

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

ISSN 0002-5852

INHALTSVERZEICHNIS

AUFSATZE

- | | |
|--|--|
| L. Drössler
und B. v. Lüpke | Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei 121
(Stand structure, regeneration and site conditions in two virgin beech forest reserves in Slovakia) |
| D. Nemitz, S. Kunth,
C. Kleinn,
H. Fischer
und M. Bücking | Ein Vergleich von zwei methodischen Konzepten zur Kartierung von Feldgehölzen in mittelgroßen Untersuchungsgebieten 135
(Comparing two approaches of mapping woody vegetation in open land) |
| R. Dirsch
und Th. Knoke | Zur finanziellen Analyse der Höhe des Holzvorrates: eine Anwendung der Linearen Programmierung im Rahmen der Forstbetriebsplanung 142
(Financial Analysis for the Optimum Stocking of Timber by Use of Linear Programming in Forest Planning) |
| B. Matović,
M. Koprivica
and P. Radonja | Generalized taper models for Norway spruce (<i>Picea abies</i> L. Karst.) in Bosnia and west Serbia 150
(Einheitsschaftmodelle für die Fichte (<i>Picea abies</i> L. Karst.) in Bosnien und West-Serbien) |

BUCHBESPRECHUNG 156

178. JAHRGANG 2007 HEFT 7/8 JULI/AUGUST
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 Abonnement 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 unverlangt eingegangene Manuskripte wird keine Gewähr übernommen. Rücksendung erfolgt nur, wenn Rückporto beiliegt.

Entsprechend dem international weit verbreiteten Review-Verfahren wird jeder Beitrag von zwei Fachgutachtern (vor allem Mitglieder 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 Druckseiten) 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 angenommen, wenn die Tabellen-Überschriften und die Abbildungsunterschriften 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 urheberrechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck – auch von Abbildun-

gen –, Vervielfältigung auf photomechanischem oder ähnlichem Wege oder im Magnettonverfahren, Vortrag, Funk- und Fernsendung sowie Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen – auch auszugsweise – bleiben vorbehalten. Werden von einzelnen Beiträgen 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 Bundesverband 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 Wissenschaft zu entrichten. Die Vervielfältigungen sind mit einem Vermerk über die Quelle und den Vervielfältiger zu versehen. Erfolgt die Entrichtung der Gebühren durch Wertmarken der VG Wissenschaft, 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 Geschäftsanzeigen 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, Frankfurt 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 Information.

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 7/8 des 178. Jahrgangs:

Dr. LARS DRÖSSLER, Universität Göttingen, Institut für Waldbau I, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen. E-Mail: ldroess@gwdg.de

Prof. Dr. THOMAS KNOKE, Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Am Hochanger 13, D-85354 Freising. E-Mail: knoke@forst.tu-muenchen.de

BRATISLAV MATOVIĆ, M. Sc., Institute of Forestry, Kneza Viseslava 3, 11030 Belgrade, Serbia. E-Mail: bmatic@eunet.yu

DIRK NEMITZ, aktuelle Adresse: Centennial Hall Room X309, Lincoln University, PO Box 133, Lincoln 7647, New Zealand. E-Mail: dirk@naturecon.de

Übersetzung der Résumés,

soweit sie nicht von den Autoren zur Verfügung gestellt werden: J. MAHEUT, 25 Av. du Gal Leclerc, F-54600 Villers-les-Nancy

Verfasser der Buchbesprechung:

Prof. Dr. Dr. h.c. HANS ESSMANN, Institut für Forst- und Umweltpolitik, AB Landnutzungspolitik, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg



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>

Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei

Aus dem Institut für Waldbau der Universität Göttingen

(Mit 11 Abbildungen und 15 Tabellen)

Von L. DRÖSSLER¹⁾ und B. V. LÜPKE²⁾

(Angenommen Juli 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Fagus sylvatica; Urwald; Holzvorrat; Bestandesstruktur; Totholz; Verjüngung; Slowakei.

Fagus sylvatica; virgin forest; standing volume; stand structure; dead wood; regeneration; Slovakia.

1. EINLEITUNG

Eine naturnahe Forstwirtschaft verlangt nach gesicherten Erkenntnissen über natürliche Bestandesstrukturen und Entwicklungsabläufe (LEIBUNDGUT, 1959; KORPEL', 1995). Dadurch rücken Urwälder verstärkt in den Fokus der Forschung. In Deutschland wären ohne menschlichen Einfluss 80 Prozent der Fläche mit Buchenwäldern bedeckt (BOHN et al., 2003). Deshalb wurden für die Untersuchung zwei Buchen-Urwaldreservate in der Slowakei ausgewählt. Hierbei handelt es sich um die zu Deutschland nächstgelegenen Buchenurwälder unter 800 m ü. NN. In beiden Reservaten fanden bereits Untersuchungen zur Lückendynamik und Waldentwicklung statt (DRÖSSLER und LÜPKE, 2005; DRÖSSLER und MEYER, 2006).

Ein wichtiges Ziel dieser Untersuchung war die Bestimmung der Holzvorräte, die eine herausragende Bedeutung als Steuergröße im Wirtschaftswald darstellen. Dabei wurde auch der Frage nachgegangen, wie die Vorräte im Urwald auf kleiner Fläche schwanken. In der Diskussion wird ein Literaturvergleich mit anderen Buchen-Urwaldreservaten durchgeführt, um eine bessere Grundlage für Schlussfolgerungen zu bieten (z.B. für die Beurteilung der Naturnähe der Bestockung in bewirtschafteten Beständen). Außerdem soll geprüft werden, ob die von KORPEL' (1995) festgestellten Vorräte unterschiedlicher Waldentwicklungsphasen ungefähr dem Mittelwert eines ganzen Reservats entsprechen. Totholzvorräte wurden ebenfalls bestimmt, denn das Totholz besitzt einen hohen Stellenwert als Steuergröße bei Naturschutzzielen.

Das zweite Ziel war eine ausführliche Ansprache der Standortbedingungen der beiden Reservate in der Slowakei, um ihre Vergleichbarkeit mit anderen Beständen in Europa besser einschätzen zu können. Es ist allgemein bekannt, dass die Standortbedingungen einen wesentlichen Einfluss auf das Wachstum und die Vorratsentwicklung haben (z.B. ASSMANN, 1961; RÖHRIG et al., 2006). Dazu werden wichtige Faktoren des Bodens, das Klima (einschließlich Strahlung) und die Bodenvegetation (einschließlich Verjüngung) ausführlich angesprochen und analysiert. Zusätzlich wurde ein genetischer Vergleich mit deutschen Buchenbeständen durchgeführt.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die beiden untersuchten Urwaldbestände befinden sich im Osten der Slowakei. Das Reservat Havešová liegt in den Bergen von Bukov in einer Höhe von 500–650 m ü. NN. Es ist zum Süden

exponiert und umfasst eine Fläche von 170 ha. Der jährliche Niederschlag schwankt zwischen 700–800 mm (450 mm in der Vegetationsperiode). Das Klima ist etwas kontinentaler geprägt als in Deutschland. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7°C, die Schwankungsbreite der Monatsmittel erreicht ca. 20°C. Das geologische Ausgangssubstrat bilden Meeresablagerungen aus dem späten Eozän in Form von Flysch (Sandstein und Mergel, z. T. mit eingelagerten Tonschichten). Darüber hat sich eine Braunerde entwickelt.

Das Reservat Kyjov liegt im Vyhorlat-Gebirge (700–820 m ü. NN). Es ist nach Norden geneigt und umfasst 53 ha. Der jährliche Niederschlag liegt bei 750–800 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 6°C. Das Ausgangsgestein für den Boden ist Andesit (vulkanisches Ergussgestein). Darüber hat sich ebenfalls eine Braunerde entwickelt.

Die Entfernung zwischen den Reservaten beträgt 50 km. Es handelt sich in beiden Fällen um reine Buchenbestände. Beschreibungen des Waldaufbaus finden sich bei KORPEL' (1995) und DRÖSSLER und LÜPKE (2005).

2.2 Methodik

2.2.1 Aufnahme lebender und toter Bäume

Die Aufnahme des Baumbestands wurde 2002 in Havešová und 2003 in Kyjov durchgeführt. Dazu wurden in den Reservaten 22 bzw. 20 systematisch verteilte Stichprobenflächen angelegt. Der Mindestabstand zur Reservatsgrenze betrug 100 m. Die Flächen waren Quadrate mit 62,5 m Kantenlänge, was eine Fläche von rd. 0,39 ha ergibt. Die ungewöhnliche Größe wurde gewählt, um im Rahmen einer anderen Untersuchung (DRÖSSLER und MEYER, 2006) Waldentwicklungsphasen kleinflächig ausscheiden zu können.

Die einzelnen Stichprobenflächen wurden in 25 Quadrate mit 12,5 m Kantenlänge geteilt, deren Mitte den Mittelpunkt für 5 m² große Probekreise zur Aufnahme der Verjüngung darstellte. Die Quadrate wurden als Grundeinheit für die Berechnung des Holzvolumens auf kleiner Fläche verwendet.

Auf den Stichprobenflächen wurden für jeden Baum ab 7 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) die Lagekoordinaten, der BHD und die Baumart bestimmt. An Bäumen ab 40 cm BHD wurde die äußerlich sichtbare Stammqualität bis 8 m Höhe nach den in Deutschland üblichen Güteklassen A bis C angesprochen.

Totholzobjekte mit mehr als 20 cm BHD oder 20 cm Enddurchmesser sowie mehr als 2 m Länge wurden eingemessen, die Durchmesser aufgenommen (entsprechend dem Verfahren von MEYER, 1999) und das Volumen mit Hilfe der Formel für den geraden Kegelstumpf berechnet. Stark zersetzte Stämme wurden mit visuell geschätzten Volumenzuschlägen versehen.

Das Holzvolumen des lebenden Bestandes wurde mit Hilfe der Volumenfunktion von PETRAŠ und PAJTIK (1991) bestimmt. Die dafür erforderlichen Höhen der einzelnen Bäume wurden einer Bestandeshöhenkurve entnommen (Abb. 10 und 11), die je Reservat von 60 gleichmäßig über das Durchmesserspektrum verteilten

¹⁾ Institut für Waldbau, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen, E-mail: lars.droessler@web.de.

²⁾ Institut für Waldbau, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen.

Tab. 1

**Bodenprofile in Havešová und Kyjov.
Soil profiles in Havešová und Kyjov.**

Horizont	Havešová	Horizont	Kyjov
Ol 0-2 cm	mäßig verdichtetes Laub	Ol 0-1,5 cm	mäßig verdichtetes Laub
Of 2-4 cm	Laubblätter in verschiedenen Graden der Zersetzung, zusammenklebend in Platten	Of 1,5-3 cm	Laubblätter in verschiedenen Graden der Zersetzung
Oh 4-4,5 cm	leicht bis mäßig griesiger Humus, unregelmäßig	Oh 3-3,5 cm	schwarzbrauner Humus in Griessform
A 4,5-10 cm	dunkel braune Erde, gut durchlüftet, mäßig frisch, 5-10 % Skelettanteil, gut durchwurzelt	A 3,5-9 cm	dunkelbraune Erde, gut durchlüftet, frisch-feucht, leicht körnig bis körnig, schwach kieselig, 15 % Skelettanteil, gut durchwurzelt
B 10-65 cm	hellbraun-beige, sandige Erde, frisch-feucht, mäßig verdichtet, 25 % Skelettanteil, gut durchwurzelt	B 9-45 cm	braune Erde, mäßig verdichtet, frisch-feucht, leicht körnig bis körnig, schwach kieselig, 10-20 % Skelettanteil, gut durchwurzelt
C 65-100 cm	hellbraun-beige, sandige Erde, verdichtet, frisch-feucht, 70 % Skelettanteil, vereinzelt Wurzeln	C 45-80 cm	hellbraune, tonige Erde, verdichtet, feucht, verklumpt, 80 % Skelettanteil, vereinzelt Wurzeln

Bäumen abgeleitet worden war. An diesen Bäumen wurden auch die Kronenansatzhöhe (= Höhe des untersten Grünastes mit > 5 cm Durchmesser) und acht Kronenradien gemessen. Die Radien wurden gemittelt und die Kronenschirmfläche über das Mittelkreismodell geschätzt.

Die Aufnahme der Verjüngung wurde im Sommer 2003 in Havešová und 2004 in Kyjov durchgeführt. Es wurden alle Gehölze bis zu einer Stärke von 7 cm BHD aufgenommen. Keimlinge wurden nicht berücksichtigt. Die Pflanzen wurden nach 0,5 m-Höhenklassen, Baumart und Verbiss erfasst. Der Verbiss wurde nach frisch verbissen (im letzten Jahr) und nicht verbissen unterschieden.

2.2.2 Standortansprache

Die Ansprache der Bodenhorizonte erfolgte an einem Profil je Reservat an der Reservatsgrenze. Die Humus- und Bodenproben für die chemische Analyse wurden an jeweils 12 über das gesamte Reservat systematisch verteilten Orten entnommen. Je Ort wurden 4 Pürckhauer-Bohrungen in 1 m Abstand durchgeführt und für die Tiefen 10, 20, 30 und 40 cm Mischproben gebildet.

Die Vegetationsansprache erfolgte je Reservat auf drei repräsentativ ausgewählten Flächen á 625 m² nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964).

Zusätzlich wurden je Reservat 10 Stichprobenflächen zufällig ausgewählt, in denen 1 m über dem Mittelpunkt der Probekreise der Verjüngung insgesamt 250 hemisphärische Fotos zur Strahlungsschätzung nach der Methode von WAGNER (1994) aufgenommen wurden. Nach einer anschließenden computergestützten Auswertung der Fotos konnte das diffuse Strahlungsangebot an bewölkten Tagen durch den Diffuse-Site-Factor geschätzt werden.

2.2.3 Genetische Analyse, Blattaustrieb und Zuwachs der Jungpflanzen

Auf 5 zufällig ausgewählten Stichprobenflächen wurden in Havešová nach einer Buchenmast auf jedem Quadrat 10 Bucheckern gesammelt. Je Stichprobenfläche wurden 20–30 Eckern genetisch analysiert, um ein Kriterium für die Vergleichbarkeit mit deutschen Beständen zu erarbeiten. Mit Hilfe der Gelelektrophorese wurden 9 Genloci untersucht. Beim Genlocus LAP-A wurden die Stichprobenflächen D und E zusammengefasst. Zum Vergleich wurden jeweils zwei Buchenbestände aus dem Solling und dem Harz herangezogen, von denen jeweils 1000–2000 Eckern untersucht wurden.

Zwei weitere Vergleichskriterien boten der Dickenzuwachs und der Blattaustrieb junger Buchen aus Havešová und einer Provenienz aus dem Solling. Dazu wurden Bucheckern aus Havešová in einem Versuch von CZAJKOWSKI und BOLTE (2006) zur Keimung gebracht. An 162 Pflanzen aus Havešová wurde der Dicken-

zuwachs am Wurzelhals im zweiten Jahr festgestellt und mit dem Zuwachs von 15 Pflanzen aus dem Solling verglichen. Je Provenienz wurde zusätzlich an 31 Pflanzen der Blattaustrieb nach der Methode von DIERSCHKE (1972) bestimmt. Beide Herkünfte wurden in Töpfen im Gewächshaus angebaut und unter kontrollierten Wuchsbedingungen gleich behandelt.

2.2.4 Beurteilung der Heterogenität der Bestandesstruktur auf den einzelnen Probeflächen

Die Heterogenität des Bestandesaufbaus wurde mit Hilfe des Komplexitätsindex nach ZENNER und HIBBS (2000) beurteilt. Dieser Index basiert auf Stammverteilungsplänen und den Höhen der Bäume. Dazu wurde eine Triangulation durchgeführt, nach der die gesamte Fläche mit sich nicht überlappenden Dreiecken bedeckt ist und die Eckpunkte der Dreiecke auf den Stammfußpunkten der einzelnen Bäume liegen. Die Dreiecke werden entsprechend der Höhe der Bäume dreidimensional aufgerichtet. Das Verhältnis des Flächeninhalts eines aufgerichteten Dreiecks zum Flächeninhalt eines Dreiecks in der Ebene ergibt bei gleich hohen Bäumen 1 und steigt mit größeren Höhenunterschieden der Bäume. Der Durchschnitt des Verhältnisses aller Dreieckspaare auf einer Stichprobenfläche ergibt den strukturellen Komplexitätsindex (ZENNER und HIBBS, 2000), nach dem die Probeflächen in Abb. 2–7 angeordnet sind.

3. ERGEBNISSE

3.1 Standort

3.1.1 Boden

In Havešová hat sich auf den überwiegend aus Sandstein gebildeten Flysch-Fließerden eine mesotrophe Braunerde entwickelt. Der

Tab. 2

**Anteile der Korngrößenfraktionen in 0–40 cm Tiefe
des Mineralbodens [%].**

Proportion of soil fractions in 0–40 cm depth of mineral soil [%].

Reservat	Ton	Schluff	Feinsand	Grobsand
Havešová	35,8	41,3	10,6	12,3
Kyjov	25,2	41,9	27,6	5,3

Tab. 3

Mittlere Elementgehalte in der Humusaufgabe.

Mean proportion of elements in the humus layer.

Reservat	N in %	C in %	C/N	P	K	Mg	Ca
[g/kg Trockenmasse]							
Havešová	1,62	39,1	24,43	0,95	2,26	0,83	5,07
Kyjov	1,43	38,5	27,13	0,71	3,07	0,89	6,93

Tab. 4

pH-Werte und Elementgehalte von Kohlenstoff, Stickstoff und pflanzenverfügbarem Phosphor in 0–40 cm Tiefe des Mineralbodens.

pH-values and amount of carbon, nitrogen and plant accessible phosphorus in 0–40 cm depth of mineral soil.

Reservat	Tiefe	pH-Werte		C [g/kg]	N [g/kg]	C/N	P [g/kg]
		H ₂ O	KCL				
Havešová	10 cm	4,42	3,57	25,96	3,00	8,69	4,83
	20 cm	4,60	3,68	14,30	1,74	8,74	2,53
	30 cm	4,78	3,76	10,06	1,09	9,99	2,32
	40 cm	4,94	3,84	6,71	0,80	9,22	2,12
Kyjov	10 cm	4,18	3,80	74,82	6,73	10,80	3,82
	20 cm	4,39	4,04	55,48	5,45	10,10	3,45
	30 cm	4,55	4,15	46,52	4,43	10,49	4,20
	40 cm	4,62	4,20	33,07	3,32	9,95	3,93

Boden ist tiefgründig und skeletthaltig (Tab. 1). Die hohen Schluffanteile des Feinbodens gewährleisten eine gute Wasserversorgung (Tab. 2). Mit pH-Werten über 4,4 befindet er sich im Austausch-Pufferbereich (Tab. 4). Die Humusform ist ein typischer Moder. Das C/N-Verhältnis beträgt in der Humusaufgabe in Havešová 24 und in Kyjov 27 (Tab. 3), im Mineralboden (bis 40 cm Tiefe) 9 bzw. 10 (Tab. 4). Stickstoff nimmt im Mineralboden einen Anteil von durchschnittlich 1,7 g kg⁻¹ Trockenmasse ein. Kohlenstoff besitzt einen Anteil von 14,3 g kg⁻¹. Die Konzentration an pflanzenverfügbarem Phosphor beträgt 3 mg kg⁻¹.

In Kyjov befindet sich über dem Andesitgestein ebenfalls eine mesotrophe Braunerde. Der Boden ist skeletthaltig, die Humusform ist Moder (Tab. 1). Der tonige Lehmboden gewährleistet eine gute Wasserversorgung (Tab. 2). Der in Wasser gemessene pH-Wert ist etwas geringer und das C/N-Verhältnis geringfügig größer als in Havešová (Tab. 3 und 4). Die absoluten Elementgehalte von C und N sind in Kyjov deutlich höher. 1 kg Mineralboden (Trockenmasse) enthält durchschnittlich 5 g Stickstoff und 52 g Kohlenstoff. Der Anteil von pflanzenverfügbarem Phosphor beträgt 3,9 mg kg⁻¹. Die Stoffkonzentration von Magnesium beträgt 0,2 cmol kg⁻¹ (Tab. 5), was etwa 0,5 g kg⁻¹ entspricht.

Die mittlere Basensättigung der Böden liegt in Havešová bei 60% und in Kyjov bei knapp 50%.

3.1.2 Bodenvegetation

Die Bodenvegetation ist relativ spärlich ausgebildet und bedeckt weniger als ein Drittel der Fläche der Reservate (Tab. 6). Die Artenzahl ist in Havešová deutlich geringer (6 Arten) als in Kyjov

(24 Arten). Die häufigsten Arten waren in Havešová *Dentaria bulbifera* und *Galium odoratum* und in Kyjov *Rubus hirtus* und *Dryopteris filix-mas*.

Die Zusammensetzung der Krautschicht entspricht auf den Flächen in beiden Reservaten dem *Dentario glandulosae-Fagetum* der herzynisch-karpatischen Buchenwälder (BOHN et al., 2003, S. 321).

In der Baum- und Strauchschicht kamen als Nebenbaumarten *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides* und *Fraxinus excelsior* in sehr geringen Anteilen von unter einem Prozent der Baumzahl (mindestens 7 cm BHD) vor.

3.1.3 Dichte, Höhenstruktur und Verbiss der Verjüngung

Die Verjüngungsdichte lag bei 65.000 bzw. 77.000 Individuen pro Hektar, wobei mehr als die Hälfte der Pflanzen kleiner als 20 cm war (Tab. 7). Neben der Buche waren in der Verjüngung Bergahorn, Spitzahorn und Esche häufig vertreten. Vereinzelt kamen Bergulme, Hainbuche, Haselnuss, Saalweide, Birke und Holunder vor. In Kyjov trat zusätzlich die Eberesche auf. Der Anteil der Nebenbaumarten in der Verjüngung betrug in Havešová knapp 50% und in Kyjov 10%. Unterhalb von 0,5 m Pflanzenhöhe war ihr Anteil sehr groß, Höhen über 1 m wurden dagegen kaum erreicht.

Tabelle 8 stellt Unterschiede bei der Besetzung der Probekreise heraus. Mehr als 90 Prozent aller Probekreise waren mit Jungpflanzen besetzt. Aber nur 40% der Probekreise waren mit Pflanzen besetzt, die höher als ein Meter waren. Die Dichte der mehr als einen Meter hohen Pflanzen betrug in beiden Reservaten rd. 3400 Individuen je Hektar. Die Streuung der Dichte war aber sehr hoch: Die Standardabweichung lag in Havešová bei 7814 und in Kyjov bei 11990 Individuen je Hektar.

In Havešová waren 0,03% aller Buchen und 0,3% aller Nebenbaumarten im Jahr der Aufnahme verbissen. In Kyjov betrug der Anteil 0,01% bei Buchen und 0,05% bei den anderen Baumarten. 90% der beschädigten Pflanzen waren 0,2 bis 1 m hoch.

3.1.4 Strahlungsverhältnisse

Deutliche Unterschiede bestanden zwischen den Reservaten auf den Untersuchungsflächen hinsichtlich der Strahlungsverhältnisse am Waldboden. Der Diffuse-Site-Factor betrug in Havešová im Durchschnitt 2,5% und in Kyjov 9,4%. Die Probepunkte mit Werten unter 5% nahmen in Havešová einen Anteil von 85,6% und in Kyjov 38,8% ein. Der Maximalwert erreichte in Havešová 38,6% und in Kyjov 46,7% (Abbildung 1).

Regressionsanalysen zeigten in beiden Reservaten einen signifikanten Zusammenhang zwischen Strahlungsangebot und maximaler Höhe der Verjüngung, wobei der Diffuse-Site-Factor Veränderungen der maximalen Höhe mit Hilfe eines linearen Modells aber

Tab. 5

Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) und die Anteile der einzelnen Elemente.
Effective cation exchange capacity (AKe) and the proportion of elements.

Reservat	Tiefe	AKe [cmol/kg]	Anteile an der AKe [%]							
			Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn	Al	H
Havešová	10 cm	7,34	48,59	14,13	5,45	1,43	0,10	1,79	27,54	0,97
	20 cm	4,78	41,02	9,76	5,58	2,13	0,03	1,29	38,90	1,29
	30 cm	4,44	37,58	9,30	7,33	2,61	0,00	1,17	40,75	1,25
	40 cm	4,22	38,31	8,29	12,83	2,58	0,00	2,24	34,68	1,07
Kyjov	10 cm	6,98	25,72	18,72	3,78	1,22	0,06	0,72	48,88	0,90
	20 cm	5,34	27,52	10,78	3,45	1,69	0,00	0,38	55,36	0,81
	30 cm	4,51	33,93	8,84	3,72	2,17	0,00	0,33	50,13	0,88
	40 cm	4,23	32,87	8,37	4,15	2,51	0,00	0,26	51,04	0,80

nicht erklären konnte ($R^2 < 0,02$). Kein Zusammenhang ergab sich für Regressionen zwischen Strahlungsangebot und der Verjüngungsdichte (sowohl für Buche als auch für Nebenbaumarten).

Bei der Verjüngungsaufnahme fiel jedoch auf, dass Nebenbaumarten mit weniger als 20 cm Höhe besonders häufig an dunklen Stellen auftraten. So kamen 71% der Nebenbaumarten in Havešová auf Probekreisen mit einem Diffuse-Site-Factor unter 2% vor, in Kyjov 28%. Bei einem Diffuse-Site-Factor unter 5% kamen in Kyjov 59% der Nebenbaumarten vor.

3.1.5 Austriebszeitpunkt und jährlicher Dickenzuwachs von Sämlingen aus Havešová- und Solling-Saatgut

Tabelle 9 enthält die Anzahl der Buchen, an denen der Knospenzustand ermittelt wurde. Die Spalten geben fünftägige Intervalle wieder. Jungpflanzen aus der Slowakei begannen rd. 3–4 Tage früher mit dem Austrieb als die Buchen aus dem Solling. Die Beobachtung der Sollingbuchen musste nach dem 16. April abgebrochen werden, da sie in einem anderen Versuch verwendet wurden. Die Buchen aus der Slowakei waren am 21.4. bis zur vollen Blatentfaltung ausgetrieben.

Tab. 6

Deckungsgrade, Artenzahl und Stetigkeiten der Pflanzenarten nach BRAUN-BLANQUET (1964) auf drei repräsentativen Aufnahmeflächen je Reservat.
Coverage, number and degree of constancy of plant species according to BRAUN-BLANQUET (1964) on three representative plots in each reserve.

	Havešová			Kyjov		
Deckungsgrad Baumschicht (%)	95	90	100	90	90	95
Deckungsgrad Strauchschicht (%)	10	5	5	5	10	5
Deckungsgrad Krautschicht (%)	10	30	0	25	20	35
Artenzahl	3	5	1	13	12	19
Baumschicht						
Fagus sylvatica	5	5	5	5	5	5
Acer pseudoplatanus		2				2
Strauchschicht						
Fagus sylvatica	1	1	1	2	2	1
Acer pseudoplatanus		1				1
Fraxinus excelsior						+
Krautschicht*						
Dentaria bulbifera	2	2				+
Dentaria glandulosa	1			1	+	1
Galium odoratum		2				
Carex pilosa		1				
Rubus hirtus		+		2	2	2
Rubus idaeus		+				+
Dryopteris filix-mas				1	1	2
Athyrium filix-femina				1	1	1
Paris quadrifolia		+		1	+	+
Lamium galeobdolon				1	+	1
Prenanthes purpurea				r		
Polygonatum verticillatum				r		
Anemone nemorosa				+	+	1
Dryopteris carthusiana				+	+	
Maianthemum bifolium				+		
Senecio ovatus						2
Impatiens noli-tangere					+	r
Dryopteris expansa					+	
Gymnocarpium dryopteris						+
Urtica dioica						1
Galeopsis speciosa						+
Lunaria rediviva						+
Salvia glutinosa						+

Tab. 7

Dichte und Höhenstruktur der Verjüngung sowie Anteil der Buche je Höhenklasse.
Density and height structure of regeneration (incl. proportion of beech).

Reservat	Anzahl Probekreise	N/ha	Höhenverteilung [% von N]						
			< 0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-2	2-3	3-4	> 4 m
Havešová (Buche)	550	64567 (51,7)	55,02 (40,9)	32,20 (56,1)	7,54 (81,1)	3,37 (95,0)	0,88 (95,5)	0,47 (100)	0,46 (100)
Kyjov (Buche)	500	77292 (89,4)	73,91 (90,8)	13,56 (77,3)	7,72 (91,2)	4,07 (98,5)	0,56 (100)	0,14 (100)	0,04 (100)

Tab. 8

Statistische Kennwerte der Verjüngungsdichte auf den 5 m²-Probekreisen (Pflanzenzahl je Hektar).
Statistical characteristics of regeneration density on 5 m²-sample plots (tree number per hectare).

	Havešová		Kyjov	
	alle Jungpflanzen	Jungpflanzen ab 1m Höhe	alle Jungpflanzen	Jungpflanzen ab 1m Höhe
Median	29000	0	51000	0
Mittelwert	64567	3215	77292	3504
Standardabweichung	95021	7814	92311	11990
Minimum	0	0	0	0
Maximum	714000	88000	914000	190000
Anzahl der Probekreise	550	550	500	500
davon unbesetzte Kreise	20	325	36	315

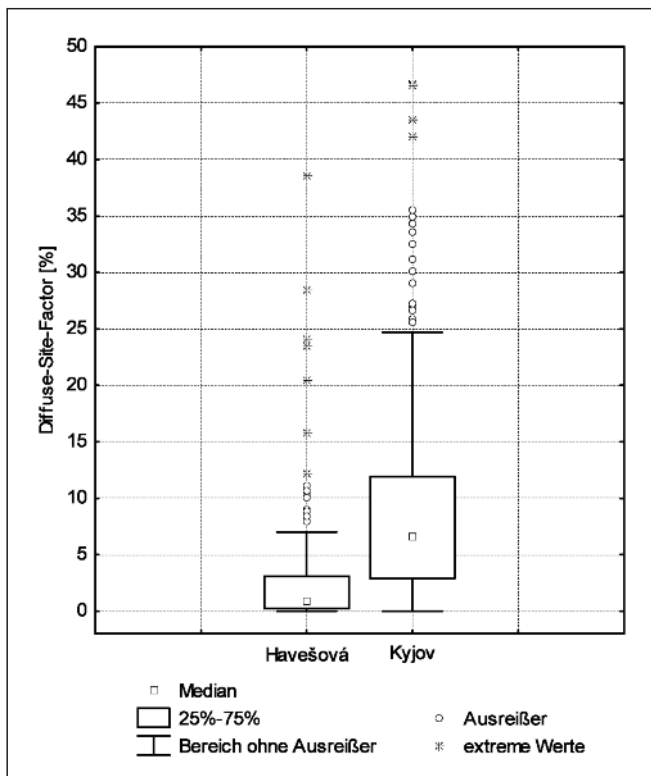


Abb. 1

Boxplot-Diagramm des Diffuse-Site-Factors [%]
in Havešová und Kyjov.

Boxplot graph of the diffuse site factor [%] in Havešová and Kyjov.

Der relative Dickenzuwachs am Wurzelhals betrug im zweiten Jahr für die Jungpflanzen aus Havešová 50% und für die aus dem Solling 40%.

3.1.6 Genetischer Vergleich

Die genetische Diversität ist ein Maß, welches auf der Anzahl und dem Verteilungsmuster der Genvarianten basiert. Je größer die Anzahl der Genvarianten ist und je gleichmäßiger diese verteilt sind, umso höher ist die Diversität (HATTEMER et al., 1993). *Tabelle 10* zeigt nur geringe Unterschiede der Diversität von Buchen aus deutschen Beständen und aus Havešová. Lediglich die Stichprobe E besaß einen höheren Anteil an Allelen an einem Genlocus. Hierfür können aber Zufallseffekte aufgrund des geringen Stichprobenumfangs eine Rolle spielen.

Der genetische Abstand in *Tabelle 11* gibt an, wie hoch der relative Anteil am genetischen Material ist, dass nicht mit den Allelen am selben Genlocus übereinstimmt. So müssten für die Bestände aus Deutschland bei 3 bis 5,7% der Allele ihre Lage verändert werden, um identisches Genmaterial zu erzeugen. Die Probeflächen in Havešová wiesen untereinander Unterschiede um 5,8 bis 9,4% auf. Der deutlich geringere Stichprobenumfang in Havešová kann zu den größeren Unterschieden beigetragen haben. Die Unterschiede zwischen Havešová und den deutschen Beständen betrugen 6 bis 11,1%.

3.2 Bestandesstruktur

3.2.1 Vorrat des lebenden Bestandes

Der Derbholzvorrat der lebenden Bäume schwankte in Havešová auf 0,39 ha großen Flächen zwischen 450 und 960 m³ ha⁻¹ (*Abb. 2*). Der Mittelwert betrug 716 m³ ha⁻¹ (Standardfehler: ± 25 m³ ha⁻¹). In Kyjov war der Derbholzvorrat des lebenden Bestandes

Tab. 9

Austriebszeitpunkt der Buchenblätter zu Beginn der 2. Vegetationsperiode
(31 Pflanzen je Herkunft).

Dates of bud break and unfolding of beech leaves in the 2th year
(31 plants from Havešová/Slovakia and Solling/Germany).

	Havešová				Solling			
	01.04.	06.04.	11.04.	16.04.	01.04.	06.04.	11.04.	16.04.
Winterknospen	19	7	2	-	30	13	8	2
dicke Knospen	12	15	16	4	1	16	15	8
Knospen mit grünen Spitzen	-	3	5	11	-	1	4	7
grüne Blättchen	-	6	4	5	-	1	3	10
50% Blättchenfaltung	-	-	4	5	-	-	1	3
volle Blättchenfaltung	-	-	-	6	-	-	-	1

Tab. 10

Genetische Diversität von Bucheckern, gesammelt auf 5 Stichprobenflächen in Havešová und in 4 deutschen Buchenbeständen.

Genetic diversity of beech seeds, collected on 5 sample plots in Havešová and in 4 stands in Germany.

Genpool	Genetische Diversität
Havešová Stichprobe A	1,423
Havešová Stichprobe B	1,430
Havešová Stichprobe C	1,462
Havešová Stichprobe D	1,467
Havešová Stichprobe E	1,549
Solling A	1,472
Solling B	1,494
Harz A	1,482
Harz B	1,511

deutlich niedriger. Er schwankte zwischen 352 und 553 m³ ha⁻¹ und lag im Durchschnitt bei 451 m³ ha⁻¹ (Abb. 3). Der Standardfehler des Mittelwerts betrug ± 12 m³ ha⁻¹.

Für eine kleinflächige Analyse der Holzvorräte wurden die einzelnen Probeflächen jeweils in 25 Quadrate mit je 12,5 m Kantenlänge eingeteilt. Ein besonders hoher Holzvorrat von 1000 m³/ha wurde in Havešová auf insgesamt 17 benachbarten Quadraten mit einer Gesamtfläche von rd. 2650 m² festgestellt. Ein besonders geringes Volumen stockte in einem Fall auf insgesamt 16 benachbarten Quadraten (2500 m²) und betrug 136 m³ ha⁻¹. In Kyjov wurden Holzvorräte von 1000 m³ ha⁻¹ nur auf 3 einzelnen 12,5 x 12,5 m-Quadraten erreicht. Auf 17 benachbarten Quadraten (rd. 2650 m²) stockten in einem Fall sehr geringe Holzvorräte von 104 m³ ha⁻¹.

Eine Ansprache der äußerlich sichtbaren Stammqualität von Bäumen ab 40 cm BHD ergab in Havešová, dass 4,7% der Bäume eine Einstufung in die in Deutschland handelsübliche Klasse B erlauben, in Kyjov betrug der Anteil 2,6%. Der übrige Anteil setzte sich aus Bäumen mit schlechterer Qualität zusammen. Ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Bäume der Klasse B und der Bestandesdichte der einzelnen Probeflächen wurde nicht festgestellt.

3.2.2 Totholzvorrat

Der Totholzvorrat variierte in Havešová von 33 bis 285 m³ ha⁻¹ und lag im Durchschnitt bei 128 m³ ha⁻¹ (Standardfehler: ± 15 m³ ha⁻¹). Davon nahm das liegende Totholz 101 m³ ha⁻¹ und das stehende Totholz 27 m³ ha⁻¹ ein. Das Verhältnis zwischen Derbholzvorrat und Totholzvorrat betrug durchschnittlich 5,5:1. Der

mittlere Totholzanteil am Gesamtholzvolumen betrug 16% (Standardfehler: 1,9%) und schwankte auf den einzelnen Flächen zwischen 4 und 37%. Die kleinflächige Verteilung von Totholz ergab in Havešová auf maximal 14 benachbarten Quadraten (rd. 2200 m²) kein Totholz. Ein besonders hoher Totholzvorrat von 304 m³ ha⁻¹

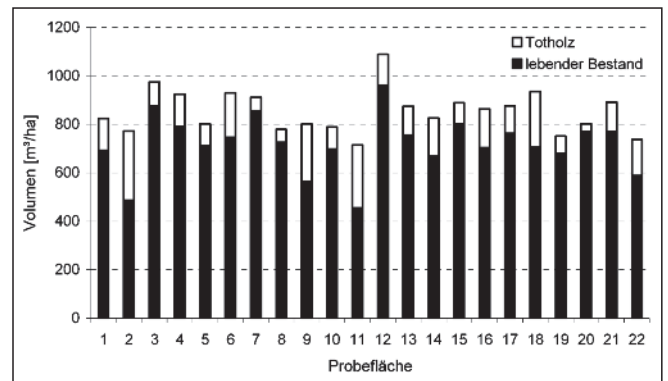


Abb. 2

Derbholzvorrat (schwarz) und Totholzvorrat (weiß) auf 22 Probeflächen in Havešová. (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu.)

Standing timber volume (black) and deadwood (white) on 22 sample plots in Havešová. (Structural complexity increases with plot number.)

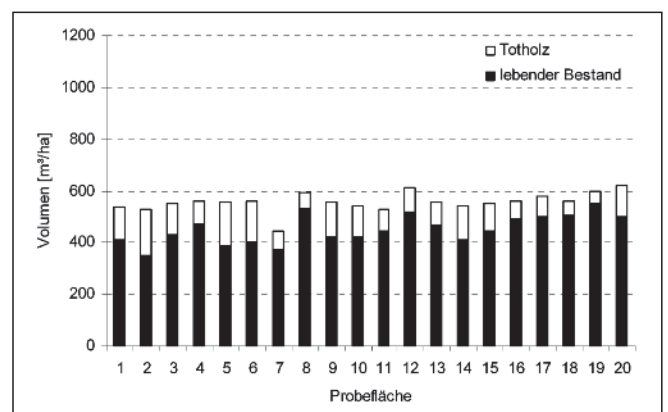


Abb. 3

Derbholzvorrat (schwarz) und Totholzvorrat (weiß) auf 20 Probeflächen in Kyjov. (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu.)

Standing timber volume (black) and deadwood (white) on 20 sample plots in Kyjov. (Structural complexity increases with plot number.)

Tab. 11

Paarweiser Vergleich des genetischen Abstands von Bucheckern auf 5 Stichprobenflächen in Havešová und in 4 deutschen Buchenbeständen.

Comparison of genetic distance of beech seeds on 5 sample plots in Havešová and in 4 stands in Germany.

	Hav A	Hav B	Hav C	Hav D	Hav E	Soll A	Soll B	Harz A	Harz B
Hav A	-								
Hav B	7,6	-							
Hav C	9,4	7,1	-						
Hav D	5,8	8,0	8,6	-					
Hav E	9,0	8,3	7,5	6,7	-				
Soll A	6,0	7,4	9,8	7,4	9,2	-			
Soll B	6,6	8,5	11,1	6,9	9,1	3,0	-		
Harz A	7,5	8,2	10,6	7,8	9,3	3,3	3,2	-	
Harz B	7,5	7,8	10,9	6,8	10,7	4,7	5,2	5,7	-

wurde in einem Fall auf 9 benachbarten Quadraten (rd. 1400 m²) erreicht.

In Kyjov war der Totholzvorrat im Unterschied zum Vorrat des lebenden Bestandes nicht wesentlich geringer als in Havešová. Er variierte zwischen 45 und 176 m³ ha⁻¹ und ergab im Durchschnitt 110 m³ ha⁻¹ (Standardfehler: ± 8 m³ ha⁻¹). Davon nahm das liegende Totholz 77 m³ ha⁻¹ und das stehende Totholz 33 m³ ha⁻¹ ein. Das Verhältnis zwischen Derbholzvorrat und Totholzvorrat betrug 4,1:1. Der mittlere Totholzanteil von 19% (Standardfehler: 1,6%) schwankte zwischen 8 und 33%. Frei von starkem Totholz waren maximal 15 benachbarte Quadrate (rd. 2300 m²). In einem Fall ergab sich auf 1400 m² ein besonders hoher Totholzvorrat von 278 m³ ha⁻¹.

Regressionsanalysen zeigten in beiden Reservaten einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Vorrat des lebenden Bestandes und dem Totholzvorrat auf den Stichprobenflächen (62,5 m x 62,5 m), wobei der Vorrat des lebenden Bestandes Veränderungen des Totholzvorrats mit Hilfe eines linearen Modells zu rd. 50% erklärte. Je größer der Vorrat des lebenden Bestandes war, um so geringer war das Totholzvolumen. Auf den 12,5 m x 12,5 m-Quadraten ergab sich auch ein signifikanter Zusammenhang, der jedoch von geringer Relevanz war ($R^2 < 0,05$).

In Havešová waren 53% der toten Bäume entwurzelt und 47% abgebrochen, während in Kyjov 22,5% der Bäume entwurzelt, 76% abgebrochen und 1,5% stehend abgestorben waren. Windwürfe von gleichzeitig mehreren Bäumen traten mit ähnlicher Frequenz und Größe auf wie abgebrochene Bäume.

Regressionsanalysen zeigten für Kyjov auf den Stichprobenflächen (62,5 m x 62,5 m) signifikante Zusammenhänge zwischen dem strukturellen Komplexitätsindex und dem Vorrat des lebenden Bestandes sowie zwischen dem Komplexitätsindex und dem Totholzvorrat. So erklärte ein ansteigender Komplexitätsindex zu 46% die Zunahme des Holzvorrats und zu 36% die Abnahme des Totholzvorrats (lineare Modelle). In Havešová ergaben sich dagegen keine signifikanten Zusammenhänge.

Für Regressionen zwischen Holzvorrat und Diffuse-Site-Factor konnte in beiden Reservaten kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden ($R^2 < 0,01$).

3.2.3 Bestandesdichte

Die Grundfläche variierte in Havešová zwischen 25 und 45 m² ha⁻¹, der Durchschnitt betrug 35 m² ha⁻¹ (Abb. 4). In Kyjov lagen

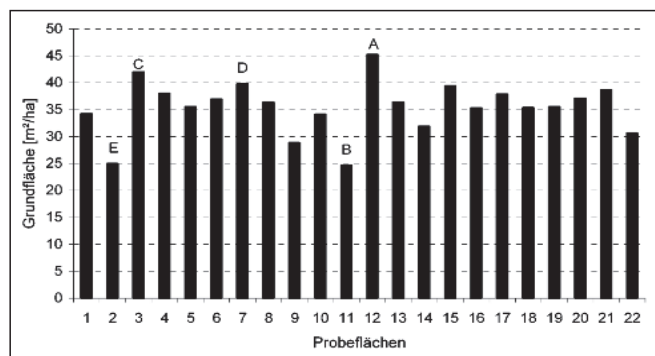


Abb. 4

Grundfläche aller Bäume mit ≥ 7 cm BHD auf 22 Probeflächen in Havešová (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu. Die Probeflächen A-E wurden genetisch untersucht, siehe Abschnitt 3.5.)

Basal area of trees with dbh ≥ 7 cm on 22 sample plots in Havešová. (Structural complexity increases with plot number. On plot A-E genetic diversity and distance was determined, see table 10–11).

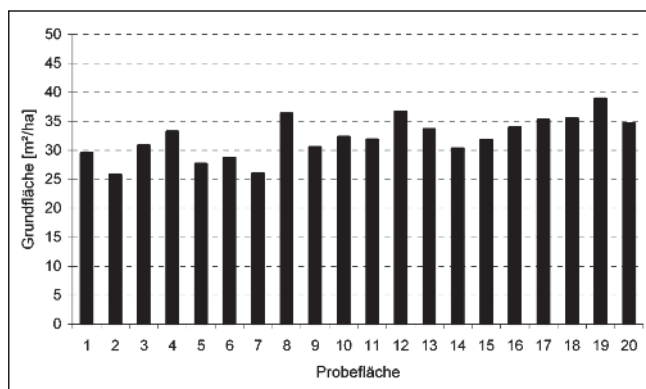


Abb. 5

Grundfläche aller Bäume mit ≥ 7 cm BHD auf 20 Probeflächen in Kyjov (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu.)

Basal area of trees with dbh ≥ 7 cm on 20 sample plots in Kyjov. (Structural complexity increases with plot number.)

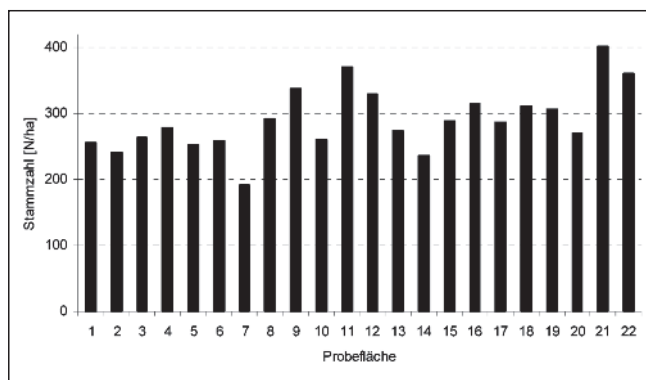


Abb. 6

Stammzahl aller Bäume mit ≥ 7 cm BHD auf 22 Probeflächen in Havešová. (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu.)

Number of trees with dbh ≥ 7 cm on 22 sample plots in Havešová [N/ha]. (Structural complexity increases with plot number.)

die Werte zwischen 25 und 40 m² ha⁻¹ (Abb. 5). Der Durchschnitt betrug 32 m² ha⁻¹.

Ein Zusammenhang zwischen der Grundfläche und dem strukturellen Komplexitätsindex von ZENNER und HIBBS (2000) stellte sich in Havešová nicht heraus. In Kyjov wurden auf heterogener aufgebauten Flächen etwas größere Grundflächen festgestellt (siehe Abb. 5). Der Index schwankte auf den Probeflächen in Havešová von 3,06 bis 4,96 und in Kyjov von 1,98 bis 2,83.

Die Anzahl der Bäume betrug auf den einzelnen Probeflächen in Havešová zwischen 200 und 400 Stück pro ha (Abb. 6) und in Kyjov zwischen 250 und 400 Stück pro ha (Abb. 7). Durchschnittlich standen in Havešová 290 Bäume und in Kyjov 320 Bäume auf einem Hektar.

3.2.4 Durchmesserverteilung

In Abbildung 8 und 9 ist die Durchmesserverteilung dargestellt. Dafür wurden die Durchmesserverteilungen der einzelnen Stichprobenflächen zusammengefasst. In beiden Reservaten nahm die Stammzahl mit zunehmendem Durchmesser ständig ab. In Kyjov traten jedoch Bäume mit 7 bis 11 cm BHD seltener auf, während Bäume mit 12–20 cm BHD häufiger vorkamen.

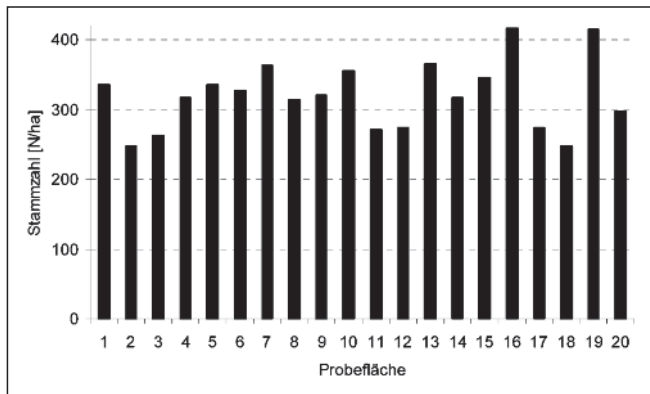


Abb. 7

Stammzahl aller Bäume mit ≥ 7 cm BHD auf 20 Probeflächen in Kyjov. (Die strukturelle Komplexität nimmt mit der Probeflächennummer zu.)

Number of trees with dbh ≥ 7 cm on 20 sample plots in Kyjov [N/ha]. (Structural complexity increases with plot number.)

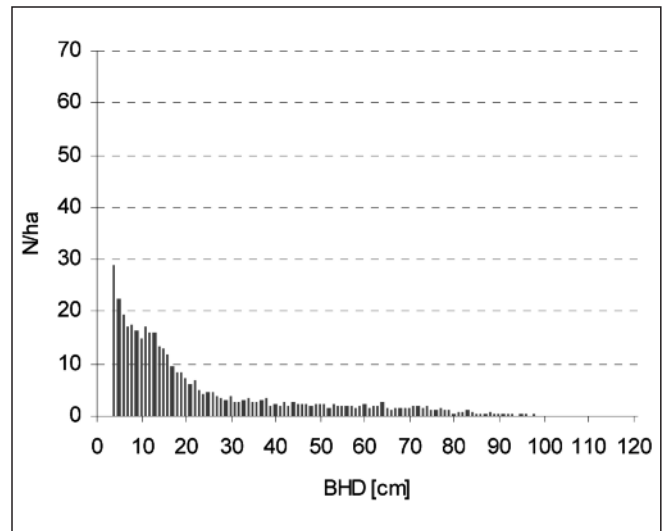


Abb. 9

Durchmesserverteilung in Kyjov (Klassenbreite 1 cm).
Diameter frequency distribution in Kyjov (class width 1 cm).

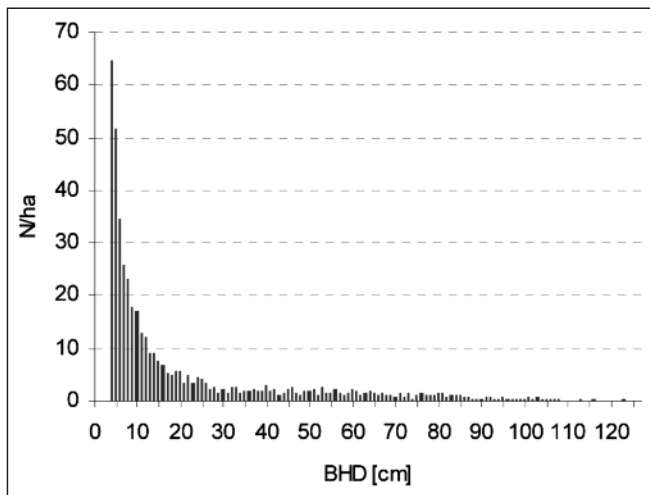


Abb. 8

Durchmesserverteilung in Havešová (Klassenbreite 1 cm).
Diameter frequency distribution in Havešová (class width 1 cm).

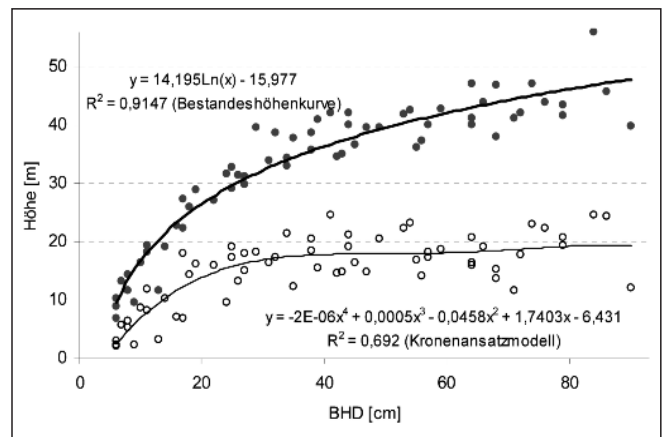


Abb. 10

Bestandeshöhenkurve (oben) und Kronenansatzmodell (unten) in Havešová.
Stand height curve and crown base heights in Havešová.

Der größte gemessene BHD betrug in Havešová 127 cm, der mittlere BHD 29,3 cm und der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (d_g) 38,8 cm. In Kyjov betrug der maximale BHD 121 cm, der mittlere BHD 27,6 cm und der d_g 35,4 cm.

3.2.5 Baumhöhen und Kronendimension

Die höchsten Bäume in Havešová erreichten knapp 50 m (Abb. 10). Eine extrem hohe Buche war 56 m hoch. Der Kronenansatz der Bäume der Oberschicht (ab 30 cm BHD) lag in 18 m Höhe. Die höchsten Bäume in Kyjov waren 35 m hoch (Abb. 11). Der Kronenansatz der Bäume der Oberschicht (ab 20 cm BHD) lag in 11 m Höhe.

Bäume der Oberschicht (nach der Einteilung nach LEIBUNDGUT, 1993) besaßen in Havešová eine durchschnittliche Kronenlänge von 18 m und in Kyjov von 17 m.

In Havešová betrug der Schlankheitsgrad (= Höhe/BHD) 139 für Bäume der Unter- u. Mittelschicht und 67 für Bäume der Oberschicht. In Kyjov besaßen die Bäume der Unter- u. Mittelschicht einen Schlankheitsgrad von 103 und die Bäume der oberen Bestandesschicht einen Wert von 60.

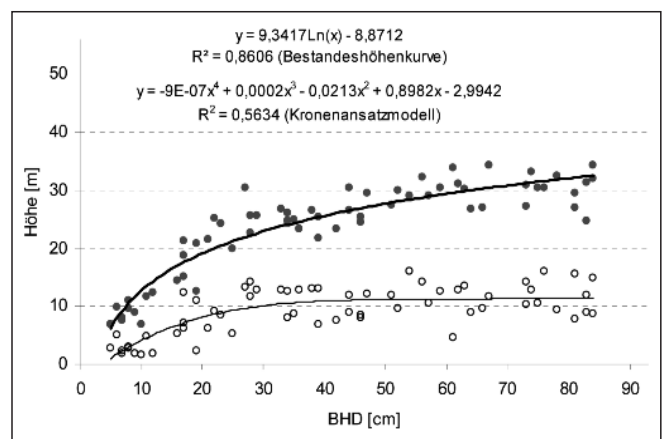


Abb. 11

Bestandeshöhenkurve (oben) und Kronenansatzmodell (unten) in Kyjov.
Stand height curve and crown base heights in Kyjov.

In beiden Beständen wurde ein sehr ähnlicher Zusammenhang zwischen dem BHD und dem mittleren Kronenradius der Bäume festgestellt. 80 cm starke Bäume besaßen einen mittleren Kronenradius von 8 m, was einer Kronenschirmfläche von 200 m² entspricht (bei angenommener Kreisform). Bäume mit 40 cm BHD besaßen im Durchschnitt eine Krone mit 5 m Radius, was einer Fläche von 80 m² entspricht.

4. DISKUSSION

4.1 Methodik

Die Aufnahme erfolgte in den Reservaten auf 20 bzw. 22 systematisch verteilten Probeflächen. Im Unterschied zur Aufnahme einer zusammenhängenden Fläche (Kernfläche) konnten so statistische Streuungsparameter ermittelt und Regressionsanalysen durchgeführt werden. Dadurch ließen sich unter anderem die Volumenangaben in *Tabelle 12* von KORPEL' (1995) für beide Reservate überprüfen, die auf drei bzw. vier 0,5 ha großen Flächen erhoben wurden. Diese Flächen sind repräsentativ nach unterschiedlichen Waldentwicklungsstadien ausgewählt worden. Wie die Untersuchungen zur Waldtextur von NEUMANN (1978), TABAKU (1999) und DRÖSSLER und MEYER (2006) zeigen, kommen die einzelnen Entwicklungsphasen zu unterschiedlichen Anteilen auf der Fläche vor. KORPEL' (1995) nennt gutachterlich für Kyjov einen Anteil des Zerfallsstadiums von 45–50% und des Optimalstadiums von etwa 20%. Für Havešová nennt er einen Anteil des Stadiums des Heranwachsens von 50–55%, des Optimalstadiums von 20–25% und des Zerfallsstadiums von 25–30%. Die Untersuchungen unterscheiden sich zum Teil beträchtlich im Anteil der jungen Phasen bzw. Stadien. Die genannten Autoren benutzen unterschiedliche Definitionen, zusätzlich treten generell Schwierigkeiten bei der Unterscheidung

der Phasen im Wald auf. In allen Untersuchungen nehmen die einzelnen Phasen aber unterschiedliche Flächenanteile ein, so dass man von einem Mittelwert für alle Phasen nicht auf den Bestandesmittelwert schließen kann.

Durch systematische Stichproben wurde die Gefahr der Verzerrung im Vergleich zu einer als repräsentativ eingeschätzten Kernfläche verringert. Eine Vollaufnahme war zu arbeitsaufwendig.

In beiden Urwaldreservaten wurden bereits andere Untersuchungen durchgeführt. Sie betreffen Lücken im Kronendach (DRÖSSLER und LÜPKE, 2005) und Waldentwicklungsphasen (DRÖSSLER und MEYER, 2006). Die letztgenannte Untersuchung stellt unter anderem die Holz- und Totholzvorräte in Abhängigkeit von den Waldentwicklungsphasen dar.

4.2 Standort

4.2.1 Boden, Krautvegetation und Verjüngung

Insgesamt bietet der Standort in Havešová sehr gute und in Kyjov gute Wachstumsbedingungen für die Buchen. Bezüglich der Wasser- und Nährstoffversorgung tritt keine Mangelsituation auf.

Die Böden der slowakischen Reservate unterscheiden sich unter anderem im Ausgangssubstrat mit Flysch und Andesit von den anschließend diskutierten albanischen Buchenurwäldern mit Gabbro und Serpentin und deutschen Beständen mit Muschelkalk (Bleicherode, Göttinger Wald) oder Buntsandstein (Limker Strang, Solling). Erstere sind durch höhere Kalium- und Natriumvorräte und geringere Magnesiumvorräte gekennzeichnet. Für den Vergleich mit deutschen Wirtschaftswäldern werden die Bewertungsmaßstäbe der bundesweiten Bodenzustandserhebung (WOLFF und RIEK, 1997) herangezogen (siehe *Tab. 13*). Dafür war eine Umrech-

Tab. 12

Baumzahl, Grundfläche, Holz- und Totholzvorrat auf den Versuchsflächen von KORPEL' (1995) in Havešová und Kyjov.

Tree number, basal area, standing timber volume and deadwood volume on the study plots of KORPEL' (1995) in Havešová and Kyjov.

Reservat	Jahr der Aufnahme	Dauer-versuchs-fläche	Anzahl der Bäume/ha	Grundfläche [m ² /ha]	Vorrat des leb. Bestands [m ³ /ha]	Totholzvorrat [m ³ /ha]
Havešová	1989	1	222	32,4	655	81-201
				(fortgeschrittene Phase des Heranwachsens)		
Havešová	1989	2	236	32,5	687	81-201
				(Optimalstadium)		
Havešová	1989	3	214	35,6	773	81-201
				(fortgeschrittene Phase des Zerfallsstadiums)		
Kyjov	1963	1	384	29,0	405	k.A.
				(fortgeschrittene Phase des Zerfallsstadiums)		
Kyjov	1963	2	644	35,4	447	k.A.
				(zwischen Heranwachsen und Optimalstadium)		
Kyjov	1963	3	398	32,3	478	k.A.
				(zwischen Zerfallsstadium und Heranwachsen)		
Kyjov	1963	4	398	38,5	525	k.A.
				(fortgeschrittene Phase des Zerfallsstadiums)		
Kyjov	1983	1	360	34,0	455	64
				(fortgeschrittene Phase des Zerfallsstadiums)		
Kyjov	1983	2	382	33,7	456	66
				(zwischen Heranwachsen und Optimalstadium)		
Kyjov	1983	3	350	34,8	512	63
				(zwischen Zerfallsstadium und Heranwachsen)		
Kyjov	1983	4	272	38,3	546	66
				(fortgeschrittene Phase des Zerfallsstadiums)		

Tab. 13

Elementvorräte [kg/ha] in 0–30 cm Tiefe des Mineralbodens mit einer Bewertung entsprechend WOLFF u. RIEK (1997). Wenn keine Bewertung vorgenommen wurde, sind Median und Extremwerte aus allen Proben der Bodenzustandserhebung angegeben.

Storage of elements [kg/ha] in 0–30 cm depth of mineral soil with an evaluation of nutrients according to WOLFF & RIEK (1997). In case of lacking evaluation, median and extreme values of all samples in WOLFF & RIEK (1997) are given.

Element	Havešová [kg/ha]	Bewertung	Kyjov [kg/ha]	Bewertung
C	65416	gering	212184	hoch
N	7579	mittel	19932	hoch
P (pflanzenverfügbar)	13	hoch*	14	hoch*
Ca	3750	mittel/hoch	2306	mittel/hoch
K	974	mittel/hoch	1070	mittel/hoch
Mg	313	mittel	180	mäßig
Na	96	k. A.	75	k. A.
Fe	7	Min. 1, Median 402, Max. 13162	3	
Mn	175	Min. 1, Median 118, Max. 3534	56	
Al	1996	Min. 10, Median 1420, Max. 29160	2794	
H	2	Min. 0, Median 7, Max. 106	2	
C/N	9,1:1	eng*	10,5:1	eng*
AKe	5,5 cmol/kg	mittel**	5,6 cmol/kg	mittel**
Basensättigung	61%	mäßig hoch	47%	mittel

* Bewertung des P-Gehaltes und C/N-Verhältnisses im Vergleich zu Buchenwäldern von Schmidt (1970).

** Bewertung der AKe im Vergleich zu Buchenwäldern von Tabaku (1999).

nung der Daten aus *Tabelle 4* und *5* in die Einheit kg ha⁻¹ bis 30 cm Mineralbodentiefe notwendig. Die Bodendichte betrug in Havešová 1,3 g cm⁻³ und in Kyjov 1,2 g cm⁻³ (PICHLEK et al., 2005).

Der Kohlenstoffanteil im Mineralboden in Havešová entspricht dem Rahmen, der in bewirtschafteten Buchenbeständen zwischen 57 und 122 t/ha liegt (MUND, 2004; SCHÖNING, 2003). In Kyjov werden diese Werte erheblich überschritten. Die einzelnen Profile zeigen jedoch einen typischen, nach unten abnehmenden Gradienten des Kohlenstoffgehalts ohne Ausreißer. Ähnlich hohe Werte stellte TABAKU (1999) im Urwaldreservat Rajca fest: 9,0% in 0–10 cm Tiefe und 3,2% in 20–30 cm Tiefe. Die hohen Anteile in Kyjov und Rajca sprechen für eine Kohlenstoffakkumulation im Boden von Urwäldern, der Anteil in Havešová demonstriert jedoch das Gegenteil. Möglicherweise ist die Akkumulation gerade in Urwäldern besonders abhängig vom Bodentyp und anderen Merkmalen, deren großer Einfluss auf die C-Speicherung im Boden von Wirtschaftswäldern bereits festgestellt und für eine große Variation verantwortlich gemacht wurde (BRUMME et al., 2006). Zuverlässigere Aussagen setzen allerdings weitere Untersuchungen voraus.

Der Stickstoffanteil ist in Kyjov zwei- bis dreimal höher als in den anderen Reservaten. Im Vergleich zu albanischen Buchenurwäldern (TABAKU, 1999) ist das C/N-Verhältnis in den slowakischen Reservaten nur halb so groß. SCHMIDT (1970) stellte im humosen Oberboden von 20 Braunerde-Buchenwäldern ein C/N-Verhältnis von 14 fest. Das besonders enge Verhältnis von 10 der slowakischen Reservate weist auf eine schnellere Zersetzung des Kohlenstoffs hin. Die hohen C- und N-Anteile in Kyjov würden eine C- und N-Akkumulation unter den ungestörten Bodenverhältnissen eines Urwaldes vermuten lassen. Die niedrigen Anteile in Havešová widersprechen dieser Vermutung.

Die Magnesium- und Kalziumversorgung war in Kyjov etwas schlechter als in Havešová. Es wurde aber in keinem Reservat ein Mangel an einem Nährelement festgestellt. Die Basensättigung lag im mittleren Bereich. Der geringe Anteil austauschbarer H- und Fe-Ionen an der effektiven Austauschkapazität (rd. 1%) lässt auf eine hohe Elastizität gegenüber Säurebelastung schließen.

Beide Untersuchungsbestände sind mit ihrer guten Nährstoffversorgung zwischen den Kalk-Buchenwäldern und bodensauren Buchenwäldern einzuordnen. Geht man entsprechend der Korngrößenfraktionen (*Tabelle 2*) von tonhaltigen Lehm Böden, einer mittlerer Lagerungsdichte (PICHLEK et al., 2005) und jährlichen Niederschlägen um 750 mm in beiden Reservaten aus, kann man unter Berücksichtigung der Hanglage von sehr frischen Standorten ausgehen, die keine Probleme mit der Wasserversorgung haben (AK Standortkartierung, 1996). Zusätzlich kann man in den ungestörten Beständen von einer intensiveren Durchwurzelung ausgehen, welche eine gute Wasserversorgung gewährleistet.

Zusätzlich zu unserer Arbeit untersuchte JALOVIAK (2005) in Havešová an den gleichen Bodenprobepunkten die Feinwurzelmasse (Oberboden bis 40 cm). Die Proben wurden im Juli 2004 entnommen. Er ermittelte 4,5 t ha⁻¹ lebende Feinwurzeln und 2 t ha⁻¹ abgestorbene Feinwurzeln. Diese Werte lagen auch im Göttinger Wald vor (HERTEL, 1999), allerdings mit einer kleineren Masse abgestorbener Feinwurzeln.

Von der Artenzusammensetzung der Krautvegetation ähneln die slowakischen Bestände den Waldmeister-Buchenwäldern in Deutschland. Auf einer Aufnahme fläche in Havešová ist eine Tendenz zum *Carici pilosae-Fagetum* erkennbar. Die vorgefundenen Arten *Dentaria bulbifera*, *Paris quadrifolia* und *Polygonatum verticillatum* werden von MÜLLER (1989) und DIERSCHKE (1989) als Trennarten für montane Höhenformen des Galio- und Hordelymo-Fagetum angesehen.

In *Tabelle 14* wurden Durchschnittswerte aus den ökologischen Ansprüchen der Arten bezüglich Licht, Temperatur, Kontinentalität, Wasserhaushalt, Bodenreaktion und Stickstoffversorgung berechnet. Schattenpflanzen dominieren. In Kyjov kamen Halbschattenpflanzen hinzu, die meist auf feuchte Stellen begrenzt blieben. In Havešová zeigen die Arten mäßige Wärme und ein subozeanisches Klima an, in Kyjov kommen zusätzlich Kühlezeiger vor. In beiden Reservaten handelt es sich um typische Arten für einen frischen Standort, die bessere Moder-Humusformen anzeigen. Die Böden sind zwischen stickstoffreich und mäßig stickstoffreich ein-

Tab. 14

Durchschnittliche Zeigerwerte der vorgefundenen Pflanzenarten nach ELLENBERG (2001) und ZOLYOMI (1966).

Ecological indicator values for light, temperature, continentality, humidity, nutrients and nitrogen according to ELLENBERG (2001) and ZOLYOMI (1966). Mean values calculated from all plant species found in the reserve.

	L	T	K	WHS	F	HUF	R	N
Havešová	3,2	4,9	3,9	II	5,5	3	5,2	6,0
Kyjov	4,1	4,3	3,8	II-III	5,6	3,2	5,4	5,8

zustufen. Reaktionszahlen um 5 weisen auf einen mäßig sauren pH-Bereich hin, was mit den Messungen übereinstimmt (Tab. 4).

Die Verjüngung lief in beiden Reservaten zahlreich auf. In Kyjov produzierte der Bestand ein Jahr vor der Aufnahme eine Buchenmast, welche einen besonders hohen Buchenanteil in der kleinsten Höhenklasse verursachte. Der relative Anteil der Pflanzen von 0,5 bis 3 m Höhe war im Vergleich zu albanischen Urwäldern kleiner (TABAKU, 1999). Die Verjüngung war in allen Urwaldreservaten nahezu flächig vorhanden, wie der hohe Anteil besetzter Probe- kreise von rd. 90 % zeigt.

Als Grund für die schnelle Abnahme der Zahl der Nebenbaumarten bis 1 m Höhe kann Wildeinfluss ausgeschlossen werden, da nur eine sehr geringe Verbissbelastung festgestellt wurde. Das geringe Strahlungsangebot kann dagegen eine große Rolle spielen. In den größeren Höhenklassen ist das Auftreten der Nebenbaumarten zu gering, um Aussagen zur Konkurrenz mit Buchen treffen oder Zusammenhänge mit dem Lichtangebot erkennen zu können.

Die Lichtverhältnisse am Boden unterschieden sich von denen in albanischen Buchen-Urwäldern. Dort schwankten die Werte von 4,3 bis 6,7 % (TABAKU, 1999). DIACI und THORMANN (2002) ermittelten in einem slowenischen Buchennaturwald mit vereinzelt Nadel- und Edellaubbäumen einen Diffuse-Site-Factor von durchschnittlich 4,7 %. Das Lichtangebot in Kyjov war daher im Vergleich mit anderen Buchenurwäldern relativ groß. Es entsprach dem Durchschnittswert, der von TABAKU (1999) im Buchenplenterwald Bleicherode in Thüringen festgestellt wurde. Der Diffuse-Site-Factor in Havešová ähnelte mit 2,5 % dem Durchschnittswert von 2 % im Naturwaldreservat Limker Strang, das sich in der mittleren und späten Optimalphase befand (TABAKU, 1999). Im Vergleich mit anderen Urwaldreservaten waren die Lichtverhältnisse in Havešová also relativ niedrig.

Das geringe Lichtangebot in Havešová lässt sich zum Teil durch die sehr hohen Bäume erklären. Das erhöhte Lichtangebot in Kyjov lässt auf stärkere Störungen schließen. Eine Ausscheidung von Waldentwicklungsphasen durch DRÖSSLER und MEYER (2006) ergab dementsprechend einen höheren Anteil der Lücken- und Verjüngungsphase im Vergleich zu anderen Buchen-Urwaldreservaten.

4.2.2 Die Vergleichbarkeit mit Buchenbeständen in Deutschland

Um aus Urwäldern Rückschlüsse für bewirtschaftete Wälder (Vorratshaltung, Störungsregime etc.) ziehen zu können, muss man klimatische, standörtliche und pflanzenspezifische Unterschiede einschätzen können. Eine vollständige Übereinstimmung mit mitteleuropäischen Verhältnissen ist sicher nicht gegeben, die herangezogenen ökologischen Kriterien lassen aber insgesamt auf eine gute Vergleichbarkeit schließen:

So ähnelt die Artenzusammensetzung in der Krautschicht der untersuchten Reservate den Buchenwaldgesellschaften des Galio odorati-Fagenions in Deutschland. In Havešová konnten elf Arten bestimmt werden, die auch durch eine Aufnahme im Habichtswald bei Kassel von HAKES (1991, zit. nach ELLENBERG, 1996) beschrie-

ben werden. Insgesamt ergab sich im Habichtswald eine mittlere Feuchtezahl von 5,3 im Vergleich zu 5,5 in Havešová und 5,6 in Kyjov. Die Stickstoffzahl betrug 5,9 (in Hav. 6,0 u. in Kyj. 5,8), die Lichtzahl 3,6 (in Hav. 3,2 u. in Kyj. 4,1), die Temperaturzahl 5,1 (in Hav. 4,9 u. in Kyj. 4,3) und die Kontinentalitätszahl 3,5 (in Hav. 3,9 u. Kyj. 3,8).

Die Buche selber besitzt eine weite Standortamplitude, wie auch das Ökogramm aus LEUSCHNER (1998) zeigt: Die pH-Werte im Boden können 3 bis über 7 betragen und spielen keine entscheidende Rolle. Die Humusform (Rohhumus bis Mull) und das Nährstoffangebot begrenzen die Buche in ihrem Vorkommen ebenfalls nicht (LEUSCHNER et al., 1993). Ihr Wuchsoptimum findet sie auf „tiefgründigen, nachhaltig frischen, basenreichen, gut durchlüfteten und drainierten Braunerden“ (MAYER, 1984; zit. aus CZAJKOWSKI et al., 2006). Anders als der Standort besitzt das Klima einen großen Einfluss auf das Vorkommen der Buche: Lange, strenge Winter und Sommertrockenheit begrenzen ihre Verbreitung im Osten (TARASIUK, 1999). DE CANDOLLE (1855) und WILLKOMM (1887, beide zit. aus CZAJKOWSKI et al., 2006) heben die Bedeutung der durchschnittlichen Wintertemperatur über -6°C und der Niederschlagsmenge in der Vegetationsperiode hervor. ELLENBERG (1996) betont dagegen das Verhältnis von mittlerer Julitemperatur zum Jahresniederschlag. Niederschläge über 450 mm in der Vegetationsperiode und ein Jahresniederschlag von 700–800 mm stellen keinen Limitierungsfaktor dar. In Uzhgorod (25 km Luftlinie von den Reservaten entfernt, auf 118 m ü. NN) beträgt die durchschnittliche Temperatur im Januar -3°C und im Juli 20°C (MÜHR, 2002). Im Frühjahr sind Spätfröste die größte Gefahr für Keimlinge und Blüten (RÖHRIG et al., 2006). Spätfrostschäden konnten aber in beiden Reservaten nicht entdeckt werden. Der frühere Blattaustrieb der Buchen aus Havešová im Vergleich zu Buchen aus dem Solling kann sogar als eine Anpassung an eine geringe Spätfrostgefahr interpretiert werden. In einem Vergleich der Frostresistenz von Buchen entlang eines Nord-Süd-Gradienten beschreiben VIŠNJIĆ und DOHRENBUSCH (2002) eine rumänische Herkunft, die im Vergleich zu einer Herkunft aus dem Solling 11 Tage früher austrieb.

Insgesamt erreichen die Buchen in beiden Reservaten große Höhen und zeigen eine große Konkurrenzskraft gegenüber anderen Baumarten. Deshalb kann man davon ausgehen, dass das im Vergleich zu Deutschland kontinentaler geprägte subozeanische Klima keine großen Unterschiede im Bestandesaufbau im Vergleich zu Buchenwäldern in Deutschland hervorruft. Diese Annahme wird auch dadurch gestützt, dass Buchenurwälder auf noch unterschiedlicheren Standorten, z. B. in Albanien (TABAKU, 1999; TABAKU und MEYER, 1999) oder Slowenien (ZEIBIG et al., 2005), sehr ähnliche Bestockungsverhältnisse (siehe Abschnitt 4.3) und Lückenmuster (DRÖSSLER und LÜPKE, 2005) aufweisen.

Die genetischen Untersuchungen geben ebenfalls Hinweise darauf, dass die slowakischen Buchenbestände in einem Rahmen liegen, der die Vergleichbarkeit mit deutschen Buchenbeständen erlaubt (KONNERT et al., 2000).

4.3 Bestandesstruktur

4.3.1 Holzvorrat

Tabelle 15 stellt die Holzvorräte der vorgestellten Reservate im Vergleich mit anderen Untersuchungen in Buchen-Urwaldreservaten dar. Wie in Tabelle 12 dargestellt, ermittelte KORPEL' (1995) in Kyjov auf vier 0,5 ha großen Flächen einen Holzvorrat von 405 bis $546\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ und in Havešová auf drei 0,5 ha großen Flächen zwischen 655 und $773\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$. In diesem Rahmen liegen auch die Vorräte in unserer Untersuchung. Ähnliche Vorräte ergaben sich in den benachbarten Reservaten Rožok mit $740\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ (KORPEL', 1995) und in Stužica von $612\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ SANIGA und SCHÜTZ (2002). Von den drei von TABAKU (1999) aufgenommenen albanischen

Tab. 15

Holzvorrat, Totholzvorrat und Grundfläche [Angaben je ha] von Buchen-Urwaldreservaten, die bis jetzt publiziert wurden.
Standing timber volume, deadwood volume and basal area [values per ha] of published investigations in virgin beech forests.

Reservat	Land	Quelle	Größe der Aufnahme­fläche	Holz­vorrat	Totholz­vorrat	Grund­fläche
Havešová	Slowakei	Text	22 x 0,39 ha	716 m ³	128 m ³	35 m ²
Havešová	Slowakei	Korpeľ 1995	3 x 0,5 ha	655-773 m ³	81-201 m ³	32-36 m ²
Kyjev	Slowakei	Text	20 x 0,39 ha	451 m ³	110 m ³	32 m ²
Kyjev	Slowakei	Korpeľ 1995	4 x 0,5 ha	405-546 m ³	63-66 m ³	29-35 m ²
Rožok	Slowakei	Korpeľ 1995	3 x 0,5 ha	577-794 m ³	32-297 m ³	32,6-44,3 m ²
Stužica	Slowakei	Korpeľ 1995	3 x 0,5 ha	520-628 m ³	71-149 m ³	-
Puka	Albanien	Tabaku 1999	3,625 ha	781 m ³	32 m ³	45,6 m ²
Mirdita	Albanien	Tabaku 1999	5 ha	559 m ³	40 m ³	37,2 m ²
Rajca	Albanien	Tabaku 1999	6 ha	807 m ³	86 m ³	43,4 m ²
im Uholka-Massiv	Ukraine	Tsuryk 1980	2 x 1 ha	588 u. 678 m ³	-	40,2 u. 47,1 m ²
im Uholka-Massiv	Ukraine	Commarmot 2005	10 ha	770 m ³	111 m ³	38,5 m ²
Uholka u. Bereznyky	Ukraine	Chernavskyy 2005	21 x 0,5-1 ha	463 m ³	79 m ³	35,9 m ²

Urwaldreservaten wies der Bestand Mirdita den geringsten Holzvorrat mit 559 m³ ha⁻¹ auf. Die anderen Bestände erreichten etwa 800 m³ ha⁻¹. Die maximalen Baumhöhen in Mirdita entsprachen denen in Kyjev. Die höchsten Bäume in den anderen beiden albanischen Reservaten waren etwa 40 m hoch (TABAKU, 1999). COMMARMOT et al. (2005) ermittelten für den Urwald Uholka in der Ukraine einen Vorrat von durchschnittlich 770 m³ ha⁻¹, der auf 0,25 ha großen Unterflächen von 421 bis 1042 m³ ha⁻¹ variierte. CHERNYAVSKYY (2005) stellte in diesen Urwäldern Vorräte je nach Entwicklungsphase von 435 und 540 m³ ha⁻¹ fest. TSURYK (1980) gibt für zwei Versuchsflächen 588 und 678 m³ ha⁻¹ an. Insgesamt führen die genannten Untersuchungen zu dem Schluss, dass man je nach Wüchsigkeit im Buchenurwald von durchschnittlich 450 m³ ha⁻¹ (30 m Oberhöhe) bis 800 m³ ha⁻¹ (etwa 40 m Oberhöhe) ausgehen kann.

Eine regressionsanalytische Auswertung der Holz- und Totholz­vorräte in *Tabelle 15* wurde aufgrund der geringen Zahl und unterschiedlicher Aufnahmeflächen nicht durchgeführt.

KORPEL' (1995) und CHERNYAVSKYY (2005) legten in ihren Untersuchungen die Versuchsflächen repräsentativ für bestimmte Waldentwicklungsphasen an, wodurch der tatsächliche Mittelwert für den gesamten Bestand verzerrt werden kann. Unter der Annahme, dass sich die Reserven in einem Gleichgewichtszustand bezüglich der Waldentwicklung befinden (30 ha Mindestgröße nennt KORPEL', 1995), kann man die vorgefundene räumliche Variation auf den Stichprobenflächen in Havešová und Kyjev bis zu einem gewissen Grad auch als zeitliche Variation interpretieren.

Havešová erreicht einen Holzvorrat, wie er auch in den Tannen-Buchen-Urwaldreservaten Čorkova Uvala in Kroatien (Neumann 1979) oder Peručica in Bosnien (LEIBUNDGUT, 1993) stockt. Im Tannen-Buchen-Urwald Dobroč in der Slowakei schwankt der Vorrat auf 0,5 ha großen Flächen zwischen 550 und 1120 m³ ha⁻¹ (SANIGA, 1999). Der durchschnittliche Holzvorrat im Tannen-Buchen-Urwaldreservat Rothwald in Österreich (NEUMANN, 1979) entsprach dagegen dem Vorrat in Kyjev. Holzvorräte über 1000 m³ ha⁻¹ werden in den untersuchten Buchen-Urwaldreservaten nur auf kleiner Teilfläche und auch nicht in jedem Reservat erreicht.

Das Modell zur Simulation natürlicher Strukturen im Buchenwald von NEUERT (1999) sollte deshalb an größere Holz­vorräte angepasst werden. Seine Schätzung des Flächenanteils verschiedener Waldentwicklungsphasen und des mittleren Holz­vorrats

je Phase führt zu einem durchschnittlichen Bestandesvolumen von nur 360 m³ ha⁻¹.

4.3.2 Totholz­vorrat

Der durchschnittliche Totholz­vorrat in Havešová und Kyjev war größer als in albanischen Buchen-Urwaldreservaten, deren Vorräte im Mittel zwischen 31 und 86 m³ ha⁻¹ lagen (TABAKU, 1999). Nach SANIGA und SCHÜTZ (2002) schwankten in den slowakischen Buchen-Urwaldreservaten Havešová, Rožok und Stužica die Vorräte auf 0,5 ha großen Flächen zwischen 25 und 300 m³ ha⁻¹. Der Durchschnitt beträgt rd. 130 m³ ha⁻¹. Diese Werte stimmen mit den Ergebnissen unserer Untersuchung gut überein. Lediglich die Maximalwerte wurden nur auf kleinerer Fläche erreicht. KORPEL' (1995) ermittelte in Kyjev im Jahr 1983 einen Totholz­vorrat von 65 m³ ha⁻¹. Neben methodischen Unterschieden bei der Flächen­auswahl gibt die Differenz zu unseren Ergebnissen auch Hinweise auf verstärkte Störungen in den letzten 20 Jahren. CHERNYAVSKYY (2005) gibt für einen Urwald in der Ukraine einen über mehrere Phasen gemittelten Vorrat von 75 m³ ha⁻¹ an. Als Fazit lässt sich für das mittlere Totholz­volumen eine große Streuung zwischen den Beständen festhalten, das je nach Wüchsigkeit und natürlichen Störungseinflüssen im Durchschnitt 30 bis 130 m³ ha⁻¹ betragen kann. Die große Streuung wird durch unterschiedliche Standorte mit unterschiedlichem Bestandesvolumen und zum Teil durch unterschiedlich starke Störungen bzw. unterschiedliche Waldentwicklungsphasen verursacht. Im Durchschnitt lag der Anteil des Totholzes am Gesamtholz­vorrat etwas über 10%, ein Anteil über 20% wurde in keinem der untersuchten Urwaldreservate erreicht. MÜLLER (2005) schlägt 40 m³ starkes Totholz pro Hektar als Richtwert im Wirtschaftswald vor, ausgehend von einem signifikanten Anstieg der Artenzahl xylobionter Käfer an stehendem Totholz ab dieser Menge. AMMER (1991) schlug 15–30 m³ ha⁻¹ Totholz vor. Diese Forderungen würden ungefähr 20–50% des Totholz­vorrats in Buchen-Urwäldern entsprechen. Zahlreiche Diskussionspunkte zu diesem Thema spricht RICHTER (2000) an und verweist auf 9 bis 21 m³ ha⁻¹ als Empfehlung von KORPEL' (1995) für Wirtschaftswälder. Ein von der Bedeutung für xylobionte Käfer abgeleitetes Verhältnis von 1:1 an liegendem und stehendem Totholz von AMMER (1991) stimmt nicht mit dem vorgefundenen Verhältnis in den slowakischen Buchenurwäldern überein. Der Anteil an liegendem Totholz war drei- bis viermal höher. Auf Grund der Abhängigkeit des Totholz­volumens von der Bestandesoberhöhe in Urwäldern sollten Richtwerte für den Totholz­anteil in bewirtschafteten Wäldern die Höhenwuchsleistung berücksichtigen.

4.3.3 Bestandesdichte

Die Unterschiede im Derbholzvorrat zwischen den beiden untersuchten Reservaten sind in erster Linie auf unterschiedliche Baumhöhen bzw. den Standort zurückzuführen. Ein Vergleich der Grundfläche führte zu keinen deutlichen Unterschieden zwischen den Reservaten. KORPEL' (1995) ermittelte auf 0,5 ha großen Flächen in beiden Reservaten Grundflächen, die zwischen 29 und 36 m³ ha⁻¹ schwankten. TABAKU (1999) ermittelte in den drei albanischen Buchen-Urwaldreservaten Grundflächen von 37 bis 46 m³ ha⁻¹. Die zwei wüchsigeren Reservate in Albanien besitzen Grundflächen, die auch in Tannen-Buchen-Urwäldern (NEUMANN, 1979) erreicht werden. In den untersuchten Reservaten in der Slowakei werden diese Werte nur in Ausnahmefällen auf den 0,4 ha großen Probeflächen erreicht. COMMARMOT et al. (2005) ermittelten auf 0,25 ha großen Unterflächen Grundflächen von 25 bis 50 m³ ha⁻¹, die im Durchschnitt 38,5 m³ ha⁻¹ betragen. Je nach Standort kann man dementsprechend in einem Buchenurwald mittlere Grundflächen von 30 bis rund 45 m³ ha⁻¹ annehmen.

Die slowakischen und zwei der albanischen Reservate ähneln sich in der Anzahl der Bäume pro Hektar (durchschnittlich 289 bis 331 Bäume, siehe TABAKU, 1999). Nur das albanische Reservat Rajca besitzt mit 391 Bäumen ha⁻¹ eine höhere Stammzahl, die in dem häufigeren Auftreten schwacher Bäume begründet ist. KORPEL' (1995) gibt für Havešová etwa 225 und für Kyjov ungefähr 350 Bäume ha⁻¹ an.

Die Ansprache der strukturellen Komplexität auf den einzelnen Probeflächen durch den Index von ZENNER und HIBBS (2000) zeigte nur einen geringen Einfluss auf Holzvorrat, Bestandesdichte oder Stammzahl. Während in Kyjov der Vorrat und die Grundfläche mit zunehmend heterogener Struktur etwas anstieg, war in Havešová keine Tendenz zu erkennen.

4.3.4 Durchmesser- und Höhenverteilung

Die Durchmesser- und Höhenverteilungen in Havešová und im albanischen Reservat Rajca wiesen einen ausgeprägten exponentiellen Verlauf auf. WESTPHAL et al. (2006) stellten unterschiedliche Durchmesser- und Höhenverteilungen in 9 Buchenurwäldern (einschließlich Havešová und Kyjov mit Daten aus dieser Untersuchung) fest. In Kyjov tritt eine vergleichsweise geringe Anzahl Bäume mit 7–11 cm BHD und eine große Anzahl mit 12–20 cm BHD auf. In unmittelbarer Umgebung des 53 ha großen Reservats wurden vor 2–3 Jahrzehnten Kahlschläge durchgeführt, die offensichtlich im Reservat zu flächigen Windwürfen geführt haben. Die Verjüngung dieser Windwurfflächen könnte heute den überwiegenden Teil der Bäume in der übermäßig stark besetzten 12–20 cm BHD Klasse bilden. Ein anderer Grund für ein verändertes Störungsregime könnte verstärkter Eisbruch im Gebiet von Kyjov nach dem Bau eines Stausees vor 30 Jahren sein, vom dem ortsansässige Förster berichten. Diese Überlegungen machen deutlich, dass bereits ein Reservat der Größe wie Kyjov durch anthropogene Tätigkeiten außerhalb des Reservats gestört werden kann.

Der maximale Durchmesser in Kyjov wurde dagegen nicht beeinflusst und liegt, wie in den anderen Reservaten auch, über 110 cm (nur für Mirdita in Albanien werden 99 cm berichtet, TABAKU, 1999).

4.3.5 Baumhöhen und Kronendimension

Die Baumhöhen für 80 cm starke Buchen schwankten in den betrachteten fünf slowakischen und albanischen Urwaldreservaten zwischen 33 und 47 m (TABAKU, 1999). Danach besitzt Havešová die beste Höhenbonität, während Kyjov und Mirdita die schlechtesten aufweisen. Der Kronenansatz der Bäume in der Oberschicht lag in Kyjov und den albanischen Reservaten in ungefähr 10–13 m Höhe. In Havešová liegt der Kronenansatz in 15–20 m Höhe. Der durchschnittliche Anteil der Kronenlänge an der Baumhöhe liegt in

der Oberschicht in den fünf betrachteten Reservaten bei 56 bis 61%. Der Schlankheitsgrad der Bäume betrug 60 bis 67. Die Kronenschirmfläche eines 60 cm starken Baumes nahm in allen Reservaten durchschnittlich 125 m² ein. Extrem ausladende Kronen überschränkten bis zu 300 m² (TABAKU, 1999).

5. ZUSAMMENFASSUNG

In zwei Buchen-Urwaldreservaten der montanen Stufe in der Ostslowakei (Havešová und Kyjov) wurden durch eine Stichprobeninventur insgesamt 16,4 ha Waldfläche voll aufgenommen. Das Reservat Havešová weist einen sehr guten und das Reservat Kyjov einen guten Höhenwuchs der Buchen auf. Die Buche bildete auf beiden Standorten Reinbestände. Das Wasser- und Nährstoffangebot, die Zusammensetzung der Krautvegetation und die im Reservat Havešová geprüfte genetische Ausstattung ließen keine großen Unterschiede im Vergleich mit deutschen Buchenwirtschaftswäldern erkennen.

Die Verjüngung setzte sich in beiden Reservaten trotz unterschiedlichen Lichtangebots von im Mittel 2,5% in Havešová und 9,4% in Kyjov (Diffuse Site Factor am Waldboden) aus jeweils rd. 70.000 Pfl. ha⁻¹ zusammen. Buchenpflanzen dominierten in der Verjüngung, Nebenbaumarten besaßen aber sehr große Anteile an Pflanzen < 0,5 m Höhe. Die Verjüngung war ohne erkennbaren Einfluss der unterschiedlichen Lichtverhältnisse in beiden Reservaten auf 90% der Fläche vorhanden.

In Havešová stockte ein durchschnittlicher Holzvorrat von 720 m³ ha⁻¹, in Kyjov von 450 m³ ha⁻¹. Kleinflächig schwankten die Werte zwischen 100 und 1000 m³ ha⁻¹. Das Totholzvolumen betrug 130 m³ ha⁻¹ bzw. 110 m³ ha⁻¹, was einem Fünftel des lebenden Vorrats entspricht. In beiden Reservaten standen ungefähr 300 Bäume mit mindestens 7 cm BHD auf einem Hektar. Sie bildeten eine Grundfläche von 35 m³ ha⁻¹ in Havešová und 32 m³ ha⁻¹ in Kyjov.

Die Bäume der Oberschicht besaßen einen Schlankheitsgrad von 60 bzw. 67. Die Kronenschirmfläche von Bäumen mit 60 cm BHD betrug rd. 125 m².

Zusammenhänge zwischen Bestandesdichte und Bestandesstruktur (ausgedrückt durch den Komplexitätsindex nach ZENNER und HIBBS, 2000) und zwischen Bestandesdichte und Stammqualität ließen sich nicht erkennen.

6. Summary

Title of the paper: *Stand structure, regeneration and site conditions in two virgin beech forest reserves in Slovakia.*

The study was conducted in the virgin beech forest reserves Havešová and Kyjov in eastern Slovakia. Both reserves are located in the montane region and represent pure beech stands with less than 1% other tree species. The Havešová reserve showed a very good height growth (max. tree height > 50 m) and the Kyjov reserve an intermediate height growth (max. tree height 34 m). The base rock in Havešová is flysch and in Kyjov andesit. Both reserves comprise cambisol soils.

An important aim of the study was to determine the amount of standing volume and deadwood volume in virgin beech forests. Therefore a systematic sample inventory was carried out on an area of together 16.4 ha. In Havešová 22 sample plots and in Kyjov 20 sample plots á 62.5 m x 62.5 m were established and trees with dbh ≥ 7 cm and deadwood with diameter ≥ 20 cm and length ≥ 2 m were measured.

In addition the water and nutrient supply and the composition of herb vegetation as well as genetic features were analysed to assess the comparability to other beech stands. In general these features

did not indicate large differences to managed beech stands in Germany. The genetic distance of seed from Havešová and seed from northwestern Germany amounted to 10% approximately. Seedlings from Slovakia started to unfold their leaves 3–4 days earlier than German seedlings. An important difference to western Europe is the more continental climate, which is characterized by 20 °C mean temperature in July and –3 °C in January. However, this amplitude of temperature is no limitation for the growth of beech. The annual precipitation (700–800 mm) and soil conditions (depth at least 1 m, with a high proportion of clay and silt) ensure a good water supply. A normal storage of nutrients was found. Only the carbon storage in Havešová and the magnesium storage in Kyjov was low compared to criteria of the forest soil inventory in Germany. However, no lack of elements was found. The ratio of carbon and nitrogen amounted to 10 and indicated a high decomposition rate.

Ecological indicators derived from the vegetation describe the temperature as cool to moderately warm and the humidity as fresh. The ecotype of both beech forests is the *Dentario glandulosae-Fagetum*.

In spite of different light conditions (2.5% respectively 9.4% diffuse site factor) in both reserves the density of forest regeneration amounted to 70.000 trees ha⁻¹. It was dominated by beech, only the seedling height class < 0.5 m containing a significant proportion of mixed tree species. In both reserves the regeneration occurred on 90% of the area independently from light conditions.

The first reserve had a mean standing volume of 720 m³ ha⁻¹. On the single 22 plots the volume amounted from 450 to 960 m³ ha⁻¹. The second reserve had a mean standing volume of 450 m³ ha⁻¹. It amounted from 350 to 550 m³ ha⁻¹ on the plots. On small patches of 2.500 m² the volume ranged from 100 to 1000 m³ ha⁻¹.

Deadwood was determined with 130 m³ ha⁻¹ respectively 110 m³ ha⁻¹ (approximately one fifth of live timber volume). In Havešová it amounted from 33 to 286 m³ ha⁻¹ and in Kyjov from 46 to 176 m³ ha⁻¹ on the sample plots.

300 trees ha⁻¹ were counted and comprised a basal area of 35 m³ ha⁻¹ in Havešová and 32 m³ ha⁻¹ in Kyjov. On the plots the tree number amounted from 200 to 400 trees ha⁻¹ and the basal area from 25 to 45 m³ ha⁻¹.

The ratio of height to dbh amounted to 60 and 67 for canopy trees. The crown cover of a tree with 60 cm dbh reached as an average 125 m². A relation between stand density and stand structure (described by the complexity index of ZENNER and HIBBS, 2000) or between stand density and stem quality could not be observed.

7. Résumé

Titre de l'article: *Structure des peuplements, régénération et facteurs de station dans deux réserves de forêts primaires de hêtre en Slovaquie.*

Dans deux réserves de forêts primaires de l'étage montagnard de l'est de la Slovaquie (Havešová et Kyjov) on a inventorié 16,4 ha de surface forestière avec une méthode par placettes-échantillons. La croissance en hauteur des hêtres est bonne dans la réserve de Kyjov, et très bonne dans celle de Havešová. Le hêtre constitue des peuplements purs sur les deux stations. Les disponibilités en eau et en éléments nutritifs, la composition de la strate herbacée et le patrimoine génétique testé dans la réserve de Havešová ne présentent pas de grandes différences avec les hêtraies productives allemandes. La régénération ressort globalement dans les deux réserves à environ 70000 plants à l'hectare bien que les conditions d'éclairement y soient différentes, en moyenne 2,5% à Havešová et 9,5% à Kyjov («Diffuse Site Factor» au niveau du sol forestier). Les semis de hêtre dominant dans la régénération. Les essences

accessoirs constituent une part très importante des plants dont la hauteur est inférieure à 0,5 m. La régénération était présente sur 90% de la surface, sans qu'il soit possible de déceler une influence des conditions différentes de lumière qui règnent dans les deux réserves.

A Havešová le volume sur pied moyen à l'hectare s'établit à 720 m³, à Kyjov à 450 m³. Pour de petites surfaces les volumes peuvent osciller entre 100 et 1000 m³ à l'hectare. Les volumes de bois mort ressortent respectivement à 130 m³ ha⁻¹ et 110 m³ ha⁻¹, ce qui correspond au cinquième du volume vivant. Dans les deux réserves se trouvent environ 300 arbres à l'hectare ayant un diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 7 cm. Ils représentent une surface terrière de 35 m³ ha⁻¹ à Havešová et de 32 m³ ha⁻¹ à Kyjov.

Les arbres de la strate supérieure ont un degré d'élancement de 60 et 57. La surface couverte par la couronne des arbres ayant atteint un diamètre à hauteur de poitrine de 60 cm est d'environ 125 m². Il n'a pas été possible d'établir des corrélations ni entre la densité et la structure des peuplements (celle-ci exprimée par l'indice de complexité selon ZENNER et HIBBS, 2000), ni entre la densité du peuplement et la qualité des fûts. J.M.

8. Literatur

- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforstung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl. **110**: 149–157.
- ASSMANN, E. (1961): Waldertragskunde. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien.
- BOHN, U., R. NEUHÄUSL, G. GOLLUB, C. HETTWER, Z. NEUHÄUSLOVA, H. SCHLÜTER und H. WEBER (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Teil 1: Erläuterungstext. Landwirtschaftsverlag, Münster. S. 321.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien, New York. 3. Auflage.
- BRUMME, R., M. EGENOLF, W. RIEK, C. AYDIN, J. BLOCK, H. LOHMANN, K. J. MEIWES, K. V. WILPERT und B. WOLFF: Soil organic carbon and nitrogen stocks and control in forest soils of Germany. In: BRUMME, R., KHANNA, P. K. (eds) (2006): Functioning and management of European beech ecosystems. Ecological Studies. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, (im Druck).
- CHERNYAVSKYY, M. (2005): The dynamics of virgin beech forests in the Ukrainian Carpathians. In: HAMOR, F. D. and COMMARMOT, B. (eds): Natural forests in the temperate zone of Europe – Values and utilisation. International conference in Mukachevo, Ukraine. October 13–17, 2003. Rakhiv, Carpathian biosphere Reserve; Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL.
- COMMARMOT, B., H. BACHOFEN, Y. BUNDZIAK, A. BÜRGI, B. RAMP, Y. SHPARYK, D. SUKHARIUK, R. VITER und A. ZINGG (2005): Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. For. Snow Landsc. Res. **79**: 45–56.
- CZAJKOWSKI, T. und A. BOLTE (2006): Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Trockenheit. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **177**: 30–40.
- CZAJKOWSKI, T., M. KÖHLING und A. BOLTE (2006): Zur Verbreitungsgrenze der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. Forstarchiv (in press).
- DE CANDOLLE, A. (1855): Geographie Botanique raisonnée. Paris et Genève.
- DIACI, J. und J.-J. THORMANN (2002): Ein Vergleich verschiedener Lichtmessmethoden in Buchennaturwäldern Sloweniens aus verjüngungsökologischer Sicht. Schweiz. Z. Forstwes. **153**: 39–50.
- DIERSCHKE, H. (1972): Zur Aufnahme und Darstellung phänologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. In: TÜXEN, R. (Ed.): Grundlagen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Berichte vom Int. Symp. IX in Rinteln 1970: 291–311.
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. Ber. D. Reinh. Tüxen-Ges. **1**, 107–148. Göttingen.
- DRÖSSLER, L. und B. V. LÜPKE (2005): Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. Journal of Forest Science **51**: 446–457.
- DRÖSSLER, L. und P. MEYER (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. Forstarchiv (in press).
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze Verlag, Göttingen.
- HAKES, W. (1991): Das Galio odorati-Fagenion im Habichtswald bei Kassel – Untersuchungen zur ökologischen Feingliederung. Tuexenia **11**: 381–406.
- HATTEMER, H. H., F. BERGMANN und M. ZIEHE (1993): Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.

- HERTEL, D. (1999): Das Feinwurzelsystem von Rein- und Mischbeständen der Rotbuche: Struktur, Dynamik und interspezifische Konkurrenz. Dissertationes Botanicae, Band 317.
- AK Standortkartierung (1996): Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. In: Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag, Eching.
- JALOVIAK, P. (2005): Biomasa a nekromasa jemných koreňov v bukovom prírodnom lese Havešová. Vedecké štúdie, TU Zvolen, Slowakisch (in press).
- KONNERT, M., M. ZIEHE, U. TRÖBER, W. MAURER, A. JANSSEN, T. SANDER, E. HUSSENDÖRFER und H. HERTEL (2000): Genetische Variation der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Deutschland: Gemeinsame Auswertung genetischer Inventuren über verschiedene Bundesländer. Forst und Holz **55**, 403–408.
- KORPEL', Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart.
- LE TACON, F. (1981): Caractérisation edaphique. In: TEISSIER DU CROS, E. La Hêtre. 77–84, INRA, Paris.
- LEUSCHNER, C., M. RODE und T. HEINKEN (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? Flora **188**: 239–249.
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **10**: 5–18.
- MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- MÜHR, B. (2002): URL <http://www.klimadiagramme.de/Europa/uzgorod.html> (abgerufen am 29.5.06).
- MÜLLER, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Diss. TU München.
- MÜLLER, T. (1989): Die artenreichen Rotbuchenwälder Süddeutschlands. Ber. D. Reinh. Tüxen-Ges. **1**, 149–163. Göttingen.
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 189.
- NEUERT, C. (1999): Die Dynamik räumlicher Strukturen in naturnahen Buchenwäldern Mitteleuropas. UFZ-Bericht Nr. 20/1999.
- NEUMANN, M. (1979): Bestandesstruktur und Entwicklungsdynamik im Urwald Rothwald/NÖ und im Urwald Čorkova Uvala/Kroatien. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- PETRÁŠ, R. und J. PAJTIK (1991): Sústava Česko-slovenských objemových tabuliek drevín. Lesnícky časopis **37**: 49–56. Slowakisch.
- PICHLER, V., J. GREGOR und J. BEBEJ (2005): Retenéné krivky vybraných lesných pôd Slovenska. LF TU Zvolen. Slowakisch.
- RICHTER, J. (2000): Wie naturnah kann mitteleuropäische Forstwirtschaft sein? Schriftenr. der Landesforstverw. NRW, Heft 12.
- RÖHRIG, E., N. BARTSCH und B. V. LÜPKE (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SANIGA, M. (1999): Štruktúra, produkčné a regeneračné procesy Dobrošského pralesa. Vedecké štúdie 2/1999/A, TU Zvolen, Slowakisch.
- SANIGA, M. und J. P. SCHÜTZ (2002): Relation of dead wood course within the development cycle of selected virgin forests in Slovakia. Journal of Forest Science **48**: 513–528.
- SCHMIDT, W. (1970): Untersuchungen über die Phosphorversorgung nordsächsischer Buchenwaldgesellschaften. Scripta Geobotanica Band 1.
- SCHÖNING, I. (2003): FORCAST (Forest Carbon – Nitrogen Trajectories) data base. URL http://www.dow.wau.nl/natcons/NP/FORCAST/files_database_forecast2.htm (abgerufen am 6.7.06).
- TABAKU, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Diss. Univ. Göttingen.
- TABAKU, V. und P. MEYER (1999): Lückmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forst-archiv **70**: 87–97.
- TARASIUK, S. (1999): Buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) na obrzeżach zasięgu w Polsce. Diss. Univ. Warszawa.
- TSURYK, J. E. (1980): Struktura i vosobnowlenie devstvennykh bukovykh drevo-stojev Karpat. Lesovedenie **5**: 75–84. Russisch.
- VIŠNJIC, C. und A. DOHRENBUSCH (2002): Frostresistenz und Phänologie europäischer Buchenprovenienzen (*Fagus sylvatica* L.). Allg. Forst- u. J.-Ztg. **175**: 101–108.
- WAGNER, S. (1994): Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos – Methode und Anwendung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen. Reihe A **123**: 1–166.
- WESTPHAL, C., N. TREMER, G. V. OHEIMB, J. HANSEN, K. V. GADOW und W. HÄRDLE (2006): Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? Forest Ecology and Management **223**: 75–83.
- WILLKOMM, M. (1887): Forstliche Flora von Deutschland und Österreich. Winter Verlag, Leipzig.
- WOLFF, B. und W. RIEK (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bd. 2. BMELF Bonn.
- ZEIBIG, A., J. DIACI und S. WAGNER (2005): Gap disturbance patterns of a beech virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. In: HAMOR, F. D., COMMARMOT, B. (eds.). Natural forests in the temperate zone of Europe – Values and utilisation. International Conference in Mukachevo, Ukraine. October 13–17, 2003. Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve; Birmensdorf, WSL.
- ZENNER, E. K. und D. E. HIBBS (2000): A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. Forest Ecology and Management **129**: 75–87.
- ZOLYOMI, B., Z. BARATH, G. FEKETE, P. JAKUCS, I. KARPATI, V. KARPATI, M. KOVACS und I. MATE (1966): Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. Fragmenta Bot. Mus. Hist. Nat. Hung. **4**: 101–142.

Ein Vergleich von zwei methodischen Konzepten zur Kartierung von Feldgehölzen in mittelgroßen Untersuchungsgebieten

(Mit 3 Abbildungen und 4 Tabellen)

Von D. NEMITZ¹⁾, S. KUNTH¹⁾, C. KLEINN¹⁾, H. FISCHER²⁾ und M. BÜCKING²⁾

(Angenommen Juli 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Biomasse; GPS; Hecken; Kartierungsgenauigkeit.

Biomass; GPS; hedgerows; mapping accuracy.

1. EINLEITUNG, PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Über die größerflächige Kartierung der relativ kleinen und fragmentierten Gehölzstrukturen im Offenland (Hecken, Feldgehölze,

Einzelbäume, ...) liegen unseres Wissens kaum Studien vor. Auch die bisweilen stattfindenden Diskussionen über das „Ausräumen“ der Landschaft sind meist nicht durch „harte Information“ untermauert. Gehölzstrukturen im Offenland sind aber ein wichtiges Element der Landschaft, vor allem in ökologischer Hinsicht. Weltweit ist derzeit aber auch der Trend zu beobachten, dass nicht nur Baumressourcen innerhalb des Waldes, sondern auch Gehölzstrukturen außerhalb des Waldes in grundsätzlich nutzungsorientierte Überlegungen einbezogen werden. Großräumige Waldinventuren entwickeln sich in einigen Ländern bereits zu umfassenderen Landschaftsinventuren weiter, welche nicht nur die Waldressourcen, sondern auch Bäume und Gehölzstrukturen außerhalb des Waldes erfassen. Diese Integration einer weiteren „Ressource“ erfordert

¹⁾ Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.

²⁾ Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trierstadt.

eine entsprechende Berücksichtigung bei der Planung von Stichproben- und Probeflächendesigns in Waldinventuren.

Gegenstand des vorliegenden Beitrages ist der Vergleich zweier methodischer Konzepte zur Kartierung von Gehölzstrukturen im Offenland. Eine GPS-gestützte Vollaufnahme der Offenlandgehölze im Untersuchungsgebiet bildet die Grundlage der Untersuchung. Die Ergebnisse dienen als Basis für den direkten Vergleich mit Kartierungen aus zwei Luftbild-gestützten Strichprobenverfahren in demselben Untersuchungsgebiet.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Gemeinde Weilerbach, ca. 10 km nordwestlich von Kaiserslautern. Die Gesamtfläche beträgt 1090,2 ha. Nach Abzug der Wald- und Siedlungsflächen verbleibt ein Offenlandbereich von 631,2 ha, auf welchem die Kartierungen stattfanden.

2.2 Klassifizierung der Gehölzstrukturen im Offenland

Eine der wichtigsten Aufgaben zu Beginn eines Kartierungsprojektes ist die klare und eindeutige Abgrenzung der zu kartierenden Objektkategorien. Im Falle von Gehölzstrukturen im Offenland ist dies besonders schwierig, worauf an anderer Stelle ausführlich hingewiesen wurde (KLEINN, 2000). Eine Klassifizierung kann nach der Geometrie der Gehölzstrukturen erfolgen (Einzelgehölze, flächige Gruppen von Bäumen/Sträuchern, linienförmige Anordnungen), nach der Artenzusammensetzung, nach der Vegetationshöhe, nach umgebender Landnutzung oder anderen Funktionen oder Charakteristika. Jede Klassifizierung hat ihre Berechtigung für spezifische Aufgabenstellungen, und auch die Kompatibilität mit vorhandenen Klassifizierungen ist wichtig. Wir haben hier eine Klassifizierung verwendet, die auf den Biotopkartierungen in Rheinland-Pfalz basiert. *Tabelle 1* listet diese Klassen auf; sie waren Grundlage sowohl für die terrestrische wie auch die Luftbild-gestützte Kartierung.

2.3 Luftbild-gestütztes Verfahren

Als Luftbildmaterial standen Echtfarb-Orthophotos mit einer Boden-Auflösung von 1 m und 0,25 m, jeweils aus dem Jahr 2002,

zur Verfügung. Interpretation und Kartierung erfolgten nach einer ausgedehnten Trainingsphase visuell, allerdings nicht für die Gesamtfläche, sondern auf 20 zufällig ausgewählten quadratischen Luftbild-Stichproben von jeweils 4 ha Fläche. Da es hier um Fragestellungen der Kartierung ging und nicht um stichprobenbasierte Schätzungen, blieben leere Probeflächen (also solche ohne Feldgehölze) unberücksichtigt.

2.4 GPS-gestützte terrestrische Kartierung

Die terrestrische vollständige Kartierung der Gehölzstrukturen erfolgte im September und Oktober 2004 mittels eines „Leica GS20 Professional Data Mapper (PDM)“, einem 12-Kanal L1 GPS-Empfänger mit einer L1-C/A-Code- und Phasen-Antenne AT501. Die Echtzeitkorrektur (d.h. die bei differentiellem GPS unmittelbar im Feld vorgenommene Korrektur mittels externer Korrektursignale) erfolgte mit SAPOS®-EPS-Korrekturdaten¹⁾. Mit dieser differentiellen Korrektur lassen sich eine Reihe von Fehlerquellen unmittelbar im Feld korrigieren und damit (laut Herstellerangaben) Genauigkeiten von unter einem Meter erreichen. Die tatsächlich erreichte Korrekturgenauigkeit hängt stark davon ab, wie zeitnah das Korrektursignal zur Verfügung steht. Wenige Sekunden Verzögerung führen bereits zu deutlich schlechteren Korrekturwerten. Eine Echtzeitkorrektur war aus technischen Gründen nicht immer möglich. Wir bezeichnen hier, der Terminologie des Aufnahmesystems folgend, die im Feld unmittelbar positionskorrigierten Daten als *Echtzeitdaten*. War wegen Ausfalls der Referenzsignale keine Echtzeitkorrektur möglich, so wurden *Rohdaten* erzeugt. Für beide Datentypen erfolgte anschließend eine weitere Korrektur durch Nachprozessierung, bei welcher Korrekturdaten sekundengenau für den Aufnahmezeitpunkt verwendet werden können. Dadurch ist für nachprozessierte Daten insgesamt eine höhere Positionsgenauigkeit als für Echtzeitdaten zu erwarten.

Jedes aufzunehmende Objekt erhielt zunächst einen Gehölzcode zugeordnet. Durch Umlaufen des (gutachtlich eingeschätzten) senkrecht in die Ebene projizierten Kronenrandes speicherte das Leica GS20 PDM die Geometrien der Gehölzstrukturen als Polygondaten. Unzugängliche Baumpositionen wurden indirekt über Distanz und Azimut vermessen.

¹⁾ Satellitenpositionierungsdienst der deutschen Landesvermessung (www.sapos.de).

Tab. 1

Gehölzklassen für die terrestrische und die Luftbild-gestützte Kartierung.
Classification system for field and aerial photo based mapping.

Beschreibung	Bezeichnung
Sukzessionsfläche (Vorwaldstadium zum Sekundärwald)	Vorwald
Baumgruppe ohne flächendeckenden Unterbewuchs, lediglich vereinzelt können Sträucher enthalten sein, kein Waldinnenklima	Gehölzstreifen
Hecke über 1,30m Höhe, Bäume mit BHD < 7cm können enthalten sein	Strauchhecke
Solitärstrauch über 1,30m Höhe, aus einem Zentrum gewachsen	Strauch
Hecke über 1,30m Höhe, Bäume mit BHD > 7cm sind enthalten und werden nicht separat aufgenommen	Baumhecke
Baum, unabhängig davon, ob er sich mit weiteren Bäumen in einer Weise vergesellschaftet	Einzelbaum / Baumkrone
Baum- oder Strauchhecke, die an mindestens einer Seite an ein Gewässer grenzt.	Ufergehölz

Für die einzelnen Polygone erfolgte zusätzlich die Messung der Maximalhöhe der Gehölzstruktur (gemessen mit einem LaserAce 300, ein Laserentfernungsmesser und elektronischer Vertikalwinkelmesser), und des BHD (gemessen mit Umfangmaßband für Bäume mit einem BHD > 7 cm).

Für unzugängliche Bäume, deren Position nicht durch direktes Aufsuchen bestimmt werden konnte, mussten Baum-Attribute wie Kronendurchmesser oder Brusthöhendurchmesser geschätzt werden.

2.5 Korrektur durch Nachprozessieren

Mit der Software Leica GIS DataPro erfolgte eine Nachprozessierung aller terrestrisch aufgenommenen Daten mit Korrekturdaten einer etwa 75 km entfernten Bodenstation. Nach Transformation der Datensätze in das Koordinatensystem Gauss-Krüger-3 wurde die korrigierte Lage der Punkte ermittelt und mittels trigonometrischer Funktionen jeweils der im Feld gemessenen Lage gegenübergestellt. Zur besseren Einschätzung der Vorteile von Echtzeitkorrekturen im Feld erfolgte zusätzlich eine getrennte Auswertung für Rohdaten und Echtzeitdaten, welche im Gesamtdatensatz gemischt vorhanden sind.

2.6 Vergleich der terrestrischen Kartierung mit der Luftbildinterpretation

Die nachprozessierten Daten aus der Feldkartierung dienen als Referenz für einen Vergleich mit den Orthophotokartierungen aus den mit 1 m und 0,25 m aufgelösten Bildern. Die Orthobilder wurden aus einem anderen Projekt übernommen; Daten über deren geometrische Genauigkeit lagen dabei nicht vor. Vergleichskriterien der geometrischen Übereinstimmung waren (1) Flächenüberschneidungen der Polygondaten und (2) Lagevergleiche von Punktdaten. Lagevergleiche erfolgten auch für Polygone, für die dann jeweils der Massenschwerpunkt zu errechnen war. Außerdem erfolgte eine Analyse von Klassifizierungsunterschieden.

3. ERGEBNISSE

3.1 Vergleich der GPS-Messungen im Feld mit den nachprozessierten Daten

Beim Nachprozessieren der 21'213 gemessenen Polygonpunkte ergab sich bei 42 Punkten eine Korrekturdistanz von mehr als 10 m. In einem Fall betrug die Korrekturdistanz sogar 521,84 m! Die Ausreißer und insbesondere der Extremwert sind auf kurzzeitige Schwankungen der Signalstärke und auf die fehlende Zeitnähe der Echtzeit-Korrekturdaten zurückzuführen, welche um mehrere Sekunden zeitversetzt zum Aufnahmezeitpunkt sein können. Im Mittel betrug die Korrektur einer Punktposition 1,86 m. Bei rund 40% der aufgenommenen Punkte erfolgte eine Korrektur um 1 m und weniger. 6,72% aller Messungen hatten eine sehr hohe Genauigkeit und blieben unkorrigiert. *Abbildung 1* zeigt die Verteilung der Korrekturdistanzen. Tendenzen hinsichtlich der Korrekturrichtung wurden an Kreisverteilungen untersucht, konnten aber nicht festgestellt werden.

3.2 Zur Praktikabilität der verwendeten Technik und zum Vergleich der Rohdaten mit den Echtzeitdaten

Im Durchschnitt lag die Kartierungsleistung des Messtrupps (ohne Wege- und Planungszeiten) bei rund 0,32 ha pro Stunde, allerdings mit großen Unterschieden zwischen den einzelnen Gehölzklassen (vgl. *Tabelle 2*). Diese Unterschiede liegen darin begründet, dass bei der Aufnahme eines Gehölzstreifens der Aufwand für detaillierte Messungen wie BHD, Grundfläche und Höhe in Relation zur Gesamtfläche geringer ist als bei der Erfassung eines Einzelbaumes oder Strauches.

Die Arbeit mit dem Leica GS20 PDM verlief bei unseren Feldaufnahmen aufgrund technischer Probleme nicht mit der erhofften Reibungslosigkeit, aus vielerlei Gründen standen die Korrektursignale nicht permanent zur Verfügung. Der produzierte Datensatz enthält somit nicht nur Echtzeitdaten, sondern auch Rohdaten,

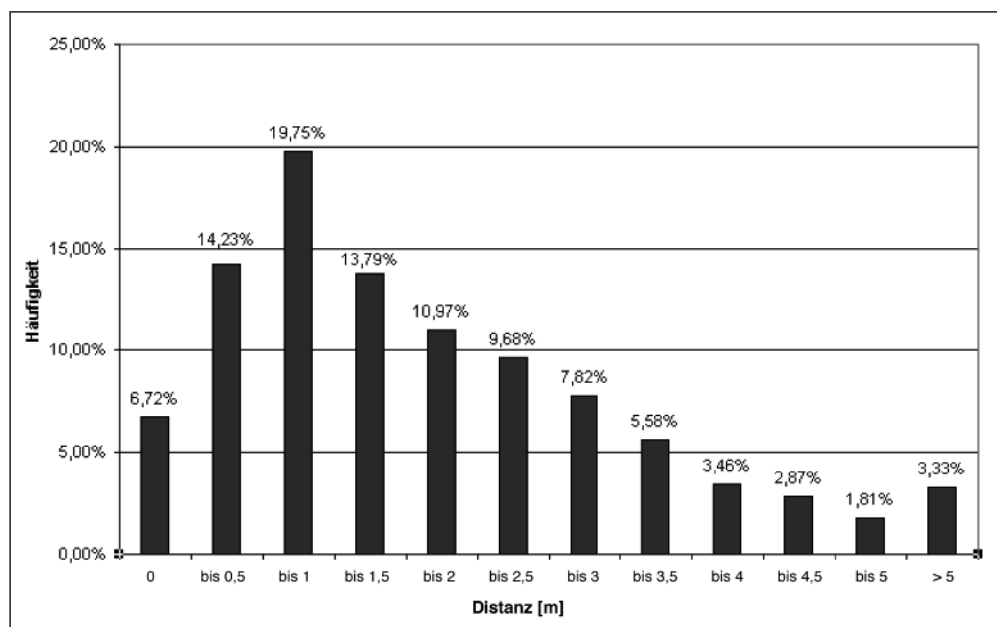


Abb. 1

Relative Häufigkeiten der Korrekturdistanzen, d.h. der Entfernungen zwischen den gemessenen GPS-Daten und den nachprozessierten Punkten. Klasse 0 entspricht 0 m Abweichung, Klasse 0,5 entspricht einer Abweichung zwischen 0,01 m und 0,5 m, Klasse 1 entspricht einer Abweichung zwischen 0,51 m und 1 m usw.

Relative frequency of distances between measured GPS-data and post-processed nodes.

Class 0 is 0 m difference, class 0,5 covers differences between 0,01 m and 0,5 m, class 1 covers a difference between 0,51 m and 1 m and so on.

Tab. 2
Arbeitszeit je Gehölzklasse.
Working time by class.

	Baum- kronen (m ²)	Baum- hecken (m ²)	Gehölze (m ²)	Strauch- hecken (m ²)	Strauch (m ²)	Vorwald (m ²)	Ufergehölz (m ²)	Summe
Flächen- summe [m ²].	17649	112662	2466	6583	922	30110	3506	173898
Anzahl Polygone	470	134	27	96	79	2	20	828
Zeitaufwand (Stunden)	8,5	8,6	7,0	8,1	8,1	7,4	6,9	54,6
Leistung (m²)/h	2076,4	13100,2	352,3	812,7	113,8	4068,9	508,1	3184,9

welche sich softwarebedingt nicht in zwei separate Datensätze aufteilen lassen.

In einigen Fällen bestehen die Arc-Info® Shapefiles aus nur einem einzigen gemessenen Punkt. Dies ist dann der Fall, wenn eine Ablotung des Kronenpolygons eines Baumes aufgrund von Hindernissen nicht möglich war. Da in diesen Datensätzen jeweils nur ein einzelner Punkt vorhanden ist, konnte eine Mischung von Rohdaten und Echtzeitdaten im selben Datensatz nicht vorkommen. Für diesen mit 366 Einzelpunkten relativ kleinen Anteil des Gesamtdatensatzes (ca. 1,73% der Daten) erfolgte eine separate Auswertung, um zumindest Anhaltspunkte für den Unterschied zwischen Rohdaten und Echtzeitdaten zu erhalten. Von diesen 366 Einzelpunkten wurden beim Export aus GIS DataPro 184 als Rohdaten gekennzeichnet, die verbleibenden 182 als Echtzeitdaten.

Erwartungsgemäß erfuhren die Rohdaten im Rahmen der Nachprozessierung eine deutlich stärkere Korrektur als die echtzeitkorrigierten Daten (Abbildung 2): Nur 4,95% der echtzeitkorrigierten Daten erfuhren eine Korrektur von mehr als 5m, aber 19,02% der Rohdaten!

3.3 Vergleich terrestrische Kartierung und Luftbildinterpretation

Der Lagevergleich zwischen den terrestrisch kartierten Daten und den aus Orthophotos interpretierten Daten erfolgte anhand der Massenschwerpunkte der Polygone (O'ROURKE, 2001; DE BERT, 2000). *Abbildung 3* illustriert die Häufigkeit der Abstände zum Massenschwerpunkt der Felddaten separat für die Kartierung aus 1 m-Luftbildern und die aus 0,25 m-Luftbildern. Die größte Häufigkeit lag für beide Bildauflösungen mit 39,4% in der 0,25 m Auflösung bzw. 36,9% in der 1 m Auflösung jeweils in der Klasse bis 2,5 m. In beiden Kartierungen lagen mehr als die Hälfte der Werte in einer Entfernung von maximal 5 m zur terrestrischen Kartierung nach Nachprozessierung! Klare Unterschiede zwischen den beiden Orthophotointerpretationen sind weder in der Abweichungsdistanz noch in der Abweichungsrichtung zu erkennen.

Tabelle 3 zeigt die Verteilung der einzelnen Gehölzstrukturen auf die Gehölzklassen in der Feldaufnahme. Mit etwa 57% nehmen Baumhecken aufgrund ihrer großen Anzahl und hohen Durchschnittsfläche den größten Flächenanteil ein, etwa 35% der kartier-

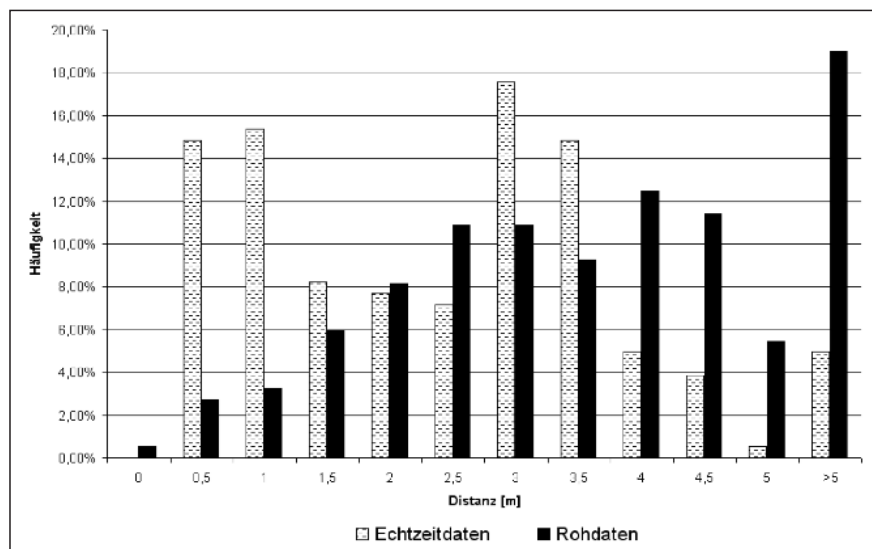


Abb. 2
Relative Häufigkeit der Distanzen zwischen den Ausgangsdaten
(Roh- und Echtzeitdaten der Feldmessungen) und den jeweils nachprozessierten Daten.
Achseneinteilung wie in *Abbildung 1*.
Relative frequencies of raw and real time data in postprocessing. Axes are as in *Figure 1*.

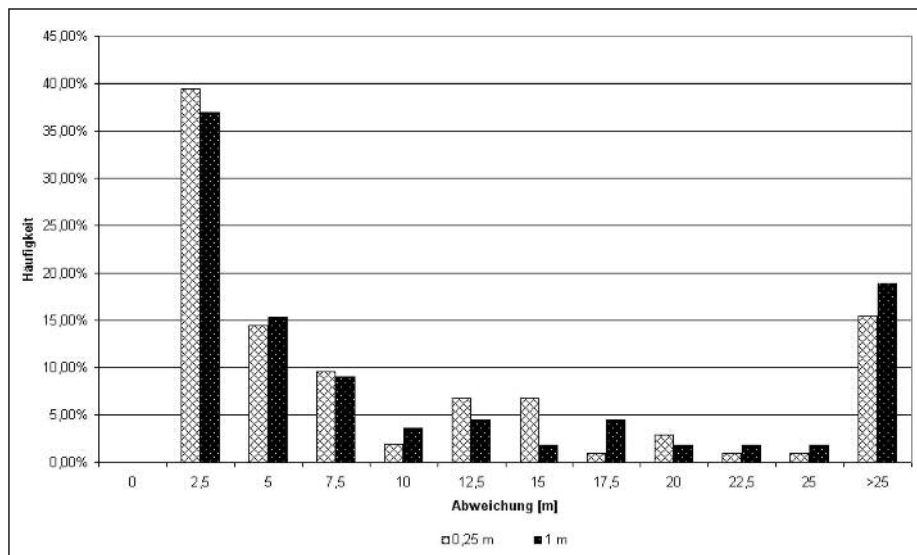


Abb. 3

Abstände zwischen den Massenschwerpunkten der jeweils selben Polygone aus der Luftbildinterpretation und aus der Feldkartierung, getrennt nach den 1 m- und 0,25 m Luftbildern.

Distances from centre of gravity of field mapped to air photo mapped polygons with 1 m resolution and separately to air photos with 0,25 m resolution.

Tab. 3

Häufigkeiten und Flächen der Gehölzklassen aus den Feldaufnahmen. Der Maximalwert jeder Spalte ist durch Fettdruck hervorgehoben.

Frequency and area distribution of classification codes in terrestrial mapping. Bold: maximum value per column.

Klasse	relativer Flächenanteil	Anzahl Objekte	Durchschnittsfläche je Objekt
Baumhecke	57,22 %	298	94 m ²
Baumkrone	1,52 %	160	5 m ²
Gehölz	34,98 %	96	178 m²
Strauch	0,49 %	82	3 m ²
Strauchhecke	3,26 %	168	10 m ²
Ufergehölz	2,54 %	27	46 m ²

ten Fläche sind Gehölze. Die restlichen Gehölzklassen stellen mehr als die Hälfte aller kartierten Objekte, nehmen jedoch weniger als 10% der Fläche ein.

Tabelle 4 vergleicht die terrestrische mit den Luftbildkartierungen in einer so genannten Konfusionsmatrix (confusion matrix; vgl. LUNETTA und LYON, 2004). Ein direkter Vergleich der beiden Luftbildinterpretationen sowohl miteinander als auch mit der als „wahr“ angesehenen Feldkartierung ist dadurch möglich (Tabelle 4). Neben der prozentualen Übereinstimmung verdeutlicht die Matrix auch die Art der Abweichung. Beispielsweise lässt sich ablesen, dass bei Verwendung der 1m Auflösung 7,14% der Sträucher als Strauchhecken kartiert wurden und 82,45% unkartiert blieben. In der 0,25 m Auflösung kam die Verwechslung von Sträuchern mit Strauchhecken nicht vor, dafür blieben Sträucher als flächenmäßig kleinste Objekte in dieser Auflösung mit 90,69% noch häufiger unkartiert! Die in der größeren Auflösung nicht kartierten Objekte können auf Interpretationsfehler zurückgeführt werden. Die Unterschätzung der aus dem Luftbild kartierten Sträu-

Tab. 4

Prozentuale Übereinstimmung der Ansprache der Flächen (thematische Genauigkeit) aus den Luftbildern mit den Feldaufnahmen nach Gehölzklassen.

Percentage consistency of classification code usage (thematic exactitude) of area distribution in interpretation of aerial photographs compared to terrestrial mapping.

		Daten aus Luftbilddauswertung															
		Baumhecke		Baumkrone		Gehölz		Strauch		Strauchhecke		nicht kartiert		Gesamt		Ufergehölz	
Luftbilddauflösung:		1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m	1m	0,25m
Daten aus Felderhebung	Baumhecke	0,23	1,29	0,00	0,00	1,31	1,52	0,00	0,00	8,59	9,97	2,73	0,78	1,78	1,20	0,00	0,00
	Baumkrone	0,38	0,06	43,71	11,79	0,20	0,18	0,00	0,00	0,36	0,44	1,06	1,46	1,01	0,92	0,00	4,97
	Gehölz	66,78	60,03	0,71	2,52	51,92	67,61	1,26	1,23	17,58	2,26	35,29	36,63	46,90	47,72	41,24	7,66
	Strauch	0,10	0,88	4,11	1,61	0,00	0,00	9,15	8,08	1,62	2,81	0,80	0,70	0,56	0,68	4,33	0,00
	Strauchhecke	5,07	1,24	0,00	0,85	0,00	0,00	7,14	0,00	3,42	20,96	1,75	2,25	2,41	1,88	0,00	4,66
	nicht kartiert	27,46	36,49	51,47	83,23	46,57	30,69	82,45	90,69	68,44	63,56	50,34	58,18	43,41	47,60	54,42	82,71
	Gesamt	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
	Vorwald	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,04	0,00	3,93	0,00	0,00	0,00

cher muss teilweise auch mit den unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten von Luftbild (2002) und Feldinventur (2004) erklärt werden.

Bei Übereinstimmung in der Kategorie „nicht kartiert“ stammen die zugrunde liegenden Daten entweder aus der jeweils anderen Luftbildinterpretation oder aber aus den unprozessierten Felddaten. In diesem Fall erfolgte eine Aufnahme des entsprechenden Objekts in einer dieser Kartierungen, in den beiden direkt miteinander verglichenen jedoch nicht. Die unprozessierten Felddaten wurden zwar für die Untersuchung der thematischen Genauigkeiten nicht genutzt, sind aber in den Matrizen zugrunde liegenden Datensätzen enthalten. Eine höhere Genauigkeit der Luftbildinterpretation aus den Luftbildern mit der höheren Auflösung kann aus der Tabelle nicht abgeleitet werden.

Während bei der Feldaufnahme Gehölze an Bachufern oder an mit Schilf überwucherten kleineren Wasserflächen als Ufergehölz klassifiziert wurden, konnte diese Gehölzklasse in beiden Luftbildkartierungen nicht als solche identifiziert werden. Vermutlich traten die vorhandenen Gewässerstrukturen aufgrund ihrer geringen Größe in den Luftbildern nicht deutlich genug hervor bzw. waren nicht eindeutig von Feldrändern zu unterscheiden.

69,01% bzw. 60,03% der Baumhecken wurden bei 1 m bzw. 0,25 m Auflösung als Gehölz angesprochen. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass der Strauchunterwuchs (eines der Klassifizierungsmerkmale) bei Baumhecken im Feld einfach zu erkennen ist, im Luftbild aber nicht.

Der relativ große Anteil von Gehölzen, die im Luftbild nicht kartiert wurden ist darauf zurückzuführen, dass viele Gehölzflächen an der Grenze zwischen Wald und Offenland liegen und bei der Luftbildkartierung darauf dem Wald zugeschlagen und nicht als Offenlandgehölz kartiert wurden. Ebenso verhält es sich mit den Baum- und Strauchhecken.

Insgesamt lässt eine noch intensivere Trainingsphase der Luftbildinterpretation höhere Genauigkeiten der Luftbildinterpretation erwarten.

4. DISKUSSION UND AUSBLICK

Die terrestrische Kartierung mit dem Leica GS20 PDM erreichte insgesamt eine hohe Genauigkeit, jedoch nicht im erwarteten Submeter-Bereich. Die mittlere Korrektur von 1,86 m deckt sich mit Erfahrungen von NAUMANN et al. (2003), der bei Verwendung eines GPS-Empfängers mit L1-Trägerphasen in Kombination mit RASANT-Korrekturdaten²⁾ eine mittlere Genauigkeit von 2 m und Ausreißer bis zu 7 m gemessen hat.

Vereinzelt traten selbst bei Messungen mit Echtzeitkorrekturen extreme Abweichungen von über 500 m auf, für die keine befriedigende Erklärung gefunden werden konnte, außer dass zeitweise das GPS-Korrektur-Signal zu schwach war, so dass die Echtzeit-Korrekturdaten nicht mehr korrekt verarbeitet werden konnten. Nachprozessieren korrigierte diese Ausreißer zuverlässig. Zu beobachten war gleichzeitig eine Glättung der Polygone, so dass das GIS auch zuvor fehlerhafte Polygone eindeutig zuordnen konnte.

Das Nachprozessieren von GPS-Erfassungen zur Kartierung kleinräumiger Strukturen wird in jedem Fall empfohlen. Die Datenbankhierarchie der verwendeten Software (GIS DataPro) verwendet nachkorrigierte Daten vor den in Echtzeit korrigierten Datensätzen, weil das Datenalter der für das Nachprozessieren bereitgestellten Daten mit dem Aufnahmezeitpunkt identisch ist, während die UKW-Daten der Echtzeitkorrektur bei Verwendung bereits 0,5 bis 5 Sekunden alt sind (SAPOS®).

²⁾ Radio Aided Satellit Navigation Technique, angeboten von der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV).

Der Vergleich von Feld- und Luftbildkartierung zeigte deutliche Unterschiede. Es stellt sich die Frage, ob monoskopisch ausgewertete Echtfarb-Orthophotos tatsächlich für die Kartierung von Gehölzstrukturen im Offenland geeignet sind, wenn viele Gehölzklassen zu unterscheiden sind. Um diese Frage beantworten zu können, müsste ein Vergleich mit Interpretationen aus den möglichen Kombinationen aus Falschfarbeninfrarotbildern und stereoskopisch interpretierbaren Luftbildern stattfinden.

Der Funktionsumfang des Leica GS20 PDM ist für die hier bearbeitete Aufgabenstellung prinzipiell gut geeignet. Einige der aus dieser Studie geäußerten Verbesserungsvorschläge sind inzwischen in der Firmware integriert und aus weiteren Arbeiten mit dem Leica GS20 im Jahr 2005 können wir eine wesentlich verbesserte Systemstabilität bestätigen.

Für die kartographische Erfassung von Gehölzstrukturen im Offenland muss eine rein luftbildgestützte Kartierung nach den Erfahrungen aus diesem Projekt als problematisch bezeichnet werden, während eine rein terrestrische Kartierung sehr aufwendig ist (Tabelle 2). Eine Kombination mit Feldverifizierungen ist in jedem Fall zu empfehlen. Eine Reduktion auf wenige, deutlich abgrenzbare Klassen erscheint sinnvoll zur Erhöhung der thematischen Genauigkeit.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, zwei methodische Ansätze für die kartographische Erfassung von Gehölzstrukturen im Offenland zu vergleichen. In einem Untersuchungsgebiet in Rheinland-Pfalz erfolgte zum einen eine terrestrische Vollaufnahme aller Gehölzstrukturen mittels differentielltem Submeter-GPS mit integrierten GIS-Funktionalitäten (Leica GS20 PDM). Wegen des hohen Fragmentierungsgrades und der Kleinräumigkeit der aufzunehmenden Strukturen ist für eine solche GPS-gestützte Feldaufnahme die Erhöhung der Positionsgenauigkeit durch Nachprozessierung (Postprocessing) der Echtzeit-Korrektur im Feld vorzuziehen (falls nicht schon im Feld eine Korrektur zwingend erforderlich ist). Die terrestrische GPS-Kartierung diente dann als Referenzinformation für die zweite Methode, die visuelle Interpretation von Luftbildern. Die Ansprache und Unterscheidung der sieben Gehölzklassen aus den Luftbildern erwies sich als schwierig und die thematische Genauigkeit (im Vergleich zu den Referenzaufnahmen im Feld) war begrenzt. Ein Unterschied der mit 1 m und 0,25 m aufgelösten Luftbilder (Echtfarb-Orthophotos) ließ sich nicht feststellen. Die Studie legt den Schluss nahe, dass luftbildgestützte Kartierungen von Gehölzstrukturen im Offenland durch intensive Feldaufnahmen zu ergänzen sind, wenn mehrere Gehölzklassen zuverlässig unterschieden werden sollen.

6. Abstract

Title of the paper: *Comparing two approaches of mapping woody vegetation in open land.*

Tree resources outside forests and field boundary vegetation earn increasing attention in ecological research and in the range of politics, but reliable survey methods to measure their stock levels and growth rates in European landscapes are to our knowledge not yet available. This study had the objective to contribute to the development of realizable survey techniques by comparing two techniques to map tree and shrub resources outside forest in a study of about 630ha in Southern Germany. Both mapping approaches used the same classification code discerning between seven different classes, developed for this study on basis of an existing biotope classification code. The first technique was the complete mapping with a submeter-GPS (Leica GS20 PDM) with integrated GIS-functions. Because of the highly fragmented structure of the mapped resource postprocessing of the data to increase precision is preferable to

real-time correction in the field. Additionally, due to technical problems the availability of real-time correction was very unreliable at the time the fieldwork took place (2004). The field mapping proved to be extremely time-consuming. It was then used as reference for the second approach, the visual interpretation of aerial photographs (colour orthophotos of 0.25 m and 1 m ground resolution). The comparison used two criteria: intersection of area data respectively distances between the position of point data on the one hand and assigned classification code on the other hand. The positions of more than half of the objects mapped by aerial photo interpretation were within a distance of 5m or less of the field mapping, a clear tendency regarding the direction of differences was not found. The aerial photo interpretation showed relatively low thematic accuracy when compared to the reference field data, especially when looking on very small scaled objects like single shrubs or very complex classification criteria such as 'hedgerows including trees with a diameter at breast height of at least 7 cm'. Identification of such classification criteria accurately by interpretation of aerial photographs proved to be very difficult, a significant difference between the two resolutions was not identified. If several different classification codes have to be discerned accurately, it is recommended that mapping techniques supported by aerial photographs are supplemented with intensive fieldwork, while complete ground mappings are very time-consuming and usually not economical. A reduction of classification classes to fewer and better discernable classes should also be considered. Comparisons with interpretations using other types of aerial photographs like false colour images or stereo pairs might additionally help to improve the tested methods further.

7. Résumé

Titre de l'article: *Comparaison de deux concepts méthodologiques pour la cartographie des boqueteaux dans des zones d'étude de taille moyenne.*

La présente étude avait comme objectif de comparer deux projets méthodologiques en vue de la saisie cartographique des structures des boqueteaux en pays ouvert. Dans une zone d'étude en Rhénanie-Palatinat on avait procédé à un inventaire complet sur le terrain des structures des boqueteaux ayant recours à des mesures différentielles par G.P.S. avec fonctions G.I.S. intégrées (Leica GS20 PDM). En raison du haut degré de fragmentation et de la faible surface des structures inventoriées (structures en «timbres-poste»), il convient, pour un inventaire de ce type basé sur le G.P.S., d'augmenter l'exactitude du positionnement par un «postprocessing», sur le terrain, du correcteur en temps réel (au cas où elle n'a pas été faite sur le terrain, cette correction s'impose absolument). La cartographie sur le terrain par G.P.S. constitue en effet l'information de référence pour la deuxième méthode, c. à d. l'interprétation visuelle des photographies aériennes. L'identification et la distinction des classes de boqueteaux, au nombre de sept, se révélèrent difficiles et l'exactitude thématique (par comparaison avec les inventaires de références faits sur le terrain) a été fort limitée. On n'a pas pu établir qu'une différence existait selon la résolution, 1 m et 0,25 m, des photographies aériennes (photographies verticales en vraies couleurs). Cette étude a conduit à la conclusion que les cartographies à partir de photos aériennes des structures des boqueteaux en pays ouvert devaient être complétées par des inventaires intensifs sur le terrain dès lors que l'on doit

faire une distinction fiable entre plusieurs classes de boqueteaux. J.M.

8. Dank

Die Autoren danken Herrn FRIEDRICH ENGELS von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt, für die Bereitstellung und Vorbereitung des Luftbildmaterials.

Drei anonyme Gutachter gaben sehr hilfreiche Anregungen für die Überarbeitung des Manuskriptes. Ihnen sei an dieser Stelle ebenfalls herzlich gedankt.

9. Literatur

- BARR, C. J., R. G. H. BUNCE, R. T. CLARKE, L. G. FIRBANK, M. K. GILLESPIE, D. C. HOWARD, S. PETIT, S. M. SMART, R. C. STUART and J. W. WATKINS (2003): Methodology of countryside survey 2000 module 1: survey of broad habitats and landscape features. Final report. March 2003. Centre for Ecology and Hydrology Merlewood Research Station. Online unter URL: <http://www.cs2000.org.uk/Final_reports/Module%201%20Report%20.pdf> (05.06.2005).
- DE BERT, M., M. VAN KREVELD, M. OVERMARS and O. SCHWARZKOPF (2000): Computational geometry: algorithms and applications – 2nd, rev. ed. Berlin, Springer.
- BONET, R., H. MERLE and A. BENOIT (2001): G.I.S. – a tool for hedgerow management. In: BARR, C. J., PETIT, S. (Hrsg.): Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes. IALE-Kongress. September 2001 in Birmingham. S. 69–74.
- CAPRIOLI, M., A. SCOGNAMIGLIO and G. STRISCIUGLIO (2004): The use of DGPS-RTK measurements through GSM network for GIS environments. Online unter URL: <<http://www.isprs.org/istanbul2004/comm2/papers/92.pdf>> (05.06.2005).
- HAINES-YOUNG, R. H., C. J. BARR, H. I. J. BLACK, D. J. BRIGGS, R. G. H. BUNCE, R. T. CLARKE, A. COOPER, F. H. DAWSON, L. G. FIRBANK, R. M. FULLER, M. T. FURSE, M. K. GILLESPIE, R. HILL, M. HORNING, D. C. HOWARD, T. McCANN, M. D. MORECROFT, S. PETIT, A. R. J. SIER, S. M. SMART, G. M. SMITH, A. P. STOTT, R. C. STUART and J. W. WATKINS (2000): Accounting for nature: assessing habitats in the UK countryside. DETR London. Online unter URL: <<http://www.cs2000.org.uk/report.htm>> (05.06.2005).
- HILL, R. A., G. M. SMITH and R. M. FULLER (2001): Mapping hedgerows in a landscape context using airborne remote sensing data. In: BARR, C. J., PETIT, S. (Hrsg.): Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes. IALE-Kongress. September 2001 in Birmingham. S. 93–98.
- KLEINN, C. (2000): On large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasylva* 200. Vol. 51. S. 3–10.
- KLEINN, C. (2005): Abschlussbericht zum Forschungsauftrag: Feldgehölzkartierungen mit Hilfe moderner Vermessungsgeräte. Im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichter Projektbericht. 58 S.
- LUNETTA, R. S. and J. G. LYON (2004): Remote sensing and GIS accuracy assessment. CRC Press Boca Raton, London. 304 S.
- NAUMANN, S., J. KÜHNEL und A. NICKE (2003): Submetergenaue Positionierung im Wald mit Globalen Navigations-Satelliten-Systemen (GNSS). *Forst und Holz* 18 25. September 2003. S. 550–553.
- O'ROURKE, J. (2001): Computational geometry in C / Joseph O'Rourke. 2. ed., Repr. Cambridge, Cambridge University Press.
- SAPOS® Echt-Zeit-Positionierungsservice: Online unter URL: <http://www.atkis.de/metainfo/metaprot.meta_dataset_prot?d_datasetid=821&inf_sprache=deu> (05.12.2005).
- SPÄHL, H. (1990): Heckenkartierungen im Nördlichen Breisgau. In: Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg im Breisgau. S. 16–56.
- WONG, J. (2001): Policy, inventory and management of trees outside forests in a densely populated country: case study of the UK. In: SADIO, S., KLEINN, C., MICHAELSEN, T. (Hrsg.) 2002: Expert consultation on enhancing the contribution of trees outside forests to sustainable livelihoods. 26.–28. November 2002 in Rome. Food and Agriculture Organization of the United Nations. S.148–162.

Zur finanziellen Analyse der Höhe des Holzvorrates: eine Anwendung der Linearen Programmierung im Rahmen der Forstbetriebsplanung

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, TU München

(Mit 9 Abbildungen und 2 Tabellen)

Von R. DIRSCH¹⁾ und Th. KNOKE

(Angenommen September 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Optimierung; Forstbetriebsplanung; Vorratshaltung; lineare Programmierung; Sensitivitätsanalyse.

Optimisation; Opportunity Costs; Standing timber volume; Linear Programming; Sensitivity Analysis.

1. EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Naturgemäß hängen die unmittelbaren Nutzungsmöglichkeiten in einem Forstbetrieb stark von der aktuellen Vorratshöhe ab (z.B. MÖHRING, 1997). Der Aufbau hoher Holzvorräte kann jedoch nur durch Nutzungsverzichte erfolgen und kostet dem Forstbetrieb damit mögliche Einnahmen. Die Höhe des aktuellen und zukünftigen Holzvorrates wird damit zu einem wichtigen Erfolgspotenzial für Forstbetriebe und sollte folglich ein zentraler Gesichtspunkt im Rahmen der Forstbetriebsplanung sein. Ansätze zur Optimierung der Holzvorratshöhe interessieren daher schon seit langem (z.B. RUCAREANU, 1939; DUERR und BOND, 1952) und sind gerade heute hoch aktuell, weil die Knappheit der Finanzmittel im Forstsektor zunehmend stärker verspürt wird. Die angestrebte Holzvorratshaltung wird in der Praxis jedoch zumeist lediglich bei der Verprobung des Hiebssatzes mit Hilfe so genannter „Hiebssatzweiser“ indirekt berücksichtigt. Dabei wird die angestrebte Vorratshöhe oft intuitiv festgelegt oder ergibt sich als Soll- bzw. Zielvorrat aus der aktuellen bzw. langfristig geplanten Flächenzusammensetzung und den so genannten Normalvorräten, die wiederum von den Teilumtriebszeiten der Baumarten und den gegebenen Bonitäten abhängen. Das bisherige Vorgehen wird der wirtschaftlichen Bedeutung der Holzvorratshöhe in einem Forstbetrieb jedenfalls nicht ausreichend gerecht.

Ein möglicher betrieblicher Ansatz zur Optimierung der Vorratshöhe hebt ab auf den Vergleich des zur Erreichung eines bestimmten Vorrates notwendigen Nutzungsverzichtes mit den dadurch möglicherweise gewonnenen Vorteilen. Zu den Vorteilen können zählen: Die eventuell erreichte Erhöhung des Wertzuwachses sowie sinkende Kultur- und Pflegekosten. Die grob skizzierte Abwägung entspricht dem Kalkül eines unter der Bezeichnung „Fischereimodell“ (vgl. GORDON, 1953) in der deutschsprachigen forstökonomischen Literatur diskutierten Optimierungsansatzes (vgl. z.B. DEEGEN, 1997; BORCHERT, 2002; DEEGEN, 2002). BORCHERT (2002) stellte klar, dass dieser Ansatz schon vor langer Zeit im forstlichen Bereich verwendet wurde (z.B. von DUERR und BOND, 1952 sowie KROTH, 1968), ohne dass dabei die Analogie zum „Fischereimodell“ entdeckt wurde. Im Gegensatz zum berühmten „Faustmann-Modell“ (FAUSTMANN, 1849), welches den Wirtschaftler in die Lage versetzt, die Holzproduktion eines einzelnen Bestandes hinsichtlich der Produktionszeit zu optimieren, hebt das „Fischereimodell“ auf die Optimierung der Dichte des Bestandes einer natürlichen Ressource ab (z.B. einer Fischpopulation). Der Vorteil des zuletzt genannten Modells besteht darin, dass Interaktionen der Waldbäu-

me aber auch zwischen den Beständen implizit berücksichtigt werden. Solche Wechselwirkungen werden durch das „Faustmann-Modell“, das nur auf die Optimierung des Erntezeitpunktes eines einzelnen Baumes oder Bestandes zielt, nicht abgebildet (ODERWALD und DUERR, 1990; DEEGEN, 2002). Als Nachteil des Fischereimodells führt DEEGEN (2002) an, dass die Altersabhängigkeit des Wertzuwachses ignoriert wird. Sowohl der Faustmann-Ansatz als auch das Fischereimodell sind in ihrer ursprünglichen Form nicht in der Lage, betriebliche Ansprüche und Kapazitäten (Restriktionen) zu berücksichtigen. Eine konsequente Anwendung der Modelle führt deshalb häufig zu unrealistischen Resultaten. So kann sich ergeben, dass ein Großteil des betrieblichen Holzvorrates unmittelbar eingeschlagen werden müsste, weil sehr viele Bestände die finanzielle Hiebsreife bereits überschritten haben. Anschließend wären u.U. Jahrzehnte lang nur sehr geringe Einschläge möglich, was auf einen mehr oder weniger aussetzenden Betrieb hinauslaufen würde. Probleme hinsichtlich der Personalauslastung, in Bezug auf das Risiko (z.B. KNOKE und MOSANDL, 2004), die Pflege der jüngeren Bestände und die Bereitstellung der Infrastrukturleistungen (z.B. SPEIDEL, 1972) sind mögliche Folgen.

Für die Optimierung der Forstbetriebsplanung unter Beachtung von betrieblichen Restriktionen wurden bereits Modelle entwickelt, die überwiegend als lineare Planungsmodelle formuliert sind und Zuordnungsprobleme lösen können (vgl. KURTH, 1994; ROSE, 1992; ZELL, 2002; MOOG und KNOKE, 2003). Der Einsatz solcher Modelle, die im englischsprachigen Bereich bereits länger eingeführt sind (vgl. JOHNSON und SCHEURMAN, 1977), drängt sich angesichts der Problemstruktur, mit der es die Forstbetriebsplanung zu tun hat, geradezu auf: Stellte doch schon JUDEICH (1871) heraus, dass es hier um die Herstellung einer optimalen Raum-Zeit-Ordnung geht. Forstbetriebliche Aktivitäten (z.B. Durchforstung, Endnutzung, Hiebsruhe, Pflanzung) müssen in optimaler Weise Waldorten und Zeitperioden zugeordnet werden. Zur Lösung solcher „Allokationsprobleme“ ist die lineare Programmierung in idealer Weise geeignet. Die lineare Programmierung kann zur Analyse der Konsequenzen möglicher Vorratshaltungen genutzt werden. Eine optimale Zuordnung der forstbetrieblichen Aktivitäten zu den Waldorten und den Zeitperioden bedingt eine „optimale“ Vorratshaltung. Abweichungen hiervon würden durch zu hohe (Einschlag noch nicht hiebsreifer Bestände) oder zu niedrige Holzeinschläge (zu langes Halten bereits hiebsreifer Bestände) Kosten verursachen, so genannte Opportunitätskosten einer nicht optimalen Holzvorratshaltung. Der optimale Holzvorrat wäre also dann gefunden, wenn die Opportunitätskosten der Holzvorratshaltung gleich Null sind (vgl. auch DEEGEN, 2000).

Ziel dieses Beitrages ist es, das lineare Optimierungsverfahren als mögliches Instrument der Forstbetriebsplanung am Beispiel von Waldbeständen des Forstbetriebes Arco-Zinneberg²⁾ in Tschechien vorzustellen. Die dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen

¹⁾ RUTH DIRSCH, geb. ESSER. Die Autorin arbeitet derzeit an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Freising.

²⁾ Herrn WOLF-DIETER RADIKE, Betriebsleiter des Forstbetriebes Arco-Zinneberg, sei in diesem Zusammenhang herzlich für seine Unterstützung gedankt, die diese Studie erst möglich machte.

einer Diplomarbeit von ESSER (2005) erzielt. Zur Konkretisierung der Themenstellung wurde die folgende Hypothese formuliert:

„Die aktuelle Höhe des Holzvorrats weicht in dem untersuchten Waldgebiet von der finanziell optimalen Vorratshöhe ab“.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet wurde durch den tschechischen Teil des Gräflich Arco-Zinneberg'schen Forstbetriebs in Mittelböhmen mit rund 3300 ha Fläche gebildet. Die Baumartenverteilung zeigt einen zu gut drei Vierteln aus Nadelholz bestehenden Betrieb (Abbildung 1).

Ein Überblick über die Altersausstattung lässt eine Dominanz der mittleren Altersklassen, vor allem der IV. Altersklasse, erkennen sowie einen Schwerpunkt auf den jüngeren Beständen der I. Klasse (Abbildung 2).

Die Geologie wird bestimmt von Gesteinen des tschechischen Massivs; es handelt sich überwiegend um Granodiorit und Granit sowie Para- und Orthogneis. Vorherrschende Böden sind Braunerden oligotropher Ausprägung. Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils auf einer Höhenlage von 400–500 m über NN. Die durchschnittlichen Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 7,0° und 8,5°C. Die durchschnittlichen jährlichen Niederschläge betragen 510 bis 680 mm.

Für die potentielle natürliche Vegetation ergeben sich hieraus Eichen- sowie Tannen-Buchenwälder.

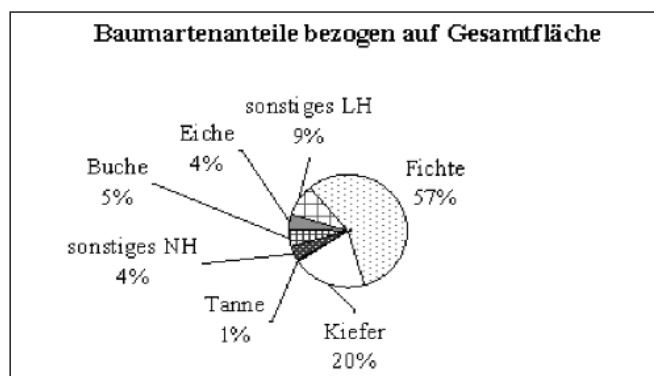


Abb. 1

Baumartenverteilung im Betrieb.
Distribution of Tree Species.

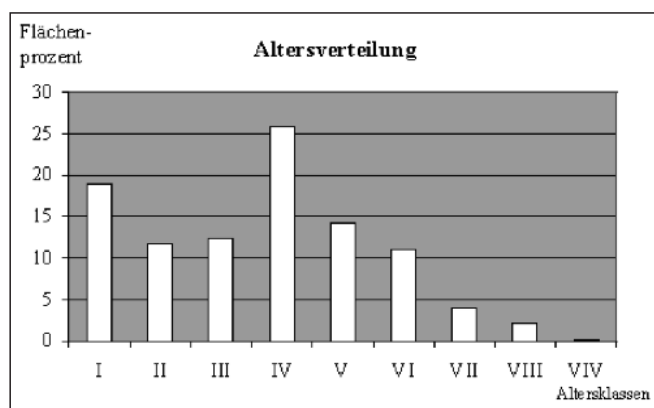


Abb. 2

Altersverteilung.
Age Class Distribution.

2.2. Ausformung von Bestandestypen als Planungseinheiten

Üblicherweise werden im Rahmen der Forstbetriebsplanung einzelne Bestände mit einer durchschnittlichen Größe von vielleicht 3 bis 4 ha beplant. Für die vorliegende Situation wären also mehrere hundert Planungseinheiten zu beplanen gewesen, für die jedoch keine ausreichend genauen ertragskundlichen Daten beschaffbar waren (zumindest nicht bei vertretbaren Ausgaben für die Inventur). Es wurde deshalb der Entschluss gefasst, das Planungsproblem auf wenige Bestandestypen zu reduzieren, für die es im Rahmen von Stichprobenerhebungen möglich war, eine ausreichende Anzahl von Inventurflächen zu vermessen. Zur Datenerhebung fand im August/September 2004 eine Wiederholungsaufnahme der 1999 angelegten, permanenten Stichprobeninventur statt. Es wurden hierzu 1/4 der 1999 inventarisierten Flächen erneut erfasst und das Untersuchungsgebiet wurde auf 1.168 ha eingegrenzt. Der betrachtete Bereich kann für den wirtschaftenden Betrieb als besonders relevant angesehen werden. Es handelt sich um einen im Vergleich zu den übrigen Flächen des Forstbetriebes wüchsigen Teil des Gesamtbetriebes.

Auf Basis von Stammzahl, Grundfläche und Vorrat wurden die Inventurflächen den Bestandestypen zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt nach den in Abbildung 3 und 4 dargestellten Schemata.

Insgesamt entstanden so zwölf Bestandestypen, da jede Einordnung nach Baumarten frei mit einer Alterseinstufung kombinierbar war. Hinzu kam noch ein dreizehnter Bestandestyp „Wiederbestockung“, welcher die vorhandenen Sturmwurf- und Käferkalamitätsflächen umfasste, die gerade erst neu aufgeforstet wurden bzw. noch aufzuforsten waren. Die Daten der einzelnen Bestandestypen wurden dann zur Konstruktion von Beispielsbeständen verwendet, auf denen die Wachstumsprognosen aufsetzten.

2.3. Wachstumssimulationen für die Bestandestypen

Für die Waldwachstumsprognose wurden aus den 13 Beispielsbeständen unter Zuhilfenahme der Inventurunterlagen so genannte Modellbestände konstruiert, welche in das vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München entwickelte Wuchsmodell Silva 2.2³⁾ eingelesen werden konnten.

³⁾ Für das unkomplizierte zur Verfügung stellen des Programms sei Prof. Dr. HANS PRETZSCH (Leiter des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU München) und seinen Mitarbeitern an dieser Stelle herzlichst gedankt. Insbesondere FR HANS-JOACHIM KLEMMT gebührt Dank für seine vielseitige Unterstützung.

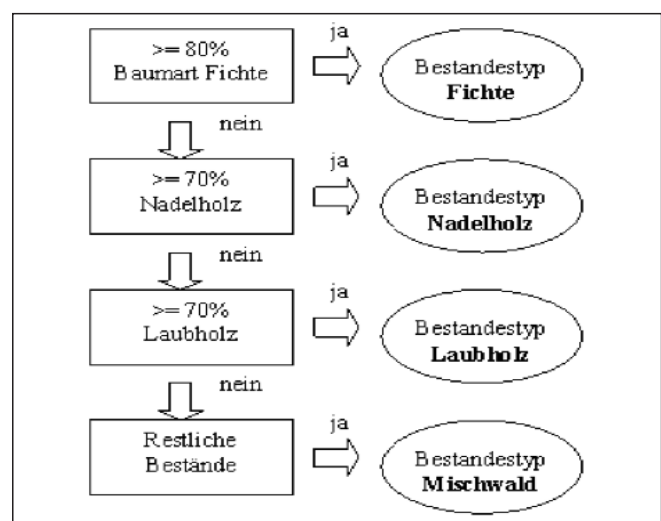


Abb. 3

Schema zur Einordnung nach dem Kriterium „Baumart“.
Classification Scheme for the Criterion “Species”.

Für den Bestandestyp „Wiederbestockung“ wurde erst in einem Alter von 16 Jahren mit der Simulation begonnen, da eine Simulation erst ab diesem Alter sinnvoll möglich war. In den davor liegenden Jahren geht der Bestandestyp ohne Vorrat in die Berechnungen ein.

Die Wachstumssimulation wurde für jeden Bestandestyp über 7 Perioden (eine Periode entspricht dabei 5 Jahren) durchgeführt. Der

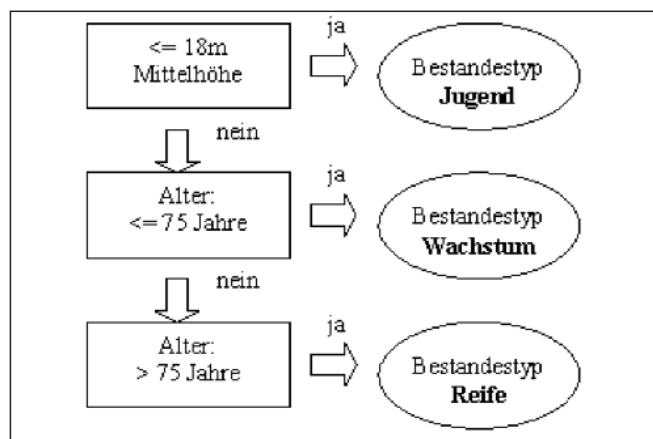


Abb. 4

Schema zur Einordnung nach dem Kriterium „Alter“.
Classification Scheme for the Criterion „Age Class“.

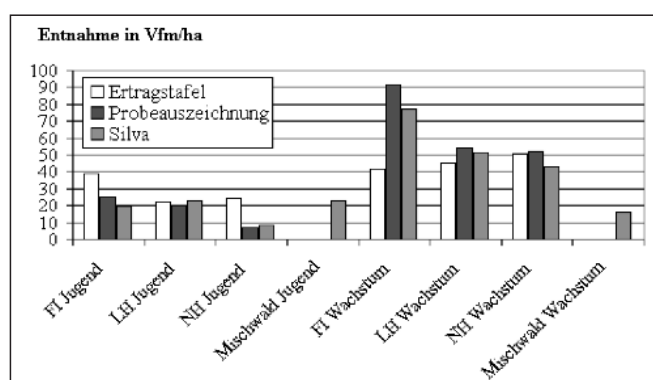


Abb. 5

Verprobte Entnahmesätze.
Harvested Volume for 5 years.

betrachtete Zeithorizont betrug damit 30 Jahre, denn das Wuchsmodell stellt immer den Bestandeszustand am Anfang einer Periode dar, so dass das in der siebten Periode geleistete Wachstum unberücksichtigt blieb.

Um eine möglichst genaue Darstellung des Holzanfalls vornehmen zu können, wurden im Rahmen der Feldaufnahmen Probeauszeichnungen durchgeführt und mit den von Silva 2.2 prognostizierten Entnahmesätzen abgeglichen. Die Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Entnahmesätze der einzelnen Bestandestypen.

2.4. Kalkulation von Deckungsbeiträgen

Anschließend an die Wachstumsprognosen wurden die Bäume der Modellbestände für jeden Bestand getrennt nach ausscheidenden und verbleibenden Bäumen mit dem für die Bundeswaldinventur konzipierten Voluminierungs- und Sortierungsprogramm BDAT (KUBLIN und SCHARNAGL, 1988) in Sorten eingeteilt.

Die Holzpreise, die Ausgaben für die Aufarbeitung und Rückung sowie alle sonstigen Ausgaben und Einnahmen konnten den vom Betrieb zur Verfügung gestellten Statistiken entnommen werden. Hieraus wurde der Deckungsbeitrag errechnet, welcher sich aus der Differenz zwischen Holzpreis und Aufarbeitungsausgaben mal dem jeweiligen Holzvorrat oder Holzanfall in einem Bestandestyp ergab.

Die kalkulierten Deckungsbeiträge pro Efm sind den Tabellen 1 und 2 zu entnehmen. Die Holzpreise der jeweiligen Perioden stellen gemittelte Werte aus drei Simulationsläufen dar, die nach der Sortierung der waldwachstumskundlich fortgeschriebenen Baumstämme in die jeweiligen Stärke- und damit auch Preisklassen entstanden sind. Die kursiv geschriebenen Zahlen stellen Fälle dar, in denen kleinere Korrekturen nötig waren, da sich – wahrscheinlich aufgrund der Zufallsparameter in der waldwachstumskundlichen Simulation – Inkonsistenzen ergaben. Generell wurde versucht, den Einfluss der im Wuchsmodell enthaltenen Zufallselemente durch dreifache Wiederholung der Simulationen zu dämpfen. Die Korrekturen bewegen sich allerdings durchschnittlich im Bereich von nur 15 Cent (5–60 Cent) pro Efm.

2.5. Der lineare Optimierungsansatz

2.5.1. Die Zielfunktion

Ein lineares Optimierungsproblem besteht immer aus einer Zielfunktion und Restriktionen (vgl. DANTZIG und THAPA, 1997). Die Zielfunktion für das vorliegende Optimierungsproblem lautete in Worten ausgedrückt:

„Maximiere den Barwert aller Finanzflüsse über einen Zeitraum von 30 Jahren.“

Tab. 1

Erntekostenfreier Durchforstungserlös in € je Efm.
Net Thinning Revenue in €/m³.

Periode	1	2	3	4	5	6	7
FI Jugend	8,7	14,3	19,3	20,4	21,3	23,1	25,9
FI Wachstum	29,1	30,2	30,3	31,2	31,3	32,2	36,5
FI Reife	-	-	-	-	-	-	-
NH Jugend	7,7	7,8	12,5	20,3	26,4	24,3	24,4
NH Wachstum	11,6	11,6	11,6	21,6	21,9	23,3	28,8
NH Reife	-	-	-	-	-	-	-
LH Jugend	9,1	13,3	13,3	13,5	13,6	13,6	13,7
LH Wachstum	17,2	17,3	17,4	18,4	18,7	19,0	19,1
LH Reife	-	-	-	-	-	-	-
Mischwald Jugend	1,4	1,6	7,3	17,4	17,4	17,5	17,6
Mischwald Wachstum	9,5	13,4	13,5	13,6	16,0	17,1	19,6
Mischwald Reife	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 2

**Erntekostenfreier Erlös bei Verjüngungsnutzung in € je Efm.
Net Harvest Revenue in €/m³.**

Periode	1	2	3	4	5	6	7
Fi Jugend	19,3	20,4	20,5	20,9	22,6	24,9	25,4
Fi Wachstum	31,2	32,5	32,1	32,2	32,5	32,8	33,0
Fi Reife	31,4	31,7	31,8	32,0	32,2	32,4	32,5
NH Jugend	29,7	33,2	33,4	33,5	33,6	33,7	33,8
NH Wachstum	28,2	28,5	28,6	28,8	29,1	29,6	30,1
NH Reife	29,3	29,6	29,8	30,1	30,3	30,4	30,7
LH Jugend	18,1	18,1	18,2	18,8	18,9	18,9	19,0
LH Wachstum	18,8	19,1	19,7	21,3	22,4	23,8	25,0
LH Reife	28,9	29,3	30,4	30,5	31,5	32,8	33,6
Mischwald Jugend	5,8	9,0	16,5	16,6	19,2	20,3	21,8
Mischwald Wachstum	31,0	31,0	31,2	31,6	32,8	34,1	34,2
Mischwald Reife	23,4	23,5	23,9	24,5	24,7	24,8	24,9

Mathematisch kann dies in folgender Formel dargestellt werden:

$$Z = \left[\sum_{p \in P} q^{-t} \sum_{b \in B} (v_{p,b,d} \cdot p_{p,b,d} \cdot f_{p,b,d} + v_{p,b,e} \cdot p_{p,b,e} \cdot f_{p,b,e} - c_{p,b} \cdot f_{p,b}) \right] + q^{-T} \sum_{b \in B} v_{p,b,T} \cdot p_{p,b,T} \cdot f_{p,b,T}$$

Hierbei sind:

Z = Wert der Zielfunktion

p = Periode

P = Menge aller Perioden (insgesamt 6 Perioden zu je 5 Jahren)

b = Bestandestyp

B = Menge aller Bestandestypen (insgesamt 12)

q = Diskontierungsfaktor (= 1,03)

t = Zeitspanne über die diskontiert wird (= 0, 5, 10, 15, 20, 25)

T = Planungszeitraum (30 Jahre)

$v_{p,b,d}$ oder e oder T = Holzvolumen einer Periode eines Bestandestyps⁴⁾ bei Durchforstung (d), Endnutzung (e) oder am Ende der Betrachtung (T)

$p_{p,b,d}$ oder e oder T = Durchschnittlicher holzernkostenfreier Erlös einer Periode eines Bestandestyps bei Durchforstung (d), Endnutzung (e) oder am Ende der Betrachtung (T)

$f_{p,b,d}$ oder e oder T = einem Bestandestyp in einer bestimmten Periode zugeordnete Fläche bei Durchforstung (d), Endnutzung (e) oder am Ende der Betrachtung (T)

$c_{p,b}$ = Ausgaben für Pflege oder Kulturen⁵⁾

Das erste Summenzeichen der Zielfunktion richtet sich auf die verschiedenen Zeitperioden und überführt die betrachteten Deckungsbeiträge in Barwerte. Je nach dem zeitlichen Eingang der Finanzflüsse werden diese entsprechend diskontiert, um die Kapitalmittelknappheit zu berücksichtigen. Zur Diskontierung wurde ein Zinsfuß in Höhe von 3% verwendet. Dies deckt sich mit der Auffassung von BUONGIORNO, KOLBE und VASIEVICH (2000) sowie TARP et al. (2000), welche bei sehr langfristiger Betrachtung alternativer Investitionen am Kapitalmarkt einen Zinssatz von 3% für angemessen halten. Im Rahmen der Diplomarbeit wurden jedoch noch weitere Zinsfüße verwendet und deren Auswirkungen auf das Ergebnis beschrieben ESSER (2005). Das zweite Summenzeichen

führt zu einer Addition aller Deckungsbeiträge, die sich zum einen aus der Multiplikation der prognostizierten Holzanfälle mit den durchschnittlichen Holzpreisen und der jeweils als Durchforstungs- oder Endnutzungsfläche zugeordneten Fläche in Hektaren ergeben. Zum anderen werden entsprechende Kultur- und Pflegeausgaben berücksichtigt. Schließlich wird noch der diskontierte Abtriebswert zu Beginn der 7. Periode (rechter Teil der Formel) hinzuaddiert. Diese Struktur der Zielfunktion führt über eine entsprechende Zuordnung von Flächen zu einer Maximierung der Barwerte aller Finanzflüsse: Systematisch werden die in einer bestimmten Periode erzielbaren Barwerte der Deckungsbeiträge mit den zukünftig, also in kommenden Perioden erreichbaren verglichen. Nur wenn der aktuell erreichbare Barwert höher als der zukünftige ist, wird der Bestandestyp eingereiht, das heißt es erfolgt eine entsprechende Zuordnung von Fläche zur waldbaulichen Aktivität „Verjüngung“. Ist der Barwert einer in die Zukunft verschobenen Verjüngungsmaßnahme jedoch höher, wird zunächst durchforstet.

2.5.2. Die Restriktionen

Zusätzlich müssen Restriktionen definiert werden, damit die für die Optimierung verwendeten Kapazitäten und die zu beachtenden betrieblichen Ansprüche korrekt abgebildet werden können. Zunächst stellen die zur Verfügung stehenden Flächen der einzelnen Bestandestypen Restriktionen im Sinne von Flächenkapazitäten dar. Darüber hinaus wird die Erreichung eines Mindestdeckungsbeitrags zur Deckung der laufenden Betriebs- und Personalausgaben angestrebt sowie gleichmäßig über die Zeit verteilte Einschläge, was durch eine Hiebssatzrestriktion erreicht wird.

Der Mindestdeckungsbeitrag belief sich auf 270 €/ha/J für die nächsten 15 Jahre, ab dann 181 €/ha/J, während nach 20 Jahren 137 €/ha/J ausreichen sollten. Dieser Betrag deckt Waldbau-, Anlagen- und Personalausgaben, Steuern und Abgaben sowie sinkende Investitionsrückzahlungen ab. Die Höhe des Betrags ergibt sich aus betrieblichen Unterlagen und wurde in Rücksprache mit der Betriebsleitung festgesetzt. Die verwendeten Hiebsobergrenzen wurden aus dem alten Forsteinrichtungsoperat entnommen (6,65 Efm/ha), in Höhe des zukünftig durch den Forstbetrieb angestrebten Hiebssatzes festgelegt (9,63 Efm/ha) und außerdem noch in der Höhe des aktuellen Einschlags fixiert (11,54 Efm/ha), der aufgrund von Borkenkäferkalamitäten außerplanmäßig über dem festgesetzten und geplanten Hiebssatz liegt.

Zur eigentlichen Vorratsoptimierung wird ein Schwellenwert in Form einer Vorratsrestriktion berücksichtigt, unter den der betriebliche Vorrat nicht sinken darf. Der Schwellenwert musste für jede Periode eingehalten werden.

⁴⁾ gewichtet nach Anteilen des Bestandestyps an der Gesamtfläche.

⁵⁾ in €/ha aufzuforstender oder zu pflegender Fläche. Diese variiert je nach Einschlagsszenario.

2.5.3. Kennzahlen für Sensitivitätsbetrachtungen

Für betriebswirtschaftliche Analysen gehen drei besonders relevante Kenngrößen aus der linearen Optimierung hervor, welche die Auswirkungen bestimmter Annahmen auf die Ein- und Ausgabe-Größen sowie Konstanten des Optimierungsproblems zeigen. Diese sind die reduzierten Kosten, der Schlupf bzw. Überschuss als nicht genutzte Kapazitäten oder übererfüllte Ansprüche und die Schattenpreise. Die Kennwerte sind im so genannten Sensitivitätsbericht enthalten.

Die reduzierten Kosten zeigen inwieweit die Aufnahme einer Aktivität, die nicht Bestandteil der optimalen Lösung ist, die Zielfunktion vermindern würde. Hierzu ein Beispiel: Würde beschlossenen, den noch nicht hiebssreifen Bestandestyp „Fichte Jugend“ in der ersten Periode zu ernten, obwohl diese Maßnahme in der optimalen Lösung nicht vorgesehen ist, würde sich die Zielfunktion um einen Betrag von 9,5 €/ha verringern. Die reduzierten Kosten geben also den Betrag an, den der Wirtschaftler spart, wenn er auf eine Maßnahme verzichtet und damit im Bereich der optimalen Lösung arbeitet.

Mit dem Schlupf bzw. Überschuss (in der englischsprachigen Literatur „slack“ und „surplus“) wird die Kapazität einer Restriktion quantifiziert, die nicht ausgeschöpft ist bzw. der Betrag, um den ein bestimmter Anspruch übererfüllt wird. Diese Größen treten nur auf, wenn eine Restriktion nicht „bindend“ ist. Sind Schlupf bzw. Überschuss gleich Null, liegt eine volle Auslastung einer Restriktion vor; die Restriktion ist für diese Variable also bindend. Als Schlupf oder „Slack“ wird die nicht in Anspruch genommene Kapazität einer Restriktion der „ \leq “-Form bezeichnet. Der „Surplus“ ist der Überschuss bei einer „ \geq “-Restriktion, der über die Mindestforderung hinaus erzielt wird. Auch hierzu ein Beispiel: Im Falle der Restriktion des Mindestdeckungsbeitrags im Beispiel des optimalen Einschlagsszenarios für den vorliegenden Forstbetrieb ist die Restriktion in den ersten Perioden nicht bindend. Sie hat einen „Surplus“ von 1037 € in der ersten und von 62 € in der zweiten Periode. Das heißt: Der geforderte Mindestdeckungsbeitrag wird um diese Beträge übererfüllt.

Die Schattenpreise („shadow prices“) geben an, um welchen Betrag die Zielfunktion verbessert werden kann, wenn man eine bindende Restriktion um eine Einheit lockert. Für das vorliegende Beispiel lässt sich im Sensitivitätsbericht der zusätzliche Barwert abfragen, welcher erzielt würde, wenn ein Hektar des Bestandestyp „Fichte Wachstum“ mehr eingeschlagen werden könnte. Dieser liegt im Schnitt über alle Perioden bei 2557 €. Für andere Bestandestypen, wie etwa den Typ „Mischwald Wachstum“ mit 1956 €/ha, ist die Verbesserung durch eine Lockerung der Flächenrestriktion geringer. Die Schattenpreise stellen anders betrachtet Opportunitätskosten dar, die entstehen, weil eine Restriktion formuliert wird, die in einer Kapazität (z.B. Fläche, Budget) bzw. einem Anspruch (z.B. Mindestdeckungsbeitrag) begründet liegt. Schattenpreise entsprechen in Bezug auf eine etwaige Vorratsrestriktion (als Anspruch) den marginalen Kosten, die eine letzte hinzugefügte oder reduzierte Einheit an Vorrat zur Folge hat. Lediglich im Bereich des optimalen Vorrats sind diese Kosten gleich Null, oder anders ausgedrückt: die Grenzkosten einer Vorraterhöhung/senkung sind gleich dem Grenzerlös.

2.5.4. Optimierungssoftware

Für die Berechnungen wurde der von der Firma „Frontline Systems inc.“ für Microsoft entwickelte Solver verwendet (vgl. FYLSTRA et al., 1998), der im Standardlieferungsumfang von Microsoft Office enthalten ist. Mit dieser Software ist es sowohl möglich einen festen Wert für eine Zielzelle zu bestimmen als auch einen maximalen oder minimalen Zielwert zu ermitteln. Der Solver rechnet bei linearen Problemen mit dem von Professor GEORGE B.

DANTZIG entwickelten Simplex-Algorithmus (vgl. z.B. RUNZHEIMER, 1999). Es können hiermit bis zu 200 Entscheidungsvariablen optimiert werden.

3. ERGEBNISSE

Die Auswertung der Inventur ergab für das Planungsgebiet einen durchschnittlichen Vorrat von 320 Efm/ha.

Der durchschnittliche periodische Zuwachs lag in dem Optimierungslauf mit einer Hiebssatzobergrenze von 11,5 Efm/ha/J bei 9,2 Efm/ha/J.

3.1. Untersuchung verschiedener Nutzungsvarianten

Zunächst wurden verschiedene Nutzungsvarianten analysiert. Den Ausgangspunkt bildete ein Einschlagsszenario in dem die Holzernte ausschließlich nach dem finanziellen Hiebssreifekriterium erfolgte, ohne betriebliche Ansprüche und Kapazitäten⁶⁾ zu berücksichtigen. Es ergaben sich sehr hohe Einschlüsse zu Beginn des Prognosezeitraums, durch die der Holzvorrat in der 3. Periode bis auf unter 50 Efm/ha abgesenkt wurde. Bis zum Ende der Betrachtung stieg der Holzvorrat lediglich auf etwas über 100 Efm/ha an (Abbildung 6).

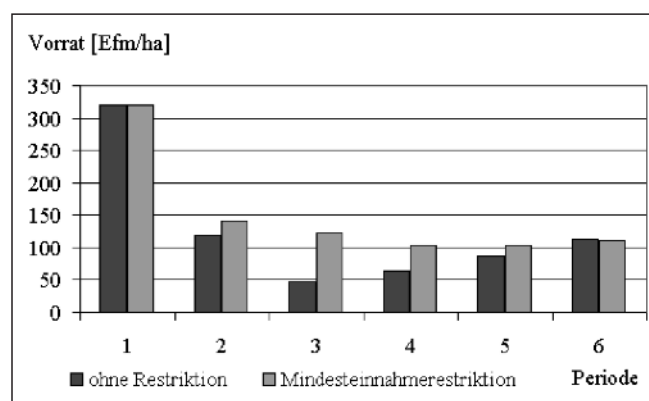


Abb. 6

Vorratsentwicklung bei Einschlag nach finanzieller Hiebssreife und mit Restriktion „Mindesteinnahme“.

Changes of Timber Stock for Harvest at the Point of Financial Maturity with a “Minimum Revenue” Restriction.

Wurde eine Restriktion zur Ausgabendeckung hinzugefügt, änderte sich das Einschlagsszenario hin zu etwas weniger drastischen Vorratsabsenkungen im Vergleich zu dem Einschlagsszenario rein nach der finanziellen Hiebssreife (Abbildung 6). Aber auch unter Beachtung dieser Restriktion wurde der Holzvorrat drastisch, auf ein Niveau um die 100 Efm/ha, abgesenkt. Die Restriktion der Mindesteinnahmen war bindend in der 2., 3., 4. und 5. Periode. Die hierdurch entstehenden Schattenpreise verminderten den Wert der Zielfunktion um 0,7%.

Schließlich wurde noch eine Hiebssatzobergrenze als Restriktion hinzugefügt, um gleichmäßigere Holzanfälle zu erreichen. Die Abbildung 7 zeigt, dass unter dieser Annahme die Vorräte nicht mehr so stark abgesenkt wurden bzw. sogar stiegen.

Durch die Kappung der Einschlüsse bei einem Wert von 9,63 Efm/ha entstanden Schattenpreise, die die Zielfunktion, d.h. die Summe der möglichen Barwerte der Deckungsbeiträge um 9,7% verringerten. Unter dieser Restriktion ergab sich die folgende Einschlagsreihenfolge: Verjüngungsnutzungen und Durchforstungen

⁶⁾ Natürlich mussten die Flächenkapazitäten berücksichtigt werden.

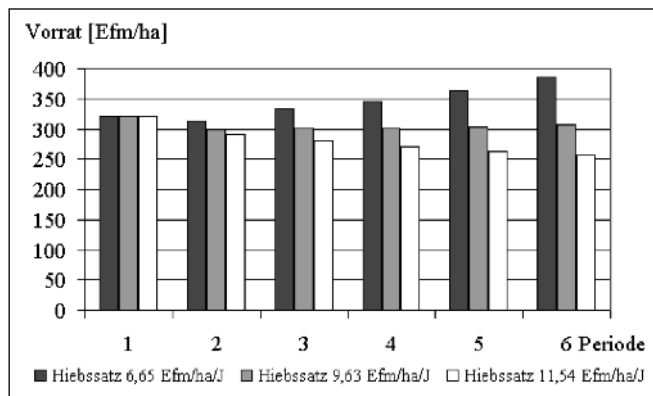


Abb. 7

Vorratsentwicklung mit Hiebssatzrestriktionen.

Changes of Timber Stock for Harvest with a "Maximum Harvest Rate" Restriction.

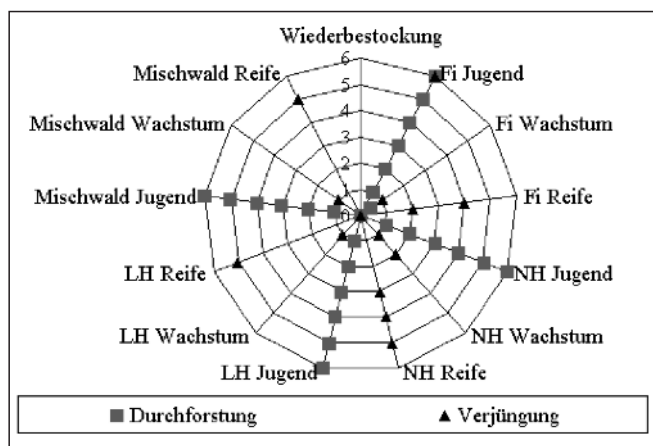


Abb. 8

Reihenfolge der Maßnahmen bei einem Zinsfuß von 3 % und einer Hiebssatzobergrenze von 9,63 Efm/ha/J (die Ziffern 1 bis 6 bezeichnen die jeweiligen Perioden).

Harvest Scenario at an interest rate of 3 % and a Harvest Restriction of 9,63 m³/ha/y.

finden im Bestandestyp „FI Wachstum“ bis zur 5. Periode statt. In der 2. Periode erfolgen auch Verjüngungsnutzungen im Bestandestyp „Mischwald Wachstum“ und ab der 5. Periode folgen Hiebssatzmaßnahmen im Bestandestyp „FI Reife“. Ein großer Teil des Einschlags wird durch regelmäßige Durchforstungen in den Typen „FI, NH und LH Jugend“ sowie „NH und LH Wachstum“ gedeckt. Der Einschlag liegt mit 9,6 Efm/ha/J rein rechnerisch 0,1 Efm/ha über dem Zuwachs dieses Einschlagsszenarios. Der Vorrat sinkt in der 2. Periode auf 299 Efm/ha und steigt bis zur letzten Periode wieder leicht auf 307 Efm/ha an (Abbildung 7). Die Abbildung 8 stellt die eben beschriebene Einschlagsreihenfolge graphisch dar. Das Gitter stellt die fünfjährigen Einschlagsperioden von 0 bis 6 dar und die Nutzungen als Durchforstung oder Verjüngung sind über die Symbole Quadrat und Dreieck an den Achsen den einzelnen Beständen zuzuordnen.

3.2. Analyse verschiedener Vorratshaltungen

In diesem Abschnitt sollen nun verschiedene Vorratshaltungen in Bezug auf etwaige mit ihnen verbundene Kosten geprüft werden. Es wurde hierzu mit einem Mindestdeckungsbeitrag (siehe 2.5.2 Restriktionen) sowie mit einer Hiebssatzobergrenze von 12

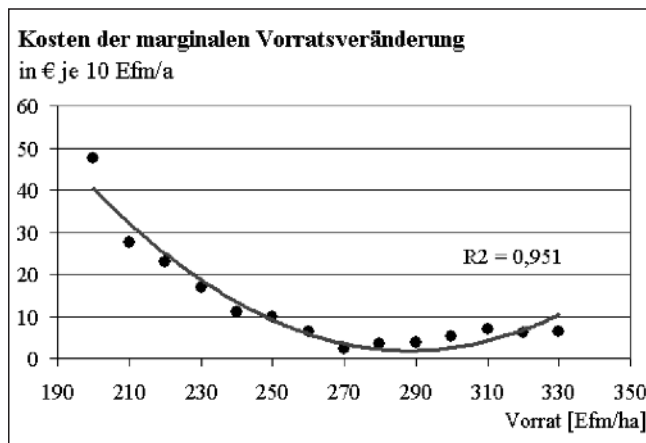


Abb. 9

Opportunitätskosten des optimalen Vorrats.

Opportunity Costs of the Optimum Timber Stock.

Efm/ha/J kalkuliert. Die Kappung der Einschläge bei 12 Efm/ha/J sollte sehr unregelmäßige Holzanfälle vermeiden.

Wird der betriebliche Holzvorrat mit Hilfe von entsprechenden Restriktionen von einem Niveau in Höhe von 320 Efm/ha ausgehend in Schritten von 10 Efm/ha abgesenkt bzw. aufgebaut, ergeben sich verschiedene Ergebnisse für die Zielfunktion. Dies wurde mit Vorratsrestriktionen für einen Höchst- bzw. einen Mindestvorrat erreicht, die für jede Periode angelegt wurden. Wenn die Differenzen der Zielfunktion nun als Kosten eines Vorratsauf- bzw. abbau über dem entsprechenden Vorratsniveau aufgetragen werden, ergibt sich die Abbildung 9.

Hier sind die tatsächlichen jährlichen Kosten bestimmter Vorratshaltungen im Sinne einer Annuität⁷⁾ angegeben. Diese Kosten entstehen durch die Summe der Schattenpreise, die die Vorratsrestriktionen in jeder Periode bewirken. Eine durch die berechneten Kosten gelegte Kurve erreicht ihr Minimum bei etwa 280 Efm/ha. Theoretisch müssten sich im Vorratsoptimum Opportunitätskosten der Vorratshaltung von Null ergeben (vgl. z.B. DEEGEN, 2000 bzw. KNOKE und BORCHERT, 2001). Ein solches Vorratsniveau wird hier nicht offenkundig, da die Schrittweite von 10 Efm an Vorratsveränderungen relativ grob gefasst und die Restriktion zu statisch formuliert ist, um ein Vorratsniveau mit Opportunitätskosten von genau Null aufdecken zu können. Eine polynomische Regression durch die Punktwolke erreichte ein Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,951. Das Vorratsoptimum lässt sich genau ermitteln, indem ein Optimierungslauf ohne Vorratsrestriktion durchgeführt wird. Es ergibt sich ein über alle Perioden gemittelter optimaler Vorrat von **273 Efm/ha**. Dies ist ein mittlerer Wert, der stellvertretend für eine optimale Vorratsentwicklung steht.

Bei diesem durchschnittlichen Vorratsniveau sind die Opportunitätskosten der Vorratshaltung gleich Null. Wird der Vorrat nun beispielsweise höher gewählt als 273 Efm/ha, entstehen jährlich Kosten in Höhe von 3,80 € für die Aufstockung auf 280 Efm/ha, 5,20 € für die Aufstockung von 280 auf 290 Efm/ha und so fort. Je stärker der aktuelle Vorrat vom optimalen Vorrat abweicht, desto höher fallen die Kosten für eine weitere Vorratssenkung bzw. für einen weiteren Vorratsaufbau aus. Wenn z.B. der Vorrat von 210 Efm/ha noch weiter auf 200 Efm/ha verringert werden soll, so ergeben sich Kosten in der Höhe von 47 € pro Jahr und Hektar.

⁷⁾ Marginale Veränderung der Zielfunktion multipliziert mit dem Annuitätenfaktor „a“ bei Zins „i“:

$$\Delta Z \cdot a = (Z_{\text{Vorrat}} - Z_{\text{Vorrat} \pm 10 \text{ Efm}}) \cdot i \cdot \frac{(1+i)^{30}}{(1+i)^{30} - 1}$$

Das Vorratsoptimum, welches zunächst in Höhe von 273 Efm/ha ermittelt wurde, hängt aber auch ganz entscheidend von den gewählten Restriktionen ab. Wird beispielsweise die Hiebssatzrestriktion auf 9,63 Efm/ha verschärft, weil man nicht über dem vermutlichen Zuwachs einschlagen will, so ergibt sich ein optimaler Vorrat in Höhe von **305 Efm/ha**.

4. DISKUSSION

Der Holzvorrat wurde als der zentrale Gegenstand der eigentlichen Optimierungsüberlegung herausgegriffen und als Kennwert zur Bewertung des Betriebszustands mit folgender Hypothese festgehalten:

„Die aktuelle Höhe des Holzvorrats weicht von der finanziell optimalen Vorratshöhe ab.“

Diese Hypothese wird aus den Ergebnissen bestätigt. Der aktuelle Vorrat liegt mit 320 Efm/ha über dem finanziellen Optimum, wenn die gemachten Annahmen akzeptiert werden.

Dieses Optimum liegt in derselben Größenordnung, die KNOKE (2003) als Zielvorrat für den Wald der Ludwig-Maximilians-Universität in Landshut ableitete. Je nach Vorgaben ergibt sich dort ein optimaler Vorrat, der zwischen 260 und 320 Efm/ha liegt. Hierzu muss angemerkt werden, dass der Vorrat im Universitätswald 385 Efm/ha beträgt (Inventurjahr 2002) und der Zuwachs dort deutlich höher ist als im Untersuchungsobjekt. Die Planung im Universitätswald berücksichtigte allerdings auch Risiken, was in der vorliegenden Studie entfiel. Die Integration von Naturalrisiken (Sturmwurf, Schneebruch, Insektenkalamitäten) (vgl. z.B. KNOKE et al., 2005) würde vermutlich zu einem etwas niedrigeren Vorratsoptimum im untersuchten Teil des Forstbetriebes Arco Zinneberg führen. Zusätzlich könnte man das vorgestellte Verfahren um eine Modellierung der Holzpreisschwankungen ergänzen (z.B. KNOKE et al., 2001) und als nichtlineares Planungsmodell ausführen (vgl. KNOKE und MOOG, 2005). Der nach HOF et al. (1988) zentrale Kritikpunkt am Verfahren der Linearen Programmierung – die statische Betrachtung aller Eingangsvariablen – wäre damit behoben.

Die Zuwachsmodellierung wurde mit der Standortseinstellung „Östlicher Vorderer Bayerischer Wald – 9.11.02“ durchgeführt, da eine Parametrisierung von SILVA 2.2 für tschechische Verhältnisse noch nicht vorlag. Diese Einstellung kommt den standörtlichen Verhältnissen in Tschechien am Nächsten.

Bei der Überprüfung der Realitätsnähe der Szenarien zeigte sich, dass in Szenarien ohne Hiebssatz- oder Vorratsrestriktionen der Vorrat stark absank. Deshalb wurde den Optimierungsszenarien eine praxisnahe Hiebssatzrestriktion zugrundegelegt. Zusätzlich hat sich herausgestellt, dass das Modell in Ausnahmefällen bei engen Restriktionen und höheren Zinsforderungen dazu tendiert nur Verjüngungsmaßnahmen durchzuführen und nicht zu durchforsten. Dies liegt an den sehr geringen Deckungsbeiträgen im Rahmen der Durchforstung, die die Zielfunktion kaum beeinflussen.

Durch diesen Umstand kann sich eine leichte Unterschätzung des Zuwachses⁸⁾ ergeben. Es gehen dann keine Nutzungsmengen aus der Durchforstung in die Optimierungsformel ein obwohl die Holz mengen im Rahmen der Zuwachsmodellierung mit Hilfe des Wachstumsmodells Silva 2.2 entnommen wurden. Mit Ausnahme der reifen Bestände wurden regelmäßig Durchforstungen im Rahmen der Wachstumsprognose modelliert.

Im Hinblick auf die Dynamik des Modells muss die Länge des Betrachtungshorizontes überprüft werden. Die gewählten 30 Jahre stellen einen Kompromiss zwischen den Anforderungen der Forstwirtschaft – ausreichend lange Abbildung der Waldentwicklung –

und finanzmathematischen Gepflogenheiten dar. Für letztere ist ein 30jähriger Zeithorizont bereits extravagant lang.

Deutlich wird, dass geringe Veränderungen der Restriktionen, wie die Variation des Maximalhiebssatzes oder des Zinssatzes die Zielfunktion und damit den optimalen Vorrat beeinflussen. Wird beispielsweise eine niedrigere Zinsforderung von nur 2% angelegt, so erhöht sich der optimale Vorrat der in *Abbildung 9* dargestellten Variante – allerdings lediglich von 273 Efm/ha auf 279 Efm/ha.

Bei einer Festlegung des optimalen Vorrats werden die betrieblichen Bedürfnisse und Ansprüche abgewogen. Dies ist vor allem der Vorteil eines in Zukunft eventuell höheren Einschlagspotenzials und die damit verbundene größere Flexibilität besser auf die erzielbaren Holzpreise reagieren zu können, gegenüber dem Nachteil der gebundenen Finanzmittel und dem eventuell vergrößerten Risiko.

Das vorgestellte Verfahren zur Vorratsoptimierung erlaubt es die Kosten verschiedener Vorratshaltungen zu quantifizieren und könnte den bis heute im Rahmen der Forstbetriebsplanung eher intuitiv festgelegten Zielvorräten eine stärkere rationale Fundierung geben.

Deshalb ist das Verfahren der Linearen Programmierung zur Optimierung des Holzvorrats auf Betriebsebene und als Mittel der strategischen Planung trotz der diskutierten Unschärfen gut geeignet. Es ermöglicht detailliert zu beurteilen, ob die aktuell angewandten Methoden mit den langfristigen betrieblichen Zielen übereinstimmen. Mit der Verwendung eines geeigneten Zuwachsmodells und der sorgfältigen Formulierung der betrieblichen Restriktionen können wichtige Kennzahlen für Forstbetriebe herausgearbeitet werden.

Dem Verfahren der Linearen Optimierung zur Lösung von forstlichen Planungsproblemen gebührt deshalb mehr Aufmerksamkeit, als ihm derzeit sowohl in der forstlichen Fachliteratur als auch in der Praxis im deutschsprachigen Raum gewährt wird.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Vorliegender Artikel versucht, einen Beitrag zur Weiterentwicklung der Forstbetriebsplanung in Deutschland zu leisten. Hierzu wurde ein im englischsprachigen Raum bereits etabliertes Optimierungsverfahren, die lineare Programmierung, eingesetzt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Vorratshaltungen zu analysieren. Aus der Analyse resultieren Opportunitätskosten, die mit einem Abweichen vom Vorratsoptimum verbunden sind. Das Untersuchungsobjekt war ein vergleichsweise wuchskräftiger Teil des gräflichen Forstbetriebes Arco Zinneberg in Tschechien. Zunächst wurden 13 großflächige Bestandestypen ausgewiesen. Für diese Bestandestypen wurden basierend auf Stichprobenflächen repräsentative Modellbestände generiert. Mit Hilfe des Wachstumsmodells Silva 2.2 wurden dann Prognosen der Bestandesentwicklung über 30 Jahre erstellt. Holzanfall und verbleibender Bestand wurden sortiert und mit aktuellen Holzpreisen und Ausgaben für die Aufarbeitung bewertet. Dann wurden eine Zielfunktion zur Maximierung der Barwerte der Deckungsbeiträge sowie verschiedene Restriktionen (Mindesteinnahmen, Maximaleinschläge) formuliert. Anschließend wurde mit Hilfe der linearen Programmierung eine optimale Zuordnung der jeweiligen Einreichungs- und Durchforstungsflächen zu den Bestandestypen und Zeitperioden vorgenommen. Es zeigte sich, dass eine rein finanziell orientierte Planung ohne Restriktionen zu einer unrealistischen Diskontinuität der Holzanfälle führt, da hiernach – abgesehen von den Beständen in der Jugendphase – alle Bestände in der ersten Periode einzuschlagen wären. Durch die Hinzunahme von Restriktionen konnte die Planung realistischer gestaltet werden. Die Analyse verschiedener Vorratshaltungen, die mittels Restriktionen erzwungen wurden, ergab ein Kostenminimum im Bereich eines Holzvorrates von 280 Efm/ha. Dies ist ein Wert, der etwas unter dem bisherigen Niveau

⁸⁾ Zuwachs = (Vorrat zu Beginn der Prognose – Vorrat am Ende der Prognose) + Nutzungen.

des Holzvorrates liegt (320 Efm/ha). Zu beachten ist, dass bei dieser Kalkulation das Risiko außer Acht gelassen wurde. Eine Einbeziehung des Risikos hätte sicher ein tendenziell niedrigeres Vorratsniveau zur Folge gehabt.

6. Summary

Title of the paper: *Financial Analysis for the Optimum Stocking of Timber by Use of Linear Programming in Forest Planning.*

This paper tries to contribute towards developing forest management in Germany. It utilises linear programming (LP) in an optimisation algorithm which is already well established in the English literature. LP was employed to investigate the effects of several levels of the standing timber volume. The analysis focussed on the opportunity costs involved with standing timber volumes different from the optimum. The investigated area belonged to the forest enterprise of Count Arco Zinneberg in the Czech Republic and represented a relatively productive part of the whole forest property. To form a basis to start from, 13 large stand types were formed. Based on inventory sample plots for those stand types hypothetical forest stands were generated. The growth of the hypothetical stands was then projected over 30 years by means of the growth simulator Silva 2.2. The timber for harvestings as well as standing inventories was graded and prices as well as logging expenses were used to determine the net earnings of forest management. Based on this data an objective function was formulated in order to maximise the present values of net earnings. Various constraints were implemented, such as, least total net revenue flows and maximum allowed timber harvests. The LP optimisation allocated optimum areas to be harvested and thinned to stand types and time periods. The results showed that an optimisation purely according to financial maturity, i.e. without constraints, produced unrealistic discontinuous timber harvestings, because the majority of stands had to be harvested in the first period under this assumption. Considering constraints allowed for a more realistic schedule. Analysing various standing timber volumes, here the system was forced to keep specific levels of standing timber volume, resulted in a minimisation of costs at about 280 m³/ha, a value slightly smaller than the actual standing timber volume (320 m³/ha). One has to bear it in mind however, that this analysis excluded the effects of risks, which would surely diminish the optimum standing timber volume level.

7. Résumé

Titre de l'article: *Analyse financière portant sur le niveau du volume sur pied: une utilisation de la programmation linéaire dans le cadre de la planification de la gestion forestière.*

Le présent article vise à apporter sa contribution à un nouveau développement de la planification pour la gestion forestière en Allemagne. Pour ce faire on a eu recours à la programmation linéaire, méthode d'optimisation déjà en usage dans les pays anglophones, pour analyser les conséquences de divers volumes sur pied. À partir de cette analyse on obtient des coûts d'opportunités qui sont liés aux modifications du volume sur pied. L'objet de la recherche était une partie, où la croissance était relativement bonne, de l'exploitation forestière comtale Arco Zinneberg à Tschéchie. Tout d'abord on a distingué 13 types de peuplements intéressants de grandes surfaces. En se basant sur des placettes-échantillons on a élaboré pour ces types de peuplements des modèles représentatifs. À l'aide du modèle de croissance Silva 2.2 on a établi des prévisions sur l'évolution des peuplements sur 30 ans. Les récoltes de bois et les volumes laissés sur pied ont été classés et leurs valeurs actuelles déterminées sur la base des prix des bois et des coûts de façonnage actuels. Ensuite on a formulé une fonction. Objectif pour maximiser la valeur actuelle des apports de couverture ainsi que de diverses restrictions (recettes minimales,

coupes maximales). Finalement on a établi, en ayant recours à la programmation linéaire, une coordination optimale des parcelles à éclaircir ou à maintenir eu l'état selon les types de peuplements et les périodes. Il est apparu qu'une planification strictement orientée sur le rendement financier, sans aucunes restrictions, conduirait à une discontinuité irréaliste des abattages de bois car dans ce cas on serait conduit à exploiter tous les peuplements au cours des premières périodes, exception faite pour la phase juvénile. En revanche si l'on ajoute des restrictions on peut aboutir à une planification réaliste. L'analyse des différents niveaux pour le matériel sur pied qui ont été obtenus au moyen des restrictions aboutit à un coût minimal pour un volume sur pied de l'ordre de 280 m³/ha. Cette valeur est quelque peu inférieure au niveau admis jusqu'ici (320 m³/ha). Il convient d'observer que dans ces calculs le risque n'a pas été pris en considération. Si tel avait été le cas il est certain que cela aurait en tendance à déterminer un niveau du volume sur pied encore plus bas.

J.M.

8. Literatur

- BORCHERT, H. (2002): The Economically Optimal Amount of Timber Cut in Forests. Schriften zur Forstökonomie Band 24. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.
- BUONGIORNO, J., A. KOLBE und M. VAIEVICH (2000): Economic and ecological effects of diameter-limit and BDq management: simulation results for northern hardwoods. Silva Fennica **34**: 223–235.
- CHEN, B. (2003): Applications of Optimization Methods to Forest Planning Problems. Dissertation an der Georg-August Universität Göttingen. Cuvillier Verlag. Göttingen.
- DANTZIG, G. B. und M. N. THAPA (1997): Linear Programming. 1. Introduction. Springer. New York.
- DEEGEN, P. (1997): Forstökonomie kennenlernen: Eine Einführung in die Ressourcenökonomie für das Ökosystem Wald. Dresden: Harald Taupitz, Bogenschützen-Verlag.
- DEEGEN, P. (2000): Zur ökonomisch optimalen Vorratshöhe in einem multifunktionalen Plenterwald. Forst und Holz **55**: 778–782.
- DEEGEN, P. (2002): Zur Relevanz von Modellen der intertemporalen Ressourcenökonomie für die finanzielle Analyse naturnaher Waldformen. Forst und Holz **57**: 654–659.
- DUERR, W. A. und W. E. BOND (1952): Optimum stocking of a selection forest. Journal of Forestry **50**: 12–16.
- ESSER, R. (2005): Zur Optimierung des betrieblichen Holzvorrats: Eine Studie am Beispiel des Arco-Zinneberg'schen Forstbetriebes in Tschechien. Diplomarbeit Studienfak. Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, TU München.
- FAUSTMANN, M. (1849): Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allg. Forst- u. J. Ztg. **20**: 441–455.
- FYLSTRA, D., L. LASDON, J. WATSON und A. WARREN (1998). Design and Use of the Microsoft Excel Solver. Institute for Operations Research and the Management Science. Interfaces **28**: 29–55.
- GORDON, H. S. (1953): An economic approach to the optimum utilization of fishery resources. Journal of Fishery Resources. Bd. Can. 10. Seite 442–447.
- HOF, J. G., K. S. ROBINSON und D. R. BETTERS (1988): Optimization with Expected Values of Random Yield Coefficients in Renewable Resource Linear Programs. Forest Science. Vol. 34, Nr. 3, Seite 634–646.
- JOHNSON, K. N. und H. L. SCHEURMAN (1977): Techniques for Prescribing Optimal Timber Harvest and Investment Under Different Objectives – Discussion and Synthesis. Forest Science Monograph 18.
- JUDEICH, F. (1871): Die Forsteinrichtung. Dresden: Schönfeld's Verlagsbuchhandlung.
- KNOKE, T. (2003): Forstwirtschaftsplan für die Jahre 2003–2022. Stiftungswald der LMU. Band 1.
- KNOKE, T. (2004): Zur Optimierung des Holzvorrates im Stiftungswald der Ludwig-Maximilians-Universität München. In: BRANG, P. (Hrsg.). Biologische Rationalisierung im Waldbau. Tagungsband Sektion Waldbau 2003. Birmensdorf. Eidg. Forschungsanstalt WSL. Seite 78–92.
- KNOKE, T. und H. BORCHERT (2001): Welche Vorratshöhe ist wirklich optimal? Eine Stellungnahme zum Beitrag von Peter Deegen in Forst und Holz, Heft 24/2000. Forst und Holz **56**: 341–345.
- KNOKE, T., M. MOOG und N. PLUSZYK (2001): On the effect of volatile stumpage prices on the economic attractiveness of a silvicultural transformation. Forest Policy and Economics **2**, 229–240.
- KNOKE, T. und M. MOOG (2005): Timber harvesting versus forest reserves – producer prices for open – use areas in German beech forests (*Fagus sylvatica* L.). Ecological Economics **52**: 97–110.

- KNOKE, T. und R. MOSANDL (2004): Integration ökonomischer, ökologischer und sozialer Ansprüche: Zur Sicherung einer umfassenden Nachhaltigkeit im Zuge der Forstbetriebsplanung. *Forst und Holz* **59**: 535–539.
- KNOKE, T., B. STIMM, C. AMMER und M. MOOG (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* **213**: 102–116.
- KROTH, W. (1968): Der forstliche Produktionszeitraum. In: SPEIDEL, G. und STEINLIN, H. (Hrsgb.): Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft. München, Basel, Wien: Bayerischer Landwirtschaftsverlag: 173–184.
- KUBLIN, E. und G. SCHARNAGL (1988): Verfahren- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- KURTH, H. (1994): Forsteinrichtung: Nachhaltige Regelung des Waldes. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- MÖHRING, B. (1997): Betriebswirtschaftliche Probleme und Chancen. *Allgem. Forstz./Der Wald* **52**: 67–71.
- MOOG, M. und T. KNOKE (2003): Zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von Einschränkungen der Waldbewirtschaftung. *Forstw. Cbl.* **122**: 59–76.
- ODERWALD, R. G. und W. A. DUERR (1990): König-Faustmannism: A Critique. *Forest Science* **36**: 169–174.
- ROSE, D. (1992): Quantitative Modelle in der strategischen Planung am Beispiel der Forstwirtschaft. Hochschul Verlag, Freiburg.
- RUCAREANU, N. (1939): Der ökonomische Vorrat. Diss. Staatswirtschaftliche Fak. der LMU München.
- RUNZHEIMER, B. (1999): Operations Research. Wiesbaden: Gabler.
- TARP, P., F. HELLES, P. HOLTEN-ANDERSEN, J. BO LARSEN und N. STRANGE (2000) Modelling near-natural silvicultural regimes for beech – an economic sensitivity analysis. *For. Ecol. Management* **130**: 187–198.
- ZELL, J. (2002): Ökonomische Optimierung der Zieldurchmesserernte bei der Buche unter Berücksichtigung des Risikos rotkernbedingter Entwertung – ein Anwendungsbeispiel der Linearen Programmierung. Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, Arbeitsbericht 32-2002.

Generalized taper models for Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) in Bosnia and west Serbia

(With 7 Figures and 6 Tables)

By B. MATOVIĆ¹, M. KOPRIVICA² and P. RADONJA³)

(Received October 2006)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Generalized taper model; Norway spruce; modified Brink's function; Bosnia; Serbia.

Einheitsschaftmodell; Fichte; modifizierte Brink's Funktion; Bosnien; Serbien.

ABSTRACT

Two generalized taper models for Norway spruce were developed by using the modified Brink's function, for the regions of Bosnia and west Serbia. Model 1 is based on the model proposed by Korol-Gadow in which the mean stand diameter is used instead of stand basal area. Model 2 is our model in which new equations are applied for the calculation of model parameters. The non-linear multiple regression enables the definition of the model coefficients, i.e. the coefficients of the relations for the calculation of the parameters which are used in the modified Brink's function. 156 model Norway spruce trees with altogether 2028 data pairs were used in the study. Model trees were taken from 86 even-aged stands which differ significantly as per site quality and age. The computed models are highly reliable, but Model 2 is somewhat more precise than Model 1, so it is recommended for practical implementation.

1. INTRODUCTION

The estimation of the potential assortment structure of standing trees and stands, which is based primarily on the stem form, is of high significance for forest management. For this reason, the mathematical definition of taper is a problem which has been dealt with by numerous authors (DEMAERSCHALK, 1973; MAX and BURKHART,

1976; SLOBODA, 1984; BRINK and GADOW, 1986; KOZAK, 1988, 2004; RIEMER et al., 1995; SLOBODA et al., 1998; MUHAIRWE, 1999; BI, 2000; KUBLIN, 2003, LEE et al., 2003, etc.).

The taper function should be related to the physical aspect of the growth process, it should not be too complex (high number of parameters), and it should simultaneously enable high accuracy of the calculation of the standing tree volume and potential assortment structure. It is reported (ROJO et al., 2005) that the modified Brink's function, although relatively simple (compared to the functions by Kozak, Bi, etc.), has a good physical interpretation and a highly reliable definition of taper. The application of modified Brink's function has been reported in many papers (GADOW et al., 1996; STEINGASS, 1996; HUI and GADOW, 1997; KOROL and GADOW, 2003; RADONJA et al., 2005).

The significant quality of the modified Brink's function is the correlation of the characteristics of individual trees and stands and the function parameters, so in this way generalized taper models can be calculated for the use in a definite geographic region.

The main tree elements used in this study are: diameter at breast height, tree height, and crown length, and stand elements are basal area and mean stand diameter. This paper shows that mean stand diameter has a higher correlation with the parameters of the modified Brink's function than the basal area. Also, this paper presents somewhat modified relations by Korol-Gadow (KOROL and GADOW, 2003), as well as the relations defining the new (proposed) taper model which applies the new equations for the calculation of the model parameters.

The aim of this paper is to define the generalized taper models for Norway spruce for the regions of Bosnia and west Serbia, for the calculation of stand volume and potential assortment structure.

2. MATERIAL AND METHOD

The study of Norway spruce taper is based on the data collected from 86 even-aged stands in the region of Bosnia (MAUNAGA,

¹) BRATISLAV MATOVIĆ, M.Sc., Institute of Forestry, Kneza Viseslava 3, 11030 Belgrade, Serbia, Tel.: +381 11 355 33 55. E-Mail: bmatovic@eunet.yu.

²) MILOŠ KOPRIVICA, D.Sc., Institute of Forestry, Kneza Viseslava 3, 11030 Belgrade, Serbia, Tel.: +381 11 355 33 55. E-Mail: inszasum@eunet.yu.

³) PERO RADONJA, D.Sc., Institute of Forestry, Kneza Viseslava 3, 11030 Belgrade, Serbia, Tel.: +381 11 355 33 55. E-Mail: radonjap@eunet.yu.

1995) and west Serbia, which is adjacent to Bosnia (MATOVIĆ, 2005). The study stands have different management procedures and significantly different values of site quality and age. Site quality ranges from I to V, and stand age is from 13 to 130 years. The stands are situated at the altitude of 500–1400 metres, the diameter at breast height was measured to all trees in the sample plots established in the stands, and mean stand diameter per basal area is confidently calculated. The size of sample plots depends on tree age and number per hectare and it ranges from 0.005 to 0.5 ha. Two model trees are taken from each of 70 sample plots, and one tree is taken from each of 16 sample plots. The data on trees were collected by the same method, but because of the different times of collection and the available means, a different number of model trees is given. This did not affect the precision of the defined models. Altogether 13 diameters are measured on each model tree, the mandatory measurements are at 0.0 and 1.3 m, and the other measurements are per sections of equal relative length (Hohenadl's sections: 0.1X, 0.3X,.....,0.9X) and at some characteristic places along the taper (at the point where crown begins, at 1/2 length of the stem to the crown, at the point where stem diameter is 7 cm, etc.). Accordingly, if the whole tree is considered, the diameters were measured at variable heights. The total number of model trees is 156, and the number of data pairs (diameter-height) is 2028.

The original parameters i , p and q of the modified Brink's function (RIEMER et al., 1995) were first calculated for all model trees by the optimisation method. It has the following form:

$$y(x) = i + (y_0 - i) \frac{e^{p(x_0 - x)} - e^{p(x_0 - X)}}{1 - e^{p(x_0 - X)}} - i \frac{e^{q(x - X)} - e^{q(x_0 - X)}}{1 - e^{q(x_0 - X)}} \quad (1)$$

where: $y(x)$ = tree radius (cm) at the height x (m);
 X = total tree height (m);
 y_0 = radius at breast height (cm);
 x_0 = breast height (1.30 m);
 i, p, q = parameters of the function.

The correlation of the original values of the parameters i , p and q and the characteristics of individual trees and stand was obtained by the multiple regression method and the Models 1 and 2 were calculated.

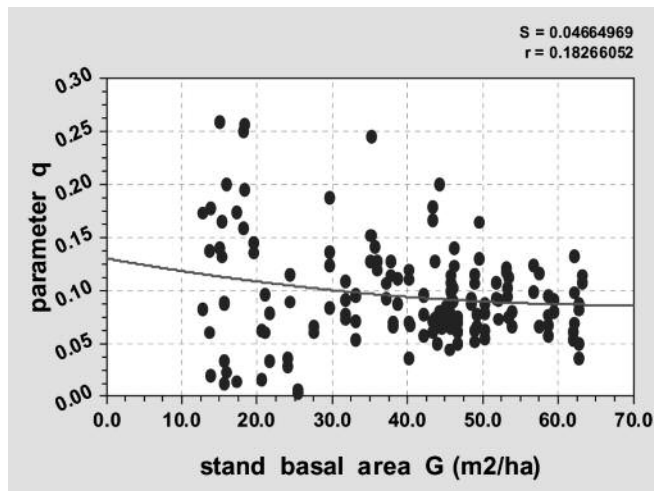


Fig. 1

Dependence of parameter q on the stand basal area.

Abhängigkeit des Parameters q von der Grundfläche des Bestandes.

3. RESULTS

Two models were calculated, of which Model 1 is partly based on the study by Korol-Gadow, and Model 2 is based on the implementation of the new function for the calculation of parameters i and p .

3.1 Generalized model based on the relations proposed by Korol-Gadow (Model 1)

As the values of basal area (G) and the mean stand diameter (D_g) were available, we examined the dependence of parameters i , p and q (used in the modified Brink's function) on these values. It was shown that the dependence of parameters p and q on mean stand diameter is considerably higher than the dependence on the basal area itself. In the case of parameter q (Fig. 1 and 2), the coefficient of parabolic correlation for D_g was higher than for G (0.42 and 0.18).

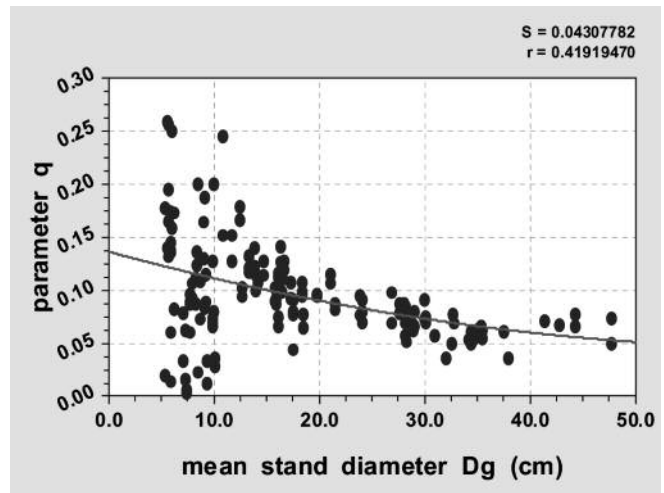


Fig. 2

Dependence of parameter q on mean stand diameter.

Abhängigkeit des Parameters q vom Durchmesser des Grundflächenmittelstammes.

In the first case, as the mean stand diameter D_g is applied, the equations the parameters of which should be defined (KOROL and GADOW, 2003) have the following form:

$$i = e^{(a_1 + a_2 \ln(d.b.h.) + a_3 / d.b.h.)} \quad (2)$$

$$p = \frac{H \cdot d.b.h.}{a_4 \cdot d.b.h.^2 + a_5 \cdot \left(\frac{H}{d.b.h.}\right)^2 + \frac{a_6}{H \cdot D_g}} \quad (3)$$

$$q = a_7 \cdot e^{a_8 / \ln(D_g)} \cdot (d.b.h. \cdot H)^{a_9 / d.b.h.} \quad (4)$$

where: H = tree height

$d.b.h.$ = tree diameter at breast height

D_g = mean stand diameter

$a_1, a_2, a_3, \dots, a_9$ = model parameters

In the calculation of the generalized model for tree species *Cunninghamia lanceolata*, HUI and GADOW also used mean stand diameter (HUI and GADOW, 1997).

The unknown parameters $a_1, a_2, a_3, \dots, a_9$ are calculated based on the available data by multiple non-linear regression.

The generalized taper model – Model 1 was obtained by introducing the parameters i , p and q in equation (1).

Table 1
The values of parameters in Model 1.
Parameterwerte von Modell 1.

<i>i</i>			<i>p</i>			<i>q</i>		
<i>a</i> ₁	<i>a</i> ₂	<i>a</i> ₃	<i>a</i> ₄	<i>a</i> ₅	<i>a</i> ₆	<i>a</i> ₇	<i>a</i> ₈	<i>a</i> ₉
-0.5447	0.9453	-0.3949	0.3557	1.8309	-5.1040	0.0927	-4.0918	4.4060

Table 2
The parameters of Model 1 quality.
Qualität der Kenngrößen von Modell 1.

Parameter	Standard error of assessment (<i>S</i> _{ee})	Mean absolute error (<i>E</i>)
<i>i</i>	0.421	0.265
<i>p</i>	1.422	1.167
<i>q</i>	0.042	0.028

Table 4
The parameters of Model 2 quality.
Qualität der Kenngrößen von Modell 2.

Parameter	Standard error of assessment (<i>S</i> _{ee})	Mean absolute error (<i>E</i>)
<i>i</i>	0.389	0.253
<i>p</i>	1.401	1.089
<i>q</i>	0.042	0.028

The values of parameters in Model 1 (see Table 1).

The parameters of Model 1 quality (see Table 2).

3.2 Generalized model calculated on the basis of our study (Model 2)

The analysis of the degree of parameter *i* correlation with the characteristics of trees and stand shows a high congruence of this parameter with diameter at breast height *d.b.h.* (0.998). Consequently, the relation (2) can be relatively successfully replaced with the linear regression with an independent variable (*d.b.h.*). However, better results are achieved if *i* is in the function of *d.b.h.*, *H* and *D_g*.

The proposed new equations, whose parameters should be determined, have the following forms:

$$i = a_1 \cdot d.b.h. + a_2 \cdot H + a_3 \cdot D_g^2 \quad (5)$$

$$p = a_4 \cdot d.b.h. + a_5 \cdot H + a_6 \cdot \frac{H}{d.b.h.} \quad (6)$$

$$q = a_7 \cdot H_{cl} + a_8 \cdot \frac{H}{d.b.h.^2} + a_9 \cdot \frac{1}{D_g} + a_{10} \cdot \frac{1}{H_{cl}} \quad (7)$$

In equation (7), the tree crown length (*H_{cl}*) is also included for parameter *q*. This equation gives a better fit (*S*_{ee} = 0.038 and *E* = 0.026) than equation (4). Although the crown length is not reported in the studies reported by other authors, we find that it affects the parameter *q*. However, the effect of this variable on the Model 2 precision is not significant, i.e. on the radius along the taper (it requires additional measurements), and so it was decided to use equation (4) instead of equation (7) in Model 2.

The generalized taper model – Model 2 was obtained by introducing the parameters of equations (5), (6) and (4) in equation (1).

The values of parameters in Model 2 (see Table 3).

The parameters of Model 2 quality (see Table 4).

3.3 Comparison of the generalized taper models

To test the preciseness and to select the better model, the true (measured) results were compared with the results calculated by Models 1 and 2. The estimates of radiuses along the stem and the stem volume were compared.

3.3.1 Testing the prediction of stem radius

The differences (congruence) between the calculated radius values along the stem by Models 1 and 2 (*R_m*) and the measured (observed) values (*R_o*) were tested by linear correlation (STOJANOVIĆ, 1976). 1766 data pairs (Fig. 3 and 4) were compared.

Because of the irregular root swelling, the radiuses below 0.7 m of tree height were not used in this analysis.

Statistical parameters of data concordance (see Table 5).

In the ideal case, under the full data concordance: parameter *a* = 0 and parameter *b* = 1.

Based on the calculated values of parameters *a* and *b* and their standard errors, as well as other statistical indicators (*R*, *S*_{ee}, *E*), it can be concluded that Model 2 is somewhat more precise than Model 1.

Fig. 5 shows the adaptation of the individual modified Brink's function (i.m.b.f.) to the original values of the parameters *i*, *p* and *q* and the generalised models 1 and 2 on a model tree (*d.b.h.* = 28.40 cm; *H* = 27.20 m; *D_g* = 28.1 cm).

3.3.2 Testing the prediction of stem volume

Stem volume is calculated under the assumption that it is a symmetrical geometric figure which is formed by the rotation of the function of taper around *x*-axis. Actually, it is the calculation of the value of the integral, where the sub-integral function is the square function of the taper (8).

$$V(x) = \pi \int_0^x y^2(x) dx \quad (8)$$

Table 3
The values of parameters in Model 2.
Parameterwerte von Modell 2.

<i>i</i>			<i>p</i>			<i>q</i>		
<i>a</i> ₁	<i>a</i> ₂	<i>a</i> ₃	<i>a</i> ₄	<i>a</i> ₅	<i>a</i> ₆	<i>a</i> ₇	<i>a</i> ₈	<i>a</i> ₉
0.4596	0.0402	-0.0007	0.0814	-0.1614	4.4502	0.0927	-4.0918	4.4060

The stem volume is calculated by individual modified Brink's function based on the original values of parameters i , p and q (V_{imbf}) and the calculated volume (V_m) by the Models 1 and 2.

Figures 6 and 7 present the correlation of the stem volume obtained by the individual modified Brink's function based on the original values of parameters i , p and q and the calculated volume by the Models 1 and 2.

The statistical parameters of data concordance (see Table 6).

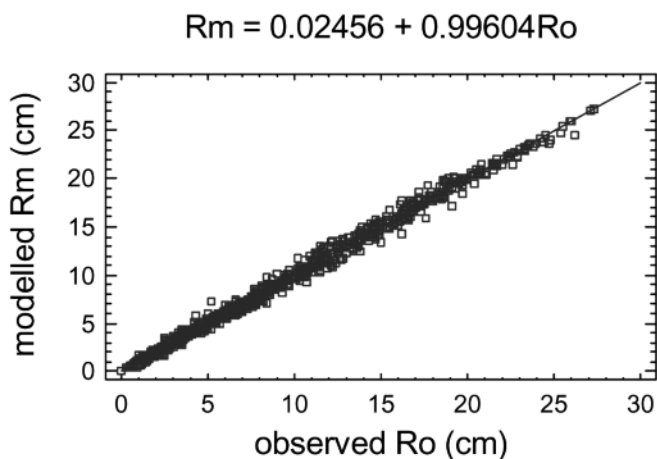


Fig. 3

Correlation of measured and calculated radii by Model 1.

Korrelation zwischen gemessenen und geschätzten Radien nach Modell 1.

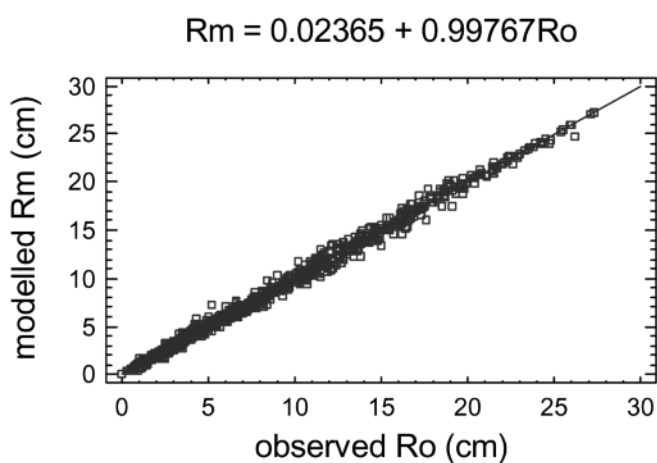


Fig. 4

Correlation of measured and calculated radii by Model 2.

Korrelation zwischen gemessenen und geschätzten Radien nach Modell 2.

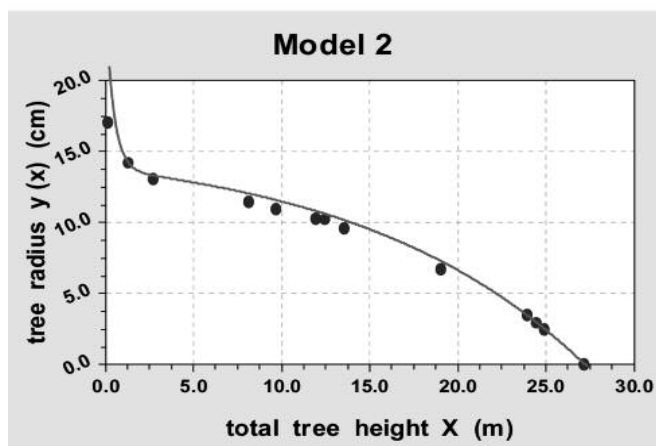
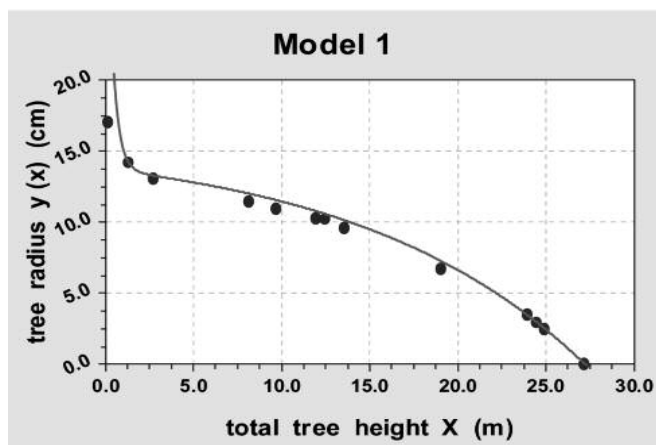
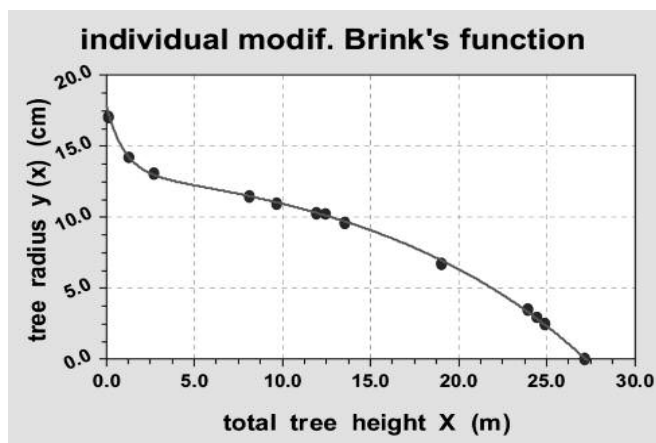


Fig. 5

Adaptation of i.m.b.f. and Models 1 and 2 on a model tree.

Anpassung des „i.m.b.f.“ und der Modelle 1 und 2 anhand eines Modellstammes.

Table 5

Statistical parameters of data concordance (Radius)
Statistische Kenngrößen der Datenübereinstimmung (Radien).

Model	a	b	$S_{ee}(a)$	$S_{ee}(b)$	R	S_{ee}	E
Model 1	0.02456	0.99604	0.01276	0.00153	0.9979	0.355	0.227
Model 2	0.02365	0.99767	0.01226	0.00147	0.9981	0.341	0.214

Table 6

Statistical parameters of data concordance (Volume)
Statistische Kenngrößen der Datenübereinstimmung (Volumen).

Model	a	b	S _{ee} (a)	S _{ee} (b)	R	S _{ee}	E
Model 1	0.01381	1.03130	0.00643	0.00596	0.9974	0.067	0.035
Model 2	0.01059	1.00714	0.00511	0.00473	0.9983	0.053	0.027

Based on the computed values of parameters *a* and *b* and their standard errors, as well as the other statistical indicators (R, S_{ee}, E), it can be concluded that in this case also, Model 2 is more precise than Model 1.

4. CONCLUSION

The results of this study are two generalized taper models for Norway spruce for the regions of Bosnia and West Serbia (Model 1

and Model 2). The Models are based on the modified Brink's function and on the application of multiple non-linear regression.

The attempt to introduce new tree and stand parameters in the integrated models, which were not used in the previous study (e.g. crown length) produced a more precise prediction of parameter *q*, but it was without a major practical significance.

The developed generalized models can be used for the prediction of the radiuses along the taper, as well as the volume of the whole taper or of its parts. This enables the prediction of the potential assortment structure of Norway spruce trees and stands.

Based on the accuracy testing of the models for the estimation of Norway spruce taper radius and volume, it was concluded that Model 2 is somewhat more precise than Model 1, so it can be recommended for the practical implementation in the regions of Bosnia and west Serbia.

5. SUMMARY

Title of the paper: *Generalized taper models for Norway spruce (Picea abies L. Karst.) in Bosnia and west Serbia.*

Two generalized taper models for Norway spruce were developed by using the modified Brink's function. The non-linear multiple regression enables the definition of the model coefficients. 156 model spruce trees with altogether 2028 data pairs were used in the study. Models enable the prediction of the potential assortment structure of spruce trees and stands. Based on the accuracy testing of the models, *Figures 4 and 7*, it was concluded that Model 2 is somewhat more precise than Model 1, so it can be recommended for the practical implementation in the regions of Bosnia and west Serbia.

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Einheitsschaftmodelle für die Fichte (Picea abies L. Karst.) in Bosnien und West-Serbien.*

Mit Hilfe der modifizierten Brink-Funktion wurden zwei Einheitsschaftmodelle für die Fichte (*Picea abies*) in Bosnien und West-Serbien entwickelt. Modell 1 basiert auf dem von Korol und Gadow entwickeltem Modell welches den durchschnittlichen Bestandesdurchmesser statt der Bestandsgrundfläche zugrunde legt. In Modell 2 finden von uns entwickelte neue Gleichungen zur Kalkulation der Modellparameter Verwendung. Die nicht lineare multiple Regression erlaubt die Bestimmung der Modellkoeffizienten, d.h. genau jener Koeffizienten, die die Relationskoeffizienten für die Bestimmung der Parameter in der modifizierten Brink-Funktion darstellen.

156 Fichten mit 2028 Datenpaaren wurden untersucht. Modellbäume wurden aus 86 gleichaltrigen Beständen entnommen, die sich jedoch signifikant in Bezug auf Standortqualität und Alter unterscheiden.

Beide berechneten Modelle sind sehr zuverlässig. Für die praktische Anwendung empfehlen wir das etwas genauere Modell 2.

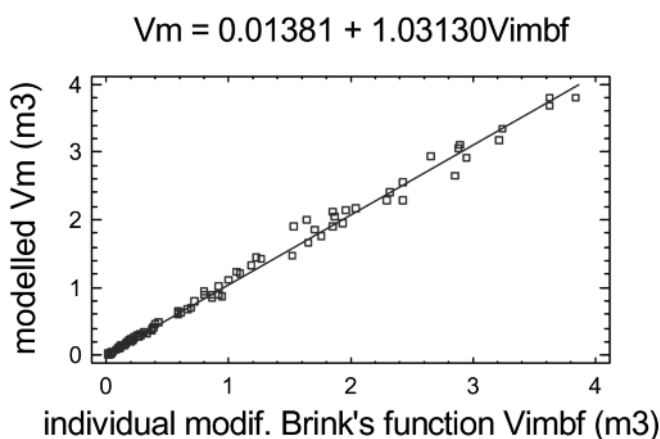


Fig. 6

Correlation of the computed volumes by i.m.b.f. and the computed volumes by Model 1.

Korrelation zwischen der Volumenschätzung nach „i.m.b.f.“ und der nach Modell 1.

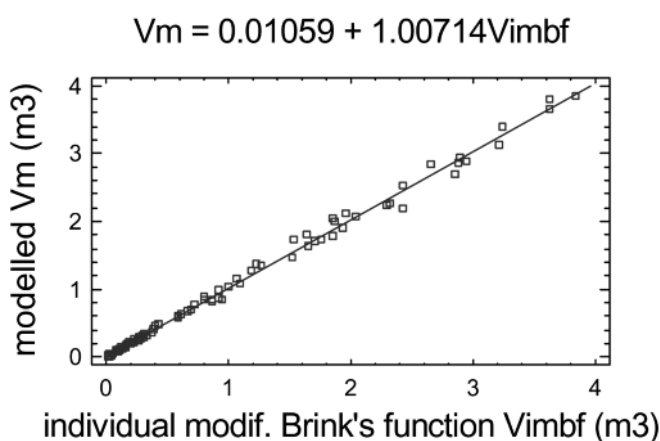


Fig. 7

Correlation of the computed volumes by i.m.b.f. and the computed volumes by Model 2.

Korrelation zwischen der Volumenschätzung nach „i.m.b.f.“ und der nach Modell 2.

7. Résumé

Titre de l'article: *Modèles de valeur générale pour l'épicéa commun en Bosnie et dans l'ouest de la Serbie.*

A l'aide de la fonction-Brink modifiée, on a développé deux modèles concernant le tronc des épicéas (*Picea abies*) en Bosnie et dans l'ouest de la Serbie. Le modèle 1 repose sur le modèle proposé par KOROL et GADOW dont la base est le diamètre moyen du peuplement au lieu de la surface terrière du peuplement. Dans le modèle 2, ont trouvé leur utilisation pour le calcul des paramètres du modèle les nouvelles équations développées par nous-mêmes. La régression multiple non linéaire permet de déterminer les coefficients du modèle, c. à d. précisément chacun des coefficients qui constituent les «coefficients de relation» en vue de la détermination des paramètres dans la fonction-Brink modifiée.

156 épicéas, avec 2028 couples de données, ont été étudiés. Les arbres modèles provenaient de 86 peuplements équiennes qui présentaient cependant des différences significatives quant à la qualité des stations et à l'âge. Les deux modèles calculés sont très sûrs. Pour l'utilisation pratique nous recommandons le modèle 2, un peu plus exact.

J. M.

8. Acknowledgement

We thank Prof. KLAUS VON GADOW for his useful suggestions concerning our paper and for a great number of suggested recommended scientific papers.

9. References

- BI, H. (2000): Trigonometric Variable-form Taper Equations for Australian Eucalypts. *For Sci* **46**(3): 397–409.
- BRINK, C. and K. VON GADOW (1986): On the Use of Growth and Decay Functions for Modelling Stem Profiles. *EDV in Medizin und Biologie* **17** (1/2): 20–27.
- DEMAERSCHALK, J. P. (1973): Integrated Systems for the Estimations of Tree Taper and Volume. *Can J For Res* **3**(1): 90–94.
- GADOW, K. VON, H. HEYDECKE und TH. RIEMER (1996): Zur Beschreibung der Schaftprofile stehender Waldbäume. *Festschrift, zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. Alparslan Akca, Georg-August-Universität Göttingen.*
- HUI, G. Y. und K. VON GADOW (1997): Entwicklung und Erprobung eines Einheitsschaftmodells für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. *Forstw Cbl* **116**: 315–321.
- KOROL, M. und K. VON GADOW (2003): Ein Einheitsschaftmodell für die Baumart Fichte. *Forstw Cbl* **122**: 1–8.
- KOZAK, A. (1988): A variable-exponent taper equation. *Can J For Res* **18**: 1363–368.
- KOZAK, A. (2004): My last words on taper equation. *For Chron* **80**(4): 507–515.
- KUBLIN, E. (2003): Einheitliche Beschreibung der Schaftform – Methoden und Programme – BDATPro. *Forstw Cbl* **122**: 183–200.
- LEE, W.-K., J.-H. SEO, Y.-M. SON, K.-H. LEE and K. VON GADOW (2003): Modelling stem profiles for *Pinus densiflora*, in Korea. *For Ecol Manag* **172**(2003): 69–77.
- MATOVIC, B. (2005): Normalno stanje u smrčevo-jelovim šumama – ciljevi i problemi gazdovanja na Zlataru. *Magistarska teza, Šumarski fakultet, Beograd.*
- MAUNAGA, Z. (1995): *Proizvodnost i strukturne karakteristike jednodobnih sastojina smrče u Republici Srpskoj. Doktorska disertacija, rukopis, Šumarski fakultet, Beograd.*
- MAX, T. A. and H. E. BURKHART (1976): Segmented polynomial regression applied to taper equations. *For Sci* **22**(33): 283–289.
- MUHAIWE, C. K. (1999): Taper equation for *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus grandis* for the north coast in New South Wales, Australia. *For Ecol Manag* **113**: 251–269.
- RADONJA, P., M. KOPRIVICA und B. MATOVIĆ (2005): Primena modifikovane Brinkove funkcije za modeliranje profila i zapremine debla, *Šumarstvo*, No 4, Vol.(LVII): 1–10.
- RIEMER, T., K. VON GADOW und B. SLOBODA (1995): Ein Modell zur Beschreibung von Baumschaften. *Allg Forst Jagdztg* **166**(7): 144–147.
- ROJO, A., X. PERALES, F. SANCHEZ-RODRIGUEZ, J. G. ALVAREZ-GONZALEZ and K. VON GADOW (2005): Stem taper functions for maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) in Galicia (Northwestern Spain). *Eur J Forest Res* **124**: 177–186.
- SLOBODA, B. (1984): Bestandesindividuelles biometrisches Schaftformmodell zur Darstellung und Vergleich von Formigkeit und Sortimentausbeute sowie Inventur. *Tagungsbereich d. Sektion Ertragskunde, Neustadt.*
- SLOBODA, B., D. GAFFREY und N. MATSUMARA (1998): Erfassung individueller Baumschaftformen und ihrer Dynamik durch Spline-Funktionen und Verallgemeinerung durch lineare Schaftformmodelle. *Allg Forst Jagdztg* **169**(2): 29–38.
- STEINGASS, F. (1996): Beschreibung der Schaftprofile von Douglasien. *Diplomarbeit, Forstw. Fachbereich, Univ. Göttingen.*
- STOJANOVIĆ, O. (1976): Primena linearne korelacije pri izboru metoda mjerenja taksacionih veličina. *Radovi Šumarskog fakulteta i Instituta za šumarstvo u Sarajevu, godina XIX, sveska 1*: 149–154.

Buchbesprechung

Landwirtschaft und Umweltschutz. Von R. HENDLER, P. MARBURGER, P. REIFF und M. SCHRÖDER (Hg.). Schriftenreihe des Instituts für Umwelt- und Technikrecht, Band 92, Berlin 2007: Erich Schmidt Verlag, 291 Seiten.

Der 92. Band der Schriftenreihe des Instituts für Umwelt- und Technikrecht der Universität Trier enthält Referate und Diskussionsberichte des 22. Trierer Kolloquiums zum Umwelt- und Technikrecht mit dem Thema „Landwirtschaft und Umweltschutz“. Das Kolloquium unter der wissenschaftlichen Leitung von Prof. Dr. M. SCHRÖDER fand vom 3. bis 5. September 2006 statt. Der vorliegende Band ist demnach von hoher Aktualität.

Das Verhältnis von Landwirtschaft und Umweltschutz zu beleuchten, welches allgemeiner Gegenstand der Vorträge und Diskussionsbeiträge des Kolloquiums waren und die in der vorliegenden Publikation zusammengefasst dargestellt sind, bedürfe, betont in seinen einleitenden Worte einer der Herausgeber des Buchs, keiner besonderen Rechtfertigung. Gerade auch die rechtlichen Aspekte zu beleuchten, sei spannungsreich und weit über den Kreis von Juristen hinaus von großem Interesse. Entsprechend breit ist die Palette der Beiträge zum genannten Themenkreis. Sie kreisen zunächst um die Fragen von *Zielen*, die die Landwirtschaft mit Sicht auf den Umweltschutz zu beachten gehalten ist, vor allem um die *Auswirkungen auf die Biodiversität*, und um die aus Sicht der Landwirtschaft bestehenden *Belastungspfade*. Dabei können die Autoren der einzelnen Beiträge aufzeigen, dass solche Ziele und Belastungen für die Landwirtschaft nicht nur Risiken sondern durchaus auch Chancen mit sich bringen können. Ein weiterer

Aspekt, welcher beleuchtet wird, sind die rechtlichen Pflichten, die der Landwirtschaft zum *Schutz von Boden und Wasser* auferlegt sind, sowie die Problematik der *Zulassung und Anwendung von Agrarchemikalien*. Wenn schädliche Einträge die Folge landwirtschaftlicher Bewirtschaftung in Boden und Grundwasser sind oder sein können, wenn der Verbrauch des „knappen“ Guts Wasser in der Landwirtschaft zum Problem wird und die Öffentlichkeit sensibel auf solche Folgen reagiert, gewinnen Rechtsfragen erhebliche Relevanz. Auch die *Nutzung der Gentechnik* in der Landwirtschaft als ein besonders brisantes und umstrittenes Problem, wird in dem vorliegenden Band eingehend behandelt. Da geht es um so schwierige Fragen wie der Koexistenz zwischen herkömmlicher landwirtschaftlicher Tätigkeit, den Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen, den Schutz benachbarter Felder vor Kontamination und um die Schaffung gentechnikfreier Zonen sowie um die Haftung für eventuelle Schäden, die auftreten können.

Das vorliegende Buch stellt somit einen wertvollen Beitrag zur Klärung rechtlicher Fragen dar, die im Verhältnis von *Landwirtschaft und Umweltschutz* besonders virulent sind. Was die Publikation über die Landwirtschaft hinaus interessant macht, ist, dass etliche Befunde und Erkenntnisse von so grundsätzlicher Bedeutung sind, dass sie dadurch auch für andere Formen der Bodennutzung und deren Verhältnis zum Umweltschutz, z.B. die Forstwirtschaft, von Belang sind. Auch für den Naturschutz bietet sie eine wichtige Fundstelle. Sie ist folglich für einen weiten Leserkreis als wichtige Lektüre zu empfehlen.

HANS ESSMANN

Neuerscheinung:

Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz – Vegetation, Waldstruktur und Arthropodenfauna

**Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen
und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 141**

Von MARTIN WECKESSER, JÖRG E. U. SCHMIDT, PETER MEYER,
WILHELM UNKRIG und ANNE WEVELL VON KRÜGER

ISBN 3-7939-5141-3. Kartoniert € 18,00
132 Seiten mit 41 Abbildungen und 23 Tabellen

„Aus Urwäldern lernen“ – dieser Gedanke ist bereits frühzeitig von mitteleuropäischen Forstleuten und Vegetationskundlern formuliert worden. In Deutschland kommen vom Menschen weitgehend unberührte Wälder allerdings nur in verschwindend geringen Flächenanteilen vor. Um dieses Manko auszugleichen, wurde in den letzten 35 Jahren ein Netz von unbewirtschafteten Waldschutzgebieten aufgebaut, zu denen auch die so genannten Naturwälder gehören. In diesen Totalreservaten finden keinerlei Eingriffe durch die Forstwirtschaft mehr statt. Für Forstwissenschaft und Biologie bilden solche Gebiete einzigartige „Forschungslaboratorien“, in denen die ungestörte Entwicklung von Wäldern samt ihrer Tier- und Pflanzengemeinschaften studiert werden kann.

Der Naturwald Bruchberg liegt inmitten der natürlichen Fichtenzone des Harzes und zeichnet sich durch ein vielfältiges Mosaik aus Wäldern und baumarmen Mooren aus. Bereits seit 1970 wird das Reservat nicht mehr bewirtschaftet und eignet sich daher gut zur Untersuchung der natürlichen Dynamik von Fichtenwäldern. Dies gilt insbesondere für die Auswirkungen großflächigen Borkenkäferbefalls auf die Struktur und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften.

Durch die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt wird seit nunmehr 30 Jahren die Waldstruktur im Gebiet dokumentiert. Es erfolgte eine flächendeckende waldkundliche Erfassung im Rahmen einer Stichprobeninventur, und parallel wurden faunistische sowie floristische und vegetationskundliche Forschungsarbeiten durchgeführt. Auf Grundlage dieser Datenbasis wird das Beziehungsgefüge zwischen Waldstruktur, vorhandenen Lebensgemeinschaften und standörtlichen Verhältnissen untersucht, und aus der Synthese werden Schlussfolgerungen für Waldbau und Waldnaturschutz in Fichtenwäldern gezogen.

Die Arbeit „Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz“ stellt erstmals die wichtigsten Forschungsergebnisse über ein solches Waldreservat in den Harz-Hochlagen monografisch zusammen und soll einen Ausgangs- und Bezugspunkt für weitere langfristig angelegte Forschungen bilden. Im Mittelpunkt stehen dabei die Veränderungen des Waldökosystems nach dem großflächigen Absterben ganzer Bestände. Das Buch wendet sich an alle Forstwissenschaftler, Naturschützer und Biologen, die an den Tier- und Pflanzengemeinschaften und der natürlichen Dynamik naturnaher Fichtenwälder interessiert sind.

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

Neuerscheinung:

Symposium: Forests in a Changing Environment – Results of 20 years ICP Forests Monitoring Göttingen, 25. – 28. 10. 2006

**Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen
und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 142**

Von JOHANNES EICHHORN (Hrsg.)

ISBN 3-7939-5142-1. Kartoniert € 18,00
274 Seiten mit 133 Abbildungen und 51 Tabellen

Im Rahmen des Symposiums „Forests in a Changing Environment – Results of 20 years ICP Forests Monitoring“ wurden die Hauptergebnisse aus über 20 Jahren Forstlichen Umweltmonitorings auf europäischer Ebene vorgestellt. Das Symposium, veranstaltet von Prof. J. EICHHORN, fand mit über 130 Wissenschaftlern und Experten aus über 30 Ländern in Göttingen statt mit finanzieller Unterstützung der Europäischen Union.

Die Beiträge des Symposiums zeigen erstmals einen europaweiten Überblick über die Resultate und Konsequenzen des Forstlichen Umweltmonitoring in europäischen Waldökosystemen. Erörtert wurden die Themenschwerpunkte: Reaktion von Waldökosystemen auf Luftverunreinigungen, Reaktionen auf klimatische Veränderungen, biotische Faktoren und Biodiversität. Ebenso wurden nationale Ergebnisse von teilweise 20-jährigen Erhebungen, methodische Verbesserungen und Qualitätsmanagement im Umweltmonitoring diskutiert und dargelegt.

Die Brisanz des Forstlichen Umweltmonitorings als ein Instrument, Veränderungen in europäischen Wäldern als Reaktion auf Luftverunreinigungen zu beschreiben und aus den Ergebnissen Entscheidungshilfen, bzw. Entscheidungsgrundlagen für das forstliche Handeln und politische Beschlüsse abzuleiten, stellt sich in den über 40 englischsprachigen Beiträgen des Symposiums, welche in diesem Buch enthalten sind, dar.

Das langfristige Monitoring der Wälder in Europa steht auf zwei Säulen: Zum einen wird auf etwa 860

Flächen Intensives Monitoring betrieben. Hier wird integrierend der Kronenzustand, das Baumwachstum, die Blatternährung, die Bodenvegetation, die atmosphärische Deposition, der Bodenzustand, die Bodenlösung sowie die Phänologie von Waldbäumen erhoben. Zum anderen wird der Waldzustand jährlich flächenrepräsentativ auf etwa 6100 Inventurpunkten in einem 16 km x 16 km großen Netz in Europa erhoben.

Eine wesentliche Aufgabe des „Forests Focus Programms“ ist die Bereitstellung von Informationen zur wissenschaftlichen Unterstützung nationaler und internationaler politischer Prozesse. Das System fungiert zudem als eine Frühwarnung für Veränderungen in Wäldern durch Luftverunreinigungen und unterstützt die Arbeit von Forst- und Umweltverwaltungen sowie Privatwaldbesitz. Mit den Daten wird außerdem das Verständnis für Zusammenhänge von Ursachen und Wirkung von Luftverunreinigungen vertieft.

Ausschlaggebend für diese erstmalige, umfassende und rückblickende Betrachtung ist das Auslaufen des bisherigen Forstlichen Monitoring Programmes Forests Focus nach über 20 Jahren Laufzeit und der Übergang in das neue Programm Life+. Daher werden gleichzeitig neue Vorschläge, Konzepte und Notwendigkeiten für die Zukunft im Rahmen des neuen Programms Life+ formuliert, dessen Zielsetzung sich insbesondere auf die Themen Biodiversität, Klimaveränderungen und Kohlenstoffspeicherung konzentriert, was innovative Chancen für das Forstliche Umweltmonitoring bietet.

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