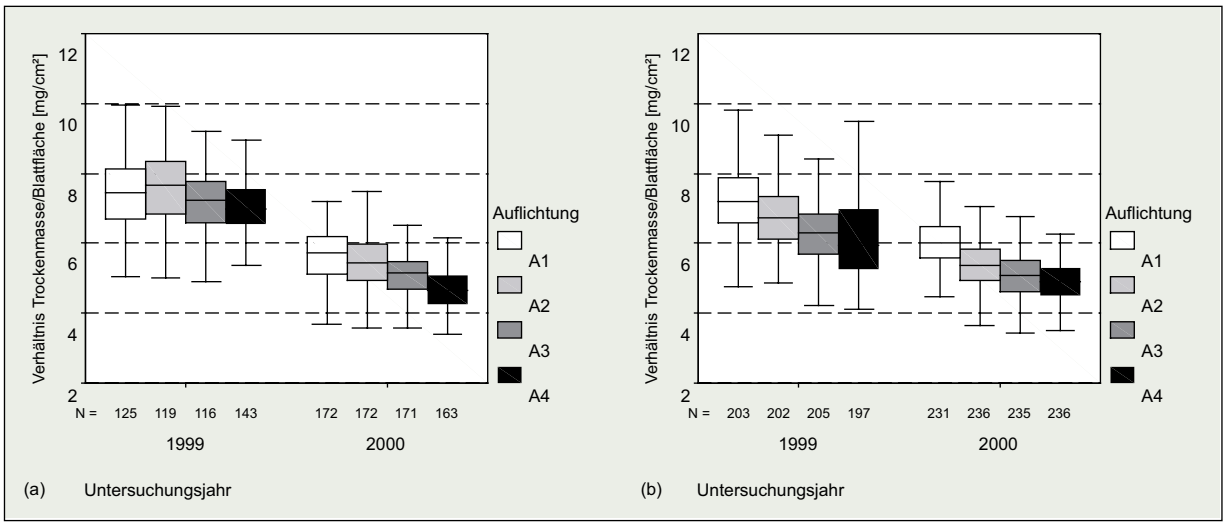



*Abb. 8: Blattgewebedichte in Abhängigkeit vom Auflichtungsgrad des Oberbestandes auf der nördlichen (a) bzw. südlichen Umbaufläche (b)*

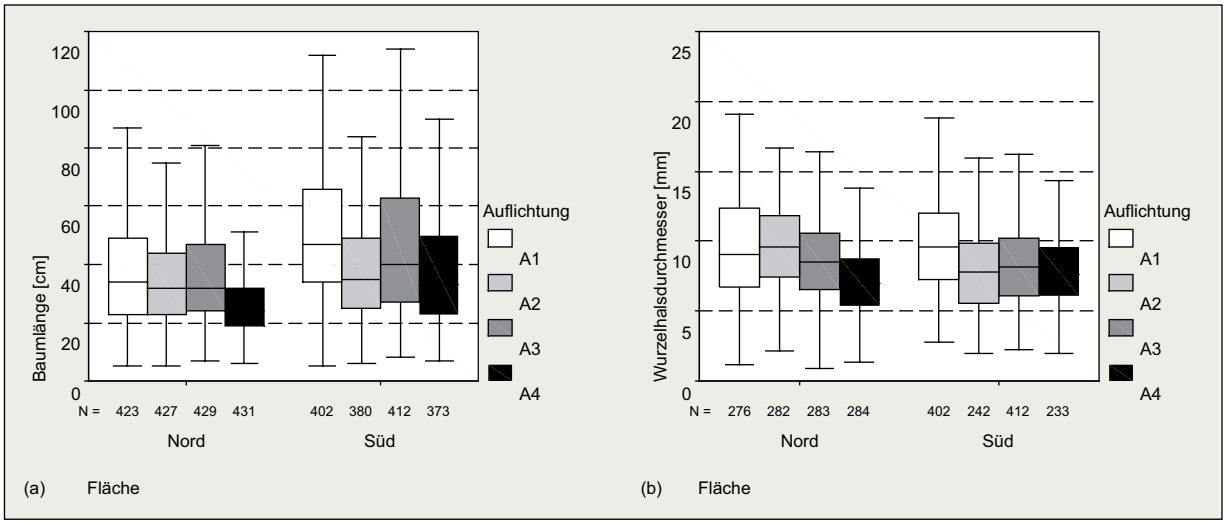



*Abb. 9: Baumlängen (a) und Wurzelhalsdurchmesser (b) im Untersuchungsjahr 2001 in Abhängigkeit vom Auflichtungsgrad des Oberbestandes*

terschiede auf der „Baumebene“ zu beobachten waren. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes im Herbst 2001 waren die Bäume der drei Auflichtungen A1, A2 und A3 statistisch gleich lang. Nur unter dem dichten Kiefernschirm (Variante A4) waren die Eichen im Mittel 8 bis 10 cm kürzer und unterschieden sich signifikant von den anderen Auflichtungsvarianten. Mit zunehmendem Lichtangebot stieg der Wurzelhalsdurchmesser, wobei zwischen den Bestockungsgraden A4/A3 und A2/A1 jeweils signifikante Unterschiede nachweisbar waren. Dieser Parameter trug bereits im zweiten Jahr nach der Pflanzung zur Differenzierung zwischen den Varianten bei, die sich auch im dritten Untersuchungsjahr bestätigte (Abb. 9).

## 5.4.3 Entwicklung des Rot-Buchen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad

Die Anpassungsprozesse an das unterschiedliche Lichtangebot vollzogen sich wie bei der Eiche im Wesentlichen auf der Ebene des Einzelblattes. Die Auflichtungsvarianten unterschieden sich hinsichtlich der spezifischen Blatttrockenmasse bereits wenige Monate nach der Pflanzung. Die Blattgewebedichte erhöhte sich mit abnehmender Bestockung des Oberstandes. Das heißt, unmittelbar nach dem Austrieb bildeten die Buchen in den stärker besonnten Parzellen dickere Blätter aus. Diese Differenzierung war auf beiden Umbauflächen zu beobachten, wobei die Unterschiede im ersten Untersuchungsjahr auf der nördlichen Umbaufläche deutlicher ausfielen als auf der südlichen Fläche. Die Wiederholungsaufnahmen im Jahr 2000 bestätigten die hohe Abhängigkeit dieses Parameters vom Lichtangebot (Abb. 10a).

Erst im zweiten Untersuchungsjahr wurden auch deutliche Unterschiede hinsichtlich der mittleren Blattfläche zwischen den einzelnen Lichtvarianten nachgewiesen. Die Buchen unter dem dichtesten Schirm (A4) hatten erwartungsgemäß die größten Blattflächen. Da es sich jedoch um sehr dünne Blätter handelte, blieben die Blatttrockenmassen vergleichsweise gering. Die Bäume der Variante A2 bildeten die kleinsten und die Bäume der Lichtvariante A1 die schwersten Blätter aus. Im dritten Jahr erfolgte eine weitere Differenzierung der Einzelblattflächen entsprechend dem Lichtangebot, die auf der südlichen Umbaufläche besonders ausgeprägt war. Mit geringerem Lichtangebot erhöhten sich die Blattflächen mit folgender Differenzierung der Parzellen: A1, A2 < A3, A4 (Abb. 10b).

Von den beiden untersuchten Wachstumsparametern zeigte insbesondere der Wurzelhalsdurchmesser eine Beziehung zum Überschirmungsgrad. Bereits im zweiten Untersuchungsjahr war der Durchmesser auf beiden Umbauflächen in der Lichtvariante A1 signifikant größer als in den anderen drei untersuchten Auflichtungsvarianten. Den signifikant geringsten Wert erreichten Buchen in der Überschirmungsvariante A4 der

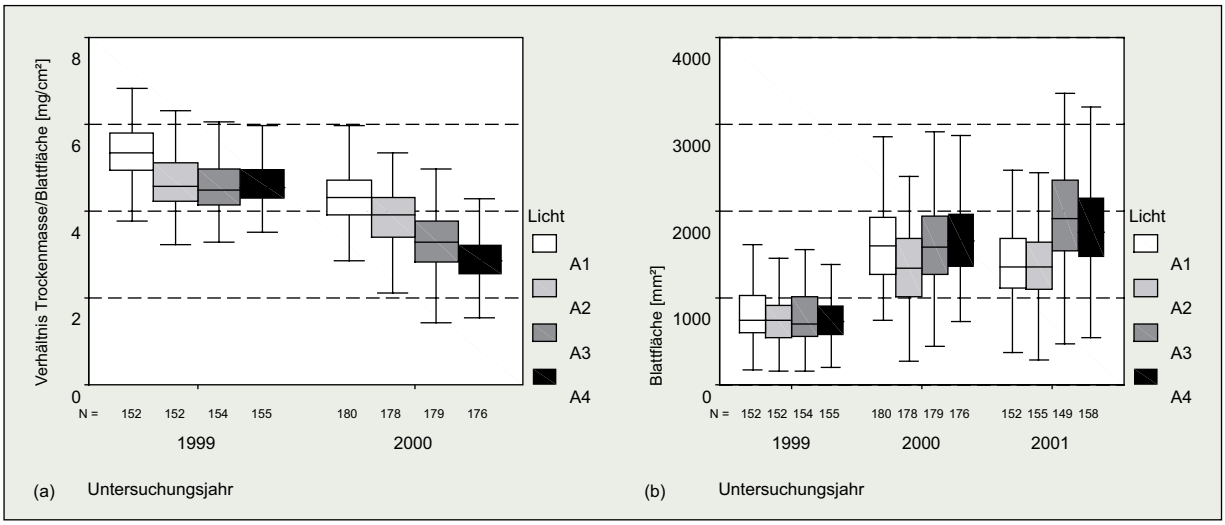



*Abb. 10: Blattgewebedichte (a) und Blattflächen (b) in Abhängigkeit vom Auflichtungsgrad des Oberstandes auf der südlichen Umbaufläche; A1: höchstes, A4 niedrigstes Lichtangebot*

südlichen Umbaufläche. Nach der zweiten Vegetationsperiode im Herbst 2001 bestätigten sich auf beiden Umbauflächen die Befunde mit den signifikant größten Wurzelhalsdurchmessern in der Lichtvariante A1 (Abb. 11a).

Ebenso wie bei den Eichen waren die Unterschiede zwischen den Auflichtungsvarianten bezüglich der Baumlängen weniger eindeutig. Auf der nördlichen Umbaufläche wurden auch fünf Jahre nach der Buchenpflanzung keine signifikanten Unterschiede im Längenwachstum zwischen den drei Lichtvarianten A1 bis A3 nachgewiesen. Lediglich die Bäume der Teilflächen A4 waren signifikant kleiner (Abb. 11b). Auf der südlichen Umbaufläche hingegen standen die längsten Buchen in der Lichtvariante A3. Ähnlich lang waren die Bäume in der Lichtvariante A1, so dass sich diese beiden Varianten statistisch von den kürzeren Bäumen der Lichtvarianten A2 und A4 abgrenzen ließen. Auf beiden Umbauflächen waren die Buchen, die ohne Bodenbearbeitung gepflanzt wurden, signifikant kürzer als die Pflanzvarianten mit Bodenbearbeitung.

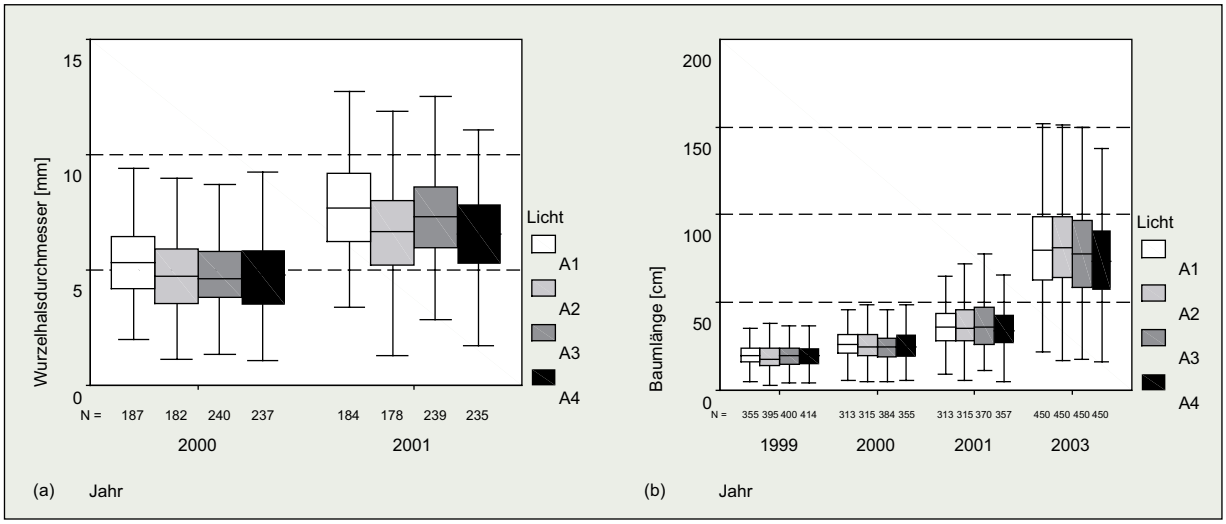



*Abb. 11: Wurzelhalsdurchmesser (a) und Baumlängen (b) in Abhängigkeit vom Grad der Auflichtung auf der nördlichen Umbaufläche; A1: höchstes, A4 niedrigstes Lichtangebot*

## 5.4.4 Entwicklung des Eichen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren

Während es hinsichtlich der Mortalität der Pflanzen zwischen den verschiedenen Lichtvarianten (Mittelwerte über alle Bodenbearbeitungsvarianten) keine oder nur geringfügige Differenzen gab, entfiel der Hauptanteil der abgestorbenen Eichenpflanzen auf die Pflanzvariante ohne vorangegangene Bodenbearbeitung. In dieser Variante war vor allem von 1999 bis 2000 ein deutlicher Anstieg der Mortalität auf 10 % des eingesetzten Pflanzmaterials zu verzeichnen. Im Folgejahr betrug die Absterberate über alle Lichtvarianten bereits mehr als 16 %. Während der Ausfall in den Pflug- (5,5 %) und Frässtreifen (5,2 %) als sehr gering einzuschätzen war, erreichte er in der Pflanzung ohne Bodenbearbeitung 23,4 % (Tab. 3). Die hohe Mortalität der ohne Bodenbearbeitung gepflanzten Variante stand in Übereinstimmung mit dem geringen Blattflächenindex der Pflanzen, die die kleinsten und leichtesten Blätter hatten.

Der differenzierte Entwicklungserfolg der Unterbauvarianten spiegelte sich auch in den Baumlängen und im Wurzelhalsdurchmesser wider. Die in den unbearbeiteten Boden gepflanzten Eichen waren signifikant am kleinsten. Die höchsten Baumlängen erreichten die Eichen auf beiden Umbauflächen in den Frässtreifen (Abb. 12a). Die Baumlängen korrelierten eng mit den Wurzelhalsdurchmessern. Sie waren in den Pflug- und Frässvarianten signifikant stärker als die der Eichenpflanzen ohne Bodenbearbeitung (Abb. 12b).

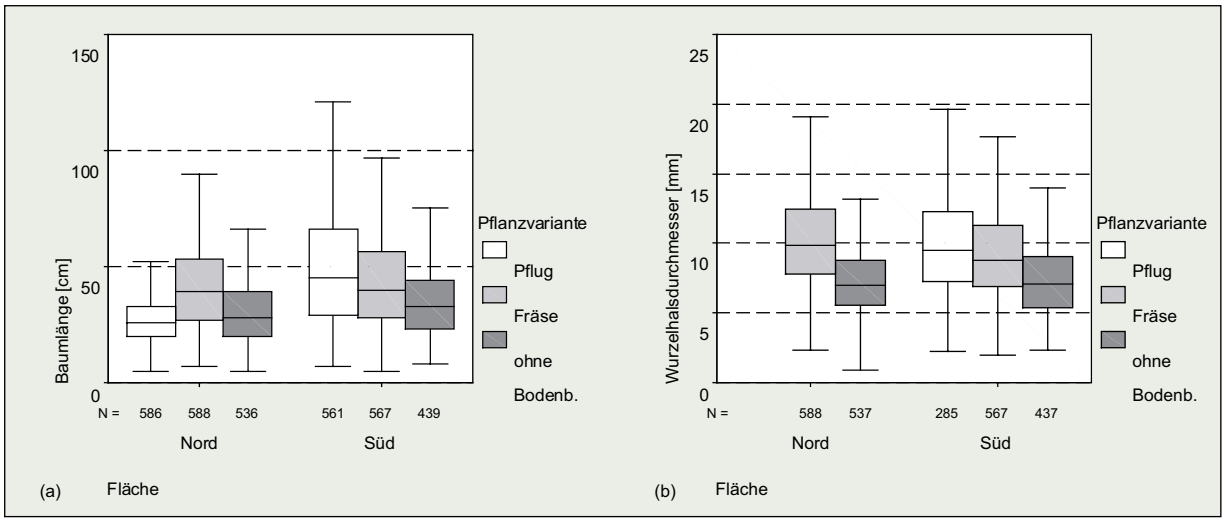



*Abb. 12: Baumlängen (a) und Wurzelhalsdurchmesser (b) der gepflanzten Eichen im Untersuchungsjahr 2001 in Abhängigkeit von der Pflanzvariante*

**Entwicklung von Eichen-Saaten**

Auf der südlichen Umbaufläche wurden im Frühjahr 1999 zusätzlich zu den Pflanzvarianten Eichen in Frässtreifen gesät. Aus der Saat entwickelten sich außerordentlich vitale und wüchsige Pflanzen (Abb. 14). Die Wachstumsmuster in den einzelnen Auflichtungsparzellen unterschieden sich deutlich von denen gepflanzter Eichen. Innerhalb der gesäten Eichen bestanden signifikante Unterschiede in den Baumlängen zwischen den Bestockungsgraden A2/A1 und A3/A4, wobei die größten Baumlängen in den am stärksten überschirmten Varianten A3 und A4 nachgewiesen wurden. Die Wiederholungsaufnahmen bestätigten dieses Ergebnis auch in den Folgejahren.

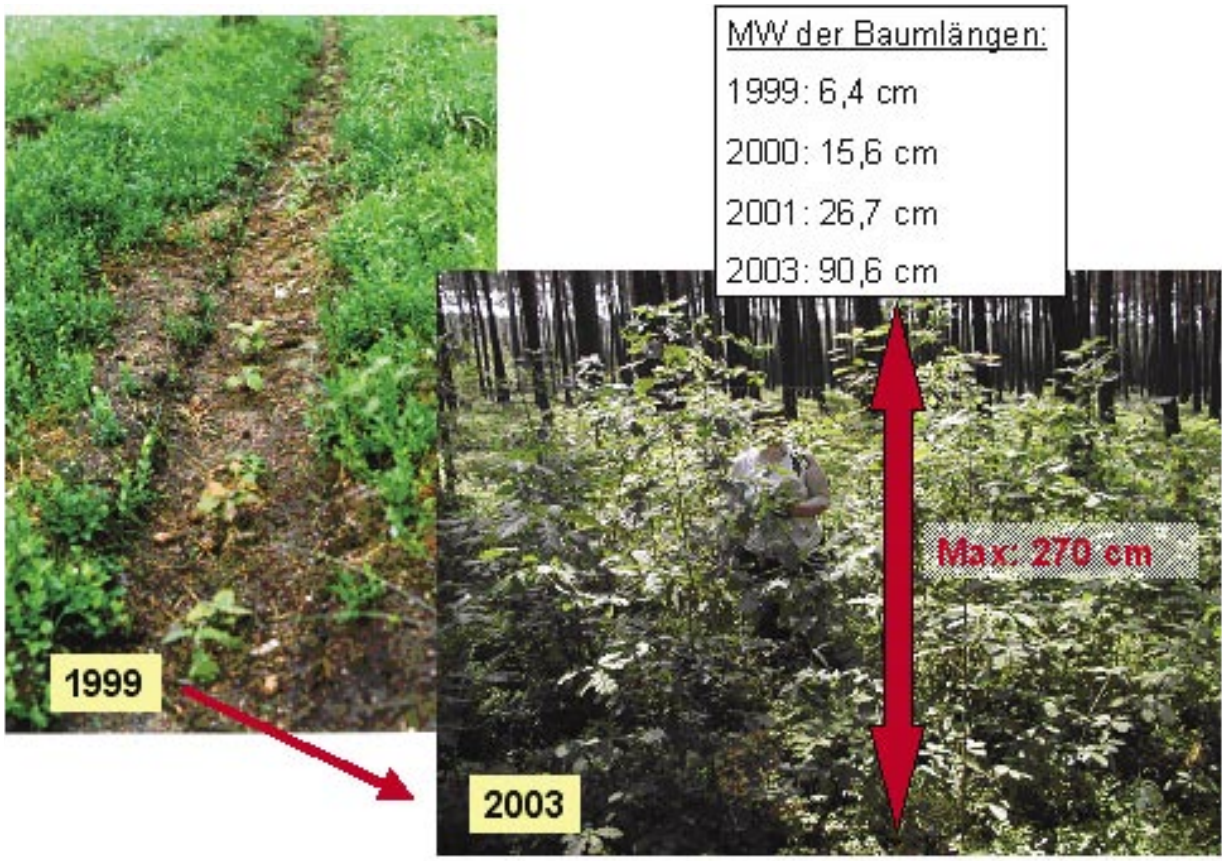



*Abb. 14: Entwicklung der Saatvariante auf der südlichen Umbaufläche vom Juni 1999 bis zum Juni 2003 (Fotos: Löffler, 1999 bzw. Kätzel, 2003)*

*Tab. 3: Mortalität der Eichenpflanzen [%] bis zum Untersuchungsjahr 2001 innerhalb des Auflichtungsgradienten in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung*

| | Auflichtungsvariante | A1 | A2 | A3 | A4 |
|---|---|---|---|---|---|
| Nord | Pflug | 4,5 | 2,7 | 2,7 | 3,3 |
| | Fräse | 0,7 | 1,3 | 3,3 | 5,3 |
| | ohne Bodenbearbeitung | 18,5 | 12,7 | 11,7 | 7,0 |
| Süd | Pflug | 1,3 | 9,3 | 6,0 | 5,3 |
| | Fräse | 4,7 | 7,4 | 4,7 | 4,7 |
| | ohne Bodenbearbeitung | 27,6 | 32,5 | 15,1 | 15,7 |

(a) (b) (c)

(d)

(e)

*Abb. 13: Ansicht der Pflanzvarianten im Frühjahr 1999: Pflug- (a) und Frässtreifen (b) und Pflanzung ohne Bodenbearbeitung (c) bzw. im Juni 2003: Frässtreifen A1 Buche (d) und Pflugstreifen A1 Eiche (e) (Fotos: Löffler, 1999 bzw. Kätzel, 2003)*

## 5.4.5 Entwicklung des Rot-Buchen-Voranbaus in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren

Die Mortalität der Voranbaupflanzen war bei der Buche auf beiden Umbauflächen bereits im ersten Untersuchungsjahr mit bis zu 25 % bedeutend höher als bei der Eiche.

Innerhalb der verschiedenen Pflanzverfahren erwies sich die Pflanzung ohne Bodenbearbeitung im Anwuchserfolg wie bei der Eiche als ungünstigste Variante. Auf der nördlichen Umbaufläche starben bis zum Jahr 2001 mehr als 40 % der Bäume, während die anderen beiden Pflanzverfahren bei 13,5 % (Pflug) bzw. 21,4 % (Fräse) lagen. Auf der südlichen Umbaufläche waren die Pflanzausfälle mit 25,0 % in der Pflanzung ohne Bodenbearbeitung nicht so hoch wie auf der Nordfläche, insgesamt jedoch auch höher, als in den beiden anderen Pflanzvarianten (bis 2001: 16,1 % Pflug; 17,8 % Fräse).

Es ist somit deutlich, dass sich der Anwuchserfolg einer Buchenpflanzung ohne flächige Bodenbearbeitung bereits mit dem Pflanzvorgang bzw. innerhalb der ersten Vegetationsperiode entscheidet. Wurzelausgrabungen zeigten, dass eine Ursache für die hohen Pflanzausfälle darin bestand, dass mit dem Spaten der Mineralboden nicht erreicht wurde. Das Wurzelwerk konnte sich in der Auflage nicht etablieren und vertrocknete leichter.

Innerhalb der Pflanzung ohne Bodenbearbeitung war die Mortalität auf beiden Umbauflächen in den beiden Auflichtungsvarianten A1 und A2 bis 2001 höher als in den Varianten A3 und A4 (Abb. 15 a,b). Diese Tendenz war auch in der Fräsvariante auf der Nordfläche nachzuweisen. Auffallend auf der südlichen Umbauflächen waren die im Frässtreifen gepflanzten Buchen in der Lichtvariante A4, deren Absterberate bereits 1999 fast 50 % erreichte. Ein Teil der als abgestorbene Pflanzen eingeschätzten Bäume trieb im Jahr 2000 wieder aus, insgesamt blieb die Mortalität dieser Variante dennoch mit fast 30 % sehr hoch.

Die visuelle Vitalitätsbewertung führte zu mit den Mortalitätsraten vergleichbaren Ergebnissen. Während auf der nördlichen Umbaufläche zwischen den beiden Pflanzvarianten Fräse und Pflug nur im Jahr 2000 Unterschiede in der Vitalität nachzuweisen waren, war die Vitalität der gepflanzten Buchen ohne Bodenbearbeitung in allen drei Untersuchungsjahren am geringsten. Die Wiederholungsaufnahmen in den Folgejahren bestätigten diesen Befund. Die signifikant höchste Vitalität hatten in diesen beiden Jahren die gepflanzten Buchen im Frässtreifen.

Die verminderte Vitalität der Buchen, die ohne vorangegangene Bodenbearbeitung gepflanzt wurden, spiegelte sich auch im Wachstumserfolg wider. Sie waren signifikant kleiner als die Bäume der beiden anderen Pflanzvarianten und bildeten die kleinsten Wurzelhalsdurchmesser aus. Dieser Unterschied blieb zum Ende der Untersuchungen bestehen.

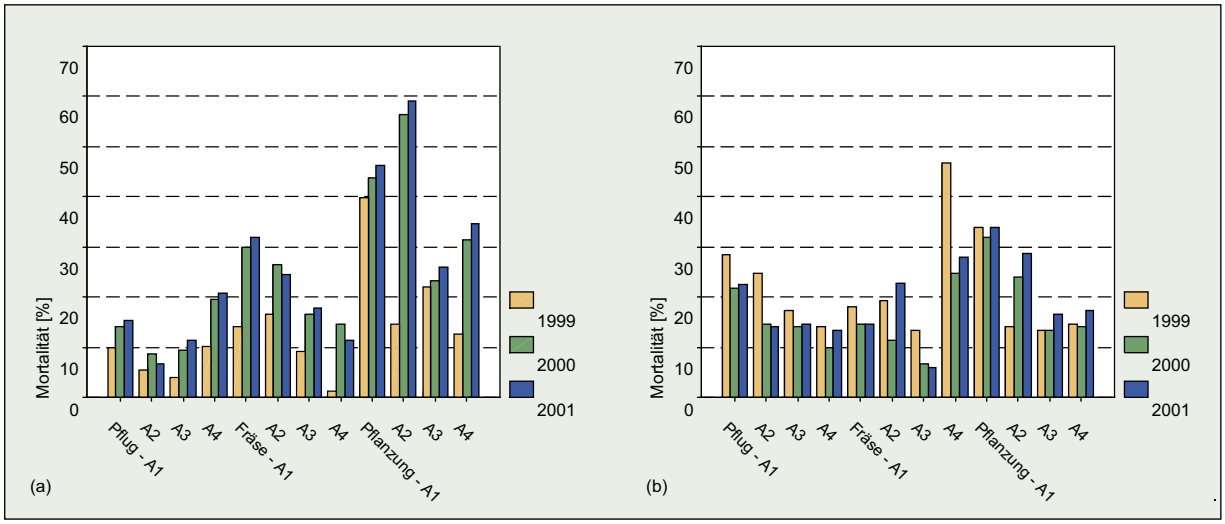



*Abb. 15: Mortalität in Abhängigkeit von der Pflanz- und Lichtvariante auf der nördlichen (a) bzw. südlichen Umbaufläche (b)*

## 5.4.6 Reservestoffgehalte der Wurzel in Abhängigkeit von Überschirmung und Bodenbearbeitung

Als ein Indikator für die Assimilationsleistung im Verlauf der Vegetationsperiode einerseits und für die Überlebensprognose während der Vegetationsruhe (insbesondere bei warmen Wintern mit verstärkter Atmungsaktivität im unbelaubten Zustand) andererseits wurden die Gehalte an Stärke in den Wurzeln zum Beginn (November) bzw. nach Beendigung (März) der Winterruhe untersucht. Der enge Zusammenhang zwischen dem Reservestoffgehalt der Wurzeln und der Vitalität der Pflanzen zeigte sich insbesondere bei den Eichen. In Übereinstimmung mit der Vitalitätsansprache wiesen die Bäume, die auf der südlichen Umbaufläche ohne vorangegangene Bodenbearbeitung gepflanzt wurden, im November 2000 um 28 % geringere Stärkegehalte im Vergleich zur Pflug- und Saatvariante auf.

Dagegen enthielten Wurzeln von Saat-Eichen bereits nach der ersten Vegetationsperiode signifikant höhere Stärkegehalte als Pflanzen, die ohne Bodenbearbeitung bzw. im Frässtreifen gepflanzt wurden. Die Unterschiede verstärkten sich im zweiten Aufnahmejahr. Im November 2000 waren die Stärkegehalte der Wurzeln in der Saatvariante 41 % höher als in den drei Pflanzvarianten.

Bei den Rot-Buchen enthielten die Wurzeln der Pflugvariante auf der nördlichen Umbaufläche signifikant geringere Stärkegehalte im Vergleich zu den Pflanzen der Fräsvariante. Auf der südlichen Umbaufläche unterschieden sich die Stärkegehalte der Bäume der drei Pflanzvarianten nicht voneinander.

## 5.4.7 Magnesiumgehalte der Blätter von Eichen und Buchen

Der Ernährungsstatus der Voranbaupflanzen und des Kiefernoberstandes wurde umfassend untersucht. Beispielhaft soll nachfolgend die Dynamik der Magnesiumgehalte der Voranbaupflanzen dargestellt werden. Bemerkenswert sind dabei die Nachwirkung der Ernährungsbedingungen der Baumschule sowie der Einfluss der Überschirmung und Bodenbearbeitung.
So waren die Buchenpflanzen aus der Baumschule auf der südlichen Umbaufläche mit durchschnittlich 2,3 mg Mg/g TM deutlich überernährt. Bereits in der nächsten Vegetationsperiode verringerten sich die Gehalte um ca. 40 % auf durchschnittlich 1,21 mg Mg/g TM (leicht erhöhte bis optimale Blattspiegelwerte) und befanden sich somit im Bereich der Wildlinge der nördlichen Umbaufläche. Im Jahr 2001 wurde ausschließlich auf der südlichen Umbaufläche nochmals eine Verringerung der Elementgehalte in den Buchenblättern nachgewiesen. Auf beiden Untersuchungsflächen nahmen Magnesiumgehalte (wie auch die Stickstoff- und Kalziumgehalte) in den Blättern sowohl der gepflanzten als auch der natürlich verjüngten Buchen mit vermindertem Lichtangebot zu (Abb. 16).

Ebenso entwickelte sich der Ernährungsstatus der Eichen von einer Überversorgung der gepflanzten Bäume innerhalb von zwei Jahren in eine unteroptimale (Nordfläche: Mittelwert der Ernährungsstufe 2,78) bis mangelhafte Ernährung (Südfläche: Mittelwert der Ernährungsstufe: 1,91). Da die anfängliche Überversorgung bei allen Varianten der Baumschulpflanzen und nicht bei der Naturverjüngung bzw. auf den Referenzflächen nachzuweisen war, wird sie auf die Ernährungsbedingungen in der Baumschule zurückgeführt (Abb. 17).

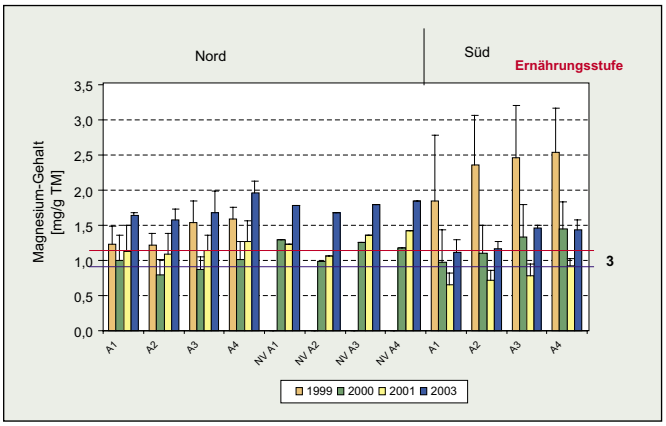



*Abb. 16: Magnesiumgehalt der Buchenblätter des Voranbaus und der Naturverjüngung (NV) in Abhängigkeit vom Auflichtungsgrad des Oberstandes (Probenahme August, Zusammenfassung der drei Pflanzvarianten; Ernährungsstufe 3 [= mittel] – rot: Heinsdorf, 1999; blau: AK Standortserkundung, 1997)*

Daneben wurden signifikante Unterschiede zwischen den Pflanzvarianten im Jahr 2000 bzw. 2001 nachgewiesen. Auf beiden Umbauflächen hatten die Eichen der Pflugvarianten kritisch niedrige Werte, gefolgt von denen der Fräsvarianten (auf der Südfläche) und den Pflanzen ohne Bodenbearbeitung, deren Werte vergleichbar mit denen der Saat und Naturverjüngung waren. Im Vergleich zu allen anderen Parametern waren die ohne Bodenbearbeitung gepflanzten Eichen bezüglich der Nährstoffgehalte geringfügig besser ausgestattet (Abb. 18). Die Magnesium-Unterversorgung der Eichen der Pflug- und Fräsvariante könnte sich auf beiden Umbauflächen als kritisch für die weitere Entwicklung der Bäume erweisen.

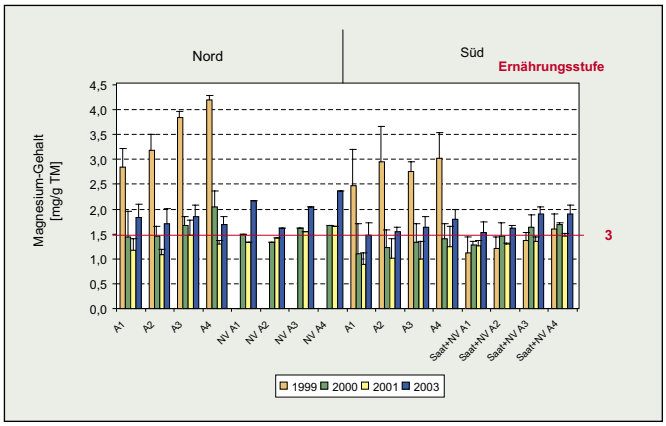



*Abb. 17: Magnesiumgehalt der Eichenblätter in Abhängigkeit vom Auflichtungsgrad des Oberstandes (Probenahme August, Zusammenfassung der drei Pflanzvarianten; Ernährungsstufe 3 [= mittel] – rot: Heinsdorf, 1999)*

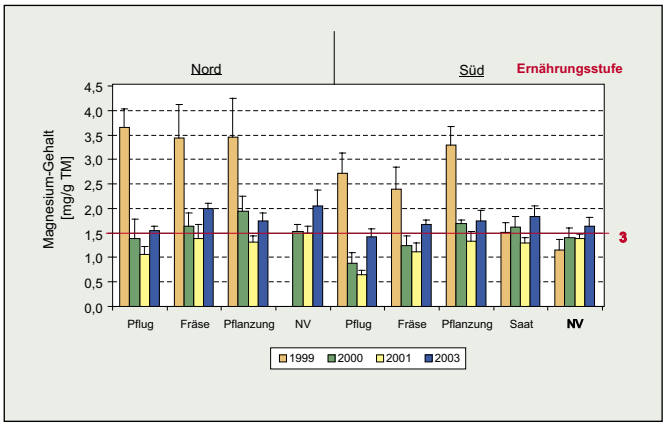



*Abb. 18: Magnesiumgehalt der Eichenblätter in Abhängigkeit von der Pflanzvariante (Probenahme August, Zusammenfassung der vier Lichtvarianten; Ernährungsstufe 3 [= mittel] – rot: Heinsdorf, 1999)*

## 5.4.8 Auswirkungen der Auflichtung auf das sekundäre Dickenwachstum des Kiefernoberstandes

Um die Zuwachsentwicklung des verbleibenden Kiefernbestandes und den Beginn des kambialen Wachstums nach der Winterruhe in Abhängigkeit von der Auflichtungsvariante erfassen zu können, wurden Umfangsänderungen von ausgewählten Kiefern wöchentlich gemessen. Die prozentuale Grundflächenänderung der Einzelbäume in Bezug auf die minimale Grundfläche des Jahres 2000 verlief für die 12 untersuchten Bäume jeder Teilfläche weitestgehend synchron (Abb. 19). Zur Jahresdynamik der untersuchten Bäume gehörte die kurzfristige Reduktion des Stammumfanges in der Übergangsphase von der Vegetationsruhe bis zum Beginn der Vegetationsperiode von Mitte April bis Mitte Mai in beiden Untersuchungsjahren. Im Anschluss an diese Periode erfolgte bis Mitte September ein deutliches Wachstum. Die Plateauphase in der Vegetationsruhe war durch geringfügige Veränderungen im Stammumfang gekennzeichnet, die u. a. durch die Wasseraufnahme und den Wasserverlust des Stammes bedingt wurden.

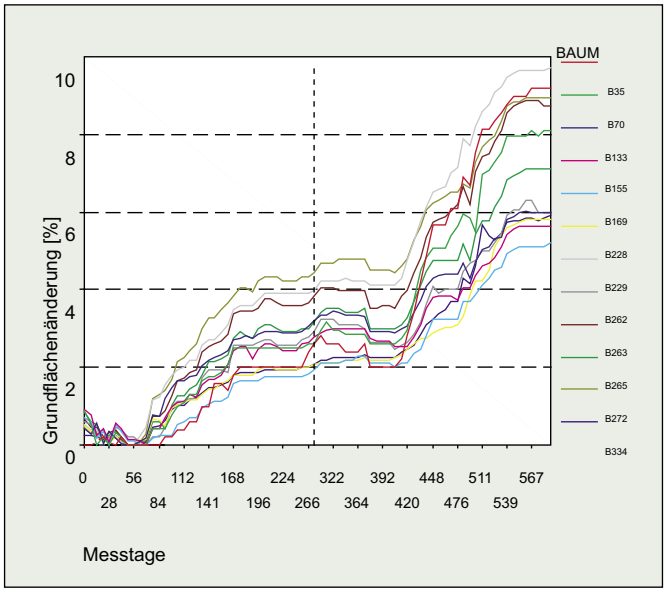



*Abb. 19: Prozentuale Grundflächenänderung in 7-tägigen Perioden der 12 Bäume der Untersuchungsfläche Nord in der Auflichtungsvariante A1 (Untersuchungszeitraum März 2000 bis November 2001, gestrichelte Linie entspricht dem Jahreswechsel 2000/2001)*

Anhand der Abb. 20 wird deutlich, dass im Flächenvergleich die Umbaufläche Süd nur ca. 50 % des Zuwachses im Vergleich zur Umbau-

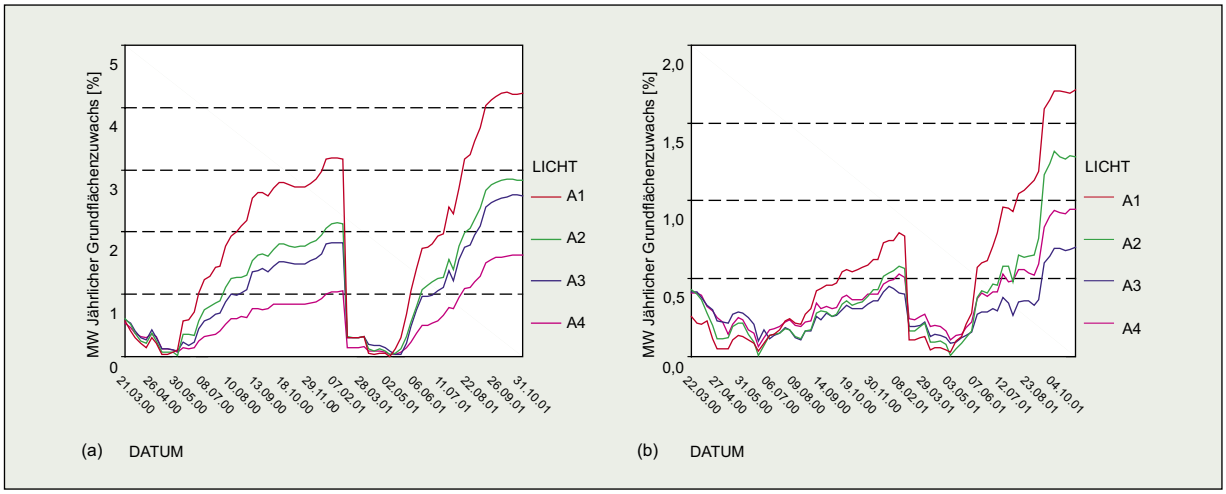



*Abb. 20: Mittlerer prozentualer Grundflächenzuwachs des Oberstandes in 7-tägigen Perioden differenziert nach Auflichtungsvarianten auf der Untersuchungsfläche Nord (a) bzw. Süd (b) (Untersuchungszeitraum März 2000 bis November 2001)*

fläche Nord aufwies. Dies war in erster Linie auf das äußerst geringe Wachstum im Jahr 2000 (0,4 bis 0,8 % Zuwachs) zurückzuführen. Im Jahr 2001 hatten die Bäume insgesamt einen höheren prozentualen Grundflächenzuwachs als im Jahr 2000. Auf beiden Umbauflächen zeigten die Bäume in der stärksten Durchforstung (A1) den größten prozentualen Zuwachs. Während auf der nördlichen Umbaufläche der prozentuale Zuwachs mit zunehmender Bestockung auf den drei anderen Teilflächen abnahm, hatten auf der südlichen Fläche die Bäume des Oberstandes der Variante A3 die geringsten prozentualen Grundflächenzuwächse.

## 5.4.9 Entwicklung der Laubholz-Naturverjüngung

Zur Ermittlung des Naturverjüngungspotenzials auf den beiden gezäunten Umbauflächen wurde innerhalb einer unbearbeiteten und unbepflanzten 0-Fläche die Laubholz-Naturverjüngung aufgenommen.

Auf der Nord- und Südfläche kamen 7 bzw. 5 Laubholzarten in der Naturverjüngung vor, wobei die Zielbaumart Eiche [Ei] (*Quercus robur/petraea*) auf beiden Flächen nachgewiesen wurde (Abb. 21). Die Rot-Buche [RBu] (*Fagus sylvatica*) dagegen kam nur auf der im potenziellen Buchen-Verbreitungsgebiet liegenden Nordfläche vor, was jedoch auf das Fehlen von Samenbäumen in der Nähe der südlichen Versuchsfläche zurückzuführen war.

Auf beiden Untersuchungsflächen gab es fünf Jahre nach der Zäunung (2003) mindestens 1000 Laubgehölze pro Hektar. Eine Ausnahme stellt die am dichtesten bestockte Auflichtungsvariante A4 auf der Südfläche dar, auf der sich ca. 800 Pflanzen/ha nachweisen ließen (Abb. 22).

Die Etablierung der Naturverjüngungspflanzen erfolgte entsprechend ihrer Lichtansprüche. Auf der Nordfläche zeigte die Rot-Buche mit geringer werdender Lichtintensität (A1→A4) steigende Pflanzenzahlen. Bereits im Sommer nach der Auflichtung wurden entsprechend des Lichtgradientens in der A1 nur weniger als 100 Pflanzen/ha aber bis zu etwa 400 Pflanzen/ha in der A4 nachgewiesen, wobei ausschließlich auf der Teilfläche A4 eine Zunahme der Baumanzahl zu verzeichnen war (Abb. 23a). Die nicht weiter differenzierten Eichenarten *Quercus robur/petraea* (überwiegend handelte es sich um *Q. petraea*) zeigten erwartungsgemäß auf beiden Untersuchungsflächen in den lichtesten Bestockungsvarianten (A1) die höchsten Verjüngungszahlen. Im Norden lagen sie mit 440 (1999) bis 575 (2003) Individuen/ha mehr als doppelt so hoch wie in den Varianten A2 bis A4. Im Süden zeigte sich ein deutlich höheres Naturverjüngungspotenzial der Eiche. 2003 waren in den Varianten A1 bis A3 ca. 1050 Pflanzen/ha etabliert. Während zu Beginn der Untersuchungen die Verjüngungszahlen mit abnehmender Lichteinstrahlung (A4→A1) geringer wurden, zeigten die Untersuchungen 2003 in der Lichtvariante A3 keine Unterschiede mehr zu den beiden Varianten A1 und A2, was auf die stetige Zunahme der Pflanzenanzahl auf dieser Teilfläche im Untersuchungszeitraum zurückzuführen war. Lediglich in der Lichtvariante A4 war die Pflanzenanzahl mit 670 Eichen/ha deutlich vermindert (Abb. 23b).

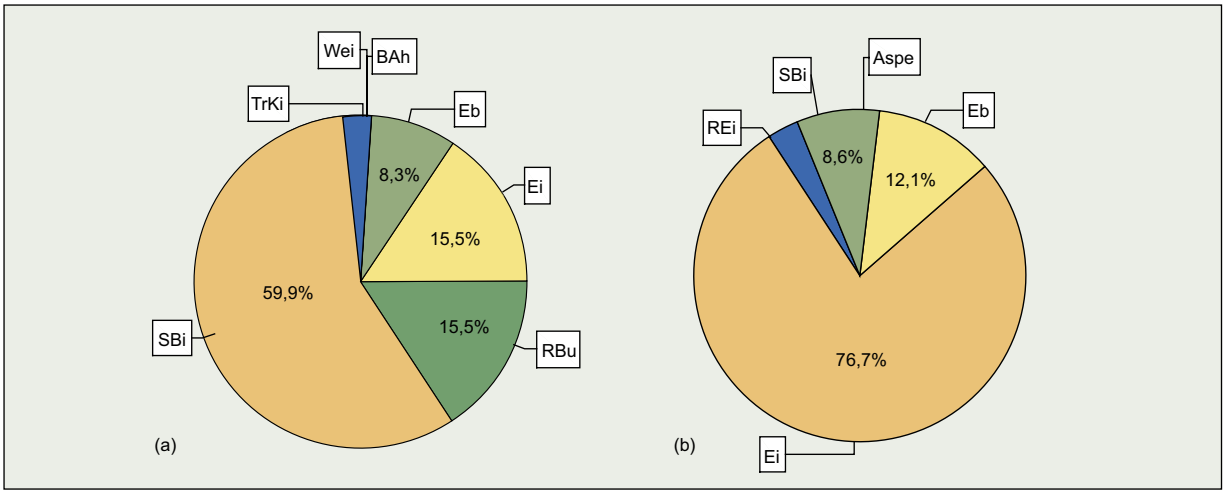



*Abb. 21: Laubholz-Naturverjüngungsbaumarten und ihr prozentualer Anteil auf der nördlichen (a) bzw. südlichen Umbaufläche (b) (Abk.: BAh: Acer pseudoplatanus, SBi: Betula pendula, RBu: Fagus sylvatica, TrKi: Padus serotina, Aspe: Populus tremula, Ei: Quercus robur/petraea, REi: Quercus rubra, Wei: Salix cinerea, Eb: Sorbus aucuparia)*

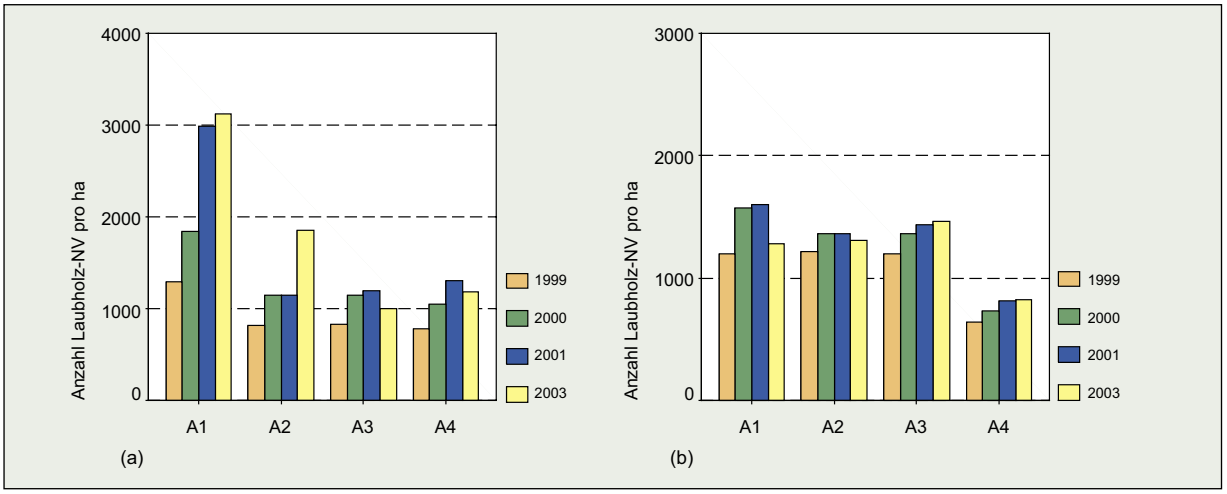



*Abb. 22: Anzahl der Laubholz-Naturverjüngungspflanzen in den vier Lichtvariante auf der nördlichen (a) bzw. südlichen Umbaufläche (b)*

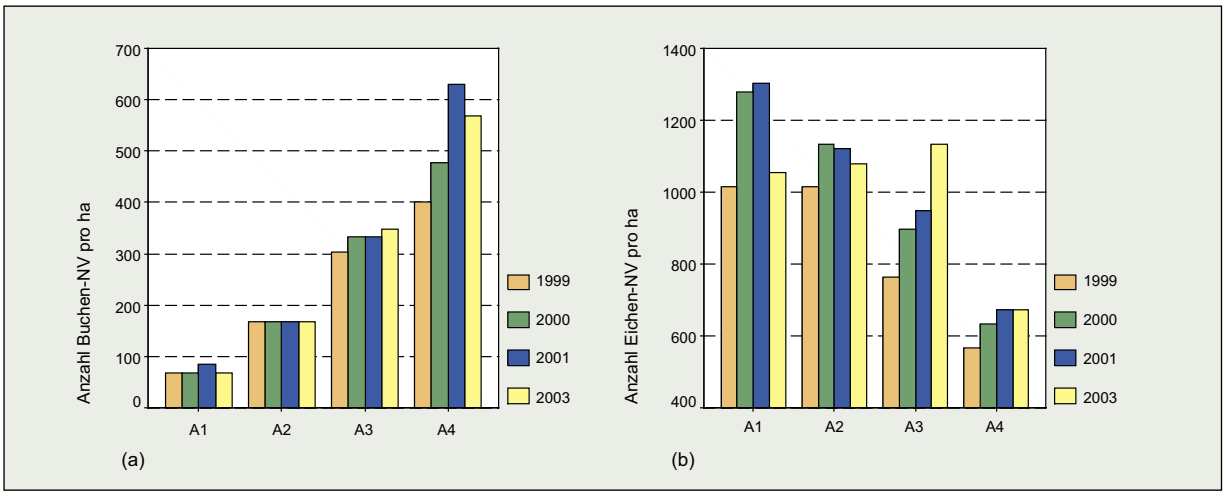



*Abb. 23: Anzahl der Buchen-Naturverjüngungspflanzen auf der nördlichen (a) bzw. der Eichen-Naturverjüngungspflanzen auf der südlichen Umbaufläche (b) in Abhängigkeit vom Licht*

# 5.5 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Mit der Regulation des Kronenschlussgrades verfügt die Forstpraxis über ein Steuerungselement, um maßgebliche Wachstumsfaktoren wie Strahlung, Temperatur, Wasser- und Nährstoffangebot für den Voranbau sowie den Deckungsgrad konkurrierender Pflanzen zu beeinflussen. Daher stellt sich bei der Anlage von Unter- und Voranbauten immer wieder die Frage, wie für die jeweilige Baumart zum einen die Licht- und Temperaturverhältnisse optimal gestaltet und zum anderen die überschirmenden Altbestände noch möglichst lange im Produktionsprozess gehalten werden können.

Unter optimalen Wachstumsbedingungen, die unter Freilandbedingungen jedoch selten gegeben sind, würden Bäume ihre höchste Assimilationsleistung bei relativ hohem Lichtgenuss erreichen. Da jedoch ein hoher Lichteinfall während der Vegetationsperiode häufig auch mit Hitze und Trockenheit verbunden ist, werden die Spaltöffnungen der Blätter (teilweise) geschlossen und der Gaswechsel eingeschränkt. Die erhöhte Strahlungsenergie kann nun nicht mehr für die photosynthetische Assimilation genutzt werden und aktiviert als Stressfaktor das antioxidative Abwehrsystem der Pflanzen (Polle et al., 1997).

Auf ökosystemarer Ebene führen hohe Lichtintensitäten, so z. B. auf Kahlflächen, neben der verstärkten Austrocknung des Bodens und der Aufheizung der bodennahen Luftschicht mit Spätfrösten und zunehmender Konkurrenz durch die Bodenvegetation zu weiteren Risiken. Buchen-Sämlinge und -jungpflanzen können von einem hohen Lichtangebot nur unter optimalen Licht-, Wasser- und Nährstoffbedingungen profitieren (Madsen, 1995). Andererseits ist eine deutliche Verminderung der Strahlungsintensität baumartenspezifisch mit einer Reduzierung der Stoffproduktion verbunden. Der Versuchsansatz basierte auf der These, dass der Halbschatten geringere Risiken bietet und höhere Zuwachswerte ermöglicht.

Vor diesem Hintergrund bestand jedoch weitgehende Unkenntnis über die ökologische Amplitude des Lichtbedarfes junger Buchenpflanzen unter den Standortbedingungen des nordostdeutschen Tieflandes. Die Ergebnisse des Forschungsprojektes zeigen für die Initialphase, dass unter den gewählten Standortbedingungen auch im nordostdeutschen Tiefland eine kahlschlagsfreie Begründung von Eichen-Voranbauten bei Überschirmung, die zu einer Einschränkung des relativen Lichtgenusses (RLG) von weniger als 40 % gegenüber dem Freiland (das entspricht einem B° von 0,6) führen, unproblematisch ist.

Bereits Krahl-Urban (1959) wies darauf hin, dass Dengler (1935) die außerordentlich große Schattenerträgnis von Eichenjungwuchs in Rumänien auffiel, was er selbst für Trauben- und Stiel-Eiche auch für Slowenien bestätigte. Nach späteren Untersuchungen von Koss (1995) bestehen bei gepflanzten Eichen unter Überschirmungen zwischen 30 % und 70 % RLG keine Wachstumsunterschiede. In einer umfangreichen Studie an gesäten und gepflanzten Eichen konnte Hauskeller-Bullerjahn (1997) zwischen 30 % und 60 % des im Freiland gemessenen Lichtes ebenfalls keine signifikanten Unterschiede im Höhenwachstum nachweisen. Die jungen Eichen reagierten mit vermindertem Höhenzuwachs erst bei einer relativen Beleuchtungsstärke unterhalb 30 %. Im Gegensatz zum Höhenwachstum verringerte sich der Durchmesser der dort untersuchten Eichen bei abnehmendem Strahlungsangebot. Selbst beim Vergleich überschirmter und nichtüberschirmter 37-jähriger Eichenbestände ließen sich keine Unterschiede in der Höhenwuchsleistung der Bestände erkennen. Der Befund der Autorin, dass die bei tonig-lehmiger Bodenart erreichten Wuchsleistungen bei gleicher Altbestandsdichte deutlich über den Werten der Vergleichskollektive auf Sand liegen, unterstreicht die Bedeutung der Wasserversorgung in niederschlagsarmen Gebieten auf Standorten von begrenzter Wasserhaltekraft nicht nur für das Ankommen (Wittich, 1955), sondern auch für das Wachstum der Verjüngungspflanzen (Heuer, 1996).

Die vorangebauten Buchen in der Auflichtungsvariante A3 mit einem „Relativen Lichtgenuss“ (RLG) von 27 bzw. 28 % gegenüber dem Freilandwert zeigten eine ebenso hohe Vitalität und vergleichbare Baumlängen wie in der Auflichtungsvariante A1 (RLG: 51 % bzw. 61 %). Lediglich auf der nördlichen Umbaufläche waren die Pflanzen in der Variante A4 (RLG: 19 %) im Vergleich zu den Varianten A2 und A1 signifikant kürzer. Dies bestätigt im Wesentlichen die Ergebnisse von Schmaltz (1964), der keine Veränderungen des Sprosslängenwachstums der Buchen bei einer Reduktion des Lichtangebotes bis zu 18 % des Freilandwertes nachweisen konnte.

Dagegen erfolgte eine lichtabhängige Differenzierung der Buchenpflanzen anhand des Wurzelhalsdurchmessers. Die Bäume in der Lichtvariante A1 erreichten im zweiten Untersuchungsjahr auf beiden Umbauflächen den signifikant größten Wert. Damit wurden die Ergebnisse von Weihs und Klaene (2000) bestätigt, die nachwiesen, dass ab einer relativen Beleuchtungsstärke von

> 60 % (neben dem Längenwachstum) auch der mittlere Sprossbasisdurchmesser im Vergleich zu niedrigeren Strahlungsangeboten gefördert wird.

Die weite ökologische Amplitude der Lichtanpassung wird im Wesentlichen über die Blattfläche und Blattmorphologie gesteuert und findet bereits unmittelbar nach dem Austrieb statt. Diese Befunde stehen u. a. in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Eschrich et al. (1989) und Wetlander und Ottoson (1997). Mit zunehmender Auflichtung erhöhte sich die spezifische Blatttrockenmasse. Die Pflanzen unter dem am dichtesten bestockten Oberstand (A4) bildeten typische großflächige, aber dünnere Schattenblätter aus, was ebenfalls Ergebnissen anderer Autoren entspricht (Abrams und Kubiske, 1990; Kull und Niinemets, 1993; Aranda et al., 2001). Großflächigere Schattenblätter besitzen relativ mehr Chlorophyll b, mehr Granathylakoide und mehr Light-Harvesting-Chlorophyll-Protein-Komplexe des Photosystems II. Damit können sie das geringe Lichtangebot besser ausnutzen als Sonnenblätter, die ihrerseits eine höhere Atmung besitzen und erst bei höheren Lichtintensitäten die Nettophotosynthese der Schattenblätter übertreffen (Lichtenthaler et al., 1981). Die (Sonnen)-Blätter der Lichtvarianten A1 und A2 waren kleiner und schwerer. Trotz ihrer unterschiedlichen ökologischen Ansprüche zeigen Buchen und Eichen in der Initialphase hier große Übereinstimmungen. Unter den vergleichsweise günstigen Witterungsbedingungen des Untersuchungszeitraumes konnten die großblättrigen Pflanzen in der Dunkelvariante den Lichtverlust weitgehend kompensieren. Trockenstressbedingungen, die im Folgejahr die Blattoberfläche einschränken würden, hätten möglicherweise eine Einengung der ökologischen Amplitude zur Folge und könnten zu deutlicheren Unterschieden im Wachstumserfolg zwischen den Auflichtungsvarianten führen. Hinweise hierfür geben die Untersuchungen von Heuer (1996), wonach starke Überschirmungen die Mortalität der Eichen in Zeiten mit ausgeglichenen Niederschlägen zunächst wenig beeinflusste. Dagegen starben während langer Trockenperioden deutlich mehr Eichen auf den stark überschirmten Parzellen ab und litten verstärkt unter Trockenschäden.

Die Bodenvorbereitung und die Bodenbearbeitung haben hinsichtlich der Gestaltung des Wasserhaushaltes, der Erhaltung der in der Humusauflage gespeicherten Nährstoffmengen und der befristeten Ausschaltung der Konkurrenz der Bodenvegetation für die Initialphase des Waldumbaus eine besondere Bedeutung (Heinsdorf, 1990; Kopp et al., 1996). Gerade auf den schlecht wasserversorgten sandigen Standorten Brandenburgs stellt der Wasserverbrauch der Konkurrenzvegetation in niederschlagsarmen Vegetationsperioden einen zusätzlichen Stressfaktor für die Voranbauten dar (Anders et al., 1996; Hering et al. 1999). Dichte Sandrohrdecken können bis zu 50 % der anfallenden Niederschläge in der Vegetationsperiode verdunsten (Müller et al., 1998; Anders et al., 1999; Bolte et al., 2001). Laubbäume haben die Möglichkeit, die bessere Nährstoffverfügbarkeit zu einem verstärkten Wachstum zu nutzen. Gegenüber der Kiefer-Naturverjüngung werden sie so konkurrenzstärker.

Mit der Bodenbearbeitung werden die Bodenschichten durchmischt und umgelagert und Bodenverdichtungen beseitigt. Zu den häufigsten Bodenbearbeitungsverfahren gehören die Verwendung von Pflug und Fräse. Durch die intensive Bodenbearbeitung werden kleinstandörtliche Bodenunterschiede verringert oder ganz beseitigt. Daneben ist mit der Bearbeitung des Bodens eine erhebliche Anregung der mikrobiellen Bodenaktivität verbunden.

Nach Burschel und Huss (1997) trieben Eichen und Kiefern um so früher aus, je intensiver die Bearbeitung des Bodens vorgenommen wurde. Führte die Bodenbearbeitung, wie im Falle des Pfluges, zu einer Entfernung der isolierenden Sperrschicht zwischen Mineralboden und Atmosphäre, so nahmen die frisch bearbeiteten Böden tagsüber mehr Wärme auf und strahlten diese nachts gleichmäßig wieder ab.

Hering et al. (1999) schlugen für die Standortsbedingungen des Tieflandes die Verwendung von 20 bis 50 cm großen Eichenpflanzen vor, bei Standorten mit geringer Vergrasungsgefahr hielten sie einjährige nicht unterschnittene Pflanzen für optimal. Bei den anderen Umbauarten wurden Sortimente zwischen 50 bis 80 cm Baumlänge aufgrund der günstigen Spross-Wurzel-Relationen empfohlen. Bei der Versuchsflächenanlage, die durch die örtlichen Wirtschaftler erfolgten, wurden im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen zweijährige (2.0) Trauben-Eichenpflanzen aus der Baumschule mit einer mittleren Höhe von 16 cm (Nord) bzw. 18 cm (Süd) gepflanzt. Die Rot-Buchen-Begründungen erfolgten auf der nördlichen Umbaufläche mit Wildlingen einer durchschnittlichen Baumlänge von 20 cm, auf der südlichen Umbaufläche wurde zweijähriges Baumschulmaterial mit einer durchschnittlichen Höhe von 33 cm verwendet.

Bei beiden Baumarten war der geringste Anwuchserfolg bei der Pflanzung ohne Bodenbearbeitung zu beobachten. Parallel dazu wurde diese Pflanzvariante mit der geringsten Vitalität eingeschätzt. Zusätzlich erhöhte sich innerhalb dieser Pflanzvariante der Anteil der abgestorbenen Buchenpflanzen mit zunehmender Lichtintensität. Am Ende des Untersuchungszeitraumes 2001 waren sowohl die Baumlängen (Bestätigung durch die Wiederholungsaufnahme 2003) als auch die Wurzelhalsdurchmesser der Buchenpflanzen auf beiden Umbauflächen am kleinsten. Im Gegensatz dazu bestanden bei den Eichenpflanzungen Unterschiede zwischen den beiden Versuchsflächenkomplexen im Norden und Süden Brandenburgs. Während auf der südlichen Fläche die Baumlängen der gepflanzten Eichen ohne Bodenbearbeitung signifikant hinter den Pflug- und Fräsvarianten zurückblieben, waren die Pflanzen auf der Nordfläche statistisch gleich lang wie die der Pflugvariante, die sich ihrerseits signifikant von den längeren Bäumen der Fräsvariante unterschieden. Dies unterstreicht das Risiko von Wurzeldeformationen bei Pflanzungen ohne Bodenbearbeitung, das jedoch durch Saat oder Naturverjüngung ausgeschlossen werden kann (Übersicht bei Bergmann, 2002). Auch zwei Jahre nach Abschluss des Forschungsprojektes kann eingeschätzt werden, dass sich die Pflanzungen ohne Bodenbearbeitung trotz der anfänglich vergleichsweise hohen Verluste etabliert haben. Ein betriebswirtschaftlicher Vergleich zwischen den Pflanzenverlusten und den Kosten der Bodenbearbeitung steht noch aus. Es ist bekannt, dass Kulturen nach Bodenverwundung nicht nur anfangs schneller, sondern auch homogener aufwachsen als solche, die auf weniger tiefgreifenden oder gar nicht vorbereiteten Böden stocken. Dieser Vorteil wird jedoch mit beträchtlichen Nährstoffverlusten erkauft (Kätzel et al., 2003). Die Nährstoffverluste führen wiederum dazu, dass Bäume auf weniger intensiv vorbereiteten Flächen den anfänglichen Wuchsnachteil später einholen und möglicherweise auf Dauer besser wachsen können (Burschel und Huss, 1997).

Soll eine künstliche Verjüngung durchgeführt werden, stellt sich die Frage nach dem geeignetsten Vermehrungsgut. Pflanzungen erhöhen die Kosten des Waldumbaus, sind jedoch mit einem geringeren Risiko verbunden. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass verschulte Pflanzen schon vor dem Ausbringen auf die Fläche einen höheren Anteil an Wurzeldeformationen aufweisen als unverschulte Sämlinge (Parviainen, 1982). Vor diesem Hintergrund wurde für die vorliegenden Untersuchungen unverschultes Pflanzgut verwendet.

Auf der Südfläche erfolgte zusätzlich eine Eichenrillensaat, der eine Bodenbearbeitung in Form einer maschinellen Fräsung voranging. Aufgrund des vitalen Erscheinungsbildes, der geringen Mortalität dieser Pflanzen, des höchsten Wurzelstärkegehaltes (als wachstumsunabhängiger Parameter) und der optimalen Blattspiegelwerte ist die Saatvariante als weitere Begründungsmöglichkeit auch unter dem dichter bestockten Oberstand positiv zu bewerten. Die Saat bietet gegenüber der Pflanzung eine Reihe von Vorteilen. Neben den geringeren Kosten gehört hierzu insbesondere die von Anbeginn ungestörte Wurzelentwicklung. Darüber hinaus findet eine natürliche Selektion auf der Grundlage der am Standort vorherrschenden Ökosystemfaktoren statt. Diese Selektionsfaktoren können sich von Baumschulbedingungen gravierend unterscheiden. Gegenüber der Naturverjüngung bietet die Saat den Vorteil eines dichteren und gleichmäßigeren Aufwuchses. Das Saatgut kann aus genetisch gut charakterisierten wertvollen Erntebeständen gewonnen werden. Dies ermöglicht die gezielte Nutzung des genetischen Potenzials angepasster Bestände. Gegenüber der Pflanzung sind allerdings die Saat und die Naturverjüngung hinsichtlich ihres Pflegeaufwandes nach der Initialphase deutlich höher. Beim Voranbau unter Schirm ist der Oberstand nicht nur als notwendigerweise hinzunehmende Konkurrenz bei der Vermeidung von Kahlschlägen aufzufassen, sondern die waldbaulichen Vorteile der Schirmstellung insbesondere für die standörtlichen Faktoren sollten bewusst genutzt werden. Neben der Naturverjüngung ist die Saat das natürlichste und langfristig erfolgversprechende Verfahren (Senn, 2002). Erfahrungen über Eichensaaten unter Kiefernaltbeständen liegen insbesondere von Schirmer et al. (1999) vor. Bei einer Aufnahme von achtjährigen Eichensaaten im bayerischen Forstamt Nürnberg im Jahr 1996 (Saat in gefrästen Streifen) wurden bis zu 300 000 Individuen pro Hektar gezählt. Als signifikante Variable zur Erklärung der Variation der Höhen der höchsten Eichen erwies sich die Altbestandsdichte und die Bodenart. Es zeigte sich, dass die Höhenwuchsleistung der Eichen mit zunehmender Altbestandsdichte nur langsam zurückging. Auf tonigem Lehm erreichten die Eichen höhere Sprosslängen als bei gleicher Altbestandsdichte auf Sand. Die Autoren kommen zu dem Resümee, dass in Frässtreifen eingebrachte Eichensaaten unter Kiefernschirm eine ausgesprochen individuenreiche vitale Verjüngung hervorzubringen vermögen. Nach ihren Untersuchungen war die mittlere Höhe aller gemessenen achtjährigen Saateichen 35 cm, wobei die maximalen Höhen der Eichen bei 225 cm lagen. Im Gegensatz dazu

erreichten die Saaten bei den hier durchgeführten Untersuchungen auf der Südfläche bereits nach zwei Untersuchungsjahren eine mittlere Höhe von 27 cm und lagen damit zu diesem Zeitpunkt bereits über den Höhen des ursprünglich gepflanzten Baumschulmaterials.

Der Buchen-Wildling wird als klassische Voranbaupflanze bezeichnet (Palmer, 1985). Er ist preiswert und hinsichtlich seiner Herkunft gesichert. Aus der Literatur ist bekannt, dass der Buchen-Wildling im Vergleich zur Baumschulpflanze länger „hockt". Daneben wird darauf hingewiesen, dass die Wildlinge beim Ausheben wesentliche Teile ihres Wurzelwerkes verlieren, die Sprosse häufig schwach sind und es mehrere Jahre dauert, bis sie das Wachstum guter Baumschulpflanzen erreichen (Leder und Gutsche, 2000).

Vergleichende Untersuchungen mit einjährigen Wildlingen und Kamppflanzen von Schmaltz (1964) zeigten die Überlegenheit der kräftigeren Baumschulpflanzen unter allen Beschattungsstufen. Aufgrund der besseren Ausstattung mit Reservestoffen überwanden sie Anwuchsschwierigkeiten besser als die schwächeren Wildlinge. Es wurden keine Vorteile der Wildlingspflanzen nachgewiesen; die vermutete bessere Lichtanpassung der Wildlinge erwies sich gegenüber den Baumschulpflanzen nicht als Vorteil, da bei diesen die Anpassung bereits in der ersten Vegetationsperiode ohne Schwierigkeiten erfolgte. Es ist daher nicht verwunderlich, dass bei den hier vorliegenden Untersuchungen der Vergleich der beiden Untersuchungsflächen durch die Wahl des Pflanzmaterials dominiert wird. Hinsichtlich der Mortalität und in den Wuchsparametern (Baumlänge, Wurzelhalsdurchmesser) erwiesen sich im Untersuchungszeitraum die Baumschulpflanzen gegenüber den Wildlingen als überlegen. So war beispielsweise das jährliche Längenwachstum der Buchen im natürlicherweise buchendominierten Norden Brandenburgs mit etwa 10 cm im Jahr 2001 nur ungefähr halb so hoch, wie der mittlere Zuwachs der Baumschulpflanzen im Süden.

Bemerkenswert ist der hohe Anteil der Laubholznaturverjüngung auf beiden gezäunten Umbauflächen, wobei vor allem im Süden Brandenburgs die Naturverjüngung aus ökologischer und betriebswirtschaftlicher Sicht die „Methode der Wahl" für den Umbau zu Kiefern-Eichen-Mischbeständen sein könnte. Besteht die waldbauliche Zielstellung, das Entstehen von Eichennaturverjüngungen zu fördern, so ist neben einer ausreichenden Zahl fruktifizierender Eichen und angepasster Schalenwildbestände dem Lichtbedürfnis der Eichen Rechnung zu tragen (Bergmann und Stähr, 2002).

Die Untersuchungen waren gezielt auf die Entwicklung von Laubholzvoranbauten unter Kiefernaltholzschirm ausgerichtet. Nach den nun vorliegenden Ergebnissen regt die Versuchsanstellung zu einer Fortführung der Untersuchungen u. a. zur alters- und umweltabhängigen Lichtanpassung und intra- und interspezifischen Konkurrenzbeziehungen an.

## 5.6 Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der forstpolitischen Zielstellung, den Wald im nordostdeutschen Tiefland nachhaltig, kahlschlagsfrei und bodenschonend zu bewirtschaften, war das Forschungsvorhaben auf die Ermittlung der ökologischen Grenzen von Eichen- (*Quercus petraea*) und Buchen- (*Fagus sylvatica*) Voranbauten unter differenziert aufgelichtetem Kiefernschirm (*Pinus sylvestris*; 60- bzw. 90-jährig) ausgerichtet. Unter den Standortbedingungen des nördlichen und des südlichen Brandenburgs wurde jeweils innerhalb zweier großer Kiefernkomplexe ein abgestufter Auflichtungsgradient (Ziel-Bestockungsgrad 1,0; 0,8; 0,6; 0,4) erstellt, der reihenweise mit Buchen und Eichen unterbaut wurde. Ergänzt wurde das Untersuchungsprogramm durch eine vergleichende ökologische Bewertung von Verfahren zur Bodenbearbeitung (Pflug, Fräse, direkte Pflanzung ohne Bodenbearbeitung). Unter Berücksichtigung der überschirmungsbedingten Veränderung der abiotischen Ökofaktoren zeigten beide Laubbaumarten während der untersuchten dreijährigen Initialphase eine weite ökologische Reaktionsnorm, die an 9 Indikatoren gemessen wurde. Die Eiche tolerierte z. B. Einschränkungen des relativen Lichtgenusses von 70 % ohne Vitalitätseinbußen, was eine risikoarme kahlschlagsfreie Begründung ermöglicht. Als besonders naturnahe Begründungsverfahren werden Eichen-Rillensaaten und natürliche Verjüngungspotenziale, auch unter dem Einfluss der konkurrierenden Bodenvegetation, herausgestellt.

**Dank**

Die Anlage der Versuchsflächen erfolgte unter Mitwirkung der ehemaligen Ämter für Forstwirtschaft Fürstenberg und Lübben. Für die kontinuierliche technische Betreuung der Versuchsanlagen bedanken wir uns bei Frau Marion Zenker. Dem BMBF ist für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens (FKZ 0339734/7) zu danken.

**Literatur**

ABRAMS, M.; KUBISKE, M.E. (1990): Leaf structural characteristics of 31 hardwood and conifer tree species in central Wisconsin: Influence of light regime and shade–tolerance rank. Forest Ecol. and Management, 31: 245–253.

ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U.-K.; KÜRBIS, H.; LÜTTSCHWAGER, D.; MÜLLER, J.; PFAHL, U. (1996): Waldökosystemforschung Eberswalde – Struktur, Dynamik und Stabilität von Kiefern- und Buchenwaldökosystemen unter Normal- und multiplen Stressbedingungen unterschiedlicher Ausprägung im nordostdeutschen Tiefland, Mitt. BFH Hamburg (Nr. 182).

ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; KRAKAU, U.-K.; MÜLLER, J. (1999): Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchenwaldökosysteme des Nordostdeutschen Tieflands. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Inst. f. Forstökologie und Walderfassung. BMBF-Projektbericht. Eberswalde.

ARANDA, I.; BERGASA, L.F.; GIL, L.; PARDOS, J.A.; (2001): Effects of relative irradiance on the leaf structure of Fagus sylvatica L. seedlings planted in the understory of a Pinus sylvestris L. stand after thinning. Ann. For. Sci., 58: 673–680.

AUTORENKOLLEKTIV (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). BML (Hrsg.), Bonn.

BELLON, S.; JAGIELLO, J. (1966): The sylvicultural value of older beech and oak understoreys grown under the canopy of a scots pine stand. Zesz. nauk. Szkol. Gospod. Wiejsk. Warschau. (Lesn.), 8: 7–25.

BERGMANN, J.-H. (1994): Vom Kieferndauerwald zum naturnahen Wald – dargestellt am Kieferndauerwaldblock Groß-Ziethen. Beiträge für die Forstwirtschaft, 28 (3): 107–108.

BERGMANN, J.-H. (2002): Die natürliche und künstliche Verjüngung der Eichenarten Quercus robur und Quercus petraea (Mattuschka) Liebl. Shaker-Verlag Aachen, 2001, 131 S.

BERGMANN, J.-H.; STÄHR, F. (2002): Denkanstöße: I. Ausnutzung von Hähersaaten beim Umbau von Kiefernreinbeständen. Forst und Holz, 20: 618–622.

BIEBERSTEIN, D. (1983): Natürlicher Unterstand – Eine Holzreserve. Sozialistische Forstwirtschaft, 33 (2): 54–57.

BOLTE, A.; LESSNER, C.; MÜLLER, A.; KALLWEIT, R. (2001): Zur Rolle der Bodenvegetation im Stoff- und Wasserhaushalt von Kiefern-Ökosystemen – Level II-Untersuchungen in Brandenburg. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 35: 26–29.

BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): Grundriß des Waldbaus. 2., neubearbeitete und erweiterte Aufl. Berlin: Parey (Pareys Studientexte Nr. 49), 487 S.

DENGLER, A. (1935): Analyse eines alten Kiefern-Buchenmischbestandes. Z.f. Forst- und Jagdwesen, 66: 401.

EISENHAUER, D. R. (1994): Eichennaturverjüngung unter Kiefer. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 28 (2): 53–61.

ESCHRICH, W.; BURCHARDT, R.; ESSIAMAH, S. (1989): The induction of sun and shade leaves of the European beech (Fagus sylvatica L.): anatomical studies. Trees, 3: 1–10.

Evstigneev, O. L. (1988): Features of the development of broadleaves at different levels under a forest canopy. Botanicheskii-Zhurnal, 73 (12): 1730–1736.

Hauskeller-Bullerjahn, K. (1997): Wachstum junger Eichen unter Schirm. Dissertation. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, 143 S.

Heinsdorf, D. (1990): Der Einfluß von Standort, Bewirtschaftung und Fremdstoffeintrag auf die Entwicklung der C- und N-Vorräte unter Kiefernbeständen im Tiefland der DDR. In: Hrsg.: Institut für Forstwissenschaften Eberswalde. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Heft 20: 11–26.

Heinsdorf, D. (1999): Düngung von Forstkulturen auf Lausitzer Kippen. Druckschrift LAUBAG, 54 S.

Hering, S.; Eisenhauer, D.R.; Irrgang, S. (1999): Waldumbau auf Tieflands- und Mittelgebirgsstandorten in Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalten für Forsten, 19.

Heuer, E. (1996): Begründung von Mischbeständen aus Laub- und Nadelbäumen unter Schirm von Kiefernaltbeständen. AFZ/Der Wald, 13: 724–727.

Jarvis, P. G. (1964): The adaptability to light intensity of seedlings of Quercus petraea (Matt. Liebl.). Journal of Ecology, 52: 545–571.

Kätzel, R.; Löffler, S.; Winter, S.; Kalweit, R. (2003): Ermittlung der ökosystemaren Potenziale und Grenzen beim Umbau von Kiefernreinbeständen durch Voranbau von Eiche (Quercus petraea) und Buche (Fagus sylvatica). BMBF-Abschlussbericht FKZ: 0339734/7, 233 S.

Kopp, D.; Lehninger, K.; Lehninger, R. (1996): Erkundungsergebnisse zur Bodenzustandsentwicklung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns. Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Forsten des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Landesamt für Forstplanung Schwerin, 165 S.

Koss, H. (1995): Nesterpflanzung: Versuche zur Eichen-Nesterpflanzung als Voranbaumaßnahme unter Kiefer. Der Wald, 9: 312–315.

Krahl-Urban, I. (1959): Die Eichen. Parey Hamburg, Berlin, 288 S.

Kull, O.; Niinemets, Ü. (1993): Variations in leaf morphometry and nitrogen concentration in Betula pendula Roth., Corylus avellana L. and Lonicera xylosteum L.. Tree Physiol., 12: 311–318.

Leder, B.; Gutsche, H. (2000): Passiver Voranbau mit Buchenwildlingen. In: Waldumbau von Nadelholzreinbeständen in Mischbestände. LÖBF Nordrhein-Westfalen, Schriftenreihe 13: 31–42.

Lichtenthaler, H.K.; Buschmann, C.; Döll, M.; Fietz, H.-J.; Bach, T.; Kozel, U.; Meier, D.; Ramsdorf, U. (1981): Photosynthetic activity, chloroplast ultrastructure, and leaf characteristics of high-light and low-light plants and of sun and shade leaves. Photosynth. Res., 2: 115–141.

von Lüpke, B. (1982): Versuche zur Einbringung von Lärche und Eiche in Buchenbestände. Schriften Forstliche Fakultät Göttingen u. der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 74, 123 S.

von Lüpke, B. (1987): Einflüsse von Altholzüberschirmung und Bodenvegetation auf das Wachstum junger Buchen und Eichen. Forstarchiv, 58: 18–24.

von Lüpke, B. (1995): Überschirmungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm. Mitteilungen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 34: 141–160.

Madsen, P. (1995): Effects of soil water content, fertilization, light, weed competition and seedbed type on natural regeneration of beech (Fagus sylvatica). Forest Ecol. and Management, 72: 251–264.

MELF (1993): Landeswaldprogramm Brandenburg, LAFOP-Selbstdruck.

Minotta, G.; Pinzauti, S. (1996): Effects of light and soil fertility on growth, leaf chlorophyll content and nutrient use efficiency of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings. Forest Ecol. and Management, 86: 61–71.

MÜLLER, J.; BOLTE, A.; BECK, W.; ANDERS, S. (1998): Bodenvegetation und Wasserhauhalt von Kiefernökosystemen (Pinus sylvestris L.). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 28: 407–414.

PALMER, S. (1985): Der Buchen-Voranbau – seine Bedeutung, Planung und Technik. Allg. Forstz., 45: 1217–1220.

PARVIAINEN, J. (1982): Die Wurzelentwicklung von Forstpflanzen im Pflanzgarten und am Pflanzort. AFJZ, 153: 166–170.

PLAISANCE, G. (1957): Influence of light on oak-seedlings (favourable factors). Annales scientifiques de l'Université de Besancon, 9: 141–160.

POLLE, A.; EIBLMEIER, M.; SHEPPARD, L.; MURAY, M. (1997): Responses of antioxidative enzymes to elevated CO2 in leaves of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings grown under a range of nutricient regimes. Plant, Cell and Environment, 20: 1317–1321.

PREUHSLER, T.; KÜHNEL, S.; BOCK, K. (1994): Zum Wachstum von Eichensaat unter Kiefernschirm im Forstamt Nürnberg. Forst und Holz, 49: 123–128.

ROTENHAN, S. (1999): Zu: Die natürliche Verjüngung der Buche. AFZ/Der Wald, 19: 1031.

SCHIRMER, W.; DIEHL, TH.; AMMER, CH. (1999): Zur Entwicklung junger Eichen unter Kiefernschirm. Forstarchiv, 70: 57–65.

SCHMALTZ, J. (1964): Untersuchungen über den Einfluß von Beschattung und Konkurrenz auf junge Buchen. Diss. Göttingen/Hann. Münden, 1964.

SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. Gustav Fischer Verlag Jena.

SENN, G. (2002): Pflanzen teurer als säen. AFZ/Der Wald, 6: 291.

SINNER, K.-F. (1990): Waldbauliche Konzeption zur langfristigen Verjüngung auf führende Eiche und Eichen-Kiefern-Mischbestände. Schriftenreihe des Bayerischen Forstvereins, 10: 68–77.

WEIHS, U.; KLAENE, K. (2000): Wuchsdynamik und Qualität von Buchenvoranbauten unter Fichtenaltholz auf Basaltstandorten im Hessischen Forstamt Kassel. Forst und Holz, 6: 177–181.

WETLANDER, N.T.; OTTOSON, B. (1997): Influence of photosynthetic photon flux density on growth and transpiration in seedlings of Fagus sylvatica. Tree Physiol., 17: 133–140.

WIENHAUS, O.; KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; LANDMESSER, H.; RINGEL, CH.; HAHN, R. (2003): Methodenhandbuch zum BML-Verbundvorhaben 96HS052/053 (im Druck)

WITTICH, W. (1955): Die standörtlichen Bedingungen für die natürliche Verjüngung der Kiefer und ihre Erziehung unter Schirm. Zeitschrift f. Forst- und Jagdwesen, 126: 109–117.

WOLFF, B.; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. BMELF.

# 6 Ökologische Wuchsmodelle für Eiche und waldbauliche Schlussfolgerungen für die Praxis

KARL-WILLI LOCKOW*
ALEXANDER MUCHIN**

## 6.1 Einleitung

Ausgehend von der potenziell-natürlichen Vegetation, der notwendigen Erhöhung der Stabilität der Wälder und ihres Wertes für den Naturschutz kommt den heimischen Eichenarten im nordostdeutschen Tiefland künftig eine größere forstliche Bedeutung zu. Eichenbestände und ihre Mischungen mit standortgerechten Baumarten stellen eine ökologische und ökonomische Alternative zum Kiefernreinbestand dar und führen mit ihrer Strukturierung im Rahmen des Waldumbaus insgesamt zu einer Verbesserung des Wirkungsgrades der Waldbewirtschaftung.

Zur Quantifizierung der wirtschaftlichen Effekte des verstärkten Eichenanbaus ist jedoch die reale Beurteilung des Leistungsvermögens von Stiel- und Traubeneiche Voraussetzung. Daher wurde diesen Fragen im Rahmen eines sich auf Brandenburg und Mecklenburg/Vorpommern erstreckenden Projektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung an der Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum, nachgegangen und insbesondere das Wachstum der Stiel- und Traubeneiche in Abhängigkeit komplexer ökologischer Ursachen untersucht. Im Mittelpunkt stand der Einfluss bodenchemischer, bodenphysikalischer und klimatischer Faktoren auf das Wachstum beider Baumarten.

Im vorliegenden Beitrag wird in gekürzter Form auf ausgewählte, für die Praxis bedeutsame Ergebnisse des von A. Muchin bearbeiteten Projektes (LOCKOW 2000)[1] eingegangen.

[1] *Prof. Dr. sc. K.-W. Lockow war der wissenschaftliche Betreuer des Eichenprojektes*

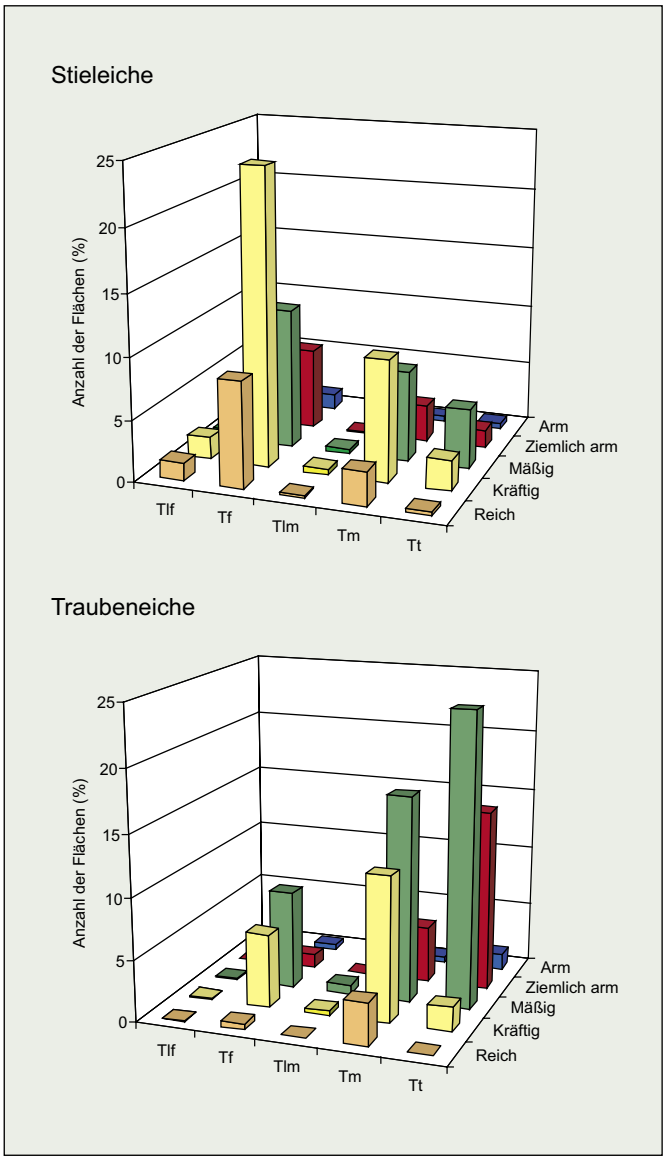



*Abb. 1: Prozentuale Verteilung der Stiel- und Traubeneiche auf Nährkraft- und Klimastufen im nordostdeutschen Tiefland*

* *Landesforstanstalt Eberswalde/Fachhochschule Eberswalde*
** *Landesforstanstalt Eberswalde*

## 6.2 Verbreitungsschwerpunkte der Stiel- und Traubeneiche

Um mit den Untersuchungsergebnissen auf einer möglichst großen Fläche für den Waldumbau wirksam zu werden, wurde zunächst die standörtliche Verbreitung der Stiel- und Traubeneiche analysiert. Aus den in Abbildung 1 dargestellten Häufigkeitsverteilungen von 28 095 Eichenbeständen auf Trophie- und Klimastufen ergeben sich die Verbreitungsschwerpunkte beider Baumarten. Sie weisen eine beachtliche Standortsamplitude auf und es wird das große ökologische Areal der Stieleiche deutlich. Stärker als angenommen kommt sie auch auf trockenen und ärmeren, frischen bis feuchten Standorten bestandesbildend vor. Der Schwerpunkt der Traubeneichenverbreitung liegt dagegen im mittleren bis ärmeren, mäßig trockenen Bereich. Wie aus der Flächenverteilung des zweidimensionalen Histogramms in Abbildung1 – die die neuen Eichen-Ökogramme von Hofmann (1996, 1997) bestätigt – hervorgeht, bilden das feuchte (Tf) und mäßig trockene (Tm) Tieflandsklima der Nährkraftstufe K für Stieleiche sowie das trockene (Tt) und mäßig trockene (Tm) Tieflandsklima in den Nährkraftstufen M und Z für Traubeneiche die Verbreitungsschwerpunkte. Alle waldwachstumskundlichen Untersuchungen konzentrieren sich daher auf diese Standorte.

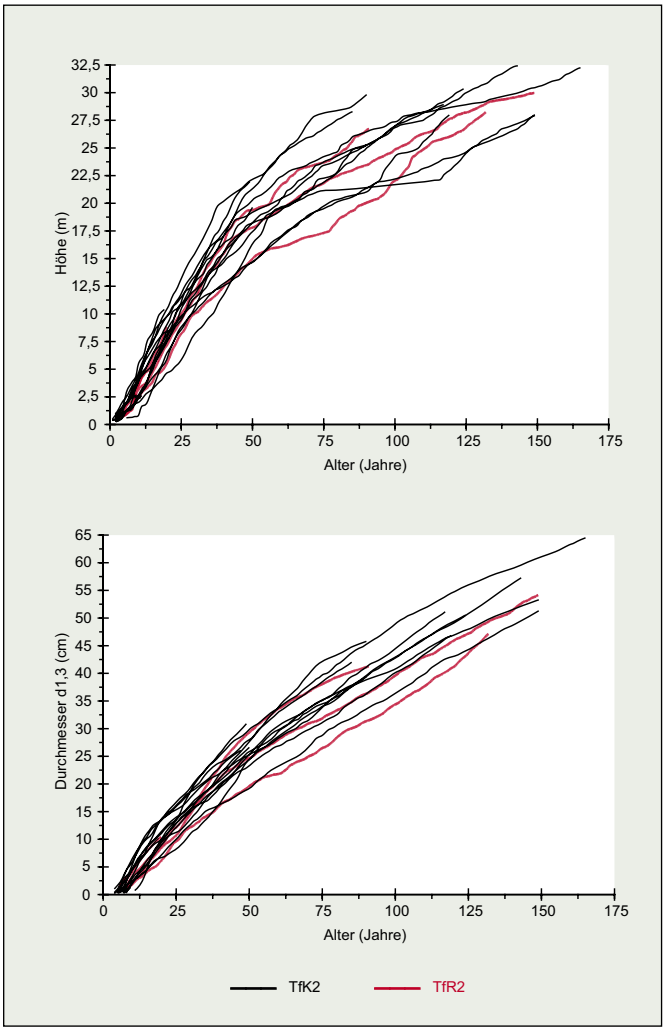



*Abb. 2: Höhen- und Durchmesserwachstumskurven der Stieleiche in Abhängigkeit von Standortsfaktoren*

## 6.3 Abhängigkeit des Wachstumsniveaus und -trends vom Standort

Das Wachstum der Stiel- und Traubeneiche ist gesichert von den bodenchemischen, bodenphysikalischen und klimatischen Eigenschaften des Standortes, den ökologischen Ursachen, abhängig und daher deutlich nach Nährkraft- und Klimastufen differenziert. Stammanalysen an Bäumen aus dem Oberhöhenbereich, Ähnlichkeitsbetrachtungen der Höhen- und Durchmesserwachstumskurven sowie statistische Prüfverfahren ließen – nach Stiel- und Traubeneiche getrennt – Zusammenfassungen von Standorten mit stochastisch gleichem Wachstumsablauf zu. Sie sind die Grundlage der ökologischen Wuchsreihen. Als Beispiel für die Stieleiche zeigt Abbildung 2 adäquate Wachstumsabläufe auf durchschnittlich wasserversorgten, kräftigen und reichen Standorten im feuchten Tieflandsklima (TfK2 und TfR2). Ihre Zusammenfassung zu einer Wuchsreihe ist waldwachstumskundlich begründet. Im Gegensatz dazu weichen die Höhen- und Durchmesserwachstumskurvenverläufe der Stieleiche auf durchschnittlich wasserversorgten, ziemlich armen Standorten im trockenen Klimabereich (TtZ2) signifikant von der TfK2-Referenzkurvenschar ab und dokumentieren die Zugehörigkeit dieser Stieleichenstandorte zu einer anderen Wuchsreihe (Abb. 3).

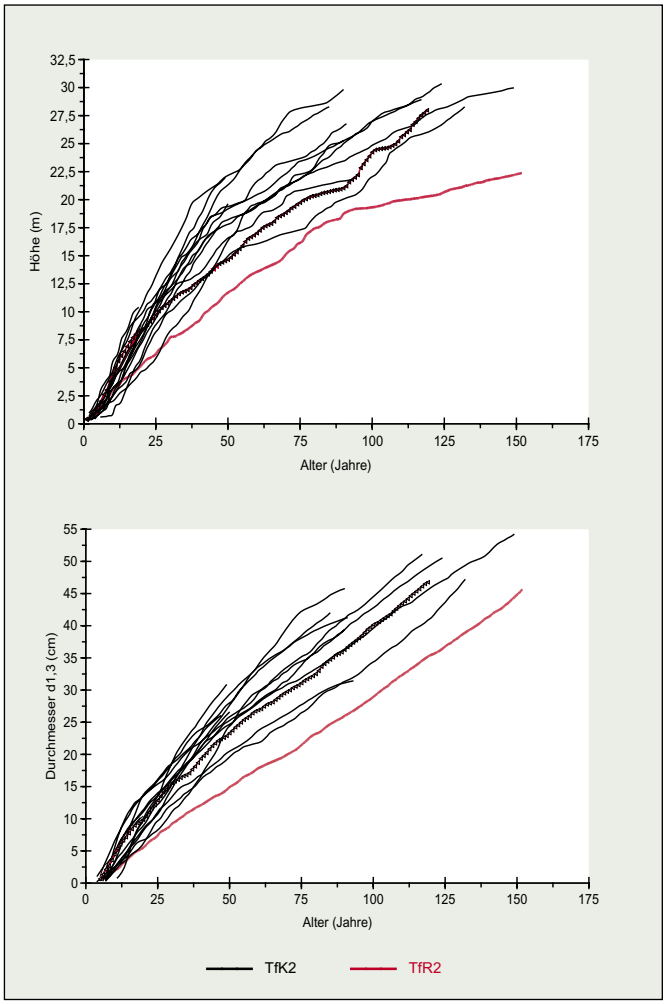



*Abb. 3: Höhen- und Durchmesserwachstumskurven der Stieleiche in Abhängigkeit von Standortsfaktoren*

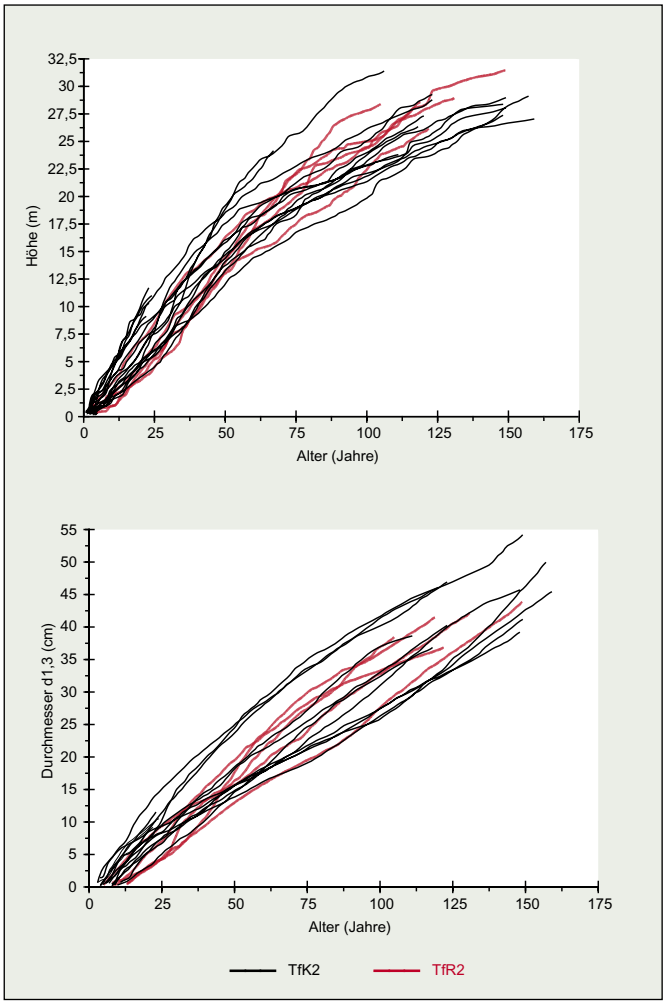



*Abb. 4: Höhen- und Durchmesserwachstumskurven der Traubeneiche in Abhängigkeit von Standortsfaktoren*

Die Kurvenscharen des Höhen- und Durchmesserwachstums der Traubeneiche in Abbildung 4 weichen bei einem Unterschied von einer ganzen Nährkraftstufe nicht statistisch gesichert voneinander ab. Intensiveres Wachstum auf M2- gegenüber Z2-Standorten sind nicht nachweisbar. Die Zusammenfassung dieser Standorte zu einer gemeinsamen Traubeneichen-Wuchsreihe ist daher ökologisch begründet. Auf Grund des ähnlichen Niveaus und Trends der Wachstumsverläufe wurden bei der Stieleiche zwei ökologische Wuchsreihen ausgeschieden. Zur „gutwüchsigen Stieleiche (SEI I)“ gehören im wesentlichen die Standorte des feuchten und mäßig trockenen Tieflandsklimas der Nährkraftstufen R2, K2 und M2, zur „schwachwüchsigen Stieleiche (SEI II)“ der Standort TtZ2.

Bedingt durch die größere Variationsbreite des Leistungsvermögens ließen sich bei der anspruchsloseren Traubeneiche drei ökologische Wuchsreihen bilden. „Leistungsstarke Traubeneiche (TEI I)“ stockt auf TtK2-Standorten, die „gutwüchsige Traubeneiche (TEI II)“ schließt die mäßig trockenen (Tm) und trockenen (Tt) Tieflandsstandorte der Nährkraftstufen Z2 und M2 ein. Die für den Waldumbau weniger bedeutsamen TtZ3-Standorte stellen mit der „schwachwüchsigen Traubeneiche (TEI III)“ die dritte ökologische Wuchsreihe dar.

# 6.4 Das mathematische Modell der ökologischen Wuchsreihen

Die „ökologische Wuchsreihe“, die als neuer Forschungsansatz allen Untersuchungen des Eichenprojektes zugrunde lag, geht von der zwischen Standort und Bestand bestehenden Einheit, ihren Wechselwirkungen und der Homogenität in den Schlüsselparametern Nährstoffausstattung, Wasserversorgung, Wuchsdynamik und Ertragsleistung aus. Um das Leistungsvermögen der ausgeschiedenen Wuchsreihen für ökonomische Bewertungen zu quantifizieren, wurden die Primärprozesse der Bestandesentwicklung, die Höhe in Funktion der Zeit (H = f (A)), die Stammzahl in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe (N = f (H)) sowie der Mitteldurchmesser in Funktion der Stammzahlhaltung (D = f (N)) modelliert, die Regressionsfunktionen berechnet und für alle ökologischen Wuchsreihen der Stiel- und Traubeneiche vorläufige Leistungstabellen aufgestellt. Abbildung 5 zeigt am Beispiel der Wuchsreihe „Stieleiche (I)“ die sehr gute Übereinstimmung der dynamischen und statischen Höhenwerte, die für die Genauigkeit der Ertragsmodelle entscheidend ist. Da die Wuchsreihen jedoch nur in den wesentlichen Schlüsselparametern Homogenität aufweisen und somit eine relativ große Standortsamplitude umfassen, wurden zur Präzisierung der Leistung und Nutzungsplanung innerhalb der Wuchsreihe Leistungsklassen ausgeschieden. Für den Gebrauch in der Praxis müssen ihre ertragskundlichen Leitbeziehungen jedoch an einem umfangreicheren Stichprobenmaterial überprüft werden.

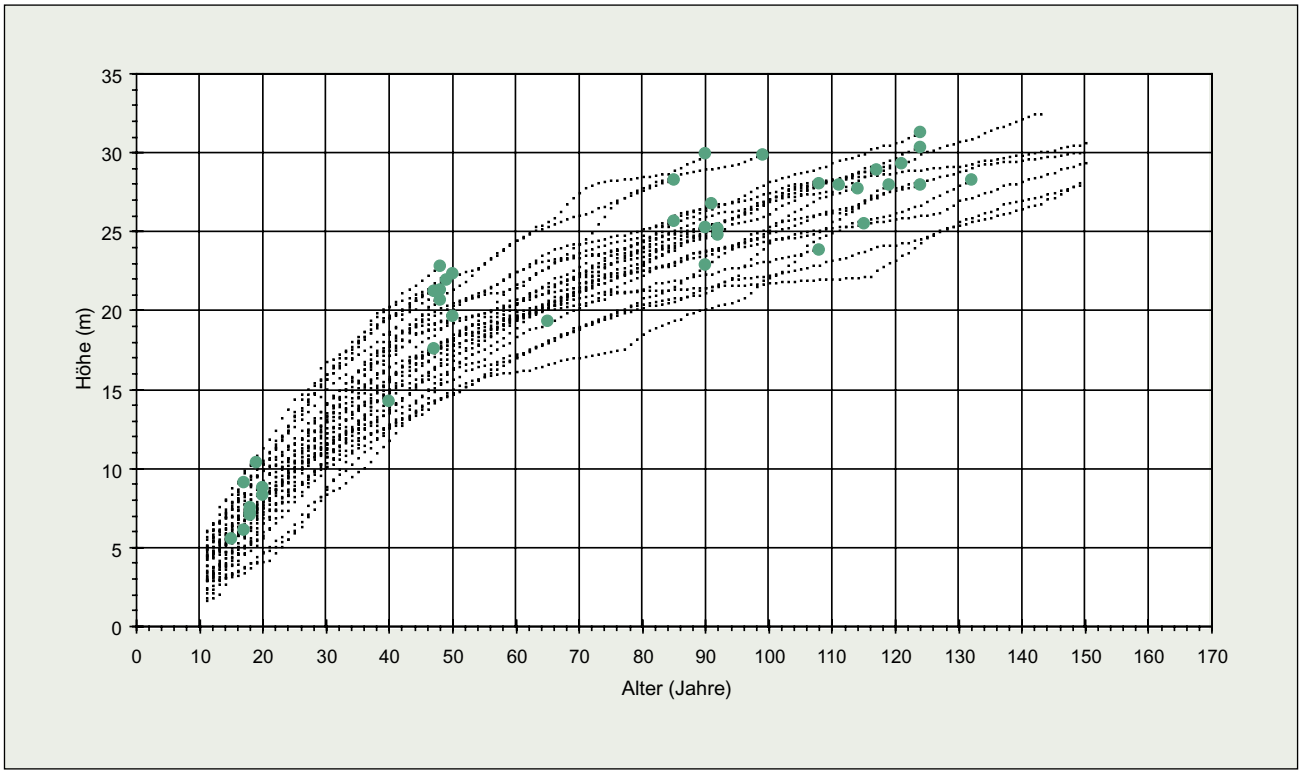



*Abb. 5: Höhenwachstum und Höhenentwicklung der Stieleiche auf Standorten der ökologischen Wuchsreihe „gutwüchsige Stieleiche (SEI I)“*

– – – – *Höhenwachstumskurven, dynamische Daten*
● *Oberhöhen der Probeflächen, statische Daten*

# 6.5 Entwicklungsunterschiede zwischen Stiel- und Traubeneiche

Die Wachstums- und Entwicklungsabläufe der Stiel- und Traubeneiche unterscheiden sich signifikant. Sie widerspiegeln Unterschiede in der Baumartenökologie und kommen im Wachstumsnveau, im Entwicklungstrend und der Dynamik der zeitlichen Veränderung der Wachstumsgrößen zum Ausdruck:

- Etwa bis zum Bestandesalter von 90 Jahren weisen Traubeneichen höhere Stammzahlen als Stieleichenbestände auf. Erst im Alter gleichen sich die Stammzahlhaltungen an.
- In der Jugend vollzieht sich die Höhenentwicklung der Stieleiche intensiver als die der Traubeneiche. Noch im Stangenholzalter (ca. 40 Jahre) ist der Höhenvorsprung markant. Erst im Alter erreichen Traubeneichen auf wüchsigen Standorten letztlich die größeren Höhen (Abb. 6).
- Im allgemeinen ist die Stiel- der Traubeneiche bei gleicher Durchforstungsweise (mäßige Hochdurchforstung) im gesamten Altersbereich durchmesserüberlegen (Abb. 6).
- Die größere Wuchsdynamik der Stieleiche und ihre höhere Wachstumsgeschwindigkeit in der Aufschwungphase führen zu höherer Mortalität in Stieleichenjungwüchsen und –jungbeständen. Negative Phänotypenauslese, die Entnahme von Zwieseln und Wölfen, muss bei der Stieleiche konsequenter als bei der Traubeneiche erfolgen; Standraumregulierung ist zeitlich früher notwendig (Übergang von der negativen zur positiven Auslese).

Die mit der Bearbeitung des Projektes gewonnenen Erkenntnisse zum unterschiedlichen waldbaulichen Verhalten beider Eichenarten bilden die wissenschaftliche Grundlage für künftig zu erarbeitende Erziehungs- und Pflegerichtlinien im nordostdeutschen Tiefland.

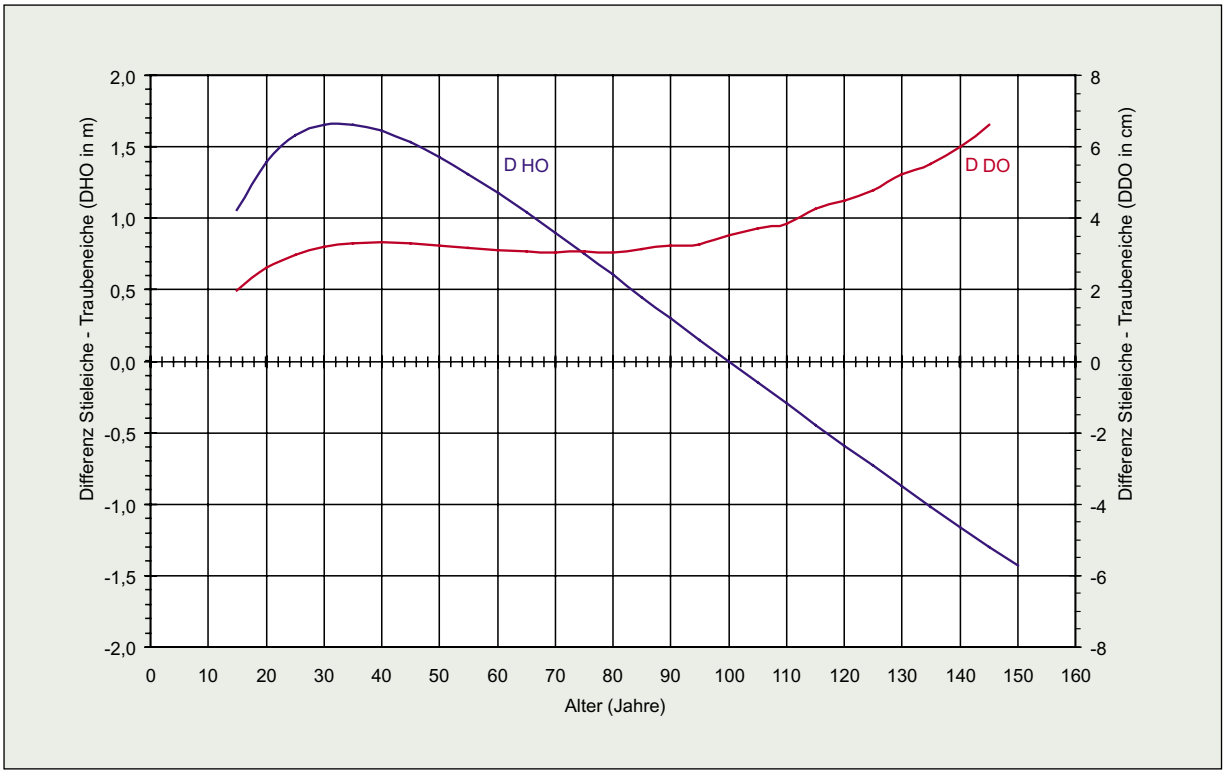



*Abb. 6: Wuchsdynamik von Stiel- und Traubeneiche: Ökologische Wuchsmodelle Stieleiche (I), Traubeneiche (II); Leistungsklasse: Oberhöhe 28 m. Entwicklung der Oberhöhendifferenz (DHO); Entwicklung der Oberdurchmesserdifferenz (DDO)*

# 6.6 Standortsmerkmale und Wuchsverhalten

Das baumartenspezifische, standortsabhängige Wachstum ergibt sich als Resultierende aus der Komplexwirkung aller Einflussgrößen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnten bei der Stieleiche 89, bei der Traubeneiche 78 gesicherte Wirkungen bodenchemischer, bodenphysikalischer und klimatischer Faktoren auf das Wachstum nachgewiesen werden. Sie bestätigen die aus Ähnlichkeitsbetrachtungen abgeleiteten und ausgeschiedenen ökologischen Wuchsreihen der Stiel- und Traubeneiche. Einzelne Wirkungsfaktoren können das Wachstum jedoch zeitlich begrenzt oder nachhaltig verändern, so dass ihnen besondere waldbauliche Bedeutung zukommt. Ausgewählte Ursache-Wirkungs-Beziehungen sollen für die Forstpraxis relevante Zusammenhänge verdeutlichen:

- Eine Verbesserung der Standortsbedingungen wirkt sich auf das Wachstum der Traubeneiche wesentlich günstiger aus als auf das Wachstum der Stieleiche.
- Abnehmende Niederschläge in der Vegetationsperiode sind bei Traubeneiche mit sinkender Wuchsleistung korreliert. Eine deutliche Reaktion der Stieleiche auf Niederschlagsveränderungen bleibt dagegen in der Regel aus.
- Mit steigenden Sommertemperaturen (Dürre) ist die Wuchsleistung beider Baumarten rückläufig, wobei die Traubeneiche auch mit höherer Mortalität reagiert. Ursächlich liegt diesem Zusammenhang offenbar der höhere Wasserbedarf bei steigender Temperatur zugrunde.
- Erhöhung des Grob-, Mittel- und Feinschluffanteiles sowie des Tongehaltes führt bei Traubeneiche im allgemeinen zu intensiverem Wachstum. Ökologisch lässt sich dieses Wuchsverhalten mit der zunehmend besseren Wasserspeicherkapazität der Traubeneichenstandorte erklären. Bei Stieleiche dagegen erhöht sich mit steigendem Schluff- und Tonanteil die Neigung zur Staunässebildung und Sauerstoffarmut, so dass die Wuchsleistung letztlich sinkt.

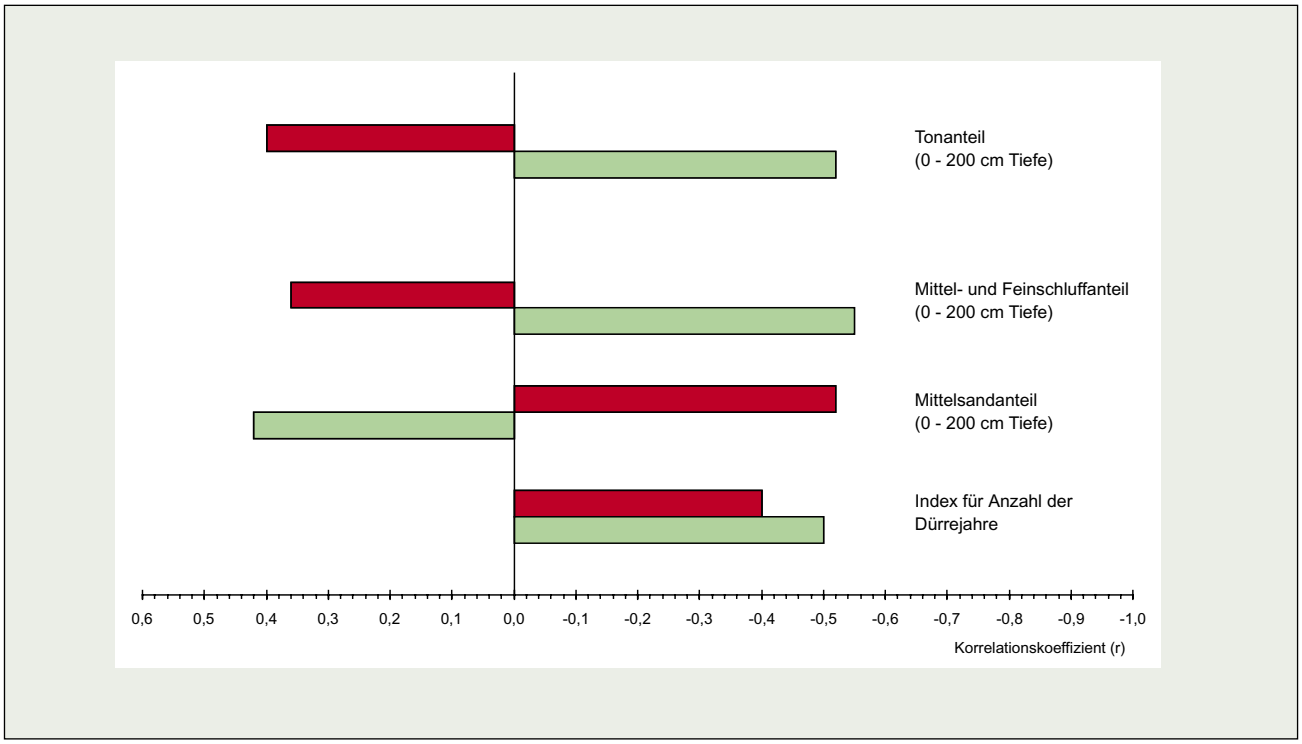



*Abb. 7: Signifikante Korrelationen zwischen Standortsmerkmalen und der Höhenwuchsleistung der Stieleiche (■ Tf-Tm, K2) und Traubeneiche (■ Tm-Tt, M2-Z2)*
*Negative Korrelation bedeutet hier Wachstumsverbesserung*

- Bei Stieleiche lösen höhere Grob- und Mittelsandanteile verbessertes Wachstum aus. Sie bewirken in den vorwiegend aus lehmigem und tonigem Substrat bestehenden Stieleichenböden offenbar eine Drainage, die wiederum in feuchten Witterungsperioden Vernässungen entgegensteht und gleichzeitig die Bodendurchlüftung fördert. Als Resultierende stellen sich positive – bei der Traubeneiche jedoch erwartungsgemäß (Wasserspeicherkapazität) negative – Wachstumseffekte ein (Abb. 7).

- Im Gegensatz zur Stieleiche ist bei der Traubeneiche ein gesicherter Zusammenhang zwischen der Humusform und der Wachstumsgröße nachweisbar. Sie verringert sich mit Verschlechterung der Humusform.

- Aus allen Untersuchungsergebnissen muss der Schluss gezogen werden, dass das Wuchsverhalten der für den Waldumbau im trockenen und nährstoffärmeren Tieflandsklima besonders bedeutsamen Traubeneiche vornehmlich von witterungsbedingten Faktoren abhängig ist.

Mit den Untersuchungen zum Wuchsverhalten der Stiel- und Traubeneiche in Funktion der Standortsmerkmale konnten sukzessive Veränderungen der Wachstumsbedingungen als allgemeine Erscheinung nachgewiesen werden. Etwa seit 1920 weisen jeweils gleichalte Bestände ein verbessertes Höhen- und Durchmesserwachstum auf. Die Ursachen dieses positiven Wachstumstrends sind unbekannt, jedoch ist ein Zusammenhang mit den gestiegenen Jahresdurchschnittstemperaturen (Abb. 8), der zeitlichen Verschiebung der Niederschläge und Stoffeinträgen wahrscheinlich. Klimaveränderungen in Richtung „wärmer, trockener und extremer“ (Hofmann 1996, 1997) lassen vermuten, dass sich der Adaptionsprozess der Stiel- und Traubeneiche an die veränderten Wachstumsbedingungen weiter vollzieht, der Wandel der Standorte bei der Modellierung des Leistungsvermögens beider Eichenarten berücksichtigt werden muss und „Waldumbau mit Eiche“ forstfachlich anspruchsvoller wird.

## 6.7 Vegetation als Leistungsweiser

Im Rahmen der Projektbearbeitung wurde auch den Fragen nach der Eignung der Vegetation als Leistungsweiser der Eichenbestände nachgegangen. Die Untersuchungen stützten sich bei der Stieleiche im feuchten (Tf) und mäßig trockenen (Tm) Tieflandsklima der Nährkraftstufen K und M auf die Vegetationstypen

- Rasenschmielen-Eichen-Forst
- Sauerklee-Eichen-(Buchen)-(Halb-)Forst
- Waldmeister-Eichen-(Buchen)-(Halb-)Forst
- Hainrispengras-Eichen-Forst
- Himbeer-Eichen-Forst.

bei der Traubeneiche im trockenen (Tt) und mäßig trockenen (Tm) Tieflandsklima der Nährkraftstufen M und Z auf den

- Waldreitgras-Traubeneichen-Wald

und

- Blaubeer-Kiefern-Traubeneichen-Wald.

Sowohl bei Stiel- als auch bei Traubeneiche bestehen keine straffen Korrelationen zwischen dem Vegetationstyp und der Wuchsleistung. Tendenziell weisen der Waldreitgras-Traubeneichen-Wald und der Blaubeer-Kiefern-Traubeneichen-Wald auf ein unterschiedliches Leistungsvermögen dieser Baumart hin. Auf Grund des zu geringen Datenmaterials können diese Ergebnisse jedoch nicht verallgemeinert werden. Da insbesondere die Traubeneiche für den Waldumbau im trockeneren und nährstoffärmeren Standortsbereich des nordostdeutschen Tieflandes von Bedeutung ist, wären weiterführende Untersuchungen zum Wert des Vegetationstyps als Leistungsweiser – und damit zur Abgrenzung der für den Waldumbau günstigsten Standorte – wünschenswert.

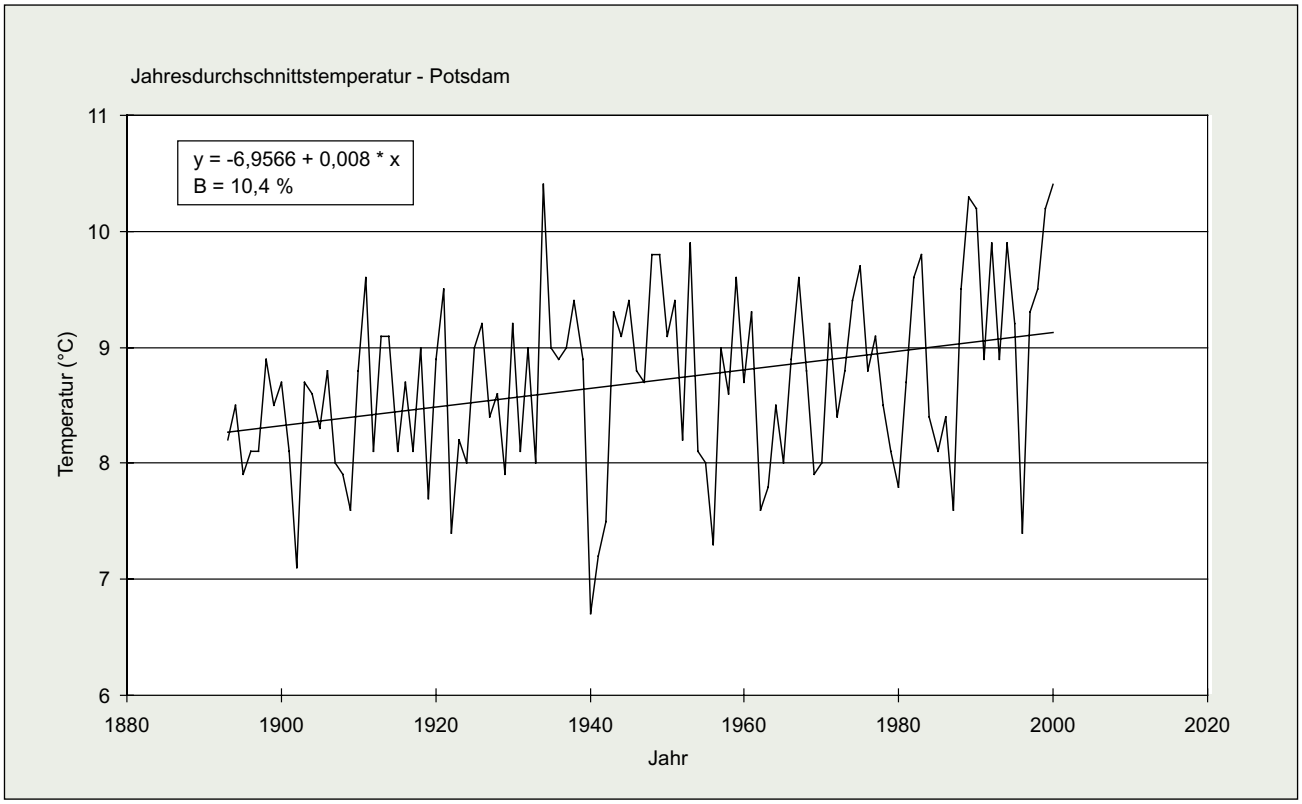



*Abb. 8: Zeitreihe der jährlichen Durchschnittstemperatur*

# 6.8 Standort und Qualität der Eichenbestände

Obwohl die Qualität der Eichenbestände wesentlich durch die genetische Veranlagung und die waldbauliche Behandlung bestimmt wird, konnten Wirkungen des Standortes auf Qualitätsmerkmale nachgewiesen werden. Die Ansprache des Schaftes, der Krone, der Astigkeit und des Wasserreiserbesatzes erfolgte nach dem Einteilungsschema von Mitscherlich (Erteld 1958):

- Mit abnehmender Standortsgüte ist eine Neigung der Stiel- und Traubeneiche zur Ausbildung einer durch Wasserreiser und Klebäste gekennzeichneten Sekundärkrone verbunden.

- Auf abnehmende Nährstoffausstattung der Böden und zunehmende Vernässung reagieren die heimischen Eichen allgemein mit Verschlechterung der Schaftform.

- Durchschnittlich werden auf den für Stiel- und Traubeneiche jeweils besseren Standorten auch höhere Qualitätseigenschaften der Bäume im Hauptbestand erreicht.

Zu geringe Stichprobenumfänge ließen eine statistische Sicherung der beobachteten Zusammenhänge nicht zu. Korrelationen zwischen Standortsmerkmalen und Qualitätseigenschaften der Eichenbestände können helfen, für den Waldumbau besonders geeignete Bestände abzugrenzen. Vertiefende Untersuchungen wären daher waldbau- und betriebswirtschaftlich wertvoll.

**Literatur**

Muchin, A. (2003): Möglichkeiten und Grenzen der Strukturierung naturnaher Waldaufbauformen auf der Grundlage ökologischer Wuchsreihen von Eiche und Eiche/Kiefer im Nordost-deutschen Tiefland. Projekt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung „Forschung für die Umwelt“, Teilbereich „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“, Schlussbericht.

Erteld, W. (1958): Richtlinien für die Anlage und Bearbeitung von langfristigen waldbaulich-ertragskundlichen Versuchsflächen. Eberswalde.

Hofmann, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg. Nr. 185. 9. Hamburger Forst- und Holztagung in Eberswalde, 6. bis 9. Mai 1996.

Hofmann, G. (1997): Natürliche Waldgesellschaften Brandenburgs als Grundlage waldbaulicher Zielstellungen. Bericht zur Tagung des Brandenburgischen Forstvereins. Eberswalde, S. 33–53.

Lockow, K.-W. (2000): Möglichkeiten und Grenzen der Strukturierung naturnaher Waldaufbauformen auf der Grundlage ökologischer Wuchsreihen von Eiche und Eiche/Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Forschungsvorhaben im Rahmen des Programms der Bundesregierung „Forschung für die Umwelt“. Teilbereich: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum.

# 7 Mortzfeldtsche Lochbestände – ein Weg für den Waldumbau in Nordostdeutschland

GERNOD BILKE*

## 7.1 Einleitung

Brandenburg wird natürlicherweise in seinem zentralen und südlichen Teil von Eichenwaldgesellschaften dominiert. In erster Linie sind zwei wirtschaftlich bedeutende Baumartenkombinationen zu finden.

- Nördlich von Berlin stößt die Buche an die Grenze ihres natürlichen Verbreitungsgebietes und ermöglicht auf Grund ihrer geringeren Konkurrenzkraft Mischbestände aus Eichen und Buchen. In dieser Region herrschen die besten Wuchsbedingungen für die Eiche, sodass hier die wertvollsten Eichenbestände Brandenburgs zu finden sind.

- Im zentralen und südlichen Brandenburg ist die Eiche gerade auf den ziemlich armen Standorten in wechselnden Anteilen mit der Kiefer vergesellschaftet. Hier tritt neben der Erziehung von wertvollem Eichenholz auch die Stabilisierung von Nadelbaumforsten durch die Erziehung von Mischbeständen in den Vordergrund.

Bei der Anhebung des Eichenanteils in Brandenburg kommt der Mischungsform eine zentrale Rolle zu. In ihrer natürlichen Zusammensetzung waren die Bestände aus Buchen und Eichen sowie Kiefern und Eichen in der Regel einzelstamm- bzw. kleingruppenweise gemischt. Die einzelstammweise Mischung beinhaltet neben den Vorteilen der Naturnähe und der erhöhten Stabilität gegenüber Reinbeständen auch beachtenswerte Nachteile.

So sind:

- auf Grund der unterschiedlichen Wuchsdynamik der Baumarten der betriebliche Planungs- und Steuerungsaufwand erheblich höher,

- der Sortimentsanfall je Flächeneinheit geringer

  und

- Qualitätsverluste möglich.

Die klein- und kleinstbestandsweise Mischung stellt das Bindeglied zwischen der einzelstammweisen und der bestandesweisen Mischung dar. Durch sie kann eine Optimierung zwischen den Vorteilen beider Modelle vorgenommen werden. Diese kann in erster Linie über die Bestandesgröße erfolgen.
Für den Nordostdeutschen Raum gab es aber kaum wissenschaftliche Untersuchungen, die sich mit einer kleinbestandlichen Einmischung von Eichen in Buchen- bzw. Kiefernbeständen beschäftigten. Aus diesem Grunde wurde nach Modellbeständen für eine kleinbestandsweise Einmischung von Eichen in Buchen- bzw. Kiefernbeständen gesucht. In Eichenlochbeständen, die aus dem gruppen- und horstweisen Vorverjüngungsbetrieb nach MORTZFELDT hervorgingen, wurden diese Modellbestände gefunden.

* *Zur Zeit abgeordnet an die Landesforstanstalt Eberswalde*

# 7.2 Der Mortzfeldtsche Vorverjüngungsbetrieb

Der Mortzfeldtsche Vorverjüngungsbetrieb wurde modellhaft von Oberforstmeister Justus Erdmann Samuel Ulrich Mortzfeldt (1896) 1895 in einem Vortrag vor dem Märkischen Forstverein vorgestellt, aber schon seit etwa 1860 in Preußen angewandt.

Der Mortzfeldtsche Vorverjüngungsbetrieb lässt sich in vier Phasen unterteilen.

**1. Phase: Anlage der Lochhiebe**

In dem zu verjüngenden Bestand wurden im ersten Schritt Lochhiebe geführt. Als Hauptkriterien für die Größe und den Abstand der Lochhiebe galt:

- Vom verbleibenden Bestand sollte auf die Lochhiebsfläche eine geringe Schattenwirkung ausgehen.
- Der verbleibende Bestand sollte einen ausreichenden Seitenschutz sichern.
- Durch einen ausreichenden Abstand zwischen den Lochhieben sollte die Hauptverjüngung ohne Schlagschäden an den angebauten Horsten durchgeführt werden können.

Die Durchmesser der geschlagenen Löcher und ihre Entfernung voneinander sollten in etwa der Höhe des Ausgangsbestandes entsprechen. Eine Lochhiebsgröße von 20 m Durchmesser sollte nicht unterschritten und ein Durchmesser von 40 m nicht überschritten werden. Da Bestandesränder in der Regel stärker beastete Bäume aufweisen, konnte die Entfernung zu ihnen auch auf unter 20 m reduziert werden. Die jeweilige Lochgröße sollte aber nicht für ganze Bestände uniform gewählt, sondern jeweils an die für jeden einzelnen Lochhieb gegebenen Verhältnisse angepasst werden.

Die zukünftigen Lochbestände sollten möglichst eine kreisrunde Form haben. Lediglich an Hängen sollte den Hieben eine längliche Form gegeben werden, bei der die Längenachse in Hangrichtung liegt.

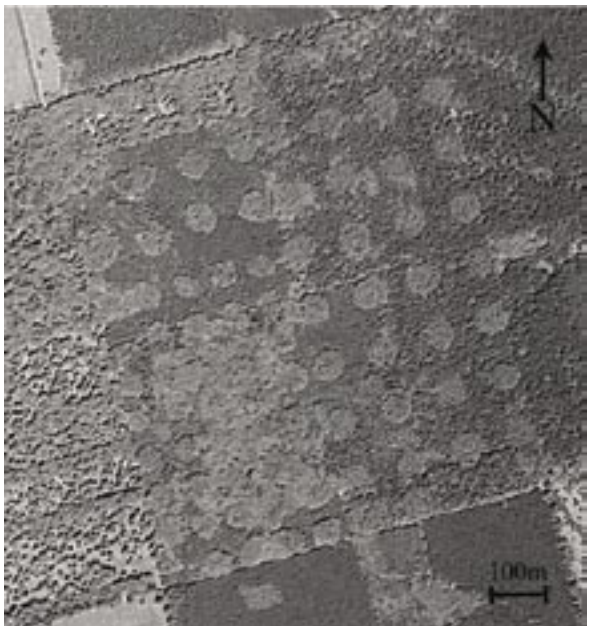



*Abb. 1: Luftbildaufnahme von Lochbeständen im AfF Alt Ruppin*

Bei einer schematischen Anordnung der Lochhiebe (Abb. 1), die Mortzfeldt nur bei homogenen Standortsverhältnissen für angebracht hielt, favorisierte er den Dreiecksverband, da auf diese Weise die zukünftigen Lochbestände etwa ein Viertel bis ein Drittel der Gesamtfläche einnehmen würden.

In allen anderen Fällen sollte bei der Anordnung der Lochhiebe dem Standort und dem Terrain Rechnung getragen werden, wobei von Mortzfeldt der Schlüssel zum Erfolg des Verfahrens in der richtigen Auswahl und Anordnung der Löcher, in Anpassung an die Gegebenheiten, gesehen wurde.

Die Löcher wurden vom Spätsommer bis Herbst im Jahr vor der geplanten Bepflanzung ausgehauen, um so für die Kulturvorarbeiten genügend Zeit zu haben und um über den Winter eine Verbesserung der Bodenstruktur herbeizuführen. Durch Fällung in die Löcher hinein und die Entnahme von stark bekronten Bäumen im verbleibenden Bestand wurde ein geringer Beschädigungsgrad der verbleibenden Bäume und der zukünftigen Hauptverjüngung sichergestellt.

**2. Phase: Lochbestandesbegründung**

Bei der Lochbestandesbegründung wurde nicht die gesamte Lochhiebsfläche bepflanzt, vielmehr sparte man den Traufbereich der Randbäume bei der Bepflanzung aus. Dabei sollte der Abstand zu den Randbäumen an der Nordseite auf Grund der

stärkeren Besonnung mit rund 2 m etwa doppelt so groß sein wie an der Südseite. Auf diese Weise reduzierte sich die Kulturfläche auf etwa 80 % der Lochhiebsfläche.

Gepflanzt wurden 2-jährige und verschulte bis 6-jährige Pflanzen. Die 2-jährigen Eichen wurden häufig auf Wällen bzw. Rajolstreifen in einem Pflanzverband von 1,50 m bzw. 2,00 m x 0,80 m gepflanzt. Die verschulten Lohden und Halbheister wurden im 1,50 m bzw. 2,00 m Quadratverband gepflanzt. Das Zupflanzen einer treibenden Beiholzbaumart sollte unterbleiben. Neben der Begründung mit Eichen wurden auch Lochbestände mit Buche, Weißtanne, Roteiche, Spitzahorn, Douglasie, Scheinzypresse und Nussarten angelegt.

Da in allen Gebieten mit einem starken Wildverbiss zu rechnen war, mussten die Flächen gezäunt werden. Hierbei wurde der einzelnen Zäunung der Horste der Vollgatterung ganzer Bestände der Vorrang eingeräumt. Alle so angelegten Lochbestände sollten nummeriert und katalogisiert werden, um auch beim Wechsel von Revierbetreuern die Pflege und Nutzung sicherzustellen.

**3. Phase: Aufwachsen der Horste bis zur Verjüngung des Hauptbestandes**

In dieser Phase stand die Pflege, namentlich die Kultur- und Dickungspflege, im Vordergrund. Ein Umpflanzen der Horste mit drei bzw. vier konzentrischen Ringen aus Schattbaumarten zum späteren Schutz der Eichen, wie anfänglich praktiziert, wurde in dieser Entwicklungsphase nach vielen negativen Erfahrungen strikt abgelehnt.

Die umgebenden Bestände sollten weiter planmäßig durchforstet werden, wobei es eine zu starke Beschattung der Südseite der Lochbestände durch stärkere Entnahmen von Randbäumen zu verhindern galt.

**4. Phase: Verjüngung des Hauptbestandes**

Hatten die Eichenhorste eine Höhe von etwa 6 m erreicht und waren sie vollständig geschlossen, was frühestens 10 Jahre nach Begründung der Fall war, bestand damit der vor den Jungwüchsen des Hauptbestandes für notwendig erachtete Höhenvorsprung. Die Verjüngung des Hauptbestandes wurde eingeleitet.

Mortzfeldt ging in seinen Ausführungen fast ausschließlich von einer natürlichen Verjüngung der Hauptbestände aus. Lediglich in Fehlstellen von Jungwüchsen oder auf stark vergrasten Böden hielt er eine kleinflächige Kunstverjüngung für notwendig. Für die natürliche Verjüngung des Hauptbestandes setzte er einen Zeitraum von etwa 20 Jahren an, wobei sich die Entnahmemengen im Oberstand nach den Bedürfnissen der Verjüngung richten sollten.

Mit der Einleitung der Hauptverjüngung konnten auch bis zu vier konzentrische Ringe von Fichten, Buchen oder Hainbuchen um die Eichenhorste gepflanzt werden. Hierdurch sollten die Horste vor Verhagerung geschützt, die Randbäume der Horste an der Ausbildung von Starkästen im unteren Stammbereich gehindert und eine Steilrandbildung der Horste vermieden werden.

## 7.3 Mortzfeldtsche Lochbestände in Nordostdeutschland

Da es kein zentrales Kataster der Mortzfeldtsche Lochbestände gab, wurden mittels Luftbildaufnahmen Verdachtsflächen ausgeschieden und diese am Boden überprüft.

Auf diese Weise konnten in Nordostdeutschland 2761 Mortzfeldtsche Lochbestände wiedergefunden werden. Wie die Abb. 2 verdeutlicht, befindet sich der überwiegende Teil der Lochbestände im nördlichen und zentralen Brandenburg.

96 % der Lochbestände sind mit Trauben- bzw. Stieleichen oder deren Bastarden bestockt.

74 % der umgebenden Bestände sind Kiefern- und 16 % Buchenreinbestände. Auf allen relevanten Standorten wurden Lochbestände gefunden. Wobei der Schwerpunkt mit 37 % der Bestände im mittleren und mit 42 % der Bestände im ziemlich armen Trophiebereich liegt.

Damit sind ausreichend Weiserflächen für waldbauliche Untersuchungen vorhanden.

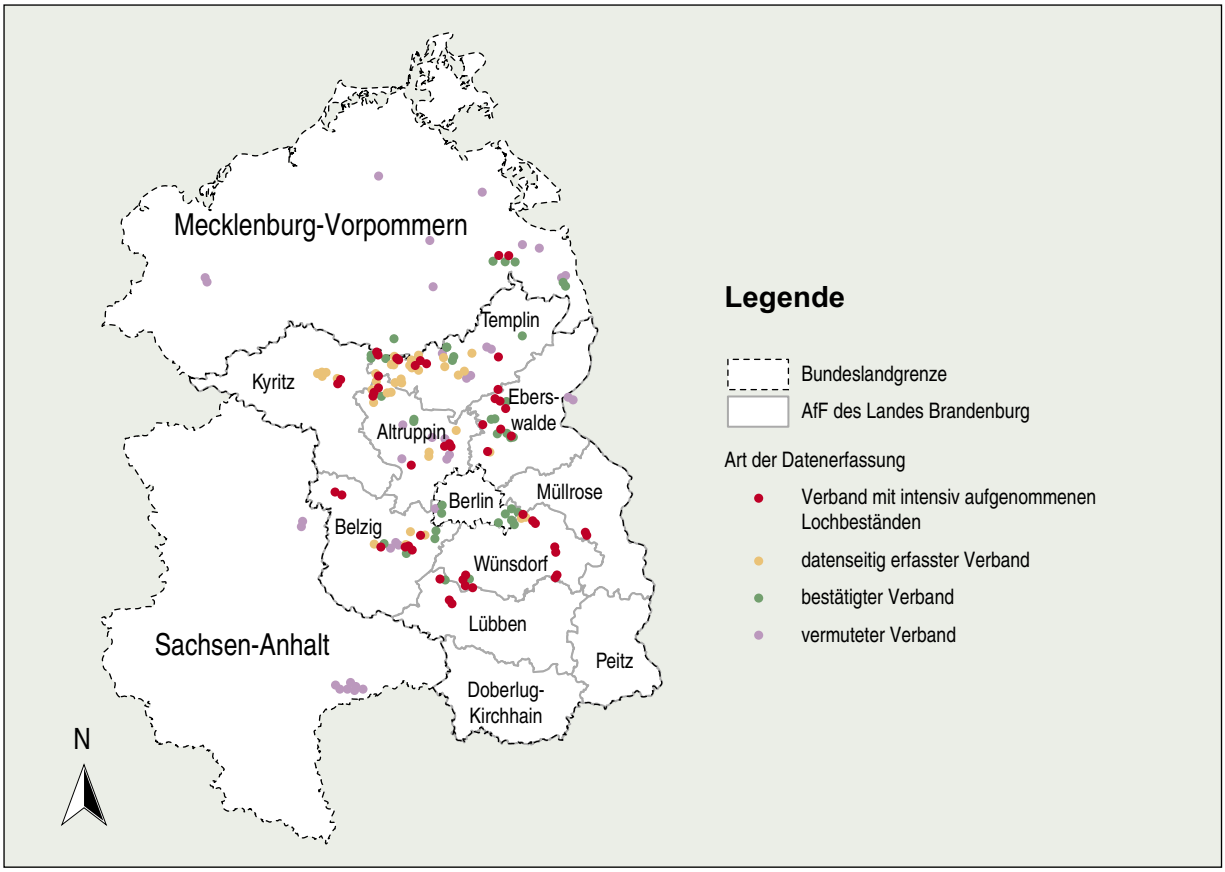



*Abb. 2: Aufgefundene Lochbestände in Nordostdeutschland*

## 7.4 Zielstellung der Untersuchungen

Der zentrale Ansatz dieser Untersuchungen liegt darin, das bestehende waldbauliche System des MORTZFELDTschen Vorverjüngungsbetriebes auf seine Verwendbarkeit für den ökologischen Waldumbau in Nordostdeutschland zu überprüfen. Hierbei steht nicht das historische Verfahren im Vordergrund, vielmehr dienen die aus dem MORTZFELDTschen Vorverjüngungsbetrieb entstandenen heute zwischen 90 und 130 Jahre alten Lochbestände als Weiser für die Eignung einer horst- und gruppenweisen Mischung von Eichen mit Kiefern und Eichen mit Buchen.

Hierbei wurden die Untersuchungen auf vier zentrale Fragestellungen konzentriert:

1. Welche Konkurrenzkraft haben die Eichen in Gruppen und Horsten gegenüber umgebenden Buchen bzw. Kiefern?

2. Welche Wachstumsentwicklung und Wuchsleistung zeigen Eichen in Gruppen und Horsten?

3. Welche Qualität haben in Lochbeständen erwachsene Eichen?

4. Welches Verjüngungspotenzial geht von den Eichen der Lochbestände auf die umgebenden Bestände aus?

Aus den Ergebnissen sollten waldbauliche Schlussfolgerungen hinsichtlich der Bewirtschaftung bestehender und der Anlage bzw. Ausformung neuer Eichenhorste und -gruppen in Kiefern- bzw. Buchenbeständen abgeleitet werden.

# 7.5 Ergebnisse der Untersuchungen

**Konkurrenzkraft der Eichen**

Um die Konkurrenzkraft der Eichen gegenüber den anderen Baumarten quantifizieren zu können, wurde ein Bedrängungsindex entwickelt. Er stellt den innerartlichen Konkurrenzdruck innerhalb der Eichen im Lochbestand im Verhältnis zum Konkurrenzdruck der umgebenden Baumart dar. Bei einem **Bedrängungsindex 1** ist der Konkurrenzdruck der umgebenden Baumart gleich dem Konkurrenzdruck zwischen den Eichen. Liegt der **Bedrängungsindex deutlich > 1** ist die umgebende Baumart deutlich konkurrenzschwächer als die Eiche. Dies hat zur Folge, dass sich die Eichen des Lochbestandes ihren Kronenraum zu Lasten des Kronenraums der umgebenden Baumart erweitern. Ist der **Bedrängungsindex deutlich < 1** ist die umgebende Baumart konkurrenzkräftiger als die Eiche der Lochbestände. Die umgebenden Bäume erweitern ihren Kronenraum zu Lasten der Eichen. Ist der **Bedrängungsindex < 0** hat die umgebende Baumart die Eiche schon über den Rand ihrer ehemaligen Bepflanzungsfläche hinweg zurückgedrängt. Der Lochbestand läuft also Gefahr, von den umgebenden Bäumen überwachsen zu werden.

In Abb. 3 sind die einzelnen Bedrängungsindizes in Abhängigkeit von der umgebenden Baumart dargestellt.

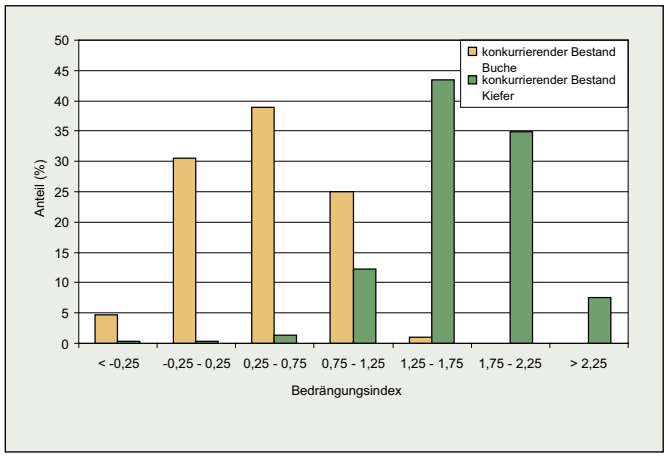



*Abb. 3: Anteile der Bedrängungsindizes von Eichenlochbeständen mit konkurrierenden Beständen aus Buchen bzw. Kiefern (108 Lochbestände mit konkurrierendem Bestand aus Buchen, 304 Lochbestände mit konkurrierendem Bestand aus Kiefern)*

Die Abb. 3 verdeutlicht:

- Die Stärke des Konkurrenzdruckes, der von der Buchen ausgeht, ist deutlich größer als der, der von Kiefern ausgeht.
- Die Eichen der Lochbestände konnten ihren Kronenraum in den umgebenden Kiefernkronenraum ausdehnen. Die Eichen in Lochbestände sind also konkurrenzkräftig genug, sich gegenüber umgebenden Kiefern zu behaupten.
- Die Eichen in mit Buchen umstandenen Lochbeständen wurden trotz eines Altersvorsprunges von durchschnittlich 20 Jahren von diesen massiv bedrängt. Bei etwa 35 % der Lochbestände hatten die Buchen ihren Kronenraum schon über den Rand der ehemaligen Bepflanzungsfläche hinweg erweitert. Die Randeichen der Lochbestände waren also schon überwachsen.

Ableitend aus diesen Ergebnissen lässt sich feststellen, dass bei Eichenlochbeständen in umgebenden Kiefernbeständen keine Gefahr des Überwachsens durch die Kiefer besteht, es gibt mit der Blickrichtung auf die Konkurrenzkraft mithin keine Mindestgröße für die Lochbestände. Für Eichenlochbestände in Buchen sollten Mindestgrößen von etwa 30 m Lochdurchmesser nicht unterschritten werden.

**Wachstumsgang und Wuchsleistung**

Zur Untersuchung des Wachstumsgangs in Lochbeständen wurden in 5 Lochbeständen jeweils 5 Probebäume gefällt und aus diesen Stammscheiben entnommen. Bei diesen Stammscheiben wurden jeweils vier Radien mit der Göttinger Jahrringmessanlage jahrringweise vermessen und so der Wachstumsverlauf nachgebildet.

Anhand der Ergebnisse wurde deutlich, dass der Wachstumsgang der Eichen der Lochbestände mit Ausnahme der Randeichen sich nicht von dem von Eichenreinbeständen unterschied (Erteld, 1962). Dagegen zeigten die Randeichen der Lochbestände eine deutliche Reaktion auf die Freistellung während der Verjüngungsphase des umgebenden Bestandes. In Abb. 4 ist dies am Beispiel der Randeichen eines Lochbestandes im Revier Flottstelle dargestellt.

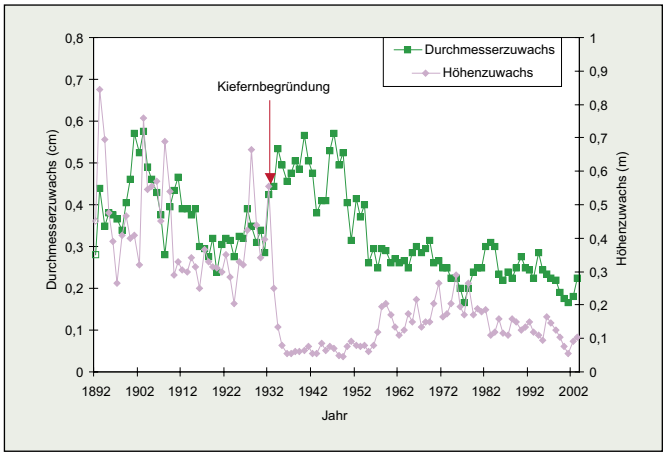



*Abb. 4: Jährlicher Brusthöhendurchmesserzuwachs (grüne Linie) und Höhenzuwachs (lila Linie) von 2 Randeichen eines Lochbestandes im Amt für Forstwirtschaft Belzig, Oberförsterei Ferch, Revier Flottstelle in den Jahren 1892 – 2003*

Nach der Freistellung reduzierten die Randeichen für etwa 30 Jahren ihren Höhenzuwachs. Gleichzeitig wurde der Durchmesserzuwachs verstärkt. Der hieraus resultierende höhere Brusthöhendurchmesser konnte in allen mit Kiefern umstandenen Lochbeständen ausschließlich für Randeichen nachgewiesen werden.

Insgesamt entspricht die Höhenwuchsleistung der Eichen in Lochbeständen denen der Reinbestände (Tab. 1).

Diese Aussage wird noch durch andere Ergebnisse unterstrichen. So hatten 130 der untersuchten Lochbestände (17 %) eine Höhe ($h_{\bar{g}}$) von mehr als 30 m. Ein Lochbestand im Revier Zechlin, Oberförsterei Zechliner Hütte, Amt für Forstwirtschaft Templin hatte eine Höhe von ($h_{\bar{g}}$) 36,1 m. In diesem Lochbestand wurden mit 37,8 m und 37,6 m auch zwei der drei höchsten Einzelbaumhöhen an Eichen in Lochbeständen gemessen.

Im Gegensatz zum Höhenwachstum wird das Durchmesserwachstum erheblich durch die Häufigkeit und Intensität der Durchforstung gesteuert. In Abb. 5 sind von Eichen in Lochbeständen erreichten Brusthöhendurchmesser in Abhängigkeit von ihrem Kronendurchmesser dargestellt.

Die in Abb. 5 aufgezeigten Zusammenhänge zwischen Kronengröße und Brusthöhendurchmesser der Eichen in Lochbeständen entsprechen in Verlauf und Größenordnungen denen von SPIECKER (1991) und PRETZSCH (2001) für Reinbestände der Eiche beschriebenen.

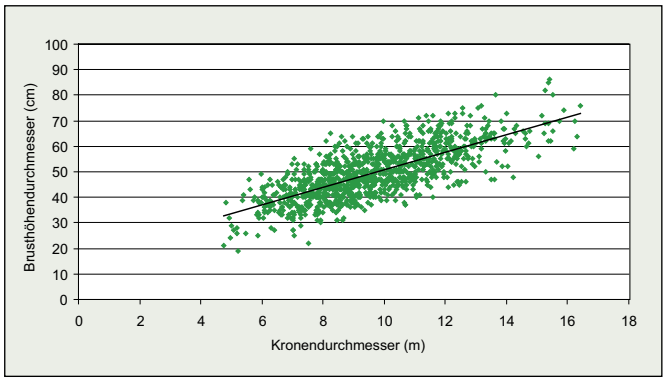



*Abb. 5: Brusthöhendurchmesser ($d_{1,3}$) in Abhängigkeit vom Kronendurchmesser (b) (1.056 Eichen; Regressionsgerade: $d_{1,3}$ = 3,45*b + 16,44; Bestimmtheitsmaß ($r^2$) = 0,54)*

Auch die Volumenleistung der Eichen in den Lochbeständen entspricht mindestens denen der Reinbestände (Tab. 2).

Der in Tab. 2 gegenüber den Reinbeständen in den Trophiestufen kräftig, mittel und ziemlich arm erhöhte Vorrat ist Ausdruck für den schlechten Durchforstungszustand eines großen Teils der Lochbestände.

*Tab. 1: Vergleich der Mittelhöhen und der mittleren Bonitäten der untersuchten Lochbestände mit den im Datenspeicher Wald (DSW 2003) erfassten Reinbeständen ($N_{Lochbestände}$ = 574, $N_{Reinbestände}$ = 4 316)*

| Stammtrophie | Lochbestände | | Reinbestände | |
|---|---|---|---|---|
| | Höhe ($h_{\bar{g}}$) m | rel. Bonität | Höhe ($h_{\bar{g}}$) m | rel. Bonität |
| kräftig (K2) | 28,1 | 0,8 | 26,6 | 1,3 |
| mittel (M2) | 27,1 | 1,2 | 24,6 | 1,8 |
| ziemlich arm (Z2) | 24,7 | 1,9 | 23,1 | 2,2 |
| arm (A2) | 21,0 | 3,0 | 21,5 | 2,7 |

*Tab. 2: Derbholzvorrat der Eichenlochbestände und deren Sollvorrat laut Ertragstafel (Erteld, 1962) in Abhängigkeit von der Stammtrophie im Vergleich zu den im Datenspeicher Wald (DSW) erfassten Eichenreinbestände ($N_{Lochbestände}$ = 713, $N_{Reinbestände}$ = 4 316)*

| Stammtrophie | Eichenlochbestände | | | | Eichenreinbestände | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Volumen Vfm/ha | Var.Koeff. % | Sollvol. Vfm/ha | Var.Koeff. % | Volumen Vfm/ha | Var.Koeff. % |
| kräftig | 432 | 27 | 388 | 13 | 381 | 26 |
| mittel | 402 | 38 | 371 | 17 | 339 | 29 |
| zieml. arm | 355 | 43 | 340 | 21 | 301 | 30 |
| arm | 268 | 21 | 357 | 17 | 268 | 29 |

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen der Schluss ziehen, dass die Wuchsleistung der Eichen in Lochbeständen mit denen der Reinbestände vergleichbar ist.

**Qualität der Eichen in Lochbeständen**

Ohne dass hierzu für das Nordostdeutsche Tiefland Untersuchungen vorliegen, wird Eichenkleinbeständen eine schlechte Qualität nachgesagt. Da der Qualität des Eichenholzes bei der wirtschaftlichen Betrachtung die zentrale Rolle zukommt, wurden zur Absicherung der Ergebnisse zwei voneinander unabhängige Untersuchungsansätze gewählt.

**Absolute Qualität der Wertträger**

Im ersten Ansatz wurden die Längen und der Zustand (Wasserreiser, Rosen, Krümmung) der astfreien Zone und der Trockenastzone der Wertträger (Endbestandesbäume) eines jeden untersuchten Lochbestandes ermittelt.

In Tab. 3 sind die Anteile der astfreien Zone und der Trockenastzone an der Baumlänge und am Baumvolumen in Abhängigkeit von der Stammtrophie dargestellt. Sie verdeutlicht, dass 28 % der Länge bzw. 44 % des Volumens der Endbestandsbäume aus der astfreien Zone und weitere 15 % der Länge bzw. 18 % des Volumens aus der Trockenastzone des Stammes gebildet werden.

Die Qualität der astfreien Schaftlänge wird in erster Linie von der Anzahl der Rosen und der Wasserreiser bestimmt. In Tab. 4 sind die Ergebnisse der Qualitätsaufnahmen im astfreien Bereich und im Trockenastbereich dargestellt.

Aus Tab. 4 geht hervor, dass die durchschnittliche Anzahl von Rosen, Wasserreisern und Trockenästen jeweils deutlich unter 2 Stück je m (HKS Grenzwert für A nach Frommhold, 2001) liegt. Die Werte aller drei Merkmale haben eine sehr hohe Varianz.

*Tab. 3: Anteil des astfreien Bereiches (AFZ) und des Trockenastbereiches (TAZ) an der Baumlänge und am Baumvolumen der untersuchten Endbestandsbäume und deren Variationskoeffizienten (Var.Koeff.) in Abhängigkeit von der Stammtrophie (2 332 Endbestandsbäume)*

| Stamm-trophie | Anteil an der Baumlänge | | | | Anteil am Baumvolumen | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | AFZ % | Var.Koeff. % | TAZ % | Var.Koeff. % | AFZ % | Var.Koeff. % | TAZ % | Var.Koeff. % |
| kräftig | 29 | 40 | 16 | 62 | 45 | 32 | 17 | 68 |
| mittel | 29 | 40 | 16 | 63 | 45 | 32 | 18 | 69 |
| zieml. arm | 26 | 43 | 14 | 75 | 41 | 34 | 17 | 77 |
| arm | 21 | 51 | 18 | 52 | 35 | 42 | 24 | 53 |
| Durchschn. | 28 | 42 | 15 | 66 | 44 | 33 | 18 | 71 |

*Tab. 4: Anzahl der Rosen bzw. Wasserreiser je laufenden Meter der astfreien Zone und Anzahl der Trockenäste je laufenden Meter der Trockenastzone und die Variationskoeffizienten der Merkmale in Abhängigkeit von der Stammtrophie (2332 Endbestandsbäume)*

| Stamm-trophie | Astfreie Zone | | | | Trockenastzone | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Rosen Stk./m | Var.Koeff. % | Wasserreiser Stk/m | Var.Koeff. % | Trockenäste Stk./m | Var.Koeff. % |
| kräftig | 0,68 | 98 | 0,39 | 183 | 0,59 | 158 |
| mittel | 0,62 | 90 | 0,31 | 186 | 0,62 | 136 |
| zieml. arm | 0,75 | 82 | 0,33 | 172 | 1,02 | 99 |
| arm | 0,98 | 68 | 0,39 | 205 | 1,49 | 71 |
| Durchschnitt | 0,68 | 89 | 0,33 | 183 | 0,75 | 125 |

Bei der zusätzlich durchgeführten Krümmungsansprache ergab sich, dass bei rund 85 % der untersuchten Eichen die auftretende Krümmung keinen Einfluss auf die Sortierung hätte. Bei weiteren 14 % wäre noch eine Sortierung in Güte B nach HKS möglich gewesen.

Die untersuchten Stämme hatten also einen hohen Anteil an zu erwartendem Eichenwertholz.

**Qualität der Eichen aus Lochbeständen im Vergleich zum Eichenreinbestand**

Der Eichenkleinbestand unterscheidet sich in erster Linie durch seinen Randanteil vom Eichenreinbestand. Daher kann über die Quantifizierung der Randwirkung eine Vorhersage über die Abweichung zur Qualität der Reinbestandseichen vorgenommen werden.

Hierzu wurden alle Eichen von 40 Musterlochbeständen (20 Lochbestände in Kiefern, 20 Lochbestände in Buchen) in eine nach außen und eine nach innen gerichtete Hälfte geteilt und diese Hälften nach den Merkmalen Wasserreiser, Trockenäste, Grünäste und Rosen bewertet. Eine Randwirkung ist soweit nachweisbar, wie sich die Qualität der nach außen gerichteten Seite von der nach innen gerichteten Seite unterscheidet.

Als Ergebnisse dieser Untersuchung lassen sich festhalten:

- In mit Kiefern umstandenen Lochbeständen war eine Randwirkung nur für die äußeren Randeichen nachweisbar. Dies deckt sich mit den Ergebnissen hinsichtlich der Durchmesserstruktur in Lochbeständen.
- In mit Buchen umstandenen Lochbeständen war eine Randwirkung nur für die äußere Stammhälfte der äußeren Randeichen zu belegen.
- Insgesamt war die Wirkung des Randes gering.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Qualität der Eichen aus Eichenlochbeständen sich bei zielgerichteter Pflege nicht von der Qualität der Eichen der Reinbestände unterscheidet. Die Einwirkung des Randes ist in der Tiefe gering. Außerdem kann sie durch die Wahl geeigneter Verjüngungsverfahren des umgebenden Bestandes (Vermeidung des Kahlschlages) weiter verringert werden.

**Verjüngungspotenzial**

Durch die punktuelle Einbringung von Eichenhorsten in ausgedehnte Kiefernreinbestände sollte eine zukünftige Verjüngung mit Eichen ermöglicht werden. Um das von den Lochbeständen ausgehende Potenzial zu erfassen, wurden bei 64 Lochbeständen alle Eichenjungwüchse in den umgebenden Beständen erfasst. Abb. 6 stellt die Ergebnisse dieser Aufnahmen für die 64 umgebenden Bestände dar.

Aus Abb. 6 geht hervor, dass:

- ein erhebliches Verjüngungspotenzial von den Lochbeständen ausgeht,
- das von den Lochbeständen ausgehende Verjüngungspotenzial mit der Entfernung zum Lochbestand abnimmt,
- deutlich mehr Eichenjungwüchse zu finden sind, wenn der Verbiss zeitweise ausgeschaltet ist (durchschnittliches Alter der Zäune war 3 Jahre).

Durchschnittlich wies die ringförmige Fläche mit einem Abstand von 50 m um den Lochbestand herum (= 1,3 ha) Jungwuchszahlen von > 5200 Stück/ha im Zaun und von 2100 Stück/ha außerhalb des Zaunes auf.

Man kann deshalb davon ausgehen, dass jeder Lochbestand genügend Eichenjungwüchse liefert, um damit gut einen Hektar Fläche um ihn herum ausreichend mit Eichen zu verjüngen.

Von den Eichenhorsten geht mithin – ganz entsprechend den Intentionen von MORTZFELDT – ein erhebliches Verjüngungspotenzial für die angrenzenden Kiefernwälder aus.

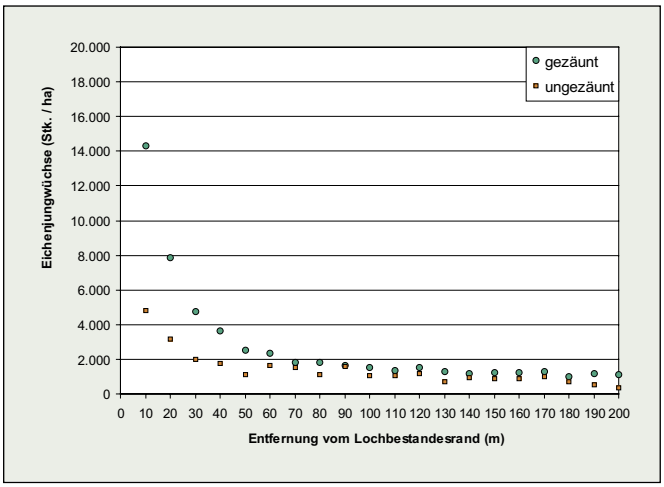



*Abb. 6: Anzahl der Eichenjungwüchse in Kiefernbeständen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Rand eines Eichenlochbestandes und in Abhängigkeit von der Zäunung ($N_{ungezäunte}$ Bestände = 38, $N_{gezäunte\ Bestände}$ = 26)*

# 7.6 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Aus den Untersuchungen über die „Mortzfeldtschen Löcher“ lassen sich einige wichtige Ergebnisse erkennen und waldbauliche Schlussfolgerungen für die Praxis ziehen:

- Gruppen- und horstweise angebaute Eichen sind Kiefern gegenüber so konkurrenzkräftig, dass sie als strukturelles Element erhalten bleiben, auch wenn sie nicht pflegend herausgearbeitet werden.

- In Buchenbeständen sind sie hingegen auch in Brandenburg deren hohem Konkurrenzdruck unterlegen und laufen Gefahr, völlig abgedrängt zu werden. Der Lochbestandsdurchmesser sollte daher mindestes 30 m betragen. Dies gilt ebenfalls für die Umpflanzung der Eichenhorste mit konzentrischen Ringen aus Buchen.

- Auch bei unterlassener Pflege bereitete es keine Mühe, genügend vitale und qualitativ befriedigende Eichen auszulesen. Sie sollen demnächst frei gestellt werden und haben dann Chancen, in den nächsten hundert Jahren zu beachtlichen Altbäumen heranzuwachsen. Die Pflege von Eichenlochbeständen unterscheidet sich nicht von der in Eichenreinbeständen.

- Obwohl die Randzonen bei den Lochbeständen größer als bei den traditionellen großflächigen Eichenreinbeständen sind, hatte dies nur an den Außenseiten der Randbäume einen geringen nachteiligen Effekt. Die auf Beobachtungen an jungen Lochbeständen zurückgehenden negativen Urteile Anfang des 20. Jahrhunderts (SCHWAPPACH, 1916) lassen sich heute nicht mehr aufrecht erhalten.

- Schließlich stellen die Lochbestände ein beachtliches Verjüngungspotenzial für die umliegenden Kiefernwälder dar. Durch eine Anpassung der Arten- und Individuenanzahl des Schalenwildes an die Bedürfnisse eines natürlichen Verjüngungsbetriebes könnte dieses Potenzial künftig genutzt werden.

Welche Anwendungsgebiete sind nun waldbaulich auf Grund der vorgestellten Ergebnisse für die Nachzucht der Eiche in Gruppen und Horsten zu sehen? Zu nennen wären hier hauptsächlich:

- das Etablieren von Eichenhorsten bzw. -gruppen durch die Pflanzung bzw. das Herauspflegen von Eichen in bestehenden Kiefernverjüngungen,

- die Vorverjüngung von Eichen in Buchenbeständen auf Lochhiebsflächen,
- Etablierung von Eichenhorsten bzw. -gruppen auf kleinstandörtlich besseren Bereichen (feuchte Senken, Lehmlinsen),
- die Vorverjüngung der Eiche in Gruppen bzw. Horsten in durch biotische bzw. abiotische Schädigungen oder nutzungsbedingt entstandene Lücken in Kiefernbeständen.

Beim letztgenannten Fall sind keine drastischen Auflichtungen oder gar Lochhiebe zur Etablierung der Eichen notwendig. Vielmehr sollte die Auflichtung des Schirmes sich an den realen Bedürfnissen der Eichenjungwüchse orientieren und so zu einer schrittweisen Entnahme des Oberstandes führen.

Von geometrisch schematischen Lochhiebsverbänden, wie sie im Übrigen auch von Mortzfeldt nicht propagiert wurden, sollte hingegen Abstand genommen werden. Sie bieten nicht die Möglichkeit auf standörtliche Besonderheiten zu reagieren.

Resümierend bleibt festzustellen, dass die von Mortzfeldt angestellten Überlegungen zur kleinflächigen Eichenbewirtschaftung eine beeindruckende Aktualität haben. Die von ihm initiierten Lochbestände sind ein Wald gewordenes Zeugnis einer überzeugenden waldbaulichen Strategie.

**Literatur**

Erteld, W. (1962): Ertragstafelauszüge für den Gebrauch in der Praxis. 2. Auflage. Radebeul: Neumann. 170 S.

Frommhold, H. (2001): Kommentar zu „Rohholzaushaltung Rohholzverkauf“. Potsdam: Eigenverlag. 68 S.

Mortzfeldt (1896): Über horstweisen Vorverjüngungsbetrieb. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 28: S. 2 – 31.

Pretzsch, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Berlin: Parey. 341 S

Schwappach, A. (1916): Zur Entwicklung der Mischbestände von Eiche und Buche. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 48: S. 615 – 623.

Spiecker, H. (1991): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (Quercus petraea [Matt.] Liebl. und Quercus robur). Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 72: 155 S.

# 8 Zur Bedeutung des Waldumbaus für die Erhöhung von Biodiversität und der Selbstregulation – Potenziale in kieferndominierten Waldbeständen

Curt Majunke[1],
Frank Dreger[2], Ulrich Schulz[2],
Matthias Rös[2], Frank Torkler[2]

## 8.1 Einleitung und Zielstellung

Wälder bedecken 37 % der Fläche des Landes Brandenburg. Sie bestehen aktuell zum überwiegenden Teil aus künstlich begründeten Kiefernforsten. Die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) besaß 1996 einen Anteil von 79,1 % an der Baumartenverteilung im Land Brandenburg. 65,8 % der Landesfläche wurde dabei von Kiefern-Reinbeständen eingenommen (MELF 1996). Es ist das Ziel des Landes Brandenburg, die insgesamt 70 % Nadelholz-Reinbestände (Stand 1996) bis zum Jahr 2045 auf 45 % abzusenken. Gleichzeitig soll der Anteil der Laubwälder in diesem Zeitraum von 16 % auf 19 % ansteigen. Der Anteil von Mischwäldern soll im gleichen Zeitraum von 14 % auf 37 % anwachsen (LFE 2000).

Das im folgenden vorgestellte Projekt untersuchte die Auswirkungen der Phasen des jungen Waldumbaus auf die Arthropoden-Zönosen. Ein Ziel der Projektarbeit war die umfassende Erfassung des Arteninventars ausgewählter Arthropodengruppen in Reinbeständen der Kiefer und in mit jungen Eichen und Buchen unterbauten Kiefernbeständen. Dabei standen Fragen zur Biodiversität waldbewohnender Arthropoden, zu naturschutzrelevanten entomofaunistischen Gruppen und zu Interaktionen der Gegenspieler von Forstschaderregern in verschieden strukturierten Kiefernrein- und Umbaubeständen im Mittelpunkt. Durch die Untersuchungsobjekte und Fragestellung ergab sich ein enger Bezug der Forschungsarbeiten zum Waldschutz und angewandtem Naturschutz. Die gemeinsame Zielstellung ist, im Wald ein höheres Maß an Biodiversität und Selbstregulation zu erreichen und damit u.a. die Eingriffe mit systemfremden Stoffen zu verringern.

Aus ökologischer Sicht liefert der Waldumbau neue Waldqualitäten und dürfte langfristig zu einer Erhöhung der tierischen Artendiversität beitragen. Folgt man den Überlegungen von Remmert (1989), so erscheint das Argument plausibel, dass es bei einer Vielzahl von funktionellen Beziehungen eher zu Effekten negativer Rückkopplung kommt, die die Amplitude der Zustandsschwankungen zu dämpfen vermögen. Der Nachweis, zumal der quantitative Nachweis derartiger Verknüpfungen ist aber schwer zu führen. So ist es auch nicht verwunderlich, dass Angaben in der Literatur über die Effektivität von Waldnützlingen unter dem Einfluss von Waldumbaumaßnahmen speziell im Untersuchungsgebiet sich mehr oder weniger auf pauschale Aussagen und Beobachtungen beschränken.

Aufbauend auf den im Rahmen des Projektes gewonnenen Daten zu speziellen Gegenspielern der Forleule, wurde weiterhin der zeitlich-räumliche Verlauf der von 1995–2000 stattfindenden Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) im Südosten Brandenburgs mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems untersucht. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den Einfluss der Laubwaldnähe, Habitatfragmentierung und die Bonität der Kiefern gelegt.

[1] *LFE/FH Eberswalde, FB Forstwirtschaft*
[2] *Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Fachhochschule Eberswalde*

## 8.2 Untersuchungsgebiete und Methoden

### 8.2.1 Faunistische Untersuchungen

Es wurden sechs Kiefernaltbestände in Süd- und Nordbrandenburg untersucht. Von ihnen sind jeweils zwei direkt benachbart und unterscheiden sich nur in ihrem Unterbau: dies sind Buchen (34 und 16 Jahre alt) in den Flächenpaaren Kahlenberg und Liepe (Nordbrandenburg) und Eichen (9 und 24 Jahre alt) im Flächenpaar Neusorgefeld (Südbrandenburg). Tab. 1 stellt die wesentlichen Charakteristika der drei Flächenpaare dar. Die Untersuchungsflächen unterscheiden sich somit bezüglich ihrer klimatischer Einflüsse und standörtlichen Verhältnisse. Infolge der Standort- und Klimaverhältnisse variieren die Unterbauarten von Buche (auf K- und M-Standorten) zu Eiche (auf Z-Standorten). Der Z-Standort befindet sich in Südbrandenburg und liegt in einem seit Jahrzehnten für Schadinsekten anfälligem Gebiet. Der Beginn des Untersuchungszeitraumes fiel mit der Kulmination einer Gradation der Forleule (*Panolis flammea*) zusammen. Damit waren ideale Bedingungen zur Untersuchung forstschutzfachlicher Fragstellungen im Zusammenhang mit dem Waldumbau gegeben.

Das Bestandesalter der Kiefern in den Reinbeständen liegt zwischen 78 und 93 Jahren (Stichtag 1.1.2001) und unterscheidet sich nur geringfügig. In den Umbaubeständen liegen die Altersstrukturen der Kiefern zwischen 61 und 97 Jahre. Der Buchenunterbau besitzt ein Alter von 16 Jahren in Liepe bzw. 34 Jahren in Kahlenberg. Die Traubeneichen im Umbaubestand Neusorgefeld sind 9 bzw. 24 Jahre alt (Angaben aus dem Datenspeicher Wald, Stichtag 1.1.2001). Letztere resultieren dabei nicht aus einem aktiven Unterbau, sondern gehören zu den „Häher-Eichen“ (Peters, mündl. 2002). Zusätzlich wurden, insbesondere zur Analyse der Bedeutung von Sonderstrukturen, alte Kiefern eines Naturschutzgebietes, das in der Nähe der Untersuchungsflächen

*Tab. 1: Wichtigste Kenndaten der drei untersuchten Flächenpaare (jeweils ein Kiefernreinbestand und ein Kiefernbestand mit jungem Laubbaum-Unterstand)*

| | 1. Flächenpaar Revier Kahlenberg | 2. Flächenpaar Revier Liepe | 3. Flächenpaar Revier Neusorgefeld |
|---|---|---|---|
| Lage | Nordostbrandenburg | Nordostbrandenburg | Südwestbrandenburg |
| Naturräumliche Haupteinheit[1] | 759 Eberswalder Tal | 759 Eberswalder Tal | 843 Kirchhain-Finsterwalder Becken |
| Amt für Forstwirtschaft | Eberswalde | Eberswalde | Lübben |
| Revier | Kahlenberg | Liepe | Neusorgefeld |
| Höhe (m ü. NN), ca. | 35-37,5 | 37,5-39,5 | 120-125 |
| ∅ Jahresniederschlag [mm] | 530[2] | 530[2] | 560[3] |
| ∅ Jahrestemperatur [°C] | 8,3[2] | 8,3[2] | 8,5[3] |
| Standortsformengruppe[4] | M 2 | K 2 | Z 2 |
| vorherrschende Böden[5] | vorherrschend podsolige Braunerden | vorherrschend podsolige Braunerden | überwiegend podsolige, lessivierte Braunerden |
| Alter des Reinbestandes[6] | Ki 85 Jahre | Ki 78 Jahre | Ki 93 und 84 Jahre |
| Alter des Umbaubestandes[6] | Ki 77 Jahre, Bu 34 Jahre | Ki 61 Jahre, Bu 16 Jahre | Ki 97 Jahre, TEi 24 u 9 Jahre |

[1] Naturräumliche Angaben aus Meynen & Schmidthüsen (1962) sowie Scholz (1962)
[2] Klimastation Angermünde (Wst) des Deutschen Wetterdienstes, Periode 1961-1990 aus: DWD (1995)
[3] Klimastation Doberlug-Kirchhain (Wst) des Deutschen Wetterdienstes, Periode 1961-1990 aus: DWD (1995)
[4] Standortsformengruppe (ermittelt nach Standortskarten der jeweiligen Reviere):
M 2 = durchschnittlich wasserversorgte mäßig nährstoffhaltige Standorte
K 2 = durchschnittlich wasserversorgte kräftige Standorte
Z 2 = durchschnittlich wasserversorgte ziemlich arme oder schwache Standorte
[5] Angaben aus LGRB (2001)
[6] Stand: 01.01.2001

*Tab. 2: Typen, Anzahl und Verteilung der eingesetzten Fallen (NR = Revier Neusorgefeld Reinbestand; NU = Revier Neusorgefeld Umbaubestand; LR = Revier Liepe Reinbestand; LU = Revier Liepe Umbaubestand; KR = Revier Kahlenberg Reinbestand; KU = Revier Kahlenberg Umbaubestand; NSG = Naturschutzgebiet „Reiherkolonie"), Gesamtsumme aller Fallen: n = 282)*

| | | NR | NU | LR | LU | NSG | KR | KU |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Hauptfallen | Bodenphotoeklektor | 6 | 6 | 6 | 6 | | 6 | 6 |
| | Barberfalle extern | 12 | 12 | 12 | 12 | | 12 | 12 |
| | Barberfalle intern | 6 | 6 | 6 | 6 | | 6 | 6 |
| | Stammeklektor | 6 | 6 | 6 | 6 | | 6 | 6 |
| | Fensterfalle Stammbereich | 6 | 6 | 6 | 6 | | 6 | 6 |
| | Fensterfalle Kronenbereich | 6 | 6 | 6 | 6 | | 6 | 6 |
| Fallen f. Kleinstrukturen | Wurzeltellereklektor | | 5 | 5 | | | | |
| | Totholzeklektor, liegend | | | | | 8 | | |
| | Totholzeklektor, stehend | | | 6 | | 6 | | |

in Nordbrandenburg liegt, in die Untersuchung einbezogen. Es wurden bewusst Waldabschnitte ausgewählt, die bereits von weiteren Institutionen aus Eberswalde unter anderen Fragestellungen im Rahmen des Projektverbundes bearbeitet wurden.

Um unterschiedliche Lebensformtypen und unterschiedliche Stratenbewohner innerhalb der Arthropoden erheben zu können, wurden insgesamt 282 einzelne Fallen durchgehend von Frühjahr 2000 bis Herbst 2001 eingesetzt (siehe Tab. 2). Dies waren zum einen ein standardisierter Grundbestand von 42 Fallen in jedem der sechs Kiefernforste. Diese im Folgenden als „Hauptfallen" bezeichneten automatischen Sammelapparate befingen alle Waldstraten vom Boden bis zur Krone. Durch Auswertung dieser 252 gleichmäßig verteilten Hauptfallen war die Vergleichbarkeit der Fänge aus den sechs Hauptuntersuchungsflächen gegeben. Zusätzlich kamen noch 30 geschlossene Eklektoren an Sonderstrukturen wie liegendem und stehendem Totholz sowie an Wurzeltellern ergänzend zum Grundbestand zum Einsatz (im Folgenden als Sonderfallen bezeichnet).

Als Fang- und Konservierungsflüssigkeit diente für alle Fallen die „Renner-Lösung", eine Mischung aus Ethanol (4 Anteile; 70%ig), Wasser (3 Anteile), Essigsäure (1 Anteil) und Glycerin (2 Anteile). Um die Oberflächenspannung zu vermindern, wurde Spülmittel hinzugefügt.

Bei der Leerung der Fallen wurde die gesamte Fangflüssigkeit mit einem Teesieb (Maschenweite: 1 mm) noch im Gelände abgefiltert. Die Tiere im Filtrat wurden in Schnappdeckelgläschen mit Schepelslösung (65 % 96%iger Alkohol, 30 % Wasser, 5 % Essigsäure) zur Konservierung umgefüllt. Soweit möglich, wurde die Fangflüssigkeit gleich für die nächste Fangperiode weiter verwendet.

Ergänzend zu den fest installierten Fallenapparaten kamen noch einzelne tiergruppenspezifische Fangmethoden zum Einsatz. Dies waren Lichtfänge für Nachtfalter, Pheromonfallen für vier Kieferngroßschädlinge und Winterbodensuche für Überwinterungsstadien einiger Kiefergroßschädlinge und für parasitoide Antagonisten. Des weiteren wurden Kleinstrukturen und bodenchemische Kennwerte kartiert (Methodenbeschreibung detaillierter in Schulz et al. 2003).

## 8.2.2 GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) in Kiefernforsten

Die Analyse erfolgte mit den Befallsdaten der Forleule im Amt für Forstwirtschaft Müllrose im Südosten Brandenburgs. Die Waldfläche des Amtes beträgt 46 000 ha, davon sind 76 % reine Kiefernbestände. Nach Ebert (1968) liegt Müllrose im Hauptschadgebiet der Forleule, d. h., in den letzten 100 Jahren traten dort mindestens 3 Massenvermehrungen auf. Ausgedehnte reine Kiefernbestände befinden sich im Norden und im Südwesten des Untersuchungsgebietes (UG). Größere reine Laub- bzw. Laub-Mischbestände befinden sich im Zentrum des UG (Schlaubetal), im Süden (Reicherskreuzer Heide) sowie zwei kleinere im nördlichen Teil. Der Anteil der Bestandestypen ohne Kiefer liegt unter 10 %.

Unter Verwendung von ArcView wurde ein Geographisches Informationssystem erstellt, welches auf 3 Datenquellen fußt: die digitalisierte Forstgrundkarte (FGK) des AfF Müllrose, der Datenspeicher Wald (DSW, Stand 2000) und die Daten der Winterbodensuche zur Erfassung der Puppendichte der Forleule. Diese wurden miteinander verbunden und analysiert.

Die Befallsdichten der Panolis-Puppen wurden in 4 Befallsklassen (BK) eingeteilt: BK1 (0 – 0,1 P/m²), BK2 (0,2 – 0,8 P/m²), BK3 (1 – 4,8 P/m²), BK4 (5 – 10 P/m²). Die Klassen BK3 und BK4 sind als kritisch einzustufen, den Kiefernbeständen droht bei diesen Puppendichten Kahlfraß.

In ArcView wurden die 287 Befallsdaten des Jahres 2000 in Abhängigkeit der Parameter visualisiert und die 4 Befallsklassen mit einem Radius von 1000 m gepuffert. Die Puffer wurden mit der FGK verschnitten. Sie liegen in 2 Strukturen vor: a – jeder Puffer einer Befallsklasse bildet eine Fläche; b – die Puffer jeder Befallsklasse bilden eine Fläche (Abbildung 1a,1b). Die Struktur a war für die Berechnung der Fragmentierung notwendig. Es erfolgte eine Auswertung der Flächenanteile der Kiefern- und Laubbestände, der Kiefernbonitäten und anderer Parameter.

Für die Ermittlung der Habitatfragmentierung wurde ein Index entwickelt (Rös 2002). Nähert sich der Quotient 1, ist die Fläche nicht oder gering fragmentiert, nähert er sich 0, so ist die Fläche stark fragmentiert. Dieser Index trifft eine Aussage dazu, wie sich ausgehend von einem Mittelpunkt die Waldumgebung hinsichtlich Form und Größe in einem gegebenen Radius gestaltet. Allerdings ist er nur bei ortsstetigen Arten (Forleule) anwendbar.

Die Befallsklassen wurden auf statistisch signifikante Unterschiede mit dem U-Test nach Mann und Whitney geprüft (Köhler et al. 1996), alle kritischen bzw. unkritischen Werte wurden dafür in jeweils einer Gruppe zusammenfasst.

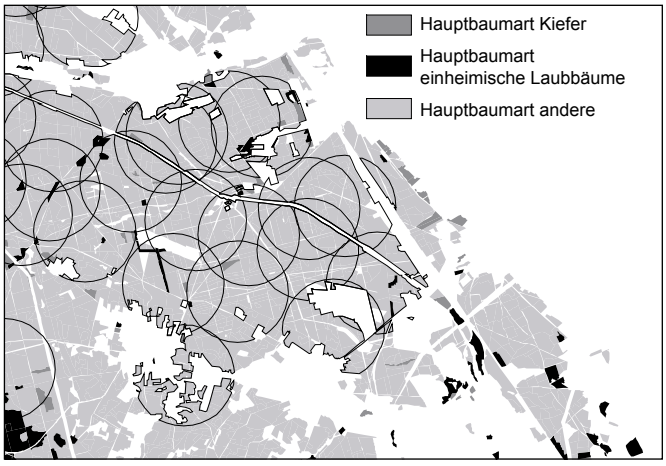



*Abb. 1a: Für die Berechnung der Habitatfragmentierung bleibt jeder Puffer erhalten. (Ausschnitt der Puffer mit kritischem Befall-Radius = 1000 m)*

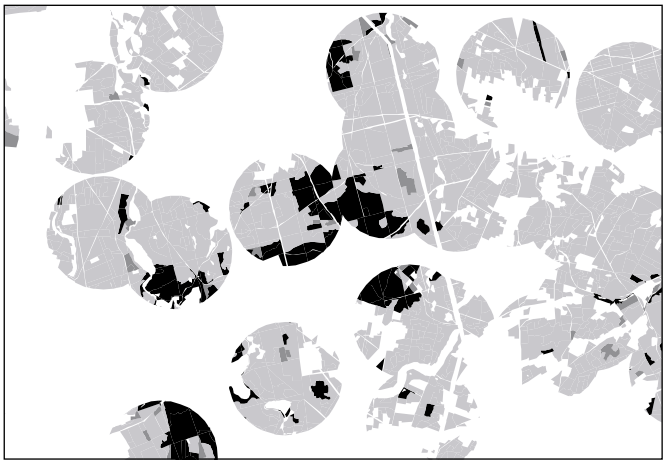


*Abb. 1b: Für die Berechnung der Kiefern- und Laubbestandsfläche wurden alle Puffer zusammengefasst. (Ausschnitt der Puffer mit unkritischem Befall-Radius = 1000 m)*

# 8.3 Ergebnisse und Diskussion

## 8.3.1 Faunistische Untersuchungen

Mit den oben genannten Fallensystemen wurden in allen sechs Waldbeständen hohe Individuen- und Artenzahlen festgestellt. Dies sei beispielhaft für den Fangzeitraum Mai bis Juli 2000 dargestellt. In dieser Zeit wurden mit den Hauptfallen insgesamt über 270 000 Gliederfüßer erfasst (Tab. 3). Die Fänge in allen Beständen werden deutlich von Mücken und Fliegen dominiert. Gemeinsam machen sie bis zur Hälfte aller Fänge aus (in Liepe Reinbestand, Liepe Umbaubestand und Neusorgefeld Umbaubestand). Ungewöhnlich hohe Raupenfliegendichten im Umbaubestand Neusorgefeld waren durch das Massenauftreten von *Panzeria rudis* bedingt. Ein weiterer Unterschied zwischen Kiefernrein- und Umbaubeständen zeigte sich teilweise bereits auf dem Niveau der Insektenordnungen. Z. B. waren die phytophagen Pflanzensauger (Homoptera) in den Umbaubeständen durchgehend stärker vertreten. Die höhere Abundanz dieser pflanzensaugenden Insektengruppe, zu denen z. B. Zikaden (Auchenorrhyncha) und Blattläuse (Aphidina) gehören, erscheint in den Umbaubeständen plausibel, da hier mit den untergebauten Laubbaumarten neue Ressourcen für die z. T. spezialisierten Phytophagen geschaffen wurden. Insgesamt jedoch darf nicht pauschal bei den untersuchten Arthropodengruppen von höheren Individuenzahlen in den Umbaubeständen ausgegangen werden. Auch die Artendiversität ist in den jungen Umbaubeständen nicht unbedingt höher (s. u.).

*Tab. 3: Fanghäufigkeiten verschiedener Arthropoden-Taxa in den Hauptfallen in einem ca. sechs- bis achtwöchigen Zeitraum (gebietsbezogene Darstellung), (Legende s. auch Tab. 2; n I = Anzahl Individuen; sonstige = Beifänge wie z. B. Blattodea, Dermaptera, Saltatoria, Trichoptera, Opiliones, Pseudoscorpiones u. a. Mit * gekennzeichnete Taxa wurden wegen ihrer geringen Körpergröße teilweise nur semiquantitativ erfasst)*

| | LR | | LU | | KR | | KU | | NR | | NU | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n I | % | n I | % | n I | % | n I | % | n I | % | n I | % |
| Nematocera (Mücken) | 10.443 | 25,78 | 6.524 | 9,90 | 5.164 | 10,67 | 2.748 | 9,52 | 4.764 | 14,50 | 5.111 | 8,57 |
| Brachycera (Fliegen) | 9.313 | 22,99 | 24.715 | 37,52 | 9.019 | 18,64 | 3.437 | 11,91 | 5.639 | 17,16 | 27.457 | 46,05 |
| Collembola (Springschwänze)* | 3.018 | 7,45 | 12.602 | 19,13 | 10.001 | 20,67 | 3.803 | 13,18 | 3.281 | 9,99 | 1.301 | 2,18 |
| Thysanoptera (Fransenflügler) | 2.398 | 5,92 | 5.125 | 7,78 | 1.762 | 3,64 | 5.078 | 17,60 | 610 | 1,86 | 3.582 | 6,01 |
| Hymenoptera (Hautflügler) | 2.667 | 6,58 | 4.237 | 6,43 | 3.344 | 6,91 | 1.690 | 5,86 | 1.807 | 5,50 | 3.402 | 5,71 |
| Heteroptera (Wanzen) | 734 | 1,81 | 578 | 0,88 | 551 | 1,14 | 627 | 2,17 | 804 | 2,45 | 415 | 0,70 |
| Homoptera (Pflanzensauger) | 1.084 | 2,68 | 1.609 | 2,44 | 1.458 | 3,01 | 3.581 | 12,41 | 1.282 | 3,90 | 3.686 | 6,18 |
| Coleoptera (Käfer) | 3.813 | 9,41 | 4.628 | 7,03 | 5.032 | 10,40 | 3.488 | 12,09 | 5.245 | 15,96 | 3.926 | 6,58 |
| Acari (Milben)* | 2.503 | 6,18 | 1.549 | 2,35 | 7.039 | 14,55 | 814 | 2,82 | 892 | 2,72 | 1.377 | 2,31 |
| Araneida (Webspinnen) | 2.667 | 6,58 | 1.786 | 2,71 | 2.122 | 4,38 | 1.038 | 3,60 | 2.353 | 7,16 | 2.505 | 4,20 |
| Holometabole Larven | 420 | 1,04 | 275 | 0,42 | 432 | 0,89 | 544 | 1,89 | 3.799 | 11,56 | 2.727 | 4,57 |
| Psocoptera (Staubläuse) | 446 | 1,10 | 876 | 1,33 | 1.427 | 2,95 | 727 | 2,52 | 92 | 0,28 | 39 | 0,07 |
| Lepidoptera (Schmetterlinge) | 697 | 1,72 | 1.133 | 1,72 | 706 | 1,46 | 470 | 1,63 | 2.144 | 6,53 | 3.909 | 6,56 |
| Chilopoda (Hundertfüßer) | 31 | 0,08 | 10 | 0,02 | 24 | 0,05 | 16 | 0,06 | 7 | 0,02 | 14 | 0,02 |
| Neuroptera (Netzflügler) | 50 | 0,12 | 49 | 0,07 | 66 | 0,14 | 154 | 0,53 | 73 | 0,22 | 47 | 0,08 |
| Sonstige | 223 | 0,55 | 170 | 0,26 | 246 | 0,51 | 644 | 2,23 | 62 | 0,19 | 132 | 0,22 |
| Summe | 40.507 | 100 | 65.866 | 100 | 48.393 | 100 | 28.859 | 100 | 32.854 | 100 | 59.630 | 100 |

# 8.3.1.1 Käfer (Coleoptera)

Bei der Bestimmung von über 89000 in den o.g. Kiefernwäldern gefangenen Käferindividuen konnten insgesamt 925 verschiedene Arten nachgewiesen werden. Dabei wurden mit Hilfe der Hauptfallen 844 Arten, mit Hilfe der Sonderfallen 372 Arten erfasst (Schulz et al. 2003, Dreger & Schulz 2003). Die Auswertung der Hauptfallen ergab für den Kiefern-Reinbestand in Liepe mit 459 die höchste, für den Umbaubestand in Liepe mit 369 Arten die niedrigste Artenzahl (siehe Tab. 4). Der Unterschied in den Artenzahlen zwischen Rein- und Umbaubeständen ist jedoch nicht signifikant (Exakter Permutationstest, p = 0,1). Insgesamt wurden auf allen Flächen 436 an Wälder gebundene Arten mit Hilfe der Hauptfallen nachgewiesen, diese entsprechen 51,7% aller nachgewiesenen Arten (vgl. Tabelle 4). Je Fläche betrug der prozentuale Anteil von Waldarten ca. 55–60 %. Die mit Hilfe der Hauptfallen nachgewiesenen Waldarten umfassen ca. ¼ der an Wälder gebundenen Käferarten im Land Brandenburg (Esser & Möller 1998, Köhler 2000b). Die leichten Tendenzen zu weniger Artenzahlen in den Umbaubeständen sind verstärkt auf Nicht-Waldarten zurückzuführen. Als Ursache hierfür kann u.a. eine Ausdunklung der Bestände durch die eingebrachten Laubhölzer angenommen werden. Zu betonen ist außerdem die Bedeutung von Totholzstrukturen im Wirtschaftswald für die Biodiversität: Etwa 2/3 der nachgewiesenen Waldarten ist in irgendeiner Form an Totholzstrukturen gebunden. In diesem Zusammenhang ist auch darauf hinzuweisen, dass der Umbaubestand in Liepe, der das jüngste Alter bzgl. der Kiefern- und Buchenbestände aufzuweisen hat, die niedrigsten Artenzahl aufzuweisen hat. In dem relativ jüngsten Bestand gibt es potenziell die wenigsten Lebensräume für auf Totholz angewiesene Arten, die in den untersuchten Kiefernbeständen als wesentlicher Träger der Biodiversität bei den Coleoptera gelten können.

Unter den insgesamt determinierten 925 Käferarten finden sich 204 Arten der Roten Listen. Von diesen stehen 132 auf der Roten Liste Deutschlands (Geiser 1998, Trautner et al. 1998) und 107 auf der Roten Liste Brandenburgs (MUNR 1992). Mit Hilfe der Hauptfallen wurden in den

*Tab. 4: Zusammenfassende Darstellung der Artenvielfalt und Lebensraumbindung der Käfer auf den Untersuchungsflächen (Hauptfallen), (Auswertung von Hauptfallen der Leerungsperioden Frühjahr 2000, Frühjahr 2001 sowie Herbst 2001; Lebensraumbindung nach Köhler (2000a); Legende s. Tab. 2)*

| | | KR | | KU | | LR | | LU | | NR | | NU | | Ins. | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| | Anzahl Fangeinheiten | 153 | / | 156 | / | 152 | / | 161 | / | 162 | / | 166 | / | 950 | / |
| | Artensumme | 435 | 100 | 408 | 100 | 459 | 100 | 369 | 100 | 433 | 100 | 432 | 100 | 844 | 100 |
| | Exclusive Arten | | | | | | | | | | | | | | |
| | a) ohne Berücksichtigung der Sonderfallen | 45 | 10,3 | 46 | 11,3 | 65 | 14,2 | 30 | 8,1 | 45 | 10,4 | 56 | 13,0 | / | / |
| | b) mit Berücksichtigung der Sonderfallen | 38 | 8,7 | 41 | 10,0 | 60 | 13,1 | 27 | 7,3 | 36 | 8,3 | 50 | 11,6 | / | / |
| Lebensraumbindung | an nasse Lebensräume gebunden | 25 | 5,7 | 16 | 3,9 | 28 | 6,1 | 21 | 5,7 | 17 | 3,9 | 22 | 5,1 | 60 | 7,1 |
| | Offenlandarten | 46 | 10,6 | 47 | 11,5 | 61 | 13,3 | 38 | 10,3 | 49 | 11,3 | 34 | 7,9 | 120 | 14,2 |
| | Eurytope Arten | 111 | 25,5 | 113 | 27,7 | 119 | 25,9 | 92 | 24,9 | 111 | 25,6 | 120 | 27,8 | 227 | 26,9 |
| | Waldarten | 252 | | 232 | | 251 | | 219 | | 256 | | 256 | | 436 | |
| | Exclusive Waldarten | | | | | | | | | | | | | | |
| | a) ohne Berücksichtigung der Sonderfallen | 17 | 3,9 | 14 | 3,4 | 20 | 4,3 | 15 | 4,1 | 21 | 4,8 | 24 | 5,6 | / | / |
| | b) mit Berücksichtigung der Sonderfallen | 14 | 3,2 | 11 | 2,7 | 19 | 4,1 | 13 | 3,5 | 15 | 3,5 | 19 | 4,4 | / | / |
| | Auf Totholz angew. Waldarten | 163 | | 148 | | 160 | | 141 | | 173 | | 160 | | 283 | |
| | Exclusive auf Totholz angew. Waldarten | | | | | | | | | | | | | | |
| | a) ohne Berücksichtigung der Sonderfallen | 13 | 3,0 | 8 | 2,0 | 12 | 2,6 | 9 | 2,4 | 16 | 3,7 | 15 | 3,5 | / | / |
| | b) mit Berücksichtigung der Sonderfallen | 10 | 2,3 | 7 | 1,7 | 11 | 2,4 | 7 | 1,9 | 10 | 2,3 | 11 | 2,5 | / | / |

*Tab. 5: Vorkommen und Individuenzahl der exclusiv an stehendem Totholz festgestellten RL-Arten, differenziert nach Fängen an schwächerem und stärkeren Kieferntotholz (LR-TES: Eklektoren an mittelstarkem Totholz (∅ 24,8 cm); NSG-TES: Eklektoren an starkem Totholz (∅ 41,3 cm)*

| Artname | RL D | RL BB | LR-TES | NSG-TES |
|---|---|---|---|---|
| *Aeletes atomarius* (Aube, 1842) | 1 | | 1 | |
| *Scydmaenus perrisii* Rtt., 1881 | 2 | | | 5 |
| *Hypnogyraglabra* (Nordm., 1837) | 3 | 2 | | 3 |
| *Quediustruncicola* Fairm. Lab., 1856 | 3 | 1 | | 1 |
| *Euplectustholini* Guillb., 1888 | 1 | | | 1 |
| *Trichonyxsulcicollis* (Reichb., 1816) | 3 | | | 1 |
| *Grynocharisoblonga* (L., 1758) | 2 | | 2 | 5 |
| *Ampedushjorti* (Rye, 1905) | 2 | | | 1 |
| *Hypoganusinunctus* (Lacord., 1835) | 3 | | | 1 |
| *Atomariaihsseni* Johns., 1978 | 3 | | 1 | |
| *Mycetophagusfulvicollis* F., 1792 | 2 | | | 4 |
| *Symbiotesgibberosus* (Luc., 1849) | 2 | | 2 | |
| *Scraptiafuscula* Müll., 1821 | 3 | | | 4 |
| *Euglenesoculatus* (Payk.) | 2 | | | 20 |
| *Platydemaviolaceum* (F., 1790) | 3 | | 3 | |

Untersuchungsgebieten insgesamt 171 Rote-Liste-Arten nachgewiesen (104 RL D; 98 RL BB). Die Gesamtzahl Rote-Liste Arten schwankt dabei zwischen 54 (LU) und 81 (LR). Ein überwiegendes Vorkommen von RL-Arten in Rein- oder Umbaubeständen ist nicht erkennbar. Es konnten vier Arten, die in Brandenburg den RL-Status 0 „Ausgestorben oder verschollen“ aufweisen, nachgewiesen werden (*Oligota granaria* Er., 1837, *Holobus apicatus* (Er., 1837), *Euryusa castanoptera* Kr., 1856 und *Atheta parca* (Muls. Rey, 1873)). Alle vier Arten finden sich zusammen auf der Umbaufläche in Kahlenberg. Bemerkenswert ist außerdem, dass in den südlichen Flächen NR und NU 11 bzw. 12 RL-1-Arten des Landes Brandenburg festgestellt werden konnten.

Direkt an Sonderstrukturen konnten 86 Rote Liste-Arten (42 %) nachgewiesen werden. Mit 33 (28 RL-D, 9 RL-BB) ausschließlich in Sonderstrukturen vorgefundenen Arten besitzen sie außerdem den höchsten Anteil exklusiver, d. h. nur in diesen Strukturen nachgewiesener gefährdeter Arten. Die Bedeutung der Totholzstrukturen wird bei Betrachtung eines überregionalen Rahmens besonders deutlich. Von den insgesamt nachgewiesen neun RL-D-1 Arten konnten sechs, von den 32 RL-D-2 Arten 15 und von den 83 RL-D-3 Arten 40 mit Hilfe von Sonderfallen nachgewiesen werden. Bei der Wertung der Bedeutung der untersuchten Sonderstrukturen ist außerdem zu berücksichtigen, dass hierbei ausschließlich geschlossene Fallensysteme verwendet wurden. Der durch die eingesetzten Fallentypen befangene Raum ist daher – im Gegensatz zu den überwiegend offenen Fallensystemen der Hauptfallen – erstens definierbar und zweitens sehr klein.

Unter den befangenen Sonderstrukturen ragt wiederum insbesondere das stehende Kiefern-Totholz heraus. Hier wurden exclusiv 15 RL-D Arten gefangen, von denen zwei „vom Aussterben bedroht“, sechs „stark gefährdet“ und sieben „gefährdet“ sind. Bei den beiden RL-D-1 Arten handelt es sich um *Aeletes atomarius* (Aube, 1842) und *Euplectus tholini* Guillb., 1888. *Aeletes atomarius* ist eine stenotope, myrmecophile, eigentlich an Laubwälder gebundene Art (Koch 1989a), die mit einem Exemplar im stehenden Totholz der Reinbestandsfläche in Liepe erfasst wurde. Nach Möller (1997) ist sie eine Zielart von Rotbuchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern, die vor allem in stehenden Baumruinen vorkommt. *Euplectus tholini* wurde im NSG „Reiherkolonie“ an stehendem Totholz gefangen. Sie gilt als thermophile, stenotope, an Kiefernwälder gebundene Art, die unter der Rinde von *Pinus* lebt (Koch 1989b). Die Fänge an stehendem Totholz konnten noch in stärkeres und schwächeres stehendes Totholz differenziert werden. Dabei wird die herausragende Bedeutung von stärker dimensionierten, stehendem Totholz auch in Kiefernwäldern deutlich (siehe Tabelle 5).

Totholz und aufgeklappte Wurzelteller sind Strukturmerkmale naturnaher Wälder. Der hohe Anteil von gefährdeten Arten unterstreicht die Bedeutung dieser Strukturen auch in bewirtschafteten Kiefernwäldern und eröffnet die Perspektive, Artenschutz und hohe Biodiversität in einen Großteil unserer „normalen“ Waldlandschaft zu integrieren.

Es wurden zusätzlich einige faunistische Besonderheiten im Sinne von Neu- oder Wiederfunden für das Land Brandenburg nachgewiesen (Köhler et al. 2002). Dies spiegelt aber weniger eine naturschutzfachliche Wertigkeit, sondern eher den ungenügenden Untersuchungsstand der Kiefernbestände im Nordosten Deutschlands wider.

## 8.3.1.2 Webspinnen (Araneida)

Über 26000 Webspinnen wurden bis zur Art bestimmt. Dadurch konnten in den sechs o. g. Kiefernforsten 192 Spinnenarten aus 22 Familien mit Hilfe der Hauptfallen nachgewiesen werden. Dies sind 28 % der für das Land Brandenburg bekannten Spinnenarten (Platen et al. 1999). Auf jeder Untersuchungsfläche konnten mehr als 100 Arten nachgewiesen werden. Wie bei den Käfern weisen in den Flächenpaaren Kahlenberg und Liepe die Reinbestände höhere Artenzahlen auf, während diese im Flächenpaar Neusorgefeld in Rein- und Umbaubestand gleich sind. Der Unterschied in der Artenzahl zwischen Rein- und Umbaubeständen ist nicht signifikant (Exakter Permutationstest, p = 0,3).

Nicolai & Herrmann (2003) erwarten im Falle des Waldumbaus zunächst Veränderungen bei den bodenbewohnenden Spinnen. Diese Veränderungen werden bei alleiniger Auswertung der Barberfallen deutlich erkennbar. Mit Hilfe dieses Fallentyps konnten in den sechs Untersuchungsflächen 121 der insgesamt nachgewiesenen 192 Arten erfasst werden. Dabei weisen die Reinbestände in Kahlenberg und Liepe deutlich höhere Artzahlen auf, als die entsprechenden Umbaubestände. In allen Untersuchungspaaren nehmen vom Rein- zum Umbaubestand die Artzahlen von Offenlandarten z. T. deutlich ab, während an Wälder gebundene Arten absolut und relativ zulegen (Tab. 6).

*Tab. 6: Zusammenfassende Darstellung bodenbewohnender Spinnen (Auswertung von Barberfallen der Leerungsperioden Frühjahr 2000, Frühjahr 2001 sowie Herbst 2001; Legende s. Tab. 2; Lebensraumbindung nach Platen et al. (1999); Rote-Liste nach Platen et al. (1998) sowie Platen et al. 1999))*

| | KR | | KU | | LR | | LU | | NR | | NU | | Insg. | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Anzahl Fangeinheiten | 48 | / | 47 | / | 56 | / | 59 | / | 58 | / | 59 | / | 327 | / |
| Artensumme | 66 | 100 | 50 | 100 | 77 | 100 | 65 | 100 | 64 | 100 | 65 | 100 | 121 | 100 |
| Nicht waldtypische Arten | 24 | 36,4 | 5 | 10,0 | 17 | 22,1 | 11 | 16,9 | 16 | 25,0 | 14 | 21,5 | 37 | 30,6 |
| Arten bewaldeter und unbewaldeter Standorte | 17 | 25,8 | 14 | 28,0 | 25 | 32,5 | 17 | 26,2 | 20 | 31,3 | 16 | 24,6 | 30 | 24,8 |
| Arten bewaldeter Standorte | 25 | 37,9 | 31 | 62,0 | 35 | 45,5 | 37 | 56,9 | 28 | 43,8 | 35 | 53,8 | 54 | 44,6 |
| Exclusive Waldarten | 0 | 0 | 1 | 2,0 | 1 | 1,3 | 2 | 3,1 | 0 | 0 | 1 | 1,5 | / | / |
| ROTE-LISTE-Arten | 4 | 6,1 | 4 | 8,0 | 4 | 5,2 | 3 | 4,6 | 7 | 11,9 | 8 | 12,3 | 14 | 11,6 |

## 8.3.1.3 Zusammenfassende Bewertung der faunistischen Untersuchungen

Obwohl Kiefernforste große Teile unserer Normallandschaft bedecken, ist ihre Diversitätsausstattung bzw. ihr Fauneninventar bisher ungenügend untersucht (der schlechte Kenntnisstand wird unter anderem durch die hier gemachten Neufunde bei Käfern illustriert). Aus der bisherigen Unkenntnis erklärt sich vielleicht auch das bisher weit verbreitete Vorurteil, dass Kiefernforste grundsätzlich artenarm seien. Dies trifft sicherlich für die dort gut untersuchten Organismengruppen, wie z. B. Vögel, zu, nicht aber zwangsläufig auch für die bisher nur mäßig untersuchten Arthropoden. Mit den vorliegenden Ergebnissen zeigt sich deutlich, dass z. B. Käfer (Coleoptera) und Webspinnen (Araneida) durchaus artenreich in den reinen, aber relativ alten Kiefernforsten auftreten. So wurden innerhalb eines jeden Kiefernreinbestandes in Nord- und Südbrandenburg über 100 Webspinnenarten und über 400 Käferarten festgestellt (ohne Berücksichtigung der Sonderstrukturen). Hinzu kommen 29 Arten bei den Trauermücken (auch hier mit Erstnachweisen für Brandenburg; siehe Menzel et al. 2003), 97 Nachtfalterarten und 23 Netzflüglerartige (Schulz et al. 2003).

Ein Vergleich der Käferartenzahlen mit den Artenzahlen aus anderen Walduntersuchungen ist schwierig, denn die Vergleichbarkeit ist wegen

unterschiedlichster klimatischer Gegebenheiten in den Untersuchungsgebieten, wegen einem Nord-Südgefälle in der deutschen Faunenausstattung (Klausnitzer 2003) und vor allem wegen der unterschiedlichen Methoden und Fangzeiträume kaum gegeben. So ist es schon schwer, Untersuchungen zu finden, bei denen – wie in der vorliegenden Arbeit – Vertreter aller Käferfamilien und nicht nur einzelner Teilgruppen ausgewertet wurden. Wenn man jedoch einige dieser Walduntersuchungen heranzieht, dann ist eine grobe Einordnung möglich. So konnte z. B. Roth (1986) in einem reinen Fichtenbestand Süddeutschlands nur 254 Käferarten nachweisen, während Borcherding (1994) in einem wärmebegünstigten Buchenwald bereits der Nachweis von über 700 Käferarten gelang. Sehr viel höhere Artenzahlen wurden jedoch in Naturwaldreservaten mit hohen Totholzvorräten und großem Anteil an Zerfallsphasen festgestellt. So fand Köhler (2000) im Kermeter (Nordrhein-Westfalen) über 1 200 Käferarten, von denen rund 700 bis 800 Arten je Untersuchungsgebiet auftraten. Der Vergleich mit den Käfernachweisen aus diesen Mischbeständen zeigt, dass es deshalb auch falsch wäre, aufgrund der oben gezeigten Artenzahlen die Kiefernreinbestände als Oasen des Artenreichtums zu bezeichnen.

Untersuchungen vor allem aus dem süddeutschen Raum zeigten in den letzten Jahren, dass die Kronen heimischer Wälder teils eigene Faunenausstattungen aufweisen und Tierarten beherbergen, die bisher als selten eingestuft wurden (Schubert 1998, Schubert et al. 1997, Simon 1995). In Brandenburg wurden, der Empfehlung von Schubert (1998) folgend, Fensterfallen in den Kronenraum gezogen und mit Seilwinden vom Boden aus geleert. Die rein fallenbezogene Betrachtung der Ausbeuten zeigt schon, dass die Kronen der Kiefern ihren eigenen Beitrag zu dem Artenreichtum des Waldes zu leisten scheinen. 53 Käferarten wurden ausschließlich in den Kiefernkronen gefunden (Schulz et al. 2003). Andererseits sind keine Arten darunter, die bisher als besondere Raritäten eingestuft wurden. Möglicherweise ist die Krone einer Kiefer kein so ausgefallener Lebensraum wie z. B. die Krone einer Buche. Denn bei einer Schattbaumart ist allein der klimatische Unterschied zwischen dem stark besonnten oberen Kronenraum („oberer Waldrand“) und den unteren Strata ausgeprägter als bei einer Lichtbaumart wie der Kiefer. Innerhalb eines lichtdurchfluteten Kiefernreinbestandes ist das klimatische Vertikal-Gefälle entlang eines Kiefernbaumes also nicht so ausgeprägt wie in einem Buchenbestand und es gibt nicht so viele Tierarten die dem Gefälle folgen würden. Trotzdem bleibt festzuhalten, dass Kiefernkronen einen besonderen Lebensraum darstellen, die noch genauer untersucht werden müssen. Auffallend waren nicht nur die ausschließlich hier gefundenen Käferarten, sondern insbesondere auch das starke Auftreten von saprophagen Zweiflüglern (Schulz et al. 2003).

## 8.3.2 Untersuchungen zum Auftreten waldschutzrelevanter Arthropodentaxa

### 8.3.2.1 Auftreten von Raubarthropoden

Für den Vergleich der Artenanzahl und der Abundanzen wurden die predatorisch wichtigen Käferfamilien Carabidae (Laufkäfer), Staphylinidae (Kurzflügler) und Cleridae (Buntkäfer) sowie die Taxa der Neuropteroidea (Netzflügler) und Aranea (Webspinnen) ausgewählt.

Neben der bereits oben beschriebenen Artendiversität, kann festgestellt werden, dass sich Artenzahlen und Individuendichten der ausgewählten predatorischen Käferfamilien in den Rein- und Umbaubeständen nicht unterscheiden (Tab. 7). Durchgeführte Signifikanztests belegen diese Aussage (Schulz et al. 2003).

Ein ähnliches Resultat erbrachte der Vergleich der Neuropteroidea- und Aranea-Fänge. 995 (78 %) aller Neuropteroidea wurden mit Hilfe der Kroneneklektoren gefangen, weitere 106 (8,3 %) Individuen gerieten in die Fensterfallen im Stammbereich. Je Untersuchungsfläche wurden zwischen 11 bis 16 Arten nachgewiesen. Unterschiede beim Vergleich der Flächenpaare in den jeweiligen Untersuchungsgebieten lassen sich bei der Artenanzahl nicht feststellen. Beim Fang von mehr als ¾ aller Individuen mit Hilfe von Kroneneklektoren sind Auswirkungen des Waldumbaus auf diese Artengruppe wahrscheinlich erst zu erwarten, wenn die Umbaubestände die oberste Baumschicht erreicht haben.

*Tab. 7: Vergleich der Individuen- und Artenzahlen von hauptsächlich räuberisch lebenden Käferfamilien in Kiefernreinbeständen und benachbarten Umbaubeständen (Legende s. Tab. 2)*

| | | NU | NR | KU | KR | LU | LR |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carabidae | Individuen | 187 | 493 | 995 | 628 | 1.111 | 1.114 |
| | Anzahl Arten | 17 | 26 | 27 | 24 | 25 | 36 |
| Staphylinidae | Individuen | 3.365 | 3.519 | 2.587 | 4.151 | 4.208 | 3.173 |
| | Anzahl Arten | 121 | 123 | 115 | 121 | 108 | 131 |
| Cleridae | Individuen | 159 | 430 | 122 | 237 | 63 | 111 |
| | Anzahl Arten | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

## 8.3.2.2 Interaktion Nützling – Schaderreger

Um die Population eines forstlich relevanten Schaderregers niedrig zu halten, sind spezialisierte Parasitoide effektiver als generalistische Jäger. Deshalb wurde das Auftreten der wichtigsten Parasitoiden-Taxa in Rein- und Umbaubeständen verglichen und versucht die Interaktionen der unterschiedlichen trophischen Gruppen in Abhängigkeit vom Waldumbau zu klären.

Dafür wurden die Versuchsflächen im Raum Neusorgefeld genutzt, auf denen im Zeitraum der Erhebungen gerade eine Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) stattfand. Bereits im ersten Untersuchungsjahr konnte in auffälliger Anzahl eine Fliegenart in den Fallensystemen an den Stämmen und in der Krone gefangen werden. Es handelte sich dabei um die Forleulentachine *Panzeria rudis*. Diese Raupenfliege ist seit langem als äußerst effektiver Parasitoid der Forleule bekannt (Schwerdtfeger 1935). Das dominante Auftreten wurde zunächst in Verbindung mit der ablaufenden Massenvermehrung der Forleule als nicht außergewöhnlich bewertet. Erst beim Flächenvergleich fiel auf, dass auf der mit Eiche vorangebauten Kiefernfläche in den Fensterfallen (Stammbereich) als auch in den Stammeklektoren signifikant höhere Dichten registriert wurden als im Reinbestand (vgl. Abb. 2):

- Fensterfallen (Stammbereich):
  Umbaubestand ∅ 113,3 Ind.,
  Reinbestand ∅ 28,5 Ind.;

- Stammeklektoren:
  Umbaubestand ∅ 385,5 Ind.;
  Reinbestand ∅ 75,0 Ind.

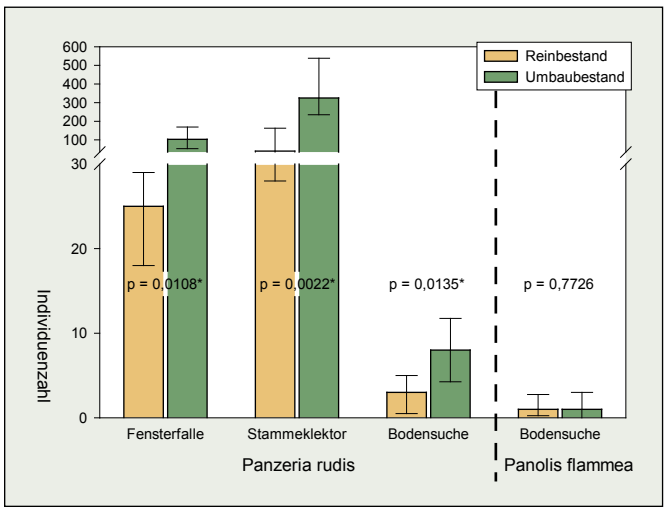



*Abb. 2: Individuenzahlen der Raupenfliege (Panzeria rudis) und der Forleule (Panolis flammea) im Reinbestand (Kiefer) und Umbaubestand (Kiefer mit Laubholz) mit unterschiedlichen Erhebungsmethoden erfasst: Fensterfallen (jeweils 6) und Stammeklektoren (jeweils 6) fängisch vom 18.04. bis 06.07.2000; Winterbodensuche mit je 11 Probequadraten (1 m²) vom 21./22.11.2000; dargestellt ist jeweils der Median und das obere und untere Quartil der Daten (p = zweiseitige Irrtumswahrscheinlichkeit beim fallenbezogenen Vergleich der Fänge aus Rein- und Umbaubestand*
** = signifikante Mittelwertsunterschiede mit p < 0,05)*

Auch nach Auswertung der Winterbodensuche 2000/01 nach Überwinterungsstadien der Forleule und der dabei gesuchten Fliegentönnchen konnten wesentlich mehr Fliegen auf der Umbaufläche festgestellt werden (Verhältnis Umbaubestand zu Reinbestand: 9,1 zu 3,6). Die Gradation der Forleule verlief auf beiden Flächen gleichartig und wies mit durchschnittlich 2,1 und 1,6 Forleulenpuppen/m² einen ähnlichen Belag an Eulenpuppen während der Winterbodensuche auf.

Das Ergebnis der Prüfung auf Unterschiede zwischen Rein- und Umbaubestand ergab, dass sich die Dichten der Tachinidae-Puppen in Rein- und Umbaubestand im Winter 2000 signifikant unterschieden, während die Dichten der Forleulenpuppen keine signifikanten Unterschiede aufwiesen.

Das Auftreten parasitoider Schlupfwespen war demgegenüber vergleichsweise gering. Die Schlupfwespenarten *Rictichneumon pachymerus* und *Banchus femoralis* wurden nur in statistisch nicht auswertbaren Individuenzahlen festgestellt.

Von Interesse sind auch die Ergebnisse der durchgeführten Fänge von Nachtfaltern im Untersuchungsgebiet Neusorgefeld. Hierbei bestehen deutliche Unterschiede in der Artenzahl zwischen der Kiefern-Reinbestandsfläche und der wesentlich reicher strukturierten Umbaufläche. So stehen den 60 Arten im reinen Kiefernforst 80 Arten der mit Eiche unterbauten Fläche gegenüber. Auch die Verteilung der aufgefundenen Arten auf Hauptlebensräume macht den Unterschied zwischen beiden Flächen deutlich. So sind 40 der in der Umbaufläche gefangenen Spezies als Arten mit Hauptverbreitung in Laubwäldern anzusehen, 13 Arten besitzen ihren Schwerpunkt in Nadelwäldern. Im Reinbestand kommen demgegenüber lediglich 20 Arten vor, die ihren Schwerpunkt ihres Vorkommens in Laubwäldern und 18 Arten die überwiegend in Nadelwäldern angetroffen werden. (siehe Tabelle 8).

Zusammenfassend kann aus den Untersuchungen zur Interaktion Schädling – Nützling folgendes festgestellt werden:

- Im Umbaubestand Neusorgefeld traten in Fensterfallen und Stammeklektoren in der Vegetationsperiode 2000 und während der Bodensuche im Winter 2000/01 signifikant höhere Raupenfliegendichten auf (siehe Abb. 2).
- Der Raupenfliege *Panzeria rudis* wird, zumindest auf den untersuchten Flächen, das größte Gegenspielerpotenzial beigemessen, die Parasitierung durch Schlupfwespen blieb gering.
- Im Umbaubestand Neusorgefeld war eine höhere Diversität der Schmetterlingsfauna vorhanden (siehe Tab. 8).

*Tab. 8: Vorkommen von Nachtfalter-Arten im UG Neusorgefeld*

| | | Umbaufläche | Reinbestand |
|---|---|---|---|
| Gesamtartenzahl | | 80 | 60 |
| davon | Laubwaldarten | 40 | 22 |
| | Nadelwaldarten | 13 | 18 |
| | Offenlandarten | 14 | 15 |
| | Ubiquisten | 7 | 3 |
| davon | Rote-Liste- Arten | 4 | 4 |

Daraus ableitend wurde folgende Hypothese aufgestellt: Im bodennahen Bereich des Umbaubestandes ergibt sich durch die eingebrachten Eichen bzw. durch die dichtstehenden Vaccinium-Sträucher und durch die ausgeprägtere Moos-Schicht ein schattigeres und feuchteres Mikroklima, das den überwinternden Puppen von *Panzeria rudis* mehr Schutz vor Austrocknung, Frostschäden oder Fraßfeinden bietet. Für die Imago der Raupenfliege könnte das zusätzliche Nahrungsangebot im Umbaubestand förderlich sein. In der Vegetationsperiode 2000 konnte beobachtet werden, dass die Fliegen eine Substanz von den Blattoberflächen abtupften, die sich im Labor als Zuckerlösung herausstellte. Offensichtlich handelt es sich um Honigtau von Blattläusen, der bereits bei Herting (1960) neben Blütennektar als bevorzugte Tachinennahrung beschrieben wird. Wie oben bereits beschrieben, konnte bei den Homoptera eine deutlich höhere Individuenzahl auf der Umbaufläche Neusorgefeld festgestellt werden (vgl. Tab. 3).

Ein entscheidender Faktor könnte die nachweislich höhere Dichte von Schmetterlingsarten im Umbaubestand sein. Es treten vor allem solche Arten vermehrt auf, die auf Laubbäume als Fraßpflanze angewiesen sind. Davon profitiert offenbar die Raupenfliege, denn sie lebt nicht obligat monophag von der Forleule (Herting 1960), sondern parasitiert auch andere Schmetterlingsarten. Der dafür sehr schwierige Nachweis durch Züchtungsversuche ist bisher für *Orthosia stabilis, Agrotis c-nigrum* und *Xylena vetusta* gelungen (Ford & Shaw 1991, Ford et al. 2000). Nicht eindeutig geklärt ist, ob weitere Noctuidae als Wirte dienen können, die Wahrscheinlichkeit ist aber hoch (Ziegler, mdl. Mitt. 2002). Die genannten Nachtfalterarten ernähren sich von Blättern diverser Laubbaumarten bzw. Unterwuchspflanzen.

Es zeichnet sich damit eine Erklärungsmöglichkeit ab, wie sie seit längerem aus den Schädlings-Nützlingsuntersuchungen in der Landwirtschaft bekannt ist (z. B. Altieri 1994). Price et al. (1980) fassen für agrarische Nutzflächen zusammen, dass für manche parasitoide Nützlinge alternative Wirtstiere vorhanden sind und somit die Nützlinge auch während der Latenzphase des Hauptwirtes auf hohem Populationsniveau verbleiben können. Für die forstlich relevante Raupenfliege wäre ein permanent höherer Bestand in den Umbaubeständen vorhanden, der im Falle einer Forleulengradation zeitiger eine höhere Effektivität bringt als in einem Reinbestand, wo die Fliege erst später höhere Dichten erreicht.

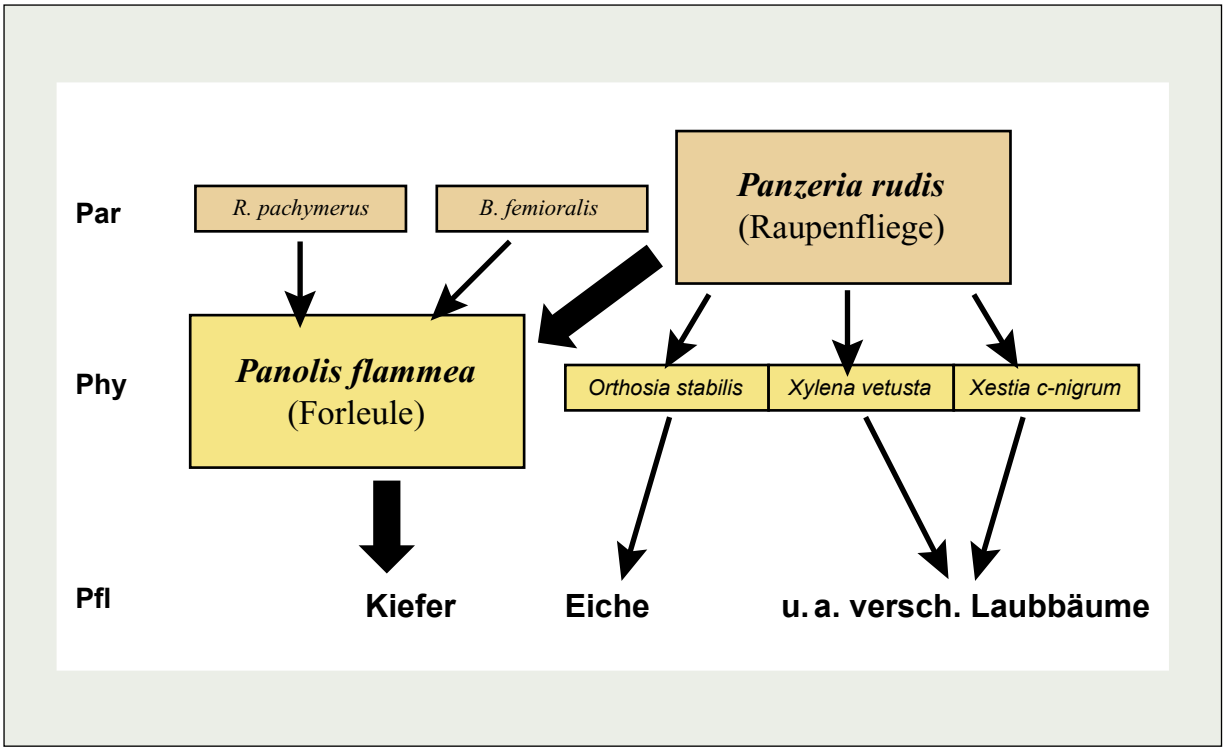



*Abb. 3: Beziehungsnetz zwischen der forstschädlichen Forleule (Panolis flammea), ihren wichtigsten Antagonisten und weiteren Nebenwirten der parasitoiden Raupenfliege Panzeria rudis (nach Daten aus Herting 1960; Ford & Shaw 1991 sowie Ford et al. 2000) (Par: wichtigste parasitoide Antagonisten; Phy: phytophage Schmetterlingsarten; Pfl.: Fraßpflanzen)*

### 8.3.2.3 Zusammenfassende Bewertung der Untersuchungen zum Auftreten waldschutzrelevanter Arthropodentaxa

Der Grad und die Art der Wirksamkeit von Feindpopulationen der Schaderreger kann sehr vielgestaltig sein. In den untersuchten jungen Umbaubeständen Kiefer/Eiche und Kiefer/Buche ließen sich mit den angewandten Methoden im Untersuchungszeitraum keine eindeutigen Förderungseffekte für ausgewählte predatorische Arthropodentaxa nachweisen (Kap. 8.3.2.1). Dies betrifft die Artenzahlen und auch die Aktivitätsdichten (Majunke & Schulz 2003).

An einem Beispiel konnte die fördernde Wirkung des Waldumbaus auf eine Tachinenart hypothetisch aufgezeigt werden. Dies ist von besonderer Bedeutung, da es sich hierbei um einen sehr leistungsfähigen Gegenspieler eines Kieferngroßschädlings handelt. Es gibt Hinweise, dass dieser wichtige Antagonist indirekt vom Waldumbau profitiert, da er während der Forleulen-Latenz in den Raupen anderer Nachfalterarten „zwischenparken“ kann. Diese anderen Nachfalterarten wiederum scheinen zumindest zum Teil von den unterbauten Laubbaumarten zu profitieren (Abb. 3). Durch die Diversität der Bäume und damit der Phytophagen steht der Parasit bei der nächsten Massenvermehrung des Kiefernschädlings bereits „in den Startlöchern“ (Schulz & Dreger 2003, Schulz & Majunke 2003).

Besonders die Tatsache, dass im nordostdeutschen Tiefland ein erheblicher Teil von Massenvermehrungen bereits in den ersten Phasen, also Progradation I und II durch natürliche Regulationskräfte beendet werden, zeigt, dass auch den Kiefernbeständen ein gewisses Maß an Selbstregulation eigen ist.

Ursache ist vermutlich auch die eben genannte Faunendiversität und der beachtliche Anteil räuberischer Insektenarten, der mit Sicherheit einen erheblichen Beitrag zur Selbstregulation leistet.

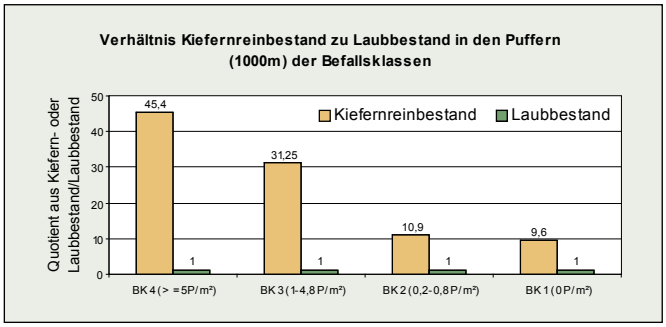



*Abb. 4: Verhältnis Kiefernreinbestand zu Laubbestand in den Puffern (1 000 m) der Befallsklassen*

## 8.3.3 GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) in Kiefernforsten

Die Massenvermehrung der Forleule von 1995 bis 2000 im AfF Müllrose verlief räumlich ungleichmäßig. Auf dem Höhepunkt der *Panolis*-Gradation im Jahr 2000 hatten sich 3 Befallszentren herausgebildet: im Norden, im Südwesten sowie im Südosten des UG. Diese Befallszentren lagen augenscheinlich in den von Kiefernmonokulturen dominierten Gebieten. Dagegen war in der Nähe der großen Laubwaldflächen der Befall geringer (beispielhaft in einem repräsentativen Flächenausschnitt gezeigt in Abb. 1b). Dieses Ergebnis wurde durch die Auswertung der Flächenanteile in den Puffern der Befallsklassen bestätigt (Abb. 4). Die Puffer mit kritischen Befallswerten (BK3 und 4) weisen einen vielfach geringeren Anteil an Flächen mit Laubbäumen auf als die Puffer mit unkritischen Werten.

Als weiterer wichtiger Einflussfaktor ist die Habitatfragmentierung anzusehen. Augenscheinlich sind die Mehrzahl der nicht als kritisch eingestuften befallenen Pufferflächen fragmentierter als die der kritisch befallenen, zudem liegen letztere dicht beieinander in kompakten Waldzonen (beispielhaft für einen kleinen repräsentativen Flächenausschnitt gezeigt in Abbildung 1a). Die statistische Auswertung nach Mann-Whitney ergab signifikante Unterschiede (asymptotische Signifikanz-2seitig; $p < 0{,}001$).

Die Bonitäten der Kiefern in den Befallsklassen wiesen ebenfalls statistisch signifikante Unterschiede auf. Diese zeigten sich allerdings räumlich nicht eindeutig, da im südöstlichen Befallszentrum die stark befallenen Gebiete in besseren Bonitäten lagen und die schwach befallenen Flächen in den schlechteren Bonitäten.

Die geringere Befallsdichte in Laubwaldnähe könnte durch ein erhöhtes Vorkommen natürlicher Feinde, vor allem der Parasitoide, verursacht sein. Dieser Annahme liegt die bereits oben formulierte Überlegung zu Grunde: in Latenzzeiten der Forleule ist es für deren Parasitoiden, wie zum Beispiel die Raupenfliege *Panzeria rudis* (Diptera, Tachinidae) – wichtigster Parasitoid der Forleule (Schwerdtfeger 1935) – schwierig, die wenigen Individuen der Forleule zu finden. Um ihr Überleben zu sichern, weichen sie auf Nebenwirte aus. Diese nachgewiesenen Nebenwirte von *P. rudis* entwickeln sich an Laubbäumen und Gebüschen. Dieser Parasitoid hätte dementsprechend in Latenzzeiten der Forleule bessere Nahrungs- und Fortpflanzungsbedingungen in Laubbeständen als in Kiefernreinbeständen und könnte somit dort in größerer Individuenzahl angetroffen werden. Vollzieht sich in den angrenzenden Kiefernbeständen eine Massenvermehrung von *P. flammea*, könnte diese aufgrund der höheren Individuendichte von *P. rudis* in stärkerem Maße parasitiert und hier eher in ihrer Entwicklung gebremst werden, als in von Laubwald weit entfernten Kiefernreinbeständen. Einen Nachweis der höheren Individuendichte von *P. rudis* in Laubwäldern und Laubwaldnähe gibt es nicht, allerdings wurden höhere Dichten in mit Eichen unterbauten Kiefernreinbeständen nachgewiesen (siehe Abb. 2).

Die Ergebnisse der Habitatfragmentierung lassen sich durch den Einfluss der Witterung erklären. In stark fragmentierten Waldflächen, die von Offenland umgeben sind, kann beispielsweise der Wind stärker angreifen und in Waldrandnähe höhere Temperatur- und Feuchteschwankungen verursachen. Schwerdtfeger (1935) beschreibt für die verschiedenen Stadien von *P. flammea* eine starke Anfälligkeit gegen Witterungsbedingungen, die entweder die Mortalität erhöhten oder den Entwicklungsprozess verzögerten.

## 8.3.3.1 Zusammenfassende Bewertung der GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) in Kiefernfor-

„Vom Punkt zur Fläche“ zu kommen ist eine wichtige Anforderung für zukünftige waldökologische Untersuchungen. Mit dem oben hypothetisch aufgezeigten Beziehungsschema zwischen Waldumbau, Biodiversität und Waldschutz wurde ein Ansatz weiterverfolgt, der für die schadanfälligen Kiefernforste Nordostdeutschlands zukunftsweisend sein könnte. Deshalb wurde mit einer gesonderten Zusatzaufgabe versucht, auch flächendeckend – und nicht auf nur wenige Untersuchungsgebiete bezogen – mögliche Zusammenhänge zwischen Laubbeständen und Schädlingssituationen aufzudecken. Dazu wurden erfolgreich Geographische Informationssysteme eingesetzt und Systeme entwickelt, um diesbezüglich relevante Datensätze miteinander zu verschneiden (Rös 2002, Rös et al. 2002, Rös et al. 2003).

Für die Gradation der Forleule in den Jahren 1995 – 2000 konnte für die Bereiche der Ämter für Forstwirtschaft Lübben und Müllrose gezeigt werden, dass der Befall von Kiefernreinbeständen davon abhing, wie weit der nächste größere Laubwald entfernt war. Angenommen wird, dass Laubbaumbestände größere Populationen spezialisierter Gegenspieler der Kieferngroßschädlinge aufweisen (vgl. Abb. 3). Aus diesem eisernen Antagonistenbestand rekrutieren sich Parasitoide, die auf die angrenzenden Kiefernbestände auszustrahlen scheinen (Rös 2002). Mit den Ergebnissen der durchgeführten Untersuchungen können Grundlagen für einen differenzierten Waldumbau, je nach Gefährdungslage durch monophage Insektenarten, bereitgestellt werden.

# 8.4 Schlussfolgerungen

**a) Naturschutz**

- Artenreichtum kann in genutzten Wirtschaftswäldern erhöht werden. Die Untersuchungen zeigen, dass der Voranbau mit Laubbäumen in seiner jungen Phase zumindest für den Käferartenreichtum weniger bringt als die vorhandenen Kleinstrukturen. Bei den Käfern sind lediglich 10 % der nachgewiesenen Waldarten auf die Vegetation der Baum- oder Strauchschicht angewiesen, während 2/3 der Waldarten an Totholz gebunden sind.

- Die biodiversitätssteigernde Wirkung von Totholz wurde bisher vor allem auf Eichen- und Buchentotholz bezogen (vgl. z. B. SCHERZINGER 1996). Mit den vorliegenden Ergebnissen wird deutlich, dass auch das Totholz einer Nadelbaumart entscheidend zur Erhöhung der Artenvielfalt eines Wirtschaftswaldes beitragen kann. Dabei zeigt sich: je stärker die Dimension von Kiefern-totholz, insbesondere von stehendem Kieferntotholz, desto größer die naturschutzfachliche Bedeutung.

- Wurzelteller mit ihrem Gemisch aus Bodensubstrat und Wurzelholz wurden bisher in ihrer Bedeutung für die Biodiversität der Wälder unterschätzt. Ihre Besiedelung durch Tiere wurde bis dato kaum untersucht (SCHULZ & AMMER 1997, SCHULZ 1998). Die durchgeführten Untersuchungen mit neu entwickelten Spezialfallen zeigen, dass selbst die unscheinbaren Wurzelteller von umgerissenen Kiefern, wie sie manchmal in Wirtschaftswäldern gefunden werden, die Tierartenvielfalt bereichen können.

- Das Belassen zahlreicher Kleinstrukturen auch in bewirtschafteten Kiefernwäldern ist daher entscheidend für die Artenvielfalt. Eine hohe Anzahl von Kleinstrukturen (stehendes und liegendes Totholz verschiedener Dimensionen und Zersetzungsgrade, Wurzelteller u. a.) sichert auch in Phasen des jungen Waldumbaus eine hohe Artenvielfalt, bevor die unterbauten Laubbäume ihrerseits ein Alter erreicht haben, um ein ausreichendes Angebot von Kleinstrukturen vorzuhalten.

**b) Waldschutz**

- Es bleibt unbestritten, dass der Waldumbau Kiefernforste bereichert und u. a. zur Förderung von Feindpopulationen der Schaderreger beiträgt. Grad und die Art der Wirksamkeit kann dabei sehr vielgestaltig sein.

- In den untersuchten, relativ jungen Umbaubeständen Kiefer/Eiche und Kiefer/Buche ließen sich anhand der Artenzahlen und Aktivitätsdichten bisher keine eindeutigen Förderungseffekte für ausgewählte predatorische Arthropodentaxa nachweisen.

- An einem Beispiel konnte die fördernde Wirkung des Waldumbaus auf eine Raupenfliegenart hypothetisch aufgezeigt werden. Dies ist von besonderer Bedeutung, da es sich hierbei um einen der leistungsfähigsten Gegenspieler eines Kieferngroßschädlings handelt.

- Daraus ableitend sollten Folgeforschungen zu Fragen der Stabilisierung der Kiefernbestände durch Waldumbau besonders auf die Aufklärung der Interaktionen zwischen den Großschädlingen der Kiefer und ihren artspezifischen Feinden ausgerichtet werden.

**Danksagung**

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die großzügige Finanzierung des Projektes (F-Kz. 0339975).

Frau Hamerich (Revier Neusorgefeld), Herrn Sakowski (Revier Kahlenberg) und Herrn Vach (Revier Liepe) gilt unser Dank für die Bereitstellung der Untersuchungsflächen, für die zur Verfügung gestellten Informationen und für die Duldung unserer Fallenfänge und Geländebegehungen.

Ohne die folgenden Spezialisten wären die umfangreichen Determinationen der Arthropoden überhaupt nicht möglich gewesen: Frank Köhler (Bornheim, Coleoptera), Theo Blick (Bayreuth, Araneida), Thomas Süssmuth (Halle, Noctuidae), Prof. Dr. Achim Oehlke (Eberswalde, Hymenoptera), Dr. Axel Gruppe (Weihenstephan, Neuropteroidea). Ihnen allen unseren ausdrücklichsten Dank!

**Literatur**

Altieri, M. A. (1994): Biodiversity and pest management in agroecosystems. New York, London: Food Products Press.

Borcherding, R. (1994): Die Käferfauna zweier wärmebegünstigter Buchenwälder Norddeutschlands. Diplomarbeit, Zool. Inst. der Georg-August-Universität, Göttingen.

Dreger, F.; Schulz, U. (2003): Auswirkungen junger Kiefernumbaubestände und ihrer Kleinstrukturen auf die Arthropoden-Diversität. AFZ – Der Wald 58 (23): 1198–1200.

DWD (Deutscher Wetterdienst) (1995): Monatlicher Witterungsbericht. 43. Jahrgang. Offenbach am Main.

Ebert, W. (1968): Die Schadgebiete unserer wichtigsten Kiefernbestandesschädlinge im Tiefland der DDR, Archiv für Forstwesen 17: 125–144.

Esser, J.; Möller, G. (1998): Brandenburg und Berlin, in: Köhler, F. & B. Klausnitzer (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. – Ent. Nachr. Ber. Beiheft (Dresden) 4: 1–185.

Geiser, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera) excl. Laufkäfer (Carabidae). In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H.; Pretscher, P. (1998). Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 168–230.

Ford, T. H.; Shaw, M. R. (1991): Host Records of some West Palaearctic Tachinidae (Diptera). Entomologist's Record 103: 23–38.

Ford, T. H.; Shaw, M. R.; Robertson D. M. (2000): Further Host Records of some West Palaearctic Tachinidae (Diptera). Entomologist's Record 112: 25–36.

Herting, B. (1960): Biologie der westpaläarktischen Raupenfliegen (Dipt., Tachinidae). Monogr. angew. Ent. 16.

Klausnitzer, B. (2003): Gesamtübersicht zur Insektenfauna Deutschlands. Ent. Nachr. u. Berichte (47): 57–66.

Koch, K. (1989a): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 1, Carabidae bis Staphylinidae, Goecke & Evers, Krefeld: 440 S.

Koch, K. (1989b): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 2, Pselaphidae bis Lucanidae, Goecke & Evers, Krefeld: 382 S.

Köhler, F. (2000a): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen VII. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Schrr. LOEBF/LAFAO NRW) (Recklinghausen) 18: 1–351.

Köhler, F. (2000b): Erster Nachtrag zum Verzeichnis der Käfer Deutschlands. – Ent. Nachr. Ber. (Dresden) 44: 60–84.

Köhler, F.; Schulz, U.; Dreger, F.; Taeger, T. (2002): Neu- und Wiederfunde für die Käferfauna Brandenburgs im Rahmen von Biodiversitätsuntersuchungen in Kiefernwäldern (Col.). Entomologische Nachrichten und Berichte, 46, 2002 (2): 130–132.

Köhler, W.; Schachtel, G.; Voleske, P. (1996): Biostatistik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.

LFE (Landesforstanstalt Eberswalde) (2000): Landeswaldbericht 1997 und 1998. Schriftenreihe des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe. Band X, Sonderband.

LGRB (Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Hrsg.,) (2001): Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300 000. Grundkarte Bodengeologie.

MAJUNKE, C.; SCHULZ, U. (2003): Die Gegenspieler-Fauna eines Kiefern-Großschädlings – Auswirkungen des Waldumbaus. AFZ – Der Wald 58 (23): 1200–202.

MELF (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg, 1996): Landeswaldbericht 1996. Wald und Forstwirtschaft in Brandenburg. 104 S.

MENZEL, F.; SCHULZ, U.; TAEGER, T. (2003): Neue Trauermücken-Funde aus dem nordostdeutschen Tiefland, mit einer ökologischen Betrachtung von Wurzelteller-Fängen und einer Checkliste der aus Berlin/Brandenburg bekannten Arten (Diptera: Sciaridae). Beiträge zur Entomologie 53 (1): 71–105.

MEYNEN, E.; SCHMIDTHÜSEN, J. (Hrsg.,) (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung. Band II. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Selbstverlag – Bad Godesberg.

MÖLLER, G. (1997): Alt- und Totholzlebensräume im Gebiet des Naturparks Märkische Schweiz unter besonderer Berücksichtigung der Pflege- und Entwicklungsplanung. Endbericht. Im Auftrag der Landesanstalt für Großschutzgebiete des Landes Brandenburg.

MUNR (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg) 1992. Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Potsdam.

NICOLAI, V.; HERRMANN, A. (2003): Bodenbesiedelnde Spinnen (Arachnida, Araneae) eines Kiefernforstes bei Stücken in Brandenburg, Deutschland. Arachnol. Mitt. 26: 1–25.

PLATEN, R.; BLICK, TH.; SACHER, P.; MALTEN, A. (1998): Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). In: BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H.; PRETSCHER, P. 1998. Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 268–275.

PLATEN, R.; VON BROEN, B.; HERMANN, A.; RATSCHKER, U. M.; SACHER, P. (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Archnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg. Natursch. u. Landschaftspfl. i. Bbg. 8 (2). Beilage.

PRICE, P. W.; BOUTON, C. E.; GROSS, P.; MCPHERON B. A.; THOMPSON, J. N.; WEIS, A. E. (1980): Interactions among three trophic levels: Influence of Plants on Interactions between Insect Herbivores and Natural Enemies. Ann. Rev. Ecol. Syst. 11: 41–65.

REMMERT, H. (1989): Ökologie. – 4. Aufl., Springer Verlag Berlin/Heidelberg/New York.

RÖS, M. (2002): GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) 1995–2000 im Südosten Brandenburgs. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Eberswalde.

RÖS, M.; SCHULZ, U.; MAJUNKE, C. (2002): Einfluss der Laubwaldnähe auf Gradationen der Forleule (*Panolis flammea*) in Kiefernforsten – GIS-gestützte Analyse. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (32): 209.

RÖS, M.; SCHULZ, U.; MAJUNKE, C.; TORKLER, F. (2003): GIS-gestützte Analyse einer Massenvermehrung der Forleule (*Panolis flammea*) in Kiefernforsten: Einfluss der Laubwaldnähe und Habitatfragmentierung – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., im Druck.

ROTH, M. (1986): Die Coleopteren im Ökosystem „Fichtenforst". Zool. Beitr. N.F., 29: 227–294.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart.

SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Potsdam.

Schubert, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen – Ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Coleoptera, Araneae, Heteroptera, Neuropteroidea; Hienheimer Forst, Niederbayern); Wissenschaft u. Technik Verl. Berlin; zugl.: München, Ludwig-Maximilians-Univ.: Diss.

Schubert, H.; Gruppe, A.; Schulz, U.; Ammer, U. (1997): Baumkronenfauna von Natur und Wirtschaftswäldern – Vergleich der Spinnen und Netzflügler (Araneae, Neuropteroidea). Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 683–687.

Schulz, U. (1998): Aufgeklappte Wurzelteller. AFZ/Der Wald 20: 1263–1264.

Schulz, U.; Ammer, U. (1997): Aufgeklappte Wur zelteller und ihr Beitrag zur Insektendiversität des Waldes. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 677–681.

Schulz, U.; Majunke, C. (2003): Nützt Biodiversität im Wald einem Nützling? Beispiel Forleule und Raupenfliege. *Nova Acta Leopoldina N. F. – Abhandlungen der Deutschen Akademie der Naturforscher;* Bd. 87, Nr.328: S. 401–407.

Schulz, U.; Majunke, C.; Dreger, F.; Taeger, T. (2003): Ökologischer Waldumbau und naturschutzbezogene Waldforschung im Nordostdeutschen Tiefland. Auswirkungen des Waldumbaus auf naturschutz- und waldschutzrelevante Arthropoden. Unveröff. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojektes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“.

Schulz, U.; Majunke, C.; Dreger, F. (2004): Auswirkungen des Waldumbaus auf naturschutz- und waldschutzrelevante Arthropoden. Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie; in Vorb.

Schwerdtfeger, F. (1935): Untersuchungen über die Mortalität der Forleule (Panolis flammea Schiff.) im Krisenjahr einer Epidemie. Hannover: Schaper-Verlag.

Simon, U. (1995): Untersuchungen der Stratozönosen von Spinnen und Weberknechten (Arachn.: Araneae, Opilionidae) an der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) Dissertation, Technische Universität Berlin, Fachbereich Umwelt und Gesellschaft. Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin.

Trautner, J.; Müller-Motzfeld, G.; Bräunicke, M. (1998): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carbidae). In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H.; Pretscher, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 159–167.

# 9 Waldbauliche Schlussbetrachtungen

Michael Egidius Luthardt*

In unserer kurzlebigen Zeit haben die zeitlichen Dimensionen der forstlichen Planung Seltenheitswert. Der Umbau der Wälder in Brandenburg ist keine Aufgabe einer Legislaturperiode, sondern wird noch nachfolgende Generationen von Förstern und Waldbesitzern beschäftigen.

Um eine möglichst hohe Planungssicherheit zu erreichen, benötigen wir neben dem praktischen Erfahrungsschatz den wissenschaftlichen Vorlauf. Der Fundus der fast 200-jährigen forstlichen Forschung in Mitteleuropa reicht nicht aus, es werden neue Ansätze gebraucht. Diese ergeben sich u. a. aus folgenden Rahmenbedingungen:

- Veränderung der Wahrnehmung von Wald und Forstwirtschaft mit ihrer Urproduktion in der Gesellschaft (Urbanisierung der Gesellschaft);
- schnellere Veränderung der standörtlichen Bedingungen der Wälder, besonders durch Klimaveränderungen und Stoffeinträge;
- Zunahme der Mechanisierung der Waldarbeit;
- verstärkte Anwendung von Kosten-Leistungs-Rechnungen auch im öffentlichen Wald;
- stärkere Nachfrage nach dem Rohstoff Holz;
- Intensivierung der Ausweisung von Schutzgebieten im Wald.

In Brandenburg gab es nach 1990 verschiedene Forschungsprojekte, die sich mit diesen Fragen beschäftigten. Dabei war das Land mehr und mehr auf die Bereitstellung von sogenannten Drittmitteln angewiesen. Die Landesforstverwaltung hat es als sehr positiv angesehen, dass durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung das nordostdeutsche Tiefland zum Schwerpunktbereich im Rahmen des Förderprojektes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ von 1998 bis 2004 wurde.

Die nun vorliegenden und in dieser Schrift herausgegebenen Ergebnisse der Teilprojekte fließen in die Planung des Umbaus der Wälder in Brandenburg direkt ein. Dies ist mit dem Erlass zur neuen Waldbaurichtlinie (Grüner Ordner) für den Landeswald schon geschehen. Es setzt sich fort mit der Neufassung der Bestandeszieltypen und geht bis zur Einzelflächenplanung (Forsteinrichtung).

Doch da der Landeswald nur rund ein Drittel des Gesamtwaldes ausmacht, müssen verstärkte Anstrengungen unternommen werden, diese Erkenntnisse auch für die Bewirtschaftung des Privat- und Körperschaftswaldes nutzbar zu machen. Die Instrumente dafür sind die forstliche Förderung und die Beratung der Waldbesitzer durch die Bediensteten der Forstverwaltung. So wird z. B. in der neuen Richtlinie zur Gewährung von Zuwendungen für forstwirtschaftliche Maßnahmen 2005/2006 der Erhalt von Totholz einer bestimmten Menge und Güte erstmals im Privatwald gefördert.

Welche Erkenntnisse aus den Projekten sind besonders für die Forstpraxis interessant? Die folgende Aufzählung kann nur einige Schlaglichter aufführen, ohne Anspruch auf Vollständigkeit zu erlangen.

- Nachweis und damit Planungssicherheit zur positiven Wirkung der Mischungsform Kiefer/Buche auf buchentauglichen Standorten mittlerer Nährstoffversorgung, auch bei sich verschärftenden Klimabedingungen.
- Die verbessernde Wirkung der Buchenunterstände auf den Oberbodenzustand ist beachtlich. Die Veränderung der Humusform von Moder zu Mull in älteren Umbaustadien geht einher mit einer Zunahme der Bodenfauna und Abbauaktivität, höheren Streuumsatzraten und eine verbesserte Nährstoffverfügbarkeit durch höhere Mykorrhizaformenvielfalt der Buchen.
- Der Unterbau mit Laubholz trägt durch eine Verstärkung der Tiefenversickerung außerhalb der Vegetationsperioden positiv zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes bei.

* *Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg*

- Auch künstlich schematisch begründete Mischbestände zerfallen im weiteren Bestandesleben in mosaikartige Teilareale unterschiedlicher Strukturen. Dieser natürliche Strukturierung entspricht die Betriebsform des gruppen- und horstweisen Femelschlags am besten.

- Intensive Bodenbearbeitung (tiefgehendes Pflügen) zerstört die natürliche vertikale Struktur des Oberbodens.

- Für die naturnahe Buchenbewirtschaftung ist eine kleinflächige Verjüngung anzustreben. Durch einzelstammweise Nutzung wird ein kleinflächiges Mosaik gefördert, welches den natürlichen Strukturen entspricht. Es ist ein permanenter „erziehender" heterogener Altholzschirm hoher Deckung anzustreben. Eine Totholzmenge von 10 % des Lebensvorrates wird im Flächenmittel als erstrebenswert angesehen.

- Es konnte nachgewiesen werden, dass eine kahlschlagsfreie Begründung von Eichen-Voranbauten bei Überschirmung, die zu einer Einschränkung des relativen Lichtgenusses von weniger als 40 % gegenüber dem Freiland führt (entspricht B° von 0,6) auch im nordostdeutschen Tiefland unproblematisch ist. Der Halbschatten bietet geringere Risiken bei der Bestandesbegründung.

- Die Saat als eine Begründungsmöglichkeit ist auch unter dichten bestockten Oberstand positiv zu bewerten. In Frässtreifen eingebrachte Eichensaaten unterm Kiefernschirm vermögen eine individuenreiche vitale Verjüngung hervorzubringen.

- Die von Mortzfeldt angestellten Überlegungen zur kleinflächigen Eichenbewirtschaftung besitzen eine hohe Aktualität. Besonders bedeutsam ist das Etablieren von Eichenhorsten in durch Schädigungen oder durch die Nutzung entstandenen Lücken in Kiefernreinbeständen. Dabei sollten besonders kleinstandörtlich bessere Bereiche wie z. B. Senken und Lehminseln genutzt werden.

- Kiefernforste sind nicht so artenarm wie es bisher dargestellt wurde. In den vorliegenden Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass es in alten Kiefernforsten eine hohe Artenzahl z. B. von Käfern und Webspinnen gibt. Besonders wichtig sind Kleinstrukturen wie Astabbrüche, Wurzelteller, Schürfstellen usw. in Reinbeständen. Die Bedeutung von stehenden und starken Kieferntotholz trägt zum Artenreichtum in Wirtschaftswäldern bei.

- Der Waldumbau bereichert Kiefernforste und fördert die Feindpopulationen der tierischen Schaderreger.

- Auf unzureichend nährstoffversorgten Sandböden unter niederschlagsarmen und sommerwarmen Klimabedingungen ist ein großflächiger Waldumbau nicht sinnvoll. Hier sollte weiter mit der Kiefer gewirtschaftet werden, die hier eine gute Wertleistung erbringt und eine hohe Plastizität bei zu erwartenden Klimaveränderungen besitzt.

Die langfristige Waldentwicklungsplanung, welche eine Reduzierung der Nadelholzreinbestände von derzeit 75 % auf 45 % im Gesamtwald (ohne Bundeswald) bis zum Jahr 2045 vorsieht, muss nicht völlig neu aufgestellt werden, jedoch besonders über das Wie muss sich Gedanken gemacht werden. Alleine mit aufwändigen Pflanzungen von Eiche, Buche, Linde und anderen Laubbaumarten unter den Schirm des Kiefernbestandes wird es nicht zu schaffen sein. Dies kann sich kein Waldbesitzer leisten, auch nicht der Landeswald. Hier sind in Zukunft bei der Bewertung der Verfahren stärker die betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkte zu berücksichtigen.

Die Eigenkräfte der Natur müssen beim Waldumbau mehr und mehr zum Tragen kommen. Ziel sind dabei nicht mehr großflächige homogene Naturverjüngungen „aus einem Guss", sondern trupp- und horstweise, in Bestandeslücken aufkommende, Verjüngung. Es macht dann natürlich wenig Sinn, eine Fläche von beispielsweise 6 Hektar zu zäunen, nur in Erwartung einiger Horste Naturverjüngung. Hier muss parallel eine konsequente Schalenwildbejagung erfolgen, die sich besonders auf die verjüngungsfähigen Flächeneinheiten konzentrieren sollte. Der Erfolg dieser Strategie kann in einigen Revieren Brandenburgs besichtigt werden, doch sind es bisher noch Einzelbeispiele.

Das aktive Einbringen von Laubholz unter Zaun, d. h. das Pflanzen, sollte auf den entsprechenden Kleinstandorten vorrangig in großflächigen Kiefernreinbeständen erfolgen, in denen kein bzw. geringes Samenpotenzial von Laubbäumen vorhanden ist und der Verbissdruck durch das Schalenwild besonders gravierend ist. Weiterhin spielt die Bodenvegetation (Vergrasung) eine wichtige Rolle bei der Wahl des Verjüngungsverfahrens.

Die Gestaltung der Lichtverhältnisse mit dem Eingriff in den Oberstand durch die Bestandespflege und Nutzung kommt eine große Bedeutung zu. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Schattenverträglichkeit der Laubholzverjüngung größer ist als bisher vermutet. Das trifft besonders auf die Eiche zu, die früher hauptsächlich auf der Freifläche nach Kahlschlag verjüngt wurde. Doch es haben sich hierbei immer wieder große Rückschläge durch Spätfrost und Dürre eingestellt.

Ein schnelles Öffnen des Oberstandes zur Unterstützung der Verjüngung ist nicht zielführend und führt zu Verlusten von Zuwachsträgern. Dies verbietet auch die Orientierung auf den Einzelstamm (Z-Baumauswahl) bei der Erziehung, Pflege und Nutzung.

Viele der Einzelprojekte innerhalb des BMBF-Förderschwerpunktes haben sich mit den Wirkungen des Einbringens der Buche in Kiefernbestände beschäftigt. Das Hauptpotenzial liegt jedoch in Brandenburg bei der Stiel- und Traubeneiche. Von der natürlichen Ausstattung her ist Brandenburg ein Eichenland, besonders die Mitte und der Süden des Landes. Die Möglichkeiten des Waldumbaus mit dieser Baumart sind somit sehr groß und noch lange nicht ausgeschöpft.

Jedoch zeigen uns die Waldzustandsberichte der vergangenen Jahre, das besonders die Schädigungen an Eichen zugenommen haben, hervorgerufen durch Witterungsextreme wie das Trockenjahr 2003. Vielen Forstleuten ist noch das späte Austreiben und die schüttere Belaubung im Jahr 2004 als böses Ohmen im Gedächtnis. Besonders die Traubeneiche ist zwar eine Lebenskünstlerin im trockenen südmärkischen Klimabereich, doch mag sie nicht abrupte Veränderungen der standörtlichen Verhältnisse, besonders des Wasserhaushaltes. Hier besteht nach wie vor erhöhter Forschungsbedarf. Es wird noch zu erfragen sein, wo die Grenzen für den Anbau der Eiche sind und welche Baumarten sie ersetzen können. Die Eiche wird uns in Zukunft in der Theorie und Praxis noch sehr stark beschäftigen.

Im Gegensatz dazu zeigt die Kiefer ein standhaftes Verhalten gegenüber Witterungsunbilden. Nie war die Rede von einer völligen Abkehr dieser Charakter- und Brotbaumart der Mark Brandenburg. In Mischung mit der Eiche oder auch in Reinbeständen wird sie auch in Zukunft eine Hauptbaumart bleiben und bei entsprechenden Planungen berücksichtigt. Wie sich an Hand der Untersuchungen zeigte, kommt es besonders auf den Erhalt und die Förderung von Kleinstrukturen in Reinbeständen an. Durch das schrittweise Annäherung des Bestandesaufbaus in vertikale und kleinflächige horizontale Strukturen werden auch Kiefernreinbestände stabiler und das Betriebsrisiko sinkt.

Waldumbau in Brandenburg heißt nicht nur Wechsel der Baumarten, sondern auch **Umbau der Bestandesstruktur.** Die Hauptbaumarten Kiefer, Buche und Eiche müssen, wenn sie als Reinbestand vorkommen, so bewirtschaftet werden, dass ihre Struktur der in natürlichen Wäldern nahe kommt. Es ergeben sich dann kleinflächige Strukturen und eine erhöhte Biodiversität.

Die waldbaulichen Zielstellungen für Brandenburg sind damit auf dem aktuellen Stand der Wissenschaft und die Früchte des abgeschlossenen Förderschwerpunktes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ sind auf verjüngungsbereiten Boden gefallen. Die Saat geht auf, nun muss gepflegt und irgendwann geerntet werden. Spätere Generationen werden uns danken.

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Verbraucherschutz
des Landes Brandenburg**

Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit

Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam
Telefon: (0331) 8667237 und 8667017
Fax: (0331) 8667018
Internet: www.mluv.brandenburg.de
E-Mail: pressestelle@mluv.brandenburg.de

**Landesforstanstalt Eberswalde**
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
Telefon: (03334) 650
Fax: (03334) 65206
Internet: www.lfe.brandenburg.de
E-Mail: lfe@lfe-e.brandenburg.de