

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

ISSN 0002-5852

INHALTSVERZEICHNIS

AUFSATZE

H. Spiecker und K. von Gadow	Nachruf: Prof. Dr. Dr. h.c. GERHARD MITSCHERLICH † 197 (Obituary)
N. Tremer, J. Hansen und K. von Gadow	Untersuchung der Durchmesserzuwächse natürlicher Buchen- verjüngungen 198 (Analysis of the diameter growth of natural Beech regeneration)
I. Özdemir, B. Koch, U. Asan, C.-P. Gross, and S. Hemphill	Separation of Citrus Plantations from Forest Cover using Landsat Imagery 208 (Unterscheidung von Zitrusplantagen und Waldbedeckung in Land- sat Satellitenbildern)
S. Ammer und C. Huber	Die Regenwurmlbensgemeinschaft im Höglwaldexperiment 21 Jahre nach Kalkung 213 (The earthworm community of the Höglwald experiment 21 years after liming)
S. Ahmadiar und A. Schlüter	Das Rundholzverfahren des Kartellamtes aus wettbewerbstheore- tischer Sicht 220 (The Cartel Office's Round Timber Proceeding from the view of theories of competition)
M. Dölle and W. Schmidt	Changes in plant species diversity during thirty-six years of undis- turbed old-field succession 225 (Veränderung der Phytodiversität während 36 Jahren ungestört ablaufender Sukzession auf Ackerbrachen)

178. JAHRGANG 2007 HEFT 11/12 NOV./DEZ.

J. D. SAUERLANDER'S VERLAG • FRANKFURT AM MAIN

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

Unter Mitwirkung der
Mitglieder der Lehrkörper der Forstlichen Fakultäten
von Freiburg i. Br. und Göttingen

herausgegeben von

Dr. K.-R. Volz

o. Professor

der Forstwissenschaft an der
Universität Freiburg i. Br.

Dr. Dr. h.c. K. von Gadow

o. Professor

der Forstwissenschaft an der
Universität Göttingen

ISSN 0002-5852

Erscheinungsweise: Jährlich 12 Hefte, bei Bedarf Doppelhefte
(zweimonatlich).

Bezugspreis: Jährlich € 148,- zuzüglich Zustellgebühr; Studenten
und in Ausbildung befindliche Forstreferendare € 118,40 (empf.
Richtpreis). Preis der Einzelhefte je nach Umfang verschieden.

Bezug: Durch den Buchhandel oder direkt vom Verlag. Das Abon-
nement gilt jeweils für einen Jahrgang. Es läuft weiter, wenn nicht
unmittelbar nach Lieferung des Schlussheftes eines Jahrgangs eine
Abbestellung erfolgt.

Manuskripte (es werden nur Erstarbeiten veröffentlicht) sind nach
vorheriger Anfrage an die Herausgeber einzusenden. Für unver-
langt eingegangene Manuskripte wird keine Gewähr übernommen.
Rücksendung erfolgt nur, wenn Rückporto beiliegt.

Entsprechend dem international weit verbreiteten Review-Verfah-
ren wird jeder Beitrag von zwei Fachgutachtern (vor allem Mitglie-
der der Lehrkörper der Forstlichen Fakultäten der Universitäten in
Freiburg i. Br. und Göttingen) hinsichtlich Inhalt und Form geprüft.

Die Manuskripte sind möglichst auf Diskette und in dreifacher
Ausfertigung einzureichen. Sie sollten 3 bis 4 (maximal 6 Druck-
seiten) umfassen. Hierbei entspricht eine Druckseite ungefähr
einem zweiseitigen Text mit 12-Punkt-Schrift in Times New
Roman. Neben einem möglichst kurz gehaltenen Titel der Arbeit
sind bis zu maximal 10 Schlagwörter und key words anzugeben.
Manuskripte mit Tabellen und Abbildungen werden nur angenom-
men, wenn die Tabellen-Überschriften und die Abbildungs-
unterschriften in deutscher und englischer Sprache abgefasst sind.
Der Beitrag soll neben einer deutschen Zusammenfassung eine
Zusammenfassung in englischer Sprache (Summary mit Title of
the paper) enthalten. Die Übersetzung ins Französische (Résumé)
erfolgt i. Allg. durch den Verlag.

Um unnötige Korrespondenz zu vermeiden, werden die Autoren
gebeten, bei Abfassung ihres Manuskriptes eine neuere Ausgabe
der Allgemeinen Forst- und Jagdzeitung sowie die beim Verlag und
bei den Herausgebern erhältlichen „Hinweise für die Autoren“ zu
beachten.

Die in dieser Zeitschrift veröffentlichten Beiträge sind urheber-
rechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck – auch von Abbildun-
gen –, Vervielfältigung auf photomechanischem oder ähnlichem
Wege oder im Magnettonverfahren, Vortrag, Funk- und Fernseh-

sendung sowie Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen – auch
auszugsweise – bleiben vorbehalten. Werden von einzelnen Bei-
trägen oder Teilen von ihnen einzelne Vervielfältigungsstücke im
Rahmen des § 54 UrhG hergestellt und dienen diese gewerblichen
Zwecken, ist dafür eine Vergütung gem. den gleichlautenden
Gesamtverträgen zwischen der Verwertungsgesellschaft Wort, Abt.
Wissenschaft, Goethestr. 49, 80336 München und dem Bundes-
verband der Deutschen Industrie e. V., dem Gesamtverband der
Versicherungswirtschaft e. V., dem Bundesverband deutscher
Banken e. V., dem Deutschen Sparkassen- und Giroverband und
dem Verband der Privaten Bausparkassen e. V., in die VG Wissen-
schaft zu entrichten. Die Vervielfältigungen sind mit einem Ver-
merk über die Quelle und den Vervielfältiger zu versehen. Erfolgt
die Entrichtung der Gebühren durch Wertmarken der VG Wissen-
schaft, so ist für jedes vervielfältigte Blatt eine Marke im Wert von
€ 0,20 zu verwenden.

Anzeigenannahme: J. D. Sauerländer's Verlag, Finkenhofstraße 21,
D-60322 Frankfurt am Main.

Anzeigenpreis: Die 43 mm breite mm-Zeile € 0,44. Für Geschäfts-
anzeigen gilt die Preisliste Nr. 8. Anfragen an Verlag erbeten.

Verlag: J. D. Sauerländer's Verlag, Finkenhofstraße 21, D-60322
Frankfurt am Main, Telefon (069) 55 52 17, Telefax (069)
5 96 43 44. eMail: aulbach@sauerlaender-verlag.com. Internet:
www.sauerlaender-verlag.com. *Bankkonten:* Commerzbank, Frank-
furt a. M. 5 408 075; Postbankkonto: Frankfurt a. M. Nr. 896-607.

This journal is covered by ELFIS, EURECO, CAB Forestry
Abstracts, Chemical Abstracts, by Current Contents Series
Agriculture, Biology and Environmental Sciences (CC/AB) and by
the Science Citation Index® (SCI®) of Institute for Scientific Infor-
mation.

Die Anschriften der Herausgeber:

Prof. Dr. K.-R. VOLZ, Institut für Forst- und Umweltpolitik der
Universität Freiburg, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg

Prof. Dr. Dr. h. c. KLAUS VON GADOW, Institut für Waldinventur
und Waldwachstum der Universität Göttingen, Büsgenweg 5,
D-37077 Göttingen

Die Anschriften der korrespondierenden Autoren von Heft 11/12 des 178. Jahrgangs:

Dr. SABINE AMMER, Zentrum Wald-Forst-Holz-Weihenstephan,
Am Hochanger 11, D-85354 Freising. E-Mail: schedl.ammer@t-online.de

MICHAELA DÖLLE, Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung
für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Büsgen-
weg 1, D-37077 Göttingen. E-Mail: mdoelle@gwdg.de

Dr. IBRAHIM, ÖZDEMİR, Süleyman Demirel Üniversitesi, Orman
Fakultesi TR-32260 Cünür-Isparta, Turkey. E-Mail: ibrahim@orman.sdu.edu.tr

Dr. ACHIM SCHLÜTER, Universität Freiburg, Institut für Forst-
ökonomie, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg. E-Mail:
a.schlueter@ife.uni-freiburg.de

Prof. Dr. HEINRICH SPIECKER, Universität Freiburg, Institut für
Waldwachstum, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg. E-Mail:
instww@uni-freiburg.de

NILS TREMER (M. Sc.) Universität Göttingen, Burckhardt-Institut,
Abt. Waldinventur und Fernerkundung, Büsgenweg 3, D-37077
Göttingen. E-Mail: ntremer@uni-forst.gwdg.de

Übersetzung der Résumés,

soweit sie nicht von den Autoren zur Verfügung gestellt werden:
Prof. RENÉ KELLER, 13 Allée des Mirabelles, F-54520 Laxou



Aufsätze der Allgem. Forst- und Jagdzeitung seit 1949 in einem exklusiven Recherche-Modul auf dieser CD von EURECO:
26.279 Publikationen, 930.000 Keywords, zweisprachige Recherche Deutsch-Englisch, virtuelle Bibliothek, Ausdrücke und
Datenport in Profiversion; ab € 49,- aid, Konstantinstraße 124, Stichwort 'ÖKOWALD', D-53179 Bonn
<http://www.fh-rottenburg.de/greenlink/oekowald/index.html>

Nachruf

Prof. Dr. Dr. h.c. GERHARD MITSCHERLICH verstorben



Am 25. 8. 2007 verstarb der Forstwissenschaftler und langjährige Ordinarius für Waldwachstum an der Albert-Ludwigs-Universität in Freiburg Professor Dr. Dr. h.c. GERHARD MITSCHERLICH im Alter von 96 Jahren. GERHARD MITSCHERLICH wurde 1911 als ältester Sohn des international anerkannten Landbauwissenschaftlers und Ordinarius für Pflanzenbaulehre und Bodenkunde an der Universität Königsberg, EILHARD ALFRED MITSCHERLICH, und seiner Ehefrau LUISE

CLAUSS in Königsberg geboren. Er studierte Forstwissenschaften in Eberswalde und Tharandt. Als Assistent bei Prof. Wiedemann an der Abteilung Ertragskunde der Preußischen Forstlichen Versuchsanstalt promovierte GERHARD MITSCHERLICH 1939 an der Forstlichen Hochschule Eberswalde; die Habilitation erfolgte drei Jahre später. Als Leiter des Forstamtes Lutter am Barenberg in Niedersachsen konnte MITSCHERLICH nach dem Krieg zuerst Praxiserfahrungen sammeln, bevor er 1950 auf den Lehrstuhl für Forstliche Ertragskunde an die Universität Freiburg i. Br. berufen und gleichzeitig zum Leiter der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt ernannt wurde. 1956–1957 war er Dekan der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät. Als Rektor der Freiburger Universität in den Jahren 1963/64 setzte sich MITSCHERLICH auch für allgemeine Belange der Universität ein. 1972 bis 1974 war er Dekan der Forstwissenschaftlichen Fakultät und seit 1975 Mitglied der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina zu Halle. 1977 wurde er emeritiert; 1984 wurde ihm die Ehrendoktorwürde der Ludwig-Maximilians-Universität München verliehen. In der Zeit von 1960 bis 1985 hat sich MITSCHERLICH als Schriftleiter der *Allgemeinen Forst- und Jagdzeitung* (AFJZ) unermüdlich für die Qualität und Ausrichtung der deutschsprachigen Waldforschung eingesetzt. Ihm ist es zu verdanken, dass diese älteste forstwissenschaftliche Fachzeitschrift sich verjüngt und weiterentwickelt hat und sich auch neben den großen Verlagen international behaupten konnte.

MITSCHERLICHs wissenschaftliche Werke zeichnen sich durch eine außerordentliche Bandbreite aus. Begonnen hat er seine Forschungen mit damals sehr fortschrittlichen Untersuchungen zu Derbholzformzahlen und der Entwicklung von Sortenertragstafeln. In Freiburg wandte er sich zunächst der Frage des Wachstums einzelner Baumarten wie der Fichte, der Buche, der Eiche und auch der Roteiche auf verschiedenen Standorten zu. Bald interessierten ihn außerdem die heute noch aktuellen Fragen der Dynamik des Wachstums von Plenterwäldern und Mischbeständen. Seine im Jahre 1961 veröffentlichten Untersuchungen in Plenterwäldern des Schwarzwaldes sind ein Beispiel für eine wissenschaftlich fundierte Auseinandersetzung mit dem Prinzip der Stammzahl-Leitkurven. Die Standardisierung von Waldstrukturen durch das forstliche Management ist auch heute noch eine Herausforderung für die Waldforschung. Früh erkannte er die verschiedenen Funktionen des Waldes als Holzlieferant, als Wasserspender und als Erholungsraum und die sich hieraus ergebenden Folgen für die Waldbewirtschaftung. MITSCHERLICH veröffentlichte Arbeiten zu Wald und Wasser, zur schalldämmenden Wirkung des Waldes und zahlreiche Arbeiten zu Wald und Klima. Mit vielen seiner Forschungsthemen war er seiner Zeit voraus. In seinem dreibändigen Lehrbuch über „Wald, Wachstum und Umwelt“ beispielsweise sind wichtige ökologische Grundlagen der Wachstumsforschung zusammengefasst, die auch heute noch zur Pflichtlektüre der Waldökosystemforschung zählen. Den temperaturabhängigen Beginn des Austreibens der Baumarten in verschiedenen Höhenlagen der deutschen

Mittelgebirge hat MITSCHERLICH aus zahlreichen Beobachtungen zusammengefasst. Ihn interessierte die Verteilung der Fein- und Feinstwurzeln im Boden und die Form der Lichtdämpfung, d.h. die vertikale Verteilung der Beleuchtungsstärke, in einem Waldbestand. Die Besonderheiten der Blattstellung und Licht-Extinktion in Abhängigkeit von der Kronenhöhe hat MITSCHERLICH bereits vor 40 Jahren untersucht. Beeinflusst durch seine Arbeiten befasst sich die Waldforschung nicht mehr ausschließlich mit der wirtschaftlichen Nutzung der Wälder, sondern zunehmend mit dem Ökosystem Wald, seiner Struktur und Dynamik. Unabhängig von dem jeweils aktuellen Nutzen strebt MITSCHERLICHs Waldforschung nach allgemeingültigen Erkenntnissen über die vielfachen Wechselbeziehungen zwischen den im Wald lebenden Organismen und deren anorganischer Umgebung. Gleichzeitig orientiert sie sich an den Bedürfnissen der Gesellschaft. Dass die Waldwachstumsforschung sowohl grundlagen- als auch praxisorientiert ist, belegen MITSCHERLICHs Untersuchungen über das Wachstum der Bäume in Reaktion auf die Nutzungen und bestimmte Eingriffe, wie z.B. Ästungen.

Geprägt sind seine Arbeiten durch seinen Drang, den Dingen auf den Grund zu gehen. So beschäftigte ihn nicht nur die heute wieder so aktuelle Frage, wie sich die Umweltbedingungen auf das Wachstum des Waldes auswirken, sondern auch wie der Wald seine Umwelt beeinflusst. Dazu verwendete er immer höher auflösende Messverfahren für die Wachstumsabläufe aber auch für die Beschreibung der Umweltfaktoren.

Als Emeritus blieb er seinen breit angelegten Denkansätzen treu, allerdings bewegten sich seine Gedanken in Bereiche, die weit über die Naturwissenschaften hinausgehen. Erste Ansätze hierzu werden in seinem 1982 erschienenen Buch 'Wald – Zauber und Wirklichkeit' deutlich. Hier beschreibt er für einen breiten Leserkreis die vielfältigen Beziehungen und Prozesse, die sich in Wäldern vollziehen, die aber oft nur in Teilen zu begreifen sind und als großes Ganzes auch heute noch Rätsel aufgeben. Besonders interessierte MITSCHERLICH dabei die Beziehung zwischen Wald und Mensch. Vor dem Hintergrund der wechselvollen Geschichte des Waldes, der seit vielen Generationen ausgeplündert und geschunden, geliebt und verwünscht worden ist, sieht er die Notwendigkeit der Erforschung des Waldes in seinen vielfältigen Zusammenhängen, um mit diesem Wissen auch drohenden Gefahren vorzubeugen.

In den letzten Jahren haben MITSCHERLICHs Arbeiten eine neue Dimension erfahren. In einer 222-seitigen (unveröffentlichten) Schrift befasste sich MITSCHERLICH mit dem 'Ursprung und Wandel der Religion'. Sein 1995 erschienenes Buch 'Die Welt in der wir leben' beschreibt die Entstehung des Universums und die Entwicklung der Menschheit. Es führt in die Geschichte und die heutige Ausgestaltung unserer Welt in leicht verständlicher Weise ein. Die weitgespannte Themenstellung von der Entstehung bis zum Vergehen von Sternen und Galaxien, vom Driften der Kontinente, den Strömungen der Ozeane lässt die Handschrift MITSCHERLICHs erkennen, die klare ausdrucksvolle Sprache und das Interesse an ökologischen Fragestellungen. Zahlreiche Kollegen und Kolleginnen im In- und Ausland wurden durch seine Schriften angeregt. Die Mitarbeiter im Institut für Waldwachstum der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg bauen auf den vielseitigen und bahnbrechenden Forschungsarbeiten von MITSCHERLICH auf und versuchen in seinem Sinne mit der Erforschung einzelner Facetten den Wald als Ganzes nicht aus dem Auge zu verlieren. GERHARD MITSCHERLICH ist eine der herausragenden Persönlichkeiten in der deutschen Wissenschaftslandschaft. Er hat die Waldforschung in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts maßgeblich geprägt.

HEINRICH SPIECKER,
für das Institut für Waldwachstum der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg und für die Kollegenschaft

KLAUS V. GADOW,
für die Schriftleitung und den Verlag der Allgemeinen Forst- und Jagd-Zeitung

Untersuchung der Durchmesserzuwächse natürlicher Buchenverjüngungen

(Mit 4 Abbildungen und 11 Tabellen)

Von N. TREMER¹⁾, J. HANSEN²⁾ und K. v. GADOW¹⁾

(Angenommen Dezember 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Fagus sylvatica; Buche; Naturverjüngung; Durchmesser-Wuchsmodell.

Fagus sylvatica; Beech; natural regeneration; diameter growth model.

1. EINLEITUNG

Ein wesentliches Merkmal der klassischen Forstwirtschaft ist die Vorgabe allgemein verbindlicher waldbaulicher Richtlinien. Zu den oftmals großflächig festgesetzten Vorgaben gehören Waldbausysteme mit eindeutig definierten Eingriffsfolgen. Die Bestandesentwicklung soll für den Zeitraum von der Begründung bis zur Ernte innerhalb vorhersehbarer Grenzen gesteuert werden. Solche relativ eindeutigen Vorgaben lieferten bisher die wesentliche Voraussetzung für eine ordnungsgemäße und nachhaltige Waldnutzung. In der verbindlichen Vorgabe einheitlicher waldbaulicher Zielvorstellungen äußert sich der Ordnungswille des Menschen. Dieses Ordnungsprinzip wird jedoch in Frage gestellt, wenn sich, wie die Erfahrung zeigt, die waldbaulichen Zielsetzungen in Reaktion auf ökonomische und politische Entwicklungen wiederholt ändern. Daher sind die unterschiedlichen Vorstellungen bezüglich einer optimalen Gestaltung der mittel- und langfristigen Waldentwicklung nicht *a priori* als „richtig“ oder „falsch“ einstuftbar. Der auf solchen Überlegungen basierende, von Köstler und Leibundgut geprägte Begriff des „freien Stils“ im Waldbau impliziert das Zulassen vieler Lösungen, d.h. eine Erweiterung des forstlichen Handlungsraumes.

Durch die räumliche Gliederung der Wälder wird sowohl die Zustandserfassung als auch die Vielfachnutzung erheblich erschwert. Da aber forstliche Maßnahmen immer auf der Ebene des Einzelbestandes ansetzen, können nur räumlich definierte Informationen zu deren Optimierung beitragen. Aus dieser Erkenntnis ergibt sich schließlich die Motivation für die vorliegende Untersuchung unter dem Leitthema der bestandesbezogenen Generierung von waldbaulichen Handlungspfaden, als Grundlage für die Bewertung unterschiedlicher Formen der Waldnutzung auf Landschaftsebene. Ganz konkret ergeben sich daher für die Forsteinrichtung aufgrund der sich ständig ändernden Bedingungen von Wirtschaft, Politik und Umwelt neue Aufgaben, welche nur mit Hilfe geeigneter Managementmodelle und einer neuen Planungstheorie gelöst werden können, die bestimmten realen Anforderungen gerecht wird (GADOW, 2005, 2006; HINRICHS, 2006). Strukturreiche Wälder, die durch ungleichaltrige und gemischte Bestände definiert sind, werden immer häufiger zum Ziel der waldbaulichen Planung. Diese beinhaltet unter anderem eine selektive Nutzung einzelner Bäume und die gezielte Verwendung der natürlichen Verjüngung, um homogene Bestandesstrukturen in strukturreiche, naturnahe Wirtschaftswälder zu überführen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESREGIERUNG, 1992; BIERMAYER, 1999; BROISINGER und ROTHE, 2002). Die notwendige Beurteilung alternativer Eingriffsfolgen bzw. „Managementpfade“ muss in vielen Fällen Komponenten zur Verjüngungssimulation beinhalten. Nur so können die Auswirkungen unterschiedlicher Behandlungskonzepte umfassend und langfristig

abgeschätzt werden. In einigen der in Deutschland verwendeten Waldwachstumssimulatoren wurden bereits Verjüngungs- und Einwuchsmodelle implementiert (NAGEL et al., 2006; PRETZSCH et al., 2002; HERLING, 2005). Die Entwicklungsprognose der natürlichen Waldverjüngung ist nicht nur ein sehr wichtiges, sondern auch ein besonders anspruchsvolles Forschungsfeld mit zahlreichen offenen Fragestellungen (HASENAUER et al., 2000).

Die vorliegende Fallstudie befasst sich mit einem Aspekt des Wachstums der natürlichen Buchenverjüngung. Definitionsgemäß liegt die Grenze zwischen Verjüngung und Altbestand in Niedersachsen bei einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 7 cm. Bäume mit einem BHD ≥ 7 cm werden dem Altbestand zugeordnet. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, statt des üblicherweise untersuchten Höhenzuwachses (HERLING, 2005), den Durchmesserzuwachs der Verjüngungspflanzen zu modellieren, um somit den periodischen Einwuchs in den Altbestand prognostizieren zu können.

Empirische, zumeist regressionsanalytische Ansätze zur Beschreibung von Verjüngungsprozessen wie Ansamung, Keimung, Etablierung, Wachstum (und Einwuchs in den Altbestand) sowie Mortalität basieren auf Daten, die aus großräumigen Verjüngungsinventuren stammen oder aus Versuchsflächen, die für spezielle Fragestellungen angelegt wurden. Beispiele hierfür bieten die Arbeiten von FERGUSON et al. (1986), PUKKALA u. KOLSTRÖM (1992), FERGUSON u. CARLSON (1993), FERGUSON (1996), GOLSER u. HASENAUER (1997), WAGNER (1997), SCHWEIGER u. STERBA (1997), HASENAUER et al. (2000), KINDERMANN et al. (2002), LEDERMANN (2002), HERLING (2005) sowie TREMER et al. (2005).

Statistischen Regressionsmodelle zielen in erster Linie auf eine möglichst genaue Reproduktion der Beobachtungsmuster und weniger auf eine Kausalanalyse der Zusammenhänge ab. Die Abbildung von Erklärungsmustern wird dagegen durch Prozessmodelle, oder im Fall der Beschreibung von Langzeitdynamiken durch Kleinflächen-Modelle, geleistet. Ein wesentlicher Vorteil guter empirischer Modelle gegenüber prozessorientierten Ansätzen liegt in einer hohen Genauigkeit innerhalb des Parametrisierungsbereiches. Außerhalb des durch die Parametrisierungsdaten abgedeckten Bereiches können ökophysiologische Prozessmodelle qualitativ wertvolle Erkenntnisse liefern. Mit Hilfe von Prozessmodellen können ökophysiologische Grundprozesse abgebildet werden, was die Untersuchung sowie das Verständnis von Prozessen und der sie bestimmenden Bedingungen wie beispielsweise die Auswirkungen von bestimmten Strahlungs-, Temperatur- und Wasserhaushaltsbedingungen auf die physiologische Leistung von Pflanzen ermöglicht (BOSSEL, 1996; MÄKELÄ et al., 2000; HAUHS et al., 2001; LANDSBERG et al., 2003). Die hohe Sensitivität gegenüber einer Vielzahl von Eingangsvariablen, die teilweise nur über Annahmen bestimmt werden können, sowie die Komplexität der Systeme erschweren jedoch die quantitativ exakte Reproduktion beobachteter Datenstrukturen und damit den Einsatz in Managementmodellen der Forsteinrichtung.

Die Verwendung von Inventurdaten als Parametrisierungsgrundlage für statistische Ansätze bietet einige Vorteile. Zum einen steht damit eine extrem umfangreiche sich ständig erweiternde Datenbasis zur Verfügung, die zukünftig auch eine lokale Kalibrierung der Modelle zulassen wird. Zusätzlich ergibt sich der Vorteil, dass

¹⁾ Universität Göttingen, Burckhardt-Institut, Abt. Waldinventur und Fernerkundung, ehemals Institut für Waldinventur und Waldwachstum.

²⁾ Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) Göttingen.

die Datenstrukturen in der Parametrisierungsgrundlage mit denen der Initialisierungsgrundlage von Wachstumssimulatoren übereinstimmen, wenn zum Beispiel waldbauliche Szenarien auf der Basis von Betriebsinventuren berechnet werden.

Vor diesem Hintergrund wurde exemplarisch für die Baumart Buche ein empirisches Modell zur Prognose des mittleren jährlichen Wurzelhalsdurchmesserzuwachses innerhalb einer 5-jährigen Wachstumsperiode hergeleitet. Ausschließlich solche Variablen wurden verwendet, die in der niedersächsischen Betriebsinventur routinemäßig erhoben werden. Dieser Beitrag beschreibt die Ergebnisse der Untersuchung.

2. DATENGRUNDLAGE

Als Datengrundlage wird die Erstaufnahme einer im Jahr 1999 im niedersächsischen Forstamt Grünenplan durchgeführten Betriebsinventur verwendet. Das Forstamt Grünenplan ist dem Wuchsbezirk „Unteres Weser-Leine-Bergland“ zugeordnet, welcher im Wuchsgebiet Weserbergland liegt. Die verwendeten Inventurpunkte befinden sich in den Teilwuchsgebieten Ith-Hils-Bergland und Hils-Hochlagen. Es kommen Höhenlagen von 150–480 m vor, wobei die aufgenommenen Untersuchungsflächen im Mittel in einer Höhe etwa 280 m ü. NN liegen. Die klimatischen Kennwerte entsprechen im Wesentlichen denen des Wuchsbezirkes Unteres Weserbergland. Die durchschnittliche mittlere Jahrestemperatur liegt bei 8,2 °C. Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge liegt bei 800 mm, wovon durchschnittlich 380 mm in der forstlichen Vegetationszeit fallen (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT, 2000). Das Ith-Hils-Gebiet stellt eine typische Schichtrippenlandschaft dar, in der es eine hohe Vielfalt an geologischen Schichtfolgen gibt. Aus diesen vielfältigen Ausgangsgesteinen ergibt sich eine ebenfalls sehr abwechslungsreiche Pedogenese. *Tabelle 1* zeigt die Anteile der nach dem Schätzrahmen der Standortskartierung des niedersächsischen Forstplanungsamtes ausgewiesenen Nährstoffversorgungsklassen in der Datengrundlage (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT, 2004). Die Böden der aufgenommenen Probepunkte sind zu 85 % als ziemlich gut bis gut nährstoffversorgt angesprochen worden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 189 der im Jahr 1999 erstmals aufgenommenen Probepunkte erneut nach dem Inventurverfahren der Niedersächsischen Landesforstverwaltung aufgenommen (BÖCKMANN et al., 1998). Die Aufnahme auf konzentrischen Kreisen umfasst unter anderem allgemeine Angaben zum Stichprobenpunkt wie Gauß-Krüger-Koordinaten, die Hangneigung, die Seehöhe über NN, den Bestandestyp und Bodenzustand (Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt), Einzelbauminformationen auf Altbestandsebene wie Polarkoordinaten der Baumfußpunkte, BHD, Baumart, -alter und -höhe, sowie Verjüngungsinformationen in Form von Anzahlen an Verjüngungspflanzen je vorkommender Art-Höhenklassen-Kombination, mittleres Alter je vorkommender Art-Höhenklassen-Kombination, der Entstehung, Konkurrenz durch Bodenvegetation, sowie dem Verbiss. Bei eventuell vorkommenden unterschiedlichen Altern innerhalb einer Höhenklasse wird das Alter der Verjüngung als nach Anzahl gewogenes Mittel geschätzt (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT, 2001).

Bei der Auswahl der Probepunkte erfolgte eine Beschränkung auf Buchen- und Buchenmischbestände (vgl. *Tab. 2*).

Die Beschränkung der Aufnahme auf Buchen- und Buchenmischbestände spiegelt sich auch in der Verteilung der Grundflächenanteile nach Arten im Altbestand wider (*Tab. 3*). Die Buche weist zu den beiden Aufnahmezeitpunkten 1999 und 2004 mit jeweils ca. 90 % den größten Grundflächenanteil innerhalb der Datengrundlage auf.

Zur Charakterisierung der Altbestände der aufgenommenen Probepunkte wurden die mittleren Grundflächen [m²/ha] und die mittleren Stammanzahlen je Hektar nach Arten getrennt für beide Aufnahmezeitpunkte berechnet (*Tab. 4*). Zusätzlich angegeben sind die dazugehörigen Standardabweichungen. Die Standardabweichung als Streuungsmaß weist aufgrund der hohen Werte auf ein breites Spektrum an unterschiedlichen Bestandessituationen bezüglich der Bestandesdichte hin.

Ergänzend zum Verfahren der niedersächsischen Betriebsinventur wurde bei der Wiederholaufnahme von jeder an einem Stichprobenpunkt vorhandenen Verjüngungsbaumart ein Probebaum, sofern

Tab. 1

Anteile der ausgewiesenen Nährstoffversorgungsklassen.
Nutrient class percentages in the sample plots.

Nährstoffversorgung	sehr gut	gut	ziemlich gut	mäßig	schwach
%	1	30	55	11	3

Tab. 2

Anteile der ausgewiesenen Bestandestypen.
Percentages of the stand types in the sample plots.

Bestandestyp	Bu rein	Bu Edel	Bu Fi	Bu Lä	Bu Ei	Bu Bah	Bu sonst. BA
%	69	6	7	5	4	1	8

Tab. 3

Grundflächenanteile der Arten im Altbestand zum Zeitpunkt der Erstaufnahme im Jahr 1999 und der Wiederholaufnahme im Jahr 2004.

Percentages of old growth basal areas of the different species in 1999 and 2004 in the plots.

Aufnahmezeitpunkt	Grundflächenanteil Baumartengruppe [%]					
	Buche	Edellaub	Eiche	anderes Laubh.	Fichte	anderes Nadelh.
1999	90,2	1,8	2,4	1,8	2,5	1,3
2004	90,4	2,4	2,6	1,3	2,2	1,1

Tab. 4

Mittelwerte \bar{G} und Standardabweichungen s_G der artspezifischen Grundflächen [m²/ha], sowie Mittelwerte \bar{N} und Standardabweichungen s_N der artspezifischen Stammzahlen [N/ha] innerhalb des Altbestandes zu den beiden Aufnahmezeitpunkten 1999 und 2004 (*Edel* = Edellaubholz, *aLh* = anderes Laubholz, *aNh* = anderes Nadelholz).

Means \bar{G} and standard deviations s_G of the species specific basal areas [m²/ha] and means \bar{N} and standard deviations s_N of the species specific stem numbers [N/ha] in the old growth in 1999 and 2004 (*Edel* = Noble Hardwood, *aLh* = other hardwoods, *aNh* = other conifer trees).

	\bar{G}_{99}	s_{G99}	\bar{G}_{04}	s_{G04}	\bar{N}_{99}	s_{N99}	\bar{N}_{04}	s_{N04}
Buche	22,13	10,4	22,27	10,2	432	495	441	525
Edel	0,57	1,9	0,73	2,4	17	74	24	104
Fichte	0,97	2,7	1,04	2,9	9	29	8	26
Eiche	0,92	2,6	0,92	2,7	13	44	13	50
aLh	1,11	4,4	0,76	2,8	32	120	22	81
aNh	0,48	1,7	0,44	1,7	5	20	3	12

vorhanden, aus der zweiten und dritten Höhenklasse (50–130 cm bzw. > 130 cm), sowie teilweise auch aus der ersten Höhenklasse der Verjüngungspopulation (< 50 cm) entnommen. Aus dieser Klasse wurden aufgrund der zum Teil sehr kleinen Dimensionen nur in Ausnahmefällen Probestämme entnommen, da eine exakte Durchmesserzuwachsanalyse bei zu kleinen Dimensionen nicht möglich ist.

An den insgesamt 157 entnommenen Probestämmen wurden die Höhe, der Wurzelhalsdurchmesser und sofern der Probestamm eine Höhe größer 130 als cm aufwies der Brusthöhendurchmesser gemessen. Weiterhin sind Stammscheiben aus dem Bereich des Wurzelhalses entnommen worden, an welchen eine Zuwachs- und Altersbestimmung erfolgte. Die Stammscheiben wurden bei allen Probestämmen direkt oberhalb der Humusschicht entnommen. Für die hier beschriebene Entwicklung eines Wachstumsmodells für Buche konnten letztlich 117 Probestämme aus 108 Probekreisen genutzt werden. An den entnommenen Wurzelhalscheiben der Probestämme wurden die Durchmesserzuwächse gemessen und das Alter ermittelt. Die Messung der Durchmesserzuwächse am Wurzelhals erfolgte systematisch an zwei Radien der Stammscheiben. Gemessen wurden die Zuwächse jeweils entlang des maximalen und des minimalen Radius. Die auf diese Weise ermittelten maximalen und minimalen radialen Zuwächse einer Wachstumsperiode wurden anschließend gemittelt, um den mittleren Durchmesserzuwachs der jeweiligen Wachstumsperiode zu erhalten. Um einen möglichen Einfluss einer Schädigung von Wild auf den Zuwachs auszuschließen,

wurden nur solche Bäume als Probestämme ausgewählt, welche keine sichtbaren Wildschäden aufwiesen.

Zur Charakterisierung der Verjüngungssituation innerhalb der aufgenommenen Probekreise wurden die mittleren Stammanzahlen getrennt nach Arten, sowie die dazugehörige Standardabweichung [N/ha] zu den zwei Aufnahmezeitpunkten berechnet (Tab. 5). Auffällig im Vergleich zu den Artenanteilen innerhalb des Altbestandes (vgl. Tab. 3) ist der hohe Anteil an Edellaubhölzern in der Verjüngung, welcher innerhalb des Beobachtungsintervalls noch zugenommen hat. Die prozentualen Besetzungen der drei Höhenklassen sind den Spalten HKL 1 bis 3 zu entnehmen.

3. METHODIK

Für die regressionsanalytische Auswertung wurden die innerhalb des Beobachtungsintervalls [1999,2004] beobachteten Durchmesserzuwächse gemittelt. Mit diesen Zuwächsen wurde ein multiples lineares Modell zur Prognose der innerhalb eines 5-Jahresintervalls zu erwartenden mittleren jährlichen Wurzelhalsdurchmesserzuwächse hergeleitet. Eine Bildung von periodischen Zuwachsmittelwerten zur Modellbildung wäre nur dann zulässig, wenn mit dem Modell auch Zuwächse geschätzt werden sollen, die für Perioden entsprechender Länge gelten. Sollen hingegen „echte“ Jahreszuwächse geschätzt werden, würde bei der Mittelung der Zuwächse die Modellanpassungsgüte des daraus resultierenden Modells zu hoch eingeschätzt werden.

Tab. 5

Mittelwerte \bar{N} und Standardabweichungen s_N der artspezifischen Stammzahlen [N/ha] innerhalb der Verjüngung zu den beiden Aufnahmezeitpunkten 1999 und 2004 (*Edel* = Edellaubholz, *aLh* = anderes Laubholz, *aNh* = anderes Nadelholz). Die Spalten HKL 1 bis 3 geben die Aufteilung der Individuen auf die drei Höhenklassen zum Zeitpunkt 2004 an. In Klammern ist der Wert zum Zeitpunkt 1999 angegeben.

Arithmetic means \bar{N} and standard deviations s_N of the species specific stem numbers [N/ha] in regeneration in 1999 and 2004 (*Edel* = Noble Hardwood, *aLh* = other hardwoods, *aNh* = other conifer trees).

The relative frequencies of trees into the three height classes in 2004 are shown in columns HKL 1 to 3. In parentheses the percentages in 1999 are given.

	\bar{N}_{99}	s_{N99}	\bar{N}_{04}	s_{N04}	HKL 1 [%]	HKL 2 [%]	HKL 3 [%]
Buche	7810	6616	7885	7742	31 (51)	32 (23)	37 (26)
Edel	2454	5194	2830	6705	42 (53)	33 (22)	25 (25)
Fichte	440	1347	457	1377	54 (80)	36 (16)	9 (3)
Eiche	52	338	19	125	80 (50)	0 (14)	20 (36)
aLh	739	2704	1119	4644	53 (50)	31 (27)	16 (23)
aNh	2	26	4	36	0 (0)	50 (0)	50 (100)

Die Auswahl der unabhängigen Variablen des Zuwachsmodells erfolgte teilautomatisiert. Zunächst wurde mittels der Statistiksoftware SAS (SAS INSTITUTE, 2000) eine automatisierte schrittweise vorwärtsgerichtete Variablenauswahl getroffen. *Tabelle 6* zeigt die getesteten unabhängigen Variablen, welche sich in die Teilbereiche *Initialisierungszustand der jeweiligen Verjüngungspflanze*, *Verjüngungsdichte*, *Altbestandsgrößen* und *Standortsfaktoren* unterteilen lassen. Weiterhin angegeben sind in *Tabelle 6* die zusätzlich vorgenommenen Transformationen der Variablen. *I_WHD*, *I_Höhe* und *I_Alter* bezeichnen den Initialzustand der jeweiligen Verjüngungsbuche in Form des Ausgangswurzelhalsdurchmessers, der Ausgangshöhe und des Ausgangsalters. Als Variablen zur Beschreibung der Verjüngungssituation stehen die artspezifischen Verjüngungspflanzenanzahlen (*VJ_Dichte_spez*), sowie die Gesamtanzahl an Verjüngungspflanzen (*VJ_Dichte*) zur Auswahl in der Variablenliste. Als Altbestandsgrößen wurden die Grundflächen, die Kronenschirmflächen und die Stammanzahlen jeweils über alle Arten (*G_Altb*, *KSF_Altb*, *N_Altb*), sowie getrennt nach Artengruppen (*G_Altb_spez*, *KSF_Altb_spez*, *N_Altb_spez*) berechnet. Zusätzlich wurden die Kronenschirmflächen mit einem Lichttransmissionskoeffizienten gewichtet (*KSFLTK_Altb*, *KSFLTK_Altb_spez*). Der Lichttransmissionskoeffizient beträgt hierbei in Anlehnung an ELLENBERG (1986) für Buche 1, für Fichte 0,8, für Eiche 0,5 und für Kiefer 0,2.

Die Funktion (Gl.1) zur Berechnung von Kronendurchmessern und die zugehörigen baumartenspezifischen Parameter, welche zur Berechnung der idealisierten Kronenschirmfläche dienen, wurden aus dem Wachstumssimulator BWINPro (NAGEL et al., 2006) übernommen.

$$KB = (p_0 + p_1 \cdot BHD) \cdot \left(1 - e^{-\left(\frac{BHD}{p_3}\right)^{p_4}} \right) \quad (1)$$

wobei *KB* = Kronenbreite in m, *BHD* = Brusthöhendurchmesser in cm, *p₀* bis *p₄* baumartenspezifische Parameter.

Die Grundflächen-, Stammanzahl- und Kronenschirmflächenvariablen sollen in erster Linie die Dichte des Altbestandes charakterisieren. Um Dichteänderungen innerhalb des 5-Jahresintervalls berücksichtigen zu können, wurden des Weiteren die Veränderungen der Grundflächen, der Kronenschirmflächen, sowie der Stammanzahlen innerhalb des Beobachtungsintervalls [1999, 2004] ermittelt ($\Delta G_Alt_{T0,T1}$, $\Delta KSF_Alt_{T0,T1}$, $\Delta KSF_{LTK_Alt_{T0,T1}}$, $\Delta N_Alt_{T0,T1}$).

Die Variablen *Bestandesalter*, *max_BHD*, *max_BHD_spez* und Altersklasse sollen den Entwicklungszustand ausdrücken, in dem sich der Bestand befindet. Bis auf die klassifizierte Variable *Altersklasse* wurden dem Modell im Rahmen der automatisierten Variablenauswahl die genannten Variablen auch logarithmisch-, quadratwurzel-, quadratisch-, sowie kubisch- transformiert angeboten (vgl. *Tab. 6*). Im Rahmen der niedersächsischen Betriebsinventur werden neun Altersklassen mit einer Klassenbreite von 20 Jahren ausgewiesen.

Als Standortsfaktoren wurden dem Modell die Variablen *Nährstoffversorgung* (vgl. *Tab. 1*), *Wasserversorgung*, Boden kalkhaltig ja/nein (*Kalk*), Konkurrenz durch Bodenvegetation ja/nein (*Konkurrenz_BoVeg*) und Seehöhe (*Höhe_NN*) angeboten. Die Variable *Höhe_NN* wurde zusätzlich transformiert in die Auswahlliste aufgenommen.

Nach der automatisierten Variablenvorauswahl erfolgte eine manuelle Auswahl der zunächst in das Modell aufgenommenen Variablen. Die manuelle Auswahl richtete sich insbesondere nach folgenden Aspekten:

1) *Korrelationen zwischen unabhängigen Variablen*: Bestehen signifikante Korrelationen zwischen den automatisiert ausgewählten Variablen, so dass etwaige Einflussgrößen mehrfach im Modell enthalten sind, was das Modell unnötig komplexer macht und zu ungenauen Parameterschätzungen führen kann? Zur Beurteilung einer möglichen Multikollinearität wurden im Rahmen der Parametrisierung des linearen Modells mit SAS (SAS INSTITUTE, 2000),

Tab. 6

Getestete unabhängige Variablen. Mit *x* gekennzeichnete Variablen wurden zusätzlich transformiert ($\ln x$, $\sqrt[2]{x}$, x^2 , x^3) auf ihren Einfluss hin geprüft.

Observed and transformed (marked x) variables which were tested.

unabhängige Variablen	transformiert	unabhängige Variablen	transformiert
Altbestandsgrößen		Initialzustand VJ-Pflanze	
G_Altb_spez [m ² /ha]	x	I_WHD [cm]	x
G_Altb [m ² /ha]	x	I_Höhe [m]	x
$\Delta G_Alt_{T0,T1}$ [m ² /ha]	x	I_Alter [Jahre]	x
N_Altb_spez [N/ha]	x	Verjüngungsdichte	
N_Altb [N/ha]	x	VJ_Dichte_spez [N/ha]	x
$\Delta N_Alt_{T0,T1}$ [N/ha]	x	VJ_Dichte [N/ha]	x
KSF_Altb_spez [m ² /ha]	x	Standortsfaktoren	
KSF_Altb [m ² /ha]	x	Nährstoffversorgung	
$\Delta KSF_Alt_{T0,T1}$ [m ² /ha]	x	Wasserversorgung	
KSF _{LTK} _Altb_spez [m ² /ha]	x	Kalk [ja/nein]	
KSF _{LTK} _Altb [m ² /ha]	x	Konkurrenz_BoVeg [ja/nein]	
$\Delta KSF_{LTK_Alt_{T0,T1}}$ [m ² /ha]	x	Höhe_NN [m]	
Altersklasse [1-9]			x
Bestandesalter [Jahre]	x		
max_BHD_spez [cm]	x		
max_BHD [cm]	x		

der *variance inflation factor* (VIF) bzw. die *tolerance* (TOL) herangezogen. Der TOL-Wert einer Erklärungsvariablen gibt an, wie hoch der Varianzanteil dieser Variablen ist, der durch die anderen unabhängigen Variablen in der Gleichung nicht erklärt wird. Der *variance inflation factor* ist der Kehrwert der *tolerance*. Eine Variable mit kleinem TOL-Wert (und damit hohem VIF-Wert) trägt wenig zur Vorhersage der abhängigen Variable bei. Mit abnehmender *tolerance* (d. h. zunehmendem VIF-Wert) steigt auch die Varianz des Regressionskoeffizienten, wodurch er zu einer instabilen Schätzung wird. VIF-Werte größer 10, bzw. TOL-Werte kleiner 0,1 lassen darauf schließen, dass sich der Prädiktor als eine lineare Kombination aus den anderen Prädiktoren ausdrücken lässt.

2) *Wirkungsrichtungen der unabhängigen Variablen*: Stimmt der Einfluss der im Modell enthaltenen Variablen mit den zu erwartenden Wirkungsrichtungen (positiv oder negativ) überein und kann als plausibel angesehen werden?

3) *Welche Erklärungsfaktoren sind im Modell enthalten und welche sollten enthalten sein?* Sind die zu erwartenden Einflussfaktoren als Prädiktor im Modell enthalten? Hierzu ist ein Vergleich mit vorhandenen Wuchsmodellen ratsam, welche i.d.R. folgende Faktoren beinhalten: *Ausgangszustand, konkurrenzbeschreibende Variablen* (insb. Konkurrenz um Licht), *zu erwartende Änderung der Konkurrenz* innerhalb eines Prognoseintervalls, *standortsbeschreibende Größen*.

Zur Bewertung der Modellgüte des parametrisierten multiplen linearen Modells wurden die im Folgenden kurz erläuterten Gütemaße herangezogen.

Das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2_{adj}):

Das adjustierte Bestimmtheitsmaß gibt wie das Bestimmtheitsmaß R^2 den Anteil der durch die unabhängigen Variablen erklärten Varianz der abhängigen Variablen y an. Es berücksichtigt jedoch im Gegensatz zum Bestimmtheitsmaß R^2 die Anzahl der unabhängigen Variablen p .

Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler (RMSE):

Der Root Mean Squared Error liefert die Information, inwieweit die vorhergesagten Werte im Durchschnitt den beobachteten Werten entsprechen, ohne dass sich dabei positive und negative Abweichungen gegenseitig ausgleichen können. Größere Abweichungen werden stärker gewichtet als kleinere Abweichungen (WEBER, 1998).

Varianz- und Kovarianz-Anteil (VAR, KOV):

Diese zwei Gütemaße zerlegen den RMSE (bzw. MSE) in *systematische* und *unsystematische Fehleranteile*. Weicht der Varianz-Anteil von Null ab, so können die Schwankungen der Beobach-

tungswerte um ihren mittleren Wert zwar durch die Prognosen erfasst werden, das Ausmaß dieser Erfassung ist jedoch zu stark bzw. zu schwach (systematische Abweichungs-Fehlprognosen). Der unsystematische Abweichungsfehler erfasst den Kovarianz-Anteil. Varianz- und Kovarianz-Anteil sind beschränkt (normiert) auf den Wertebereich zwischen Null und Eins. Je kleiner der Varianz-Anteil und je näher der Kovarianz-Anteil bei Eins liegt, desto besser ist die Prognose (WEBER, 1998).

4. ERGEBNISSE

Auf Basis der beschriebenen Regressionsanalysen konnte ein multiples lineares Modell zur Prognose des logarithmierten mittleren jährlichen Wurzelhalsdurchmesserzuwachses einer Buchenverjüngungspflanze i ($\ln \Delta WHD_i$) innerhalb einer 5-jährigen Zuwachsperiode parametrisiert werden (Gl. 2).

$$\ln \Delta WHD_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot VJ_Dichte + \beta_2 \cdot \ln N_Alt + \beta_3 \cdot I_Alter + \beta_4 \cdot I_WHD + \beta_5 \cdot \ln I_WHD + \beta_6 \cdot \Delta G_Alt_{T0,T1} \quad (2)$$

Als unabhängige Variablen sind im Modell die Dichte der Verjüngung zu Beginn der 5-jährigen Zuwachsperiode (VJ_Dichte) in Form der Stammanzahl pro ha innerhalb der Verjüngungspopulation, die Dichte des Altbestands in Form der logarithmisch transformierten Anzahl Bäume pro ha zu Beginn der Zuwachsperiode ($\ln N_Alt$), das Ausgangsalter der Verjüngungsbuche i (I_Alter_i), der Ausgangswurzelhalsdurchmesser der Verjüngungsbuche i (I_WHD_i), der logarithmierte Ausgangswurzelhalsdurchmesser der Verjüngungsbuche i ($\ln I_WHD_i$), sowie die kubisch transformierte Grundflächenveränderung je ha innerhalb des Altbestandes im 5-jährigen Zuwachsintervall ($\Delta G_Alt_{T0,T1}$)³ enthalten. Die Regressionskoeffizienten (β_0 bis β_6) sind der *Tabelle 7* zu entnehmen.

Tab. 8

Gütemaße des Buchenwuchsmodells.
Goodness of fit of the Beech growth model.

R^2_{adj}	=	0,45
RMSE	=	0,42
Var	=	0,18
Kov	=	0,82

Tab. 7

Unabhängige Variablen und Koeffizienten des Wurzelhalsdurchmesserzuwachsmmodells für Buche. Des Weiteren angegeben sind die Standardfehler der Regressionskoeffizienten, sowie der *variance inflation factor* (VIF) und die *tolerance* (TOL).

Independent variables and coefficients of the Beech growth model. Standard errors, *variance inflation factors* (VIF) and the *tolerances* (TOL) of the regression coefficients are also given.

Variable	Koeffizient β	Std. Fehler	VIF	TOL
Intercept (β_0)	6,84601	0,2967	0	.
VJ_Dichte	-0,00001189	0,00000551	1,32	0,76
$\ln N_Alt$	-0,2461	0,0494	1,59	0,66
I_Alter	-0,04566	0,01	3,63	0,28
I_WHD	0,10373	0,0467	7,13	0,14
$\ln I_WHD$	0,41532	0,1043	6,9	0,14
$\Delta G_Alt_{T0,T1}$ ³	-0,00003019	0,00001498	1,12	0,89

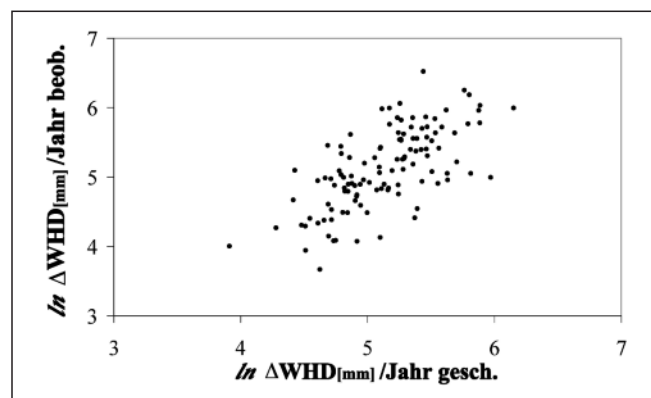


Abb. 1

Darstellung der geschätzten logarithmierten mittleren Durchmesserzuwächse einer 5-jährigen Wuchsperiode ($\ln \Delta WHD[mm]/Jahr\ gesch.$) gegen die beobachteten Zuwächse ($\ln \Delta WHD[mm]/Jahr\ beob.$).

Estimated logarithmic mean diameter increment in the 5-year growth period ($\ln \Delta WHD[mm]/Jahr\ gesch.$) versus observed growth ($\ln \Delta WHD[mm]/Jahr\ beob.$).

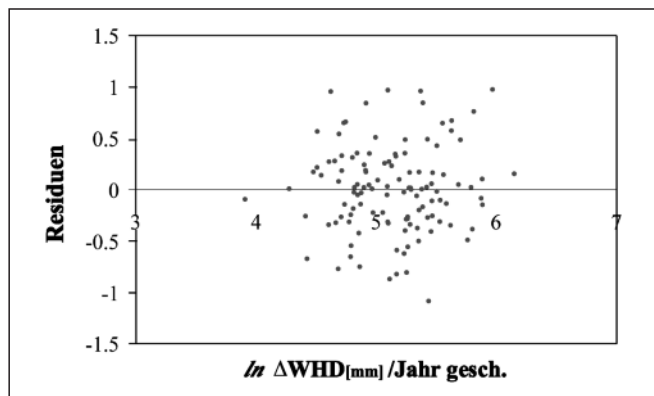


Abb. 2

Streuung der Residuen über dem vorhergesagten Wertebereich.
Distribution of residuals over the estimated range of predictions.

Das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2_{adj}) liegt bei 0,45 (Tab. 8). Die mittlere absolute Abweichung der prognostizierten Zuwächse von den gemessenen Zuwächsen liegt wie der RMSE zeigt, bei 0,42. Der Korrelationskoeffizient zwischen den gemessenen Zuwächsen und den geschätzten Zuwächsen liegt bei 0,67 (Abb. 1). Der Varianz-Anteil des MSE (Var) beträgt 0,18. Der restliche Fehleranteil des MSE von 0,82 entfällt somit auf unsystematische Abweichungsfehler (Kov). Durch die Modellprognosen entstehen also hauptsächlich unsystematische Abweichungsfehler, was positiv zu bewerten ist.

Die Streuung der Residuen über den Bereich der prognostizierten Werte ist gleichförmig, so dass Homoskedastizität der Residuen angenommen werden kann (Abb. 2). Der Shapiro-Wilk-Test der Residuen auf Normalverteilung ergibt einen P-Wert von 0,5, so dass die Residuen bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ als normalverteilt angenommen werden können. Somit können beide Voraussetzungen zur Zulässigkeit der Regression – Normalverteilung und Varianzhomogenität der Residuen – als erfüllt angesehen werden.

Im Gegensatz zum Ausgangsalter, welches in den Inventurdaten enthalten ist, ist der Ausgangswurzelhalsdurchmesser einer Verjüngungspflanze in der Regel unbekannt. Aus diesem Grund musste ein weiteres Modell hergeleitet werden, welches den Ausgangsdurchmesser einer Pflanze auf Basis vorhandener Inventurinformationen schätzt. Die Vorgehensweise bei der Herleitung dieses Modells entspricht hierbei der in Abschnitt 3 beschriebenen Methodik der Herleitung des Zuwachsmodells. Folgendes Modell

Tab. 9

Unabhängige Variablen und Koeffizienten Modells zur Schätzung des Ausgangswurzelhalsdurchmessers. Des Weiteren angegeben sind die Standardfehler der Regressionskoeffizienten, sowie der variance inflation factor (VIF) und die tolerance (TOL).

Independent variables and model coefficients for estimating the initial root collar diameter. Standard errors, variance inflation factors (VIF) and the tolerances (TOL) of the regression coefficients are also presented.

Variable	Koeffizient β	Std. Fehler	VIF	TOL
Intercept (β_0)	-0,84640	0,785000	0,00	
$\ln I_Alter$	0,99180	0,114600	1,84	0,54
$\ln KSF_Alt$	-0,23300	0,093000	2,00	0,50
$\ln N_Alt$	0,21660	0,049500	2,54	0,39
Bu_HKL_1	-0,00004	0,000010	1,77	0,57
Bu_HKL_2	-0,00003	0,000010	1,92	0,52
Bu_HKL_3	0,00001	0,000008	1,27	0,78

zur Schätzung des logarithmierten Ausgangswurzelhalsdurchmessers einer Buche i ($\ln I_WHD_i$ [cm]) konnte parametrisiert werden:

$$\ln I_WHD_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln I_Alter + \beta_2 \cdot \ln KSF_Alt + \beta_3 \cdot \ln N_Alt + \beta_4 \cdot Bu_HKL_1 + \beta_5 \cdot Bu_HKL_2 + \beta_6 \cdot Bu_HKL_3 \quad (3)$$

Tabelle 9 zeigt die geschätzten Regressionskoeffizienten (β_0 bis β_6) des Modells. Der Ausgangswurzelhalsdurchmesser ist eine Funktion des Ausgangsalters ($\ln I_Alter$), der Bestandesdichte in Form der logarithmierten Kronenschirmfläche je Hektar ($\ln KSF_Alt$) und der logarithmierten Stammanzahl im Altbestand je Hektar ($\ln N_Alt$), sowie der Ausgangsverjüngungsstruktur der Buche in Form der Baumanzahlen in den drei Höhenklassen je Hektar (Bu_HKL_1 , 2 und 3).

Das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2_{adj}) liegt bei 0,78 (Tab. 10). Die mittlere absolute Abweichung beträgt 0,35 (RMSE). Der Korrelationskoeffizient zwischen den gemessenen und den geschätzten Durchmessern liegt bei 0,89 (vgl. Abb. 3). Der Varianz-Anteil des MSE (Var) beträgt 0,07. Der restliche Fehleranteil des MSE von 0,93 entfällt somit auf unsystematische Abweichungsfehler (Kov).

Die Streuung der Residuen über den Bereich der prognostizierten Werte ist auch in diesem Fall gleichförmig, so dass Homoskedastizität auch hier angenommen werden kann (Abb. 4). Der Shapiro-Wilk-Test der Residuen auf Normalverteilung ergibt einen P-Wert von 0,48, so dass die Residuen bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ als normalverteilt angenommen werden können. Somit können auch im Fall des Modells zur Schätzung des Ausgangsdurchmessers die beiden Voraussetzungen zur Zulässigkeit der Regression – Normalverteilung und Varianzhomogenität der Residuen – als erfüllt angesehen werden.

Wie beschrieben ist die Grenze zwischen Verjüngung und Altbestand in Niedersachsen über den Brusthöhendurchmesser definiert.

Tab. 10

Gütemaße des Modells zur Schätzung des Ausgangswurzelhalsdurchmessers.

Goodness of fit of the initial root collar diameter model.

R^2_{adj}	=	0,78
RMSE	=	0,3539
Var	=	0,07
Kov	=	0,93

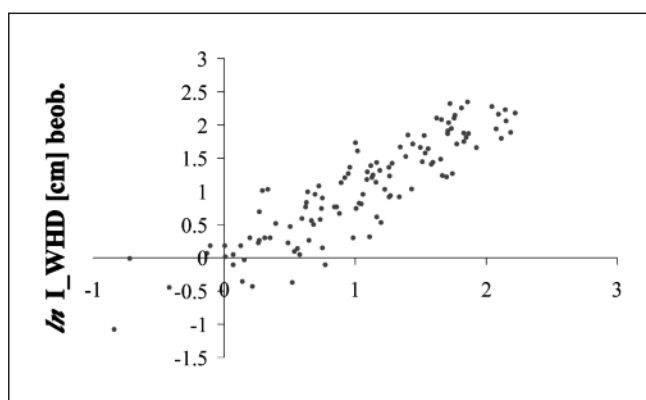


Abb. 3

Darstellung der geschätzten logarithmierten Ausgangswurzelhalsdurchmesser ($\ln I_WHD$ [cm] gesch.) gegen die beobachteten Initialdurchmesser ($\ln I_WHD$ [cm] beob.).

Estimated logarithmic initial root collar diameter ($\ln I_WHD$ [cm] gesch.) versus the observed initial diameter ($\ln I_WHD$ [cm] beob.).

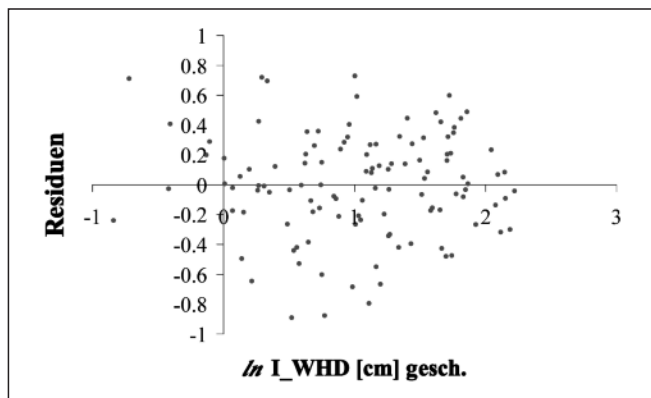


Abb. 4

Streuung der Residuen über den vorhergesagten Wertebereich.
Distribution of residuals over the estimated range of predictions.

Um prüfen zu können, ob eine Verjüngungsbuche innerhalb der 5-jährigen Wuchsperiode den Schwellenwert von 7 cm BHD erreicht oder überschritten hat, ist es notwendig, den prognostizierten Wurzelhalsdurchmesserzuwachs auf den Ausgangswurzelhalsdurchmesser zu addieren und den neuen Wurzelhalsdurchmesser in einen Brusthöhendurchmesser zu transformieren. Hierfür wurde ein weiteres lineares Modell parametrisiert (Gl. 4). Der Brusthöhendurchmesser (BHD [cm]) einer Buche i ist hierbei eine lineare Funktion des Wurzelhalsdurchmessers (WHD_i [cm]) dieser Buche.

$$BHD_i = -0,9581 + 0,86092 \cdot WHD_i \quad (4)$$

Das Bestimmtheitsmaß dieses Modells liegt bei 0,97. Der RMSE beträgt 0,36. Die Residuen können bei einem Shapiro-Wilk P-Wert von 0,63 zum Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ als normalverteilt angenommen werden und streuen gleichförmig um die vorhergesagten Werte. Der Pearson'sche Korrelationskoeffizient r zwischen den gemessenen und den geschätzten Durchmessern liegt bei 0,99.

5. DISKUSSION

Das zur Prognose der mittleren jährlichen Durchmesserzuwächse innerhalb einer 5-jährigen Wuchsperiode parametrisierte Modell für Verjüngungsbuchen ist bezüglich der enthaltenen Variablen vergleichbar mit Durchmesserzuwachsmodeilen für Altbäume. Das in der Software BWINPro7 (NAGEL et al., 2006) verwendete Durchmesserzuwachsmodeil berücksichtigt den *Initialzustand* eines Bestandes (Kronenmantelfläche und Ausgangsalter), die *aktuelle Konkurrenzsituation* (C66), sowie die *Änderung der Konkurrenz*

innerhalb des Prognoseintervalls (C66c). Das im Rahmen dieser Arbeit hergeleitete Modell für Verjüngungsbuchen berücksichtigt die gleichen Faktoren. *Tabelle 11* zeigt einen Vergleich des Zuwachsmodeils für die Verjüngungsbuchen, mit dem in Anlehnung an das Modell von WYKOFF et al. (1982) in BWINPro implementierten Durchmesserzuwachsmodeil für Altbäume.

Die wichtigsten erklärenden Variablen des mittleren jährlichen Zuwachses innerhalb eines 5-jährigen Prognoseintervalls sind das Ausgangsalter und der Ausgangsdurchmesser einer Verjüngungspflanze. Je größer deren Dimension, desto höher ist der potentielle Zuwachs, den die Pflanze leisten kann. Der Ausgangsdurchmesser weist folgerichtig einen positiven Einfluss auf den Zuwachs auf (*Tab. 7*). Die Kombination des Ausgangsalters und -durchmessers spiegelt, neben der zurückliegenden Konkurrenzsituation, auch die Standortbedingungen (z.B. Boden, Klima, Höhenlage, Exposition, etc.) wider, denen die Pflanze ausgesetzt ist und liefert, da Standortbedingungen in der Regel mittelfristig konstant bleiben, einen hohen Erklärungsanteil auch für das zukünftige Wachstum. Es kann angenommen werden, dass beide Variablen summarische Information über die herrschenden Wuchsbedingungen der abgelaufenen Wachstumsperiode enthalten. Je älter ein Baum i bei gleichem Durchmesser, desto schlechter waren die bis dato herrschenden Wuchsbedingungen und desto niedriger fällt dementsprechend der Durchmesserzuwachs i aus. Anders ausgedrückt: Je besser die bis zum Zeitpunkt t der Erstaufnahme herrschenden Wuchsbedingungen und je größer der Ausgangsdurchmesser des Baumes i bei gleichem Alter, desto höher ist der prognostizierte Durchmesserzuwachs i .

Der Erklärungsanteil der Kombination aus Ausgangsalter und -durchmesser ist umso größer, je konstanter neben den Standortbedingungen auch die Bestandesbedingungen z.B. in Form der Dichte des Altbestandes bleiben. Die Bestandesbedingungen ändern sich jedoch ständig, unter anderem durch waldbauliche Maßnahmen, aber auch durch natürliche Mortalität und durch das Wachstum des Altbestandes. Aus diesem Grund wurden in das Modell die konkurrenzbeschreibenden Variablen *Stammzahl im Altbestand*, *Stammzahl innerhalb der Verjüngung*, und *Grundflächenveränderung des Altbestandes* innerhalb eines 5-Jahresintervalls aufgenommen (vgl. Gl. 2, *Tab. 7*). Diese Größen beschreiben stark vereinfacht die innerhalb des Probekreises herrschende Lichtsituation. Licht kann als der entscheidende wachstumsbeeinflussende Faktor für die Verjüngung angesehen werden (MAYER, 1977; AUSTIN, 1990; WAGNER, 1999). Positionsabhängige Konkurrenzindizes wurden nicht verwendet, damit das Wachstumsmodell auch in positionsunabhängigen Wachstumssimulatoren verwendet werden kann.

Tab. 11

Vergleich des Durchmesserzuwachsmodeils für Verjüngungsbuchen (*Modell TREMER et al.*) mit dem in BWINPro 7 (NAGEL et al., 2006) implimentierten Durchmesserzuwachsmodeil für Altbestandsbäume (*Modell NAGEL et al.*) bezüglich der als Prädiktoren enthaltenen Einflussfaktoren auf den Zuwachs.

Diameter growth model for Beech saplings (*Modell TREMER et al.*) and diameter growth model for big trees (*Modell NAGEL et al.*), and respective predictor variables.

Einflussfaktoren	unabhängige Variablen	
	Modell TREMER et al. Durchmesserzuwachs VJ	Modell NAGEL et al. Durchmesserzuwachs Altb.
Initialzustand	Ausgangsdurchmesser	Kronenmantelfläche
	Ausgangsalter	Ausgangsalter
Konkurrenz	Stammzahl in der Verjüngung	C66
	Stammzahl im Altbestand	
Δ Konkurrenz	Grundflächenveränderung[T0,T1]	C66c

Eine zunehmende Stammzahl im Altbestand und in der Verjüngung wirkt sich erwartungsgemäß negativ auf den Durchmesserzuwachs aus. Das beobachtete Modellverhalten bezüglich der Verjüngungsdichte deckt sich mit den Erkenntnissen von HANSEN u. TREMER (2005). Eine zunehmende Stammzahl innerhalb der Verjüngung weist hiernach einen deutlichen Einfluss auf den Zuwachs auf.

Die als Prädiktor im Modell enthaltene *Grundflächenveränderung* nimmt bei einer Abnahme der Grundfläche innerhalb des Altbestandes (z.B. durch Nutzung) negative Werte und bei einer Zunahme entsprechend positive Werte an. Je stärker die Zunahme der Grundfläche, desto kleiner fällt der prognostizierte Durchmesserzuwachs aus. Eine Abnahme der Grundfläche führt zu höheren prognostizierten Zuwächsen je stärker die Abnahme ist. Die Grundflächenveränderung innerhalb eines 5-jährigen Simulationsintervalls kann mit vorhandenen Waldwachstumssimulatoren prognostiziert werden.

Anzumerken ist, dass die Stammzahl im Altbestand die Dichte aufgrund der fehlenden Dimensionsberücksichtigung nur bedingt beschreibt, allerdings weisen keine weiteren dichtebeschreibenden Variablen einen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs auf. Weder die Grundfläche noch die Kronenschirmfläche wurden bei der automatisierten Variablen Selektion ausgewählt bzw. konnten manuell in das Modell einbezogen werden. Auch die in *Tabelle 6* aufgeführten Standortgrößen wiesen keinen signifikanten Einfluss auf. Dies ist neben der über die Kombination aus Alter und Ausgangsdimension im Modell enthaltenen Bonität wahrscheinlich auf eine geringe Streuung der Standortparameter (*Tab. 1; Tab. 6*) zurückzuführen.

Zwar ist das Alter der Verjüngungspflanzen in den niedersächsischen Inventurdaten enthalten, allerdings wie in Abschnitt 2 beschrieben nur als Mittelwert je vorkommender Art-Höhenklassen-Kombination. Mit einem Modell auf Basis einer solchen Datengrundlage wird der mittlere Durchmesserzuwachs einer Höhenklasse geschätzt. Ein Einzelbaumansatz kann bei der Simulation des Wachstums aufgrund der im Vergleich zum Altbestand teilweise sehr hohen Pflanzenanzahlen in der Verjüngung hohe Rechenzeiten beanspruchen. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoller, auch im Hinblick auf das Oberziel Pfadgenerierung, einen mittleren Zuwachs für Repräsentativbäume der vorkommenden Höhenklassen zu prognostizieren als den Zuwachs für jede einzelne Pflanze zu berechnen.

Das Alter ist in zweifacher Hinsicht relevant, da es sowohl bei der Zuwachsprognose als auch bei der Schätzung des Ausgangsdurchmessers als Prädiktor genutzt wird. Das hierzu parametrisierte log-lineare Modell beinhaltet neben dem logarithmierten Ausgangsalter die logarithmierte Kronenschirmfläche, die logarithmierte Stammzahl im Altbestand, sowie die Anzahlen an Verjüngungsbuchen in den drei Höhenklassen (vgl. Gl.3, *Tab. 9*). Das Alter hat wie zu erwarten einen positiven Einfluss auf den Durchmesser. Mit steigendem Alter einer Verjüngungsbuche steigt auch der Durchmesser dieses Individuums. Dies stimmt jedoch nur bedingt. Waren die Wuchsbedingungen für die Verjüngungsbuchen in der Vergangenheit ungünstig, ist der Durchmesser einer solchen Buche kleiner als bei einer Buche gleichem Alters, die in der Vergangenheit günstigeren Wuchsbedingungen ausgesetzt war. Dieser Kausalzusammenhang muss im parametrisierten Modell über die Variablenkombinationen berücksichtigt werden. Zum einen geschieht dies durch die dichtebeschreibenden Variablen Kronenschirmfläche und Stammzahl. Diese Größen lassen allerdings nur bedingt auf die zurückliegenden Bestandesbedingungen schließen, da sie im Grunde keine Aussagekraft besitzen, sofern unmittelbar vor der Aufnahme ein Eingriff stattgefunden hat, der die Konkurrenzsituation (insbesondere die Lichtsituation) grund-

legend verändert hat. Im Fall der aufgenommenen Inventurpunkte war dies jedoch nicht Fall.

Zum anderen liefern die Anzahlen an Verjüngungsbuchen in den drei Höhenklassen wichtige Erkenntnisse zu den in der Vergangenheit herrschenden Wuchsbedingungen. Die Anzahlen können als Ausdruck des physiologischen Alters gesehen werden, in dem sich die Buchenverjüngung befindet. In Kombination mit dem realen Alter können sie als Bonität angesehen werden. Ein geringes physiologisches Alter ist in diesem Fall definiert als eine Verjüngungsstruktur mit einer hohen Anzahl an Bäumen in der ersten Höhenklasse und nur wenigen bzw. keinen Bäumen in der zweiten und dritten Höhenklasse. Ein hohes reales Verjüngungsalter in Kombination mit einem geringen physiologischen Alter ist ein Indikator für eine niedrige Bonität. Bei gleichem realen Alter ist in diesem Fall ein kleinerer Ausgangsdurchmesser zu erwarten als bei höherer Bonität. Diese liegt dann vor, wenn das physiologische Alter bei gleichem realen Alter höher ist (tendenziell mehr Bäume in den oberen Höhenklassen).

Für die standortsbeschreibenden Variablen konnte kein signifikanter Einfluss auf den Ausgangsdurchmesser nachgewiesen werden. Allerdings kommen Standortsfaktoren indirekt ebenfalls in der angesprochenen Kombination aus den Stammzahlen in den drei Höhenklassen und dem realen Alter zum Ausdruck.

Leider ist es nicht gelungen, ein von der Modellgüte her vergleichbares Zuwachsmodell ohne den Prädiktor *Ausgangsdurchmesser* zu parametrisieren. Der Ausgangsdurchmesser ist ohnehin eine notwendige Modellgröße, da der prognostizierte Durchmesserzuwachs auf den Ausgangswurzelhalsdurchmesser addiert wird. Nur so kann am Ende einer 5-jährigen Wachstumsperiode geprüft werden, welche Bäume den Durchmesserschwellenwert zum Altbestand von 7 cm erreicht bzw. überschritten haben.

Unberücksichtigt bei der Modellierung des Wachstums blieben witterungsbedingte Störungen, welche innerhalb des 5-jährigen Beobachtungsintervalls in Form eines Nässejahres (2002) und eines Trockenjahres (2003) auftraten (vgl. CZAJKOWSKI et al., 2005). Der mögliche Einfluss auf den Zuwachs innerhalb dieses Intervalls konnte nicht nachgewiesen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Oberziel dieser Untersuchung, die Schätzung des Einwuchses bei der Generierung von Handlungspfaden, erreicht wurde. Auf der Basis von Stammanalysen wurde ein erstes Modell zur Schätzung des Durchmesserzuwachses von Verjüngungspflanzen vorgestellt. Das Zuwachsmodell liefert plausible Prognosen unter Berücksichtigung von routinemäßig verfügbaren Forsteinrichtungsdaten und ist als ein weiterer Beitrag zur realitätsnahen Prognose der Nutzungsdynamik in ungleichaltrigen Mischwäldern zu werten.

6. DANKSAGUNG

Die Untersuchungen wurden mit Förderung des Ministeriums für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz, sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des geförderten Projektes „Untersuchung der Verjüngungsdynamik von Waldbeständen“ (GA 473/19-1) durchgeführt. Des Weiteren gilt der Dank Herrn Dr. THOMAS BÖCKMANN vom Niedersächsischen Forstplanungsamt für die Bereitstellung von Inventurdaten und Kartenmaterial, sowie der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt für die Bereitstellung der Jahrringmessanlage.

7. ZUSAMMENFASSUNG

Modelle zur Generierung von Handlungspfaden auf der Basis real beobachteter Ausgangszustände müssen die Dynamik der natürlichen Waldverjüngung und insbesondere den Einwuchs berücksichtigen, denn nur so ist eine umfassende Bewertung unter-

schiedlicher waldbaulicher Eingriffsfolgen möglich. Die in dieser Arbeit vorgestellte Fallstudie zeigt eine Möglichkeit, das Durchmesserwachstum natürlich aufgekommener Buchenverjüngung modellhaft zu beschreiben.

Die Grenze zwischen Verjüngung und Altbestand liegt in Niedersachsen definitionsgemäß bei einem Brusthöhendurchmesser von 7 cm. Da diese Grenze als Schwellendurchmesser definiert ist, erscheint es sinnvoll, statt des in anderen Arbeiten untersuchten Höhenzuwachses, den Durchmesserzuwachs von Verjüngungsindividuen zu modellieren und auf diesem Weg den periodischen Einwuchs in den Altbestand zu prognostizieren.

Als Datengrundlage dieser Untersuchung dienen 189 zu jeweils zwei Zeitpunkten aufgenommene Betriebsinventurpunkte des niedersächsischen Forstamtes Grünenplan. Zum Zeitpunkt der Wiederholaufnahme wurden aus der Verjüngungspopulation Probestämme entnommen und hinsichtlich ihrer Durchmesserzuwächse am Wurzelhals mittels Jahrringanalysen ausgewertet. Auf Basis dieser Daten konnte exemplarisch für die Baumart Buche ein multiples log-lineares Modell zur Prognose des mittleren jährlichen Wurzelhalsdurchmesserzuwachses innerhalb einer 5-jährigen Zuwachsperiode hergeleitet werden (Gl. 2, Tab. 7). Das Modell ist von den als Prädiktoren enthaltenen zuwachsbeeinflussenden Faktoren Initialzustand, Konkurrenz und zu erwartende Konkurrenzveränderung vergleichbar mit Zuwachsmodellen für Altbestandsbäume (Tab. 11).

Bei der Entwicklung des Modells wurden aus praktischen Gründen nur solche Variablen als Eingangsgrößen verwendet, welche leicht zu erheben sind, als Inventurinformation bereits vorliegen, oder aus Inventurinformationen abgeleitet werden können. Aus diesem Grund war es notwendig, ein weiteres Modell zu parametrisieren welches den in der Regel nicht als Inventurinformation vorliegenden Initialdurchmesser der jeweiligen Verjüngungsbuche in Abhängigkeit von vorliegenden Inventurinformationen schätzt (Gl. 3, Tab. 9).

Der Ausgangsdurchmesser eine wichtige Eingangsgröße für das Zuwachsmodell. Die Herleitung eines Zuwachsmodells ohne den Prädiktor Ausgangsdurchmesser wurde aufgrund zu geringer Modellgüte und fehlender Plausibilität der Variablenkombination und Wirkungsrichtungen der Prädiktoren verworfen. Diese Größe ist ohnehin unabdingbar, weil der prognostizierte Durchmesserzuwachs einer 5-jährigen Wuchsperiode auf den Ausgangswurzelhalsdurchmesser addiert werden muss, um nach Transformation dieses neuen Durchmessers in einen Brusthöhendurchmesser prüfen zu können, welche Bäume den Durchmesserschwellenwert zum Altbestand von 7 cm erreicht, bzw. überschritten haben. Zur Transformation des Wurzelhalsdurchmessers in einen Brusthöhendurchmesser wurde ein lineares Modell parametrisiert, welches den Brusthöhendurchmesser in Abhängigkeit vom Wurzelhalsdurchmesser schätzt (Gl. 4).

Der in dieser Arbeit vorgestellte Ansatz ist geeignet für die Prognose der Veränderung der Verjüngungsstruktur und des Einwuchses aus der Verjüngung in den Altbestand, auf Basis von Inventurdaten.

8. Summary

Title of the paper: *Analysis of the diameter growth of natural Beech regeneration.*

Forest models which are used to simulate alternative management options require components for estimating regeneration dynamics. Such model components are a pre-requisite for medium- and long-term evaluations of alternative silvicultural treatments, based on real observed initial state variables. The case study pre-

sented in this paper shows the results of a particular approach of modelling the diameter growth of natural Beech regeneration.

In Lower Saxony regeneration saplings are defined as mature trees when they reach a breast height diameter of 7 cm. It seems logical, because of the particular definition of a threshold diameter, to model the diameter growth of regeneration saplings rather than their height growth, and to use the information for estimating periodic ingrowth of saplings into the main stand.

The empirical data base includes 189 plots of the Lower Saxony forest district *Grünenplan*. These plots had been assessed in 1999 and were remeasured in 2004. Sample trees were selected at the time of remeasurement to evaluate the diameter increment at the root collar. Based on these data, a multiple log-linear model could be derived. The model estimates the mean annual root collar diameter increment within a 5-year interval for individual beech saplings (Gl. 2, Tab. 7). The model predictors (*initial diameter, competition, expected change of competition*) are comparable with single tree growth models for mature trees (Tab. 11).

Only such variables were considered in the model which are either easily obtained in the field or already available from routine inventories, or which can be derived from existing inventory data. For this reason it was necessary to parameterise a specific model component for estimating the initial root collar diameter of a Beech sapling (Gl. 3, Tab. 9). The initial root collar diameter is an important input variable for the growth model. The initial diameter was found to be an essential predictor. Knowledge of the initial diameter is indispensable because, when adding the estimated increment of a 5-year growth period, we need to be able to verify which sapling reaches or exceeds the threshold diameter (DBH 7 cm). A linear model was parameterised to estimate the breast height diameter from the root collar diameter (Eq. 4).

The approach presented in this study is suitable for estimating the change of a given regeneration structure and the ingrowth, based in available inventory data.

9. Résumé

Titre de l'article: *Recherche sur les croissances en diamètre de régénérations naturelles de hêtre.*

Des modèles pour générer des itinéraires de traitement sur la base d'états initiaux réellement observés doivent prendre en compte la dynamique de la régénération forestière naturelle et, en particulier, le passage à la futaie car c'est la seule façon possible d'estimer complètement les diverses conséquences des interventions sylvicoles. L'étude de cas présentée dans ce travail montre qu'il est possible de décrire par un modèle la croissance en diamètre d'une régénération naturelle de hêtre. La limite entre régénération et futaie est définie en Basse Saxe par un diamètre à hauteur de poitrine de 7 cm. Du fait que cette limite est définie comme un diamètre seuil il paraît sensé de modéliser la croissance en diamètre des individus de la régénération naturelle, au lieu de la croissance en hauteur comme on le trouve dans d'autres travaux, et de cette façon de prévoir le passage périodique à la futaie.

Les données de base de cette recherche proviennent des mesures sur 189 points d'inventaires dans des parcelles d'exploitation forestière, avec pour chacun deux dates d'observation, du service forestier Grünenplan en Basse Saxe. Au moment des observations de la deuxième campagne de mesures on récolta des arbres échantillons de la population de régénération et on étudia leur croissance en diamètre au collet par analyse de cernes. Sur la base de ces données on a pu construire à titre d'exemple pour l'espèce hêtre un modèle multiple log-linéaire pour la prédiction de l'accroissement annuel moyen du diamètre au collet pour une période de croissance de 5 ans. (2ème partie). Le modèle, contenant comme prédicteurs des

faktoren beeinflussend die croissance tels *l'état initial*, la *concurrence* et la *variation de concurrence à attendre*, est comparable aux modèles de croissance adaptés aux arbres de peuplements adultes.

Lors du développement du modèle on n'a utilisé que de telles variables comme données d'entrée, parce qu'elles sont faciles à obtenir, qu'elles existent déjà comme données d'inventaire, ou qu'elles peuvent être déduite des données d'inventaire. Pour cette raison il était nécessaire de paramétrer un modèle ultérieur, plus large, qui estime le diamètre initial de la régénération de hêtre, information en règle générale non disponible directement dans les inventaires, en fonction des informations d'inventaire disponibles.

Le diamètre initial de la régénération est une grandeur d'entrée importante pour le modèle de croissance. On a renoncé à la production d'un modèle de croissance qui n'utilise pas le prédicteur «diamètre initial» car sa valeur de modèle est trop réduite et sa plausibilité de la combinaison de variables et des directions d'effet des prédicteurs est insuffisante. Cette grandeur est absolument indispensable parce que la croissance en diamètre pronostiquée d'une période de 5 années doit être ajoutée au diamètre au collet initial pour pouvoir vérifier, après transformation de ce nouveau diamètre en un diamètre à hauteur de poitrine, quels arbres ont atteint ou dépassé le diamètre seuil de passage à la futaie (7 cm). Pour la transformation du diamètre au collet en un diamètre à hauteur de poitrine on a paramétré un modèle linéaire qui estime la diamètre à hauteur de poitrine en fonction du diamètre au collet.

R.K.

10. Literatur

- AUSTIN, M. P. (1990): Community theory and competition in vegetation. In: GRACE, J. B. und TILMAN, D. (Hrsgb.): Perspectives on plant competition. San Diego, New York, Berkeley, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto: Academic Press., 215–238.
- BIERMAYER, G. (1999): Aus der Sicht der Bayerischen Staatsforstverwaltung. Naturschutzgerechte Forsteinrichtung und Waldbewirtschaftung. Allgemeine Forstzeitung **54** (4): 162–165.
- BIGING, G. S. und M. DOBBERTIN (1992): A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. Forest Science **38**: 695–720.
- BÖCKMANN, TH., J. SABOROWSKI, ST. DAHM, J. NAGEL und H. SPELLMANN (1998): Die Weiterentwicklung der Betriebsinventur in Niedersachsen. Forst u. Holz **53** (8): 219–226.
- BOSSEL, H. (1992): Modellbildung und Simulation: Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden, 400 S. 1996: TREEDYN3 forest simulation model. Ecological Modelling **90**: 187–227.
- BROSINGER, F. und A. ROTHE (2002): Die bayerische Staatsforstverwaltung erneuert ihre Waldbaugrundsätze. Allgemeine Forstzeitung **57** (4): 167–169.
- BRUNNER, A. (2004a): Regenerator – a forest regeneration model. Danish Forest and Landscape Research Institute. EU-project Nat-Man “nature-based management of beech in Europe”. Workpackage WP8, Working Report 46, Deliverable 10, 25 and 26. 78 S.. Zu finden unter: www.flec.kvl.dk/natman/html/getfile.asp?vid=463
- BRUNNER, A. (2004b): Scenarios of regeneration and stand production of beech under different silvicultural regimes with Regenerator. Danish Forest and Landscape Research Institute. EU-project Nat-Man “nature-based management of beech in Europe”. Workpackage WP13. Working Report 47. Deliverable 18, 34 und 35. 94 S.. Zu finden unter: www.flec.kvl.dk/natman/html/getfile.asp?vid=474
- CZAJKOWSKI, T., M. KÜHLING und A. BOLTE (2005): Einfluss der Sommer-trockenheit im Jahre 2003 auf das Wachstum von Naturverjüngung der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstliche Mitteleuropa. Allgemeine Forst und Jagdzeitung **176** (8): 133–143.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 4. Aufl.. 989 S.
- FAHRMEIR, L., A. HAMERLE und G. TUTZ (1996): Multivariate statistische Verfahren. (2. Ed.) de Gruyter, Berlin.
- FERGUSON, D. E. und C. E. CARLSON (1993): Predicting regeneration establishment with the PROGNOSIS model. USDA For. Ser. INT-467: 54 S.
- FERGUSON, D. E. (1996): Modelling natural regeneration establishment in the Northern Rocky Mountains of the U.S.A. UIFRO Conference on Forest Regeneration and Modelling, J. P. SKOVSGAARD und V. K. JOHANNSEN, editors, S. 30–40. Published by the Danish Forest and Landscape Research Institute.
- FERGUSON, D. E., A. R. STAGE und R. J. BOYD (1986): Predicting Regeneration in the Grand Fir-Cedar-Hemlock Ecosystem of the Northern Rocky Mountains. Forest Sci. **32**, No.1, Published by Society of American Foresters, Washington, D.C..
- GADOW, K. V. (2005): Das Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung. AFZ/Der Wald **9**(2005): 469–471.
- GADOW, K. V. (2006): Prinzipien der adaptiven Forsteinrichtung. Österr. Forstzeitung, Nov. 2006: 10–11.
- GOLSER, M. und H. HASENAUER (1997): Predicting juvenile tree height growth in uneven-aged mixed species stands in Austria. Forest. Ecol. and Management. **97**: 133–146.
- HANSEN, J. und N. TREMER (2005): Untersuchungen zur Konkurrenz innerhalb gemischter Naturverjüngungssysteme anhand von Stichprobenpunkten der niedersächsischen Betriebsinventur. Projektbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft des Landes Rheinland-Pfalz.
- HASENAUER, H., G. KINDERMANN und D. MERKL (2000): Zur Schätzung der Verjüngungssituation in Mischbeständen mit Hilfe Neuraler Netze. Forstw. Cbl. **119**: 350–366.
- HAUHS, M., H. LANGE und A. KASTNER-MARESC (2001): Complexity and Simplicity in Ecosystems: The case of forest management. InterJournal of Complex Systems manuscript Nr. 415.
- HERLING, H. (2005): Integration von Verjüngung in Waldwachstumssimulationen. Dissertation. TU München, Fakultät für Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde. Weihenstephan.
- HINRICHS, L. (2006): Automatisierte Generierung von Behandlungspfaden für Mischbestände. Allgemeine Forst und Jagdzeitung. Allgemeine Forst und Jagdzeitung **177** (5): 77–85.
- KINDERMANN, G., H. HASENAUER und J. GASCH (2002): Ankommen und Wachstum von Naturverjüngung in Mischbeständen. Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 119. Jahrgang, Heft 2: 159–186.
- LANDSBERG, J. J., R. H. WARING und N. C. COOPS (2003): Performance of the forest productivity model 3-PG applied to a wide range of forest types. Forest Ecol. and Management. **172**: 199–214.
- LEDERMANN, T. (2002): Ein Einwuchsmodell aus den Daten der Österreichischen Waldinventur 1981–1996. Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 119. Jahrgang, Heft 1: 40–76.
- MÄKELÄ, A., J. J. LANDSBERG, A. R. EK, T. E. BURK, M. TER-MIKAELIAN, G. I. ÅGREN, C. D. OLIVER und P. PUTTONEN (2000): Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. Tree Physiology **20**: 289–298.
- MAYER, H. (1977): Waldbau. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- NAGEL, J., H. DUDA und J. HANSEN (2006): Forest Simulator BWINPro7. Forst und Holz, 10. 61. Jg., 427–429.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2000): Allgemeiner Teil des Betriebswerkes Niedersächsisches Forstamt Grünenplan. Wolfenbüttel.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2001): Anweisung zur Betriebsinventur. Wolfenbüttel.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2004): Forstliche Standortaufnahme – Geländeökologischer Schätzrahmen. Mittelgebirge, Bergland und Hügelland. Wolfenbüttel.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1992): Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. 2. Auflage. Hrsgb. Niedersächsische Landesregierung, Hannover.
- PRETZSCH, H. (1995): Zum Einfluss des Baumverteilungsmusters auf den Bestandeszuwachs. Allgemeine Forst und Jagdzeitung **166** (9/10): 190–201.
- PRETZSCH, H., P. BIBER und J. DURSKEY (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. For. Ecol. Manage. **162**: 3–21.
- PUKKALA, T. und T. KOLSTRÖM (1992): A stochastic spatial regeneration model for *Pinus sylvestris*. Scand. J. For. Res. **7**: 377–385.
- SAS INSTITUTE, Inc. (2000): The SAS System for Windows, Version 8.01. Cary, NC, USA.
- SCHWEIGER, J. und H. STERBA (1997): A model describing natural regeneration recruitment of Norway spruce (*Picea abies* L.) in Austria. Forest Ecol. and Management. **97**: 107–118.
- TREMER, N. (2006): Zuwachsuntersuchungen gemischter Naturverjüngungen zur Entwicklung eines Wuchs- und Einwuchsmodells. Projektbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft des Landes Rheinland-Pfalz.
- TREMER, N., J. HANSEN und M. SCHMIDT (2005): Schätzung der Naturverjüngungsstruktur auf Basis von Betriebsinventuren. Allgemeine Forst und Jagdzeitung **176** (1): 1–13.
- WAGNER, S. (1997): Ein Modell zur Fruchtausbreitung der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) unter Berücksichtigung von Richtungseffekten. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung **168** (8): 149–155.
- WAGNER, S. (1999): Ökologische Untersuchungen zur Initialphase der Naturverjüngung in Eschen-Buchen-Mischbeständen. Schriften a. d. Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 129, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. Main, 262 S.
- WEBER, R. (1998): Statische und dynamische Evaluation von Prognosen. In: ZB-Information **43**, 111–123.

Separation of Citrus Plantations from Forest Cover using Landsat Imagery

This project was funded by the TUBITAK in Turkey and International Office of BMBF, Jülich in Germany

(With 2 Figures and 1 Table)

By I. ÖZDEMİR¹⁾, B. KOCH²⁾, U. ASAN³⁾, C.-P. GROSS⁴⁾ and S. HEMPHILL⁵⁾

(Received February 2007)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Remote Sensing; National Forest Inventory; Image segmentation; Object-oriented classification; Citrus Orchards.

Fernerkundung; Nationale Waldinventur; Bildsegmentierung; Objektorientierte Klassifizierung; Zitrusplantagen.

1. INTRODUCTION

Interest in establishing a National Forest Inventory (NFI) has increased significantly in Turkey as the process of negotiations for European Union membership continues. Conducting a NFI, however, is an extremely costly and time-consuming process. As a result, an inventory model that is cost effective, statistically sound and reliable should be chosen for Turkey. DEES *et al.* (2003) outlined that satellite remote sensing could provide a significant source of information for the Turkish NFI for two main purposes: i) the identification of “productive forests” and “non-productive forest”, as the information quality and sampling intensity differentiate each of the forest types; and ii) the pre-categorization of forest/non-forest areas, in order to determine whether a sampling plot is forest or another land cover type. This is particularly important, as determining areas of forest and non-forest can be time-consuming and inefficient in the field.

Should satellite data be used for stratification of forest cover in Turkey, some specific classification problems may need to be addressed. Due to climatic and topographic conditions, Turkey has a range of vegetation types that are distributed according to altitude and latitude. Furthermore, forest structure in Turkish forests is generally irregular due to illegal harvesting and inappropriate silvicultural treatments (BAŞKENT *et al.*, 2005). These factors often lead to the salt & pepper effect within classified satellite images, which complicate the stratification of forest cover in the computer-aided classification. In addition to these factors, agricultural tree plantations including citrus, olive, poplar, tea, hazelnut, apple, cherry, pomegranate and peach cover wide areas adjacent to the forest boundaries; which cause further confusion for the classification of satellite data. These plant communities may be misclassified in satellite imagery due to the woody characteristics of these plants. Hence, satellite data should be tested in forested regions where agricultural tree plantations are concentrated.

Citrus orchards are particularly difficult to discriminate from forest cover using satellite data when compared to other land use forms. This is primarily due to the fact that citrus orchards are typi-

cally located together with maquis vegetation in the Mediterranean region of Turkey. Maquis has a high degree of spectral variability, consisting of many broad-leaved evergreen shrub species. As a consequence, the spectral properties of citrus plantations and complex maquis vegetation are often very similar; which can significantly reduce classification accuracy. This study has therefore given priority to assessing methods for improving the accuracy of classifying citrus orchards in the Mediterranean region of Turkey.

The first goal of the study is to separate citrus orchards and other fruit plantations from forest areas, while the second objective is to map the forest cover in as much detail as possible using Landsat ETM+ data in the West Mediterranean region of Turkey.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. The Study Area

A strip 10 km in width and 50 km in length perpendicular to Turkey's southern coast was chosen as a study area due to the proliferation of citrus plantations. The study region is located between longitude 30:07:33 and 30:14:55 East and latitude 36:15:01 and 36:44:56 North, within the province of Antalya in south-western Turkey. The site forms an area of 500 square kilometers, and is an ideal test site for this investigation due to its diversity; with elevations ranging from 0 to 2,981 m above sea level and land use ranging from forests to residential areas. The study region contains a number of stands representative of Mediterranean forests in Turkey, with many of these located adjacent to citrus plantations. Brutian pine (*Pinus brutia* Ten.) and maquis species consisting mainly of *Quercus coccifera* L., *Laurus nobilis* L., *Olea europea* L., *Pistacia terebinthus* L., *Myrtus communis* L., *Phillyrea latifolia* L. and *Ceratonia siliqua* L. in the low elevations, and Taurus Cedar (*Cedrus libani* A. Rich) and *Juniperus exalta* Bieb. are the dominant tree species at higher elevations inside the test area.

2.2. Data and Methodology

The six non-thermal bands of the Landsat ETM+ data acquired in August 2003 have been used for analysis. Digital topographic maps (1:25,000 scale), a digital elevation model (DEM) and local forest maps were also used as auxiliary data sources.

Calibration of image data to radiance units is essential for change detection studies using multitemporal image sets. On the other hand, for many applications of satellite imagery, atmospheric correction is unnecessary when a single date image is employed as this pre-process has little effect on classification accuracy when image was classified on the same relative scale (either corrected or uncorrected) (KAWATA *et al.*, 1990; SONG *et al.*, 2001). Therefore, no atmospheric correction method was applied in this study using a single image data.

Geometric correction was performed based on a DEM (a process known as orthorectification) due to the rugged terrain conditions of the study area (ITTEN and MEYER, 1993; BARTSCH *et al.*, 2002). The image was geo-referenced by using a set of 43 Ground Control Points (GCP) obtained from topographic maps, producing an average root mean square error less than 0.5 pixel. The nearest neighbour resampling method was used to preserve the original pixel values.

¹⁾ ÖZDEMİR, İBRAHİM. Suleyman Demirel Uni., Forestry Faculty, Isparta, Turkey. E-mail: ibrahim@orman.sdu.edu.tr

²⁾ KOCH, BARBARA. Albert Ludwigs Uni., Faculty of Forest and Environmental Science, Freiburg, Germany. E-mail: barbara.koch@felis.uni-freiburg.de

³⁾ ASAN, UNAL. Istanbul University, Forestry Faculty, Istanbul, Turkey. E-mail: asanunal@istanbul.edu.tr

⁴⁾ GROSS, CLAUS-PETER. Albert Ludwigs Uni., Faculty of Forest and Environmental Science, Freiburg, Germany. E-mail: claus-peter.gross@felis.uni-freiburg.de

⁵⁾ HEMPHILL, SCOTT. Albert Ludwigs Uni., Faculty of Forest and Environmental Science, Freiburg, Germany. E-mail: barbara.koch@felis.uni-freiburg.de

2.3. Classification Approaches

Both pixel-based and segment-based (object-oriented) approaches were used for classifying the satellite data used in this study.

Pixel-Based Classification procedures used

Training statistics were collected from each six ETM+ bands for each class of interest. It was determined that the 4th, 5th, and 3rd bands were most effective, respectively, in separating each class from the other bands. Consequently the original 4th, 5th, and 3rd bands and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) were used for the pixel-based classifications.

The ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) unsupervised classification algorithm was applied and the resulting classified image was inspected visually and labelled by comparing the forest stand maps. On the other hand, the image was also classified using the maximum likelihood supervised classification algorithm according to training samples previously collected from the field and from thematic forest maps. The five classes distinguished were: *Water*, *Productive Forest*, *Non-Productive Forest*, *Citrus* and *Non-Forest Areas*.

Object-Based Classification procedure used

Object-oriented classification approaches have been successfully used in complex environments such as the Mediterranean region, and have proven to be especially effective when working with very high resolution imagery (ARROYO *et al.*, 2006). Segmentation is an essential part of this system, as classification accuracy depends on the quality of image segments (SONG *et al.*, 2005). Segmentation was performed using the six original ETM+ bands in the study. In order to determine the appropriate segment levels suitable for the purpose of the study, a number of multi-resolution segmentations were tested by modifying the scale parameters and homogeneity criteria offered by eCognition. The scale parameter is an abstract term which determines the maximum allowed heterogeneity of the resulting image objects. As the scale parameter is increased, the homogeneity of segments decreases and the standard deviation within the resulting image objects increases. The segmentation process can be guided by defining the homogeneity criteria according to the color, shape, compactness and smoothness of the resulting pixel groups (BAATZ *et al.*, 2001). Unfortunately, there is no statistical method for evaluating the accuracy of the segmentation process. For this reason, the resulting image objects must be visually assessed by an expert for correct feature delineation. After visual interpretation of the results by comparing the known borders of various stands in forest maps, three segment levels using the scale parameter of 20, 70 and 100 were selected for use in the classification.

The selection of decision rules for classifying the identified objects is a critical step in the object-based classification process (GENELETTI and GORTE, 2003; IVITS *et al.*, 2005). The resulting objects can be classified in the eCognition software using two methods: i) nearest neighbour classification and ii) membership classification (BAATZ *et al.*, 2001). The nearest neighbour and membership methods can be employed independently or together in different levels of the hierarchical classification. The nearest neighbour function offered by eCognition is a simplified procedure that classifies the objects according to their spectral mean in a multi-dimensional feature space based on training samples taken from reference data (BENZ *et al.*, 2004).

The other approach offered by eCognition is the membership classification, whereby a set of ruled-based classifiers are assigned to each class based upon the spectral, shape and textural characteristics of object primitives. This method allows the user to define each class using some 70 individual parameters including layer,

shape and textural properties, which can be used to classify image objects independently or in combination with a range of logical terms such as *and*, *not* and *similar to*. The membership values of these parameters allow the creation of expressions such as *larger than*, *smaller than*, *within the range of*, etc., and are described for each class using a membership function slope. After an appropriate classifier has been selected for classifying a particular class, membership parameters are then interpreted using fuzzy logic rules; whereby values between 0 and 1 refer to a continuous range between *absolutely no* through *somewhat no* and *somewhat yes* to *absolutely yes* (BENZ *et al.*, 2004).

A classification system based on a hierarchical schema with three levels was used in order to effectively categorize land cover within the study region (BAATZ *et al.*, 2001). In the initial phase of the hierarchical classification system, the image segmented using the scale 100 was classified into the three classes, *Vegetated Surfaces*, *Non-Forest Areas* and *Water*, using the standard nearest neighbour algorithm. The *Water* class was not altered for subsequent hierarchical phases as it was, not surprisingly, well classified in the first phase. Furthermore, the *Non-Forest Areas* class was also not classified into further subclasses as it was deemed unnecessary within the scope of a national forest inventory study.

In the second phase using the object scale 70, the *Non-Forest Areas* and *Water* classes were directly taken from their parent classes categorized in the first phase. The *Vegetated Surface* from phase one, however, was divided into the two classes, *Forested Areas* and *Citrus Plantations*, using the standard nearest neighbour classifier. A few segments inside the forested land, however, were classified as citrus plantation. In order to reassign the misclassified segments to the correct class, a membership function was used. The border of a citrus object can partly be a neighbour to the edge of forest area, however, as a rule, it is not wholly or mostly situated inside the forest cover in the study region. For this purpose, the classifier "*Relation to border*" in eCognition was used. Consequently, the discrimination of the citrus plantation from forest cover was achieved in the second phase of the hierarchical classification.

In the third phase, based on the segmentation scale 20, the forested areas that were separated in the second phase were further classified as *Productive Forest* and *Non-Productive Forest* using the standard nearest neighbour algorithm. In this classification, the sparse forest stands that are located on the shadow side of hills were misclassified as *Productive Forest* class when they should have actually been assigned to the *Unproductive Forest* class. In order solve this problem a membership function was generated using the expression "*layer values/mean*" offered by eCognition using the grey values of NDVI image. As a result, the misclassified objects in the standard nearest neighbour classification were successfully assigned the correct class. Consequently, the five land covers classed were: *Water*, *Non-Forest Areas*, *Citrus Plantations*, *Productive Forest* and *Unproductive Forest*.

2.4. Collection of the Validation Data

An accuracy assessment was performed in order to evaluate the accuracies of the classified images and to judge the applicability of the Landsat data for a Turkish NFI. Reference test pixels were collected from the four stand type maps and from the field. Varying sampling intensities were employed in order to represent the classes *Citrus Plantations*, *Productive Forest* and *Non-productive Forest* and *Non-Forest Areas* with approximately 50 reference test points (CONGALTON, 1991). Only ten reference points were taken for the *Water* class in order to reduce the effect of this class on the overall accuracy. As the *Water* class was expected to be classified to a high degree of accuracy, it was believed that a potential bias could be introduced to the overall accuracy results if 50 reference points

were also used for the *Water* class. Consequently, error matrices were produced using 215 control points for the images classified, and were then used to calculate Overall Accuracy, Kappa Coefficient (K_{hat}), Producer's Accuracy and User's Accuracy. The overall accuracy is calculated by dividing the total number of correctly classified pixels by the total number of reference test pixels in an error matrix. This provides an indication of how well the classified map reflects the reference data. The Kappa coefficient describes the proportionate reduction in classification error achieved by the classification when compared with an entirely random classification (CONGALTON, 1991). The producer's accuracy is calculated by dividing the total number of correct pixels in a land cover class by the total number of pixels of that land cover class (percentage correct in the column). This form of error analysis expresses the probability of a reference pixel being correctly classified. The user's accuracy, on the other hand, is calculated by the total number of correctly classified pixels in a land cover class by the total number of pixels that were actually classified in that land cover class (percentage correct in the rows). This method of assessing classifica-

tion accuracy indicates the probability that a pixel classified on the map actually represents that class on the ground (JENSEN, 1996).

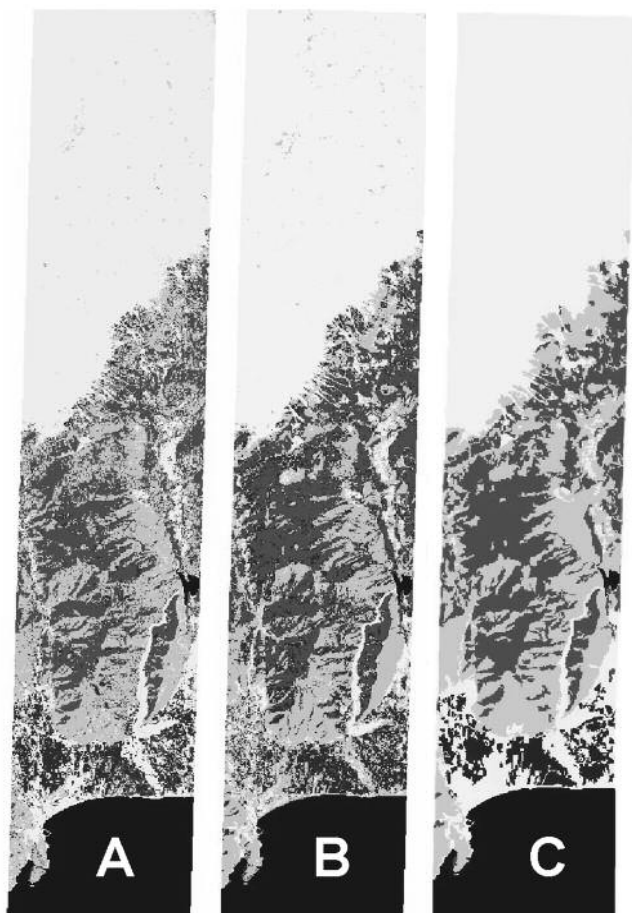
3. RESULTS AND DISCUSSION

The classified images using the three classification approaches are displayed in *Figure 1*. All accuracy assessment statistics calculated in the study are summarized in *Table 1*.

The highest accuracy was achieved by using the object-oriented classification (*Table 1*). The resulting classification indicates that the land covers *Water*, *Non-Forest Areas*, *Citrus Plantations*, *Productive Forest* and *Unproductive Forest* account for 11.5%, 45.5%, 6.6%, 14.5% and 21.9% of the study area respectively.

The overall accuracy of the object-oriented classification is only 0.3% higher than the second most accurate classification produced by the unsupervised classification. Both of these methods are suitable for classifying ETM+ data in the Mediterranean Region of Turkey. The resulting classification maps produced by the pixel and object-based methods, however, do vary slightly. On the other hand, the least accurate classification was produced using supervised classification when taking into account all classes.

The classification results for *Productive* and *Non-Productive Forest* classes show that the classification undertaken using both pixel-based and object-based methods were approximately equally successful. Focusing on the results for the *Citrus* class, it is clear that the object-based classification for this class was superior in



A: ISODATA unsupervised classification
B: Maximum likelihood supervised classification
C: Object-oriented classification
■ Productive forest
■ Non-Productive forest
□ Non-Forest areas
■ Citrus Orchards
■ Water

Fig. 1
The classified images.
Die klassifizierten Bilder.

Table 1
Statistics Obtained for Accuracy Assessment.
Ergebnisse der Genauigkeitsanalysen.

			Classification Methods Used		
			A	B	C
CLASSES	For All Classes	OA	0.90	0.88	0.93
		K_{hat}	0.87	0.85	0.91
	Prod. Forest	PA	0.93	0.89	0.93
		UA	0.88	0.91	0.91
	Non-Prod. Forest	PA	0.79	0.72	0.86
		UA	0.88	0.84	0.86
	Citrus	PA	0.96	0.96	1.00
		UA	0.84	0.77	0.98
	Non-Forest Areas	PA	0.91	0.93	0.92
		UA	0.96	0.96	0.95
	Water	PA	1.00	1.00	1.00
		UA	1.00	1.00	1.00

A: Unsupervised classification using ISODATA algorithm, B: Supervised classification using Maximum Likelihood Algorithm, C: Object-oriented classification, OA: Overall Accuracy, K_{hat} : Kappa Coefficient, PA: Producer's Accuracy, UA: User's Accuracy

correctly classifying the majority of citrus plantations within the study area. The main reason for this high accuracy of object-based classification can be explained by the fact that the individual pixels belonging to citrus plantations, but with similar spectral properties to some forest stand types, were suppressed inside the image segments or vice versa. The mean values of multi-pixel segments belonging to both citrus and forest cover were, therefore, far from one another in feature space. The feature space that was built using the fourth and the fifth channels of ETM+ are shown as an example in Figure 2.

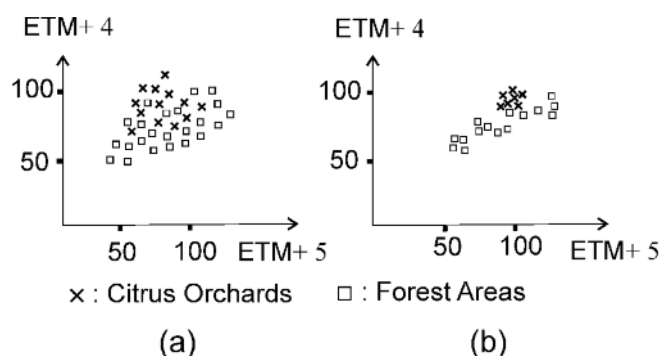


Fig. 2

- a) the original pixel values belonging to citrus plantations and a sample of forest cover in two dimensional feature space,
- b) the mean values of multi-pixels objects after image segmentation.
- a) Original-Pixelwerte aus Zitrusplantagen und Waldflächen im zweidimensionalen Merkmalsraum.
- (b) Mittelwerte vieler Pixel von zusammengefassten Objekten nach der Bildsegmentierung.

When comparing the tested approaches in this investigation, we conclude that object-oriented hierarchical classification may be recommended, despite the pixel-based methods providing nearly equally accurate results. This method is very effective and flexible for discriminating the classes that have a similar spectral signature by taking into account their shape properties. Furthermore, many membership functions based on fuzzy rules can be adapted to the object-oriented classification system. Moreover, pixel-based methods may be inadequate for separating agricultural plantations from forest cover when working in large areas with a greater diversity of land use classes. Hence, it is expected the object-oriented classification system incorporating hierarchical, nearest neighbour and membership function classifiers offered by eCognition may be an efficient tool for classifying large areas such as those required in a NFI. Although eCognition software seems to be a promising tool, vast processing times may be required when working with an entire Landsat scene and when classification criteria are expanded.

Consequently, it is clear that Landsat data can be employed for separating citrus orchards from forest cover and for categorizing productive and unproductive forest covers with an acceptable level of accuracy in a Turkish NFI. The results of this study will help in assessing whether a plot is forest or not; which is crucial, as deciding this in the field is very inefficient, particularly when forest fragmentation is very high. After plots are systematically distributed over the region of interest, a plot definition map using the classes “the plots situated definitely in forest areas”, “the plots situated definitely in non-forest areas” and “the plots situated in the areas where forest/non-forest decision is unclear” can be produced based on the Landsat-based classification map. This map will significantly reduce fieldwork expenses, which are often consumed by localising plots in the field, as the plots identified as “the plots

situated definitely in non-forest areas” do not need to be visited (DEES *et al.*, 2003).

Turkey has considerable areas of non-productive forest resulting from many factors, including inappropriate silvicultural treatments and illegal harvesting. Thus, the use of various sampling densities is an important option for increasing the efficiency of an inventory when differing information requirements exist in different forest strata. DEES *et al.* (2003) recommended a map with classifying the groups “dominating forest type area map” that identify “areas dominated by productive forest”, “areas dominated by unproductive forest” and “areas dominated by non-forest areas” for Turkish NFI. Hence, the satellite-based map produced using Landsat data can also provide this crucial information for a Turkish NFI.

To obtain a forest map for the entire country using aerial photographs is an unrealistic option as their cost is prohibitive and the interpretation of tens of thousands of aerial photographs is extremely difficult. The forest maps derived from aerial photographs in order to currently prepare forest management plans in Turkey are also not suitable for a NFI as they are generally outdated. As a result, Landsat data, or data of similar quality, seems far more appropriate for producing small-scaled forest maps required for a country as diverse and wide as Turkey than aerial photographs.

4. CONCLUSIONS

The results of this study are satisfactory for a Turkish NFI with regards to the separation of citrus orchards from forest cover and in the clarification of productive/non-productive forest areas. However, if a more detailed classification, such as discrimination between young and mature stands is required, a topographic correction model should be developed that is suitable for the topographic and ecologic conditions of the study area. GU and GILLESPIE (1998) emphasized that any single model will not describe terrain effects equally well for different lands uses within a scene. The sun-canopy-sensor (SCS) geometry model, for example, is more suitable for forested areas with 50% canopy closure or more, while the sun-terrain-sensor (STS) geometry models, including Lambert cosine, C-factor and Minnaert correction, work well for less-structured surfaces. Therefore, a new model harmonizing the advantages of all existing methods should be generated in order to reduce the topographic effects in the steep Taurus Mountains, where differing stand structures and other land uses are present. The study should be redone using the topographically corrected image in order to comprehend the performance of topographic normalization process.

5. SUMMARY

The development of a National Forest Inventory (NFI) process is mandatory for Turkey as a country in the process of negotiations for European Union membership. Research is currently being undertaken into developing an appropriate model for a NFI suitable for Turkey's forest conditions. This study was undertaken within the framework of a cooperative project that explores the potential applications of satellite data for the development of a Turkish NFI. The main goal of the study is to determine the ability to discriminate between citrus orchards and other agricultural areas from forest cover using Landsat ETM+ data in a selected area in the Mediterranean Region of Turkey.

Both pixel-based and object-based classification approaches were evaluated for their utility in large area classification (Figure 1 and 2). The Maximum Likelihood algorithm was used for the supervised classification, while the ISODATA algorithm was used for the unsupervised classification. A classification system based on a hierarchical schema with three levels using nearest neighbour and membership function classifiers was employed in the object-

oriented classification. The accuracy of these was then compared with forest stand maps produced using 1:15,000 scale aerial photographs. The most accurate result was achieved using an object-oriented classification system (Table 1). This classification method produced an overall accuracy of 93% and a corresponding K_{hat} of 0.91 for five land cover classes, which included: *Water, Productive Forest, Non-Productive Forest, Citrus* and *Non-Forest Areas*.

Consequently, it is concluded that Landsat data can be employed for two objectives in Turkish NFI: i) the identification of "productive forests" and "non-productive forest" in order to determine sampling intensity, and ii) the pre-clarification of forest/non-forest area.

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Unterscheidung von Zitrusplantagen und Waldbedeckung in Landsat Satellitenbildern.*

Die erstmalige Durchführung einer Nationalen Waldinventur (NFI) auf mathematisch statistischer Grundlage ist für die Türkei in vielfältiger Hinsicht von großer Bedeutung, nicht zuletzt im Hinblick auf die angestrebte EU-Mitgliedschaft. Derzeit werden in einem bilateralen Projekt entsprechende Vorstudien und Methodenentwicklungen durchgeführt. Eine Teilstudie beschäftigt sich dabei mit den Möglichkeiten, Zitrus Plantagen und andere landwirtschaftlichen Nutzflächen von der Waldfläche auf der Basis von Landsat TM Daten zu trennen.

In der Untersuchung wurden Pixel basierte und objektbasierte Klassifizierungsverfahren auf ihre Tauglichkeit für die Klassifizierung großer Gebiete hin verglichen (Abbildung 1 und 2). Für die überwachte Klassifizierung wurde der *Maximum Likelihood* Algorithmus angewandt, bei der unüberwachten wurde mit dem ISODATA Algorithmus gearbeitet. Ein hierarchisches Klassifizierungssystem mit drei Ebenen unter Verwendung der *nearest neighbour* und *membership function* Klassifizierung wurde für die Objekt orientierte Klassifizierung angewandt. Die Genauigkeit der Ergebnisse wurde anschließend anhand von Bestandeskarten, erstellt aus Luftbildern des Messstabes 1:15.000 überprüft. Danach wurden die besten Resultate mit dem Objekt basierten Ansatz erreicht (Tabelle 1) Dabei ergab sich eine Gesamtgenauigkeit von 93% bei einem K_{hat} von 0.91 für die folgenden fünf Landnutzungsklassen: *Wasser, produktive Wälder, nicht-produktive Wälder, Zitrus Plantagen und Gebiete ohne Vegetation*.

Es wurde festgestellt, dass sich der Einsatz von Landsat Daten für zwei Teilziele der türkischen NFI eignet: i) der Unterscheidung und Ausweisung von „produktiven und nicht-produktiven Waldflächen als Grundlage zur Bestimmung des Umfanges der terrestrischen Stichprobenaufnahmen und ii) der Vorklärung von Wald/ Nicht-Wald Flächen.

7. Résumé

Titre de l'article: *Distinction entre les plantations de Citrus et le couvert forestier grâce à l'utilisation des images Landsat.*

La première mise en oeuvre d'un inventaire forestier national (NFI) sur une base mathématique statistique est d'une grande importance pour la Turquie à de multiples égards dont l'un des moindres n'est pas la perspective à laquelle on aspire de devenir membre de l'Union Européenne. Actuellement sont menés dans un projet bilatéral les études préliminaires et les développements méthodologiques correspondants. Une étude partielle s'intéresse dans ce contexte aux possibilités de séparer, sur la base des données de Landsat TM, les plantations de Citrus et autres surfaces utilisées par l'agriculture, des surfaces forestières.

Dans cette recherche on a comparé des procédés de classification fondés sur les pixels et fondés sur les objets, du point de vue de

leur aptitude à la classification de grands territoires (figures 1 et 2). En ce qui concerne la classification contrôlée on a utilisé l'algorithme *Maximum Likelihood*, alors que dans le cas de la classification non contrôlée on a travaillé avec l'algorithme ISODATA. Un système de classification hiérarchique à trois niveaux utilisant la classification nearest neighbour (plus proche voisin) et membership function (fonction membre) a été utilisée pour la classification orientée par l'objet. La précision des résultats a été vérifiée parallèlement à l'aide de cartes de peuplements établies grâce à des photographies aériennes à l'échelle 1:15000. Les meilleurs résultats ont été obtenus en utilisant le procédé de classification par l'objet (tableau 1). Il a permis d'atteindre une précision globale de 93% avec un K_{hat} de 0,91 pour les cinq classes suivantes d'utilisation du territoire: *eau, forêts productives, forêts non productives, plantations de Citrus et territoires sans végétation*.

On a établi que l'utilisation des données Landsat convient pour deux objectifs de l'Inventaire Forestier National Turc: 1) la distinction et l'identification des surfaces forestières «productives» et «non productives» utilisées comme base pour l'estimation de l'intensité de l'échantillonnage et 2) la clarification préliminaire des notions de «surfaces forestières» et «surfaces non forestières».

R. K.

8. Literature

- ARROYO, L. A., S. P. HEALEY, W. B. COHEN, D. COCERO and J. A. MANZANERA (2006): Using object-oriented classification and high-resolution imagery to map fuel types in a Mediterranean region. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* **111**, (G4), Art. N. G04S04
- BARTSCH, A., M. GUDE, C. JONASSON and D. SCHERER (2002): Identification of geomorphic process units in Kärkevagge, Northern Sweden, by remote sensing and digital terrain analysis. *Geografiska Annaler* **84A**(3-4): 171-178.
- BAŞKENT, E. Z., S. KOSE and S. KELES (2005): The forest management planning system of Turkey: constructive criticism towards the sustainable management of forest ecosystems. *International Forestry Review* **7**(3): 208-217.
- BENZ, U. C., P. HOFMANN, G. WILLHAUCK, I. LINGENFELDER and M. HEYNEN (2004): Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **58**(3-4): 239-258.
- BAATZ, M., U. BENZ, S. DEHGANI, M. HEYNAN, A. HOLTJE, P. HOFMANN, I. LINGENFELDER, M. MIMLER, M. SOHLBACH, M. Weber and G. WILLHAUCK (2001): *eCognition Object Oriented Image Analysis User Guide*. Munich, Germany **483**.
- CONGALTON, R. G. (1991): A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* **37**, 35-46.
- DEES, M., U. ASAN and A. YESIL (2003): Ideas and Options for a National Forest Inventory for Turkey. *Advances in Forest Inventory for Sustainable Forest Management and Biodiversity*, Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences, 375-395.
- GENELETTI, D. and B. G. H. GORTE (2003): A method for object-oriented land cover classification combining Landsat TM data and aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing* **24**(6): 1273-1286.
- GU, D. and A. GILLESPIE (1998): Topographic Normalization of Landsat TM Images of Forest Based on Subpixel Sun-Canopy-Sensor Geometry. *Remote Sensing of Environment* **64**(2): 166-175.
- ITTEN, K. I. and P. MEYER (1993): Geometric and Radiometric Correction of TM Data of Mountainous Forested Areas. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* **31**(4): 764-770.
- IVITS, E., B. KOCH, T. BLASCHKE, M. JOCHUM and P. ADLER (2005): Landscape structure assessment with image grey-values and object-based classification at three spatial resolutions. *International Journal of Remote Sensing* **26**(14): 2975-2993.
- JENSEN, R. J. (1996): *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, **318**.
- KAWATA, Y., A. OHTANI, T. KUSAKA and S. UENO (1990): Classification accuracy for the MOS-1 MESSR data before and after the atmospheric correction. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* **28**(4): 755-760.
- SONG, C., C. E. WOODCOCK, K. C. SETO, M. P. LENNEY and S. A. MACOMBER (2001): Classification and Change Detection Using Landsat TM Data When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment* **75**(2): 230-244.
- SONG, M., D. L. CIVCO and J. D. HURD (2005): A competitive pixel-object approach for land cover classification. *International Journal of Remote Sensing* **26**(22): 4981-4997.

Die Regenwurmlebensgemeinschaft im Höglwaldexperiment 21 Jahre nach Kalkung

(Mit 2 Abbildungen und 3 Tabellen)

Von S. AMMER¹⁾ und C. HUBER²⁾

(Angenommen März 2007)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Lumbriciden; Fichte (Picea abies); Buche (Fagus sylvatica); Dolomit; Melioration.

Lumbricids; Norway spruce (Picea abies); European beech (Fagus sylvatica); dolomitic limestone; melioration.

1. EINLEITUNG

Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass sich die Humusform in Fichtenbeständen nach Kalkung verändert (BÖSENER, 1962; WITTICH, 1963; SCHAUERMANN, 1985; AMMER, 1992; KREUTZER, 1995; EHRLMANN und FEGER, 2006). Dies wird auf die Zunahme von Regenwürmern zurückgeführt (BASSUS, 1960; PERSSON, 1988). Unklar ist allerdings, inwieweit und wie lange dieser Effekt anhält. SCHAUERMANN (1990), KLEINSCHMIT (1962) und AMMER (1992) vermuten eine rückläufige Entwicklung schon einige Jahre nach dem kalkungsbedingten Anstieg der Lumbricidenbesiedelung.

Die Möglichkeit, die Entwicklung einer Regenwurmlebensgemeinschaft nach Kalkung über einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren zu verfolgen, bietet das Höglwaldexperiment. Dieser Versuch, der 1982 bis 1984 in einem zwischen München und Augsburg gelegenen Staatswalddistrikt des heutigen Forstbetriebs Landsberg am Lech eingerichtet worden war, hatte unter anderem das Ziel, die Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf Boden, Bestand und Sickerwasser zu untersuchen (KREUTZER et al., 1991). Mehrfach (1987, 1989, 1994) wurden im Zuge der Untersuchungen auch Aufnahmen der Regenwurmfauna durchgeführt. Mehr als 10 Jahre nach der letzten derartigen Inventur wurde nun der Frage nachgegangen, ob die bis 1994 festgestellte erhöhte Abundanz und Biomasse der Regenwurmlebensgemeinschaft nach der im Jahre 1984 erfolgten Kalkung weitere 10 Jahre Bestand hatte oder nicht. Zu diesem Zweck wurde im Herbst 2005 die Regenwurmfauna erneut erfasst.

Hierbei sollte im Einzelnen folgende Frage geklärt werden: Wie hat sich die Regenwurmlebensgemeinschaft hinsichtlich Abundanz, Biomasse und Artenzusammensetzung auf der gekalkten Parzelle im Zeitraum zwischen 1994 und 2005 entwickelt?

Durch die Erfassung der Regenwurmfauna in einem angrenzenden Buchenbestand sollten darüber hinaus Hinweise darauf gewonnen werden, inwieweit sich die Regenwurmlebensgemeinschaft der 1984 gekalkten Fichtenparzelle und die der ungekalkten Vergleichsparzelle von jener unter Buche auf gleichem Standort unterscheidet.

2. MATERIAL UND METHODEN

Die Studie wurde im Rahmen des Höglwaldexperiments durchgeführt. Neben der Erfassung von biogeochemischen Prozessen zählt auch die Veränderung von Lebensgemeinschaften nach anthropogenen und forstlichen Veränderungen zu den Schwerpunkten der Forschung. Eine ausführliche Beschreibung des Standorts

findet sich bei KREUTZER et al. (1991), KREUTZER und WEISS (1998), RÖHLE (1991) sowie HUBER et al. (2004a).

Der Höglwald liegt etwa 50 km westlich von München im Oberbayerischen Tertiärhügelland auf 540 m N bei 11°04' O und 48°17' N. Der gut wüchsige Fichtenreinbestand (1910 gepflanzt) stockt auf einer Parabraunerde bzw. geschichteten Braunerde, die aus pleistozänen Lössaufwehungen über tertiären schluffigen Sanden entstanden ist und von einem 5 cm mächtigen typischen Moder bedeckt wird. Das pH Minimum befindet sich im Oh mit 2.75 (pH in KCl). Die Basensättigung liegt dort unter 10% und die pH Werte (KCl) bei 3.0–3.7 (KREUTZER und WEISS, 1998). Der untersuchte Buchenbestand ist ca. 100 Jahre alt und ist teilweise aus natürlicher Verjüngung hervorgegangen (ROTHER et al., 2002). Die Bodenvegetation ist sowohl unter Fichte als auch unter Buche nur gering ausgeprägt (RODENKIRCHEN, 1991; HUBER et al., 2002). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,8°C und der durchschnittliche jährliche Niederschlag 944 mm (1984–2004). Der Stickstoffeintrag mit dem Bestandsniederschlag beläuft sich auf etwa 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ (ROTHER et al., 2002). Die Schwefeldeposition sank zwischen 1984 und 2005 von 24 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf 7 kg ha⁻¹ a⁻¹ (WEIS et al., 2006). Im Freilandniederschlag wurde ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,9, im Bestandsniederschlag von 5,2 ermittelt.

Folgende Flächen wurden untersucht (Flächenbezeichnungen nach KREUTZER und WEISS, 1998):

A1: Kontrolle (Fichtenaltbestand)

A2: Kalkung (mit 4 t ha⁻¹ Dolomit im April 1984 gekalkte Fichtenfläche)

N3: Buche

Die Untersuchungsflächen liegen in einem ca. 2 ha großen Untersuchungsgebiet (KREUTZER und WEISS, 1998). Die Entfernung zwischen der Fläche A1 und N3 beträgt ungefähr 500 m. Die Fläche A2 ist in etwa in der Mitte zwischen diesen Flächen gelegen. In KREUTZER und WEISS (1998) ist ein detaillierter Lageplan der Untersuchungsflächen abgebildet.

Die Probenahmen zur Erfassung der Regenwurmfauna erfolgten im Oktober 2005 analog zu den früheren Aufnahmen mittels Handauslese aus der organischen Auflage und Formalinextraktion aus dem Mineralboden (vgl. TERHIVUO, 1989; WANNER und DUNGER, 2002). Dazu wurden je Versuchsparzelle 10 Stichprobenflächen von je 1600 cm² Größe im Zwischenstammbereich beprobt. Je Stichprobe wurden 10 l Formalin in einer Konzentration von 0.12% ausgebracht. Dies entspricht 62.5 l m⁻².

Um eine Vergleichbarkeit der Befunde mit den Erhebungen während der vergangenen 20 Jahre zu ermöglichen, ist die Biomasse als Konservierungsgewicht nach ca. achtwöchiger Lagerung angegeben. Die Regenwürmer wurden in einer Mischung aus 70% Ethanol und 5% Formalin konserviert.

Um statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsfeldflächen hinsichtlich Biomasse und Abundanz aufzudecken, wurde ein paarweiser Mittelwertvergleich durch Tukey-Test (vgl. DUFNER et al., 1992) durchgeführt (Proc GLM, SAS®, Version 8e).

Der Humusausfluss wurde auf den Fichtenflächen mit 8 Gravitationslysometern pro Fläche seit Mitte 1986 bestimmt und in vier-

¹⁾ Korrespondierende Autorin. Zentrum Wald-Forst-Holz-Weihenstephan, Am Hochanger 11, D-85354 Freising.

²⁾ Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt, Department für Ökologie, WZW, TU München, Am Hochanger 13, D-85354 Freising.

zehntägigen Intervallen beprobt. Eine nahegelegene Buchengruppe wurde seit 1994 mit je 6 Parallelen untersucht. Jeweils vor dem Filtrieren wurde der pH des Bodenwassers bestimmt.

Die Bodenprobenahme wurde im Oktober 2004 auf den Fichtenflächen sowie im Oktober 2005 auf der Buchenfläche N3 durchgeführt. Die Humusaufgabe wurde mit einem 400 cm² und der obere Mineralboden (0–5 cm Tiefe) mit einem 100 cm² großen Stahlrahmen beprobt (jeweils 10 Parallelen). Die Auflage wurde in die einzelnen Horizonte getrennt. Während des Homogenisierens der Proben wurden die Bodenvegetation, Wurzeln und Zapfen entfernt und das Frisch- und Trockengewicht ermittelt. Der pH-Wert wurde in 1 M KCl sowie in Wasser gemessen. Die C und N Bestimmung erfolgte am CHN (Leco). Die Kationenaustauschkapazität wurde mittels 1 M NH₄Cl Extrakt bestimmt; K, Mg, Ca, Al, Mn und Fe am ICP-OES (Perkin-Elmer) analysiert.

3. ERGEBNISSE

3.1 Regenwurmpopulationen

Auf den Versuchsflächen fanden sich folgende Arten: *Dendrobaena octaedra* Savigny 1826, *Lumbricus rubellus* Hoffmeister 1843,

Dendrodrilus rubidus Savigny 1826 sowie *Aporrectodea caliginosa* Savigny 1926 (Nomenklatur nach SIMS, 1983). Eine eindeutige Zuordnung juveniler *Dendrobaena* und *Dendrodrilus* zu den adult präsenten Arten war nicht möglich.

In *Abbildung 1* ist die zeitliche Entwicklung der bisherigen Aufnahmen der Regenwurmliegenschaften im Höglwald zusammenfassend dargestellt. Hierzu wurden die Erhebungen von SCHNEIDER (1990), MAKESCHIN (1991b), AMMER (1992) und MARQUENIE (1994) mit den hier vorgestellten Ergebnissen zusammengeführt.

Alle Untersuchungen auf der ungekalkten Fichtenfläche A1 zeigten eine individuen- und artenarme Lebensgemeinschaft an. Auch im Herbst 2005 unterschied sich die Gesamtabundanz mit 21.9 Individuen m⁻² bzw. die Gesamtbiomasse mit 2.4 g m⁻² nicht wesentlich von den Werten bisheriger Untersuchungen im Höglwald (vgl. *Abbildung 1*). Auf der Kontrollfläche (A1) wurde erstmals mit *A. caliginosa* auch eine endogäische Art gefunden (*Tabelle 1*).

Die im Jahr 1984 einmalig durchgeführte Kalkung (Fläche A2) führte zunächst (Jahr 1987) zu einem starken Anstieg von Abun-

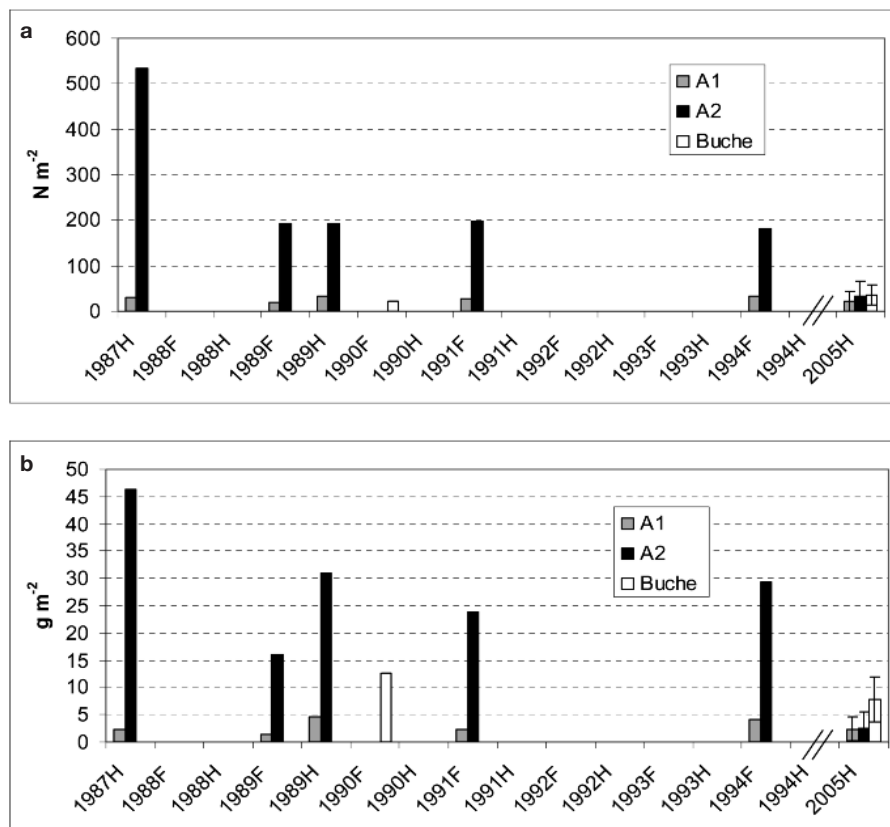


Abb. 1

Entwicklung von Regenwurmbiomasse (a) und -abundanz (b) auf den Versuchspartzen A1 (Kontrolle) und A2 (Kalkung im Jahre 1984) und einem angrenzenden Buchenbestand zwischen 1987 und 2005 (Daten 1987 aus MAKESCHIN (1991 b), 1989 und 1991 aus AMMER (1992), 1990 aus SCHNEIDER (1990), 1994 aus MARQUENIE (1994); die Aufnahmen wurden in den Jahren 1990, 1991 und 1994 im Frühjahr (F), 1989 sowohl im Frühjahr (F) als auch im Herbst (H) und in den Jahren 1987 und 2005 nur im Herbst (H) durchgeführt).

Earthworm abundance (a) and biomass (b) on the control plot (A1, pure Norway spruce), the limed plot (A2, pure Norway spruce, limed in 1984) and an adjacent beech stand (Buche, pure European beech). Data of year 1987 from MAKESCHIN (1991 b), data of year 1989 and 1991 from AMMER (1992), data of year 1990 from SCHNEIDER (1990), data of year 1994 from MARQUENIE (1994). The surveys in 1990, 1991 and 1994 were done in spring (F).

In 1989 an inventory was carried out in spring (F) and autumn (H).

Earthworm collection only in autumn (H) was conducted in 1987, 1989 and 2005.

Tab. 1

Ergebnisse der Varianzanalyse (paarweiser Mittelwertvergleich durch Tukey-Test) auf Unterschiede in Abundanz und Biomasse der Regenwürmer auf den Flächen A1 (Kontrolle), A2 (einmalige Kalkung im Jahre 1984) sowie einem angrenzenden Buchenbestand (Buche).

Results of ANOVA. Test on differences in earthworm abundance and biomass on the control plot (A1, pure Norway spruce), the limed plot (A2, pure Norway spruce, limed in 1984) and an adjacent beech stand (Buche, pure European beech).

Abundanz			
MSE	F-Wert	Pr>F	R ²
692,56	0,77	0,4709	0,05
Vergleich	Difference between means	95 % confidence limits	
A1-A2	-11,25	-40,43	17,93
A1-Buche	-13,75	-42,93	15,43
A2-Buche	-2,5	-31,68	26,68
Biomasse			
MSE	F-Wert	Pr>F	R ²
10,09	9,47	0,0008	0,41
Vergleich	Difference between means	95 % confidence limits	
A1-A2	-0,21	-3,73	3,32
A1-Buche*	-5,45	-8,98	-1,93
A2-Buche*	-5,25	-8,77	-1,73

* signifikant auf dem Niveau von $\alpha = 0.05$

danz und Biomasse der Regenwurmpopulation. Im Jahr 1989 (fünf Jahre nach der Kalkung) war die Individuenzahl aber bereits wieder auf weniger als 50 % und die Biomasse auf ca. 60 % der Werte von 1987 abgesunken. Auf diesem Niveau blieb die Population auch in den folgenden Untersuchungen bis 1994. Im Jahr 2005 (21 Jahre nach Kalkung) wurden deutlich geringere Werte ermittelt. Diese unterschieden sich nicht signifikant von der ungekalkten Fläche A1 (33.1 Individuen m⁻² bzw. 2.6 g m⁻², *Tabelle 1*).

Die Individuenzahlen im Buchenbestand lagen in den Untersuchungsjahren 1990 und 2005 im Bereich des ungekalkten Fichtenbestandes, während die Biomassen etwa die dreifache Höhe erreichten und sich damit statistisch signifikant (Jahr 2005) von denen unter Fichte unterschieden (*Tabelle 1*). Auf der Buchenfläche fanden sich 32 % der Würmer im Mineralboden, während der Anteil der dort angetroffenen Würmer auf den Fichtenflächen nur bei 4 % (gekalkte Fläche) bzw. bei 11 % (Kontrollfläche) lag.

Ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Fichtenflächen und dem Buchenbestand lässt sich hinsichtlich der Artenzusammensetzung ausmachen (*Tabelle 2*). So ist der Anteil von *L. rubellus* und insbesondere seiner Jungtiere (*L. juvenil*) mit 40 % unter Buche mittlerweile deutlich höher als unter Fichte mit 0 bzw. 9 %. Auf der ungekalkten Fichtenfläche herrschten zu allen Aufnahmezeitpunkten epigäische Arten vor (*D. octaedra* und *D. juvenil*). Diese Situation findet sich 21 Jahre nach der Kalkung auch auf Fläche A2 wieder, die einige Jahre nach der Kalkung vorübergehend eine deutliche Artenverschiebung hin zu intermediären Arten wie *L. rubellus* aufgewiesen hatte (*Tabelle 2*). Beim Vergleich der Artdominanzen der verschiedenen Bestockungen fällt auf, dass der Anteil von *Dendrodrius rubidus* unter Buche deutlich höher ist als unter Fichte.

3.2 Humusausfluss und Bodenkennwerte

Der Anstieg der pH-Werte im Sickerwasser bzw. im Boden nach Kalkung beschränkte sich nahezu auf die Humusaufgabe. In *Abbildung 2* ist der Verlauf der pH Werte im Humusausfluss dargestellt. Man erkennt die deutlich erhöhten pH-Werte auf der gekalkten

Tab. 2

Artdominanzen in % der Gesamtabundanz jeweils im Herbst des Aufnahmejahres auf den Versuchspartellen A1 (Kontrolle) und A2 (einmalige Kalkung im Jahre 1984) sowie einem angrenzenden Buchenbestand (Daten 1987 aus MAKESCHIN (1991 b), 1989 aus AMMER (1992)). Die Tabelle umfasst nur die Ergebnisse von Herbstaufnahmen, da insbesondere aufgrund des unterschiedlichen Anteils juveniler Tiere Frühjahrs- und Herbstaufnahmen nur eingeschränkt miteinander vergleichbar sind.

Species dominance in percent of total abundance in different years. Each survey was carried out in the autumn of the regarding year. Data were collected on the control plot (A1, pure Norway spruce), the limed plot (A2, pure Norway spruce, limed in 1984) and an adjacent beech stand (Buche, pure European beech). Data of year 1987 from MAKESCHIN (1991 b), data of year 1989 from AMMER (1992). Only data from surveys in autumn are shown. As a consequence of the differing portion of juvenile animals data from investigations in spring and autumn are only partly comparable.

	A1			A2			Buche
	1987	1989	2005	1987	1989	2005	2005
<i>D. octaedra</i>	28	27	20	7	3	19	2
<i>D. rubidus</i>	0	2	0	14	8	2	25
<i>D. juvenil</i>	66	52	69	61	36	79	33
<i>L. rubellus</i>	5	4	6	2	14	0	7
<i>L. juvenil</i>	1	15	3	16	39	0	33
<i>A. caliginosa</i>	0	0	2	0	0	0	0
<i>A. juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	0

Fläche, die bis 1991 zumeist über einem pH von 5.0 lagen. Im Laufe des Untersuchungszeitraumes gleichen sich aber die Kontrolle und die gekalkte Fläche immer mehr an. Die Buchenfläche weist stets höhere pH-Werte auf als die Kontrolle.

Im Jahr 2004 hatte die gekalkte Fläche noch leicht erhöhte pH-Werte in der Auflage und im oberen Mineralboden (*Tabelle 3*). Auch die Basensättigung liegt in der Auflage der gekalkten Fläche leicht über den Werten der Kontrolle, dagegen war sie in 0–5 cm Tiefe deutlich höher.

Die gekalkte Fichtenfläche wies geringere C-Vorräte im Auflagehumus als die Kontrolle auf. Der Hauptteil des Kohlenstoffs fand sich dabei im so genannten Olu, einem Horizont, der hauptsächlich aus Regenwurmkot besteht. Die Kohlenstoffvorräte der Auflage haben sich auf der gekalkten Fläche nahezu halbiert. Dort sind noch 19.5 t C ha⁻¹ gegenüber 38.1 t C ha⁻¹ auf der Kontrolle gespeichert. Etwa 13.5 t ha⁻¹ C wurden veratmet, während ein geringerer Teil in den Mineralboden verlagert wurde (für weitere Details der Kohlenstoffbilanzierung siehe HUBER et al., 2006a).

Der Buchenbestand wies einen höheren pH und eine höhere Basensättigung auf als die Kontrolle. Insbesondere die C:N Verhältnisse waren im Buchenbestand sowohl in der Auflage als auch im obersten Mineralboden deutlich niedriger als in den beiden Fichtenbeständen.

4. DISKUSSION

21 Jahre nach der Kalkung hat sich die Regenwurmgemeinschaft sowohl hinsichtlich der Gesamtabundanz als auch der -biomasse den Verhältnissen auf der ungekalkten Kontrollfläche weitgehend angenähert (*Abbildung 1*). Gleiches gilt für die Artenzusammensetzung, die hier wie dort durch die Dominanz der epigäischen Art *Dendrobaena octaedra* und der juvenilen *Dendrobaena* bzw. *Dendrodrius* gekennzeichnet ist (*Tabelle 2*). Überraschenderweise wurde auf der Kontrollfläche (A1) erstmals mit

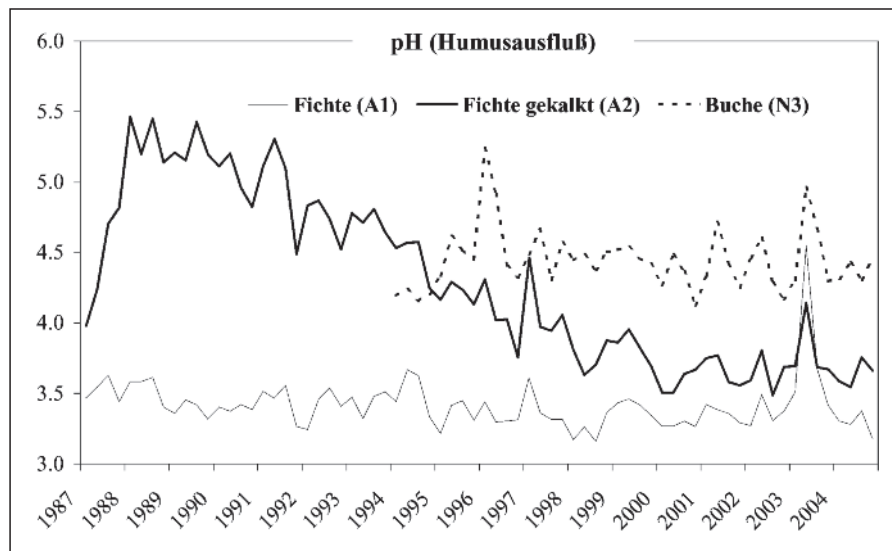


Abb. 2

pH-Verlauf im Humusausfluss auf der Kontrolle (A1), der gekalkten Fläche (A2) und auf der Buchenfläche von 1987 bis Ende 2004. Die Fläche A2 wurde im April 1984 mit 4 t ha⁻¹ Dolomit gekalkt.

pH in seepage below the humus layer at the control (A1), the limed plot (A2) and beech (N3). The plot A2 was limed with 4 t ha⁻¹ dolomitic limestone in 1984.

A. caliginosa auch eine endogäische Art gefunden. Dabei dürfte es sich vermutlich um das Ergebnis einer anthropogen bedingten Einschleppung handeln. Nach LEE (1985) können Regenwurmeier leicht durch Menschen verbreitet werden. Da auf der Versuchsparzelle A1 nach wie vor intensive Beprobungen stattfinden und sie sich darüber hinaus parallel des Hauptzufahrtsweges zur Versuchstation befindet, ist es leicht möglich, dass *A. caliginosa* auf diesem Wege auf die Fläche gelangte. Allerdings wird sich erst anhand von künftigen Aufnahmen zeigen lassen, ob die Verhältnisse dort ein dauerhaftes Überleben dieser Art ermöglichen.

Die in den ersten Jahren nach der Kalkung erfolgte Zunahme der Regenwürmer ist ein in vielen Forschungsarbeiten beobachteter

Befund (BASSUS, 1960; BÖSENER, 1962; KLEINSCHMIT, 1962; BILGER, 1968; SCHAUERMANN, 1985; PERSSON et al., 1987; PERSSON, 1988; AMMER und MAKESCHIN, 1994; PONGE und DELHAYE, 1995; GEISSEN et al., 1997; JUDAS, 2002; EHRMANN und FEGER, 2006). Die Kalkung bewirkte im Höglwald, wie auch an anderen Standorten, zunächst eine Erhöhung des pH-Wertes, der Kationenaustauschkapazität sowie der Basensättigung in der organischen Auflage und im obersten Mineralboden (PERSSON, 1988; KREUTZER, 1995; HUBER et al., 2006). Davon profitieren vor allem endogäische, anözische und intermediäre Arten (HUHTA, 1979; SCHAUERMANN, 1990; MAKESCHIN, 1991a; AMMER, 1992; HÖLSCHER et al., 1999). Dies und der damit verbundene Rückgang der Anteile der in der organischen Auflage lebenden, kaum wühlenden und damit die Humusform wenig gestaltenden epigäischen Arten wird sowohl mit der direkten Konkurrenz der großkörperigen Arten, wie z. B. *Lumbricus rubellus*, als auch mit dem Abbau der organischen Auflage, die den Lebensraum der epigäischen Arten darstellt, begründet (WITTICH, 1963; AMMER, 1992; SALAMON et al. 2006).

Im Gegensatz zu dem häufig beschriebenen Anstieg der Regenwurmpopulation in den einer Kalkung folgenden Jahren, liegen nur wenige Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung in gekalkten Waldbeständen vor. AMMER (1992) fand in einem norwegischen Experiment unter Fichte 18 Jahre nach Kalkung mit der im Vergleich zum Höglwald ungefähr doppelten Dolomitmenge eine gegenüber der Kontrolle noch erhöhte Abundanz und Biomasse. Auch HÖLSCHER et al. (1999) stellten in einem mit bis zu ca. 20 t ha⁻¹ ungleichmäßig gekalkten Laubwald (Buchenbestand im Hochsauerland) nach fast 40 Jahren noch erhöhte Biomassen fest, die sich durch das Vorhandensein (eingewanderter) endogäischer und anözischer Arten erklären.

Diese Beobachtungen widersprechen nur scheinbar den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung. Offenbar ist die Größe und Zusammensetzung der Regenwurmgemeinschaft eng mit den sich unterschiedlich schnell dem Ausgangszustand wieder annähernden bodenchemischen Verhältnissen gekoppelt. Die Geschwindigkeit der Wiederversauerung hängt von verschiedenen

Tab. 3

pH-Werte, Basensättigung (BS), Kohlenstoffvorräte (C) und C:N-Verhältnis auf den Untersuchungsflächen im Oktober 2004 (Fläche A1 und A2) bzw. im Oktober 2005 (Buche). L: Streulage, Of: Vermoderungslage, Oh: Humusstofflage. Olu: von Regenwurmlösung geprägter Horizont, lu von Lumbriciden.

pH-values, base saturation (BS), carbon storage (C), and C:N ratio in October 2004 on the control (A1) and limed (A2) plot and in October 2005 on the beech plot (N3); L: litter layer, Of: fermentation layer, Oh: humus layer, Olu: horizon on the limed treatment, which consists mainly of faecal aggregates, lu from Lumbricids.

	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	BS (%)	C (t ha ⁻¹)	C:N
Kontrolle (A1)					
Lof1	4,49	3,59	77,1	9,6	26,3
Of2	3,84	2,96	57,3	19,6	24,0
Oh	3,83	2,96	33,3	8,9	22,0
0-5 cm	3,74	3,14	7,6	17,6	17,0
Kalkung (A2)					
Lof	4,56	3,81	82,4	6,4	25,8
Olu	4,1	3,14	68,5	13,1	21,8
0-5 cm	3,96	3,20	27,4	19,3	18,5
Buche (N3)					
Lof	4,78	3,68	83,5	17,4	19,9
Oh	4,60	3,23	59,9	8,6	16,9
0-5 cm	4,19	3,21	8,4	30,8	15,1

Faktoren wie Kalkmenge, Säuredeposition und interne Versauerungsprozesse (Kationenaufnahme, Nitrifikation, Desorption von austauschbarem Sulfat) ab. Wie *Abbildung 2* zeigt, nähern sich die pH-Werte des Humusausflusses der gekalkten Fläche den Werten auf der ungekalkten Kontrolle seit 1988 stetig an. Darüber hinaus haben sich die fünf Jahre nach der Kalkung von KREUTZER et al. (1991) beschriebenen ausgeprägten Unterschiede in der Basensättigung zwischen der gekalkten und der nicht gekalkten Fläche (LOf1: 97,74% versus 69,28%, Of2: 98,74% versus 56,40%, Oh: 91,31 versus 30,47% bis zum Jahr 2004 deutlich verringert (vgl. *Tabelle 3*). Aus umfangreichen Untersuchungen in Kiefernbeständen ging hervor, dass für die Besiedlung mit leistungsfähigen Regenwurmart in Waldböden ein ausreichend hoher pH-Wert sowie eine hohe Basensättigung im jeweiligen Hauptlebensraum entscheidend sind (AMMER et al., 2006). So kommt zum Beispiel die endogäische Art *A. caliginosa* nach NORDSTRÖM und RUNDGREN (1974) und HUHTA (1979) nur bei pH-Werten > 4.2 häufiger vor. An saure Verhältnisse angepasst sind dagegen bekanntermaßen nur wenige Lumbricidenarten, allem voran *D. octaedra* (NORDSTRÖM und RUNDGREN, 1974; BOUCHÉ, 1977).

Aus zahlreichen Untersuchungen ist bekannt, dass neben den Säureverhältnissen auch die Güte der Nahrung, gemessen z. B. am C:N-Verhältnis, für die Besiedlung mit Regenwürmern bedeutsam ist (WITTICH, 1963; SCHÄDLER und BRANDL, 2005; GEISSEN et al., 1997; SCHAUERMANN, 1985; SCHAUERMANN, 1990). Allerdings wurde durch die Kalkung das C:N-Verhältnis der Streu und des LOf1-Horizonts nicht verändert (siehe KREUTZER, 1995; HUBER et al., 2004, *Tabelle 3*). Lediglich die Ca-Gehalte der älteren Nadeln und damit die Calciummenge mit dem Streufall waren auch im Jahr 2004 noch auf der gekalkten Fläche erhöht (HUBER et al., 2004a; HUBER et al., 2006b).

Auf der gekalkten Fläche kam es zu einem Humusabbau und einem C Verlust von 13.5 t C ha⁻¹ bis 40 cm Tiefe (HUBER et al., 2006a). Inzwischen ist ein neues Gleichgewicht weitgehend erreicht. Die Förderung von Regenwürmern in Waldökosystemen, in denen sie zuvor nicht oder nur in irrelevanter Anzahl zu finden sind, erhöht die Wahrscheinlichkeit von erheblichen Kohlenstoffverlusten (ALBAN und BERRY, 1994; BOHLEN et al., 2004). Die C-Verluste sind zwar im Wesentlichen auf mikrobiellen Abbau zurückzuführen (KREUTZER, 1995). Allerdings können die Regenwürmer durch den Aufschluss von organischem Material und die Verbreitung der Bakterien zur CO₂-Freisetzung beigetragen (KREUTZER, 1995). Die wesentlichen Veränderungen im Auflagehumus spielten sich fünf bis zehn Jahre nach Kalkung ab (HUBER et al., 2006a). Ein relativ schneller C-Verlust ist nach BOHLEN et al. (2004) typisch nach einer Neubesiedlung durch Regenwürmer. Dagegen kann eine seit langem etablierte Lebensgemeinschaft durch die Bildung von stabilen Aggregaten zur Stabilisierung der organischen Substanz beitragen (SCHEU und WOLTERS, 1991).

Durch die Regenwürmer wurde der Of2 und der Oh Horizont des früheren Moders zu einem sogenannten Olu-Horizont umgewandelt, der im wesentlichen aus abbauresistentem Regenwurmkot (ZIEGLER, 1990) besteht. Der Olu-Horizont entsprach auch 2004 weitgehend dem von KREUTZER (1995) beschriebenen Aufbau und stellt immer noch den Hauptbestandteil der Auflage auf der gekalkten Fläche dar (*Tabelle 2*). Das für die Regenwürmer verwertbare organische Material ist somit zum größten Teil aufgezehrt. Die Regenwürmer sind auf der gekalkten Fläche nun im wesentlichen auf das Nahrungsangebot der herabfallenden Streu angewiesen, während sie zu Beginn der Kalkung auch den kompletten Auflagehumus als Nahrungsquelle nutzen konnten. Die Streu ist im Vergleich zur Kontrolle aber nicht massereicher. Sie weist jedoch einen um ca. 30% höheren Anteil an Calcium auf (HUBER et al., 2004a). Die erhöhten Calciumwerte könnten für den etwas schnelleren Abbau der Streu auf der gekalkten Fläche (im Vergleich zur Kon-

trolle) verantwortlich sein. So ist tendenziell die Streuschicht der Humusaufgabe auf der gekalkten Fläche nach wie vor etwas geringer ausgebildet als auf der Kontrolle (siehe auch *Tabelle 3*).

Im Höglwald finden sich unter Buche etwas höhere pH-Werte, niedrigere C:N Verhältnisse und eine höhere Basensättigung in der organischen Auflage als in den vergleichbaren Horizonten unter Fichte. Folgerichtig erwies sich die Regenwurmlbensgemeinschaft im Buchenbestand als biomassenreicher (vgl. *Abbildung 1*). Die höhere Regenwurmbiomasse unter Buche gegenüber jener unter Fichte, und zwar sowohl auf der ungekalkten als auch auf der gekalkten Fläche, ließ sich statistisch absichern (vgl. *Tabelle 2*). Die Dominanzverhältnisse unter Buche erwiesen sich als zugunsten der anspruchsvolleren und relativ großen Art *L. rubellus* verschoben. Auf die Wirkungen einer Erhöhung von pH-Wert und Basensättigung in der Auflage durch Laubstreu und deren positive Wirkungen auf die Regenwurmfaua hat bereits HUHTA (1979) hingewiesen. Er fand, dass schon eine geringfügige, durch Birken- oder Erlenstreu hervorgerufene pH-Erhöhung genügte, um *A. caliginosa* dauerhaft zu etablieren und dadurch eine anhaltende Verbesserung der Humusform zu erreichen. In einem norwegischen Experiment fanden sich unter Birke achtmal höhere Abundanzen und 20-mal höhere Biomassen als unter Fichte. Zudem war die Artenzusammensetzung unter Birke deutlich zugunsten von *L. rubellus* verschoben (AMMER, 1992).

Wie der Vergleich von Buchen- und Fichtenbestand zeigt, ist für eine Verbesserung der Humusform und damit für einen veränderten Stoffkreislauf keineswegs das Vorhandensein endogäischer Arten erforderlich. So herrscht unter Buche im vorliegenden Fall mullartiger Moder vor, obwohl das Arteninventar dem unter Fichte mit der Humusform typischem Moder ähnelt. Lediglich die Dominanzverhältnisse unterscheiden sich (höherer Anteil des als typischer Buchenwaldart (PHILLIPSON et al., 1976) bekannten *D. rubidus* und verstärktes Auftreten von *L. rubellus* (*Tabelle 2*)). Dies resultiert in einer erkennbaren Vermischung von organischer Auflage und Mineralboden. So fanden sich auf der Buchenfläche auch deutlich mehr Regenwürmer im Mineralboden als auf den Fichtenflächen.

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Kalkung von Waldbeständen führt, wie viele Untersuchungen gezeigt haben, zu unterschiedlich lange anhaltenden individuellen Regenwurmlbensgemeinschaften mit einem veränderten Artenspektrum. Im Höglwald resultierte daraus zwar eine einige Jahre zu beobachtende Veränderung der Humusmorphologie, eine Veränderung der Humusform zu Mull erfolgte allerdings nicht. Analog zu den Ergebnissen einer kürzlich von EHRMANN und FEGER (2006) publizierten Studie fand auch im Höglwald nach der Kalkung bislang nur eine auf wenige Zentimeter beschränkte Vermischung von Auflagehumus und Mineralboden statt. EHRMANN und FEGER (2006) folgern daraus, dass „das idealisierte Wirkungskonzept einer Kalkung“ die auf diese Vermischung abzielt, nicht auf allen Standorten zutreffend ist. Diese differenzierte Einschätzung von Kalkungseffekten bestätigen die Befunde der vorliegenden Untersuchung. Als kritisch ist im Zusammenhang mit Kalkungen insbesondere der Abbau eines Großteils der Humusaufgabe zu betrachten, da dieser Kohlenstoffverluste und eine erhebliche Mehrbelastung des Sickerwassers mit Nitrat zur Folge hatte (siehe HUBER et al., 2006a).

Als Alternative zur Kalkung wurde wiederholt das Einbringen von solchen Baumarten gefordert, die unter anderem eine pH-Erhöhung des Oberbodens bewirken können (HUHTA, 1979; MAKE-SCHIN, 1991b). Wie die Untersuchungen von PRIETZEL (2004) und AMMER et al. (2006) gezeigt haben, gelingt dies aber nicht bei fehlender Basenausstattung im Unterboden. Im Höglwald kommt es durch die niedrigere externe Säurebelastung und interne Protonen-

produktion unter Buche zu einer geringeren Tiefenversauerung als unter Fichte (siehe ROTHE et. al., 2002). Die Biomasse der Regenwürmer ist auf der Buchenfläche höher als auf der Fichtenfläche.

6. ZUSAMMENFASSUNG

In einem 99-jährigen Fichtenaltbestand im bayerischen Tertiärhügelland (Höglwaldexperiment) wurde 21 Jahre nach Kalkung (1984 mit 4 t/ha Dolomit) eine erneute Beprobung der Lumbricidenfauna und von Bodenparametern (pH, Basensättigung, C:N, C-Speicherung) in der organischen Auflage und im obersten Mineralboden (0–5 cm Tiefe) einer ungekalkten und einer gekalkten Fichtenfläche durchgeführt. Zur Abschätzung des Baumarteneinflusses auf gleichem Standort wurde zudem eine direkt angrenzende Buchenfläche untersucht. Nach der Kalkung hatten sich Abundanz und Biomasse vervielfacht. Nach nunmehr 21 Jahren hat sich die Regenwurmlebensgemeinschaft auf der gekalkten Teilfläche sowohl hinsichtlich der Gesamtabundanz als auch der -biomasse der ungekalkten Kontrollfläche wieder angenähert. Auch die Artzusammensetzung auf der gekalkten Fläche glich sich den Verhältnissen auf der ungekalkten Vergleichsparzelle wieder an, auf der die epigäische Art *Dendrobaena octaedra* deutlich dominierte. Gesamtabundanz, -biomasse und Artenzusammensetzung der Regenwürmer waren eng mit dem pH-Wert verbunden. Die Kohlenstoffvorräte in der Humusaufgabe haben sich auf der gekalkten Fläche im Vergleich zur Kontrolle nahezu halbiert. Auf der gekalkten Fläche sind noch 19,5 t C ha⁻¹ gegenüber 38,1 t C ha⁻¹ auf der Kontrolle gespeichert. Etwa 13,5 t ha⁻¹ C wurden dabei veratmet, während der geringere Anteil in den Mineralboden verlagert wurde. Der vor allem aus Regenwurmkot bestehenden Horizont Olu (lu von *Lumbricus*) bildet immer noch den Hauptanteil der Humusaufgabe auf der gekalkten Fläche. Im Vergleich zum Beginn der Kalkung wurden die Nahrungsressourcen der Humusaufgabe für die Regenwürmer durch Veratmung (C-Verbrauch) und Umgestaltung (Bildung von Regenwurmkot) der Auflage größtenteils verbraucht. Während die Abundanz der Regenwürmer im Buchenbestand in der gleichen Größenordnung wie unter Fichte lag, war die Regenwurmbiomasse dort wegen des höheren Anteils von *Lumbricus rubellus* statistisch signifikant höher als auf den Fichtenparzellen. Darüber hinaus war die Artenzusammensetzung deutlich zugunsten von *Dendrodrius rubidus* und *Lumbricus rubellus* verschoben. Dieser Befund geht einher mit unter Buche höheren pH-Werten und einer höheren Basensättigung sowie geringeren C:N Verhältnissen in der organischen Auflage.

7. Abstract

Title of the paper: *The earthworm community of the Höglwald experiment 21 years after liming.*

We investigated the earthworm community and related soil chemical parameters (pH, base saturation, C:N, C-storage) of the surface humus layer and upper mineral soil (0–5 cm depth) in (a) a 99-year old pure Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stand, (b) a spruce stand 21 years after liming (4 t ha⁻¹ of dolomitic limestone applied in 1984), and (c) in an adjacent beech stand at the Höglwald site in southern Germany. Repeated earthworm inventories had shown that the earthworm abundance and biomass increased substantially after liming. However, 21 years after liming only minor differences in earthworm density, biomass, and community structure were found between the limed plot and the untreated control plot. The earthworm communities of both plots were dominated by the epigeic species *Dendrobaena octaedra*. The decrease in earthworm density has proceeded synchronously with reacidification of the humus layer on the limed plot. It is, therefore, likely that soil acidity is the most important factor for earthworm density and community structure. The carbon content of the surface humus was reduced by nearly 50% after liming. At the limed plot 19.5 t

ha⁻¹ of C are stored in this horizon, while 38.1 t ha⁻¹ of C are stored at the control. Approximately 13.5 t ha⁻¹ of C were lost as CO₂, while a smaller amount was transferred to the mineral soil. The surface humus layer still consists mainly of the transformed horizon Olu (lu from *Lumbricus*, horizon with high proportion of faecal pellets from the earthworms). Therefore, we assume that the nutrient resources for the earthworms are much lower than at the beginning of the liming experiment. In the beech stand, earthworm abundance was comparable to that of the spruce stand. In contrast to abundance, earthworm biomass and community structure within the beech stand were different from spruce, due to the more frequent occurrence of *Lumbricus rubellus*, an effective but more fastidious intermediary species. These findings correspond well with the higher pH, base saturation, and the lower C:N ratio of the surface humus of the beech stand in comparison to spruce.

8. Résumé

Titre de l'article: *La communauté vivante de vers de terre dans l'expérimentation de la forêt de Höglwald, 21 ans après chaulage.*

Dans un peuplement d'épicéa de 99 ans de la zone des collines tertiaires de Bavière (expérimentation de Höglwald), 21 ans après chaulage (effectué en 1984 avec 4 t de dolomite à l'hectare), on a fait une nouvelle étude de la faune de lombricidés et des paramètres du sol (pH, saturation en bases, rapport C/N, stockage de C) dans l'humus et dans le sol minéral superficiel (0 à 5 cm de profondeur) d'une parcelle d'épicéa non chaulée et d'une parcelle d'épicéa chaulée. Pour estimer l'influence de l'espèce forestière sur la même station on a étudié simultanément une parcelle de hêtre limitrophe. A la suite du chaulage l'abondance et la biomasse se sont considérablement accrues. Au bout des 21 ans, à présent, la communauté vivante de vers de terre aussi bien du point de vue de l'abondance totale que de la biomasse totale présente, sur la partie chaulée, des valeurs qui se sont rapprochées des valeurs observées sur la surface de contrôle non chaulée. La composition en espèces sur la surface chaulée ressemblait de nouveau aux proportions observées sur la parcelle témoin non chaulée, dans laquelle dominait nettement l'espèce épigée *Dendrobaena octaedra*. L'abondance totale, la biomasse totale et la composition en espèces de vers de terre étaient liées étroitement au pH. Les réserves en carbone dans la couche d'humus ont diminué de moitié sur la parcelle chaulée, comparées à celles de la parcelle témoin. Sur la parcelle chaulée se trouvent encore stockées 19,5 t C/ha contre 38,1 t C/ha sur la parcelle témoin. Environ 13,5 t C/ha ont été impliquées dans des phénomènes de respiration (transformation en CO₂) alors que la plus petite partie a été stockée dans le sol minéral. L'horizon important Olu (lu pour *Lumbricus*) constitué de boulettes fécales de vers de terre forme toujours encore la partie la plus importante de la couche d'humus sur la parcelle chaulée. En comparaison avec l'état au début du chaulage les réserves alimentaires de la couche d'humus pour les vers de terre ont été utilisées pour leur plus grande partie pour la respiration (utilisation de C) et la transformation de la couche d'humus (formation de boulettes fécales). Alors que l'abondance des vers de terre dans la hêtraie se trouvait au même ordre de grandeur que dans la pessière, la biomasse en vers de terre dans la hêtraie était statistiquement plus élevée que dans la pessière et ceci à cause de la plus forte proportion de *Lumbricus rubellus*. De plus la composition en espèces avait évolué au bénéfice de *Dendrodrius rubidus* et *Lumbricus rubellus*. Ce résultat va bien avec, sous le hêtre, des pH plus élevés, un taux de saturation en bases plus élevé ainsi que des rapports C/N plus faibles dans la couche organique.

R.K.

9. Danksagung

NATHALIE MARX sowie ELISABETH, DOROTHEE und LUISE AMMER danken wir für die Mithilfe bei der Probenahme, AXEL GÖTTLEIN

und CHRISTIAN AMMER für die kritische Durchsicht des Manuskripts, ANGELA ADKINSON für die Überarbeitung der englischen Zusammenfassung und dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die Finanzierung der Untersuchungen im Rahmen des Projektes ST 172.

10. Literatur

- ALBAN, D. H. und E. BERRY (1994): Effects of earthworm invasion on morphology, carbon, and nitrogen of a forest soil. *Appl. Soil Ecol.* **1**: 243–249.
- AMMER, S. (1992): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen (Höglwaldexperiment). *Forstl. Forschungen*, Nr. 123, 227 S.
- AMMER, S. und F. MAKESCHIN (1994): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae, Oligochaeta) und die Humusform in einem Fichtenaltbestand (Höglwaldexperiment). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **113**: 70–85.
- AMMER, S., K. WEBER, C. ABS, C. AMMER und J. PRIETZEL (2006): Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. *Applied Soil Ecology* **33**: 10–21.
- BASSUS, W. (1960): Der Einfluß der Kalkdüngung auf die Fauna des Waldbodens. *Archiv für Forstwesen* **9**: 1065–1081.
- BILGER, W. (1968): Die Beeinflussung des Regenwurmbesatzes in Waldböden durch Düngungsmaßnahmen. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* **18**: 72–75.
- BOHLEN, P. J., D. M. PELLETIER, P. M. GROFFMAN, T. J. FAHEY und M. C. FISK (2004): Influence of earthworm invasion on redistribution and retention of soil carbon and nitrogen in Northern Temperate Forests. *Ecosystems* **7**: 13–27.
- BÖSENER, R. (1962): Die Lumbriciden gekalkter Fichtenbestände des Tharandter Waldes und ihre Bedeutung bei der Umwandlung der Humusaufgabe. *In: Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (Hrsg.): Ernährung der Waldbäume und Forstdüngung. Tagungsband Nr. 50*, Berlin. S. 193–203.
- BOUCHÉ, M. B. (1977): Strategies lombriciennes. *Ecol. Bull.* **25**, 122–132.
- DUFNER, J., U. JENSEN und E. SCHUMACHER (1992): Statistik mit SAS. Stuttgart: Teubner. 398 S.
- EHRMANN, O. und K.-H. FEGER (2006): Auswirkungen von Waldkalkungen auf Regenwürmer und Bodenstruktur. *Allg. Forst Z./Der Wald* **61**: 1046–1049.
- GEISSEN, V., A. BRENNER, A. SCHÖNING und G. W. BRÜMMER (1997): Auswirkungen von Kalkungs-, Düngungs- und faunistischen Wiederbesiedelungsmaßnahmen auf die Lumbricidenfauna von Waldböden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **27**: 419–426.
- HÖLSCHER, D., N. ASCHE und F. BEESE (1999): Langfristige Effekte einer Waldkalkung auf bodenchemische Parameter, mikrobielle Biomasse und Regenwurmbesatz. *Forstarchiv* **70**: 127–132.
- HUBER, C., A. OBERHAUSER und K. KREUTZER (2002): Deposition of ammonia to the forest floor under spruce and beech at the Höglwald site. *Plant and Soil* **240**, 3–11.
- HUBER, C., K. KREUTZER, H. RÖHLE und A. ROTHE (2004a): Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. *For. Ecol. Manage.* **200**: 3–21.
- HUBER, C., W. WEIS, M. BAUMGARTEN und A. GÖTTLEIN (2004b): Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. *Plant and Soil* **267**, 23–40.
- HUBER, C., R. BAIER, A. GÖTTLEIN und W. WEIS (2006a): Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 to 2004 after liming an N saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* **233**: 11–20.
- HUBER, C., W. WEIS und A. GÖTTLEIN (2006b): Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. *Annals of Forest Science* **63**: 861–869.
- HUHTA, V. (1979): Effects of liming and deciduous litter on earthworm (Lumbricidae) populations of a spruce forest with an inoculation experiment on *Allolobophora caliginosa*. *Pedobiologia* **19**: 340–345.
- JUDAS, M. (2002): Effekte von Meliorations-Kalkungen auf Gruppen der Boden-Makrofauna. *Forstarchiv* **73**: 83–91.
- KLEINSCHMIT, J. (1962): Untersuchung von Kalkdüngungsversuchsflächen in Lehrforstamt Escherode. *Forstarchiv* **33**: 25–29.
- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* **168**: 447–470.
- KREUTZER, K., A. GÖTTLEIN und P. PRÖBSTLE (1991): Dynamik und chemische Auswirkungen der Auflösung von Dolomitkalk unter Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). *In: K. KREUTZER und A. GÖTTLEIN (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschungen*, Nr. **39**: 186–204.
- KREUTZER, K., A. GÖTTLEIN, P. PRÖBSTLE und M. ZULEGER (1991): Höglwaldforschung 1982–1989 Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. *In: K. KREUTZER und A. GÖTTLEIN (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschungen*, Nr. **39**: 11–21.
- KREUTZER, K. und T. WEISS (1998): The Höglwald field experiment – aims, concept and basic data. *Plant and Soil* **199**: 1–10.
- LEE, K. E. (1985): Earthworms. Their Ecology and relationships with soils and land use. Sydney: Academic press.
- MAKESCHIN, F. (1991a): Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbriciden: Oligochaeta) im Fichtenaltbestand Höglwald. *In: K. KREUTZER und A. GÖTTLEIN (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschungen*, Nr. **39**: 117–127.
- MAKESCHIN, F. (1991b): Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. *Habilitationsschrift. Forstwissenschaftliche Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität*. 197 S.
- MARQUENIE, S. (1994): Auswirkungen bodenmikrobiologischer und bodenchemischer Parameter auf die Lumbricidenpopulation in einem gekalkten Fichtenaltbestand. Unveröffentl. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität. 83 S.
- NORDSTRÖM, S. und S. RUNDGREN (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. *Pedobiologia* **14**: 1–27.
- PERSSON, T. (1988): Effects of liming on the soil fauna in forests – a literature review. *Stateus naturvårdsverk. Rapport* 3418. 92 S.
- PERSSON, T., R. HYÖNEN und H. LUNDKVIST (1987): Influence of acidification and liming on nematodes and oligochaetes in two coniferous forests. *In: B. R. STRIGANOVA (Hrsg.): Soil fauna and soil fertility. Proceedings of the 9th international colloquium on soil zoology*. Moskau 1985. S. 191–196.
- PHILLIPSON, J., R. ABEL, J. STEEL und S. R. WOODDELL (1976): Earthworm and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiologia* **16**: 258–285.
- PONGE, J.-F. und L. DELHAYE (1995): The heterogeneity of humus profiles and earthworm communities in a virgin beech forest. *Biology and Fertility of Soils* **20**: 24–32.
- PRIETZEL, J. (2004): Humusveränderungen nach Einbringung von Buche und Eiche in Kiefernreinbestände. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **167**: 428–438.
- RODENKIRCHEN, H. (1991): Entwicklung der Waldbodenvegetation auf den Versuchsflächen des Höglwald-Experiments im Beobachtungszeitraum 1983–1989. *In: K. KREUTZER und A. GÖTTLEIN (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschungen*, Nr. **39**: 74–86.
- RÖHLE, H. (1991): Entwicklung der wichtigsten ertragskundlichen Kenngrößen des Fichtenaltbestandes Höglwald in der 6jährigen Beobachtungsperiode zwischen 1983 und 1988. *In: K. KREUTZER und A. GÖTTLEIN (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand. Forstwissenschaftliche Forschungen*, Nr. **39**: 30–34.
- ROTHE, A., C. HUBER, K. KREUTZER und W. WEIS (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* **240**, 33–45.
- SALAMON, J. A., J. ALPHEI, A. RUF, M. SCHAEFER, S. SCHEU, K. SCHNEIDER, A. SÜHRIG und M. MARAUN (2006): Transitory dynamic effects in the soil invertebrate community in a temperate deciduous forest: Effects of resource quality. *Soil Biol Biochem* **38**: 209–221.
- SCHÄDLER, M. und R. BRANDL (2005): Do invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures? *Soil Biol Biochem* **37**, 329–337.
- SCHAUERMANN, J. (1985): Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. *Allgemeine Forstzeitschrift* **40**: 1159–1161.
- SCHAUERMANN, J. (1990): Experimentelle Manipulation der Bodenfauna von Fichtenforstpflanzungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B*, **17**: 87–93.
- SCHEU, S. und V. WOLTERS (1991): Influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of carbon-14-labelled beech leaf litter. *Soil. Biol. Biochem.* **23**: 1029–1034.
- SCHNEIDER, T. (1990): Struktur und Lebensraum der Lumbriciden im Höglwald unter besonderer Berücksichtigung von Bestockung und Bewirtschaftungsform. Unveröffentl. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität. 90 S.
- SIMS, R. W. (1983): The scientific names of earthworms. *In: J. E. SATCHELL (Hrsg.): Earthworm Ecology*. London: Chapman and Hall. S. 467–475.
- TERHIVUO, J. (1989): The Lumbricidae (Oligochaeta) of southern Finland: species assemblages, numbers, biomass and respiration. *Annales Zoologici Fennici* **26**: 1–23.

- ULRICH, B., R. MAYER und P. K. KHANNA (1979): Die Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Nr. 58, 291 S.
- WANNER, M. und W. DUNGER (2002): Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology* 38: 137–143.
- WITTICH, W. (1963): Bedeutung einer leistungsfähigen Regenwurmfauna unter Nadelwald für Streuzersetzung, Humusbildung und allgemeine Bodendynamik. pp. 60.
- WEIS, W., R. BAIER, C. HUBER und A. GÖTTLEIN (2006): Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* (in press).
- ZIEGLER, F. (1990): Zum Einfluß von Regenwürmern (*Eisenia fetida*, Lumbricidae) und mineralischer Substanz auf die Zersetzung von Buchenstreu (*Fagus sylvatica*) und Gerstenstroh (*Hordeum vulgare*) im Modellversuch. *Bayreuther Bodenkundl. Berichte* 13, 134 Seiten.

Das Rundholzverfahren des Kartellamtes aus wettbewerbstheoretischer Sicht

Institut für Forstökonomie Freiburg

(Mit 1 Tabelle)

Von S. AHMADIAR und A. SCHLÜTER

(Angenommen April 2007)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Kartellverfahren; Rundholzverfahren; Wettbewerb; Marktoffenheit; Dilemma-These; Dumping-Verfahren.

Anti-Trust-Proceeding; Round Timber Proceeding; Competition; Market Barriers; Dilemma-Thesis; Dumping-Proceeding.

1. EINLEITUNG

Das so genannte ‚Rundholzverfahren‘ folgte im Anfang einer Beschwerde, in welcher der VDS (Verband Deutscher Sägeindustrie) als Nachfrager auf das Recht eines ‚atomisierten‘ Angebots verweist. Das Bundeskartellamt eröffnete daraufhin ein Kartellverfahren gegen einige Bundesländer und stellte in Bezug auf die gemeinsame Rundholzvermarktung von Landesforstverwaltungen und Kommunen oder Privatwaldbesitzern einen Verstoß gegen das Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) fest.

Während das Untersuchungsverfahren zunächst ruhen gelassen wurde, hat die Behörde, welche im Dialog mit den Landesforstverwaltungen und den Spitzenverbänden der Forstwirtschaft steht, Vermarktungsregeln vorgelegt, die, in die Praxis umgesetzt, eine Vereinbarkeit praktischen Markthandelns mit dem Kartellrecht ermöglichen. Es bleibt abzuwarten, ob die Länder diesen Vermarktungsgrundsätzen zustimmen oder aber die Behörde das Untersuchungsverfahren wieder aufnimmt.

Mit dem Verfahren können unterschiedliche volkswirtschaftliche Implikationen verbunden werden. Auf der einen Seite soll die Marktoffenheit auf dem Rundholzmarkt vom Ausgang des Verfahrens beeinflusst werden. Wenn man unterstellt, dass diese durch die Marktstellung und fiskalen Vorteile der Landesforstverwaltungen zurzeit beeinträchtigt wird, dann würde eine Einschränkung der Vermarktung über die Landesforstverwaltung möglicherweise zu einer Belebung und Dynamisierung des Marktes durch Markteintritte führen¹⁾. Auf der anderen Seite führen Kritiker an, dass die Möglichkeiten der Mobilisierung der Ressourcen, insbesondere im

Kleinprivatwald, durch die Untersagung der bestehenden Kooperationen reduziert werden.

Obgleich das Kartellgesetz nicht zwischen staatlichen und privaten oder kommunalen Unternehmen unterscheidet, und die Behörde nachdrücklich darauf hinweist, es handele sich nicht um eine Kampagne gegen die Länder (REH, 2005), ergibt sich mit der Ausrichtung des Verfahrens eine Zielsetzung, welche den Rückzug der staatlichen Kontrolle aus der gemeinsamen Vermarktung fokussiert. In diesem Zusammenhang eröffnet das Verfahren Ansatzpunkte zu einer ordnungspolitischen Debatte um die Rechtfertigung staatlichen Agierens am Holzmarkt, der hier nicht nachgegangen werden soll.

Im Zusammenhang mit dem Kartellverfahren sind bereits einige Artikel veröffentlicht worden, die den gegenwärtigen Stand des Verfahrens beschreiben (BRESEMANN, 2005; KRAUHAUSEN, 2005; REH, 2005). Der wettbewerbstheoretische Hintergrund ist aber in der Diskussion um das Verfahren bisher weitgehend unberücksichtigt geblieben.

Die verschiedenen wettbewerbstheoretischen Schulen, von der klassischen Nationalökonomie bis zum „more economic approach“ der Gegenwart, basieren auf unterschiedlichen Zielsetzungen und Wettbewerbsmodellen, die nicht ohne weiteres miteinander vereinbart werden können. Daraus folgt zunächst, dass auch eine neutrale Behörde wie das Bundeskartellamt nicht allen wettbewerbstheoretischen Gedanken entsprechen kann.

Vor diesem Hintergrund soll folgend gefragt werden, welche Beziehungen zwischen den verschiedenen Schulen und der gegenwärtigen Wettbewerbsordnung, d.h. Wettbewerbsrecht und Kartellbehörde, bestehen. Dabei wird die Entwicklung des Kartellrechts berücksichtigt, nach welcher die Theorien des 20. Jahrhunderts bis heute noch entscheidend in Gesetzen und Gerichten wirken, auch wenn sie dort gegenüber neueren Tendenzen an Einfluss verlieren mögen (GERBER, 1998: 332).

Diesem Verhältnis zwischen den wettbewerbstheoretischen Schulen und ihrer Umsetzung im angewandten Kartellrecht soll am Fall des ‚Rundholzverfahrens‘ gegen die Landesforstverwaltungen

¹⁾ Ansatzweise erfolgt in den letzten Jahren bereits ein Marktzutritt von Dienstleistern wie TTW Waldpflege GmbH & Co. KG. oder LIGNIS GmbH & Co. KG.

Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen und Thüringen nachgegangen werden. Es werden im Folgenden die wettbewerbstheoretischen Grundlagen der Wettbewerbspolitik dargestellt. Auf dieser Basis werden schließlich die Handlungen der Behörde wettbewerbstheoretisch eingeordnet und Konsequenzen des Verfahrens für den Wettbewerb auf dem Rundholzmarkt aufgezeigt.

2. WETTBEWERBSTHEORETISCHER HINTERGRUND

Um die möglichen Positionen der wettbewerbstheoretischen Schulen auf das Rundholzverfahren zu verstehen, ist es sinnvoll, sich mit deren *wettbewerbsspolitischem Zielsystem* im Einzelnen zu befassen. Die Klassik definiert die Wettbewerbsfreiheit als eigenständiges Ziel ihrer Wettbewerbspolitik. Auch die Neuklassik verfolgt das Leitbild eines freien Wettbewerbs und erklärt selbigen zum Primärziel ihrer Wettbewerbspolitik. Voraussetzung hierfür ist das harmonische Verhältnis zwischen Wettbewerbsfreiheit und ökonomischer Wohlfahrt, welches diese Schulen in ihrer theoretischen Basis zugrunde legen (HEINE, 1996; HOPPMANN, 1967).

In anderen Schulen wie dem Ordoliberalismus und der Neoklassik ist die Wohlfahrt das wettbewerbsspolitische Primärziel. Der Ordoliberalismus verfolgt dabei das Leitbild einer vollständigen Konkurrenz mit polypoler Wettbewerbsstruktur (EUCKEN, 1990). Die vollkommene Konkurrenz der Neoklassik soll gemäß dem statischen Modell der Theorie zu einer optimalen Wohlfahrt i.S. eines Pareto-optimi führen (HIGH, 2001).

Andere Schulen, wie die Chicago School oder der neuere ‚More Economic Approach‘, zielen ebenfalls auf eine Optimierung der Wohlfahrt, allerdings unter einem anderen Leitbild (MANTZAVINOS, 1994; SCHMIDTCHEN, 2005). Die Chicago School erhebt den Begriff der Effizienz zum wettbewerbsspolitischen Leitbild und versteht unter Wettbewerb ein ‚Survival of the fittest‘, in welchem Marktmacht als Ausdruck von Effizienz gewertet wird. Auch die Theorie der Contestable Markets verfolgt kein auf Struktur oder Marktmacht bezogenes Leitbild, sondern das der Perfect Contestable Markets, welches absolut freien Markteintritt und kostenfreien Marktaustritt beinhaltet (BAUMOL et al., 1982; MANTZAVINOS, 1994).

Neben dem wettbewerbsspolitischen Zielsystem ist auch das Wettbewerbsmodell entscheidend für die ordnungspolitische Orientierung. Sofern die *Wettbewerbstheorie* in ihrem Wettbewerbsmodell keinen Zielkonflikt zwischen Wettbewerbsfreiheit und ökonomischer Wohlfahrt sieht, erscheint die wirtschaftspolitische Forderung nach einer stärkeren Atomisierung des Angebots

zwangsläufig. Die Vertreter der Neoklassik und des Ordoliberalismus sehen dies so. In diesem Zusammenhang ist auch die Neuklassik zu nennen, die Wettbewerbsfreiheit zum Primärziel erhebt, auch wenn sie daraus keine Strukturpolitik ableitet.

Wenn allerdings von einem Dilemma ausgegangen wird, dann ist eine wirtschaftspolitische Abwägung erforderlich. Diese Dilemma-These wurde hauptsächlich vom Konzept des Funktionsfähigen Wettbewerbs aufgestellt (CLARK, 1940), nachdem schon in der Klassik einzelne Ökonomen einräumten, Wettbewerb könne in verschiedenen Fällen zu schlechteren Ergebnissen führen als Marktkonzentration (HIGH, 2001). Dabei wurde zunächst ein Fortschrittsdilemma formuliert, das aussagt, Unternehmen in einer polypolistischen Wettbewerbsstruktur haben nicht die Innovationsmöglichkeiten (insbesondere Finanzierungsmöglichkeiten) von Unternehmen größerer Marktkonzentration. Ferner wird der Wettbewerb als eine Phasenfolge von Innovation und Nachahmung verstanden, in der stärkerer Wettbewerb zu einer raschen Neutralisation von Vorsprungsgewinnen und damit zu geringerer Innovationsneigung führe. Die Österreichische Schule, die diese Phasenfolge als „Schöpferische Zerstörung“ bezeichnet (SCHUMPETER, 2006), sieht darin kein Dilemma, sondern untermauert ihre Harmoniethese durch die Wirkung des Existenzdrucks, welcher die Innovationsneigung erhöht. Das Leitbild der weiten Oligopole dagegen verfolgt in diesem Zusammenhang einen streng strukturorientierten Ansatz und unterstellt einen geringen Existenzdruck mit der Folge passiven Verhaltens für Polypole. Um der Gefahr der Kartellbildung bei engen Oligopolen zu entgehen, werden Märkte mit weitem Oligopol und Markttransparenz angestrebt (KANTZENBACH, 1967).

Ein allgemeines Wohlfahrtsdilemma formulieren neuere Wettbewerbstheorien (GERBER, 1998; SCHMIDTCHEN, 2005) und begründen dies unter anderem auch mit steigenden Transaktionskosten in einer Wettbewerbsstruktur. Die Transaktionskosten können mit steigender Zahl an Marktteilnehmern steigen (SCHLÜTER and SCHRAML, 2006; SCHURR, 2006).

Wirtschaftspolitisch ergeben sich unter den verschiedenen Leitbildern und auf Grundlage der wettbewerbstheoretischen Ansätze unterschiedliche Forderungen an die Wettbewerbspolitik.

Solche Theorien, die das Monopolproblem als nicht wesentlich betrachten, sprechen sich für eine Deregulierung des Wettbewerbs aus und verweisen auf teilweise langfristige Marktmechanismen, die sich selbst regeln. Zu diesen liberalen Schulen zählen die klassische Nationalökonomie, die Chicago School und die Theorie der Contestable Markets. (Auf diesen Schulen sowie auf dem Workable Competition basiert die Wettbewerbstheorie der Industrial Organisation, zu deutsch Industrieökonomik (BAIN, 1968)).

Eine Position pro regulativer Instrumente und zugunsten von per se Kartellverboten nehmen Neoklassik und Ordoliberalismus aber auch die Neuklassik ein. Letztere, Vertreterin der Harmoniethese, verfolgt Wettbewerbsfreiheit als Ziel an sich. Da das Marktverhalten nicht durch andere Parameter vorhergesagt werden könne, bestätigt die Neuklassik auch den negativen Aufbau des Kartellrechts, das den Wettbewerb beschränkendes Verhalten untersagt.

Von anderen Richtungen wird dies als ein Faktor großer Planungsunsicherheit kritisiert. Insbesondere solche Schulen, die von einer langfristigen Selbstregulierung des Wettbewerbs überzeugt sind, stufen ein Intervenieren der Behörde als Störung des Wettbewerbsmechanismus ein.

Vertreter der Dilemma-These fordern ein Abwägen zwischen Wettbewerbs- und Wohlfahrtszielen (SCHMIDTCHEN, 2005) (rule of reason). Das Konzept des Funktionsfähigen Wettbewerbs formuliert fünf Funktionen des Wettbewerbs und definiert einen Wettbewerb als funktionsfähig, wenn keine Möglichkeit besteht, ihn

Tab. 1

Übersicht über die wettbewerbstheoretischen Schulen.

Different schools of theory of competition.

Wettbewerbstheoretische Schule	Primärziel	Hauptthese
Klassische Nationalökonomie	Wettbewerbsfreiheit	Harmonie
Neoklassik	Wohlfahrt	Harmonie
Workable Competition	Wettbewerbsfunktionen	Dilemma (Fortschritt/ Wettbewerb)
Chicago School	Wohlfahrt	Harmonie
Neuklassik	Wettbewerbsfreiheit	Harmonie
More Economic Approach	Effizienz	Dilemma (Effizienz / Wettbewerb)

durch wirtschaftspolitische Maßnahmen zu verbessern. Diese Definition stützt sich auf einen ausgeprägten Optimismus gegenüber der Wettbewerbspolitik, die aber im Gegensatz zu den anderen Befürwortern einer regulativen Politik nicht einem Leitbild folgt, sondern der Überzeugung, dass Marktunvollkommenheiten einander ausgleichen können und die Wettbewerbspolitik gemäß dieser „Gegengiftthese“ entsprechende weitere Marktunvollkommenheiten implementieren kann, um zu einem guten Marktergebnis zu führen.

Moderne Ansätze (EU-KOMMISSION, 1999; SCHMIDTCHEN, 2005) fordern die Möglichkeit einer Rechtfertigung für wettbewerbsbeschränkendes Verhalten. Dieses soll, wenn es zu einer größeren Effizienz führt, im Einzelfall legalisiert werden, so dass der Wohlfahrt der Vorrang gegeben wird. Die Wettbewerbsfreiheit wird hier als unbestimmter Begriff bezeichnet und nicht als Leitbild anerkannt.

3. BETRACHTUNG UND KRITIK DES RUNDHOLZ-VERFAHRENS

Welche wettbewerbstheoretische Position wird nun durch das Eingreifen der Kartellbehörde in den Rundholzmarkt umgesetzt, und welche Position wäre aus Sicht einzelner Wettbewerbstheorien angezeigt?

Zunächst ist zu beobachten, dass die Kartellbehörde einer Beschwerde, die einen Anspruch auf „atomisierte“ Strukturen erhob, folgte und nicht von Amts wegen tätig wurde. Dieses Verhalten erlaubt bei erster Betrachtung zwei unterschiedliche Interpretationen.

Einem solchen Anspruch stattzugeben, kann als strukturorientierte Wettbewerbspolitik betrachtet werden, welche auf einen neoklassischen oder ordoliberalen Hintergrund deutet, insofern als diese das Polypol zum Wettbewerbsleitbild erheben (vollständige bzw. vollkommene Konkurrenz). Auch die Kernbegriffe „marktstarke“ und „marktbeherrschende“ Stellungen des geltenden Kartellrechts (BECHTOLD, 2006) unterstützen die These eines solchen strukturorientierten Ansatzes.

Ebenso führt eine zweite Interpretation, welche den Zweck des Kartellrechts im Schutz der Marktgegenseite findet, zu den genannten wettbewerbstheoretischen Schulen. Es sind gerade diese, die Wettbewerb auch als vertikale Konkurrenz deuten bzw. als Parallel- und Austauschprozess (Neuklassik). Insbesondere im Ordoliberalismus wird hier auf die Notwendigkeit eines Strukturgleichs hingewiesen.

An dieser Stelle kann man jedoch durchaus in Frage stellen, ob bei einer Gesamtbetrachtung des Marktes nicht Machtkonzentrationen auf der Nachfrageseite ins Gewicht fallen (Konzentrations-effekt in der Sägeindustrie) (BRUCKNER, 2000), die ein Auflösen größerer Strukturen auf der Anbieterseite aus diesem Ansatz heraus nicht erlauben. Schließlich zeigt eine neoklassische, statische Betrachtung ebenso große Wohlfahrtsverluste für den Fall eines Machtüberhangs auf der Nachfrageseite. So wird beispielsweise in Bayern, wo größere Kooperationen von Forstbetriebsgemeinschaften eine gewisse Marktmacht erreicht haben, damit argumentiert, dass dies lediglich einen strukturellen Ausgleich zur sich stetig konzentrierenden Sägeindustrie darstelle. Kartellrechtlich treffender ist die Zulassung solcher Kooperationen mit der Begründung, es werde wesentlicher Wettbewerb noch durch die Bayerischen Staatsforsten gewährleistet. Es bleibt festzuhalten, dass hier auch im privaten Bereich nicht von polypolistischem oder atomisiertem Wettbewerb gesprochen werden kann.

Ausdrücklich gegen polypolistische Strukturen spricht sich das Konzept der weiten Oligopole aus und begründet diese Position mit mangelndem Existenzdruck und passivem Verhalten, die in Poly-

polen herrschen würden (KANTZENBACH, 1967). Das Konzept unterstellt höhere Innovationsmöglichkeiten und Innovationsneigung für die Struktur der weiten Oligopole und kann in eben diesem Stratum der Sägeindustrie seine Bestätigung finden. Hier werden in Unternehmen entsprechender Marktmacht seit Jahren Erfolge in Produkt- und Verfahrensinnovation verzeichnet, die sich nur durch einen intensiven Wettbewerb erklären lassen. Im Gegenzug scheiden die polypolistischen Anteile der Nachfragerseite zunehmend aus dem Wettbewerb aus, was insbesondere in den mangelnden Innovationsmöglichkeiten begründet liegt.

Angewandt auf die Forstwirtschaft bedeutet dies, dass auch dort kein Polypol angestrebt werden sollte, auch wenn der VDS dies in seiner Beschwerde forderte.

Das Argument der Innovationsmöglichkeiten führt zum Fortschrittsdilemma, das im Rahmen des Funktionsfähigen Wettbewerbs formuliert wurde. Demnach fehlt es den klein strukturierten Betrieben der Forstwirtschaft an Innovationsmöglichkeiten, eine Situation, die mit der in der Landwirtschaft vergleichbar ist. Schwerwiegender wird der Konflikt, wenn man das Wohlfahrtsdilemma, welches beispielsweise in höheren Transaktionskosten begründet liegt, mit einbezieht (HELLER, 1998)². Eine Fragmentierung könnte demnach zu weiterem Ansteigen der Transaktionskosten und damit zu einer Verteuerung des Angebotes führen. Es wird nicht ansatzlos kritisiert, eine strukturelle Fragmentierung der Forstwirtschaft entspräche nicht den Erfordernissen des Marktes und führe außerdem zu rückgängigen Investitionsvorhaben der Nachfrageseite. Entsprechend dem ‚More Economic Approach‘ (EU-KOMMISSION, 1999) müsste den betroffenen Kooperationen die Möglichkeit gegeben werden, ihr wettbewerbsbeschränkendes Verhalten zu rechtfertigen. Denn ein Intervenieren mit der Folge eines Wohlfahrtsverlustes wäre unter Berücksichtigung eines wohlfahrts- oder effizienzgeleiteten Zielsystems inkonsistent. Dies ist einer der Hauptkritikpunkte am gegenwärtigen Kartellrecht, insbesondere aus Sicht moderner Wettbewerbstheorien (GERBER, 1998; SCHMIDTCHEN, 2005). Man kann hier allerdings einschränken, dass die Ausnahmeregelung des GWB §2 diese Kritik bereits berücksichtigt, insofern als sie Kartelle, die keinen wesentlichen Wettbewerb ausschalten und zur Erreichung gemeinwirtschaftlicher Vorteile unumgänglich sind, zulässt.

Eine polypolistische Struktur in der Forstwirtschaft birgt die Gefahr eines Rückzugs aus dem Markt, welcher aufgrund der trägen Verfügungsrechte einem Ressourcenverlust gleich käme. An diesem Punkt unterscheidet sich die Forstwirtschaft deutlich von den Nachfragern in der Sägeindustrie. Dem „Sterben“ der kleinen steht ein deutliches Wachsen der großen Säger gegenüber. Dem beugt die Behörde unter Anwendung des Arbeitsgemeinschaftsgedankens vor und räumt Ausnahmeregelungen für nicht marktfähige Betriebe ein. Die dabei verhandelten Größenschwellen im Bereich von 3000 ha (Marktfähigkeitsschwelle) bzw. 8000 ha (Schwelle für einen Prüfungsvorbehalt gegenüber Kooperationen mit den Landesforstverwaltungen) Wirtschaftsfläche (MEDLER, 2006) erwecken den Eindruck, dass das Verfahren zu keiner wesentlichen Strukturänderung beitragen wird und somit die wettbewerbspolitische Effektivität desselben in Frage gestellt werden kann. Wenn auch nicht explizit formuliert, beinhaltet das Verfahren jedoch eine unterschiedliche Behandlung bzw. Beurteilung der Landesforstverwaltungen gegenüber privaten Vermarktungseinheiten. Im Rahmen eines Prüfungsvorbehaltes werden Kooperationen mit staatlicher Beteiligung geprüft werden, private dagegen nicht. Denn auch gegenüber großen Kooperationen verbleibt die jeweilige Landesforstverwaltung als wesentlicher Wettbewerber im Markt.

²) Siehe hierzu die Argumentation in SCHLÜTER und SCHRAML (2006) und SCHURR (2006) in Bezug auf die Forstwirtschaft, die jeweils auf die theoretischen Auslegungen von Heller zurückgehen.

Im Hinblick auf die Strukturänderungen ist eine geringe Effektivität aus Sicht von wettbewerbstheoretischen Schulen wie der Klassik, der österreichischen Schule, der Chicago School oder der Contestable Markets bzw. der Industrial Organisation unbedenklich, so wie diese eine von der Problematik der Marktstruktur unabhängige Wettbewerbspolitik propagieren. Sie stimmen sogar darin überein, dass der Wettbewerb weitgehend dereguliert werden sollte und verweisen jeweils auf autonome Marktmechanismen, die zu einem guten Ergebnis führen. Insofern kann das Intervenieren der Behörde zunächst als Störung dieser Mechanismen und daneben auch als Faktor größerer Planungsunsicherheit betrachtet werden.

Eine Kritik am Verfahren ergibt sich aber nicht aus der generellen Forderung einer Deregulierung, sondern eher aus dem strukturorientierten Ansatz, der sich am Kriterium der Marktmacht orientiert. Marktmacht ist aus dieser Sicht kein Hindernis für den Wettbewerb und wird von der Chicago School sogar als Ausdruck von effizientem Wirtschaften interpretiert. Ungeachtet der generellen Angreifbarkeit dieser Behauptung kann sie auch aus Sicht der Chicago School nicht auf den Fall der Landesforstverwaltungen angewandt werden und etwa retrograd ein effizientes Wirtschaften derselben belegen. Die Marktmacht der Landesforstverwaltungen liegt in der historisch bedingten Ressourcenkontrolle und in politischen Faktoren begründet. Während letztere an ihrem politischen Ort, der Forstpolitik, beseitigt werden müsste, führt die Frage nach der Ressourcenkontrolle zu einer Diskussion über Verfügungsrechte, der hier nicht nachgegangen werden soll.

Die Voraussetzung für die gelassene Haltung gegenüber Marktkonzentrationen ist insbesondere in der Klassik, der österreichischen Schule und der Theorie der Contestable Markets die potentielle Konkurrenz, die zu einem Wettbewerbsverhalten, ähnlich einer starken Konkurrenzsituation, führt. Potentielle Konkurrenz benötigt aber offene Märkte, und hier liegt nicht der Schwerpunkt des Verfahrens, das sich nicht auf eine Beseitigung von Marktzutrittschranken konzentrierte, wozu die Missbrauchsaufsicht (GWB §20ff.) (BECHTHOLD, 2006) geeignet wäre, sondern auf die Beseitigung von Marktmacht und dies, ohne einen wesentlichen Effekt für die Öffnung des Marktes zu haben. Einen größeren Effekt haben sicherlich „Dumping-Verfahren“, so wie derzeit eines auf dem Markt für forstliche Dienstleistungen läuft. Dadurch wird ein subventioniertes Preisdumping angegriffen, welches das wesentliche Hindernis für eine Öffnung des Marktes und den Eintritt privater Dienstleister darstellt. Eine Ausweitung dieses Verfahrens auf den Bereich der Holzvermarktung ist daher notwendig und kann erwartet werden. Ein solches Verfahren würde der Behörde auch eine offensichtliche Konzentration auf die staatlichen Strukturen erlauben, die durch Querabhängigkeiten zwischen den verschiedenen Dienstleistungen und subventionierte Angebote eine Öffnung des Marktes verhindern.

Eine Öffnung des Marktes kann aus wettbewerbstheoretischer Sicht, unabhängig von den einzelnen Schulen, nur positiv beurteilt werden. Grundsätzlich ist der Rundholzmarkt für eine Verwirklichung des Leitbildes Perfect Contestable Markets geeignet, da insbesondere die Voraussetzung geringer ‚sunk costs‘ bei einem Markteintritt gegeben ist.

Ein solches Szenario, in welchem Vermarktungsdienstleister eintreten, sofern sie zu niedrigeren Kosten anbieten können und ansässige Unternehmen ohne Kosten aus dem Markt ausscheiden, führt der Theorie nach zu Nullgewinnen bzw. zum Abschöpfen kurzfristiger Gewinne mittels einer „hit and run“-Strategie und damit zu einem optimalen Marktgleichgewicht (Wettbewerbsergebnis).

Wie oben angeführt wurde, ist das Handeln der Kartellbehörde nicht lediglich neoklassischen oder ordoliberalen Leitbildern und Zielen zuzuordnen, sondern es ist auch konform mit neueren Forderungen, die aus dem Effizienzgedanken hervorgehen (vgl. Aus-

nahmeregelung GWB §2)³⁾. Das Zielsystem bleibt auch nach einer eingehenden Betrachtung weitgehend undurchsichtig. Es lässt sich aber mit Sicherheit sagen, dass mit dem Verfahren weder einer regulativen Politik im strengen Sinne, das heißt einer Strukturreglementierung entsprochen, noch die Voraussetzung für eine liberale Politik geschaffen wird. Dies gilt umso mehr, da keine wesentliche Marktstrukturveränderung durch den bisher ausgehandelten Kompromiss zu erwarten ist. Wesentlich größere Erwartungen können künftigen Dumping-Verfahren entgegen gebracht werden, wenn diese effektiv zu einer Öffnung des Marktes führen. Dies würde auch den Forderungen der meisten wettbewerbstheoretischen Schulen Rechnung tragen.

Insgesamt lässt sich resümieren, dass der strukturorientierte Ansatz des Verfahrens das eigentliche Marktdefizit, die Marktzutrittschranken, nicht erreicht. Eine wesentliche Strukturänderung ist ferner nicht erfolgt und wäre aus Sicht der meisten Theorien auch nicht tragbar. Konsequenzen für den Wettbewerb auf dem Rundholzmarkt ergeben sich damit zunächst nur in geringem Umfang. Zu Ungunsten der Nachfrageseite werden die Landesforstverwaltungen auch ihre preisbestimmende Funktion als Stackelberg-Leader (Preisführer) im Anschluss an das Verfahren nicht verlieren. In Erwartung eines Vermarktungs-Dumping-Verfahrens steht der Rundholzmarkt außerdem noch nicht auf einem festen wettbewerbsrechtlichen Fundament, welches den beteiligten und potentiell beteiligten Unternehmen eine Planungssicherheit gewähren würde. Dieser Unsicherheitsfaktor ist insbesondere vor dem Hintergrund des bereits seit 2001 andauernden Verfahrens kritikwürdig.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Im Kartellverfahren (Rundholzverfahren) gegen die Praxis der gemeinsamen Rundholzvermarktung zwischen den Landesforstverwaltungen und privaten sowie kommunalen Waldbesitzern wurde ein Verstoß gegen das deutsche Wettbewerbsrecht festgestellt. Der Ausgang oder Fortgang des Verfahrens hängt von der Zustimmung der Länder zu Vermarktungsregeln des Bundeskartellamtes ab. Kartelle werden auf Grundlage dieser Regeln erst ab einer Marktfähigkeitsschwelle der beteiligten Unternehmen von 8000 ha Wirtschaftsfläche prüfbar. Damit sind durch das Verfahren keine wesentlichen Strukturänderungen zu erwarten. Das Verfahren verfolgte einen strukturorientierten, polypolistischen Ansatz, der wettbewerbstheoretisch den Schulen der Neoklassik und des Ordoliberalismus entspricht. Im Einklang mit deren Lehre kann das Verfahren auch als Schutz der Marktgegenseite verstanden werden, was aber vor dem Hintergrund der zunehmend konzentrierten Nachfrageseite eine einseitige Betrachtung darstellt. Auf Basis der Dilemma-These, die einen Zielkonflikt zwischen Wettbewerb und ökonomischer Wohlfahrt sieht, kann eine Legitimation wirtschaftlich vorteilhafter Kooperationen gefordert werden. Dies wird im Gesetz bereits berücksichtigt. Darüber hinaus ist im Falle des Rundholzverfahrens nicht zutreffend, die Marktmacht der Landesforstverwaltungen als Ausdruck ihrer wirtschaftlichen Effizienz zu interpretieren, wie dies in anderen Fällen durch die Chicago School unterstützt wird. Denn die Marktmacht der Forstverwaltungen muss auf Ressourcenkontrolle und politische Faktoren zurückgeführt werden. Querabhängigkeiten zwischen den verschiedenen Dienstleistungen sowie eine subventionierte Holzvermarktung stellen erhebliche Marktzutrittschranken dar. In der Marktoffenheit liegt aber der Ansatzpunkt dynamischer Wettbewerbstheorien, die in der potentiellen Konkurrenz einen Ausgleich zu Marktkonzentrationen sehen. Sowohl die Argumentation, das Verfahren würde zu einer Öffnung des Marktes führen, als auch die Kritik, es gefährde die

³⁾ Dieser entspricht teilweise bereits den Forderungen von SCHMIDTCHEN, 2005.

Mobilisierung kleinerer Waldeigentümer, treffen nicht zu, weil die vorgeschlagenen Größenschwellen eine Reglementierung sowohl zugunsten einer Marköffnung als auch zu Ungunsten einer Mobilisierung ausschalten. Insbesondere da der Rundholzmarkt sich für einen freien Marktzugang und Austritt eignen würde, ist der strukturorientierte Ansatz des Verfahrens verfehlt. Vielmehr muss abgewartet werden, ob künftige Dumping-Verfahren das eigentliche Defizit, die Marktzutrittschranken, angreifen und beheben werden. Das Andauern des Verfahrens seit 2001, ohne endgültige Ergebnisse, ist als Faktor großer Planungsunsicherheit zu kritisieren.

5. Abstract

Title of the paper: *The Cartel Office's Round Timber Proceeding from the view of theories of competition.*

The Anti-Trust-Proceeding (Round Timber Proceeding) assessed a violation of the German Competition Protection Act pertaining to the practice of joined timber marketing by the "Länder" forest administrations and private or municipal forest owners. The outcome or progress of the proceeding depends on the agreement of the federal states to the marketing rules proposed by the Federal Cartel Office. In accordance to these rules, Cartels will only be surveyed in cases exceeding a marketability threshold of 8000 ha of managed forest land. This is not expected to lead to any essential structural changes. The proceeding pursued a structure orientated and polypolistic approach, which refers to the Neoclassic and the Ordoliberalism schools of competition theory. It could accordingly be regarded as protecting the market opposition, the saw mills. This consideration is only one-sided, when seen in the context of a increasingly concentrated demand. Based on the Dilemma-thesis, which devises a contradiction between competition and economic welfare, it could be advantageous to allow for cooperation. This aspect is already considered in the law. The Chicago school would interpret the market power of the forest administration as an expression of its economic efficiency. However, this interpretation cannot hold, because the market power is mainly based on resource control and due to political decisions. Interdependencies between and subsidisation of different services offered by the forest administration, including the timber marketing, constitute grave market barriers. However, a crucial part of dynamic competition theories is a market without entry and exit barriers, which regards potential competition as compensation for market power concentration. The argumentation that the proceeding will lead to an opening of the market, as well as the criticism, it endangers the mobilisation of wood from small scale forest properties, are not justified. The proposed marketability threshold of 8000 ha prevents on the one hand regulation towards a market opening and on the other hand will have no influence on resource mobilisation, as small forest owners are still allowed to cooperate with the forest administration. Especially if we consider that the round timber market is characterised by low entry and exit costs, the structural approach seems inappropriate for its analysis. It will be revealed whether or not further Dumping-Proceedings will engage the real market failure – the market barriers. In addition, the persistence of the proceeding since 2001 may be criticised as factor of high planning uncertainty.

6. Resumée

Titre de l'article: *La procédure relative aux bois ronds du Bureau spécialisé dans les cartels, du point de vue de la théorie de la concurrence.*

Dans la procédure relative aux cartels (procédure relative aux bois ronds) contre la pratique de la mise en marché des bois ronds en commun par les administrations forestières, forêts privées et forêts communales, on a mis en évidence une infraction au droit

allemand de la concurrence. L'arrêt ou la poursuite de la procédure dépend de l'approbation par les Länder des règles des mises en marché du Bureau Fédéral traitant des cartels. Selon le principe de base de ces règles, des cartels deviennent susceptibles d'être examinés à partir d'un seuil de capacité de mise en marché des entreprises participantes d'au-moins 8000 ha de surface forestière productive. Dans ces conditions il ne faut pas s'attendre à ce que la procédure provoque des changements structurels essentiels. La procédure effectue une évaluation orientée structurellement et polypolistique qui correspond, du point de vue de la théorie de la concurrence, aux écoles néoclassiques et ordolibérales. En accord avec leurs modèles la procédure peut être comprise comme une protection de la partie opposée du marché, ce qui représente en revanche, dans le cadre d'une demande concentrée en augmentation un point de vue unilatéral. Si l'on s'en tient à la thèse des dilemmes, qui voit un conflit d'objectif entre la concurrence et le bien-être économique, on peut tenir pour légitime des coopérations économiquement avantageuses. Ceci est déjà pris en considération par la loi. A ce sujet, dans le cas de la procédure relative aux bois ronds il n'est pas pertinent d'interpréter la pression sur le marché des Administrations forestières des Länder comme l'expression de leur efficacité économique comme le soutient, dans d'autres cas, l'Ecole de Chicago. En effet la pression sur le marché des Administrations forestières doit être reliée au contrôle des ressources et aux facteurs politiques. Des interdépendances entre les différents services ainsi qu'une mise sur le marché subventionnée représentent des limites considérables à l'accès au marché. Dans le cas du marché ouvert au contraire se trouve le point de départ de théories de la concurrence dynamiques qui voient dans la concurrence potentielle un équilibre par rapport aux concentrations de marché. Aussi bien l'argumentation, selon laquelle la procédure conduirait à une ouverture du marché, que l'objection, selon laquelle elle mettrait en danger la mobilisation de la ressource des petits propriétaires forestiers, ne sont pas justifiées parce que les seuils de taille proposés excluent une réglementation aussi bien en faveur d'une ouverture du marché, qu'au désavantage d'une mobilisation de la ressource. En particulier puisque le marché des bois ronds se prêterait à un accès au marché et à une sortie du marché libres, l'approche orientée structurellement de la procédure est inadaptée. Bien plus il faut attendre de voir si des procédures antidumping futures affecteront et feront disparaître le véritable défaut: les limitations d'accès au marché. La poursuite de la procédure depuis 2001, sans résultat probant, est critiquable et facteur d'une grande incertitude dans la planification.

R. K.

7. Literatur

- BAIN, J. S. (1968): Industrial Organisation, New York: Wiley.
- BAUMOL, W. J., J. C. PANZAR and R. D. WILLIG (1982): Contestable markets and the theory of industry structure, New York: Harcourt Brace Jovanovich.
- BECHTOLD, R. (2006): Kartellgesetz – Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen, München: C. H. Beck.
- BRESEMANN, S. (2005): 'Aktueller Stand der Kartellbeschwerden', Deutscher Waldbesitzer (4): 20.
- BRUCKNER, A. P. (2000): 'Strukturwandel in der Sägeindustrie', Mitteilungsheft der Gesellschaft Förderer und Freunde der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft – GFF (12): 9.
- CLARK, J. M. (1940): 'Towards a Concept of Workable Competition', American Economic Review 30(2): 241.
- EUCKEN, W. (1990): Grundsätze der Wirtschaftspolitik, Vol. 6, Tübingen: Mohr.
- EU-KOMMISSION (1999): 'EU Weißbuch über die Modernisierung der Vorschriften zur Anwendung der Artikel 85 und 86 EG-Vertrag' C 132/1.
- GERBER, D. J. (1998): Law and competition in twentieth Century Europe: protecting Prometheus, Vol. 14, Oxford: Clarendon Press.
- HEINE, K. (1996): Die Entwicklung des neuklassischen Wettbewerbskonzepts, Bayreuth: Verlag P.C.O.
- HELLER, M. (1998): 'The Tragedy of the Anticommons: Property in the Transition from Marx to Markets', Harvard Law Review 111: 621.
- HIGH, J. (2001): Competition, Cheltenham, Northampton: Edward Elgar Publishing.

- HOPPMANN, E. (1967): 'Wettbewerb als Norm der Wettbewerbspolitik' *Ordo*, Vol. **18**, 77–94.
- KANTZENBACH, E. (1967): Die Funktionsfähigkeit des Wettbewerbs, Vol. 2, Göttingen: Vandenhoeck und Ruprecht.
- KRAUHAUSEN, J. (2005): 'Kartellamt bezieht Position zur Rundholzvermarktung. Landesforstverwaltungen zu Selbstverpflichtung aufgefordert', *Holz-Zentralblatt* **131**(6): 81.
- MANTZAVINOS, C. (1994): Wettbewerbstheorie, Berlin: Duncker und Humboldt.
- MEDLER, H. (2006): 'Zukunft der Betreuung des nichtstaatlichen Waldbesitzes in NRW', Hagen: Landesverbandstag des Bundes deutscher Forstleute.
- REH, F.-D. (2005): 'Forstwirtschaft im Visier des Bundeskartellamtes – für mehr Wettbewerb auf den Märkten für Rohholz und forstliche Dienstleistungen', *Der Waldwirt* (7/8).
- SCHLÜTER, A. and U. SCHRAML (2006): 'Managing small-scale private forests, a new commons?' IASCP European Regional Meeting: "Building the European Commons: from open fields to open source", Brescia, Italy.
- SCHMIDTCHEN, D. (2005): 'Effizienz als Leitbild der Wettbewerbspolitik: Für einen „more economic approach“', *German Working Papers in Law and Economics* (3).
- SCHUMPETER, J.-A. (2006): Theorie der wirtschaftlichen Entwicklung, Berlin: Duncker und Humboldt.
- SCHURR, C. (2006): Zwischen Allmende und Anti-Allmende, Freiburg im Breisgau: Inaugural-Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Changes in plant species diversity during thirty-six years of undisturbed old-field succession

Department of Silviculture and Forest Ecology of Temperate Zones,
Georg-August-University, Göttingen, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen, Germany

(With 4 Figures and 1 Table)

By M. DÖLLE* and W. SCHMIDT

(Received May 2007)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Afforestation; forest species; long-term study; open landscape species; permanent plots; red list species; succession.

Natürliche Wiederbewaldung; typische Waldarten; echte Zeitreihe; Offenlandarten; Dauerflächen; Rote-Liste-Arten; Sukzession.

1. INTRODUCTION

Set-aside is the most common way of "management" of fallow agricultural land in Europe. In many cases political and socio-economic reasons strongly determine the development of abandoned land. Since the mid-1960s, agricultural overproduction in Germany and in many other European countries has led to a system of supporting abandonment which costs several hundred millions of Euros per year (EUROPEAN COMMISSION, 2003). It includes subsidies for afforestation in areas with a lower share of forested sites or on less productive marginal sites (Council Regulation (EC) No 1257/1999). Furthermore, afforestation is also used as a compensational measure countering negative anthropogenic impacts on landscape.

Evidently land abandonment plainly affects habitat shift with important consequences for biodiversity (POSCHLOD *et al.*, 2005; PYKÄLÄ *et al.*, 2005; STRIJKER, 2005), as ecosystem functioning and therefore species numbers are altered during succession. Current knowledge about undisturbed vegetation development, especially colonization of woody plants on abandoned fields, is mostly based on short-term observations in a few restricted areas or indirectly on space-for-time substitution (PICKETT, 1982; VANKAT and CARSON, 1991). However, such substitutions, achieved by comparing different sites in various stages of succession, are often not useful for explaining general mechanisms and pathways of undisturbed

vegetation development (SCHMIDT, 1975; SCHREIBER, 1995). Various investigations showed that the complexity of undisturbed succession following agricultural abandonment makes a general prediction on how succession proceeds difficult (PICKETT, 1982; SCHREIBER, 1995; FIKE and NIERING, 1999). Long-term studies on permanent plots are essential both for a better understanding of the mechanisms of succession and of the change in species composition during succession. BAKKER *et al.* (1996), PRACH (1990), and ROSENTHAL and MÜLLER (2005) emphasized the importance of such long-term ecological studies. These studies alone offer invaluable insights into the complex processes of vegetation change. In the case of old-field succession only a few studies are available that offer continuous datasets extending from the beginning of the set-aside beyond the first ten years (PICKETT, 1982; FIKE and NIERING, 1999).

Additionally, undisturbed succession as a dynamical and "natural" way of afforesting abandoned land is rarely considered (KLEIN, 1997; REIF, 1997). Since 1995 technical afforestation and successional afforestation are equal before the German law. It seems reasonable that there is a causal relationship between scarcely investigated forests resulting from undisturbed succession on former arable land and the low acceptance of undisturbed succession for afforestation.

In this study, patterns and processes of forest regeneration were investigated on permanent plots during undisturbed succession on formerly arable fields since 1968. On the basis of this dataset, covering about 36 years of undisturbed old-field succession, plant species diversity as a key parameter characterizing ecosystems (LOREAU *et al.*, 2002) was intensively investigated. Diversity of plant communities was measured as species richness (α -diversity sensu WHITTAKER (1977)) and evenness (HAEUPLER, 1982; MAGURAN, 2004). Each stage in vegetation succession is marked by certain groups of plant species, as there are winners and loser in each stage and a more or less continuous process of structural change is

* Corresponding author: Phone +49 551 399500 Fax +49 551 393270; Email: mdoelle@gwdg.de.

taking place. The current study documents the replacement of old-field herbaceous plant communities by pioneer forest stands. Plant species diversity and dynamics of target species (e.g. Red List species, species typical to open landscapes) which occur in different stages of undisturbed secondary succession as well as the general vegetation structure are selected to describe the change.

In this study on the effects of shrub and tree colonization we addressed the following questions:

- (1) Is the total number of plant species affected by increasing shrub and tree colonization?
- (2) Are target species for nature conservation (many are species typical to open landscapes) decreasing during succession? Do plant species typical to closed forests invade at the expense of species typical to open landscapes?
- (3) Does the presence or absence of the soil seed bank in the beginning of the successional seres considerably influence the development of the plant community at later stages?

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Study area and experimental design

All plots of the current study are part of a 3450 m² experimental field located in the New Botanical Garden of Göttingen University, Lower Saxony, Germany (180 m a.s.l., 51°34'0"N, 9°56'60"E; mean annual temperature: 8.5°C; average annual rainfall: 635 mm). Initiated by Heinz Ellenberg, the experiment was set up on a former arable field cultivated until 1968 on deep, calcareous and fertile soil (alluvial loamy brown earth). Regional forest vegetation is dominated by *Fagus sylvatica* (Fagion sylvaticae) which is the natural vegetation type (BOHN and GOLLUB, 2004).

The vegetation development was studied on four permanent plots of undisturbed succession since 1968/1969. The initial treatment at the beginning of the experiment differed in all four plots. In two plots, the soil was sterilized by heating to a depth of 30 cm (S_1 , S_2 each 200 m²). A third plot was ploughed 20 cm deep and treated by herbicide (H_1 : 200 m²). The fourth plot was just ploughed 20 cm deep (C_1 : 150 m²). The plot C_1 (control) corresponds to the natural conditions of an abandoned arable field with undisturbed soil seed bank. In the plots S_1 and S_2 (sterilized) all living parts of former vegetation (including soil seed bank) were destroyed. The herbicide (H_1) treatment destroyed all parts of above ground vegetation, but had marginal effects on the soil seed bank. All treatments were implemented in summer 1968, except plot S_2 which was sterilized by heating in spring of the following year. Here the timing of the start was varied in order to differentiate the impact of the initial condition (year, season) on vegetation development (SCHMIDT, 1981, 1983, 1993).

The plots S_1 , H_1 and C_1 are each subdivided into three subplots, plot S_2 into eight subplots. A more detailed description of the study site and methods are given in SCHMIDT (1981, 1993).

2.2 Vegetation sampling

Vegetation relevés included records of the percentage cover of all vascular plant species and were conducted twice per year in the beginning and once per year since trees have started to dominate. From 1968 until 1993 vegetation was recorded annually, thereafter vegetation relevés were conducted in 1995, 1999, 2004 and 2005. In 1989 and 2005 all ramets of woody plants in the tree (>5 m) and shrub layer (0.5–5 m) within the entire plot area were counted. In 1994 and 2005 woody ramets were counted also in the herb layer (<0.5 m height) within a subplot consisting a core area 2 m right and left from the centre line. No differentiation was made between generative saplings and clonal shoots. Nomenclature follows WISSKIRCHEN and HAEUPLER (1998).

2.3 Data analysis

Species richness considers the number of vascular plant species occurring per plot and time period. Evenness, as a parameter independent of species number, describes the degree of uniform distribution (MAGURRAN, 2004). To evaluate the "quality" of species richness, at first, the degree of vulnerability (risk of extinction) was estimated by the Red List for hillsides and mountains of Lower Saxony (GARVE, 2004). Additionally, the list of forest plants of hillsides and mountains in Germany (SCHMIDT *et al.*, 2003) was used as a basis to ecologically characterize the plant species, in regard whether they are closely tied to forests or more or less common in open landscapes. Evaluation was done on the basis of species lists (qualitative) or on the basis of coverage (quantitative). Values of subplots were divided into one dataset per year.

The annual datasets were compiled into four decades to facilitate a quick overview over the successional pathway:

- I. 1969–1978 (S_1 , H_1 , C_1), 1970–1979 (S_2) – 1st to 10th year
- II. 1979–1988 (S_1 , H_1 , C_1), 1980–1989 (S_2) – 11th to 20th year
- III. 1989–1998 (S_1 , H_1 , C_1), 1990–1999 (S_2) – 21st to 30th year
- IV. 1999–2005 (S_1 , H_1 , C_1), 2000–2005 (S_2) – 31st to 36th (35th) year.

In addition to the methods of descriptive statistics (mean, standard error), the Kruskal-Wallis-H-test ($p < 0.05$) was applied as a non-parametric test to compare among the four decades, since a normal distribution was not given.

3. RESULTS

3.1 Vegetation structure

Plots changed from initial open herbaceous annual plant communities to perennial herb and grassland communities then to shrub thickets and finally to pioneer forest communities. After five years, the first woody species reached shrub layer height (>0.5 m), and two decades after the initial survey, the first trees grew up to tree layer height of 5 m. The established pioneer forest stands now

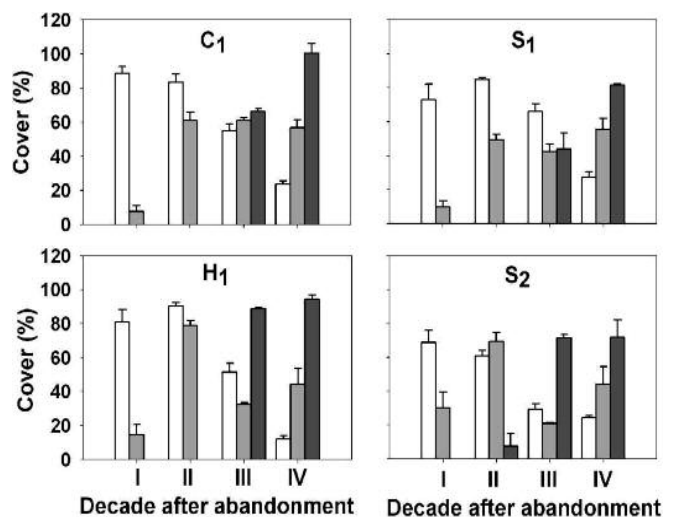


Fig. 1

Mean cover (%) of the vegetation subdivided into herb layer (<0.5 m; white bars), shrub layer (0.5–5 m; grey bars), and tree layer (>5 m; dark grey bars) with standard error for each period of time for the four study plots.

Mittlerer Deckungsgrad (%) der Vegetation der vier Versuchsstreifen unterteilt in Krautschicht (<0,5 m; weiße Balken), Strauchschicht (0,5–5 m; graue Balken) und Baumschicht (>5 m; dunkelgraue Balken) (\pm Standardfehler) in den vier Dekaden.

exhibit a closed tree canopy reaching up to 22 m. All plots show a similar development of coverage for the different vegetation layers (Fig. 1). The herb layers had the highest coverage in the first and second decade. On the control plot (C_1) peak herb layer coverage was found in the first decade. Within the last time period, herbaceous cover of all plots decreased to means between 12% and 28%. Currently all plots feature a dense multilayered shrub stratum with 45% to 60% of coverage. The dense tree stands cover 70% to 100% with 5200–8000 stems per ha. Predominant species in the tree layer in terms of both density and coverage are *Salix caprea*, *Betula pendula* and *Fraxinus excelsior* (Fig. 2). Stem density of *S. caprea* and *B. pendula* in the tree layers decreased, whereas that of *F. excelsior* increased during the last 15 years. All plots show a similar composition of woody species in the herb layers. Overall *F. excelsior* is the tree species with the highest density of saplings. The dominant shrub species is *Cornus sanguinea*; *Crataegus monogyna* and *Viburnum opulus* are subdominant. Nine tree species and 11 shrub species occur in much lower frequencies. The tree layer showed significant differences in tree species dominance

between the different plots. Especially *B. pendula* is absent in the control plot (C_1) while it is the dominant species in plot S_2 with 53% stem density. Twenty years after abandonment *F. excelsior* was represented only in the tree layer of the control plot (C_1). Fifteen years later it is also part of the tree layer of plot S_1 and H_1 . Stem density of *B. pendula* decreased during that time. At least two of the tree species which build the today's tree layer germinated in the first year of abandonment and were continuously recorded. In the plots S_1 and S_2 *B. pendula*, *F. excelsior*, and *S. caprea* were continuously recorded, in S_2 *Acer platanoides* and *Acer pseudoplatanus* additionally. In plot H_1 *S. caprea* and *A. platanoides* and in plot C_1 *F. excelsior* and *A. platanoides* occur since 1969. All of these species are wind dispersed and occur in close vicinity. Animal dispersed tree species, with tall and heavy seeds, like *Quercus robur* and *F. sylvatica* were recorded at earliest in the second decade.

3.2 Diversity

The total species number in the first decade ranges between 52 and 63 per plot (Fig. 3). In all plots, total species number decreased significantly from the first decade to the fourth, or in case of the plots sterilized by heating (S_1 , S_2) second and fourth. For the shrub and tree layers, a continuous increase in species number over time was recorded. All plots show the highest evenness values for the total stand in the first decade and a slight decrease in at least one of the following decades (Fig. 3). Evenness in the herb layer was lowest in the second decade. At this time, herb layer coverage was dominated by a few competitive species like *Solidago canadensis* or *Calamagrostis epigejos*.

3.3 Species characteristics

In all plots, the mean number of light demanding species that are typical to open landscapes decreased immediately after the first decade (Fig. 4). Today almost no open landscape species are left. The numbers and coverage of plant species growing mainly in the open landscapes but occasionally in forests also decreased, however less rapidly. Shade tolerant species predominantly growing in closed forests show a slow increase in their numbers and only contribute to a small part of total coverage. Twelve species (up to six per plot) that are predominantly growing in closed forests established themselves to date. According to ROTHMALER (2002), most of these species (*Brachypodium sylvaticum*, *Carex sylvatica*, *Daphne mezereum*, *Galium odoratum*, *G. sylvaticum*, *Lonicera xylosteum*, *Melica uniflora*, *Milium effusum*) are mainly dispersed by animals over longer distances. Furthermore *Cephalanthera damasonium* and *Dryopteris filix-mas* as wind-dispersed species and *Campanula trachelium* and *Lathyrus vernus* with none specific dispersal vector for longer distances established.

Endangered species according to the Red List of hillsides and mountains for Lower Saxony (GARVE, 2004) occurred primarily in the first and second decade. They were mainly annual weeds of arable land (Table 1). Four species particularly protected by law but not graded as endangered, occurred on the study site (*C. damasonium*, *D. mezereum*, *Digitalis lutea*, *Listera ovata*). They mainly appeared in the third and fourth decade.

4. DISCUSSION

A fundamental vegetation change took place within the study site over the 36 years of undisturbed old-field succession. The total species richness decreased distinctly with increasing shrub and tree colonization. Such trends are well documented in various studies on abandoned grassland (e.g. SCHREIBER and SCHIEFER, 1985; BAKKER, 1989; POSCHLOD *et al.*, 1998; DIERSCHKE, 2003; PYKÄLÄ *et al.*, 2005). Studies that extend beyond the first stages of succession on abandoned old-fields also confirm this trend (e.g. PICKETT, 1982; INOUE *et al.*, 1987; FIKE and NIERING, 1999).

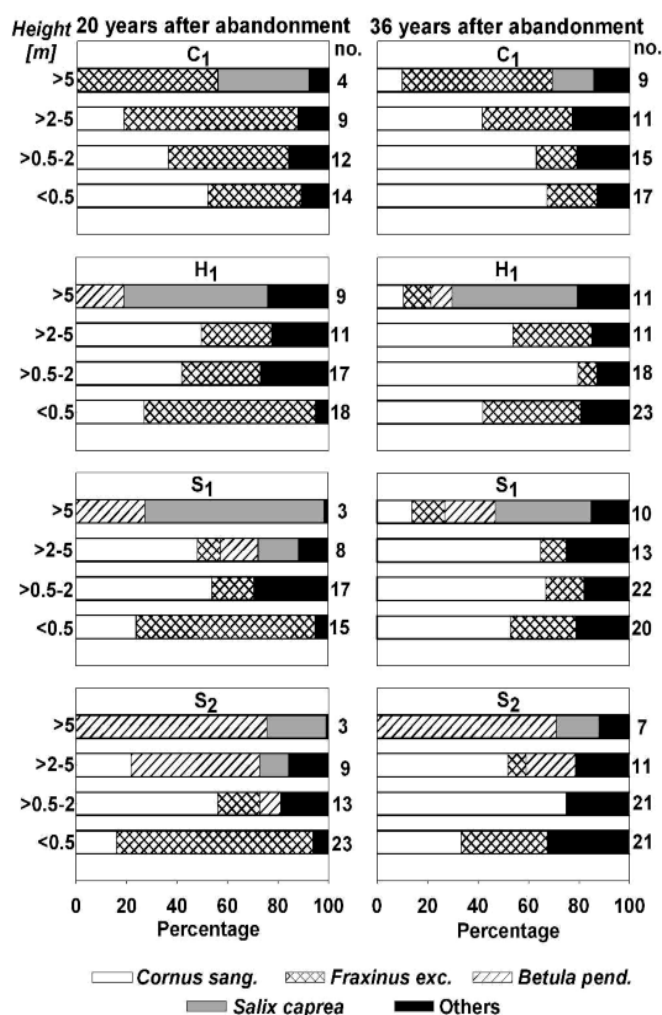


Fig. 2

Species richness and percentage of numbers of dominant woody species in herb layer (<0.5 m), in lower (>0.5–2 m) and upper (>2–5 m) shrub layer and in tree layer (>5 m) for the four study plots 20 and 36 years after abandonment.

Artenzahl und prozentualer Anteil (Individuenzahl) der Hauptbaumarten in der Krautschicht (<0,5 m), der unteren (>0,5–2 m) und oberen (>2–5 m) Strauchschicht und der Baumschicht (>5 m) auf den vier Versuchsstreifen jeweils 20 und 36 Jahre nach Brachfallen.

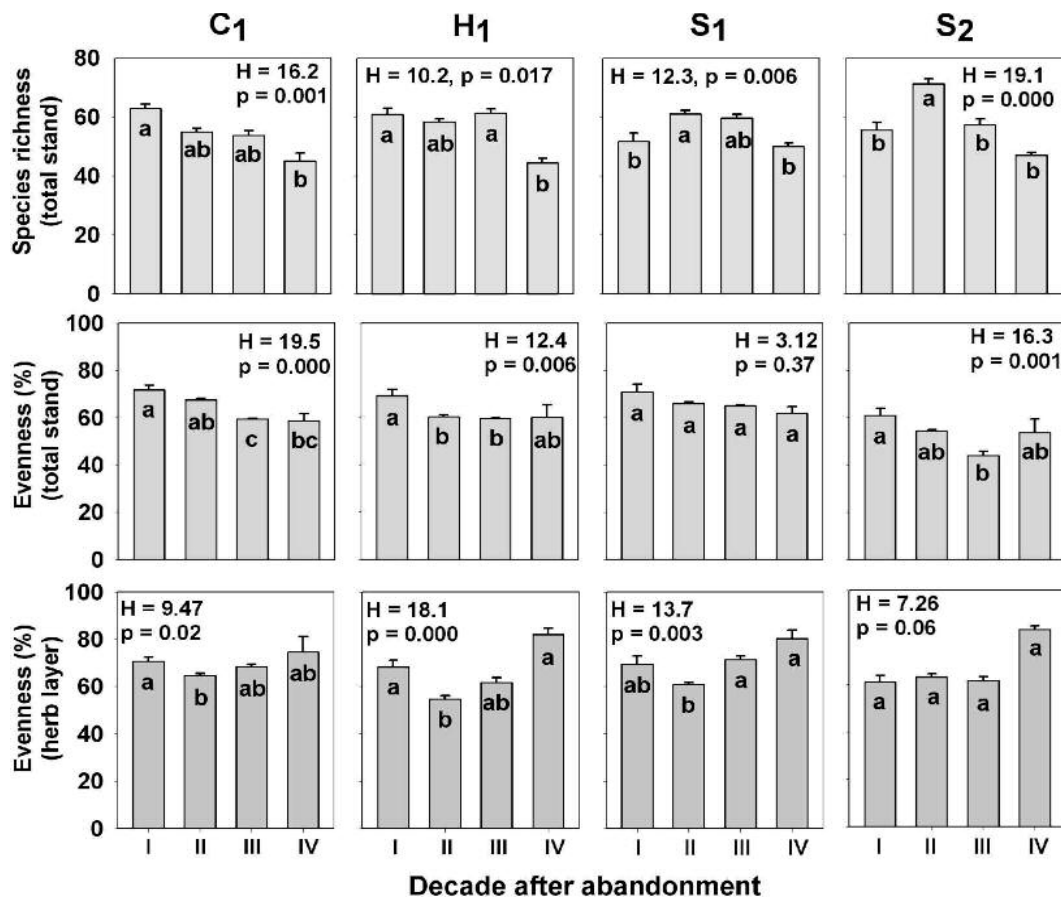


Fig. 3

Species richness and evenness for total stand (herb-, shrub- and tree layer) and for herb layer for each period of time for the four study plots. Means (\pm standard error) which do not share the same letter significantly differ within one diagram (Kruskal-Wallis-H-test, $p < 0.05$).

Gesamtartenzahl sowie Evenness für alle Schichten und für die Krautschicht der vier Versuchsstreifen in den vier Dekaden. Signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten (\pm Standardfehler) innerhalb eines Diagramms sind durch verschiedene Kleinbuchstaben gekennzeichnet (Kruskal-Wallis-H-Test, $p < 0.05$).

However, compared with similar forest stands, the species richness on our site, today ranging from 44 to 50 vascular plant species per 200 m², is still remarkably high, even if we assume an overestimation because of edge effects. DIERSCHKE (1989) gives mean species numbers in species-rich European beech forests between 21 and 32 per stand, and SCHMIDT (2005) reports on average 17 higher plant species per 314 m² in unmanaged forests on limestone (*Hordelymo-Fagetum*). The species richness reported here is also far higher than the richness found on technically afforested sites (FISCHER, 1998; POSCHLOD *et al.*, 1998; WISKOW, 1999). FISCHER (1998) has reported for afforested (acidic, but limed) sites two years after plantation only up to 21 vascular plant species per 90 m² on control plots. WISKOW (1999) reports for nutrient-rich afforested sites one year after plantation on average 29 vascular plant species per 100 m².

A shift from pioneer to later successional tree species took place in the herb layer. Seedlings and saplings of *Betula pendula* and *Salix caprea* are now absent, whereas later successional tree species like *Carpinus betulus*, *Prunus avium*, *Quercus robur* and *Fagus sylvatica* established themselves. High seedling and sapling recruitment of *Fraxinus excelsior* in the herb and shrub layer and an increasing proportion in the tree layer indicate a future dominance of *F. excelsior*. The increasing convergence in woody species composition on the four plots leads to the assumption that there is a

trend toward one terminal forest stage. All treatment plots show approximately the same trend, indicating that the initial treatment of the plots did not lead to differences in the long-term vegetation development.

The main driving force for the change in species composition might be the lower availability of light caused by increasingly closing stand canopy. PYKÄLÄ *et al.* (2005) showed that an increasing density of trees has a negative effect on total species richness, and an increase of solar radiation was positively correlated with richness variables.

The decreasing evenness for the total stands, parallel to the decreasing total species richness, confirms the assumption of decreasing species diversity with increasing tree growth. Considering only the herb layer, a tendency toward a more equally distributed community is observable with progress in time.

With progressive shrub and tree colonization, a turnover in species composition took place. Light demanding plant communities were replaced by woody vegetation. Endangered species went extinct. The slow rate of establishment of typical closed forest species on the site may be due to limited seed source in the close vicinity and especially limited dispersal vectors of these species. Various investigations showed that species richness is affected by dispersability in space and time (POSCHLOD *et al.*, 1998; STAMPFLI

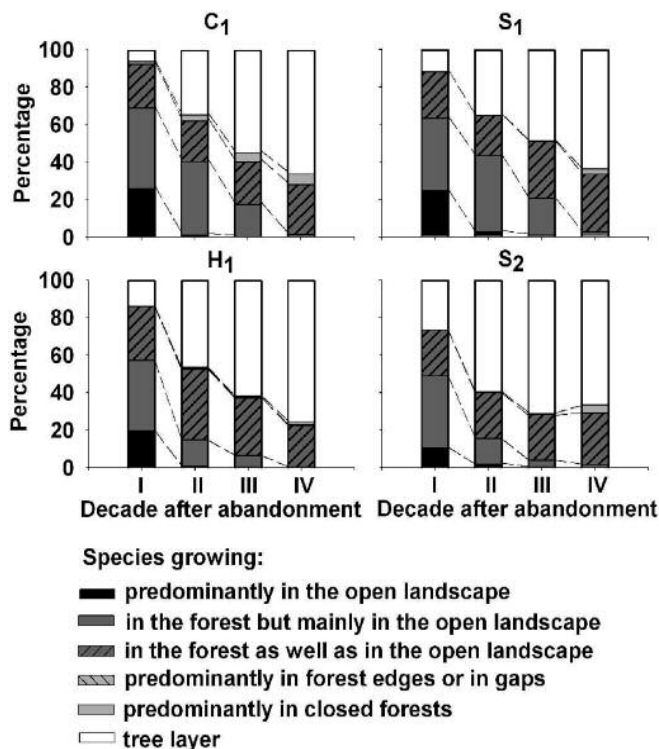


Fig. 4

Mean percentage of coverage of plants typical to forests and open landscapes (according to SCHMIDT *et al.*, 2003) for the four study plots within the four time periods.

Prozentualer Deckungsgradanteil typischer Wald- und Offenlandarten (nach SCHMIDT *et al.*, 2003) am Gesamtdeckungsgrad der Vegetation der vier Versuchsstreifen innerhalb der vier Dekaden.

and ZEITER, 1999). Only a few forest herb species have seeds which are transported over longer distances by wind, water, or animals (BONN and POSCHLOD, 1998). Therefore, dispersability seems to be a key factor limiting the colonization of forest plant species (SINGLETON *et al.*, 2001; VERHEYEN and HERMY, 2001; VERHEYEN *et al.*, 2003). Besides seed availability, recruitment limitation might be a prime factor limiting colonization success (GRUBB, 1977; MAYER, 2003; ZEITER *et al.*, 2005). Colonization success may be affected by the physical barrier of the litter layer or by well developed herbal vegetation, which prevents the roots of seedlings from reaching the mineral soil (VELLEND *et al.*, 2000). A fast growing annual community in the first years after abandonment on the control plot (C_1) dominated by *Papaver rhoeas* inhibited the initial recruitment of tree seedlings (absence of *B. pendula*). It seems that *B. pendula* (with a large number of small and light, wind-dispersed seeds) has a very narrow "window" through which it can enter a successional system (GROSS, 1980). The occurrence of the most current tree layer species on the plots, already in the first year after set-aside, supports EGLER'S (1954) initial floristic composition model which suggests that many of the late-successional species may be present initially or soon after abandonment. Most plant species find optimal conditions for germination at this stage (open top-soil). The initial condition seems to be crucial for the further development of the plant community (SCHMIDT, 1983) and possibly determines the future stand structure (HARD, 1976). The main plant colonization window seems to be open in the early successional stage (*B. pendula*). Nevertheless, the continuous increase of cumulative species richness indicates that subsequent colonization windows are present in the later stages as well (BARTHA *et al.*, 2003). Thus, the recruitment of plants may be either or both limited by the availabil-

ity of seeds or suitable microsites (ERIKSSON and EHRLÉN, 1992; ERIKSSON, 2000; TURNBULL *et al.*, 2000).

Some authors (BORNKAMM and HENNIG, 1982; KRUMBIEGEL *et al.*, 1995; PRACH and PYSEK, 2001) state, that on eutrophic sites, only a few plant species (above all *Calamagrostis epigejos*, *S. canadensis* or *Urtica dioica*) quickly form dominant stands, which inhibit the further development of trees. Our results do not support these observations. Even on plots with well-developed perennial herb-/grassland phases, with temporary dominance of *S. canadensis*, tree growth was not restricted.

To summarize our results, even without "active intervention" former agricultural land developed into species-rich pioneer forest stands within a relative short time period. We conclude that afforestation by planting on comparable sites is not necessary. Our results indicate that with undisturbed succession as a natural process, traditional targets of nature conservation, i.e. diversity and rarity, are not necessarily lost. The occurrence of rare plant species (endangered or especially protected by law (GARVE, 2004)) and the comparatively high species richness of vascular plants throughout all time periods emphasize this conclusion. Undisturbed succession combines several advantages of the goal of multiplying forests with nature- and landscape conservational aspects. The protection of natural processes ("naturalness") (STURM, 1993; PLACHTER, 1996) should be an integral part of the nature conservational effort. PRACH and PYSEK (2001) and HODACOVA and PRACH (2003) emphasize that the resulting vegetation on spontaneous succession usually exhibits a higher diversity and higher natural value than the one of technically restored sites. Additionally, several problems connected with traditional plantations, like high costs and risks, are cut to a minimum (LEIBUNDGUT, 1982). Spontaneous succession offers pioneer forest stands more or less free of charge and close-to-nature. Our study supports the appraisal of REIF (1997) that there are neither economical nor ecological reasons to prefer afforestation by planting over natural succession. Clearly, undisturbed succession might not be the only solution for landscape and biodiversity conservation; however we regard it as a viable alternative as a low-input management.

5. ABSTRACT

This long-term permanent plot study describes the patterns and process of forest restoration by spontaneous succession on former agricultural land. In 1968, initiated by Heinz Ellenberg, an experimental study site was set up on an arable field in the New Botanical Garden of Göttingen University (Germany). At the beginning of the experiment the study plots were either sterilized by heating or by applying herbicides (to eliminate soil seed bank) or were ploughed only (soil seed bank present) and subsequently left to themselves. Species richness was continuously recorded. Density of shrub and tree species was counted 20 and 36 years after abandonment. A fundamental vegetation change took place within the study plots during the 36 years of abandonment. On all plots, undisturbed succession has lead to a change from open annual vegetation into mixed pioneer forest stands; or in other words, from a profoundly affected agricultural land-use system towards an ecosystem much more close to nature. The species-rich pioneer forests with a closed tree canopy established themselves irrespective of whether the initial soil seed bank was left intact or not. Dominant tree layer species are *Salix caprea*, *Fraxinus excelsior* and *Betula pendula*, reaching up to 22 m in height. The species-rich shrub layers cover 45–60%, with *Cornus sanguinea* and *F. excelsior* being the dominant species. We determined a clear decrease in total plant species richness over time. While plant species typical to open landscapes disappeared nearly completely, typical herb layer species to closed forests increased rather slowly during the 36 years of old-field succession.

Table 1

Endangered species, according to the Red List of hillsides and mountains for Lower Saxony (GARVE, 2004), with degree of endangering (1 = threatened with extinction, 2 = highly endangered, 3 = endangered, V = warning list, § = particularly protected by law, but not graded as endangered), their occurrence on the study plots during the four time periods and no. of endangered or protected and total no. of species per time period.

Gefährdete Pflanzenarten nach der Roten Liste für das Hügel- und Bergland in Niedersachsen (GARVE, 2004), mit dem Grad der Gefährdung (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, § = besonders geschützt, nicht eingestuft als gefährdet) und deren Vorkommen auf den Versuchstreifen während des Sukzessionszeitraums.

Endangered species	Degree of endangering	Decade			
		I	II	III	IV
<i>Hieracium schultesii</i>	1	-	S ₁ , H ₁	-	-
<i>Campanula glomerata</i>	2	-	H ₁	-	-
<i>Bromus arvensis</i>	3	C ₁ , H ₁	-	-	-
<i>Cornus mas</i>	3	-	S ₁	-	-
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	3	S ₁ , H ₁ , C ₁	C ₁ , S ₁ , H ₁ , S ₂	-	-
<i>Ranunculus nemorosus</i>	3	-	S ₂	-	-
<i>Sherardia arvensis</i>	3	C ₁ , S ₁ , S ₂	-	-	-
<i>Silene noctiflora</i>	3	C ₁ , H ₁	-	-	-
<i>Tanacetum corymbosum</i>	3	H ₁	H ₁	H ₁	-
<i>Valerianella dentata</i>	3	C ₁ , H ₁	-	-	-
<i>Euphorbia exigua</i>	V	H ₁	-	-	-
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	V	H ₁	H ₁	-	-
<i>Verbena officinalis</i>	V	H ₁	-	-	-
Protected species					
<i>Daphne mezereum</i>	§	-	-	C ₁	C ₁ , H ₁ , S ₂
<i>Digitalis lutea</i>	§	-	H ₁	C ₁ , H ₁	H ₁
<i>Cephalanthera damasonium</i>	§	-	S ₂	S ₂	C ₁ , S ₁ , H ₁ , S ₂
<i>Listera ovata</i>	§	-	-	-	S ₁
Total number of endangered/ protected species		9/ 0	7/ 2	1/ 3	0/ 4
Total number of vascular plant species		172	154	120	94

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Veränderung der Phytodiversität während 36 Jahren ungestört ablaufender Sukzession auf Ackerbrachen.*

Der hier beschriebene Dauerflächenversuch wurde 1968, auf Initiative von Heinz Ellenberg, auf einem ehemaligen Acker im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen (Deutschland) eingerichtet. Die ungestörte Vegetationsentwicklung (progressive Sekundärsukzession) wurde auf vier Versuchstreifen untersucht, die sich in ihrer Behandlung zu Beginn des Experiments unterscheiden. Sie wurden entweder hitzesterilisiert oder einer Herbizidbehandlung unterzogen (Eliminierung von Vegetation und Bodensamenbank) oder nur gepflügt (Bodensamenbank ungestört) und anschließend sich selbst überlassen. Vegetationsaufnahmen (Artlisten mit Deckungsgradschätzung) liegen kontinuierlich seit Beginn des Experiments vor. Eine intensive Gehölzinventur wurde 20 und 36 Jahre nach Brachfällen durchgeführt. Wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung der Entwicklung von Pflanzenartendiversität und der Dynamik sogenannter Zielarten des Naturschutzes (wie z.B. Rote-Liste-Arten und typische Offenlandarten) sowie der Vegetationsstruktur während des Beobachtungszeitraums. Auf allen Teilflächen hat die ungestörte Sekundärsukzession zu einem grundlegenden Wandel des Vegetationsbildes geführt: ein ehemals hochgradig durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusstes System entwickelte sich in Richtung eines durch Naturnähe gekennzeichneten Waldökosystems. Anstelle der zu Beginn vorherrschenden Ackerunkrautgesellschaften, dominiert durch einjährige Pflanzenarten, findet man heute eine artenreiche Pionierwaldsituation vor, unabhängig davon ob zu Beginn die Bodensamenbank vorhanden war oder nicht (Fig. 1). Die dominanten Arten der Baumschicht sind *Salix caprea*, *Fraxinus excelsior* und *Betula pendula* (Fig. 2), sie bilden ein geschlossenes Kronendach und erreichen H#öhen von bis zu 22 m. Die Pionierarten *S. caprea* und *B. pendula* sind aus der Verjüngung verschwunden, *F. excelsior* ist in der Kraut- und Strauchschicht die dominierende Baumart. Die Gesamtartenzahl zeigt eine deutliche Abnahme im Verlauf des Untersuchungszeitraums (Fig. 3). Typische Offenlandarten sind weitestgehend von

nannter Zielarten des Naturschutzes (wie z.B. Rote-Liste-Arten und typische Offenlandarten) sowie der Vegetationsstruktur während des Beobachtungszeitraums. Auf allen Teilflächen hat die ungestörte Sekundärsukzession zu einem grundlegenden Wandel des Vegetationsbildes geführt: ein ehemals hochgradig durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusstes System entwickelte sich in Richtung eines durch Naturnähe gekennzeichneten Waldökosystems. Anstelle der zu Beginn vorherrschenden Ackerunkrautgesellschaften, dominiert durch einjährige Pflanzenarten, findet man heute eine artenreiche Pionierwaldsituation vor, unabhängig davon ob zu Beginn die Bodensamenbank vorhanden war oder nicht (Fig. 1). Die dominanten Arten der Baumschicht sind *Salix caprea*, *Fraxinus excelsior* und *Betula pendula* (Fig. 2), sie bilden ein geschlossenes Kronendach und erreichen H#öhen von bis zu 22 m. Die Pionierarten *S. caprea* und *B. pendula* sind aus der Verjüngung verschwunden, *F. excelsior* ist in der Kraut- und Strauchschicht die dominierende Baumart. Die Gesamtartenzahl zeigt eine deutliche Abnahme im Verlauf des Untersuchungszeitraums (Fig. 3). Typische Offenlandarten sind weitestgehend von

den Flächen verschwunden, typische Arten der Krautschicht geschlossener Wälder wanderten dagegen nur sehr langsam ein (Fig. 4).

Die beschriebenen Flächen haben sich innerhalb eines relativ kurzen Zeitraumes zu artenreichen Pionierwaldsituationen entwickelt. Daher ist eine aktive Aufforstung auf vergleichbaren Flächen nicht zwingend notwendig. Wenn wesentliche Ziele der Waldvermehrung der Natur- und Landschaftsschutz sind, dann ist ungestörte Sekundärsukzession die einzig sinnvolle Alternative. Sukzession ist kostengünstig und naturnah, ihr sollte mehr Aufmerksamkeit in der Praxis der Waldbegründung auf ehemaligen Ackerflächen geschenkt werden.

7. Résumé

Titre de l'article: *Modification de la phytodiversité en 36 ans d'une succession végétale naturelle, non perturbée, sur des terrains en friche.*

L'expérience de longue durée dont il est rendu compte ici fut installée en 1968 à l'initiative de Heinz Ellenberg sur un ancien champ du Nouveau Jardin Botanique de l'Université de Göttingen (Allemagne). Le développement de la végétation, sans aucune intervention extérieure, (succession secondaire progressive) fut étudié sur quatre bandes de terrain auxquelles on a appliqué des traitements différents au début de l'expérimentation. Elles furent: soit stérilisée par la chaleur, soit soumise à un traitement herbicide (élimination de la végétation et du stock de semences se trouvant dans le sol), ou seulement labourée (stock de semences du sol non détruit), ou simplement abandonnée à elle-même. Des relevés de la végétation (liste des espèces avec estimation du coefficient de recouvrement) ont lieu continuellement depuis le début de l'expérimentation. Un inventaire intensif des espèces ligneuses fut effectué 20 et 36 ans après la mise en jachère. L'objectif essentiel de ce travail est la description du développement des espèces végétales, de la dynamique des «espèces objectifs» de la protection de la nature (comme par exemple les espèces de la liste rouge et les espèces typiques des espaces ouverts) ainsi que celle de la structure de la végétation pendant la période d'observation. Sur toutes les surfaces délimitées la succession secondaire a abouti à un changement fondamental de l'image de la végétation: un système jadis hautement influencé par l'utilisation agricole évolue vers un écosystème forestier caractéristique proche de la nature. Au lieu des associations des mauvaises herbes de champ, prépondérantes au début, dominées par les espèces annuelles, on trouve aujourd'hui une situation forestière pionnière, indépendamment du fait, qu'au début, le stock de semences du sol ait été présent ou pas. Les espèces dominantes de la strate arbustive sont *Salix caprea*, *Fraxinus excelsior* et *Betula pendula* (Fig. 2); elles forment un couvert fermé et atteignent des hauteurs allant jusqu'à 22 m. Les espèces pionnières *S. caprea* et *B. pendula* ont disparu de la régénération; *F. excelsior* est l'essence dominante dans la strate herbacée et la strate des arbustes. Le nombre total d'espèces diminue sensiblement au cours de la période d'étude (Fig. 3). Les espèces typiques d'espace ouvert ont dans une très large mesure disparu des surfaces étudiées, les espèces typiques de la couche herbacée des forêts fermées ne s'installant au contraire que très lentement (Fig. 4).

Les parcelles décrites ont évolué en un temps relativement court vers des situations forestières pionnières riches en espèces. Par conséquent un reboisement actif sur des parcelles comparables n'est pas absolument nécessaire. Si la protection de la nature et la protection du paysage sont les objectifs essentiels de l'extension de la forêt, alors une succession secondaire non perturbée constitue la seule alternative sensée. Cette succession n'est pas coûteuse et proche de la nature, on devrait lui porter plus de considération en pratique dans le reboisement d'anciennes surfaces agricoles. R.K.

8. References

- BAKKER, J. P. (1989): Nature management by grazing and cutting. Kluwer, Dordrecht: 25 pp.
- BAKKER, J. P., H. OLFF, J. H. WILLEMS and M. ZOBEL (1996): Why we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics. *J. Veg. Sci.* **7**: 147–155.
- BARTHA, S., S. J. MEINER, S. T. A. PICKETT and M. L. CADENASSO (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Appl. Veg. Sci.* **6**: 205–212.
- BOHN, U. and G. GOLLUB (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas, Teil 1: Erläuterungstext, Teil 2: Legende, Teil 3: Karten. BfN, Münster: 655 pp.
- BONN, S. and P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas: Grundlagen und Kulturhistorische Aspekte. UTB, Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 pp.
- BORNKAMM, R. and U. HENNIG (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. 1. Zusammensetzung der Vegetation. *Flora* **172**: 267–316.
- DIERSCHEKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwaldgesellschaften Nordwest-Deutschlands. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **1**: 107–148.
- DIERSCHEKE, H. (2003): Vegetations- und Landschaftssukzession. Beispiele von Kalkmagerrasen auf verschiedenen Skalenebenen. *Bochumer Geographische Arbeiten* **14**: 82–90.
- EGLER, F. (1954): Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* **4**: 412–417.
- ERIKSSON, O. and J. EHRLÉN (1992): Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* **91**: 360–364.
- ERIKSSON, O. (2000): Seed dispersal and colonization ability of plants – assessment and implications for conservation. *Folia Geobot. Phytotaxon.* **35**: 115–123.
- EUROPEAN COMMISSION (2003): Sustainable Forestry and the European Union – Initiatives of the European Commission. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg: 56 pp.
- FIKE, J. and W. A. NIERING (1999): Four decades of old field vegetation development and the role of *Celastrus orbiculatus* in the northeastern United States. *J. Veg. Sci.* **10**: 483–492.
- FISCHER, H. (1998): Acker-Erstaufforstungen – Bestandesbegründung, Wachstum und Ökologie an Fallbeispielen. *Hainholz-Forstwissenschaften* **2**: 324 pp.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie **24**: 1–76.
- GROSS, K. L. (1980): Colonization by *Verbascum thapsus* (Mullein) of an old-field in Michigan: Experiments on the effects of vegetation. *J. Ecol.* **68**: 919–927.
- GRUBB, P. J. (1977): The maintenance of species richness in plant communities: the importance of regeneration niche. *Biol. Rev.* **52**: 107–145.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. *Diss. Bot.* **65**: 268 pp.
- HAEUPLER, H. and P. SCHÖNFELDER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Ulmer, Stuttgart: 768 pp.
- HARD, G. (1976): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. In: BIERHALS, E. (ed.): Brachflächen in der Landschaft. KTBL-Schrift **195**: 3–195.
- HODAČOVÁ, D. and K. PRACH (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restor. Ecol.* **11**: 385–391.
- INOUE, R. S., N. J. HUNTLY, D. TILMAN, J. R. TESTER, M. STILLWELL and K. C. ZINNEL (1987): Old-field succession on a Minnesota sand plain. *Ecology* **68**: 12–26.
- KLEIN, M. (1997): Erstaufforstung – Chancen und Risiken für Naturschutz und Landschaftspflege. *Schr.reihe Landsch.pfl. Nat.schutz* **49**: 167–171.
- KRUMBIEGEL, A. (2002): Morphologie der vegetativen Organe (außer Blätter). In: KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W.: BIOFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schr.reihe Veg.kd.* **38**: 93–118.
- KRUMBIEGEL, A., S. KLOTZ and V. OTTE (1995): Die Vegetation junger Ackerbrachen in Mitteldeutschland. *Tuexenia* **15**: 387–414.
- LOREAU, M., S. NAEEM and P. INCHAUSTI (eds.) (2002): Biodiversity and ecosystem functioning. Oxford, University Press: 294 pp.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Die Aufforstung. Haupt, Stuttgart, Bern: 88 pp.
- MAGURRAN, A. E. (2004): Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford: 256 pp.
- MAYER, P. (2003): Colonization after soil disturbance in forests – a discussion of processes affecting plant species richness. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft* **17**: 35–46.
- PICKETT, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of old-field succession. *Vegetatio* **49**: 45–59.
- PLACHTER, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. *Verh. Ges. Ökol.* **26**: 287–303.
- POSCHLOD, P., J. P. BAKKER and S. KAHMEN (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic Appl. Ecol.* **6**: 93–98.

- POSCHLOD, P., S. KIEFER, U. TRÄNKLE, S. FISCHER and S. BONN (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Appl. Veg. Sci.* **1**: 75–90.
- PRACH, K. (1990): Vegetational dynamics. In: OSBORNOVÁ, J., KOVÁROVÁ, M., LEPS, J., PRACH, K. (eds.): Succession in abandoned fields. *Geobotany* 15, Kluwer Acad. Publ.: 127–134.
- PRACH, K. and P. PYŠEK (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* **17**: 55–62.
- PYKÄLÄ, J., M. LUOTO, R. K. HEIKKINEN and T. KONTULA (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grassland in northern Europe. *Basic Appl. Ecol.* **6**: 25–33.
- REIF, A. (1997): Sukzession statt Erstaufforstung – eine Alternative? *Schr.reihe Landsch.pfl. Nat.schutz* **49**: 157–165.
- ROSENTHAL, G. and J. MÜLLER (2005): Importance of long-term studies for vegetation analyses – succession processes on abandoned land. *Verh. Ges. Ökol.* **35**: 438.
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Spektrum, Heidelberg: 948 pp.
- SCHMIDT, M., J. EWALD, A. FISCHER, G. V. OHEIMB, W.-U. KRIEBITZSCH, W. SCHMIDT and H. ELLENBERG (2003): Liste der typischen Waldgefäßpflanzen Deutschlands. *Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtsch.* **212**: 1–32.
- SCHMIDT, W. (ed.) (1975): Sukzessionsforschung. *Ber. Intern. Symp. IVfV Rinteln 1973*, Vaduz: 622 pp.
- SCHMIDT, W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scr. Geobot.* **15**: 99 pp.
- SCHMIDT, W. (1983): Experimentelle Syndynamik – Neuere Wege zu einer exakten Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **96**: 511–533.
- SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern – neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. *Scr. Geobot.* **20**: 65–104.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *For. Snow Landsc. Res.* **79**: 111–125.
- SCHREIBER, K.-F. (1995): Muss eine sekundär-progressive Sukzession immer nach bekannten Modellvorstellungen ablaufen? – Gegenbeispiele aus den Bracheversuchen Baden-Württembergs. *Ber.Akad. Nat.schutz Landsch.pfl.* **12**: 65–77.
- SCHREIBER, K.-F. and J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: SCHREIBER, K.-F. (ed.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münsterer Geographische Arbeiten* **20**: 111–153.
- SINGLETON, R. A., S. GARDESCU, P. L. MARKS and M. A. GEBER (2001): Forest herb colonization of post-agricultural forests in central New York, USA. *J. Ecol.* **89**: 325–338.
- STAMPFLI, A. and M. ZEITER (1999): Plant-species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *J. Veg. Sci.* **10**: 151–164.
- STURM, K. (1993): Prozessschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Z. Ökol. Nat.schutz* **2**: 181–192.
- STRIJER, D. (2005): Marginal lands in Europe – causes of decline. *Basic Appl. Ecol.* **6**: 99–106.
- TURNBULL, L. A., M. J. CRAWLEY and M. REES (2000): Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* **88**: 225–238.
- VANKAT, J. L. and W. P. CARSON (1991): Floristics of a chronosequence corresponding to old field-deciduous forest succession in southwestern Ohio. III. Post-disturbance vegetation. *Bull. Tor. Bot. Club* **118**, 385–391.
- VELLEND, M., M. J. LECHOWICZ and M. J. WATERWAY (2000): Germination and establishment of forest sedges (*Carex*, *Cyperaceae*): Test for home site advantage and effects of leaf litter. *Am. J. Bot.* **87**: 1517–1525.
- VERHEYEN, K. and M. HERMY (2001): The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *J. Ecol.* **89**: 829–840.
- VERHEYEN, K., O. HONNAY, G. MOTZKIN, M. HERMY and D. R. FOSTER (2003): Response of forest plant species to land-use change: a life history trait-based approach. *J. Ecol.* **91**: 563–577.
- WHITTAKER, R. H. (1977): Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* **10**: 1–67.
- WISKOW, H. (1999): Vegetation auf Erstaufforstungsflächen in den Forstämtern Dassel und Driburg. Unpubl. Dipl.-Arbeit, Institute of Silviculture and Forest Ecology, Georg-August-Universität, Göttingen: 87 pp.
- WISSKIRCHEN, R. and H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 pp.
- ZEITER, M., A. STAMPFLI and D. M. NEWBERRY (2006): Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology* **87**: 942–951.

Waldklima und Wasserhaushalt

Wald, Wachstum und Umwelt

Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums, Band II

Von PROF. DR. GERHARD MITSCHERLICH

XVII und 365 Seiten mit 5 Fototafeln, 112 Abbildungen und 139 Tabellen

ISBN 3-7939-0112-2. Kartoniert 47,00 €

Preisreduzierte Mängelexemplare 10,00 €

Die Fragen der Umweltgefährdung bewegen heute viele Menschen in allen Ländern der Erde. Es liegt daher nahe, sich nach Gebieten umzusehen, in denen das biologische Gleichgewicht noch ungestört erhalten ist, um die ökologischen Verhältnisse und die vielfältigen Beziehungen zwischen Pflanze und Umwelt unter natürlichen Bedingungen zu studieren. Zu solchen Gebieten gehört in erster Linie der Wald, da dort die menschlichen Einwirkungen noch relativ gering sind.

Das vorliegende Werk ist Teil einer Sammlung zur Thematik „Wald, Wachstum und Umwelt“ und beschäftigt sich grundlegend mit der Ökologie des Waldes, und zwar besonders mit dem Wald-Innenklima und dem Wasserhaushalt im Wald.

Nach einer einführenden Überlegung über Klimaveränderungen im allgemeinen wird auf einzelne Klimaelemente eingegangen. Neben der Wind- und Sturmgefahr werden auch die Strahlungsverhältnisse im Wald strukturiert dargelegt und die Wärme im Kronen-, Stamm- und Bodenraum diskutiert.

Einen größeren Raum nimmt ebenfalls die Besprechung der Feuchtigkeitsverhältnisse ein. Nach einer kurzen Untersuchung der Luftfeuchtigkeitsverhältnisse folgt ein ausführliches Kapitel über Niederschlag und Interzeption, dem sich ein umfangreicher Abschnitt über die Bodenfeuchtigkeit und die Abflussverhältnisse anschließt.

Diesen Komponenten des Wasserangebots steht die Transpiration, d. h. der Wasserverbrauch durch den Wald selbst gegenüber. Das Buch schließt mit einem Kapitel über die Wasserbilanz bei unterschiedlichen Waldbehandlungen und Baumarten.

Das Buch „Waldklima und Wasserhaushalt“ schließt die Wissenslücken, welche bei der Beschäftigung mit der Forstökologie, wie auch in der Forstwissenschaft und der forstlichen Praxis auftauchen. Der Titel bietet außerdem die Grundlagen für Überlegungen bei der Landesplanung und Landschaftspflege und wendet sich somit auch an all jene, die sich mit dieser Thematik befassen.

Erschienen im:

J. D. SAUERLÄNDER'S VERLAG · FRANKFURT AM MAIN

Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen

Schriften zur Forstökonomie, Band 32

Von BERNHARD MÖHRING und URSULA RÜPING

ISBN 3-7939-7032-9. Kartoniert € 9,80

48 Seiten mit 19 Abbildungen und 8 Tabellen

In der Bundesrepublik Deutschland nehmen die Anforderungen an die Waldbewirtschaftung unter dem Blickwinkel von Naturschutz, Wasserschutz, Biodiversität, Erholung, Landschaftsbild, etc. laufend zu. Sie haben mittlerweile vielfach die Schwelle dessen überschritten, was im Rahmen der normalen Forstwirtschaft „mit erledigt“ werden kann. Es werden zunehmend spezielle Bewirtschaftungsmaßnahmen gefordert, die die konventionelle forstliche Nutzung einschränken oder verdrängen. Hier stellt sich regelmäßig die Frage nach der betriebswirtschaftlichen Betroffenheit der Waldbesitzer. Das hier vorgestellte Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen will einen Weg aufzeigen, wie die betriebswirtschaftlichen Verluste als Folge von Abweichungen von der betriebswirtschaftlich optimalen Waldbewirtschaftung vereinfachend ermittelt werden können.

Das Konzept zur Bewertung forstlicher Nutzungsbeschränkungen baut auf dem in der betriebswirtschaftlichen Bewertungslehre dominierenden Ertragswertkonzept auf. Es werden auf der Basis aktualisierter Wachstumsmodelle und Erlös- und Kostendaten jährliche

Erfolgsziffern der Holzproduktion für verschiedene Baumarten, Altersphasen, Bonitäten, Qualitätsstufen, etc. ermittelt, die im Sinne von Annuitäten berechnet und als „jährliche Holzproduktionswerte“ in umfangreichen Tabellen dokumentiert werden. Anhand von Beispielen wird das rechnerische Vorgehen erläutert und die Ergebnisse werden auf typische Fälle im Zusammenhang mit Änderungen der forstlichen Bewirtschaftung (wie beispielsweise Änderung der Baumartenwahl, vorzeitige Auflichtung und Ernte von Nadelholzbestockungen, um sie durch andere Baumarten zu ersetzen und langfristiger Erhalt von Laubholzbeständen über die eigentliche Hiebsreife hinaus) angewandt.

Es besteht die Erwartung, dass sich das hier vorgestellte Bewertungskonzept für die Praxis bei der Bestimmung von Ausgleichbeträgen für den Vertragsnaturschutz als nützlich erweisen wird. Insgesamt soll das vorgestellte Bewertungskonzept auch zu einem besseren Verständnis der betriebswirtschaftlichen Zusammenhänge im Wald beitragen und dadurch den Ausgleich zwischen den wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Interessen am Wald fördern.