

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

ISSN 0002-5852

INHALTSVERZEICHNIS

AUFSATZE

- | | |
|--|--|
| B. Beinhofer und Th. Knoke | Finanzielle Konsequenzen der Fichtenastung 157 (Financial Consequences of Pruning Spruces) |
| A. Don, W. Arenhövel, R. Jacob, M. Scherer-Lorenzen und E.-D. Schulze | Anwuchserfolg von 19 verschiedenen Baumarten bei Erstauf- forstungen – Ergebnisse eines Biodiversitätsexperiments .. 164 (Establishment success of 19 different tree species on afforestations – Results of a biodiversity experiment) |
| K. Schua, H. Fischer, B. Lehmann, und S. Wagner | Wirkungen einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.) auf den Oberboden- zustand in Kiefernbeständen (<i>Pinus sylvestris</i> L.) 172 (Single tree effects of sessile oak (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.) within pure stands (<i>Pinus sylvestris</i> L.) on topsoil properties) |
| I. J. Díaz-Maroto and P. Vila-Lameiro | Chemical properties and nutrients content of soils under natural stands of <i>Quercus petraea</i> (Matts.) Liebl. in north- west Spain 180 (Chemische Bodeneigenschaften in natürlichen <i>Quercus</i> <i>petraea</i> Beständen im Nordwesten Spaniens) |
| H. Sander und T. Meikar | Geschichte und Ergebnisse der Einführung fremdländi- scher Nadelbäume in der Forstwirtschaft der baltischen Gouvernements Russlands Estland und Livland bis zum Jahr 1918 189 (History and Results of the Introduction of Alien Coniferous Trees to the Forestry of Russian Baltic Provinces Estland and Livonia up to 1918) |

178. JAHRGANG 2007 HEFT 9/10 SEPT./OKT.

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

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

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

herausgegeben von

Dr. K.-R. Volz

o. Professor

der Forstwissenschaft an der
Universität Freiburg i. Br.

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

o. Professor

der Forstwissenschaft an der
Universität Göttingen

ISSN 0002-5852

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

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

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

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

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

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

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

Die in dieser Zeitschrift veröffentlichten Beiträge sind urheber-
rechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck – auch von Abbildun-
gen –, Vervielfältigung auf photomechanischem oder ähnlichem

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

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

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

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

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

Die Anschriften der Herausgeber:

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

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

Die Anschriften der korrespondierenden Autoren von Heft 9/10 des 178. Jahrgangs:

Dipl.-Ing. Silv. Univ. BERNHARD BEINHOFFER, Technische Universität
München, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige
Nutzung, Am Hochanger 13, D-85354 Freising. E-Mail:
beinhofer@forst.tu-muenchen.de

Dipl. Geoökologe AXEL DON, Max-Planck-Institut für Bio-
geochemie, Hans-Knöll-Straße 10, D-07745 Jena. E-Mail:
adon@bgc-jena.mpg.de

Dr. IGNACIO JAVIER DÍAZ-MAROTO, Department of Agroforestry
Engineering, University of Santiago de Compostela, Campus
Universitario s/n, E-27002 Lugo, Spain. E-Mail: diazmaro@lugo.usc.es

HELDUR SANDER, Estonian University of Life Sciences, Kreutz-
waldi 5, 51014 Tartu, Estland. E-Mail: heldursander@hotmail.ee

Dipl. Forstw. KAROLINE SCHUA, Technische Universität Dresden,
Institut für Waldbau und Forstschutz, Pienner Str. 8, D-01737
Tharandt. E-Mail: schua@forst.tu-dresden.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 und
Prof. RENÉ KELLER, 13 Allée des Mirabelles, F-54520 Laxou.



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

Finanzielle Konsequenzen der Fichtenastung

Aus dem Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der Technischen Universität München

(Mit 11 Tabellen)

Von B. BEINHOFFER^{*} und Th. KNOKE

(Angenommen September 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Astung von Fichten; Behandlung von Astungsbeständen; Anzahl an Astungsbäumen.

Pruning of spruces; Management of pruned spruce stands; Number of pruned spruces.

1. EINLEITUNG

Die waldbaulichen Möglichkeiten zur Steigerung der Rentabilität der mitteleuropäischen Forstwirtschaft sind eher begrenzt. Ansprüche des Naturschutzes und von Erholungssuchenden setzen einer möglichen Absenkung der Umtriebszeit Grenzen. Die Baumartenwahl ist vielerorts ebenfalls nicht völlig frei (z.B. in FFH-Gebieten). Neben einem vorteilhaften Durchforstungsregime (z.B. ABETZ, 1993; SPELLMANN, 1997; KNOKE, 1998) wird immer wieder die Astung zur Verbesserung der Holzqualität als rentable waldbauliche Maßnahme diskutiert (z.B. DEEGEN, 1995; EBERT, 1997; MOSANDL und KNOKE, 2002).

Bislang wurde allerdings kaum untersucht, welche Art der Durchforstung in Kombination mit der Astung vorteilhaft ist. Die Empfehlungen zur Behandlung der Astungsbestände sind insgesamt relativ einheitlich. Sie fußen jedoch meist auf keinen systematischen Untersuchungen. So empfiehlt die ehemalige Bayerische Staatsforstverwaltung (vgl. StMELF, 1999) eine konsequente Förderung der geasteten Bäume mit Hilfe regelmäßiger Eingriffe, um einen Bekronungsgrad von mindestens 40% zu erreichen. Anhand einer Analyse alter Fichtenbestände im Frankenwald, die ähnlich den Vorstellungen von ABETZ (1993) weitständig aufgewachsen und dazu noch geastet¹⁾ wurden, ziehen MOSANDL et al. (1995) die Schlussfolgerung, dass Astungsbestände weitständig erzogen werden müssten. Auf die besondere Bedeutung der notwendigen Wachstumszeit zwischen Astung und Ernte, also die Zeit der Kapitalbindung, für die Rentabilität der Astung weist EBERT (1997) hin. Die Rendite der Astungsinvestition steigt dementsprechend mit zunehmender Jahringbreite an. Somit sollten geastete Bestände intensiv durchforstet werden, um die Zeit der Kapitalbindung so gering wie möglich halten zu können. Die Konsequenzen intensiver Durchforstung in Kombination mit Astung sind jedoch bislang zu wenig quantifiziert worden.

Neben mangelnder Information zur Durchforstung von Astungsbeständen fehlen Ansätze zur Optimierung der Anzahl der zu astenden Bäume weitgehend. Die Empfehlungen bezüglich der Astungsbaumzahl je Hektar gehen weit auseinander. So wurde von der ehemaligen Bayerischen Staatsforstverwaltung für die Astung eine Baumzahl von 200 bis 250 Fichten je Hektar festgelegt (vgl. StMELF 1999). Die FVA Baden-Württemberg (2000) empfiehlt die Astung von 150 bis 250 Fichten je Hektar. Im Gegensatz dazu nennen BURSCHEL und HUSS (1997) als Faustzahl für die waldbauliche Praxis bei Fichte 300 bis 400 Astungsbäume je Hektar. In

einer Beispielsrechnung zur Rentabilität der Astung geht DEEGEN (1995) von 300 geasteten Fichten je Hektar aus. MOSANDL und KNOKE (2002) sehen in ihrer Kalkulation 150 Fichten je Hektar zur Astung vor.

Vor dem Hintergrund der existierenden Kenntnislücken ergeben sich zwei Fragestellungen, denen in diesem Artikel nachgegangen werden soll:

- Welche waldbauliche Behandlung der Astungsbestände ist vorteilhaft?
- Wie viele Fichten sollten aus finanzieller Sicht je Hektar geastet werden?

Bei der folgenden Analyse soll neben dem möglichen, zusätzlichen Ertrag durch die Astungsinvestition auch ein besonderes Augenmerk auf das betriebswirtschaftliche Risiko, dargestellt über die Streuung der Ergebnisse und die Verlustwahrscheinlichkeit, gelegt werden.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Datengrundlage

Die Naturaldaten lieferte der 1974 angelegte Fichtendurchforstungsversuch Freising (vgl. HUSS, 1990). Die aus diesem Versuch vorliegenden Daten wurden von KNOKE (1998) für manche Parzellen durch Wachstumsprognosen ergänzt, deren Daten ebenfalls für vorliegende Studie herangezogen wurden.

2.2 Ausgewählte Behandlungsvarianten

Aus den vielen Behandlungsvarianten des Freisinger Fichtendurchforstungsversuchs wurden in Anlehnung an KNOKE (1998) drei Varianten ausgewählt. *Tabelle 1* zeigt, wie diese bis zur Aufnahme im Alter 48 behandelt wurden.

Für die folgenden Berechnungen wurden bis zum Bestandesalter 48 die auf den Versuchsparzellen tatsächlich gemessenen Daten verwendet. Für den anschließenden Zeitraum bis zum Alter 98 wurden die Daten der Simulationsläufe verwendet. In der Variante „Undurchforstet“ fanden auch während der Simulation bis zur Endnutzung keine Eingriffe statt. Bei der Variante „Kombinierte Durchforstung“ schlossen sich 50 Jahre mit schwacher Niederdurchforstung²⁾ an, ehe im Alter 98 die Endnutzung des Bestandes erfolgte.

Bei der „Zieldurchmesserernte“ folgte in der Simulation ab dem Alter 68 eine Phase, während der alle Bäume mit einem BHD von über 55 cm genutzt wurden, ehe im Alter 98 der gesamte restliche Bestand geerntet wurde. Dagegen unterblieb bei der Variante mit Hiebsruhe nach starker Durchforstung bis zur Endnutzung jede Holzernte. Im Alter 98 wurde dann der gesamte Bestand geerntet (vgl. KNOKE, 1998, S. 220).

2.3 Grundlegende Annahmen zur Astung

In der Realität wurden keine Astungsvarianten in den Fichtendurchforstungsversuch einbezogen. Aus diesem Grund mussten die

^{*}) Korrespondierender Autor. E-Mail: beinhofer@forst.tu-muenchen.de.

¹⁾ Die Bäume wurden geschneitelt, d.h. dürre oder grüne Äste wurden von Hirten entweder vom Boden aus abgeschlagen, abgehackt oder abgesägt, oder sie kletterten dafür die Bäume hoch. Dabei führte das unregelmäßige Vorgehen der „Hütebuben“ zu höchst verschiedenen Astungsqualitäten und Astungshöhen zwischen 4 m und 20 m.

²⁾ Bei der Niederdurchforstung wurden alle Bäume mit einem BHD kleiner als 30 cm entnommen.

Tab. 1

**Behandlungsprogramm der ausgewählten Versuchspartzen des Freisinger
Fichtendurchforstungsversuchs bis Alter 48 (aus: KNOKE 1998, verändert).**
**Silvicultural treatment of selected trial plots of the spruce thinning trial in Freising
up to age 48 (after KNOKE 1998, modified).**

| Durchforstungs- variante | Abkür- zung | Ausgewählte Versuchsvariante | Maßnahme im Alter | | |
|--|----------------|--|--|---|--|
| | | | 27 | 33 | 48 |
| Undurchforstet | UDF | auf Dauer un- durchforstete Bestandesteile | Abtötung uner- wünschter Misch- baumarten | keine Maßnahme | keine Maßnahme |
| Kombinierte Durchforstung | KDF | Reihenentnahme mit späterer Z- Baumauswahl | Entnahme jeder 5. Reihe | Auswahl von 400 Z-Bäumen/ha und Entnahme von 1 Bedränger in ei- nem Kreis von 5m Durchmesser | Entnahme von ca. 1 Bedränger pro 2 Z-Bäume |
| Hiebsruhe nach starker Durch- forstung | HR | Durchforstung mit Z-Baum- markierung | Auswahl von 400 Z-Bäumen/ha und Entnahme von 2 Bedrängern in einem Kreis von 4m Durchmesser | Belassen nur der Z-Bäume und Entnahme aller übrigen Bäume | Belassen von 236 Z-Bäumen/ha und Entnahme aller übrigen Bäume |
| Zieldurchmesser- ernte | ZDE | | | | |

Zahlungen im Rahmen der Astung in einer Nachkalkulation ermittelt werden. Hierzu wurden im Nachhinein die vitalsten Fichten als Astungsbäume aus der Baumliste der Endbestände ausgewählt. Dies geschah anhand der im Alter 98 erreichten Durchmesser. Eine Ausnahme bildet die Variante „Zieldurchmesser“, da hier hiebsreife Stämme im Alter von 68, 78, 88 und 98 Jahren anfielen. Hier stellte neben dem Durchmesser auch das Alter, in dem dieser erreicht wurde, ein Auswahlkriterium dar, um die vitalsten und somit zu astenden Bäume auszuwählen. Es wurden Varianten mit 50, 100, 150, 200 und 250 Astungsbäumen je Hektar unterschieden.³⁾

Im Alter von 27 Jahren, zu diesem Zeitpunkt wurde der Versuch erstmals aufgenommen und eine Astung unterstellt, hatten die Bestände des Fichtendurchforstungsversuchs einen d100⁴⁾, der im Bereich von etwa 18–21 cm schwankte (vgl. HUSS, 1988, S. 12). Damit die Astung technisch nutzbare Schichten von astfreiem Holz liefert, wird es für nötig gehalten, dass diese Schichten mindestens 10 bis 15 cm (vgl. BUES, 1996, S. 46; StMELF 1999, S. 8; MOSANDL et al., 1995, S. 1306) im Radius betragen. Diese Forderung wird erfüllt, wenn ein L4 Erdstamm erreicht wird.

Die Baumliste wurde dann um das mit dem für die Bundeswaldinventur entwickelten Sortierungs- und Voluminierungsprogramm BDAT (vgl. KUBLIN und SCHARNAGL, 1988) ermittelte Volumen und die Stärkeklasse der Erdstammabschnitte ergänzt. Ausgewählte Bäume mit einem Erdstamm, der bei der Ernte schwächer als die Stärkeklasse L4 war, wurden als nicht wertholztauglich betrachtet. Für die ausgewählten Astungsbäume, deren Stärke zu gering war, wurde zwar eine Auszahlung für die Astung angesetzt, für sie entfiel aber der erwartete Mehrerlös. Geastete aber zu schwache Stämme traten besonders häufig bei mehr als 150 Astungsbäumen je Hektar auf.

Bei der folgenden Berechnung wurde von einem Ausfall der Astungsinvestition in Höhe von 20% der geasteten Bäume ausgegangen. Trotz der Astungsinvestition entfiel bei diesen Fichten der Mehrerlös für geastetes Holz. Dieser angesetzte Ausfall bewegte sich damit in einem Bereich, den andere Autoren verwendeten. So

kalkulierte DEEGEN (1995) mit 90% Überlebenswahrscheinlichkeit der Astungsbäume. EBERT (1997) ging bei seiner Kalkulation zur Astung von einem Ausfall von 20% der geasteten Bäume aus. Lediglich MOSANDL und KNOKE (2002) kalkultierten mit einer von ihnen selbst als sehr hoch eingeschätzten Ausfallswahrscheinlichkeit von 50%. Einen Anhalt bezüglich der Ausfallwahrscheinlichkeit geben auch die von der Abteilung Waldwachstum der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz in relativ jungen Beständen in einer Zehnjahresperiode festgestellten Ausfallprozente unter den Z-Bäumen. Unter der Annahme, dass diese Ausfallprozente je Jahrzehnt bis zum Ende der Umtriebszeit konstant bleiben, ergibt sich im Mittel ebenfalls ein Ausfall von 20% der Z-Bäume.

Um den Mehrerlös gegenüber dem normalen B-Holz für die geasteten 6 m langen Erdstammstücke zu berechnen, wurde neben dem Preisunterschied (hierzu später) zum Normalholz auch das Volumen des Wertholzes benötigt. Dieser Wert resultiert aus der Summe der Erdstammvolumina mit einer Stärke ab L4 der nicht ausgefallenen Stämme (vgl. *Tabelle 2*).

Für die Astung der Erdstammstücke bis 6 m wurden im Anhalt an MOSANDL und KNOKE (2002) Ausgaben in Höhe von 6,14 €/Baum angenommen. So ergaben sich die in *Tabelle 3* dargestellten Astungsausgaben je Hektar.

Die wahren Astungsbaumzahlen wichen leicht von den angegebenen Zahlen ab. So wurde tatsächlich mit 49, 104, 153, 201 und 250 Astungsbäumen gerechnet. Zur besseren Lesbarkeit dieser Arbeit wurden allerdings die angestrebten, glatten Astungsbaumzahlen in den Tabellen verwendet.

Tab. 2

**Wertholzanfälle in Efm/ha bei verschiedenen Astungsbaumzahlen
und Durchforstungsvarianten.**

**Harvested quality timber volume in m³ per ha for different
numbers of pruned spruces and different variants of thinning.**

| Durchforstungs- variante | Astungsbaumzahl je Hektar | | | | |
|-----------------------------|---------------------------|-----|-----|-----|-----|
| | 50 | 100 | 150 | 200 | 250 |
| UDF | 30 | 47 | 47 | 47 | 47 |
| KDF | 48 | 87 | 121 | 127 | 127 |
| HR | 49 | 97 | 133 | 134 | 134 |
| ZDE | 40 | 81 | 116 | 128 | 128 |

³⁾ Tatsächlich wichen die Astungsbaumzahlen etwas von den angegebenen Zahlen ab, da die Anzahl sowohl auf 0,144 ha (Parzellengröße) als auch auf 1 ha bezogen eine ganze Zahl ergeben sollte. So wurde wirklich mit 49, 104, 153, 201 und 250 Astungsbäumen gerechnet.

⁴⁾ Grundflächenmittelstamm der 100 dicksten Bäume je Hektar.

Tab. 3

Astungsausgaben je Hektar bei verschiedenen Astungsbaumzahlen.
Payments for pruning per hectare for different numbers of pruned spruces.

| | | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|-----|------|------|
| Anzahl der Astungsbäume je Hektar | 50 | 100 | 150 | 200 | 250 |
| Astungsausgaben in € je Hektar | 301 | 639 | 939 | 1234 | 1535 |

2.4 Holzmarktdaten

Holzmarktdaten der jährlich erscheinenden Holzpreisstatistiken der Bayerischen Staatsforstverwaltung wurden verwendet, um den Preisunterschied zwischen geastetem und ungeastetem Holz abzuschätzen. Die nach Qualität und Stärkeklassen aufgeschlüsselten Wertholzpreise wurden volumengewichtet gemittelt, so dass neben einer Preiskurve für normales Holz der Stärkeklasse H4 mit Rinde (Normalholz)⁵⁾, das als Bezugsgröße⁶⁾ verwendet wurde, eine Kurve für Wertholz im Zeitraum von 1972–2003 entstand. So liegen diesem Preismodell 3,3 Mio. fm Normalholz und rund 14000 fm Wertholz zugrunde. Dabei stellt der Normalholzpreis den Preis dar, der ohne die Astungsinvestition für das Fichtenholz erzielt würde. Durch die Produktion von geastetem Fichtenholz erzielt man einen Mehrerlös gegenüber dem Normalholz. Dieser Mehrerlös je Festmeter berechnet sich aus der Differenz des Wertholzpreises und des Normalholzpreises und steht als zusätzliche Einnahme den Ausgaben für die Astung gegenüber. Es zeigt sich, dass der Wertholzpreis im Mittel zwar etwa doppelt so hoch ist wie der Preis für Normalholz. Dafür ist die Streuung aber auch mehr als dreimal so groß (vgl. Tabelle 4).

Tab. 4

Ergebnisse der Analyse der Holzpreisstatistik.
Results from analysing timber price data.

| | Holzpreis (€/fm) | | Holzmenge (fm) |
|------------|------------------|--------------------|----------------|
| | Mittelwert | Standardabweichung | |
| Normalholz | 69,65 | 13,81 | 3326199 |
| Wertholz | 142,46 | 48,88 | 14029 |

2.5 Berechnung zufallsbehafteter Kapitalwerte

Für jeden Erntezeitpunkt des Wertholzes wurde in 1000facher Wiederholung ein zufallsbehafteter Holzpreisunterschied zwischen dem Preis für Normal- und Wertholz erzeugt. Aus den festen Wertholzanfällen und den schwankenden Preisunterschieden gegenüber dem Normalholz wurden die Mehreinnahmen durch die Astung berechnet. Die Astungsausgaben wurden hier als fest betrachtet. Aus diesen Daten wurde dann ein Kapitalwert der

Astungsinvestition berechnet. Die Berechnung erfolgte im Anhalt an THOMMEN und ACHLEITNER (2003) mit folgender Formel:

$$K_0 = -I_0 + \sum_{t=0}^T \frac{e_t - a_t}{q^t} \quad \text{Formel 1}$$

Dabei bezeichnet K_0 den Kapitalwert und T die Gesamtlaufzeit der Investition. Die Zahlungsdifferenz zum Zeitpunkt t errechnet sich aus den Einzahlungen e_t und den Auszahlungen a_t . Der verwendete Parameter q steht für $1+i$, wobei sich der verwendete Zinssatz als Dezimalzahl hinter i verbirgt. Die Anfangsauszahlung wird mit I_0 bezeichnet. Durch die Division mit q^t werden die anfallenden Zahlungen auf den Zeitpunkt $t=0$ diskontiert.

Diese Berechnung erfolgte zunächst für jede der 1000 Wiederholungen. Aus diesen Daten konnte ein Mittelwert und eine Standardabweichung für die Kapitalwerte der Astungsinvestition ermittelt werden. Die Standardabweichung stellt dabei ein Maß für die Schwankung der Kapitalwerte dar, also dafür wie stark die Kapitalwerte der Astungsinvestition um den Mittelwert gestreut sind. Je stärker die Kapitalwerte der Astungsinvestition streuen, desto unsicherer wird der erwartete, mittlere Kapitalwert dieser Investition. Damit steigt auch die Gefahr, ein unterdurchschnittlichen Kapitalwert, oder gar einen Verlust durch die Astungsinvestition zu erzielen.

Eine Untersuchung der Verlustwahrscheinlichkeit der verschiedenen Varianten erfolgte ebenfalls mit Hilfe der Ergebnisse der Monte Carlo Simulation. Anhand der berechneten 1000 Kapitalwerte kann der Anteil der Kapitalwerte kleiner oder gleich Null ermittelt werden. Die Verlustwahrscheinlichkeit quantifiziert also die Gefahr, mehr Geld in den Bestand zu investieren als durch Mehrerlöse für das geastete Holz zurückfließt, wobei der Zeitpunkt der Zahlungseingänge zu beachten ist.

Daneben wird in der ökonomischen Literatur häufig die Standardabweichung als Risikomaß verwendet. Kapitalwert und Risiko (Standardabweichung) können mit Hilfe einer Risikonutzenfunktion verknüpft werden, um die Vorteilhaftigkeit der Astung zu beurteilen.

2.6 Risikonutzenfunktion und Sicherheitsäquivalent

Besonders bei Investitionen im Wald sollte man aufgrund der langen Zeiträume, in der Bestände vielen biotischen und abiotischen Gefahren ausgesetzt sind, Entscheidungen nicht allein aufgrund des zu erwartenden, mittleren Kapitalwerts treffen. Stark schwankende Holzpreise erhöhen zusätzlich die Unsicherheit forstlicher Investitionen. Aus diesem Grund sollte man bei Entscheidungen zusätzlich die Gefahr der Schwankung der Kapitalwerte, hier dargestellt über die Standardabweichung, mit beachten. Eine Verknüpfung von Kapitalwert und Risiko ist mit Hilfe von Risikonutzenfunktionen, beispielsweise über das Sicherheitsäquivalent, möglich. Das Sicherheitsäquivalent entspricht dabei dem sicheren Betrag, den der Investor als gleichwertig mit dem unsicheren Mittelwert der Kapitalwerte, z.B. der Astungsinvestition, betrachtet.

Die Mehrzahl der Menschen meidet Risiko, sie verhalten sich also risikoavers. Dies bedeutet, dass sie sichere Einnahmen un-

⁵⁾ Der Preis für Holz der Stärkeklasse H4 mit Rinde wird im Folgenden als Normalholzpreis bezeichnet, das Sortiment H4 mit Rinde als Normalholz.

⁶⁾ Die Verwendung des Sortiments H4 als Referenzsortiment könnte man kritisieren. So könnte argumentiert werden, dass durch die Verwendung des Sortiments H4 der Preisunterschied zwischen Holz normaler Qualität und Wertholz, das stärkere Dimensionen aufweist, künstlich erhöht wurde. Dazu ist zunächst zu sagen, dass die Daten des Wertholzes auch Preise von Holz der Stärkeklasse L3 enthielten. Zudem ließ sich in den letzten Jahren Holz der Sortimente H4 bzw. L2b besser verkaufen als Holz der Sortimente H5 und H6 bzw. L3a aufwärts (Thematik „Starkholzproblem“). Gleichzeitig erlöste man in den letzten Jahren für Holz normaler Qualität der Sortimente H4 bzw. L2b nicht weniger als für die Sortimente H5 und H6 bzw. L3a aufwärts, so dass zumindest für aktuellere Holzmarktdaten die Kritik nicht zutrifft. Daneben sprachen die großen in der Statistik aufgeführten Holz mengen für die Verwendung des Sortiments H4.

cheren vorziehen, selbst wenn letztere im Mittel höher sind. Dies zeigt sich beispielsweise daran, dass lediglich 8% der Deutschen Aktien besitzen, wobei es gleichzeitig über 33 Millionen Bausparverträge in Deutschland gibt.⁷⁾ Geht man deshalb im Folgenden von Risikoaversion aus, liegt das Sicherheitsäquivalent unter dem unsicheren Mittelwert der Kapitalwerte. Je größer die Unsicherheit des mittleren Kapitalwertes ist, desto geringer ist das Sicherheitsäquivalent. Folglich wird ein risikoproportionaler Abschlag von dem erwarteten, aber unsicheren, mittleren Kapitalwert abgezogen (vgl. HEIDINGSFELDER und KNOKE, 2004), um das Sicherheitsäquivalent abzuschätzen.

Die Berechnung des Sicherheitsäquivalents kann mit folgender Formel (vgl. GERBER und PAFUMI, 1998, S. 77) erfolgen:

$$S\ddot{A}Q = E(K) - \alpha \cdot \frac{s_k^2}{2} \quad \text{Formel 2}$$

Dabei steht SÄQ für Sicherheitsäquivalent, E(K) für den Erwartungswert (Mittelwert) der Kapitalwerte. Hier wurde der Mittelwert des Kapitalwertes aus 1000 wiederholten Simulationen eingesetzt. Der Parameter α ist ein Maß für die Risikoaversion. Die Standardabweichung der Kapitalwerte wird mit s_k bezeichnet.

Mit Hilfe des Parameters α kann man den Grad der Risikoaversion berücksichtigen. Dabei unterscheidet man normale und starke Risikoaversion. Je stärker die Risikoaversion ist, desto stärker wird die Streuung der Kapitalwerte gewichtet. Folglich liegt das Sicherheitsäquivalent umso weiter unter der unsicheren Zahlung, je größer die Risikoaversion ist. Dabei ist α vom Anlagebetrag abhängig, wobei bei einem Variantenvergleich immer mit dem maximalen Anlagebetrag kalkuliert werden muss. Bei normaler Risikoaversion geht man von $\alpha = 1/\text{Anlagebetrag}$, bei starker Risikoaversion von $\alpha = 2/\text{Anlagebetrag}$ aus (vgl. KNOKE et al., 2005, S. 12). In Fall der Astungsinvestition stellten die maximalen Astungsausgaben in Höhe von 1535 €/ha den Anlagebetrag dar.

3. ERGEBNISSE

3.1 Kapitalwerte der Astungsinvestition

Die Mittelwerte der Kapitalwerte (abgekürzt mit m) und deren Streuung (abgekürzt mit s) sind in *Tabelle 5* für 150 geastete Stämme je Hektar dargestellt. Grau hinterlegt sind in dieser Tabelle die Fälle, in denen der Kapitalwert der Astungsinvestition negativ ist.

Wie zu erwarten war, wurden die Kapitalwerte der Astungsinvestition mit steigenden Zinssätzen bei jeder Variante immer kleiner und schließlich negativ. Auffällig ist, dass ausgehend vom Zinssatz Null, der Kapitalwert der Astungsinvestition zuallererst bei der Durchforstungsvariante „Undurchforstet“ negativ wird. Mit höheren Zinssätzen folgen gemeinsam die anderen Durchforstungsvarianten. Durch den Effekt der Diskontierung sinkt die Standardabweichung der Kapitalwerte ebenfalls mit steigenden Zinssätzen.

⁷⁾ Quelle: http://www.bundesbank.de/download/volkswirtschaft/mba/2003/200303mba_aktienkurs.pdf und <http://www.destatis.de/basis/d/bank/banktab3.php>, Zugriff am 27. 4. 2006.

Tab. 6

Astungsbaumzahl mit maximalem Kapitalwert
(im Falle negativer Kapitalwerte wurde die Zahl grau hinterlegt).
Number of pruned spruces with maximum net present value
(in the case of negative net present values the background was coloured grey).

| Durchforstungs- variante | Zinssatz in % | | | | | |
|-----------------------------|---------------|-----|-----|-----|----|----|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| UDF | 100 | 100 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| KDF | 200 | 150 | 150 | 50 | 50 | 50 |
| HR | 150 | 150 | 150 | 150 | 50 | 50 |
| ZDE | 200 | 200 | 150 | 150 | 50 | 50 |

Über alle Zinssätze hinweg hat die Astung der undurchforsteten Variante die geringsten Kapitalwerte. Für Zinssätze von 0% und 1% weist die Astung der Durchforstungsvariante „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ die größten Kapitalwerte auf. Bei Kalkulationszinssätzen von 2% bis 5% hat die Astungsinvestition bei „Zieldurchmesserernte“ die höchsten Kapitalwerte. Im Falle der undurchforsteten Variante hat die Astungsinvestition immer die geringste Standardabweichung, bei der „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ stets die größte. Die Kapitalwerte der Astung bei der Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ weisen zu meist eine geringere Standardabweichung auf als die bei der „Kombinierte Durchforstung“.

3.2 Astungsbaumzahlen mit maximalem Kapitalwert

Nach der Betrachtung der Kapitalwerte und ihrer Standardabweichung für 150 geastete Fichten wird im Folgenden herausgestellt, welche Anzahl von geasteten Fichten je Hektar bei den verschiedenen Varianten den höchsten Kapitalwert liefert (vgl. *Tabelle 6*).

Im Bereich der negativen Kapitalwerte ist der Verlust immer bei Astung von 50 Fichten je Hektar am geringsten. Daneben zeigt sich, dass bei einem Zinssatz von 0% stets die je Durchforstungsvariante höchste Anzahl an Astungsbäumen vorteilhaft ist. Die Astung von 250 Fichten je Hektar liefert in keinem Fall den maximalen Kapitalwert.

Die Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ weist tendenziell die höchsten optimalen Astungsbaumzahlen auf. Im undurchforsteten Bestand liefern 100 oder weniger geastete Fichten pro Hektar die maximalen Kapitalwerte. Bei der „Kombinierten Durchforstung“ und der „Zieldurchmesserernte“ trifft dies auf eine Astungsbaumzahl von 200 Bäumen pro Hektar zu. Bei der „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ ist dies dagegen für eine Astungsbaumzahl von maximal 150 Fichten je Hektar der Fall. Im Bereich positiver Kapitalwerte liefern 150 geastete Fichten je Hektar mit Abstand am häufigsten den maximalen Kapitalwert.

3.3 Verlustwahrscheinlichkeit für die Astungsinvestition

Neben der Höhe des Kapitalwerts oder der optimalen Anzahl an geasteten Bäumen ist auch die Verlustwahrscheinlichkeit der

Tab. 5

Mittelwerte und Standardabweichungen der Kapitalwerte bei Astung von 150 Bäumen in €/ha.
Mean and standard deviation of net present values from pruning 150 trees per hectare.

| Df-Var. | Zinssatz in % | | | | | | | | | | | |
|---------|---------------|------|------|------|------|------|------|-----|------|-----|------|-----|
| | 0 | | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | |
| | m | s | m | s | m | s | m | s | m | s | m | s |
| UDF | 2499 | 2209 | 757 | 1090 | -97 | 541 | -518 | 271 | -727 | 136 | -832 | 69 |
| KDF | 7599 | 5853 | 3273 | 2888 | 1154 | 1435 | 108 | 718 | -412 | 361 | -672 | 183 |
| HR | 9250 | 6165 | 4088 | 3042 | 1558 | 1511 | 310 | 756 | -310 | 381 | -620 | 193 |
| ZDE | 7474 | 3113 | 3729 | 1715 | 1687 | 961 | 559 | 547 | -74 | 316 | -433 | 186 |

Tab. 7

Verlustwahrscheinlichkeiten bei 150 Astungsbäumen pro Hektar.
Probability of losses in the case of pruning 150 spruces per hectare.

| Durchforstungs- variante | Zinssatz in % | | | | | |
|-----------------------------|---------------|-----|-----|-----|------|------|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| UDF | 13% | 24% | 57% | 97% | 100% | 100% |
| KDF | 9% | 12% | 20% | 44% | 88% | 100% |
| HR | 6% | 9% | 15% | 34% | 79% | 100% |
| ZDE | 1% | 1% | 4% | 16% | 59% | 99% |

Astungsinvestition von Interesse. Die Verlustwahrscheinlichkeiten für die Varianten mit 150 Astungsbäumen je Hektar sind in *Tabelle 7* dargestellt.

Generell betrachtet steigt die Verlustwahrscheinlichkeit mit steigendem Zinsfuß. Die Astung bei der Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ hat immer die geringsten Verlustwahrscheinlichkeiten. Daneben erreicht die Astung im Falle der „Zieldurchmesserernte“ bei einem höheren Kalkulationszinsfuß als die Astung der anderen Durchforstungsvarianten eine Verlustwahrscheinlichkeit von 100%.⁸⁾ Die Astung der undurchforsteten Variante hat stets die höchste Verlustwahrscheinlichkeit, während die Astung bei „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ geringere Verlustwahrscheinlichkeiten aufweist als bei „Kombinierter Durchforstung“.

3.4 Astungsbaumzahl und Verlustwahrscheinlichkeit

Wie sich die Verlustwahrscheinlichkeit mit den Astungsbaumzahlen ändert, ist in *Tabelle 8* dargestellt. Hierbei wurde ein Kalkulationszinsfuß von 3 % unterstellt.

Tab. 8

Vergleich der Verlustwahrscheinlichkeiten der verschiedenen Astungsbaumzahlen bei einem Zinssatz von 3 %.

Comparison of the probability of losses from different numbers of pruned spruces, using an interest rate of 3 %.

| Durchforstungs- variante | Anzahl der geasteten Bäume je Hektar | | | | |
|-----------------------------|--------------------------------------|-----|-----|------|------|
| | 50 | 100 | 150 | 200 | 250 |
| UDF | 57% | 80% | 97% | 100% | 100% |
| KDF | 34% | 41% | 44% | 58% | 72% |
| HR | 28% | 31% | 34% | 49% | 64% |
| ZDE | 22% | 16% | 16% | 26% | 43% |

Die Verlustwahrscheinlichkeit steigt mit zunehmender Anzahl an geasteten Bäumen je Hektar an. Nur im Falle der Variante „Zieldurchmesserernte“ verhält es sich anders. Hier sinkt die Verlustwahrscheinlichkeit bei einer Steigerung von 50 auf 100 Astungsbäume, bleibt bei 150 geasteten Fichten konstant, um bei noch höheren Astungsbaumzahlen erneut anzusteigen. Die Verlustwahrscheinlichkeit der Astung bei „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ ist wiederum geringer als bei „Kombinierter Durchforstung“. Vergleicht man die Verlustwahrscheinlichkeiten weiter, hat die Astung bei „Zieldurchmesserernte“ immer die geringste und die Astung der undurchforsteten Variante stets die höchste Verlustwahrscheinlichkeit.

3.5 Sicherheitsäquivalente der Astungsinvestition

Für eine gemeinsame Betrachtung von Risiko in Form der Standardabweichung und dem Mittelwert der Kapitalwerte, wird das

⁸⁾ Rein theoretisch betrachtet kann hier eine Verlustwahrscheinlichkeit von 100 % nicht erreicht werden, da die Normalverteilung, die auch für die Simulation verwendet wurde von $-\infty$ bis $+\infty$ reicht. Die Erfolgswahrscheinlichkeiten sind bei den hier angegebenen, gerundeten Verlustwahrscheinlichkeiten von 100% jedoch so klein, dass sie nicht mehr darstellbar sind.

Sicherheitsäquivalent verwendet. Die Sicherheitsäquivalente des Astungskapitalwerts bei 150 Astungsbäumen und einem Zinssatz von 3 % sind in folgender *Tabelle 9* angegeben.

Tab. 9

Sicherheitsäquivalente der Astungsinvestition für normale und starke Risikoaversion, Angegeben in €/ha, dargestellt für 150 Astungsbäume und einen Zinssatz von 3 % (die Bereiche negativer Sicherheitsäquivalente sind grau hinterlegt).

Certainty equivalent of the pruning investment for normal and strong risk-aversion in €/ha for 150 pruned spruces and an interest rate of 3 % (the cases with negative certainty equivalent have a grey background).

| Durchforstungs- variante | Risikoaversion | |
|-----------------------------|----------------|-------|
| | normal | stark |
| UDF | -542 | -566 |
| KDF | -60 | -228 |
| HR | 124 | -62 |
| ZDE | 461 | 364 |

Es zeigt sich, dass sowohl die undurchforstete Variante als auch die „Kombinierte Durchforstung“ in diesem Fall negative Sicherheitsäquivalente aufweisen. Bei starker Risikoaversion weist lediglich die Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ ein positives Sicherheitsäquivalent auf. Sowohl bei normaler als auch bei starker Risikoaversion weist immer die Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ das höchste Sicherheitsäquivalent auf.

3.6 Astungsbaumzahl mit maximalem Sicherheitsäquivalent

Über Vergleiche der Sicherheitsäquivalente der Varianten wurde die Astungsbaumzahl je Hektar mit maximalem Sicherheitsäquivalent ermittelt. Das Ergebnis dieser Untersuchung für normale Risikoaversion zeigt die *Tabelle 10*.

Erwartungsgemäß ist im Bereich negativer Sicherheitsäquivalente stets die Astung von nur 50 Bäumen die relativ beste Lösung. Die Varianten mit 200 und 250 Astungsbäumen liefern nie die optimale Lösung. Die Durchforstungsvarianten „Undurchforstet“,

Tab. 10

Astungsbaumzahl je Hektar mit maximalem Sicherheitsäquivalent bei normaler Risikoaversion (grau hinterlegt sind die Bereiche mit negativem Sicherheitsäquivalent).

Number of pruned spruces per hectare with maximum certainty equivalent for normal risk-aversion (the cases with a negative certainty equivalent have a grey background).

| Durchforstungs- variante | Zinssatz in % | | | | | |
|-----------------------------|---------------|-----|-----|-----|----|----|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| UDF | 50 | 100 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| KDF | 50 | 100 | 100 | 50 | 50 | 50 |
| HR | 50 | 100 | 150 | 100 | 50 | 50 |
| ZDE | 150 | 150 | 150 | 150 | 50 | 50 |

„Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ und „Kombinierte Durchforstung“ weisen zunächst mit steigenden Zinssätzen eine ansteigende Anzahl an zu astenden Bäumen auf. Erhöht man die Kalkulationszinssätze noch weiter, sinkt die optimale Anzahl wieder. Dabei bewegt sich die optimale Astungsbaumzahl zwischen 50 und 150 Fichten je Hektar. Bei der „Zieldurchmesserernte“ ist im Bereich positiver Sicherheitsäquivalente stets die Astung von 150 Fichten je Hektar optimal. Die gleiche Untersuchung wurde anschließend auch für starke Risikoaversion durchgeführt (vgl. *Tabelle 11*).

Tab. 11

Astungsbaumzahl je Hektar mit maximalem Sicherheitsäquivalent bei starker Risikoaversion (grau hinterlegt sind die Bereiche mit negativem Sicherheitsäquivalent).

Number of pruned spruces per hectare with maximum certainty equivalent for strong risk-aversion (the cases with a negative certainty equivalent have a grey background).

| Durchforstungs- variante | Zinssatz in % | | | | | |
|-----------------------------|---------------|-----|-----|-----|----|----|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| UDF | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| KDF | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| HR | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| ZDE | 100 | 150 | 150 | 150 | 50 | 50 |

Auch bei starker Risikoaversion stellt im Bereich negativer Sicherheitsäquivalente die Astung von 50 Fichten je Hektar die beste Lösung dar. Die Astung von 200 und 250 Bäumen je Hektar stellt erneut nie die Optimalvariante dar. Bei Zinssätzen von 1% bis 3% liefern bei der Durchforstungsvariante „Zieldurchmesserernte“ 150 Astungsbäume je Hektar das optimale Ergebnis. Bei einem Zinssatz von 0% sind 100 Astungsbäume optimal. Bei den anderen Durchforstungsvarianten ist stets die Astung von 50 Fichten je Hektar optimal.

Die Bereiche negativer Sicherheitsäquivalente unterscheiden sich zwischen normaler und starker Risikomeidung etwas. So ist das Sicherheitsäquivalent der Astung für die „Kombinierte Durchforstung“ bei einem Zinssatz von 0% und starker Risikoaversion zusätzlich negativ.

Vergleicht man die nach dem Sicherheitsäquivalent optimalen Astungsbaumzahlen bei normaler und starker Risikoaversion, fällt auf, dass sie entweder gleich bleiben oder sinken. Verringert sich die optimale Astungsbaumzahl, so zumeist um 50 Fichten je Hektar.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

4.1 Diskussion des verwendeten Ansatzes

Das Preismodell resultiert aus Daten der Vergangenheit, wobei zu betonen ist, dass die zukünftige Entwicklung, auch vor dem Hintergrund der Globalisierung und internationaler Holzmärkte, nicht mit diesen Daten übereinstimmen muss. Daneben ist zu bedenken, dass die Ausfallwahrscheinlichkeit der Astungsbäume lediglich geschätzt wurde und eine fundierte empirische Grundlage bislang fehlt.

Die Optimierung der Umtriebszeit war nicht Gegenstand der Analyse. Die durch das verwendete Datenmaterial bedingte Festlegung der Umtriebszeit auf 98 Jahre könnte kritisiert werden. So könnte argumentiert werden, dass durch eine längere Umtriebszeit mehr Astungsbäume die Stärkeklasse L4 erreichen, was entsprechende finanzielle Konsequenzen hätte. Somit könnten sich auch höhere Astungsbaumzahlen als die hier ermittelten 150 Bäume je Hektar als vorteilhaft darstellen. Dazu ist anzumerken, dass die Baumliste des Endbestandes bei der „Zieldurchmesserernte“ nur 2

Stämme je Hektar enthält, die die Stärkeklasse L4 erst zu einem späteren Zeitpunkt erreichen würden. Bei der „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ könnten nur 4 weitere Bäume je Hektar noch in diese Stärkeklasse einwachsen. Somit wirkt bei diesen beiden Durchforstungsvarianten nicht die Umtriebszeit sondern die Baumzahl des Bestandes limitierend. Lediglich bei der „Kombinierten Durchforstung“ und der Variante „Undurchforstet“ besteht noch Potential, dass durch eine längere Umtriebszeit deutlich mehr Stämme ins L4 einwachsen. Bei der „Kombinierten Durchforstung“ trifft dies auf maximal 111 Stämme je Hektar zu, bei der Variante „Undurchforstet“ auf maximal 278. Somit besteht nur bei diesen beiden Durchforstungsvarianten größeres Potential für die Steigerung des Wertholzanfalls durch eine Verlängerung der Umtriebszeit. Aus finanzieller Sicht wären längere Umtriebszeiten nur vorteilhaft, wenn der prozentuale Volumenzuwachs des Wertholzes höher als der verwendete Kalkulationszinsfuß ist. Liegt er darunter führen längere Umtriebszeiten zu negativen finanziellen Konsequenzen. Allerdings gilt diese Annahme nur bei der Vernachlässigung des Risikos. Integriert man das Risiko, müsste man auch beachten, dass sich das Ausfallrisiko mit steigender Umtriebszeit deutlich erhöht. Dies hätte vermutlich zur Konsequenz, dass längere Umtriebszeiten zu negativen finanziellen Konsequenzen führen.

4.2 Schlussfolgerungen

Nun sollen die am Anfang gestellten Fragen wieder aufgegriffen und mit Blick auf mögliche Schlussfolgerungen beantwortet werden. Die erste Frage lautete:

Welche waldbauliche Behandlung der Astungsbestände ist vorteilhaft?

Vergleicht man die Kapitalwerte der Astung bei verschiedenen Durchforstungsvarianten, ist die Variante „Hiebsruhe nach starker Durchforstung“ bei niedrigen Zinssätzen optimal. Für höhere Zinssätze sind die Kapitalwerte bei „Zieldurchmesserernte“ am höchsten. Allerdings ist die Standardabweichung der Kapitalwerte bei „Zieldurchmesserernte“ stets deutlich geringer. Betrachtet man die Verlustwahrscheinlichkeit, so weist die Astung bei „Zieldurchmesserernte“ stets deutlich geringere Wahrscheinlichkeiten auf als eine Astung bei den anderen Durchforstungsvarianten. Auch bei der gemeinsamen Betrachtung von Risiko und Kapitalwert über das Sicherheitsäquivalent zeigt sich eine Überlegenheit der Behandlung von Astungsbeständen gemäß der „Zieldurchmesserernte“.

Die Bewertung der vier verwendeten Durchforstungsvarianten ergab somit, dass die Bestandesbehandlung gemäß der „Zieldurchmesserernte“ den anderen Durchforstungsvarianten aus finanzieller Sicht überlegen ist. Daneben werden bei dieser Durchforstungsvariante Fichten mit sehr hoher individueller Stabilität erzogen, die auch den Naturgefahren besser standhalten.

Die zweite Fragestellung lautete:

Wie viele Fichten sollten aus finanzieller Sicht je Hektar geastet werden?

Betrachtet man zur Beantwortung dieser Frage die bei der „Zieldurchmesserernte“ nach dem Kapitalwert optimale Astungsbaumzahl im Bereich positiver Kapitalwerte, so liegt diese, abhängig vom gewählten Zinssatz, bei 150 bzw. 200 Fichten je Hektar. Bei gemeinsamer Betrachtung von Kapitalwert und Risiko über das Sicherheitsäquivalent sprechen die Ergebnisse recht eindeutig für die Astung von 150 Fichten je Hektar. So kommt man nach Betrachtung dieser Ergebnisse zum Schluss, dass man die Astung von Fichten aus finanzieller Sicht auf die 150 vitalsten Bäume je Hektar beschränken sollte.

Bei der Analyse verschiedener betriebswirtschaftlicher Messgrößen zeigte sich somit, dass die optimalen Astungsbaumzahlen je

Hektar deutlich unter den bisher empfohlenen bzw. vorgeschriebenen Zahlen lagen. Lediglich die untere Grenze der von der FVA Baden-Württemberg (2000) empfohlenen Astungsbaumzahlen stimmt mit dem hier als optimal ermittelten Wert überein. Dagegen wurde die Empfehlung von MOSANDL und KNOKE (2002), nicht mehr als 150 Fichten je Hektar zu asten, bestätigt.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Dieser Artikel geht den Fragen nach, wie geastete Fichtenbestände zu durchforsten sind und wie viele Fichten je Hektar aus finanzieller Sicht zu asten sind.

Die Untersuchung basiert bis zu einem Bestandesalter von 48 Jahren auf im Freisinger Fichtendurchforstungsversuch gemessenen Daten, die dann mit Hilfe von Simulationsläufen bis zum Alter 98 fortgeschrieben wurden. In einer Nachkalkulation wurden dann die Zahlungen, die im Rahmen der Astung anfallen, ermittelt. Dabei wurde ein Ausfall der Astungsinvestition von 20% angenommen. Die Bewertung wurde in 1000-facher Wiederholung mit schwankenden Holzpreisen durchgeführt. So konnten neben dem Mittelwert auch die Streuung des Kapitalwertes und die Verlustwahrscheinlichkeit der Astung für Zinssätze von 0% bis 5% ermittelt werden. Mit Hilfe des Sicherheitsäquivalents als zu maximierender Variable, welche Mittelwert und Streuung der Kapitalwerte verknüpft, wurden aus diesen Daten optimale Astungsbaumzahlen ermittelt.

Ein Vergleich der vier Durchforstungsvarianten ergab, dass in den meisten Fällen eine starke Durchforstung mit frühzeitig einsetzender Ernte von Fichten nach Erreichen eines Zieldurchmessers von 55 cm in Astungsbeständen finanziell vorteilhaft war. Bei den drei anderen betrachteten Durchforstungsvarianten handelte es sich neben einer schwachen Z-Baum Förderung mit folgender Niederdurchforstungsphase um eine starke Durchforstung gefolgt von einer bis zur Endnutzung andauernder Hiebsruhe, sowie eine bis zur Endnutzung undurchforstete Variante. Des Weiteren wurde festgestellt, dass die Astung der vitalsten 150 Fichten je Hektar aus finanzieller Sicht optimal ist. Diese Variante war der Astung von 50, 100, 200 oder 250 Fichten je Hektar deutlich überlegen.

6. Summary

Title of the paper: *Financial Consequences of Pruning Spruces.*

This paper analyses how to thin pruned spruce stands and how many spruces per hectare should be pruned from the economic point of view.

This study is based up to an age of 48 years on data from a spruce thinning experiment located in Freising, which were completed with simulations up to an age of 98 years. After that, the payments caused by pruning were determined. In this calculation a loss of 20% of the pruned spruces was included. The whole valuation was repeated 1000 times with fluctuating timber prices. This way the mean and the dispersion of the net present value and the probability of losses caused by pruning could be determined for interest rates between 0% and 5%. With the help of the certainty equivalent, which connects the mean and the dispersion of the net present value, optimal numbers of pruned spruces per hectare could be determined.

Comparing four variants of thinning, in most cases a strong thinning, combined with an early beginning of harvesting spruces after they have reached a diameter of 55 cm is financially advantageous. The three other variants of thinning were a weak support of the best trees combined with a following phase of thinning from below, a heavy thinning followed by a phase without any thinning until the final harvest and a non-thinned variant.

In addition to this, it was found, that pruning of the 150 most vigorous spruces is optimal from the financial point of view. This variant was superior to pruning 50, 100, 200 or 250 spruces per hectare.

7. Résumé

Titre de l'article: *Conséquences financières de l'élagage des épicéas.*

Cet article est consacré aux questions de savoir comment doivent être éclaircies des peuplements d'épicéa élagués et quel est le nombre de sujets à éclaircir à l'hectare du point de vue économique.

La recherche est basée sur les données collectées jusqu'à un âge de 48 ans dans un peuplement du dispositif expérimental sur les éclaircies de l'épicéa de Freising; ces données ont ensuite été extrapolées jusqu'à l'âge de 98 ans à l'aide de simulations. Par un calcul a posteriori, on a évalué les dépenses qui sont intervenues à l'occasion de l'élagage. Sur ce point on a admis une diminution possible de l'investissement lié à l'élagage de 20%. L'évaluation a fait l'objet de 1000 répétitions avec des prix du bois variables. De la sorte on a pu estimer, en plus de la valeur moyenne, la dispersion de la valeur en capital et la probabilité des pertes liées à l'élagage, pour des taux d'intérêts compris entre 0% et 5%. A partir de ces données on a déterminé les nombres optimaux d'arbres à élaguer en ayant recours à l'équivalent de sécurité en tant que variable maximisant qui relie la valeur moyenne et la dispersion de la valeur en capital. Une comparaison des quatre variantes d'éclaircie a montré que dans des peuplements élagués il était en général avantageux, au plan financier, de procéder à une éclaircie forte avec une récolte intervenant précocement, disque les épicéas ont atteint le diamètre objectif de 55 cm. En ce qui concerne les trois autres variantes envisagées, il s'agissait: a) de favoriser un faible nombre d'arbres d'avenir, la phase suivante ne comprenant que des éclaircies par le bas; b) d'une éclaircie forte suivie d'une période sans coupe s'étendant jusqu'à la récolte finale; c) du témoin, sans éclaircie jusqu'à la récolte finale. Par ailleurs il a été établi que l'élagage de 150 épicéas à l'hectare était optimale du point de vue financier. Cette variante surpassait nettement les quatre autres avec 50, 100, 200 ou 250 épicéas élagués à l'hectare. J.M.

8. Literaturverzeichnis

- ABETZ, P. (1993): Ein Plädoyer für den Z-Baum, Argumente gegen die Kritik an der Z-Baum-orientierten Auslesedurchforstung. In: Holz-Zentralblatt, 119. Jahrgang, Nummer 19, Seite 305–310.
- ABTEILUNG WALDWACHSTUM DER FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (2004): Jahresbericht 2004. Unter: <http://www.uni-kl.de/FVA/de/seiten/jahresbericht/2004/Waldbau.pdf>; Zugriff: 28.7.2006.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1972–2003): Holzpreisstatistik für das Kalenderjahr..., für die Jahre 1972–2003. München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1999): Richtlinie zur Wertastung und zur Pflege von Astungsbeständen. München, Stand Juni 1999.
- BUES, C.-T. (1996): Zur Holzqualität weitständig gepflanzter und „geschneitelter“ Fichten aus dem Frankenwald. In: Forst und Holz, 51. Jahrgang, Heft 2, Seite 45–49.
- BURSCHER, P. und J. HUSS (1997): Grundriß des Waldbaus, Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Berlin, 2. Auflage 1997.
- DEGEN, P. (1995): Wertastungsrechnung. In: AFZ-DerWald, 50. Jahrgang, Heft 24/1995, Seite 1307–1308.
- DEUTSCHE BUNDESBANK (2003): Monatsbericht März 2003. Unter: http://www.bundesbank.de/download/volkswirtschaft/mba/2003/200303_mba_aktienkurs.pdf; Zugriff: 27.4.2006.
- EBERT, H.-P. (1997): Der „Wert“ einer Wertastung. In: AFZ-DerWald, 52. Jahrgang, Heft 22/1997, Seite 1188–1190.
- FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Wertastung, Merkblätter. Freiburg, 3. Auflage 2000.
- GERBER, H. U. und G. PAFUMI (1998): Utility Functions: From Risk Theory to Finance. In: North American Actuarial Journal, 2. Jahrgang, Heft 3, Seite 74–100.

- HEIDINGSFELDER, A. und T. KNOKE (2004): Douglasie versus Fichte, Ein betriebswirtschaftlicher Leistungsvergleich auf Grundlage des Provenienzversuches Kaiserslautern, Schriften zur Forstökonomie Band 26. Frankfurt am Main.
- HUSS, J. (1988): Fichten-Durchforstungsversuch Freising, Exkursionsführer Stand Herbst 1988. München.
- HUSS, J. (1990): Zur Durchforstung engbegrenzter Fichtenjungbestände. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, 109. Jahrgang, Seite 101–118.
- KNOKE, T. (1998): Die Stabilisierung junger Fichtenbestände durch starke Durchforstungseingriffe-Versuch einer ökonomischen Bewertung. In: Forstarchiv, 69. Jahrgang, Heft 6, Seite 219–226.
- KNOKE, T., B. STIMM, Ch. AMMER und M. MOOG (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. In: Forest Ecology and Management, Heft 213, Seite 102–116.
- KUBLIN, E. und G. SCHARNAGEL (1988): Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- MOSANDL, R., C.-T. BUES, W. HANNIG und G. WALTHER (1995): Geästete Fichten im Frankenwald als Leitbild für die künftige Fichtenerziehung, Waldbau und Holzqualität. In: AFZ-DerWald, 50. Jahrgang, Heft 24/1995, Seite 1300–1306.
- MOSANDL, R. und T. KNOKE (2002): Produktion von Fichtenqualitätsholz durch Astung, Waldbauliche und wirtschaftliche Aspekte. In: AFZ-DerWald, 57. Jahrgang, Heft 3/2002, Seite 120–123.
- SPELLMANN, H. (1997): Ertragsentwicklung im „LÖWE“-Wald der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. In: Forst und Holz, 52. Jahrgang, Seite 711–718.
- STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (2006): Geld und Kredit, Dienstleistungen. Unter: <http://www.destatis.de/basis/d/bank/banktab3.php>; Zugriff: 27.4.2006.
- THOMMEN, J.-P. und A.-K. ACHLEITNER (2003): Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, Umfassende Einführung aus managementorientierter Sicht. Wiesbaden, 4. Auflage 2003.

Anwuchserfolg von 19 verschiedenen Baumarten bei Erstaufforstungen – Ergebnisse eines Biodiversitätsexperiments

(Mit 4 Abbildungen und 2 Tabellen)

Von A. DON^{1),*}, W. ARENHÖVEL²⁾, R. JACOB³⁾, M. SCHERER-LORENZEN⁴⁾ und E.-D. SCHULZE¹⁾

(Angenommen September 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Erstaufforstung; Anwuchserfolg; Baumarten; Schermausschäden; Biodiversität.

Afforestation; establishment success; tree species; damages by voles; biodiversity.

1. EINLEITUNG

Erstaufforstungen stellen eine wichtige Maßnahme zur Verbesserung der Landschaftsstruktur in walddarmen Regionen und zur Nutzbarmachung von Brachflächen dar. Sie werden seit 1992 von der EU im Rahmen der EU-Agrarreform (GAP) zur Verringerung der landwirtschaftlichen Überproduktion gefördert (VO EG 1257/99) und cofinanziert aus Mitteln des Bundes und der Länder (DOHRENBUSCH, 1996). In Deutschland werden jährlich etwa 5000 ha erstaufgeforstet (BMU, 2002). Durch das Kyoto-Protokoll zum Klimaschutz von 1997 werden Aufforstungen außerdem als mittelfristige zusätzliche Kohlenstoffspeicher anerkannt. Treibhauswirksames CO₂ soll in der Biomasse und als Bodenkohlenstoff gespeichert werden. Der Aufbau von artenreichen Waldbeständen gehört zu den Zielen der modernen Forstwirtschaft. Auf internationaler Ebene fordert dies u. a. die Biodiversitäts-Konvention 1992 von Rio de Janeiro. Erstaufforstungen bieten die Chance, Wälder mit entsprechender Baumartenvielfalt zu begründen.

Die Erstaufforstung vormals landwirtschaftlich genutzter Flächen ist oft nicht ohne Schwierigkeiten und erfordert den Einsatz großer Mengen Pflanzenmaterials sowie aufwendiger Vor- und

Pflegearbeiten (WERSSENGER et al., 2004). Besonders auf extremen Standorten wie landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen ist bei der Pflanzung von Setzlingen mit hohen Ausfällen zu rechnen (MLUM BRANDENBURG, 2000) – allerdings verfügen selbst vergleichsweise schlechte landwirtschaftliche Standorte über meist erheblich bessere Nährstoffvorräte als Waldstandorte (DOHRENBUSCH, 1996). Der Pflanzschock, Forstschädlinge und die Konkurrenz der unverholzten Vegetation sind nur einige Gründe, die zu diesen Ausfällen führen können (JACOBS et al., 2004). Der Anwuchserfolg der ersten Jahre entscheidet maßgeblich über den Gesamterfolg einer Aufforstungsmaßnahme. Mit Ausnahme von Sturmwurfsschäden nimmt die Resistenz der Waldneuanlagen gegenüber abiotischen und biotischen Stressoren mit zunehmenden Alter zu.

Die heimischen Baumarten unterscheiden sich signifikant in ihrer Eignung für Erstaufforstungen (LEDER, 1996), doch bisher liegen wenig vergleichende Studien zum Anwuchserfolg verschiedener Arten vor. Dies liegt zum einen in der Beschränkung vieler Aufforstungen der Vergangenheit auf wenige Baumarten, zum anderen sind kausale Rückschlüsse auf Arteigenschaften nur bei Aufforstung am gleichen Standort möglich. Beim Vergleich unterschiedlicher Aufforstungsstandorte sind immer die unterschiedlichen Standortverhältnisse wie Bodeneigenschaften und Klima als zusätzliche Faktoren zu berücksichtigen. Im Rahmen des BIOTREE-Experiments zu Biodiversität und ökosystemaren Funktionen in experimentellen Waldbeständen (SCHERER-LORENZEN et al., 2005) wurde an drei Standorten in Thüringen der Etablierungserfolg von 19 verschiedenen Baumarten untersucht. Der Forschungsansatz des BIOTREE-Experiments erfordert die Einbeziehung einer hohen Anzahl von Baumarten. Insofern wurden auch Baumarten gepflanzt, die für Erstaufforstungen auf großer Fläche eher kritisch zu beurteilen sind (z. B. Douglasie, Buche, Weißtanne) oder die die Natur häufig kostenfrei beisteuert (Aspe, Birke).

In den ersten zwei Jahren nach Pflanzung der Bäume wurde der Anwuchserfolg von etwa 200.000 Setzlingen kontrolliert, deren

¹⁾ Max-Planck Institut für Biogeochemie, Jena.

²⁾ Thüringer Landesanstalt für Wald Jagd und Fischerei, Gotha.

³⁾ Bundesforst Hauptstelle Thüringer Wald, Bad Salzungen.

⁴⁾ Institut für Pflanzenwissenschaften Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

*) Korrespondierender Autor. E-Mail: adon@bgc-jena.mpg.de.

Vitalität bestimmt und mögliche Ausfallursachen analysiert. In dem Experiment sind Versuchspartzen mit je ein bis 10 Baumarten angelegt. Ein Paradigma der Biodiversitätsforschung ist, dass artenreichere Bestände stabiler sind als artenarme. Als Stabilität wird hierbei die Resilienz und Resistenz gegenüber Störungen bezeichnet. Auch bei jungen Aufforstungen sollten demnach einige Schadfaktoren, wie Schermaus- und Hasenfraß weniger Schäden in artenreichen Beständen anrichten als in Reinbeständen. Ziele der Studie waren:

- i) Vergleich von 19 verschiedenen Baumarten hinsichtlich ihrer Eignung für Erstaufforstungen
- ii) Untersuchung der räumlichen Variabilität des Anwuchserfolgs und dessen Ursachen.
- iii) Untersuchung des Einflusses der Baumartenvielfalt auf das Schadensmaß durch Schermäuse und Hasen.

In vielen Ländern ist die staatliche Förderung von Erstaufforstungen nicht nur an den Etablierungserfolg gekoppelt, sondern in ihrer Höhe auch abhängig von der angepflanzten Baumartemischung bzw. vom Erstaufforstungstyp. Um nicht nur ökonomischen sondern auch ökologischen und sozial-kulturellen Zielen des Waldbaus gerecht zu werden, wird die Förderung von artenreichen Waldbeständen in Zukunft weiter forciert werden müssen.

Für die ungleich schwierigere Pflanzung von artenreichen Mischwaldbeständen im Vergleich zu bspw. Nadelreinbeständen

sind umfangreiche Kenntnisse über die Eignung verschiedener Baumarten für die Erstaufforstung nötig. Im Folgenden sollen daher der Anwuchserfolg von 19 standortgerechten Baumarten auf Erstaufforstungsflächen gezeigt und soweit als möglich Ursachen für den Ausfall der Pflanzen analysiert werden.

2. MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des BIOTREE-Experiments (SCHERER-LORENZEN et al. eingereicht) an drei Standorten auf insgesamt 70 ha statt. Die Standorte liegen in einem Umkreis von 60 km und wurden zwischen Frühjahr 2003 und Frühjahr 2004 mit Pflanzmaterial aus derselben Baumschule aufgeforstet. Die Pflanzenqualität war aber an den drei Standorten teilweise unterschiedlich. Die Pflanzung erfolgte mit Spaten manuell nach streifenweiser Tiefspatenfräsung.

Die Standorte unterscheiden sich in ihrem Ausgangssubstrat. Da nur standortgerechte Arten gepflanzt werden sollten, variiert die Artenzusammensetzung der drei Standorte (Tab. 1).

Der Standort „Mehrstedt“ bei Schlotheim am Nordrand des Thüringer Beckens ist mit 40 ha der Größte der drei Standorte. Die Fläche war seit Anfang der 1980er Jahre Teil eines russischen Truppenübungsplatzes mit Graslandvegetation. Das Ausgangssubstrat besteht aus Ton-Kalkstein-Schichten des Oberen Muschelkalks mit Lößbeimengungen, auf dem sich Pseudogleye-Pelosole ent-

Tab. 1

Anzahl und Sortiment der gepflanzten Baumarten auf den drei Standorten sowie Pflanzdichte und Pflanzverband für die Standorte Kaltenborn und Mehrstedt. Die Pflanzdichte in Bechstedt war für alle Baumarten einheitlich 1 x 2 m mit 3468 Stk. ha⁻¹.
Number and assortment of planted seedlings at the three sites and planting density for site Mehrstedt and Kaltenborn. At the site Bechstedt the planting density for all species was 1 x 2 m with 3468 plants ha⁻¹.

| <i>Standorte</i> | | <i>Mehrstedt</i> | | <i>Kaltenborn</i> | | <i>Mehrst. & Kaltb.</i> | | <i>Bechstedt</i> | |
|-----------------------|-----|-----------------------------|------|-----------------------------|-----|---|------|-----------------------------|-----|
| | | Anzahl Sortiment | | Anzahl Sortiment | | Pflanzverband Pflanzzahl ha⁻¹ | | Anzahl Sortiment | |
| Abies alba | WTA | - | - | 512 | 2/2 | 2 x 2 | 2400 | - | - |
| Acer campestre | FAH | - | - | - | - | - | - | 1200 | 1/2 |
| Acer platanoides | SAH | 2400 | 1/1* | - | - | - | - | 2080 | 1/2 |
| Acer pseudoplatanus | BAH | 20080 | 1/1 | 640 | 1/1 | 1,5 x 2 | 3000 | 1200 | 1/2 |
| Betula pendula | GBI | - | - | - | - | - | - | 1860 | 1/1 |
| Carpinus betulus | HBU | 2400 | 2/0 | - | - | 1,5 x 2 | 3000 | 1860 | 1/2 |
| Fagus sylvatica | BU | 28224 | 2/0 | 9100 | 2/0 | 1 x 2 | 4200 | 760 | 1/2 |
| Fraxinus excelsior | ES | 2400 | 1/1 | 640 | 1/2 | 1,5 x 2 | 3000 | 1640 | 1/2 |
| Larix decidua | ELA | 15952 | 1/1 | - | - | 2 x 2 | 2400 | 980 | 1/1 |
| Picea abies | FI | - | - | 5296 | 2/2 | 2 x 2 | 2400 | - | - |
| Pinus sylvestris | KI | - | - | - | - | - | - | 1200 | 1/1 |
| Populus tremula | AS | - | - | - | - | - | - | 1200 | 1/1 |
| Prunus avium | VKI | 1920 | 1/1 | - | - | 2 x 2 | 2400 | 1200 | 1/1 |
| Pseudotsuga menziesii | DGL | 15968 | 2/0 | 5296 | 2/0 | 2 x 2 | 2400 | - | - |
| Quercus petraea | TEI | 28168 | 2/0 | 9100 | 2/0 | 1 x 2 | 4200 | 1640 | 1/1 |
| Sorbus aucuparia | EB | - | - | 512 | 1/1 | 2 x 2 | 2400 | 1860 | 1/1 |
| Sorbus torminalis | ELS | - | - | - | - | - | - | 1640 | 1/2 |
| Tilia cordata | WLI | 20100 | 2/0 | - | - | 1,5 x 2 | 3000 | 1420 | 2/0 |
| Ulmus glabra | BUL | - | - | - | - | - | - | 1860 | 1/1 |
| <i>Baumartenzahl</i> | | <i>10</i> | | <i>8</i> | | | | <i>16</i> | |

*) 1/1 zweijährig; 1 Jahr Saatbeet; 1 Jahr Pflanzbeet. Two years old; 1 year nursery; 1 year nursery bed.

2/0 zweijährig; 2 Jahre Saatbeet. Two years old; 2 years nursery.

1/2 dreijährig; 2 Jahre Saatbeet; 1 Jahr Pflanzbeet. Three years old; 1 year nursery; 2 years nursery bed.

2/2 vierjährig; 2 Jahre Saatbeet; 2 Jahre Pflanzbeet. Four years old; 2 years nursery; 2 years nursery bed.

wickelt haben und teilweise kolluvial verlagert wurden. Hier wurden 10 verschiedene Baumarten 40 Versuchspartzellen à 1 ha gepflanzt (Tab. 1) Dabei wurde ein Baumartenzahlgradient angelegt von Flächen mit 1, 2, 4 und 6 Hauptbaumarten. Die Baumarten wurden mit unterschiedlichem Pflanzverband (Tab. 1) in Trupps von 8x8 m gepflanzt. Auf 1/3 der Flächen sind zusätzlich 4 Nebenbaumarten in Trupps eingemischt.

4 ha der Fläche wurden im Frühjahr 2003 etabliert und mit einer ersten Bauminventur im Juli/August 2003 kartiert. Der Hauptteil der Fläche (36 ha) wurde zwischen November 2003 und Mai 2004 gepflanzt und im August 2004 kartiert. Nach Nachbesserungen im Herbst 2004 und Frühjahr 2005 erfolgte im Dezember 2005 eine weitere Inventur der Pflanzung. Die Pflanzung erfolgte 2003 durch Fachpersonal des Forstamtes, 2004 aber größtenteils durch angelernte Hilfsarbeiter der privaten Baumschule. Der Standort wird betreut vom Forstamt Sondershausen (ehemals Ebeleben) der Thüringer Landesforstverwaltung. Die Frühjahrsaufforstung 2004 und die Nachbesserung im Frühjahr 2005 konnten aus organisatorischen Gründen jeweils erst sehr spät (eigentlich zu spät) durchgeführt werden und wurden erst in der ersten Maiwoche abgeschlossen.

Der Standort „Bechstedt“ liegt 15 km südlich von Erfurt. 9 ha vormals als Acker genutzte Fläche wurden dort im Frühjahr 2003 mit 16 verschiedenen Baumarten aufgeforstet (Tab. 1). Das geologische Ausgangssubstrat ist vergleichbar mit dem am Standort Mehrstedt. Es fehlen nennenswerte Lößbeimengungen. Als Haupt-

bodentyp hat sich ein Pseudogley-Terra fusca entwickelt. Vor der Pflanzung erfolgte auch hier ein Tiefumbruch der Fläche. Nachgebessert wurde im Frühjahr 2005. Bauminventuren wurden im Juni-August 2003 und im September 2005 durchgeführt. Zusätzlich erfolgte eine Ausfallanalyse durch das Bundesforstamt im September 2004.

Der Standort „Kaltenborn“ liegt am Osthang des Werratal bei Bad Salzungen. 8 verschiedene Baumarten wurden im Frühjahr 2004 in tiefspatengefrästen Reihen gepflanzt (Tab. 1). Die Fläche wurde vorher als extensives Grünland genutzt. Das Ausgangssubstrat ist Unterer Buntsandstein, auf dem sich Braunerden entwickelt haben. Die 23 ha große Fläche wurde im Frühjahr 2005 nachgebessert, Bauminventuren wurden im September 2004 und Februar 2006 durchgeführt. Eine 5 ha große Teilfläche wurde schon im November 2003 mit den gleichen Hauptbaumarten aber von einer anderen Baumschule aufgeforstet. Diese Fläche wurde mit einer Inventur im September 2005 separat kartiert.

Die Pflanzung und Betreuung der Flächen „Bechstedt“ und „Kaltenborn“ fand und findet durch den Bundesforst Hauptstelle Thüringer Wald statt. Nur gelernte Waldarbeiter kamen bei der Pflanzung zum Einsatz.

Durch das Pflanzdesign sind die Positionen der Bäume auf der Fläche festgelegt und lassen sich anhand von Pflanzplänen im Gelände wieder finden. Bei den Bauminventuren wurden folgende Parameter erfasst:

Tab. 2

Anteil der ausgefallenen Bäume [%] auf den drei BIOTREE-Standorten. Pro Baumart n > 110.
Seedling mortality percentage at the three BIOTREE sites. Per tree species n > 110.

| Baumart | <i>Bechstedt</i> | | | <i>Mehrstedt</i> | | | <i>Kaltenborn</i> | | |
|---------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| | 2003 | 2004 ⁴⁾ | 2005 ¹⁾ | 2003 ⁵⁾ | 2004 ⁶⁾ | 2005 ¹⁾ | 2004 | 2005 ³⁾ | 2006 ¹⁾ |
| AS | 34 | 58 | 22 | | | | | | |
| BAH | 8 | 25 | 1 | 10 | 26 | 21 | 9 | | 17 |
| BU | 71 | 79 | 20 | 65 | 33 | 25 | 24 | 4 | 15 |
| BUL | 3 | 8 | 1 | | | | | | |
| DGL | | | | | 37 | 18 | 68 | 4 | 11 |
| EB | 6 | 19 | 3 | | | | 15 | | 20 |
| ELA | 17 ²⁾ | 15 | 1 | | 33 | 15 | | | |
| ELS | 41 | | 5 | | | | | | |
| ES | 9 | 12 | 0 | 2 | 56 | 15 | 10 | | 7 |
| FAH | 2 | 8 | 0 | | | | | | |
| FI | | | | | | | 16 | 2 | 3 |
| GBI | 2 | 13 | 8 | | | | | | |
| HBU | 6 ²⁾ | 32 | 3 | 18 | 51 | 22 | | | |
| KI | 93 | 100 | 34 | | | | | | |
| SAH | 8 | 7 | 2 | 12 | 37 | 23 | | | |
| TEI | 30 | 61 | 22 | 53 | 39 | 43 | 27 | 19 | 20 |
| VKI | 41 | 58 | 33 | 56 | 32 | 33 | | | |
| WLI | 2 | 7 | 0 | 6 | 40 | 14 | | | |
| WTA | | | | | | | 45 | | 47 |
| Mittel | 19.2 | 28.0 | 8.3 | 39.7 | 37.6 | 23.1 | 30.8 | 7.6 | 13.9 |

1) Fläche wurde zwischenzeitlich nachgebessert (siehe Text) Auffallrate umfasst alle gepflanzten Bäume zu diesem Zeitpunkt. Replanting was done meanwhile. Tree mortality rates refer to all planted tree at the time of the inventory.

2) n = 66

3) Zusatzexperiment 5 ha mit Pflanzmaterial einer anderen Baumschule. Additional experiment 5 ha with plants from another nursery

4) Inventur der Ausfälle wurde durch Forstamt durchgeführt. Inventory was carried out by the forestry office.

5) Im April 2003 aufgeforstete 4 ha. In April 2003 afforested 4 ha.

6) Im November 2003 bis Mai 2004 aufgeforstete 36 ha. In November 2003 till Mai 2004 afforested 36 ha.

- Baumhöhe (lotrecht von der höchsten lebenden Knospe mit Zollstock gemessen)
- Vitalität (Ansprache visuell und mit Saftprobe durch anritzen, Unterscheidung in „abgestorben“ und „lebend“)
- Ausfallursache
- Verbissschäden durch Hasen (identifiziert durch Abbißspuren), Dürreschäden am Terminaltrieb (ja/nein)
- Schäden durch Schermäuse (*Arvicola terrestris*). Schermausgeschädigte Bäume besitzen keine urzel mehr und ließen sich durch Ziehen an den Pflanzen identifizieren.

Für eine räumliche Analyse wurden die Ergebnisse des Standortes Mehrstedt auf Versuchsparzellenebene (Subplots) ausgewertet. Die prozentualen Anteile p der Schermaus- und Hasenschäden wurden transformiert mit

$$p_{trans} = \sin^{-1} \sqrt{0.01 \cdot p}$$

und eine ANOVA mit den Faktoren Biodiversitätslevel und Baumart für die vier Laub-Hauptbaumarten durchgeführt (S-PLUS 6.1).

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Anwuchserfolg der Baumarten

Der Anwuchserfolg der Bäume war neben Pflanzenqualität und Behandlung bei der Pflanzung sowie biotischen und abiotischen Schadfaktoren im Wesentlichen abhängig von der Baumart, was vor allem in deren spezifischen Eigenschaften begründet liegt. Trotz großer Unterschiede in den Ausfallraten zwischen den drei Standorten und den drei untersuchten Jahren ergaben sich ähnliche Mustern der Ausfallraten für die einzelnen Baumarten (Tab. 2).

An allen drei Standorten waren Traubeneichen mit Ausfallraten von 19–61% am stärksten betroffen (Tab. 2). Obwohl die Traubeneiche eine Lichtbaumart mit subkontinentalem Verbreitungsareal und schnellem Jugendwachstum ist, traten Schwierigkeiten bei ihrer Etablierung auf. In Kaltenborn waren 2005 75% der ausgefallenen Pflanzen Eichen. Bei 6% der Jungpflanzen konnte 2005 in Mehrstedt Verbiß durch Schermäuse als Todesursache festgestellt werden (Abb. 1). Die Verdämmung der kleinen Eichenpflanzen durch die Konkurrenzvegetation ist eine weitere wesentliche Ursache für deren anhaltend hohen Ausfallraten. Die Eichen litten auch unter dem Trockenjahr 2003. Ohne ihre Fähigkeit zur Regeneration durch Stockausschläge wären die Ausfälle aber noch höher ausgefallen.

Die Rotbuche ist als Schattbaumart schwer auf Freiflächen zu etablieren (RÖHRIG und BARTSCH, 1992). Jungpflanzen sind besonders durch Spätfrost gefährdet, der auf den Aufforstungsflächen teilweise zu erheblichen Schäden an den Terminaltrieben führte und Ausfälle von bis zu 79% aller Buchensetzlinge an einem Standort mit verursachte. Ein Viertel aller Rotbuchen in Bechstedt wiesen 2 Jahre nach der Pflanzung abgetrocknete Terminaltriebe auf. Keine andere Baumart hatte so hohe Schäden an den Terminaltrieben. Dies führte zu einer Verringerung der Höhe um durchschnittlich 4 cm im Vergleich zur Höhe bei der Pflanzung (Höhe der höchsten lebenden Terminalknospe, Abb. 2). Vergleichsweise geringe Ausfälle (24%) hatte die Buche auf dem etwas feuchteren, kühleren Standort Kaltenborn, der mehr dem atlantischen Klimatyp entspricht, der das Rotbuchenoptimum darstellt (Tab. 2).

Nicht nur spätsukzessionale Arten, sondern auch Pionierbaumarten wie die Aspe zeigten Etablierungsschwierigkeiten auf den Freiflächen. Die Aspe hatte 2003 nach der Anpflanzung 34% und auch nach einer Nachbesserung im Frühjahr 2005 mit 22% immer noch überdurchschnittlich hohe Ausfälle auf der Versuchsfläche Bechstedt. Aspen sind auf eine gute Wasserversorgung angewiesen

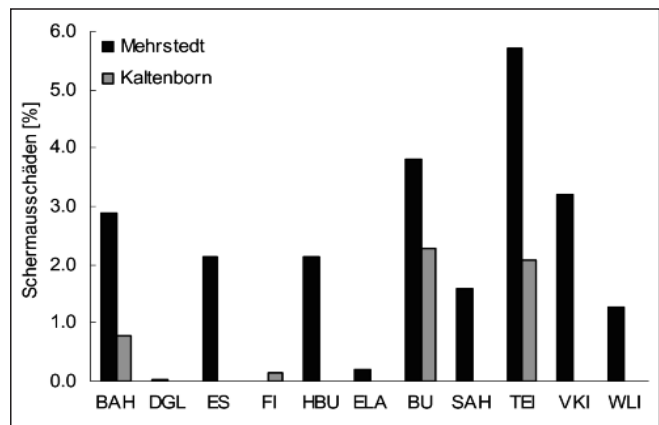


Abb. 1

Anteil der Schermausschäden der verschiedenen Baumarten in Mehrstedt (2005) und Kaltenborn (2006). Bei Eberesche und Weißtanne wurden in Kaltenborn keine Schermausschäden festgestellt.

Proportion of vole damages of different tree species at the sites Mehrstedt (2005) and Kaltenborn (2006). No vole damages were detected for mountain ash and white fir at the Kaltenborn site.

(BURSCHEL und HUSS, 1997; RÖHRIG und BARTSCH, 1992) und waren deshalb von der Trockenheit im Jahr 2003 besonders betroffen. Die vitalen Pflanzen hatten aber Zuwächse von über 40 cm in zwei Vegetationsperioden (Abb. 2).

Sehr gute Anwuchsergebnisse konnten bei den Edellaubhölzern Ulme, Bergahorn, Spitzahorn und Esche sowie Feldahorn und Eberesche erzielt werden. Deren Ausfälle lagen meistens unter 10% mit durchschnittlichen Zuwächsen von 14–35 cm in zwei Vegetationsperioden nach der Pflanzung. Auch Winterlindenbestände ließen sich problemlos auf den Freiflächen anlegen, obwohl sie in den ersten zwei Jahren nur geringe Zuwächse von 8 cm hatten.

Die Vogelkirsche hatte überdurchschnittlich hohe Ausfälle. Dieser Befund überrascht, da die Vogelkirsche an sich für Erstaufforstungen geeignet ist (LINDNER, 1992). Vogelkirschen benötigen eine gute Nährstoffversorgung, die an den BIOTREE-Standorten gegeben ist, können aber nur bedingt Trockenstress ertragen und sind besonders gefährdet durch Wildverbiß und Mäuse (RÖHRIG und BARTSCH, 1992, AMMER und PREEN, 1997). An 10% der lebenden Vogelkirschen konnte Hasenfraß festgestellt werden, was im Vergleich zu den anderen Baumarten ein hoher Anteil ist. Auch die Ausfälle durch Schermausschäden waren bei Vogelkirsche überdurchschnittlich hoch. Dennoch zeigte die Vogelkirsche bei erfolgreichem Anwuchs starkes Höhenwachstum mit durchschnittlich 48 cm Zuwachs in den ersten zwei Jahren nach Pflanzung (Abb. 2). Neben Eiche und Rotbuche ist die Vogelkirsche die durch Wildverbiß und Mäuseschäden am stärksten gefährdete Baumart.

Insgesamt hatten Nadelbaumarten keine besseren Anwuchsergebnisse als Laubbaumarten. Die Douglasie hatte mit 37 bzw. 68% hohe Ausfälle im ersten Jahr nach der Pflanzung. Douglasien gehören bei der Pflanzung zu den empfindlichsten Baumarten (WENK, 1990); ganz entscheidend für hohe Anwuchsprozente ist die Frische der Pflanzen. Schwer tun sie sich auch mit der Graskonkurrenz (BURSCHEL und HUSS, 1997).

Die Kiefer als weitere Nadelbaumart hatte einen Totalausfall in Bechstedt. Dies lässt sich teilweise mit der Qualität des Pflanzgutes erklären. Die Kiefern Sämlinge mit durchschnittlich 16 cm Höhe waren nicht vital genug, um die Sommertrockenheit 2003 zu überleben.

Fichte und Lärche waren mit überdurchschnittlich hohem Anwuchserfolg von bis zu 85% im ersten Jahr nach der Pflanzung

relativ einfach etablierbar. Dies lag auch an deren geringeren Anfälligkeit gegenüber Schermausschäden, die bisher an fast keinem der Nadelbäume nachgewiesen werden konnte (Abb. 1).

3.2 Einflussfaktoren für den Etablierungserfolg

Erstaufforstungen stellen in vieler Hinsicht eine forstliche Herausforderung dar (WERSINGER et al., 2004). Um bestimmte Waldgesellschaften etablieren zu können, sind verschiedene vorbereitende und begleitende Maßnahmen ratsam bzw. nötig. Dazu gehört die Flächenvorbereitung mit Tiefenlockerung der Pflanzreihen. Die Begleitvegetation ist eine Wasser-, Licht- und Nährstoffkonkurrenz für die Bäume (COGLIASTRO et al., 1993). Sie wurde zumindest in den ersten Jahren nach der Pflanzung durch die Tiefenlockerung zurückgedrängt. Der Nachteil der reihenweisen Bodenbearbeitung ist, dass der lockere Boden auch die Lebensbedingungen für Schermäuse verbessert und ihnen den Zugang zu den Forstpflanzen deutlich erleichtert wenn nicht gar vorgibt. Auch verschlechtert die Bodenbearbeitung durch Unterbrechung des Kapillarwassers die Wasserversorgung der jungen Bäume. Die Begleitvegetation wurde zumindest zwischen den Pflanzreihen (in Bechstedt und Kaltenborn auch um die gepflanzten Bäume herum) gemäht, um die Wasserkonkurrenz zu verringern und die Lebensraumbedingungen für Mäuse zu verschlechtern. In Mehrstedt wurde nur zwischen den Reihen gemäht, was zu teilweise erheblicher Verdämmung der Pflanzen führte.

Trotz der getroffenen Kulturschutzmaßnahmen auf allen drei Flächen gab es große Unterschiede im Anwuchserfolg. Vier Faktorengruppen sollen im Folgenden beleuchtet werden, die wesentlichen Einfluss auf den Anwuchserfolg der Bäume hatten und teilweise sehr artspezifisch wirksam waren.

3.2.1 Schermaus- und Hasenschäden

Auf verkrauteten und vergrasteten Standorten wie Erstaufforstungsflächen finden sich günstige Lebensbedingungen für Mäuse (AMMER und PREEN, 1997; PUSENIUS und OSTFELD, 2002). Besonders Schermäuse sind eine erhebliche Gefahr für Erstaufforstungen speziell von Laubhölzern (THIEL, 2003). Ab 2003 kam es zu einer Gradation der Schermauspopulationen in Thüringen, die sich auch

auf den untersuchten Standorten niedergeschlagen hat. 2003 wurden an allen drei Standorten kaum Schäden durch Schermäuse beobachtet. Erst ab 2004 kam es trotz Bekämpfungsmaßnahmen zu einer Ausbreitung der Population.

Eine chemische und mechanische Bekämpfung der Schermäuse erfolgte 2004 und 2005 auf den Flächen Kaltenborn und Mehrstedt. Am erfolgreichsten war diese in Kaltenborn, wo durch das Einbringen von Schermausriegeln mit einem Schermauspflug in den Boden, die Gesamtschäden durch Schermäuse auf unter 1% der Pflanzen gedrückt werden konnten. Insgesamt sind das Aufsuchen der Schermausgänge und die Bekämpfung sehr aufwendig, da die Tiere unterirdisch ein weit verzweigtes Gangsystem anlegen.

Bis zu 20% der Ausfälle einer Baumart konnten auf Schermausschäden zurückgeführt werden. Die Baumarten waren aber unterschiedlich stark durch diese Schäden betroffen (Abb. 1). Die größten Schäden durch Schermäuse wurden sowohl in Mehrstedt als auch in Kaltenborn bei Traubeneichen festgestellt. Offensichtlich sind Eichen gefährdeter durch Wildverbiss und Mäuseschäden als andere Baumarten (WENK, 1990; THIEL, 2003). In kanadischen Studien konnte der Einfluss der Konzentrationen bestimmter Monoterpene und Phenole in verschiedenen Nadelbaumarten auf die Schermausschäden nachgewiesen werden (BUCYANAYANDI et al., 1990; ROY und BERGERON, 1990). Bei hohen Populationsdichten der Mäuse ließ dieser Einfluss jedoch nach.

Durch die truppweise Pflanzung der Baumarten stehen kleinflächig gemischt Arten mit hoher Anfälligkeit gegenüber Verbiss- und Schermausschäden neben weniger anfälligen, „unschmackhaften“ Baumarten. Sowohl die Schermaus- als auch die Hasenschäden waren nicht zufällig über alle Versuchspartellen verteilt, sondern signifikant abhängig von der Baumartenzahl in der Versuchspartelle. Die Flächen mit einer Mischung aus 6 Baumarten hatten geringere Schäden pro Baumart als die Flächen mit geringerer Baumartenzahl (Abb. 3). Dieser Befund ist umso erstaunlicher, wenn man die vielen Einflussfaktoren bedenkt, die den Anwuchserfolg der Bäume bestimmen. Die Einmischung von gegenüber Schermausschäden weniger anfälligen Baumarten, wie bspw. Winterlinde, kann folglich die Ausbreitung der Schermaus-

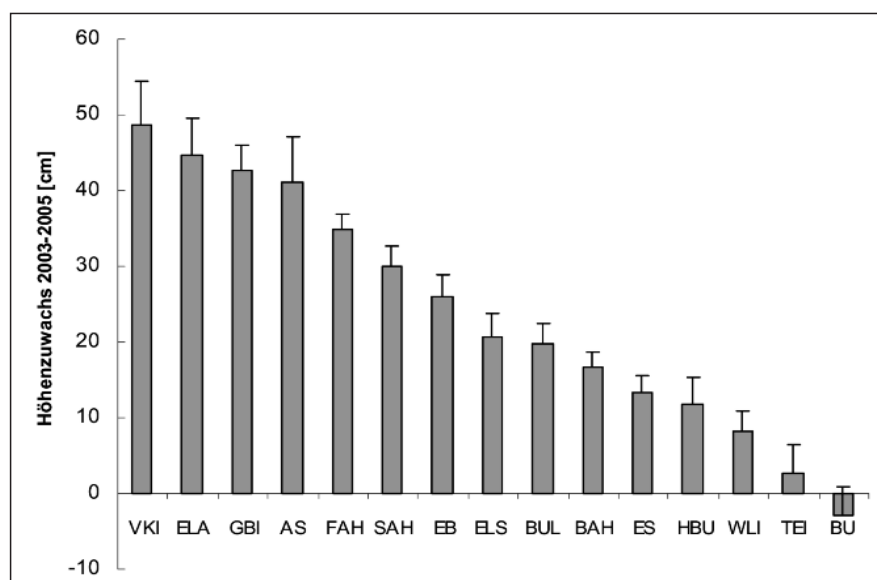


Abb. 2

Höhenzuwachs zwei Vegetationsperioden nach Pflanzung der Bäume für 15 Baumarten am Standort Bechstedt. Mittelwert + Standardfehler.

Growth of seedlings of 15 different tree species in two vegetation periods after planting at the Bechstedt site. Mean + Standard error.

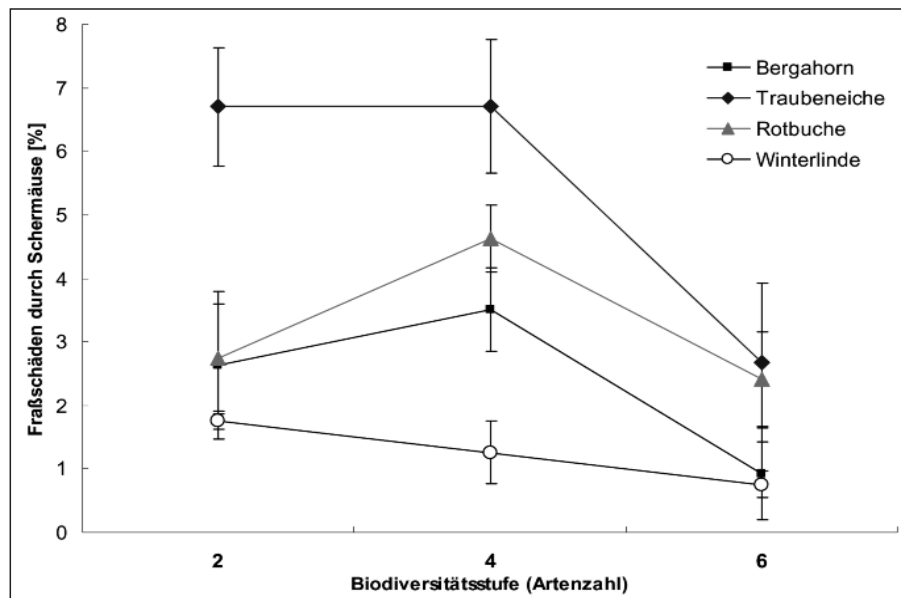


Abb. 3

Anteil der Schermausschäden der vier Laub-Hauptbaumarten [%] pro Teilfläche der BIOTREE-Fläche Mehrstedt im Dezember 2005 in Abhängigkeit von der Artenzahl der jeweiligen Versuchsfläche. Die Reinbestände wurden wegen fehlender Wiederholungen nicht in die Untersuchung eingeschlossen.

Percentage of vole damages on the four deciduous major tree species per subplot at the BIOTREE site Mehrstedt in December 2005 vs. biodiversity level (number of tree species) of the plot. Single tree species stands were not included due to lacking repetitions.

population eindämmen. Durch die Pflanzung von artenreichen Beständen kann deshalb durch Risikostreuung einem Totalausfall vorgebeugt werden und zusätzlich der Verlust durch Verbisschäden reduziert werden.

In Kaltenborn wurden nur in den Beständen mit hohem Laubbaumanteil nennenswerte Schäden nachgewiesen. Der Schermausfraß trat oft lokal gehäuft auf, nicht selten einer Pflanzreihe folgend. Die Schermausschäden wurden also durch die linienhafte auflockernde Bodenbearbeitung begünstigt.

Alle Flächen wurden gezäunt und waren rehwildfrei. In Mehrstedt kam es aber zu Hasenschäden, da die 40 ha große Fläche nicht vollständig hasenfrei zu halten war. Bei 0,3% der gepflanzten Bäume konnte Hasenverbiss als Todesursache festgestellt werden, verbissen waren aber 10-mal mehr Bäume. Besonders Rotbuche, Spitzahorn und Vogelkirsche waren von Hasenverbiss betroffen. Auch der Anteil von Hasenverbiss an den einzelnen Baumarten war in den Flächen mit höherer Baumartenzahl niedriger als in den artenärmeren Mischungen.

3.2.2 Sommertrockenheit und Frost

Die drei Standorte sind für Erstaufforstungen typisch und stellen unterschiedliche Extremsituationen für die jungen Bäume dar. Die meisten Aufforstungsstandorte in Deutschland sind Grenzertragsflächen mit Bodenzahlen von durchschnittlich 38, auf denen bei der Etablierung von gemischten Waldbeständen mit standortbedingten Problemen zu rechnen ist (AMMER und PREEN, 1997). Auf den Flächen Bechstedt und Mehrstedt stehen Schichten des Oberen Muschelkalks an. Die Kalkverwitterungsböden neigen mit ihrem geringen Wasserhaltevermögen zu starker Austrocknung in den Sommermonaten, während im Frühjahr stellenweise Staunässe auftritt. Die exponierte Lage der Standorte mit permanent hoher Windbelastung, begünstigt die Austrocknung der Flächen zusätzlich. Außerdem war an allen drei Standorten mit Spätfrost zu rechnen.

Das Jahr 2003 war bekanntermaßen besonders trocken und warm (CIAIS et al., 2005). In den Monaten Juli bis August fiel kaum Niederschlag. Die Niederschlagssumme der 30 km entfernt gelegenen meteorologischen Station Gebesee lag 2003 mit 388 mm um 25% niedriger als im darauf folgenden Jahr und deutlich unter dem langjährigen Jahresmittel. Dies führte zu besonders hohen Ausfällen bei den im Frühjahr 2003 erfolgten Pflanzungen. Die Ausfälle von Eiche, Buche und Vogelkirsche in Mehrstedt waren 2003 um 38 bis 98% höher als im darauf folgenden Jahr mit als durchschnittlich zu bezeichnender Witterung (Tab. 2). Selbst Baumarten, die als Pionierbaumarten als anspruchslos gelten, hatten unter den Bedingungen von 2003 hohe Ausfälle. Insgesamt waren durch Trockenheit besonders die Baumarten betroffen, die ohnehin schon schwer auf Freiflächen zu etablieren sind.

Die erhobenen Daten lassen keine Quantifizierung der Schäden durch Spätfrost zu. An den Standorten Bechstedt und Kaltenborn sind durch deren Lage im Kaltluftstrom angrenzender Höhenzüge Spätfrostschäden als Ausfallursache allerdings sehr wahrscheinlich.

3.2.3 Behandlung vor der Pflanzung und Pflanzmaterial

Die Pflanzenqualität und die Behandlung des Pflanzmaterials von der Entnahme im Saat- oder Verschulbeet bis zur Verwendung am Pflanzort nimmt eine zentrale Stellung für den Anwuchserfolg ein (WERSINGER et al., 2004). Gleichmaßen wichtig sind der Einsatz von geschultem Personal und die gute Aufsicht der Arbeiten durch den Revierleiter. Die höheren Ausfälle von Eschen, Hainbuchen und Winterlinden bei den 2004 gepflanzten Bäumen im Vergleich zu den 2003 gepflanzten auf der Fläche Mehrstedt verdeutlichen dies: Während die Pflanzung 2003 von Fachkräften des Forstamtes durchgeführt wurde, waren 2004 angelernte und Ausbildungskräfte der Baumschule mit der Pflanzung betraut. Die bei der wesentlich umfangreicheren Pflanzung 2004 erforderliche längere Zwischenlagerung der Pflanzen im Pflanzeinschlag, ein höheres Austrocknungsrisiko durch längere Wege auf der 36 ha großen

Fläche, die 2004 gepflanzt wurde im Vergleich zu der 4 ha großen Fläche von 2003, der späte Pflanztermin sowie teilweise unsachgemäßes Pflanzen der Bäume erklären die teilweise erheblich höheren Ausfälle der Pflanzung von 2004 auf der Fläche Mehrstedt (Tab. 2).

Baumarten wie Douglasie bedürfen bei der Pflanzung besonderer Sorgfalt. Ihre Etablierung ist ungleich schwieriger als bspw. bei Fichte und verlangt ausgesprochene Fachkenntnis und besondere Vorsichtsmaßnahmen gegen die Austrocknung der Wurzeln. Auch die Zwischenlagerung des Pflanzmaterials nach dem Aushub aus dem Verschulbeet in Kühlkammern ist für Douglasien besonders kritisch zu sehen. Auf der Fläche Kaltenborn wurde zusätzlich zu dem Hauptexperiment eine Teilfläche mit Bäumen aus einer anderen lokalen Baumschule im Herbst 2003 aufgeforstet. Die Qualität des Pflanzmaterials aus dieser Baumschule war deutlich besser. Beide Pflanzungen erfolgten durch Fachkräfte aber mit erheblichen Unterschieden im Anwuchserfolg. Die Ausfälle der Douglasie auf der zusätzlichen Teilfläche lagen mit 4% deutlich unter denen der Gesamtfläche mit 68% Ausfall. Auch Buchen und Fichten hatten 80–90% höheren Anwuchserfolg auf der Teilfläche mit dem besseren Pflanzmaterial im Vergleich zu der Hauptfläche.

3.2.4 Bodeneigenschaften

Die Bodeneigenschaften sind bei Erstaufforstungen ein wichtiger Faktor für den Anwuchserfolg (COGLIASTRO et al., 2005). Der Standort Mehrstedt ist mit 40 ha und über 130000 Pflanzen groß genug, um den Einfluss kleinräumiger Unterschiede der Bodeneigenschaften auf den Anwuchserfolg untersuchen zu können. Aus-

fallraten wurden für alle 10 Baumarten für 120 Teilflächen à 0,34 ha getrennt berechnet. Es ergaben sich große räumliche Unterschiede mit Ausfallanteilen aller Baumarten zwischen 1 und 33% (Abb. 4). Diese Unterschiede sind nicht allein mit der Verteilung der Baumarten, die diskontinuierlich über die Fläche erfolgte, zu erklären. Die Muster der Ausfälle, die sich für die verschiedenen Baumarten ergaben, ähnelten sich, und ließen sich neben nicht erfassten Faktoren wie Qualität der Pflanzen und der Pflanzung (s.o.) auf Bodeneigenschaften zurückführen. Für vier der sechs Hauptbaumarten ergaben sich signifikante Korrelationen zwischen der Bodenzahl der Teilflächen und dem Anwuchserfolg bzw. den Ausfallraten. Die Bodenkartierung erfolgte 1951 im Rahmen der Bodenschätzung und gibt die bis heute bestehenden Unterschiede in Bodentextur und Verwitterungszustand wieder. Es wurden Bodenzahlen zwischen 38 und 78 auf der heutigen Aufforstungsfläche Mehrstedt kartiert. Flächen mit niedrigen Bodenzahlen hatten hoch anstehende Tonschichten, die zu Stauwasser im Frühjahr und rissigem Austrocknen im Sommer neigen. Die schwere Durchwurzelbarkeit und die geringe nutzbare Feldkapazität sind in diesen tonreichen Böden für die jungen Bäume problematisch. Die Quell- und Schrumpfdynamik der Tonböden kann auch zu Schäden an den Feinwurzeln führen. Während für Winterlinde, Douglasie, Bergahorn und Lärche ein signifikanter Zusammenhang zwischen Anwuchserfolg und Bodenqualität nachweisbar war, ergab sich für Rotbuche und Traubeneiche dieser Zusammenhang nicht. Bei letzteren beiden Baumarten, die besonders schwer auf den Freiflächen zu etablieren waren, sind andere Faktoren wie oben diskutiert entscheidender für den Anwuchserfolg als die Bodenqualität.

4. FOLGERUNGEN

Neben saisonalen Extremwetterbedingungen entscheiden vor allem die Auswahl der Baumarten und die Qualität des Pflanzgutes und der Pflanzung über den Erfolg der Aufforstungsmaßnahme. Sehr gute Anwuchserfolge vieler Edellaubhölzer bieten die Chance, diese Baumarten bei Aufforstungen stärker zu berücksichtigen. Die unterschiedliche Reaktion der verschiedenen Baumarten auf Belastungen, die im Zusammenhang mit Erstaufforstungen auftreten, verdeutlicht den Wert von artenreichen Pflanzungen zur Risikostreuung und Erhöhung der Erfolgchancen von Erstaufforstungen. Zusätzlich können Verbißschäden durch Wühlmäuse und Hasen durch die Pflanzung artenreicher Bestände im Vergleich zu artenarmen Beständen verringert werden.

Insgesamt konnten maximal 20% der Schäden einer Baumart auf Wurzelfraßschäden durch Wühlmäuse und Verbiß durch Hasen zurückgeführt werden. Für die verbleibenden 4/5 und damit die übergroße Mehrheit der Ausfälle spielen die Pflanzenqualität, die Behandlung der Pflanzen nach Verlassen der Verschulbeete sowie die Pflanzung an sich eine wesentliche Rolle. Ohne fachkundige Aufsicht und Durchführung der Arbeiten bei der Anlage von Erstaufforstungen ist deren Erfolg ungewiss.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Erstaufforstungen von landwirtschaftlichen Flächen sind eine forstliche Herausforderung, deren Erfolg durch eine Reihe von Faktoren bedingt wird. Sommertrockenheit, Spätfröste als abiotische und Hasen- und Mäuseschäden als biotische Faktoren spielen neben der Pflanzenqualität und der Behandlung des Pflanzmaterials incl. Pflanzung eine zentrale Rolle für den Anwuchserfolg der Bäume. Die 19 untersuchten Baumarten an drei Erstaufforstungsstandorten in Thüringen waren unterschiedlich empfindlich gegenüber diesen Faktoren. Besonders Eichen, Buchen und Douglasien waren schwer auf den Flächen zu etablieren, während Edellaubhölzer wie Ulme, Linde, Esche und verschiedene Ahornarten gute Anwuchserfolge aufwiesen. Diese Erkenntnis stimmt überein mit

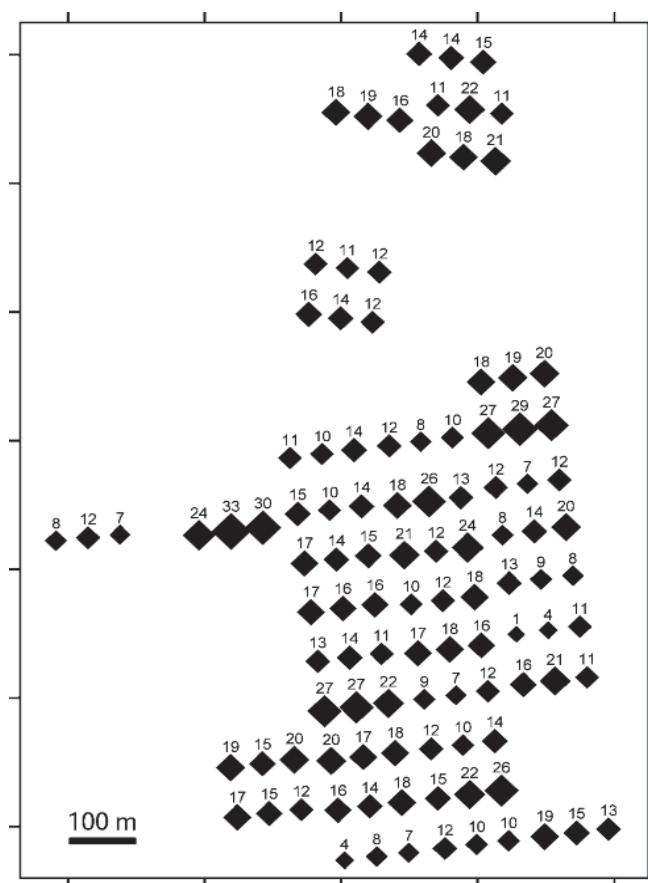


Abb. 4

Ausfälle [%] zwei Jahre nach Pflanzung und Nachbesserung auf den Teilflächen (je 0,34 ha) der BIOTREE-Versuchsfläche Mehrstedt.

Seedling mortality [%] for each subplot (0.34 ha) of the BIOTREE site Mehrstedt two years after planting.

den forstpraktischen Erfahrungen auf mehr als 2000 ha Erstaufforstungsfläche in Thüringen seit 1991.

Ein Faktor, der sehr artspezifisch besonders Eichen, Buchen und Vogelkirschen gefährdet sind Schermäuse. Die Schäden durch Schermäuse und auch Hasenverbiss waren aber in den hochdiversen Beständen (6 Baumarten-Mischung) signifikant niedriger als in den Beständen mit geringerer Baumartenvielfalt. Diese Studie zeigt die Möglichkeit der Risikominimierung von Erstaufforstungen durch Pflanzung artenreicher Bestände auf.

6. Summary

Title of the paper: *Establishment success of 19 different tree species on afforestations – Results of a biodiversity experiment.*

Afforestations of arable land are a challenge for forestry. Their success may be jeopardised by abiotic factors like summer drought, spring frost or biotic factors like damages by rabbit and vole. Moreover, the treatment of the seedlings and their quality are major factors that determine the establishment success of the trees. 19 different tree species on 70 ha afforestations in Thuringia/Germany have been investigated during the first 3 years after planting as part of the BIOTREE biodiversity project. The tree species showed significant differences in their sensitivity towards these factors.

19–61% of the oak seedlings (*Quercus petraea*) did not survive. For up to 1/3 of the dead seedlings, damage by vole was found as death cause. Also beech (*Fagus sylvatica*) had high losses (up to 79%) among the planted seedlings. About 25% of the terminal shoots were damaged by frost or drought that led to negative growth rates during the first 2 vegetation periods. Not only late successional deciduous trees were difficult to establish. Aspen (*Populus tremula*) as pioneer species had losses up to 34% and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) as coniferous species was especially sensitive towards treatment before planting. Afforestations have to be done by professional personal to minimize the risk of failure. Additionally, the establishment success of Douglas fir was dependent on the seedling quality. The survivorship could be increased from 32 to 95% with high quality planting material. Broadleaves of high value like elm (*Ulmus glabra*), lime (*Tilia cordata*), ash (*Fraxinus excelsior*), mountain ash (*Sorbus aucuparia*) and three maple species (*Acer campestre*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*) had high establishment successes. These tree species cover less than 6% of the forests in Germany at the moment and form a potential species pool to increase biodiversity in forests. Soil quality seems to be another important factor for the establishment success of the seedlings. A gradient of soil quality within one site did partly explain the establishment success of some tree species. However, for oak and beech, the two species with the lowest grow on rate, no correlation between soil quality and establishment success could be found.

Beach, oak and cherry trees (*Prunus avium*) were particularly damaged by voles and rabbits. However, the degree of damage was depending on the species number in a 1 ha plot. Plots with high biodiversity level (6 tree species) showed significant less biotic damages than plots with low biodiversity. The causes of this effect may be the different susceptibility of the tree species towards vole damage. Almost no vole damage could be found for coniferous trees and lime. Our results are in line with experience in afforestations of 2000 ha afforested land in Thuringia since 1991. Our study showed that the planting of species rich afforestations, including less abundant broadleaves, may increase the establishment success of the trees and minimizes the risk of biotic damages by voles and rabbits.

7. Résumé

Titre de l'article: *Résultats obtenus avec 19 essences différentes lors de premiers reboisements – Données obtenues dans une expérience de biodiversité.*

Les reboisements des terrains abandonnés par l'agriculture font partie des tâches forestières impératives et leur succès est lié à une série de facteurs. La sécheresse de l'été, les gelées précoces en tant que facteurs abiotiques, les dégâts de lapins, lièvres et souris comme facteurs biotiques jouent sur rôle essentiel pour le succès des reboisements à côté de la qualité des plants, de la manière selon laquelle ils ont été manipulés et de leur plantation elle-même. Les 19 essences étudiées sur trois stations de premiers reboisement en Thuringe présentaient des sensibilités diverses à ces facteurs. Les chênes, les hêtres et les douglas ont été tout particulièrement difficiles à installer sur les parcelles alors que les essences précieuses feuillues comme l'orme, le tilleul, le frêne et les différents érables ont fait preuve d'un bon départ. Ces acquis sont en parfait accord avec les expériences des praticiens forestiers qui, depuis 1991, portent sur plus de 2000 ha en Thuringe.

Les campagnoles constituent un facteur qui, très spécifiquement, menace les chênes, les hêtres et les merisiers. Les dégâts provoqués par les campagnoles, les lapins et lièvres étaient significativement plus faibles dans les peuplements hautement diversifiés (mélange de 6 essences) que dans les peuplements faiblement diversifiés. Cette étude montre qu'il est possible de minimiser les risques inhérents aux premiers reboisements en installant des peuplements riches en essences.

J.M.

8. Danksagung

Herzlich bedanken möchten wir uns bei allen Förstern, die vor Ort für das Gelingen und die Umsetzung des BIOTREE-Experiments sorgen. Stellvertretend genannt seien: LUTZ EICHHORN, KLAUS HAHNER und PETER BACH. Für die Freilandmesskampagnen bedanken wir uns bei SEBASTIAN WEIST, CLAUDIA SEILWINDER, HEIKE-JANA STÖDTLER und allen anderen Kollegen, die geholfen haben die Daten zu erheben.

9. Literatur

- AMMER, U. und A. PREN (1997): Erfahrungen bei der Umsetzung von Aufforstungsplanungen in Bayern. In: KLEIN, M. (Bearb.): Naturschutz und Erstaufforstung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BUCHANAYANDI, J. D., J. M. BERGERON und H. MENARD (1990): Preference of Meadow Voles (*Microtus pennsylvanicus*) for Conifer Seedlings – Chemical-Components and Nutritional Quality of Bark of Damaged and Undamaged Trees. *Journal of Chemical Ecology* **16**, 2569–2579.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT BMU (2002): Third Report by the Government of the Federal Republic of Germany in accordance with the Framework Convention of the United Nations. <http://www.unfccc.int/resource/docs/natc/germ3.pdf>.
- BURSCH, P. und J. HUSS (1997): Grundriss des Waldbaus. Parey Verlag Hamburg.
- COGLIASTRO, A., D. GAGNON, S. DAIGLE und A. BOUCHARD (2005): Improving hardwood afforestation success: an analysis of the effect of soil properties in southwestern Quebec. *For. Ecol. Manage.* **77**, 347–359.
- COGLIASTRO, A., D. GAGNON und A. BOUCHARD (1993): Effect of Silvicultural Site and Treatment on Growth, Biomass Allocation and Nitrogen Uptake by Seedlings of 4 Hardwoods in Plantations of Southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **23**, 199–209.
- CLAIS, P., M. REICHSTEIN, N. VIOVY, A. GRANIER, J. OGEE, V. ALLARD, M. AUBINET, N. BUCHMANN, C. BERNHOFFER, A. CARRARA, F. CHEVALLIER, N. DENOBLET, A. D. FRIEND, P. FRIEDLINGSTEIN, T. GRÜNWALD, B. HEINESCH, P. KERONEN, A. KNOHL, G. KRINNER, D. LOUSTAU, G. MANCA, G. MATTEUCCI, F. MIGLIETTA, J. M. OURCIVAL und D. PAPALE et al. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* **437**, 529–533.
- DOHRENBUSCH, A. (1996): Ökologische und ökonomische Aspekte bei der Waldmehrung durch Erstaufforstung. *LÖBF-Mitteilungen* **3**, 18–26.
- JACOBS, D. F., A. L. ROSS-DAVIS und A. S. DAVIS (2004): Establishment success of conservation tree plantations in relation to silvicultural practices in Indiana, USA. *New Forests* **28** (1), 23–36.

- LEDER, B. (1996): Hinweise für die waldbautechnische Durchführung der Erstaufforstung. *LÖBF-Mitteilungen* **3**, 11–18.
- LINDNER, M. (1992): Ökologische Auswirkungen von Erstaufforstungen. *Forstarchiv* **63**, 143–148.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG MLUR 2000: Erfolgskontrolle in der Eingriffsregelung. http://www.mlur.brandenburg.de/n/er_2000.pdf.
- PUSENIUS, J. and R. S. OSTFELD (2002): Mammalian predator scent, vegetation cover and tree seedling predation by meadow voles. *Ecography* **25**, 481–487.
- RÖHRIG, E. und N. BARTSCH (1992): Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen, Band 1. In: DENGLER, A.: Waldbau auf ökologischer Grundlage. P. Parey Verlag Hamburg.
- ROY, J. and J. M. BERGERON (1990): Branch-Cutting Behavior by the Vole (*Microtus pennsylvanicus*) – a Mechanism to Decrease Toxicity of Secondary Metabolites in Conifers. *Journal of Chemical Ecology* **16**, 735–741.
- SCHERER-LORENZEN, M., C. KÖRNER und E.-D. SCHULZE (2005): The functional significance of forest diversity: a synthesis. In: *Forest diversity and function: Temperate and boreal systems* (eds. M. SCHERER-LORENZEN, C. KÖRNER und E.-D. SCHULZE), Vol. 176, pp. 377–389. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHERER-LORENZEN, M., E.-D. SCHULZE, A. DON, J. SCHUMACHER und E. WELLER (2006): Exploring the functional significance of forest diversity: a new long-term experiment with temperate tree species (BIOTREE), (Basic and Appl. Ecology, eingereicht).
- THIEL, J. (2003): Erstaufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilungen der Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei **20**, 49–58.
- WENK, G., V. ANTANAITIS und S. SMELKO (1990): Waldertragslehre. Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- WERSINGER, H., A. KUNST und H. LYR (2004): Waldvermehrung durch Ackeraufforstung. *AZF-Der Wald* **5**, 223–225.

Wirkungen einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) auf den Oberbodenzustand in Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.)

Aus der Technischen Universität Dresden, Institut für Waldbau und Forstschutz, Piennner Str. 8, 01737 Tharandt

(Mit 5 Abbildungen und 3 Tabellen)

Von K. SCHUA, H. FISCHER, B. LEHMANN und S. WAGNER

(Angenommen Dezember 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Einzelbaumeffekte; Humusform; Baumkrone; Bodenazidität; Gemeine Kiefer; Trauben-Eiche.

Single-tree effect; humus form; tree crown; soil acidity; Scots pine; sessile oak.

1. EINLEITUNG

Die in zahlreichen Regionen Nord- und Ostdeutschlands verbreiteten und großflächig nicht standortgerechten Kiefernreinbestände stehen seit geraumer Zeit in der Kritik. Durch die Erhöhung des Laubholzanteils, insbesondere durch Baumartenwechsel zugunsten von Rotbuche und Trauben-Eiche, streben die Forstverwaltungen den Aufbau naturnaher, stabiler und standortgerechter Bestände an. Aktive Waldumbau-Maßnahmen großer Kiefernreinbestandeskomplexe durch Vor- bzw. Unterbau mit Laubholz sind daher forstliche Praxis - auch und besonders im Land Brandenburg.

Die Baumartenwahl beeinflusst den Waldbodenhumus sowohl qualitativ als auch quantitativ (WITTICH, 1961; BREEMEN et al., 1997; FINZI et al., 1998a und b). In Kiefernbeständen ist der Humuskörper nicht selten von inaktiven („ökologisch ungünstigen“) Moder- und Rohhumusformen mit räumlich und zeitlich gehemmter Nährstoffumsetzung gekennzeichnet; der Oberboden versauert und degradiert (HOFMANN, 1996). Während einerseits eine Reihe an Forschungsergebnissen zu den Effekten von einzelnen Bäumen auf Oberbodeneigenschaften vorliegt (ZINKE, 1962; ZINKE und CROCKER, 1962; GESPER und HOLOWAYCHUCK, 1970; CRAMPTON, 1982; RYAN und MCGARITY, 1983; HORNUNG, 1985; BOETTCHER und KALISZ, 1990; BENIAMINO et al., 1991; NORDÉN, 1994) und andererseits die Wirkung flächiger Voranbauten auf den Oberbodenzustand vielerorts beschrieben werden konnte (BINKLEY, 1995; HEINSDORF, D., 1997; KONOPATZKY, 1997; ROTHE, 1997; WOLFF und RIEK, 1997; HEITZ, 1998; FISCHER et al., 2002), existieren nur vage Vorstellungen über die flächenhafte Ausdehnung der

Wirkungen einzelner Laubbäume in Nadelwäldern auf Humus- und Bodeneigenschaften. Der vorliegende Beitrag möchte diese Erkenntnislücke durch Betrachtung einzeln verbliebener Trauben-Eichen (*Quercus petraea*) in Kiefernbeständen schließen.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

2.1 Lage und Flächendaten

Für die Analysen wurden im Süden Brandenburgs zwei Untersuchungsflächen nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Es existieren einzelne gut entwickelte Eichen in Kiefernbaumhölzern.
- Der Abstand der ausgewählten Eichen zu den nächsten Alteichen sollte mindestens 100 m betragen.

Die **Untersuchungsfläche I** (51°46' N, 13°25' O) gehört zum Wuchsgebiet Düben-Niederlausitzer Altmoränenland und zum Wuchsbezirk Lausitzer Grenzwall. Sie liegt in einer Höhe von ca. 130 m über NN im Bereich eines Sanders und weist keine Neigung und Wölbung auf. Die Jahresdurchschnittstemperatur beläuft sich auf 8,5°C bei durchschnittlichen Niederschlägen von 560 mm/Jahr und von 280 mm während der forstlichen Vegetationszeit. Der Fläche wurden durch die Standortkartierung im Jahr 1987 (Potsdam) die Nährkraftstufe Z2 (ziemlich arm, mäßig frisch) und die Klimastufe Tt (Tiefeland mit trockenem Klima) zugewiesen. Als Bodentypen dominieren Braunerden.

Die **Untersuchungsfläche II** (51°36' N, 14°43' O) gehört zum Wuchsgebiet Düben-Niederlausitzer Altmoränenland und zum Wuchsbezirk Jerischker Platte. Sie liegt auf der Südabdachung der Jerischker Endmoräne in einer Höhe von ca. 137 m über NN. Optisch ist keine Neigung und Wölbung der Fläche zu erkennen, sie erscheint eben. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,9°C, der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 630 mm und der durchschnittliche Niederschlag während der forstlichen Vegetationszeit bei 300 mm.

Der Fläche sind durch die Standortskartierung im Jahr 1987 (Potsdam) die Nährkraftstufe Z2 (ziemlich arm, mäßig frisch) und die Klimastufe Tm (Tiefend mit mäßig trockenem Klima) zugeordnet. Als Bodentypen dominieren podsolige Braunerden.

2.2 Bestandes- und Einzelbaumdaten

Die Kiefernbestände weisen laut Datenspeicher Wald des Bundeslandes Brandenburg (Stand 01.01.2005) folgende Merkmale auf (Tab. 1):

Tab. 1
Charakterisierung der Kiefernbestände.
Characteristic of the stands of pines.

| Bestandeskennwerte | Untersuchungsfläche I | Untersuchungsfläche II |
|---|-----------------------|------------------------|
| Alter | 70 Jahre | 78 Jahre |
| Volumenschlussgrad | 0,9 | 1,1 |
| Durchmesser des Grundflächenmittelmaststammes | 22 cm | 29 cm |
| Mittelhöhe | 17,5 m | 20,2 m |
| Bonität | 2,7 | 2,9 |

Die für die Analysen auf der **Untersuchungsfläche I** ausgewählte einzeln eingemischte Trauben-Eiche hatte im Jahr 2004 ein Alter von 108 Jahren. Allerdings musste die Bestimmung des Alters aufgrund von Fäule im unteren Stammbereich in Brusthöhe erfolgen. Ihr Brusthöhendurchmesser betrug 40 cm bei einer Höhe von 17,0 m.

Das Alter der einzelbaumweise eingemischten Trauben-Eiche auf der **Untersuchungsfläche II** lag 2004 bei 205 Jahren. Die Bestimmung des Alters musste ebenfalls wegen Fäule im unteren Stammbereich in Brusthöhe erfolgen. Ihr Durchmesser in Brusthöhe betrug 69 cm und ihre Höhe 17,8 m.

3. MATERIAL UND METHODEN

3.1 Datengewinnung und Laboranalysen

Ausgangspunkt für die Aufnahmen war jeweils eine einzelbaumweise eingemischte Trauben-Eiche in einem Kiefernbestand. Zugunsten einer repräsentativen Stichprobenzahl wurde nur eine Himmelsrichtung beprobt. Auf beiden Untersuchungsflächen war der Oberboden in Ostrichtung vergleichsweise störungsfrei und schien augenscheinlich die höchste Homogenität aufzuweisen. Entlang dieses Osttransektes erfolgten die Aufnahmen im Bereich von fünf unterschiedlichen Entfernungen, die als Probepunkte I bis V bezeichnet wurden (Abb. 1). Zur Ansprache der Horizontmächtigkeit und von Merkmalen für die Charakterisierung der Humusform wurden Humusziegel mit Hilfe eines Spatens (30 cm x 18 cm) an den jeweiligen Probepunkten im Abstand von 50 cm gestochen. Es galt, auf möglichst homogene Bodenverhältnisse zu achten, weshalb der gewählte Abstand von 50 cm bei Störungen (z. B. liegende Baumstämme, Stubbenflächen, Verwerfungen im Profil) variiert werden musste. So waren Zonen zu meiden, die durch angrenzende Wege oder Nutzungseingriffe (z. B. Befahrung, Begehung) beeinflusst sind. Es konnten im Winter 2003/2004 pro Probepunkt acht Humusansprachen gemäß AK STO (1996) durchgeführt werden (Ansprache von Horizontmächtigkeit, Lagerungsart, Schärfe der Horizontübergänge, Zusammensetzung der Humusaufgabe, Stärke der Podsolierung, Auffälligkeiten in der Durchwurzelungsintensität, humusprägende Bodenvegetation und aus diesen Merkmalen abgeleitet die Humusform). Am 12.12.2003 (Untersuchungsfläche I) und am 23.02.2004 (Untersuchungsfläche II) wurden für jeden Probepunkt Mischproben der Horizonte L, Of, Oh und A entnommen, von denen nach erfolgter Trocknung das C/N-Verhältnis und die Acidität im Labor analysiert wurden. Die Trocknung der Bodenproben erfolgte bei 40°C Umluft in einem Trockenschrank

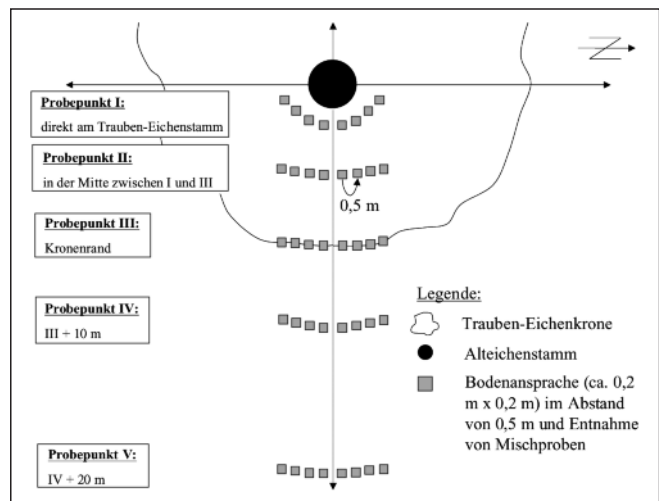


Abb. 1

Anordnung der Humusprofile entlang des Osttransektes an den Probepunkten I bis V (nicht maßstabsgetreu).

Arrangement of humus profiles at the test points I to V.

mit einer Dauer von ca. 14 Tagen. Die Proben der Horizonte Of und Oh sind daraufhin durch ein Sieb mit 5 mm Maschenweite und die A-Proben (Mineralboden) durch ein Sieb mit 2 mm Maschenweite gesiebt worden. Zur Bestimmung des Gesamt C- und N-Gehaltes kam der Elementaranalysator Vario zum Einsatz. Dafür wurden nach der Trocknung die Humusproben eine halbe Minute bei 700 Umdrehungen pro Minute und die Mineralbodenproben eine Minute bei 1400 Umdrehungen pro Minute in der Scheibenschwingmühle gemahlen.

Für die pH-Wert-Bestimmung waren dagegen ungemahlene Proben erforderlich. Sie erfolgte, indem 5 g lufttrockene Humusaufgabe bzw. 10 g Mineralboden in 0,1 molare KCl-Lösung suspendiert wurden und unter gelegentlichem Rühren für mindestens vier Stunden stehen blieben. Die Analysen der L-Auflagen erforderten die doppelte Menge (100 ml) an KCl-Lösung. Die pH-Werte wurden elektrochemisch mit einer Glaselektrode gemessen.

Die Grundlage für die am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden in Tharandt durchgeführten Laboranalysen waren die Vorschriften des BML (1994) und SCHLICHTING et al. (1995).

3.2 Mathematisch-statistische Auswertung

Die Daten der Acidität und des C/N-Verhältnisses resultieren aus Analysen von Mischproben. Deshalb liegt für die Fallenabstände I bis V für jeden Horizont nur ein definierter Wert vor. So konnte für diese Daten keine *induktive Statistik* (z. B. statistische Tests) angewendet werden. Diese Ergebnisse sind nur mit Hilfe der *deskriptiven Statistik* ausgewertet worden. Bezogen auf die Auswertung der Humushorizontmächtigkeit war es möglich, statistische Testverfahren anzuwenden, da acht Humusansprachen und somit acht Messungen pro Horizont vorlagen. Für die Auswertung der Daten der Humushorizontmächtigkeiten wurde ein Vergleich mehrerer unabhängiger Stichproben¹⁾ gezogen, d. h. die Werte aller Horizontmächtigkeiten an den jeweiligen Probepunkten (I bis V) wurden mit den Werten jedes anderen Probepunktes verglichen. Die Stichproben mussten nun auf Normalverteilung getestet werden. Dies ist bei einem Stichprobenumfang von n = 8 nur bedingt mög-

¹⁾ Zwar existiert eine gewisse Abhängigkeit der Ergebnisse der Probepunkte von der Trauben-Eiche, aber im Grunde sind die Stichproben unabhängig voneinander, denn die Ergebnisse der einzelnen Probepunkte beeinflussen sich nicht gegenseitig.

lich. Die vorliegenden Ergebnisse der Humushorizontmächtigkeit weisen allerdings an keinem Probepunkt darauf hin, dass die Werte aus einer normalverteilten Grundgesamtheit stammen. Deshalb kommt für die Signifikanzprüfung im Vergleich mehrerer nicht-verbundener Stichproben nur ein nicht-parametrisches Verfahren (Rangtest) in Frage. Um herauszufinden, welcher Rangtest sich für die vorliegenden Daten als geeignet erweist, müssen die Gleichheit der Lage und der Verteilungsform geprüft werden (Vergleich in Form von Histogrammen). Diese Prüfung ist für einen Stichprobenumfang von $n = 8$ statistisch nicht exakt. Unterstellt man aber die Gleichheit der Lage und der Verteilungsform, so ist der H-Test von KRUSKAL und WALLIS geeignet. Außerdem war auch der erweiterte Median-Test zur Prüfung der Signifikanz hilfreich. Er setzt im Gegensatz zum H-Test keine Gleichheit der Verteilungsform voraus (LOZÁN, 1992). Der erweiterte Mediantest hat bei diesen Untersuchungen die Aufgabe, die Ergebnisse des H-Tests zu überprüfen, da die Verteilungsform nicht bekannt ist. Denn je größer der Unterschied in der Verteilungsform ist, desto unzuverlässiger werden die für den H-Test (generalisierter U-Test) verwendeten Signifikanzschranken (LORENZ, 1988). Der Mediantest wird auch bei Überschlagsrechnungen benutzt und dient außerdem zur Kontrolle hochsignifikanter Befunde (SACHS, 1997). Ähnlich wie der U-Test hat auch der H-Test, verglichen mit der bei Normalverteilung optimalen Varianzanalyse, eine asymptotische Effizienz von angenähert 95%. Die asymptotische Effizienz des erweiterten Mediantests beträgt jedoch nur 64% (SACHS, 1997). Deshalb wurde zur Prüfung der Signifikanz das Hauptaugenmerk auf den H-Test gelegt. Die genannten asymptotischen Effizienzen gelten für Werte, die normal verteilt sind. Liegt hingegen keine Normalverteilung der Werte vor, kann es zu Abweichungen von den genannten Effizienzen kommen (SACHS, 1997). Ist \hat{H} auf dem gewählten Niveau statistisch signifikant, ist es notwendig festzustellen, welche Grundgesamtheiten differieren. Gemäß SACHS (1997) ermöglichen es die multiplen paarweisen Vergleiche der mittleren Ränge durch den χ^2 -Ansatz herauszufinden, zwischen welchen Grundgesamtheiten ein signifikanter Unterschied besteht.

Die statistischen Berechnungen wurden mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% durchgeführt.

Die Untersuchungsgebiete I und II lassen sich aufgrund unterschiedlicher Ausgangsbedingungen (z. B. Alter der Trauben-

Eichen, Bestandesalter, Wuchsbezirk) statistisch nicht miteinander vergleichen. Vergleiche sind daher nur innerhalb des jeweiligen Untersuchungsgebietes statthaft.

4. ERGEBNISSE

4.1 Horizontmächtigkeit

Auf der **Untersuchungsfläche I** können für $\alpha = 0,05$ weder durch den H-Test noch durch den erweiterten Mediantest signifikante Unterschiede der L-Horizontmächtigkeit zwischen den einzelnen Probepunkten nachgewiesen werden (Abb. 2). Demgegenüber ergibt der H-Test für den Of-Horizont einen signifikanten Unterschied. Dieses Ergebnis kann aber durch den erweiterten Mediantest nicht bestätigt werden. Orientiert man sich am H-Test, zeigt der χ^2 -Ansatz einen signifikanten Unterschied zwischen den Werten der Probepunkte III und II, wobei III signifikant größer ist als II. Auch die Daten der Probepunkte I, IV und V sind größer als die Werte am Probepunkt II, weisen allerdings keine signifikanten Unterschiede auf. Im Oh-Horizont deckt der H-Test für den Probepunkt I einen signifikant höheren Wert gegenüber Probepunkt II auf. Der Mediantest offenbart einen hochsignifikanten Befund. Alle anderen Probepunkte weisen ebenfalls höhere Werte als der Probepunkt II auf, allerdings ohne Signifikanz. Verhältnismäßig große Streuungen der Horizontmächtigkeiten traten im Of-Horizont am Probepunkt IV und im Oh-Horizont an den Probepunkten I, IV und V auf.

Hinsichtlich der Mächtigkeit der Gesamthumusaufgabe ergeben der H-Test und der Mediantest jeweils einen hochsignifikanten Unterschied. Der χ^2 -Ansatz erbringt diesen Unterschied für die Probepunkte I und II. Dabei ist der Wert am Probepunkt II kleiner als am Probepunkt I. Bei zunehmendem Abstand der Probepunkte vom Trauben-Eichenstamm ist für die Gesamtmächtigkeit der Humusaufgabe aber keine Tendenz erkennbar. Diese Feststellung gilt auch für die einzelnen Horizonte.

Für den L-Horizont auf der **Untersuchungsfläche II** ergab der H-Test einen höchstsignifikanten und der erweiterte Mediantest einen hochsignifikanten Unterschied (Abb. 3). Dieser Unterschied besteht zwischen den Werten der Probepunkte I und V sowie II und V, wobei die Werte der Probepunkte I und II gegenüber Probepunkt V jeweils größer sind. Der H-Test liefert für den Of-Horizont einen

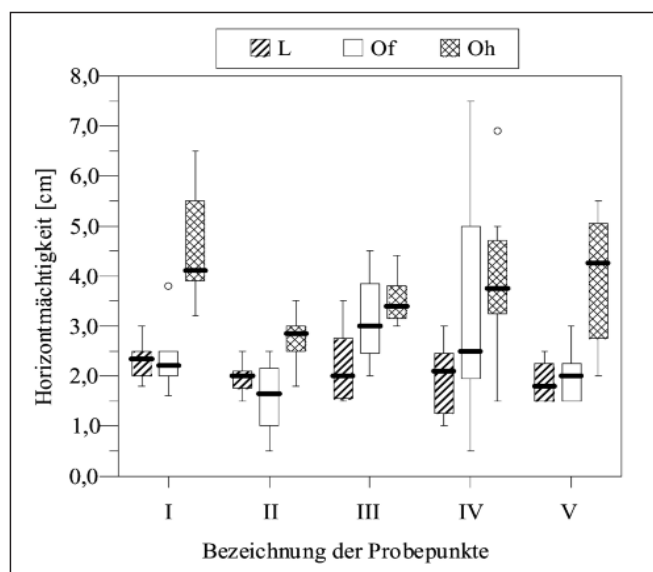


Abb. 2

Boxplots der Horizontmächtigkeit auf der Untersuchungsfläche I.
Boxplots of humus layer thickness at the study area I.

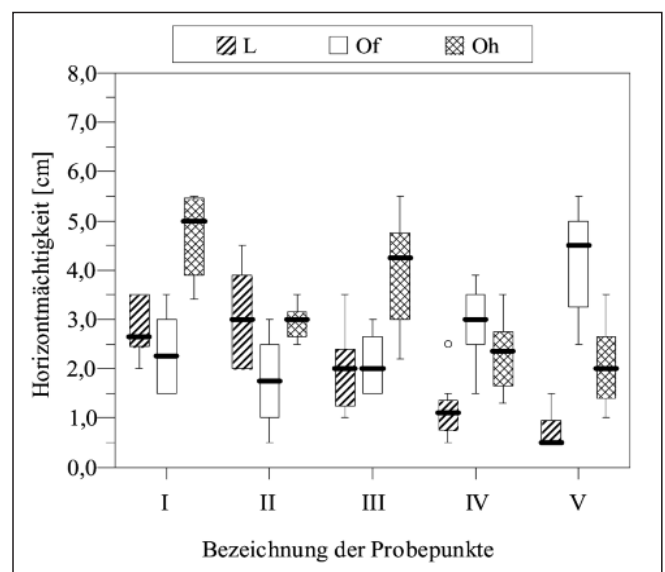


Abb. 3

Boxplots der Horizontmächtigkeit auf der Untersuchungsfläche II.
Boxplots of humus layer thickness at the study area II.

Tab. 2

Häufigkeit der Humusformen auf der Untersuchungsfläche I.
Frequency of humus forms at the study area I.

| Bezeichnung der Probepunkte | Typischer Moder | | Graswurzelfilz-Moder | Rohhumusartiger Moder | |
|--------------------------------|-----------------|------------------|----------------------|-----------------------|----------------|
| | feinhumusarm | feinhumusreich | | feinhumusarm | feinhumusreich |
| I (n = 8) | - | 8 ⁽¹⁾ | - | - | - |
| II (n = 8) | - | 7 | 1 ⁽¹⁾ | - | - |
| III (n = 8) | - | 2 | 5 ⁽⁵⁾ | 1 | - |
| IV (n = 8) | - | 4 | 4 ⁽¹⁾ | - | - |
| V (n = 8) | - | 3 | 5 ⁽⁵⁾ | - | - |

(Die Zahlen in Klammern entsprechen der Anzahl unregelmäßiger Profile.)

höchstsignifikanten Unterschied, der allerdings nicht durch den erweiterten Mediantest bestätigt werden kann. In Anlehnung an den H-Test zeigt sich der Unterschied dadurch, dass die Werte der Probepunkte II und III jeweils kleiner sind als die Werte des Probepunktes V. Auch diejenigen Werte der Probepunkte I und IV sind kleiner als die des Probepunktes V, weisen aber keine signifikanten Unterschiede auf. Im Oh-Horizont führen sowohl der H-Test als auch der erweiterte Mediantest zu höchstsignifikanten Unterschieden. Dabei sind die Werte an den Probepunkten IV und V jeweils höchstsignifikant kleiner als die Werte des Probepunktes I.

Betrachtet man nun die Gesamtmächtigkeiten der Humushorizonte, führen der H-Test zu einem höchstsignifikanten und der Mediantest zu einem hochsignifikanten Ergebnis. Es unterscheiden sich dabei die Probepunkte IV und V vom Probepunkt I. Beide Probepunkte zeigen Werte, die kleiner sind als die Werte des Probepunktes I.

4.2 Humusform

Die **Untersuchungsfläche I** ist durch die Humusformen Typischer Moder und Rohhumusartiger Moder sowie die Sonderhumusform Graswurzelfilz-Moder gekennzeichnet (Tab. 2). Am Probepunkt I existiert ausschließlich die Humusform Typischer Moder, die auch am Probepunkt II überwiegt. Die Probepunkte III bis V weisen vermehrt die Sonderhumusform Graswurzelfilz-Moder auf. Die Humusform Rohhumusartiger Moder konnte bei der Ansprache von 40 Humusprofilen auf dieser Fläche nur einmal am Probepunkt III festgestellt werden. Die häufige Humusform Typischer Moder tritt ausschließlich in der feinhumusreichen Variante auf. Im Gelände war deutlich zu erkennen, dass die Unregelmäßigkeiten im Zusammenhang mit dem diagnostisch wichtigen Merkmal „Schärfe der Horizontübergänge“ im Wesentlichen mit der Anwesenheit von Moosen bzw. einem Gras-Wurzelfilz einhergehen. Beides tritt wiederum vermehrt an den Probepunkten III bis V auf.

Auch auf der **Untersuchungsfläche II** ließen sich die Humusformen Typischer Moder und Rohhumusartiger Moder sowie die Sonderhumusform Graswurzelfilz-Moder kartieren. Aus der Tab. 3 ist erkennbar, dass an den Probepunkten I und II nur die Humusform feinhumusreicher Typischer Moder vorkommt. Dagegen ist sie am Probepunkt III nur einmal und an den Probepunkten IV und V überhaupt nicht mehr ausgebildet. Bei den Probepunkten III bis V dominiert die Sonderhumusform Graswurzelfilz-Moder. Ihre Präsenz korreliert positiv mit zunehmender Dominanz der Moose und auftretenden Unregelmäßigkeiten im Hinblick auf die Schärfe der Horizontübergänge. Die Humusform feinhumusarmer Rohhumusartiger Moder kann nur ein einziges Mal (am Probepunkt V) nachgewiesen werden.

4.3 C/N-Verhältnis des Oh-Horizontes

Auf der **Untersuchungsfläche I** treten in der Nähe der Trauben-Eiche engere C/N-Verhältnisse auf als an den überwiegend kieferngeprägten Probepunkten. Das C/N-Verhältnis lag an den Probepunkten I und II bei 25, am Probepunkt III bei 26 und an den Probepunkten IV und V bei 28. Es ist gemäß AK STO (1996) an allen Probepunkten als weit zu beurteilen. Die dargestellten C/N-Verhältnisse liegen in den Bereichen des feinhumusreichen Typischen Moders und des Rohhumusartigen Moders (AK STO, 1996). Allerdings geben LYR et al. (1992) für die Humusform Rohhumusartiger Moder unter Waldbestockung im Norddeutschen Tiefland ein C/N-Verhältnis von 24–32 im O-Horizont an. Alle Analysewerte der Mischproben liegen innerhalb dieser Größenordnung.

Auch auf der **Untersuchungsfläche II** offenbart der Oh-Horizont an den eher kieferngeprägten Probepunkten weitere Verhältnisse als in der Nähe der Trauben-Eiche. In Anlehnung an den AK STO (1996) liegen die C/N-Verhältnisse der Probepunkte I und II mit 24 und 25 im Bereich des feinhumusreichen Moders. Probe-

Tab. 3

Häufigkeit der Humusformen auf der Untersuchungsfläche II.
Frequency of humus forms at the study area II.

| Bezeichnung der Probepunkte | Typischer Moder | | Graswurzelfilz-Moder | Rohhumusartiger Moder | |
|--------------------------------|-----------------|----------------|----------------------|-----------------------|----------------|
| | feinhumusarm | feinhumusreich | | feinhumusarm | feinhumusreich |
| I (n = 8) | - | 8 | - | - | - |
| II (n = 8) | - | 8 | - | - | - |
| III (n = 8) | - | 1 | 7 ⁽⁵⁾ | - | - |
| IV (n = 8) | - | - | 8 ⁽²⁾ | - | - |
| V (n = 8) | - | - | 7 ⁽⁴⁾ | 1 | - |

(Die Zahlen in Klammern entsprechen der Anzahl unregelmäßiger Profile.)

punkt II kann mit 25 auch zum Rohhumusartigen Moder zählen. Die Probepunkte III, IV und V lassen sich mit ihren C/N-Verhältnissen (27, 27, 29) dem Rohhumusartigen Moder zuordnen. Wie auf der Untersuchungsfläche I liegen alle C/N-Verhältnisse in der von LYR et al. (1992) vorgegebenen Größenordnung für die Humusform Rohhumusartiger Moder. Der AK STO (1996) wertet die im Oh-Horizont ermittelten C/N-Verhältnisse als weit.

4.4 Acidität

Auf der **Untersuchungsfläche I** weichen die Werte in KCl im L-Horizont für die fünf Probepunkte nur wenig voneinander ab (Abb. 4). Es ist erkennbar, dass der Probepunkt I (Trauben-Eichenstamm) den höchsten pH-Wert (4,2) und der Probepunkt V (Kiefernbestand) den niedrigsten Wert (3,8) aufweist. Die pH-Werte in KCl zeigen im Of-Horizont einen Abfall mit steigendem Abstand zum Trauben-Eichenstamm. Die Werte reichen von 4,6 am Probepunkt I bis 3,8 am Probepunkt V. Im Oh-Horizont ist für die Messreihe nur eine geringe Variation der pH-Werte festzustellen. Sie reichen von 3,2 am Probepunkt I bis 2,9 am Probepunkt V. Für den A-Horizont sind sehr stark saure Werte von 3,1 und 3,2 festzustellen. Die Abb. 4 verdeutlicht, dass für diesen Horizont keine Tendenz mit zunehmender Entfernung vom Trauben-Eichenstamm erkennbar ist. Die Horizonte L, Of und Oh haben gemeinsam, dass mindestens die Werte der Probepunkte I und II etwas höher liegen als die Werte von Probepunkt V. Für den L-Horizont kommen noch die Probepunkte III und IV hinzu und für den Of-Horizont der Probepunkt III. Für den A-Horizont ist diese Gemeinsamkeit nicht gültig. Grundsätzlich kann hervorgehoben werden, dass die Differenzen der pH-Werte z. T. nur sehr gering sind.

Die pH-Werte in KCl im L-Horizont der **Untersuchungsfläche II** haben eine Spanne von 4,6 (I) bis 3,8 (V), wobei der höchste Wert am Probepunkt I zu finden ist (Abb. 5). Auch die Probepunkte II und III weisen mit 4,4 höhere Werte auf als die Probepunkte IV (4,0) und V (3,8). Die pH-Werte zeigen im Of-Horizont für die ersten vier Probepunkte einen deutlichen Rückgang. Sie variieren von 5,6 (I) bis 3,1 (V). Auch in diesem Horizont ist deutlich erkennbar, dass die Werte der Probepunkte I bis III höher liegen als die Werte von IV und V. Im Oh-Horizont offenbaren die Probepunkte I und II mit 4,0 einen um 1,0 höheren Wert als die Probepunkte III bis V mit 3,0. Für den A-Horizont ist keine Regelmäßigkeit zu erkennen, und die Werte unterscheiden sich nur gering. Den Horizonten L, Of und Oh ist gemeinsam, dass zumindest die Werte der Probepunkte I und II höher liegen als die Werte vom Probepunkt V. Für den L-Horizont kommen noch die Probepunkte III und IV (mit einem geringen Unterschied zum Probepunkt V) und für den Of-Horizont der Probepunkt III hinzu. Diese Gemeinsamkeit ist für die Werte des A-Horizontes nicht nachzuweisen. Her-

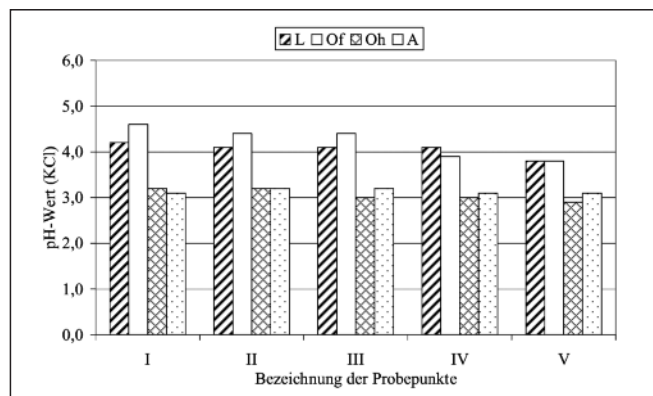


Abb. 4

pH-Wert in KCl auf der Untersuchungsfläche I.

pH in KCl at the study area I.

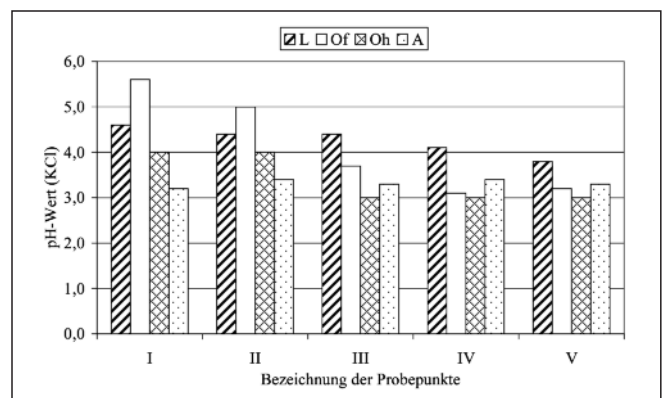


Abb. 5

pH-Wert in KCl auf der Untersuchungsfläche II.

pH in KCl at the study area II.

vorzuheben ist die pH-Änderung in den Horizonten Of und Oh bei variierendem Abstand zur Eiche. Im L-Horizont ergeben sich zwar auch Unterschiede, die allerdings geringer sind.

5. DISKUSSION

Standortsunterschiede in Wäldern sind in der Regel kleinflächig. Verschiedene Baumarten besiedeln aufgrund mannigfaltiger Ansprüche und Konkurrenz unterschiedliche Mikro-Standorte. Für den Naturwald liegen hierzu verschiedene Untersuchungen vor (vgl. z. B. BREEMEN et al., 1997; FINZI et al., 1998b). Darum sollte immer überlegt werden, ob die gefundenen Ergebnisse den gegebenen Ausgangsbedingungen geschuldet sind oder ob diese durch die ungleichen Baumarten selbst ausgelöst wurden. Die in der vorliegenden Arbeit herausgearbeiteten Differenzen zwischen den Bereichen unter den Trauben-Eichen und den eichenferneren Probepunkten wurden höchstwahrscheinlich durch die Baumarten verursacht.

Nachfolgend werden mehrere Aspekte diskutiert, die für die gefundenen Ergebnisse ursächlich sein könnten und gegebenenfalls als Ursachenkomplex betrachtet werden sollten.

Die Fläche II zeigte in der Stammnähe der Eiche höhere Gesamtmächtigkeiten der Auflage, die für Fläche I nicht bestätigt wurden. Die vorliegenden Untersuchungen sind mit den üblichen Arbeiten zur Humusmächtigkeit in Laub- und Nadelwäldern nicht vergleichbar, da man in der Regel bei der Beprobung die Bereiche in der Nähe des Stammes explizit meidet, weil von einer räumlichen Variabilität innerhalb des Bestandes auszugehen ist (z. B. LISKI, 1995; BENS et al., 2006). BENS et al. (2006) haben festgestellt, dass der Stammeinfluss sowohl unter Kiefern als auch unter Buchen eine Akkumulation organischer Substanz in Stammnähe und eine Änderung der Humusform bewirkte. Es ist wahrscheinlich, dass sich deutlichere Unterschiede bei den Humusmächtigkeiten zwischen Trauben-Eiche und Gemeiner Kiefer zeigen würden, wenn auch bei der Kiefer direkt in Stammnähe beprobung werden würde. Bedingt durch acht Humusansprachen pro Probepunkt in Ostrichtung lagen mit Sicherheit nicht alle acht Humusprofile von den umgebenden Kiefernstämmen gleichweit entfernt, so dass die Wirkungskreise der Kiefern unterschiedlich ausgeprägt sein könnten (ungleiche Überlagerung der Effekte von Eiche und Kiefer). Zwar blieben bei den Untersuchungen die unmittelbaren Wurzelanläufe der Kiefern außen vor, aber es war nicht möglich, einheitliche Distanzen zu den Kiefern sicherzustellen. Demzufolge variieren die Einflussfaktoren der Kiefern auch innerhalb jedes Probepunktes. Ein Indiz dafür scheinen die verhältnismäßig hohen Streuungen der Horizontmächtigkeiten auf der Fläche I zu sein. Die Mischproben (Laborergebnisse) ermöglichen leider keine Aussagen zu

Streuungen innerhalb der jeweiligen Probepunkte. Bei der Entnahme der Mischproben und der Ansprache der Humusprofile wurde eine präzise Trennung der Horizonte angestrebt, die sich bei unscharfen Horizontgrenzen allerdings als schwierig erwies.

Es ist problematisch, die Reichweite der Effekte einzelner Trauben-Eichen aus den vorliegenden Ergebnissen eindeutig abzuleiten, da sich diese mit den Einflusskreisen der Kiefern überlagern. Allerdings heben sich die Probepunkte I bis II überwiegend von den Probepunkten IV und V ab. Der Probepunkt III (Kronenrand), der auf der Untersuchungsfläche I 5,30 m vom Eichenstamm entfernt war und auf der Untersuchungsfläche II 5,20 m, nimmt eine Zwischenstellung ein. Es ist aber nicht zu vermuten, dass der Einfluss der Trauben-Eiche am Kronenrand endet. Bei den Untersuchungen zur Verwehung von Trauben-Eichenlaub auf der Untersuchungsfläche II stellte sich heraus, dass das Eichenlaub an diesem Standort bis maximal 15 m vom Eichenstamm entfernt verweht wird und das Auftreten von Eichenblättern darüber hinaus unbedeutend ist. An den Probepunkten IV und V, die über 15 m vom Eichenstamm entfernt liegen, kann demzufolge kaum mehr von Beeinflussungen der Humuseigenschaften durch Eichenlaub ausgegangen werden. Die Untersuchungsfläche II zeigte deutlich, dass an den eichen-nahen Probepunkten die L-Lage am mächtigsten war. Diese Beobachtungen gehen konform mit den Analysen zur Blattdichte, die mit zunehmendem Abstand von der Trauben-Eiche abnimmt. Auch BENIAMINO et al. (1991) fanden am Baumstamm die höchste Eichenstreuansammlung.

Die pH-Werte sanken auf beiden Flächen überwiegend mit zunehmendem Abstand von der Eiche. Bei anderen Autoren – mit teilweise anderen Baumarten – (ZINKE, 1962; BENIAMINO et al., 1991; NORDÉN, 1994), die lediglich eingeschränkt mit den eigenen Untersuchungen vergleichbar sind, stiegen die pH-Werte mit zunehmendem Abstand vom Baumstamm. Nur bei CROZIER und BOERNER (1986) sanken die pH-Werte, wie in den eigenen Untersuchungen, überwiegend mit zunehmendem Abstand von der Eiche, allerdings an *Quercus alba*. Es gibt mehrere Gründe, die diese Unterschiede bei den pH-Gradienten, aber auch bei anderen erhobenen Parametern, erklären können. Die Trauben-Eichen der vorliegenden Arbeit sind, anders als z. B. bei BENIAMINO et al. (1991), von einer Baumart umgeben, die im Vergleich zur Eiche „schlechtere“ Streueigenschaften aufweist. Die eichenferneren Probepunkte sind vor allem durch Kiefernstreu geprägt. Diese enthält neben den Nadeln und Zweigen große Teile an abgestreifter Rinde (WASHBURN und ARTHUR, 2003). Bereits WITTICH (1933) beschreibt die Kiefernforne als ausgesprochen sauer und gleichzeitig arm an basischen Puffersubstanzen. Im Vergleich zur Blattstreu ist Borkenstreu üblicherweise sehr sauer, basenarm und führt dazu, dass auch der Mineralboden sauer, arm an Basen, Stickstoff und Kohlenstoff ist (ZINKE, 1962). Der AK STO (1996) hat in Anlehnung an die Untersuchungen von WITTICH (1961) eine Auflistung der Streuzersetzbarkeit verschiedener Baumarten aufgestellt und bezeichnet Eichenstreu als mäßig zersetzbar (Zersetzung nach drei Jahren) und die Kiefernstreu als schlecht zersetzbar (Zersetzung nach fünf Jahren).

Die C/N-Verhältnisse beider Streuarten unterschieden sich sehr. Bei WITTICH (1961) weist Eiche ein C/N-Verhältnis von 40 auf, während das der Kiefer mit 65 wesentlich weiter ist. Da diese vom jeweiligen Standort, dem biologischen Bodenzustand und dem Analysezeitpunkt abhängen und bei der eigenen Arbeit von einer Mischung verschiedener Streuarten auszugehen ist (z. B. Material von Trauben-Eiche, Gemeiner Kiefer, Ericaceen, Moosen, Gräsern), sind die Werte von WITTICH (1961) nicht übertragbar, verdeutlichen jedoch die baumartenspezifischen Unterschiede. Die genannten Unterschiede zwischen Eiche und Kiefer wirken sich auf die Eigenschaften des Humus und des Mineralbodens aus. Die

Streu in Stammnähe der Eiche bestand allerdings, wie schon erwähnt, nicht nur aus Eichenstreu, sondern es trat sogar auch am Probepunkt I Kiefernstreu auf, deren Anteile aber nur grob erfasst wurden. Es ist aber anzunehmen, dass mit zunehmendem Abstand vom Trauben-Eichenstamm der Einfluss der Kiefern zunimmt. Auf jeden Fall reicht der Einfluss der Kiefern durch Nadelstreu bis an den Stammbereich der Eiche, an dem aber die Blattdichte der Eiche am höchsten ist und sicherlich die Humuseigenschaften mehr prägt als an den weiter entfernten Punkten, an denen die Bedeutung der Kiefernstreu zunimmt.

An dieser Stelle sollte allerdings betont werden, dass nicht nur die Baumart selbst die Eigenschaften der Streu beeinflusst (z. B. pH-Wert, C/N-Verhältnis), sondern auch der Standort (z. B. WITTICH, 1933; HEINSDORF, M., 1997). Deshalb lässt sich vermuten, dass die Effekte einzelner Trauben-Eichen auf unterschiedlichen Standorten verschiedenartig ausgeprägt sind. Für zukünftige Untersuchungen wäre es demzufolge interessant, die nachgewiesenen Effekte einzelner Bäume auf differenzierten Standorten zu untersuchen. Die vermuteten Abweichungen beziehen sich nicht nur auf unterschiedliche Nährkraftstufen und Klimastufen, sondern auch auf unterschiedliche Windverhältnisse (ZINKE, 1962; FERRARI und SUGITA, 1996). Die Verteilung der Streu innerhalb eines Bestandes kann sehr heterogen sein und hängt beispielsweise auch von der Windrichtung, die zum Zeitpunkt des Blattfalles vorherrscht, der Bestandesdichte und von der Baumartenwahl ab (STAELENS et al., 2003). Je dichter die Bestände sind, desto mehr können die Effekte der einzelnen Bäume verschmelzen (ZINKE, 1962).

Die unterschiedlichen Kronendichten innerhalb des umgebenden Kiefernbestandes sowie die Unterschiede zwischen der Kronendichte des Kiefernbestandes im Vergleich zur Eichenkrone beeinflussen kleinflächig die Strahlung, die den Waldboden erreicht. Ein wichtiger durch die Strahlung maßgeblich gesteuerter Einflussfaktor der Humus- und Bodeneigenschaften ist die Bodenvegetation, die auf beiden Flächen zwischen Eichenkrone und dem Bereich außerhalb der Krone variierte. Unter den Eichen wurde deutlich weniger Bodenvegetation kartiert, als in den umliegenden Bereichen. Außerhalb der Eichenkrone waren vermehrt verschiedene Moosarten und Ericaceen, z. T. auch Gras, präsent. Von den Zwergsträuchern wie *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus* und *Vaccinium vitis-idaea* ist die organische Substanz besonders schwer abbaubar und kann zu Humusakkumulation führen, weshalb diese Pflanzen auch als Rohhumuslieferanten bezeichnet werden (KUNTZE et al., 1994). Aber auch die Bodenfeuchte spielt eine wichtige Rolle für die mikrobielle Aktivität und die damit verbundene Nährstofffreisetzung während des Streuabbaus in Waldböden (RASPE und FEGER, 1997). RASPE und FEGER (1997) wiesen nach, dass die Witterungsverhältnisse sich vor allem auf die Nadelstreu nahe der Bodenoberfläche auswirken und dass dabei die Bodenvegetation als Feuchtepuffer eine Rolle spielt (vor allem die Mooschicht). Die intensivere Lichteinwirkung und die sicherlich dadurch vermehrt auftretende Bodenvegetation an den Probepunkten IV und V können wesentlich zu den beobachteten Differenzen zwischen den Ergebnissen des Eichenkronenbereiches und der eichenferneren Probepunkte beitragen. Auch ZINKE (1962) beschrieb die räumliche Heterogenität der Bodenvegetation unter den Kronen verschiedener Baumarten. Vergleicht man die anfallende Streu unter einer Eichenkrone mit der des umgebenden Kiefernbestandes, so ist es offensichtlich, dass sich die Lichtverhältnisse am Boden und somit auch die aufkommende Bodenvegetation nicht nur aufgrund der abweichenden Beschattung durch die Krone unterscheiden, sondern natürlich auch aufgrund der variierenden Streubedeckung.

Bei der Betrachtung von einzelnen Trauben-Eichen in Kiefernbeständen erscheinen Feinwurzeluntersuchungen (räumliche Ausdehnung, Dichte und Masse) besonders interessant, denn auch sie

könnten Erklärungsansätze für die vorliegenden Ergebnisse liefern. Die Wurzeln haben biologische, chemische und physikalische Auswirkungen auf Humus- und Bodeneigenschaften. Es spielen aber nicht nur die Wurzeln der Trauben-Eiche eine Rolle, sondern ebenfalls die Wurzeln der Kiefern, der Strauch- und Krautarten, sowie die Moosrhizoiden. Die Sonderhumusform Graswurzelfilz-Moder ist bis heute nicht ausführlich charakterisiert, insbesondere scheint dessen ökologische Wertigkeit im Humusformen-Vergleich nach wie vor unsicher zu sein (FISCHER et al., 2002). Es lässt sich aber sagen, dass die gegenwärtig im Zuge der Stickstoffeinträge weit verbreiteten Graswurzelfilze mit effizienten N-Verwertern (z. B. *Deschampsia flexuosa*) den Abbau der Humusaufgaben fördern (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2002). Die vorwiegende Präsenz des Graswurzelfilzes außerhalb der Eichenkronen hat unter Umständen eindeutige Erkenntnisse mit Blick auf die räumliche Heterogenität erschwert und abstandsabhängige Humusmächtigkeitsveränderungen möglicherweise maskiert.

Weiterhin könnten sich im Vergleich von Einzeleichen mit den umliegenden Kiefernbeständen Unterschiede beim durchfallenden und abtropfenden Niederschlag, bei der Interzeption und der Deposition zeigen. Denn dabei spielen u. a. die Blattfläche und die Phänologie (belaubter und unbelaubter Zustand) eine Rolle. NORDÉN (1994) nennt als einen wichtigen Einflussfaktor für die Änderung des pH beim Vergleich von Laub- und Nadelbäumen die vergleichsweise größere Blattfläche der Nadelbäume, die, besonders im Winter, eine höhere Trockendeposition saurer Verbindungen zur Folge hat. Seine Vermutung ist, dass trockene Deposition von sauren Verbindungen wahrscheinlich auch zwischen verschiedenen Teilen des Blätterdaches variieren kann. Die Deposition bei verschiedenen Baumarten ist nach BALSBERG-PAHLSSON und BERGKVIST (1995; zit. n. AUGUSTO et al., 2002) von der Höhe der Bäume, dem Blattflächenindex (LAI), der Blattlanglebigkeit, der Kronenstruktur, der Form oder Gestalt von Blättern oder Nadeln, der topographischen Lage und dem Abstand der Bäume zur Waldkante abhängig. Das Ausmaß saurer atmosphärischer Deposition kann zumindest für die Brandenburger Versuchsflächen keine erhebliche Größenordnung einnehmen. Das ist zweifelsohne in anderen Gegenden Deutschlands anders (Bsp. Osterzgebirge). Trotzdem mag auf beiden Untersuchungsflächen auch die Deposition bei der Erklärung von Einzelbaumeffekten eine Rolle spielen. Auch ZEJSCHWITZ (1985) begründete baumartenabhängige Unterschiede bei den zeitlichen Veränderungen der C/N-Verhältnisse (zwischen *Picea abies* und *Fagus sylvatica*) mit Ungleichheiten in der Interzeptionsdeposition zwischen den Baumarten.

Diverse Untersuchungen zeigen, dass sich die Humuseigenschaften in verschiedenen Bestandesaltern (z. B. FRANKLAND, 1998; BÖTTCHER und SPRINGOB, 2001) und Umbaualtern (z. B. FISCHER et al., 2002) unterscheiden. Die überwiegend deutlicheren Ergebnisse auf der Untersuchungsfläche II deuten darauf hin, dass auch das Alter und der BHD der eingemischten Trauben-Eichen und somit die Wirkungsdauer bzw. -intensität auf die Auflage und den Boden einen bodenökologischen Effekt haben.

6. AUSBLICK

Um die vorliegenden Ergebnisse zu verifizieren und wenn möglich verallgemeinern zu können, sind weitere Untersuchungen notwendig. Die nachstehend genannten zukünftigen Forschungsansätze sollten auf verschiedenen Standorten, an verschieden alten bzw. dimensionierten Baumindividuen und Beständen durchgeführt werden und abstandsbezogen erfolgen. Dabei sind Unterschiede von Einzelbaumeffekten in verschiedenen Himmelsrichtungen zu erwarten (z. B. durch unterschiedliche Kronenausbildung, Wurzelbildung, Streuverteilung, Lichteinfall). Einzelbaumeffekte sollten in zukünftigen Untersuchungen durch eine höhere Anzahl von Probestämmen und Bodenprobenentnahmen erfasst werden, um sie

hinreichend gut statistisch absichern zu können. Wichtige Untersuchungsansätze an einzelnen Trauben-Eichen im Vergleich zu den umliegenden Gemeinen Kiefern wären Analysen zur Streuqualität, -mächtigkeit und -verteilung. Bedeutsam wären Feinwurzelerhebungen (räumliche Ausdehnung, Dichte und Masse) von Trauben-Eichen in Kiefernbeständen. Vielfältiger Forschungsbedarf auf der Ebene einer einzelnen Trauben-Eiche besteht auch bezüglich des durchfallenden und abtropfenden Niederschlages, des Stammabflusses, der Depositions- und Interzeptionserscheinungen. Auch abstandsabhängige Vegetationsuntersuchungen wären für die Interpretation von Effekten einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen zielführend.

7. ZUSAMMENFASSUNG

Um die Wirkung einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen in Kiefernwäldern auf Humus- und Bodeneigenschaften zu erfassen, wurden in fünf verschiedenen Abständen vom Eichenstamm u. a.

- die Mächtigkeit der Horizonte L, Of und Oh,
- die Humusform,
- das C/N-Verhältnis des Oh-Horizontes sowie
- die Acidität von den Horizonten L, Of, Oh und A

untersucht (Abb. 1). Abstandsabhängige Veränderungen zeigten sich bezüglich der Humusform (Tab. 2 und 3), des C/N-Verhältnisses sowie der Acidität (Abb. 4 und 5). Für eine der Untersuchungsflächen konnte darüber hinaus eine baumartenspezifische Abhängigkeit für die Horizontmächtigkeiten zwischen dem Bereich der eichennahen und den überwiegend durch Gemeine Kiefer geprägten Probestunkten nachgewiesen werden (Abb. 3). Der Beitrag weist auf mögliche abstandsabhängige Kausalitäten der beobachteten Effekte hin und zeigt darauf aufbauend den weiteren Forschungsbedarf auf.

8. Summary

Title of the paper: *Single tree effects of sessile oak (Quercus petraea (Matt.) Liebl.) within pure pine stands (Pinus sylvestris L.) on topsoil properties.*

The purpose of the present study was the characterisation of single tree effects of sessile oak within pure pine stands on humus quality and quantity.

At five distances of two single oaks (fig. 1) the following parameters were investigated:

- humus layer thickness,
- humus form,
- C/N-ratio in Oh-horizon and
- acidity in L-, Of-, Oh- and A-horizon.

Humus form (table 2 and 3), C/N-ratio and acidity (fig. 4 and 5) depend on the distance of single oaks. At least for one study area an oak-specific effect could be proved for humus layer thickness between the plots close to sessile oak and the plots predominantly influenced by Scots pine (fig. 3). The study points out causes of changing parameters depending on single tree distances and discusses the need for further research with respect to spatial heterogeneity of single tree effects.

9. Résumé

Titre de l'article: *Effets des chênes rouvres (Quercus petraea (Matt.) Liebl.) introduits pied par pied sur la partie superficielle du sol de peuplements de pins sylvestres (Pinus sylvestris L.).*

Pour déterminer les effets des chênes rouvres introduits pied par pied dans des forêts de pins sylvestres sur les caractéristiques le

l'humus et du sol on a planté ces chênes à cinq espacements différents puis étudié (Fig. 1),

- la puissance des horizons L, Of et Oh,
- le type d'humus,
- le rapport C/N de l'horizon Oh,
- l'acidité dans les horizons L, Of, Oh et A.

Des modifications liées à l'espacement se sont manifestées en ce qui concerne le type d'humus (Tab. 2 et 3), le rapport C/N et l'acidité (Tab. 4 et 5). Pour l'une des placettes étudiées on a pu de surcroît mettre en évidence une corrélation spécifique à l'essence pour les puissances des horizons selon que les points-échantillons se trouvent à proximité d'un chêne ou sous l'influence prépondérante du pin sylvestre (Fig. 3). L'article montre aussi que les effets observés peuvent avoir les espacements comme lien de causalité et indique le besoin de nouvelles recherches.

J.M.

10. Literatur

- AK STO (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG) (1996): Forstliche Standortsaufnahme, 5. Auflage, IHW-Verlag, Eching bei München.
- AUGUSTO, L., J. RANGER, D. BINKLEY and A. ROTHE (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility, *Ann. For. Sci.* **59**: 233–253.
- BALSBERG-PAHLSSON, A. M. and B. BERGKVIST (1995): Acid deposition and soil acidification at a southwest facing edge of Norway spruce and European beech in south Sweden, *Ecol. Bull.* **44**: 43–53.
- BENIAMINO, F., J. F. PONGE and P. ARPIN (1991): Soil acidification under the crown of oak trees. I. Spatial distribution, *For. Ecol. Manage.* **40**: 221–232.
- BENS, O., U. BUCZKO, S. SIEBER and R. F. HÜTTL (2006): Spatial variability of O layer thickness and humus forms under different pine beech-forest transformation stages in NE Germany, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **169**: 5–15.
- BINKLEY, D. (1995): The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. In: MEAD, D. J., CORNFORTH, I. S. (eds.): Proceedings of the trees and soil workshop, Agronomy society of New Zealand Special Publication, No. 10, Lincoln University Press.
- BML (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung, Bonn.
- BOETTCHER, S. E. and P. J. KALISZ (1990): Single-tree influence on soil properties in the mountains of eastern Kentucky, *Ecology* **71** (4): 1365–1372.
- BÖTTCHER, J. and G. SPRINGOB (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **164**: 399–405.
- BREEMEN, N. VAN, A. C. FINZI and C. D. CANHAM (1997): Canopy tree – soil interactions within temperate forests: effects of soil elemental composition and texture on species distributions, *Can. J. For. Res.* **27**: 1110–1116.
- CRAMPTON, C. B. (1982): Podzolization of soils under individual tree canopies in southwestern British Columbia, Canada, *Geoderma* **28**: 57–61.
- CROZIER, C. R. and R. E. J. BOERNER (1986): Stemflow induced soil nutrient heterogeneity in a mixed mesophytic forest, *Bartonia* **52**: 1–8.
- FERRARI, J. B. and S. SUGITA (1996): A spatially explicit model of leaf litter fall in hemlock-hardwood forests, *Can. J. For. Res.* **26**: 1905–1913.
- FINZI, A. C., N. VAN BREEMEN and C. D. CANHAM (1998a): Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen, *Ecol. Appl.* **8** (2): 440–446.
- FINZI, A. C., C. D. CANHAM and N. VAN BREEMEN (1998b): Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations, *Ecol. Appl.* **8** (2): 447–454.
- FISCHER, H., O. BENS und R. F. HÜTTL (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordost-deutschen Tiefland, *Forstwiss. Cent.bl.* **121**: 322–334.
- FRANKLAND, J. C. (1998): Fungal succession – unravelling the unpredictable, *Mycol. Res.* **102** (1): 1–15.
- GESPER, P. L. and N. HOLOWAYCHUCK (1970): Effects of stemflow on a Miami soil under a beech tree: II. Chemical properties, *Soil Sci. Soc. Am. Proceedings* **34**: 786–794.
- HEINSDORF, D. (1997): Boden- und ernährungskundliche Untersuchungen in Kiefern-Buchen-Mischbeständen auf verschiedenen Standorten Brandenburgs, *Beitr. f. d. Forstw. und Landschaftsökol.* **3**: 119–124.
- HEINSDORF, M. (1997): Vergleichende boden- und ernährungskundliche Untersuchungen in Kiefernrein- und Kiefern-Buchen-Mischbeständen im Gebiet des nordostdeutschen Tieflandes, Dissertation Fachrichtung Forstwissenschaften, Technische Universität Dresden.
- HEITZ, R. (1998): Umbau von Fichtenreinbeständen in naturnahe Mischwälder – Auswirkungen auf bodenchemischen Zustand und Bioelementhaushalt, Dissertation der Universität München.
- HOFMANN, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes, Wald im Wandel, Mitt. Bundesforsch.anstalt Forst-Holzwirtschaft. **185**: 45–72.
- HORNUNG, M. (1985): Acidification of soils by trees and forests, *Soil Use Manage.* **1**: 24–28.
- KONOPATZKY, A. (1997): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandsteils von Sachsen-Anhalt, FZW der Univers. Göttingen, Reihe B, Bd. 56.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN und G. SCHWERTDFEGER (1994): Bodenkunde, 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LISKI, J. (1995): Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand – effect of trees and implication for sampling, *Silva Fennica* **29** (4): 255–266.
- LORENZ, R. J. (1988): Grundbegriffe der Biometrie, Gustav Fischer Verlag, 2. Auflage, Stuttgart.
- LOZÁN, J. L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- LYR, H., H. FIEDLER und W. TRANQUILLINI (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze, Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- NORDÉN, U. (1994): Influence of broad-leaved tree species on pH and organic matter content of forest topsoils in Scania, south Sweden, *Scand. J. For. Res.* **9**: 1–8.
- RASPE, S. und K.-H. FEGER (1997): Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Waldböden mit unterschiedlichem Wasserhaushalt, Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **85** (2): 583–586.
- ROTHE, A. (1997): Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald, Forstl. Forschungsber. München, Nr. 163.
- RYAN, P. J. and J. W. MCGARITY (1983): The nature and spatial variability of soil properties adjacent to large forest eucalypts, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **47**: 286–293.
- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik, 8. Auflage, Springer-Verlag, Berlin und Heidelberg und New York.
- SCHAEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg und Berlin.
- SCHLICHTING, E., H. P. BLUME und K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum, 2. Auflage, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin/ Wien.
- STAELENS, J., L. NACHTERGALE, S. LUYSSAERT and N. LUST (2003): A model of wind-influenced leaf litterfall in a mixed hardwood forest, *Can. J. For. Res.* **33**: 201–209.
- WASHBURN, C. S. M. and M. A. ARTHUR (2003): Spatial variability in soil nutrient availability in an oak-pine forest: potential effects of tree species, *Can. J. For. Res.* **33**: 2321–2330.
- WITTICH, W. (1933): Untersuchungen in Nordwestdeutschland über den Einfluß der Holzart auf den biologischen Zustand des Bodens, Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft, Verlag Schaper, Hannover.
- WITTICH, W. (1961): Der Einfluss der Baumart auf den Bodenzustand, *Allg. Forstzeitschrift* **16** (2): 41–45.
- WOLFF, B. und W. RIEK (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Bd. 1 und 2., BMELF.
- ZEZSCHWITZ, E. VON (1985): Qualitätsänderung des Waldhumus, *Forstwiss. Cent. bl.* **104**: 205–220.
- ZINKE, P. J. (1962): The pattern of influence of individual forest trees on soil properties, *Ecology* **43** (1): 130–133.
- ZINKE, P. J. and R. L. CROCKER (1962): The influence of giant sequoia on soil properties, *For. Sci.* **8**: 2–11.

Chemical properties and nutrients content of soils under natural stands of *Quercus petraea* (Matts.) Liebl. in northwest Spain

(With 2 Figures and 7 Tables)

By I. J. DÍAZ-MAROTO¹⁾ and P. VILA-LAMEIRO

(Received December 2006)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Forest soils; Chemical properties; Nutrients; *Quercus petraea*; NW Spain.

Waldböden; chemische Eigenschaften; Bodenelementgehalte; *Quercus petraea*; Spanien.

1. INTRODUCTION

The sessile oak (*Quercus petraea* (Matts.) Liebl.) is widely dispersed throughout the Iberian Peninsula, although less widely than the pedunculate oak (*Quercus robur* L.), and is mainly concentrated in the northern mountainous region where it hybridizes readily with *Q. robur* (*Quercus* x *rosacea* Bechst) and *Q. pyrenaica* (*Quercus* x *trabuti* Hy) (RUIZ DE LA TORRE, 1991). The forests under study belong to the following phytosociological associations (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987): *Linario triornithophorae-Quercetum petraeae* (Rivas-Martínez, Izco and Costa ex. F. Navarro 1974) F. Prieto and Vázquez 1987 and *Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae* (F. Prieto and Vázquez 1987) Díaz and F. Prieto 1994.

Within the study area, *Quercus petraea* grows on siliceous substrates (slates, granites, quartzites...), on soils of variable fertility, preferably loose soils, although it tolerates stony and even rocky ground (VILA-LAMEIRO and DÍAZ-MAROTO, 2002; GUCHU et al., 2006); stands mainly become established on Regosols and Umbrisols (DÍAZ-MAROTO et al., 2005). The most important factor that differentiates the soils from those in adjacent areas is the high rainfall and continual precipitations that occur throughout most of the year (CARBALLEIRA et al., 1983). However, this does not imply poor quality in the forest sites as other factors are also involved (BERGES et al., 2006), and soils of pH 4.5–6 may be more suitable than alkaline soils for development of varied forest vegetation (CAMPS et al., 2004). Soil nutrient content also directly affects site quality (DE VISSER, 1992; MOHR et al., 2005) and the oak soils (*Quercus robur* and *Q. pyrenaica*) that occupy the largest surface within the study area (DGONA, 2001, 2003) are of oligotrophic or mesotrophic character, with low contents of base cations (K, Ca and Mg) and high contents of phosphorus (DÍAZ-MAROTO and VILA-LAMEIRO, 2005).

Several studies have been made of soils under oak stands, mainly *Quercus robur*, within the study area (e.g. CALVO DE ANTA and DÍAZ-FIERROS, 1981; COVELO and GALLARDO, 2002; CAMPS et al., 2004). DÍAZ-MAROTO and VILA-LAMEIRO (2005) and DÍAZ-MAROTO et al. (2005) have provided most of the information currently available as regards edaphic characterization of *Q. robur* stands in Galicia. Soil data has also been provided in studies of *Q. pyrenaica* forests in northwest Spain and adjacent areas (GALLARDO et al., 1995; MARCOS and LANCHO, 2002; DÍAZ-MAROTO et al., 2006). However, few studies have focused on the edaphology of sessile oak in the study area, and the aim of our work was to provide further knowledge about the soils under natural stands of *Quercus petraea*, by characterizing and analyzing soil properties with emphasis on chemical-nutritive aspects and soil fertility.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Site description and sampling design

The study area is located in NW Spain and includes parts of the regions of Galicia (province of Lugo) and Asturias, as well as of the province of León (Fig. 1). The forests studied are mainly located in a mountain range in eastern Galicia, a mountainous area in southern Asturias and the Leonese side of the Cantábrica mountain range. In the study region, *Quercus petraea* stands occupy an area of approximately 90,000 ha, estimated on the basis of the latest data available (DGCONA, 2001, 2003), and show a wide range of ages and qualities as a result of the different forest harvesting practices to which they have been subjected (VILA-LAMEIRO and DÍAZ-MAROTO, 2002; GUCHU et al., 2006).

From the distribution data provided in the *Mapa Forestal de España* (RUIZ DE LA TORRE, 1991), the study area was delimited and the sampling area selected. In total, 52 sampling points were selected (20 in Asturias, 17 in Lugo and 15 in León) and the physiographic characteristics (Table 1) and edaphic profiles [parent rock, description and analysis of horizons, texture (GUTIÁN, 1964) and soil type (FAO, 1999)] described for each (Table 2). The sampled stands are located in areas of moderate altitude and slope, of predominantly northern orientation (Table 1), in which the topography makes forest harvesting difficult, thereby favouring conservation of the areas (DÍAZ and FERNÁNDEZ, 1994). Some sessile oak stands have also become established in areas far from their optimal habitat, although in these cases they are usually mixed with other *Quercus* spp. such as *Q. robur* and *Q. pyrenaica* in areas within the province of Lugo (RUIZ DE LA TORRE, 1991).

2.2. Identification techniques and analyses

For description of the profiles, a soil pit of length 2 m and width 80 cm was dug to the depth of the parent rock. The horizons were differentiated on the basis of colour and/or texture, and a sample of each (approximately 2 kg) was collected for determining: 1) colour (Munsell scale); 2) moisture content (by drying in an oven at 105°C to constant weight); 3) physical analysis (separation into

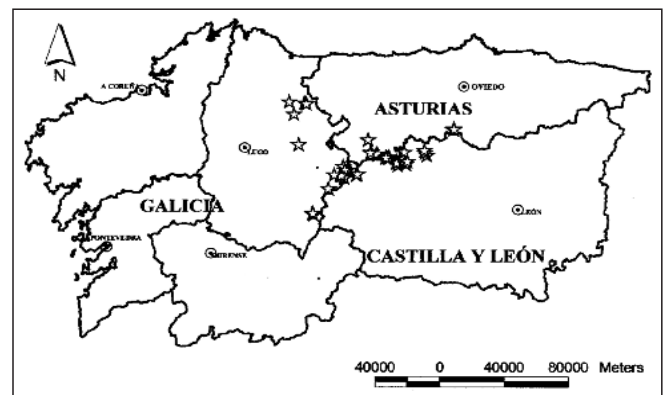


Fig. 1

Location of the sessile oak stands within the area of study (NW Spain).

Geografische Lage der Eichenbestände im Untersuchungsgebiet (im Nordwesten Spaniens).

¹⁾ Corresponding Author. Department of Agroforestry Engineering, University of Santiago de Compostela, Campus Universitario s/n, E-27002, Lugo, Spain. Phone: +34982285900, Fax: +34982285926. E-mail: diazmaro@lugo.usc.es.

fine earth – particles < 2 mm – and gravel); 4) texture (GUTIÁN, 1964); 5) chemical analysis [pH with a glass electrode and micro-pH 2001 potentiometer in H₂O and in 0.1 M KCl (1:2.5); total carbon and nitrogen in a CNS-2000 autoanalyzer; organic matter (% carbon x 1.724); C/N ratio; macro- and micronutrients extractable with Mehlich-3 reagent and determined by absorption and atomic emission spectrophotometry ICP-OES] (KLUTE, 1986).

2.3. Edaphic parameters

A total of 28 parameters were measured (Table 3); ten of these involved evaluation of the soil chemical properties, sixteen were related to fertility (macro- and micronutrients) and two to physical characteristics. A standard weighted mean was calculated from the whole profile data corresponding to the fine earth and total gravel; for the remaining parameters (and also with the whole data) a

weighted mean was calculated by the method of RUSSELL and MOORE (1968). For the topsoil values, data for the upper 20 cm were considered, but when there was more than one horizon at this depth, a weighted mean was calculated (DÍAZ-MAROTO et al., 2005, 2006). The abbreviations for topsoil parameters were differentiated from those of the whole profile parameters by the prefix “S” (Table 3).

2.4. Statistical analysis

A database was compiled with the data corresponding to the edaphic parameters measured in the *Quercus petraea* soils, and was analyzed by means of univariate statistical methods (WALPOLE et al., 1999). The following statistics were determined: Lower limit (LL), Lower Threshold (LT): 10th percentile, Mean (M), Upper Threshold (UT): 90th percentile and Upper Limit (UL), and were

Table 1
Descriptive data for the sampled stands.
Daten der erfassten Bestände.

| Number | Name | Province | Surface area (m ²) | Altitude (m) | Slope (%) | Orientation |
|--------|----------------|----------|--------------------------------|--------------|-----------|-------------|
| 1 | Cangas 1 | Asturias | 500 | 1000 | 75 | East |
| 2 | Cangas 2 | Asturias | 500 | 1100 | 75 | East |
| 3 | Cerredo 1 | Asturias | 500 | 1120 | 36 | North |
| 4 | Cerredo 2 | Asturias | 400 | 975 | 27 | North |
| 5 | Cerredo 3 | Asturias | 1200 | 1040 | 23 | West |
| 6 | Cerredo 4 | Asturias | 1000 | 1165 | 78 | East |
| 7 | Cerredo 5 | Asturias | 900 | 1120 | 37 | North |
| 8 | Cerredo 6 | Asturias | 1200 | 1080 | 43 | North |
| 9 | Cortes | Asturias | 1200 | 860 | 28 | East |
| 10 | Fondos 1 | Asturias | 400 | 1110 | 74 | North |
| 11 | Fondos 2 | Asturias | 400 | 960 | 63 | West |
| 12 | Ibías 1 | Asturias | 600 | 900 | 67 | North |
| 13 | Ibías 2 | Asturias | 600 | 800 | 54 | North |
| 14 | Ibías 3 | Asturias | 750 | 750 | 41 | East |
| 15 | Lena 1 | Asturias | 750 | 970 | 28 | East |
| 16 | Lena 2 | Asturias | 750 | 1075 | 59 | South |
| 17 | Teverga 1 | Asturias | 500 | 995 | 42 | West |
| 18 | Teverga 2 | Asturias | 900 | 1030 | 30 | South |
| 19 | Teverga 3 | Asturias | 750 | 1160 | 24 | West |
| 20 | Teverga 4 | Asturias | 750 | 1125 | 21 | West |
| 21 | Ancares 1 | Lugo | 1200 | 1220 | 52 | North |
| 22 | Ancares 2 | Lugo | 600 | 1000 | 57 | North |
| 23 | Ancares 3 | Lugo | 600 | 965 | 81 | East |
| 24 | Ancares 4 | Lugo | 1200 | 1310 | 53 | East |
| 25 | Ancares 5 | Lugo | 875 | 1215 | 50 | West |
| 26 | Ancares 6 | Lugo | 1000 | 1190 | 53 | West |
| 27 | Baleira | Lugo | 1050 | 840 | 42 | North |
| 28 | Courel 1 | Lugo | 480 | 1165 | 70 | North |
| 29 | Courel 2 | Lugo | 600 | 1395 | 49 | North |
| 30 | Courel 3 | Lugo | 750 | 1000 | 32 | North |
| 31 | Meira | Lugo | 600 | 665 | 25 | East |
| 32 | Pastoriza | Lugo | 600 | 540 | 8 | North |
| 33 | Pintinidoira 1 | Lugo | 500 | 1200 | 58 | North |
| 34 | Pintinidoira 2 | Lugo | 400 | 1050 | 52 | North |
| 35 | Pontenova 1 | Lugo | 800 | 600 | 53 | North |
| 36 | Pontenova 2 | Lugo | 1000 | 550 | 58 | West |
| 37 | Pontenova 3 | Lugo | 800 | 690 | 47 | West |
| 38 | Candín 1 | León | 600 | 1230 | 39 | North |
| 39 | Candín 2 | León | 400 | 1070 | 63 | North |
| 40 | Palacios 1 | León | 800 | 1160 | 73 | East |
| 41 | Palacios 2 | León | 875 | 1035 | 47 | North |
| 42 | Palacios 3 | León | 875 | 1180 | 57 | East |
| 43 | Palacios 4 | León | 500 | 1145 | 35 | East |
| 44 | Palacios 5 | León | 900 | 1025 | 90 | East |
| 45 | Palacios 6 | León | 700 | 1000 | 26 | North |
| 46 | Suarbol 1 | León | 600 | 1175 | 42 | East |
| 47 | Suarbol 2 | León | 875 | 1165 | 38 | North |
| 48 | Suarbol 3 | León | 600 | 1245 | 51 | North |
| 49 | Villablino 1 | León | 600 | 1235 | 37 | North |
| 50 | Villablino 2 | León | 500 | 1230 | 51 | West |
| 51 | Villablino 3 | León | 400 | 1375 | 57 | East |
| 52 | Villablino 4 | León | 500 | 1395 | 45 | West |

used to define the edaphic habitat of sessile oak in northwest Spain, according to the following criteria (DÍAZ-MAROTO et al., 2005):

1. A habitat is considered as optimal or central when the interval defined by upper and lower threshold limits is formed by 80 % of the sampled soils.

2. A habitat is considered as marginal when the intervals between the lower limit and lower threshold and between the upper threshold and upper limit are formed by the remaining 20 % of the soils.

The edaphic parameters were then compared for each soil type (Humic Umbrisols, Umbric Regosols, and others) by analysis of means and variances, and the null hypothesis considered was that there were no differences between the parameters. These results of the analyses were evaluated by: ETA coefficient (contrast of significant differences of means), t-test, and ANOVA (SAS Institute Inc.,

2004). The results indicated a particular trend in soil characteristics associated with the granulometry, and therefore the analysis were repeated after grouping the soils according to the gravel content. The cut-off level for total gravel (GRA) was selected from the Unified Soil Classification System (USCS), which classifies the sediment according to grain size.

Finally, Principal Components Analysis (PCA) was used to analyze the variability in the soil properties in combination with the edaphic parameters, specifically in terms of the granulometry (SAS Institute Inc., 2004).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Chemical properties, macro- and micronutrients

The values of the parameters that reflect the most important chemical and biological properties of the soil (pH, organic matter,

Table 2

Parent rock, texture, horizons and type of soil (FAO, 1999) in *Q. petraea* stands.
Geologisches Substrat, Horizonte und Bodenarten (nach FAO, 1999) in *Q. petraea* Beständen.

| Stand | Parent rock | Texture | Horizons/depth (cm) | Type of soil |
|----------------|-------------------|-------------|------------------------------|------------------|
| Cangas 1 | Slate | Sandy silt | A(0-160) | Umbric Regosol |
| Cangas 2 | Slate | Sandy silt | A(0-160) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 1 | Slate | Sandy silt | A(0-20);B(20-80);C(80-160) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 2 | Slate | Silty sand | A(0-30);B(30-100);C(100-120) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 3 | Slate | Silty sand | A(0-30);B(30-100);C(100-120) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 4 | Slate | Sandy silt | A(0-20);B(20-80);C(80-160) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 5 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-120) | Umbric Regosol |
| Cerrodo 6 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-120) | Umbric Regosol |
| Cortes | Slate/granite | Sandy silt | A(0-50);B(50-150) | Umbric Regosol |
| Fondos 1 | Slate | Silty | A(0-40);B(40-60);C(60-100) | Umbric Regosol |
| Fondos 2 | Slate | Silty | A(0-40);B(40-60);C(60-100) | Umbric Regosol |
| Ibías 1 | Slate | Silty | A(0-25);C(25-50) | Umbric Regosol |
| Ibías 2 | Slate | Silty | A(0-25);C(25-50) | Umbric Regosol |
| Ibías 3 | Slate | Sandy silt | A(0-20);B(20-60) | Umbric Regosol |
| Lena 1 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-130);C(130-160) | Dystric Cambisol |
| Lena 2 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-130);C(130-160) | Dystric Cambisol |
| Teverga 1 | Slate/granite | Sandy silt | A(0-60);B(60-110) | Umbric Regosol |
| Teverga 2 | Slate/granite | Sandy silt | A(0-60);B(60-110) | Umbric Regosol |
| Teverga 3 | Slate | Silty | A(0-10);B(10-50);C(50-70) | Umbric Regosol |
| Teverga 4 | Slate | Silty | A(0-10);B(10-50);C(50-70) | Umbric Regosol |
| Ancares 1 | Granite/sandstone | Silty | A(0-10);B(10-40);C(40-140) | Dystric Regosol |
| Ancares 2 | Slate/granite | Clayey silt | A(0-30);B(30-130) | Umbric Regosol |
| Ancares 3 | Quartzite | Sandy silt | A(0-10) | Lithic Leptosol |
| Ancares 4 | Slate/schist | Clayey silt | A(0-25);B(25-125) | Humic Umbrisol |
| Ancares 5 | Granite/quartzite | Silty sand | A(0-25);B(25-70);C(70-120) | Umbric Regosol |
| Ancares 6 | Granite/quartzite | Silty sand | A(0-25);B(25-70);C(70-120) | Umbric Regosol |
| Baleira | Slate | Silty | A(0-170);B(170-190);C(>200) | Umbric Regosol |
| Courel 1 | Slate | Silty | A(0-10);B(10-60);C(60-75) | Humic Umbrisol |
| Courel 2 | Slate | Silty | A(0-45);C(45-95) | Umbric Regosol |
| Courel 3 | Slate | Sandy silt | A(0-10);B(10-70) | Umbric Regosol |
| Meira | Slate | Silty | A(0-10);B(10-60);C(60-75) | Humic Umbrisol |
| Pastoriza | Slate | Silty | A(0-140);B(140-160);C(>200) | Humic Umbrisol |
| Pentinidoira 1 | Slate | Silty | A(0-10) | Umbric Regosol |
| Pentinidoira 2 | Slate | Silty | A(0-40);B(40-90) | Humic Umbrisol |
| Pontenova 1 | Slate/granite | Silty | A(0-15);B(15-40) | Umbric Regosol |
| Pontenova 2 | Slate/granite | Silty | A(0-15);B(15-40) | Umbric Regosol |
| Pontenova 3 | Slate/granite | Silty | A(0-15);B(15-40) | Umbric Regosol |
| Candín 1 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-100) | Umbric Regosol |
| Candín 2 | Slate | Silty | A(0-30);B(30-100) | Umbric Regosol |
| Palacios 1 | Slate | Silty | A(0-200);B(200-210) | Umbric Regosol |
| Palacios 2 | Slate | Sandy silt | A(0-65);B(65-165);C(165-185) | Umbric Regosol |
| Palacios 3 | Slate | Silty | A(0-90);B(90-190);C(190-200) | Umbric Regosol |
| Palacios 4 | Slate | Sandy silt | A(0-90);C(90-100) | Umbric Regosol |
| Palacios 5 | Slate | Sandy silt | A(0-30);B(30-100) | Umbric Regosol |
| Palacios 6 | Slate | Sandy silt | A(0-30);B(30-100) | Umbric Regosol |
| Suarbol 1 | Granite/sandstone | Silty | A(0-10);B(10-40);C(40-140) | Dystric Regosol |
| Suarbol 2 | Granite/sandstone | Silty | A(0-10);B(10-40);C(40-140) | Dystric Regosol |
| Suarbol 3 | Granite/sandstone | Silty | A(0-10);B(10-40);C(40-140) | Dystric Regosol |
| Villablino 1 | Quartzite | Silty | A(0-30);C(30-70) | Umbric Regosol |
| Villablino 2 | Slate | Sandy silt | A(0-20);B(20-70);C(70-100) | Umbric Regosol |
| Villablino 3 | Slate | Sandy silt | A(0-80);C(80-90) | Umbric Regosol |
| Villablino 4 | Slate | Silty | A(0-90);C(90-115) | Umbric Regosol |

Table 3
Edaphic parameters considered.
Berücksichtigte edaphische Parameter.

| Número | Parameter (units) | Parameter code |
|--------|--|----------------|
| 1 | Total pH in H ₂ O | WPH |
| 2 | Surface pH in H ₂ O | SWPH |
| 3 | Total pH in KCl | KPH |
| 4 | Surface pH in KCl | SKPH |
| 5 | Total organic matter (%) | OM |
| 6 | Surface organic matter (%) | SOM |
| 7 | Total nitrogen (%) | N |
| 8 | Surface nitrogen (%) | SN |
| 9 | Total carbon/nitrogen ratio | C/N |
| 10 | Surface carbon/nitrogen ratio | SC/N |
| 11 | Total available phosphorus (ppm) | P |
| 12 | Surface available phosphorus (ppm) | SP |
| 13 | Total exchangeable potassium (ppm) | K |
| 14 | Surface exchangeable potassium (ppm) | SK |
| 15 | Total exchangeable calcium (ppm) | Ca |
| 16 | Surface exchangeable calcium (ppm) | SCa |
| 17 | Total exchangeable magnesium (ppm) | Mg |
| 18 | Surface exchangeable magnesium (ppm) | SMg |
| 19 | Total iron (ppm) | Fe |
| 20 | Surface iron (ppm) | SFe |
| 21 | Total manganese (ppm) | Mn |
| 22 | Surface manganese (ppm) | SMn |
| 23 | Total copper (ppm) | Cu |
| 24 | Surface copper (ppm) | SCu |
| 25 | Total zinc (ppm) | Zn |
| 26 | Surface zinc (ppm) | SZn |
| 27 | Total fine earth (particles < 2mm) (%) | TF |
| 28 | Total gravel (particles > 2mm) (%) | GRA |

nitrogen and C/N ratio) are similar to those reported as optimal for *Quercus* spp. forests (VAN DE MOORTELT et al., 1998; COVELO and GALLARDO, 2002; NICOLINI and TOPP, 2005). In general, the soils are very acidic, with pH values that present little variation. The high rainfall in a large part of study area accentuates the acid character of the soils (CALVO DE ANTA and DÍAZ-FIERROS, 1981). Although the mean value of the C/N ratio was close to 18, the low pH values do not allow optimal humification conditions, and give rise to moder type humus in most of the stands (MANSSON and FALKENGREN-GRERUP, 2003). The rate of mineralization may be considered as slow, as analysis of the data corresponding to the topsoil shows that the mean content of organic matter is 10.09, the pH in H₂O 4.59 and the C/N ratio 17.92 (Table 4) (GALLARDO et al., 1995).

The concentrations of macronutrients, except phosphorus, were higher than those in soils under *Quercus robur* (DÍAZ-MAROTO and VILA-LAMEIRO, 2005), and were similar to those reported by VILA-LAMEIRO and DÍAZ-MAROTO (2002), and by BÉRGES et al. (2005), even though the soils under study are developed on substrates containing low levels of base cations (CALVO DE ANTA and DÍAZ-FIERROS, 1981). The relatively low concentration of phosphorus may indicate that the areas presently occupied by sessile oak forests have not undergone any changes in land use, e.g. from crop growing (DÍAZ and FERNÁNDEZ, 1994). The concentrations of the micronutrients iron and manganese were high, but that of copper was low (Table 4) compared with values reported in other studies, as well for deciduous as for coniferous forests (GÓMEZ-REY and CALVO DE ANTA, 2002; HAGEN-THORN et al., 2004; HAGEN-THORN and STJERNQUIST, 2005).

The gravel content was approximately 56%, with maximum values of more than 82% (Table 4). The possible relationship between some chemical parameters and the loam content is demonstrated by the higher concentrations of nutrients in sessile oak on soil of loamy texture than in *Quercus robur* soils, of predominantly sandy texture (DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

3.2. Description of edaphic habitat

Siliceous substrates are present in all of the sessile oak stands sampled, with slates and loamy texture predominating. *Quercus petraea* survives in more frugal soils than *Quercus robur* and *Q. pyrenaica* (DÍAZ-MAROTO et al., 2005, 2006), and was mainly established on deep Umbric Regosols or Humic Umbrisols (Table 2).

Parameters related to calcium content are not suitable for determining the edaphic habitat of sessile oak in northwest Spain, given the wide range of upper marginal values (Fig. 2) (GAINES and DENNY, 1993).

The total pH in H₂O (WPH) values of the central habitat ranged between 4.28 and 5.14 and those of marginal habitats, between 4.23 and 5.65 (Fig. 2); the values varied little and correspond to moderately or even extremely acidic soil, on the basis of the surface pH in H₂O (SWPH) values, partly due to a high rainfall that does not allow optimal humification. The organic matter content was intermediate (HAGEN-THORN et al., 2004) and for the optimal habitat ranged between 3.04 and 12.60% for the total profile, and between 4.40 and 17.02% for the topsoil (Fig. 2), giving rise to moder type humus (MANSSON and FALKENGREN-GRERUP, 2003) with a slow rate

Table 4
Descriptive statistics for edaphic parameters (n = 52).
Übersicht der edaphischen Parameter (n = 52).

| Parameter (units) | Mean | SD | CV (%) | Maximum | Minimum |
|-------------------|--------|--------|--------|---------|---------|
| WPH | 4.72 | 0.36 | 7.71 | 5.65 | 4.23 |
| SWPH | 4.59 | 0.42 | 9.28 | 5.60 | 3.90 |
| KPH | 3.96 | 0.32 | 8.10 | 5.08 | 3.58 |
| SKPH | 3.81 | 0.46 | 12.02 | 5.12 | 3.00 |
| OM (%) | 7.82 | 4.03 | 51.59 | 19.82 | 1.82 |
| SOM (%) | 10.09 | 4.55 | 45.16 | 24.30 | 2.89 |
| N (%) | 0.25 | 0.10 | 42.85 | 0.54 | 0.07 |
| SN (%) | 0.32 | 0.12 | 39.11 | 0.72 | 0.10 |
| C/N | 17.92 | 3.75 | 20.94 | 25.14 | 8.83 |
| SC/N | 14.06 | 4.05 | 28.85 | 20.98 | 6.62 |
| P (ppm) | 9.52 | 7.48 | 78.61 | 24.80 | 0.93 |
| SP (ppm) | 12.57 | 14.48 | 115.22 | 52.68 | 0.76 |
| K (ppm) | 90.03 | 52.90 | 58.75 | 275.09 | 25.69 |
| SK (ppm) | 114.67 | 56.18 | 48.99 | 264.50 | 37.10 |
| Ca (ppm) | 203.20 | 275.66 | 135.65 | 1135.07 | 13.19 |
| SCa (ppm) | 291.29 | 342.47 | 117.57 | 1431.84 | 14.01 |
| Mg (ppm) | 45.54 | 42.49 | 93.31 | 164.96 | 3.76 |
| SMg (ppm) | 61.87 | 46.78 | 75.60 | 198.87 | 4.79 |
| Fe (ppm) | 293.81 | 129.68 | 44.14 | 570.99 | 50.93 |
| SFe (ppm) | 379.24 | 136.55 | 36.01 | 680.74 | 50.93 |
| Mn (ppm) | 35.89 | 36.59 | 101.96 | 138.11 | 0.75 |
| SMn (ppm) | 43.42 | 40.13 | 92.42 | 133.80 | 0.75 |
| Cu (ppm) | 0.51 | 0.41 | 79.62 | 1.92 | 0.01 |
| SCu (ppm) | 0.39 | 0.35 | 88.56 | 1.23 | 0.01 |
| Zn (ppm) | 2.21 | 1.13 | 50.95 | 5.62 | 0.42 |
| SZn (ppm) | 3.05 | 2.00 | 65.77 | 9.02 | 0.58 |
| TF (%) | 43.64 | 11.44 | 26.22 | 67.20 | 17.80 |
| GRA (%) | 56.35 | 11.44 | 20.31 | 82.20 | 32.80 |

of mineralization, in spite of suitable C/N ratios of more than 18 (GALLARDO et al., 1995; MANSSON and FALKENGREN-GRERUP, 2003; SMALL and MCCARTHY, 2005).

The central habitat showed higher contents of base cations, except phosphorus, than in *Q. robur* soils (DÍAZ-MAROTO and VILA-LAMEIRO, 2005). The concentrations of the micronutrient manganese varied widely (4.92–79.80 ppm). Copper was the micronutrient present at lowest concentrations, with a mean value of less than 0.5 ppm (Fig. 2). The total fine earth (TF) and total gravel (GRA) contents also varied widely (29–59% and 41–72%, respectively).

3.3. Study of the variability in soil properties

The multivariate analysis revealed that the parameters pH, iron and manganese varied most widely among the different soil types, with all showing higher variation between than within groups; this was corroborated by the ETA values, which indicated differences in mean values for the whole data set without classification by soil type. The results of the t-Student also revealed significant differences in these parameters, with unclear patterns in organic matter (OM), surface nitrogen (SN), total phosphorus (P) and surface zinc (SZn) (Table 5).

However, the ANOVA revealed significant differences in pH, total and surface iron. As regards pH, only total pH in KCl (KPH) was not significant at the 5% confidence level. The values of WPH, SWPH and surface pH in KCl (SKPH) were lower in Humic Umbrisols and Umbric Regosols than in the “other soils”. In contrast the iron concentrations were higher in Umbrisols and Regosols. The surface iron concentration (SFe) differed significant-

ly among the three groups, again with a lower value in “other soils” (Table 6) (HAGEN-THORN and STJERNQUIST, 2005).

The results of the previous analysis emphasize the significance of pH and iron. To confirm these results, and to try to reduce the parameters considered, PCA was applied. The results considering all of the soils were difficult to interpret, and therefore PCA was also applied to groups of different soil types. For Humic Umbrisols it was possible to explain more than 99% of variance with only three factors (Table 7). The first factor, which explained 66% of variance, was the result of the combination of three parameters, for values corresponding to both surface and total copper, as well as zinc and mainly, magnesium. The second factor was defined by KPH and SKPH, and explained 19% of the variance. The last, which explained almost 15%, included surface and total phosphorus as the only parameters with any relevant influence (KAZDA et al., 2004). The results of this analysis were similar to those obtained with “other soils”. Three factors accounted for almost 100% of the variance (Table 7). The first factor, the most important, was the result of several parameters, with GRA and TF being particularly important. The other two factors reflected the influence of OM, and surface phosphorus (DÍAZ-MAROTO and VILA-LAMEIRO, 2005). The results corresponding to the Umbric Regosols were more complex. Four factors were required to explain almost 70% of the variance; the first was represented by pH (30%), and the other factors, i.e. nitrogen, manganese and granulometry, explained 15, 12 and 11% of the variance, respectively (Table 7).

Taking into consideration the results of previous PCA, we carried out a new multivariate analysis, using total gravel as the selection variable, rather than soil type. The soils were classified as con-

taining more or less than 50% of gravel according to the USCS classification (HOYOS and MACARI, 1999). With this new classification, the differences in mean values between groups were more important than the differences within groups for C/N ratio, total and surface iron, and less so for total magnesium and surface nitrogen. The micronutrient zinc was almost a significant factor, in accordance with the granulometry, but the coefficient P_1 (signifi-

cance level of mean between groups) was slightly higher than 5% (Table 5). In both cases, four factors explained 90% of the variance in soils with < 50% of gravel, and 74% in soils with > 50% gravel (Table 7). The interpretation of new factors was straightforward in the first case: the parameters pH, manganese, copper and iron accounted for 47, 23, 11 and 8% of the variance, respectively (HAGEN-THORN and STJERNQUIST, 2005). In the second case, the

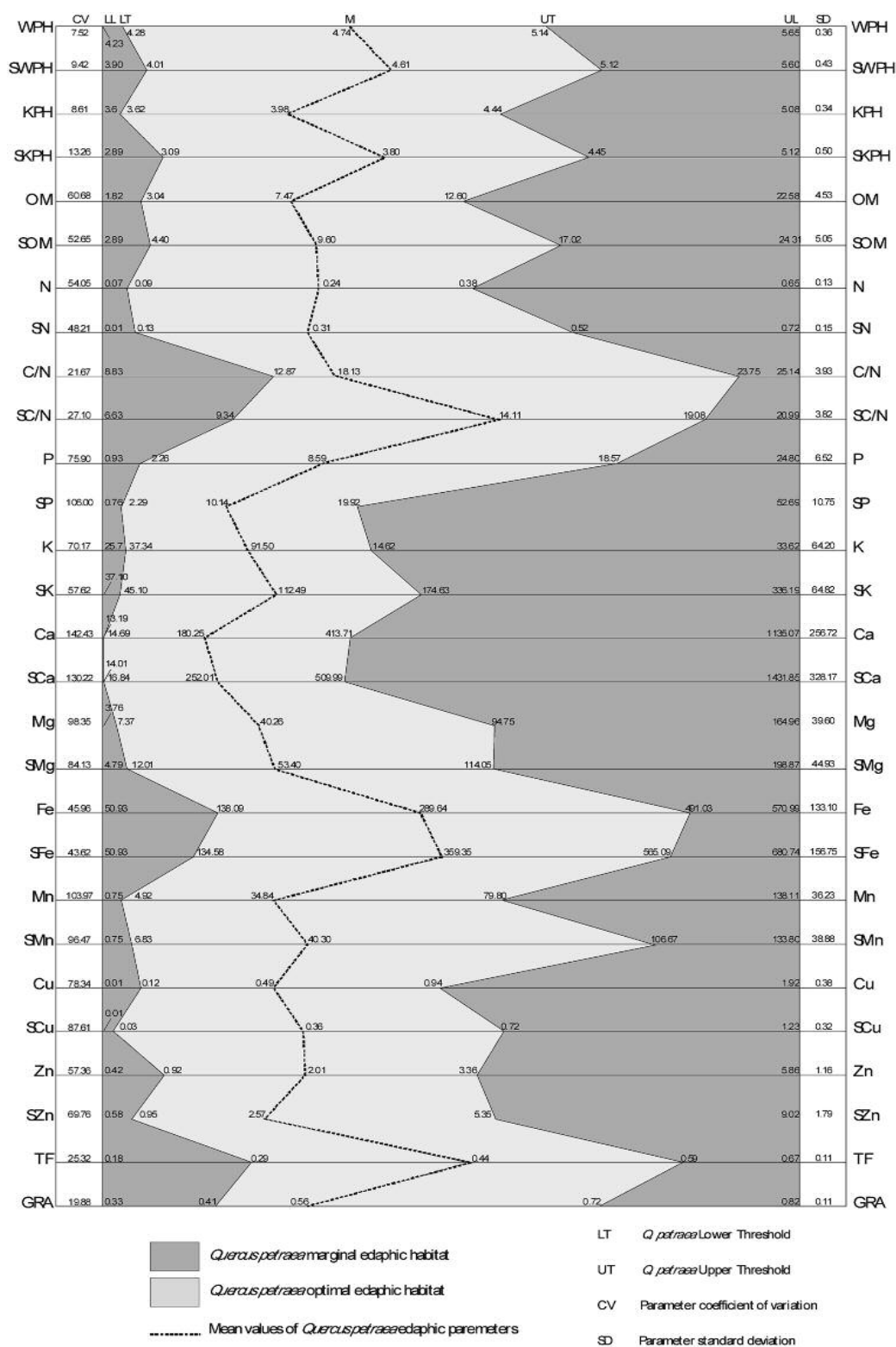


Fig. 2
Optimal and marginal edaphic habitats of *Quercus petraea* soils under study.
Optimale und marginale *Quercus petraea* Standorte im Untersuchungsgebiet.

first factor (31%) was defined as soil exchangeable complex (MARCOS and LANCHO, 2002), because calcium and magnesium were the parameters that explained most of the variance. The second and third factors (19 and 12%, respectively) were nitrogen and manganese, and the fourth factor, which explained only 10% of the variance, was the micronutrient zinc.

Zinc was a very important factor in the edaphic variability, as the presence of this element ensures regulation of nutritive equilibrium (KAZDA et al., 2004; OPYDO et al., 2005). A study carried out with different European forest species (HAGEN-THORN et al., 2004) (*Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Fraxinus excelsior*, *Betula pendula*, *Fagus sylvatica* and *Picea abies*) to compare their impact on the topsoil, showed significantly lower concentrations of zinc in birch than in oak stands. *Quercus petraea* wood therefore accumulates significantly higher quantities of zinc via atmospheric contamination, than *Q. robur* (OPYDO et al., 2005).

4. CONCLUSIONS

There are no even-aged stands of sessile oak in NW Spain at present, as a result of the effects of anthropogenic activities, and the stands under study are located in areas where access is difficult because of the orography and where shade orientations predominates. All of the substrates in the stands are siliceous, with loamy textures dominating. The depth of soil is greater than 100 cm in more than half of the stands, although *Quercus petraea* can also develop on rocky substrates. In the study area the latter species occurs on less well developed soils than other oaks (*Quercus robur* and *Q. pyrenaica*). More than 75% of the stands occur on Umbric Regosols with an "A" horizon that is usually no deeper than 50 cm.

The pH values were quite homogeneous, giving rise to very acidic soils, although this did not allow optimal conditions for humification, giving rise to moder type humus. Mineralization occurs slowly and the biological-chemical characteristics are suitable for sessile oak forests. Although these soils are developed on substrates that are poor in base cations, all macronutrients except phosphorus were present at higher concentrations than in soils under *Quercus robur*, probably because no changes in soil use have taken place, and also because of the loamy textures of the substrates. The high concentration of the micronutrients iron and manganese, and the low concentration of copper can probably be attributed to differences in nutrient uptake.

Analysis of the edaphic habitat reveals that the most highly developed forest soils within the study area correspond to other tree species, mainly *Quercus robur*, and even *Q. pyrenaica*. The central habitat in *Q. petraea* stands shows a wide range of values for base cations, pH and physical parameters (TF and GRA).

The results of the multivariate analysis allowed selection of a small group of parameters that characterize *Quercus petraea* soils in northwest Spain, including – in terms of total and surface soil – pH, N, C/N, P, Fe, Mn, and Cu, with GRA and TF also being important. Granulometric analysis of soils under *Quercus petraea* stands provides very similar descriptor parameters to those defined by soil type (pH, Mn, Fe), with the occasional importance of Zn.

5. ABSTRACT

Soils under natural forests of *Quercus petraea* (Matts.) Liebl. in northwest Spain were characterized in an inventory of 52 stands in which the chemical properties and nutrient contents were deter-

Table 5

Parameters showing significantly different means and variances for different soil types and gravel contents.

Parameter mit signifikanten Unterschieden der Mittelwerte und Streuungen bei unterschiedlichen Bodenarten und Schottergehalten.

| Soil type | WPH | | SWPH | | SKPH | | Fe | | SFe | | SMn | |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ |
| | 0.049 | n.s. | 0.015 | n.s. | 0.031 | n.s. | 0.001 | n.s. | 0.000 | n.s. | 0.034 | 0.025 |
| | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA |
| | n.s. | 0.341 | n.s. | 0.397 | n.s. | 0.364 | n.s. | 0.515 | n.s. | 0.597 | 0.019 | 0.359 |
| | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD |
| Humic Umbrisols | 4.50 | 0.27 | 4.28 | 0.37 | 3.72 | 0.37 | 382.7 | 119.3 | 531.6 | 106.5 | 11.3 | 0.12 |
| Umbric Regosols | 4.71 | 0.37 | 4.57 | 0.43 | 3.73 | 0.51 | 308.7 | 120.9 | 378.6 | 136.1 | 41.2 | 0.38 |
| Other soils | 5.01 | 0.11 | 4.99 | 0.14 | 4.26 | 0.29 | 125.0 | 78.0 | 148.2 | 73.7 | 11.1 | 0.08 |
| Gravel content | SN | | C/N | | Mg | | Fe | | SFe | | Zn | |
| | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ | P ₁ | P ₂ |
| | 0.044 | n.s. | 0.007 | 0.006 | 0.045 | n.s. | 0.001 | n.s. | 0.001 | n.s. | 0.052 | n.s. |
| | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA | P ₃ | ETA |
| | n.s. | 0.280 | 0.050 | 0.371 | n.s. | 0.279 | n.s. | 0.448 | n.s. | 0.446 | n.s. | 0.271 |
| | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD | Mean | SD |
| < 50% | 0.23 | 0.13 | 20.77 | 5.25 | 20.25 | 0.20 | 181.9 | 150.4 | 232.9 | 151.1 | 1.45 | 0.74 |
| > 50% | 0.31 | 0.15 | 17.34 | 3.10 | 46.26 | 0.42 | 322.0 | 110.2 | 397.3 | 138.9 | 2.18 | 1.21 |

Eta: Eta coefficient of mean analysis; P₁: Level of significance of difference between means; P₂: Level of significance of variance analysis; P₃: level of significance of t-test; SD: standard deviation.

Table 6

Results of ANOVA'S among different soil types for WPH, SWPH, SKPH, Fe, and SFe.

Ergebnisse der Varianzanalysen für unterschiedliche Bodenarten unter Berücksichtigung der Parameter WPH, SWPH, SKPH, Fe, und SFe.

| Parameter | Soil type | Mean |
|-----------|-----------------|--------|
| WPH | Humic Umbrisols | 4.50 |
| | Umbric Regosols | 4.71 |
| | Other soils | 5.01 |
| SWPH | Humic Umbrisols | 4.28 |
| | Umbric Regosols | 4.57 |
| | Other soils | 4.99 |
| SKPH | Humic umbrisols | 3.72 |
| | Umbric Regosols | 3.73 |
| | Other soils | 4.26 |
| Fe | Humic Umbrisols | 382.74 |
| | Umbric Regosols | 308.66 |
| | Other soils | 125.01 |
| SFe | Humic Umbrisols | 531.61 |
| | Umbric Regosols | 378.59 |
| | Other soils | 148.23 |

Table 7

Results of the edaphic parameters PCA for type of soil and gravel content.

Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse für Bodenart und Schottergehalt.

| Type of soil | Variable | Variability explained (%) | Accumulated variability (%) | Explanatory parameters |
|--------------------------------|----------|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| PCA for different soil types | | | | |
| Humic Umbrisols | 1 | 65.9 | 65.9 | Mg, SMg, Cu, SCu, Zn, SZn |
| | 2 | 19.1 | 85.0 | KPH, SKPH |
| | 3 | 14.7 | 99.8 | P, SP |
| Umbric Regosols | 1 | 30.1 | 30.1 | WPH, SWPH, KPH, SKPH |
| | 2 | 15.3 | 45.3 | N, SN |
| | 3 | 12.5 | 57.9 | Mn, SMn |
| | 4 | 11.0 | 68.8 | GRA, TF |
| Other soils | 1 | 62.1 | 62.1 | GRA, TF |
| | 2 | 26.5 | 88.6 | OM, SOM |
| | 3 | 11.1 | 99.7 | SP |
| PCA for different granulometry | | | | |
| Gravels < 50% | 1 | 46.9 | 46.9 | WPH, SWPH, KPH, SKPH |
| | 2 | 22.9 | 69.8 | Mn, SMn |
| | 3 | 11.5 | 81.3 | Cu, SCu |
| | 4 | 8.2 | 89.6 | Fe, SFe |
| Gravels > 50% | 1 | 31.4 | 31.4 | Ca, SCa, Mg, SMg |
| | 2 | 19.2 | 50.7 | N, SN |
| | 3 | 12.7 | 63.4 | Mn, SMn |
| | 4 | 10.3 | 73.7 | Zn, SZn |

mined by analyzing a total of 28 edaphic parameters. Siliceous substrates (mainly slates) of high pH predominated in all stands. Umbric Regosols occurred in almost 80% of the stands, indicating that the soils were less well developed than those under *Quercus robur*. The C/N ratio was particularly high and the organic matter content was greater than 10%, giving rise to moder type humus. The concentrations of all macronutrients, except phosphorus, were higher than in the soils under pedunculate oak, and those of phosphorus and calcium were the most variable. The concentrations of the micronutrients iron and manganese were high, and varied amongst the different soil types; the concentrations of copper were much lower than in soils under deciduous forest stands in temperate areas. The contents of base cations, fine earth and gravel were high in the central habitat.

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Chemische Bodeneigenschaften in natürlichen Quercus petraea Beständen im Nordwesten Spaniens.*

Die chemischen Eigenschaften und Elementgehalte wurden in 52 natürlich erwachsenen Beständen der Baumart *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. im Nordwesten Spaniens untersucht. Insgesamt 28 edaphische Parameter wurden analysiert. In allen Beständen dominierten silikatreiche Substrate, vor allem Schiefer, mit hohen pH-Werten. Umbrische Regosole fanden sich in beinahe 80 Prozent der Bestände, was als Anzeichen dafür gewertet wurde, dass die Böden unter *Quercus petraea* weniger gut entwickelt sind als vergleichbare Böden unter *Quercus robur*. Das C/N Verhältnis war besonders hoch und der Gehalt an organischem Material war größer als 10%,

der Humustyp wurde als Moder eingestuft. Die Konzentrationen aller Makro-Elemente, außer Phosphor, waren höher als in den Böden unter *Quercus peduncularis*. Die Phosphor- und Kalzium-Konzentrationen waren besonders variabel. Die Microelemente Eisen und Mangan fanden sich im allgemeinen in hohen Konzentrationen, variierten jedoch in den unterschiedlichen Bodenarten. Kupfer kam in erheblich geringeren Konzentrationen vor als in Böden unter Laubbaumarten in gemäßigten Regionen. Hohe Anteile an basischen Kationen, Feinerde und Schotter fanden sich im zentralen Habitat des Untersuchungsgebietes.

7. Résumé

Titre de l'article: *Propriétés chimiques du sol dans les peuplements naturels de Quercus petraea dans le nord-ouest de l'Espagne.*

Les propriétés chimiques et les teneurs en éléments ont été étudiées dans 52 peuplements de l'espèce *Quercus petraea* (Matts.) Liebl. du nord-ouest de l'Espagne. Au total 28 paramètres édaphiques ont été analysés. Dans tous les peuplements dominaient les substrats riches en silice, surtout du schiste, avec des pH élevés. Des régosols de type ombrien se trouvaient dans environ 80% des peuplements, ce que l'on a tenu pour une indication que les sols sous *Quercus petraea* sont moins bien évolués que des sols comparables sous *Quercus robur*. Le rapport C/N était particulièrement élevé et la teneur en matière organique était supérieure à 10%, le type d'humus fut classé comme moder. Les concentrations de tous les macroéléments, à l'exception du phosphore, étaient plus hautes que dans les sols sous *Quercus peduncularis*. Les concentrations en phosphore et en calcium étaient particulièrement variables. Les microéléments fer et manganèse se trouvaient en général à hautes concentrations mais variaient toutefois dans les divers types de sol. Le cuivre apparut en concentrations sensiblement moindres que dans des sols sous des espèces feuillues dans les régions tempérées. De fortes proportions en cations basiques, terre fine et gravillons se trouvaient dans la zone centrale d'habitat du territoire étudié. R.K.

8. References

- BÉRGES, L., R. CHEVALIER, Y. DUMAS, A. FRANC and J. M. GILBERT (2005): Sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) site index variations in relation to climate, topography and soil in even-aged high-forest stands in northern France. *Ann. For. Sci.* **62**: 391–402.
- BÉRGES, L., J. C. GEGOUT and A. FRANC (2006): Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* **63**: 31–42.
- CALVO DE ANTA, R. and F. DÍAZ-FIERROS (1981): Consideraciones acerca de la acidificación de los suelos de la zona húmeda española a través de la vegetación. *Anales de Edafología y Agrobiología* **40**: 411–425.
- CAMPS, M., C. MOURENZA, E. ALVAREZ and F. MACÍAS (2004): Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. *For. Ecol. Manage.* **193**: 307–320.
- COVELO, F. and A. GALLARDO (2002): Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain. *For. Ecol. Manage.* **167**: 161–172.
- CARBALLEIRA, A., C. DEVESA, R. RETUERTO, E. SANTILLAN and F. UCIEDA (1983): Bioclimatología de Galicia. Xunta de Galicia-Fundación Barrie de la Maza, A Coruña.
- DE VISSER, P. H. B. (1992): The relation between chemical composition of oak tree rings, leaf, bark, and soil solution in a partly mixed stand. *Can. J. For. Res.* **22**: 1824–1831.
- DÍAZ, T. E. and J. A. FERNÁNDEZ (1994): La vegetación de Asturias. *Itinera Geobotánica* **8**: 243–528.
- DÍAZ-MAROTO, I. J. and P. VILA-LAMEIRO (2005): Seasonal evolution of the chemical properties and macronutrients of the soils in natural stands of *Quercus robur* L. in Galicia, Spain. *Agrochimica* **49**: 201–211.
- DÍAZ-MAROTO, I. J., P. VILA-LAMEIRO and F. J. SILVA-PANDO (2005): Autoecology of oaks (*Quercus robur* L.) in Galicia, Spain. *Ann. For. Sci.* **62**: 737–749.
- DÍAZ-MAROTO, I. J., J. FERNÁNDEZ-PARAJES and P. VILA-LAMEIRO (2006): Autecology of rebollo oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) in Galicia (Spain). *Ann. For. Sci.* **63**: 157–167.
- DGCONA (2001): Tercer Inventario Forestal Nacional: Galicia. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- DGCONA (2003): Tercer Inventario Forestal Nacional: Principado de Asturias. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- FAO (1999): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84.
- GAINES, S. D. and M. W. DENNY (1993): The largest, smallest, highest, lowest, longest and shortest: extremes in ecology. *Ecology* **74**: 1677–1692.
- GALLARDO, J. F., I. S. SANTA REGINA, A. F. HARRISON and D. M. HOWARD (1995): Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the “Sierra de Bejar” mountains (Salamanca Province, Spain). *Acta Oecol.* **16**: 447–459.
- GÓMEZ-REY, M. X. and R. CALVO DE ANTA (2002): Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (N.O. de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*Pinus radiata*). 1. Aporte de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología* **9**(2): 181–196.
- GUCHU, E., M. C. DIAZ-MAROTO, I. J. DIAZ-MAROTO, P. VILA-LAMEIRO and M. S. PEREZ-COELLO (2006): Influence of the species and geographical location on volatile composition of Spanish oak wood (*Quercus petraea* Liebl. and *Quercus robur* L.). *J. Agric. Food Chem.* **54**: 3062–3066.
- GUTIÁN, F. (1964): Técnicas de análisis de suelos. Monografías de Ciencia Moderna. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- HAGEN-THORN, A., I. CALLESEN, K. ARMOLAITIS and B. NIHIGARD (2004): The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For. Ecol. Manage.* **195**: 373–384.
- HAGEN-THORN, A. and I. STJERNQUIST (2005): Micronutrient levels in some temperate European tree species: a comparative field study. *Trees* **19**: 572–579.
- HOYOS, L. and E. J. MACARI (1999): Influence of *in situ* factors on dynamic response of Piedmont residual soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* **125**: 271–279.
- KAZDA, M., J. SALZERL, I. SCHMID and P. VON WRANGELL (2004): Importance of mineral nutrition for photosynthesis and growth of *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* planted under Norway spruce canopy. *Plant Soil* **264**: 24–34.
- KLUTE, A. (1986): Methods of Soil Analyses 2nd ed. American Society of Agronomy.
- MANSSON, K. F. and U. FALKENGREN-GRERUP (2003): The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralization and litter C:N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *For. Ecol. Manage.* **179**: 455–467.
- MARCOS, G. M. and J. F. LANCHO (2002): Atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: implications for forest nutrition. *For. Ecol. Manage.* **171**: 17–29.
- MOHR, D., M. SIMON and W. TOPP (2005): Stand composition affects soil quality in oak stands on reclaimed and natural sites. *Geoderma* **129**: 45–53.
- NICOLINI, F. and W. TOPP (2005): Soil properties in plantations of sessile oak (*Quercus petraea*) and red oak (*Quercus rubra*) in reclaimed lignite open-cast mines of the Rhineland. *Geoderma* **129**: 65–72.
- OPYDO, J., K. UFNALSKI and W. OPYDO (2005): Heavy metals in polish forest stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water Air Soil Pollut.* **161**: 175–192.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987): Memoria y mapas de series de vegetación de España. ICONA. Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE, J. (1991): Mapa Forestal de España. Varias hojas. DGCONA, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- RUSSELL, J. S. and A. W. MOORE (1968): Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data. 9th Int. Cong. Soil Sci. **4**: 205–213.
- SAS Institute Inc. (2004): SAS/STAT® 9.1. User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- SMALL, C. J. and B. C. MCCARTHY (2005): Relationship of understory diversity to soil nitrogen, topographic variation, and stand age in an eastern oak forest. *For. Ecol. Manage.* **217**: 229–243.
- VAN DE MOORTEL, R., S. RAMPÉLBERG and J. DECKERS (1998): Condition of *Quercus robur* L. along a natural Luvisol microtoposequence on loess in Central Belgium. *Soil Use Manage.* **14**: 184–186.
- VILA-LAMEIRO, P. and I. J. DÍAZ-MAROTO (2002): Las masas actuales de *Quercus petraea* en Galicia. *Inv. Agr. Sis. Rec. For.* **11**(1): 5–29.
- WALPOLE, R. E., R. H. MYERS and S. L. MYERS (1999): Probabilidad y estadística para ingenieros. 6^a ed. Prentice Hall, Londres.

Geschichte und Ergebnisse der Einführung fremdländischer Nadelbäume in der Forstwirtschaft der baltischen Gouvernements Russlands Estland und Livland bis zum Jahr 1918

Aus der Estnischen Universität für Life Sciences, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu. Estland

(Mit 4 Abbildungen)

Von H. SANDER^{*)} und T. MEIKAR

(Angenommen Dezember 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Fremdländische Nadelbäume; Geschichte der Einführung; forstliche Kulturen; Verbreitung.

Exotic coniferous trees; history of introduction; forest cultivation; distribution.

1. EINLEITUNG

Die Einführung fremdländischer Nadelbaumarten begann in Europa im 18. Jahrhundert, als *Abies alba* Mill. und *Larix decidua* Mill. in Westeuropa sowie *Abies sibirica* Ledeb., *Larix sibirica* Ledeb. und *Pinus sibirica* Du Tour im europäischen Teil Russlands angebaut wurden (GOEZE, 1916; SOKOLOFF *et al.*, 2002). Der größte Anstoß ging von der Entdeckung unbekannter Länder im 16.–18. Jahrhundert aus, insbesondere gilt dies für Nordamerika (WIEN, 1930; 1931). Die ursprünglich in Gärten und Parks verwendeten fremdländischen Bäume gelangten allmählich auch in die Forstwirtschaft. Die langfristige historische Tradition des Anbaus fremdländischer Baumarten in Forstkulturen wird heutzutage als eine Kulturerscheinung betrachtet. Dabei basiert der Anbau mit fremdländischen Arten auf weitgehender ökologischer Grundlage (ELFVING *et al.*, 2001; PETERKEN, 2001), die ihren umfangreichen Einfluss auf alle örtlichen Naturkomponenten zu erklären ermöglicht. Der Anbau fremdländischer Baumarten hat mehrere Etappen durchgemacht, die doch in verschiedenen Staaten gemeinsame Züge besitzen.

Die früheren Angaben (im 17. Jahrhundert) vom Anlegen der Forstkulturen im Gebiet Estlands sind mit der Züchtung spezieller Baumarten (vor allem Eiche), verbunden. Dann erfolgte die Festlegung von Sandflächen in Westestland auf der Insel Saaremaa (Ösel), wo um die Jahrhundertwende vom 17. zum 18. Jahrhundert auch Kiefernsaaten durchgeführt wurden. Seit 1765 waren die waldlosen oder wenig Wald besitzenden Pächter der Staatsgüter entsprechend der in baltischen Gouvernements festgesetzten typisierten Form des Pachtvertrages der Staatsgüter verpflichtet, im Umfang der festgelegten Norm jährlich auf den Brach- und landwirtschaftlich minderwertigen Ländereien mit Baumsamen, die für die lokalen Bedingungen geeignet waren, Forstsaaten einzurichten (BUNGE, 1824). Den Besitzern der Privatgüter wurden solche Verpflichtungen nicht auferlegt.

Im 18. und 19. Jahrhundert haben die Entwicklung der Naturwissenschaften, die Verbreitung der forstlichen Kenntnisse sowie enge Kultur- und Wissenschaftskontakte mit Deutschland die Grundlage für Walderneuerungsarbeiten in Estland gebildet. Eine wesentliche Rolle bei der Verbreitung forstlicher Kenntnisse spielten die aus baltischen Gouvernements stammenden Deutschen, die an den Universitäten Deutschlands Forstwirtschaft studiert hatten, und noch mehr die hier eingetroffenen Fachleute, die auch in Deutschland studiert hatten und die praktische Forstwirtschaft betrieben (KREMSER, 1998; SCHUSTER *et al.*, 1998).

Zu den neuen forstlichen Ideen gehörte Ende des 18. und Anfang des 19. Jahrhunderts auch die Verwendung fremdländischer Baum-

arten in der Forstwirtschaft, die bisher in Parkanlagen verwendet worden waren. Die Meldungen von den ersten Versuchen mit den fremdländischen Arten als Forstkulturen im Gebiet Estlands und Lettlands stammen aus dem letzten Drittel des 18. Jahrhunderts.

Die fremdländischen Arten sind in der Forstwirtschaft zu vier Zwecken verwendet worden: 1) zur Holzgewinnung, als Brenn- und Nutzholz; 2) aus ästhetischer Bedeutung und zur vielfältigen Gestaltung der Waldbestände; 3) zum Bodenschutz und zur primären Bewaldung der Brachländereien (Brandflächen u.a.) und der landwirtschaftlich nicht genutzten Flächen, die dann später nach der Verbesserung der Bodenverhältnisse mit einheimischen Gehölzen bewaldet werden sollten; 4) als Versuchsobjekte.

Ziel des Beitrages ist, einen Überblick über die Geschichte der Einführung der in den Wäldern gezüchteten fremdländischen Nadelbäume vom Ende des 18. bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts zu geben. Da Anfang des 19. Jahrhunderts in der Forstwirtschaft der baltischen Gouvernements die Marktwirtschaftsbeziehungen den Sieg erlangten und damit die schnelle Entwicklung der Forstwirtschaft begann, wird dieser Zeitraum in 2 Perioden eingeteilt: 1) Ende des 18. Jh. bis zu den 1860er Jahren; 2) von den 1860er Jahren bis 1918. Es wird dargestellt, um welche Baumarten es sich gehandelt hat, und es wird betrachtet, wie diese Arten in unsere Wälder eingeführt worden sind. Als Behandlungsobjekt gilt folglich die praktische Verwendung fremdländischer Baumarten in der Forstkultur, weil Parks, Gärten, Stadtbegrünung u. Ä. ein weitgehendes Thema ist.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET UND VERFAHREN

Der vorliegende Beitrag behandelt die Einführung und den Anbau der fremdländischen Gehölze als Forstkulturen im Gebiet des heutigen Estlands. Historisch gesehen handelt es sich um das Territorium, das infolge des Nordischen Krieges (1700–1721) Russland angeschlossen wurde. Administrativ wurde es zwischen zwei Gouvernements verteilt (Estland und [Nord]Livland). Der Hauptteil vom Grund und Boden gehörte den Adelsgütern, der Grundbesitz der Bauernhöfe bildete sich erst in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts aus. Vor dem I. Weltkrieg gehörten 74% von Katasterwäldern den Rittergütern, 12% den Bauernhöfen und 11% dem Staat. Darauf folgten die Banken, Städte und andere kleinere Waldbesitzer.

Die Fläche Estlands beträgt 45.227,1 km² und ist von zwei Seiten von der Ostsee umgeben. Die Seeinseln nehmen 9,2% und die Seen 4,8% der Fläche Estlands ein. Der Durchmesser des Territoriums beträgt vom Westen nach Osten 350 km (21° 46' w.L. – 28° 13' w.L.) und vom Norden nach Süden 240 km (59° 49' n.Br. – 57° 30' n.Br.).

Aufgrund der Pflanzendecke gehört Estland zur hemiborealen Zone der Pflanzendeckung und steht unter dem unmittelbaren Einfluss der Ostsee und dem mittelbaren Einfluss des Atlantischen Ozeans (AHTI *et al.*, 1968). Das Gebiet Estlands liegt in der nörd-

^{*)} Korrespondierender Autor. E-Mail: heldursander@hotmail.ee.

lichen gemäßigten Waldzone der nördlichen Unterzone der Hainadelwälder.

Estland liegt im nordwestlichen Teil des Festlandes Osteuropas, in der Übergangszone vom maritimen zum kontinentalen Klima. In den Jahren 1922–2004 betrug die durchschnittliche Vegetationsperiode (die Durchschnittstemperatur in 24 Stunden über 5°C) 181 Tage. 1961–1990 war die Durchschnittslufttemperatur in Estland 4,1–6,3°C, das absolute Maximum 27,4–34,0°C und das absolute Minimum –28,4 bis –42,6°C. Der wärmste Monat ist der Juli, die höchste Monatsdurchschnittslufttemperatur betrug +21,6°C (2001, Südestland, Võru), der kälteste Monat aber ist der Januar, der die niedrigste Monatsdurchschnittslufttemperatur hat: –18,0°C (1987, Ostestland, Narva). Die Durchschnittstemperaturen im Juli (1966–1999) sind in Estland +16,5–17°C und im Januar –2,0 bis –6,5°C (Abbildung 1 und 2). Die höchste Lufttemperatur (das absolute Maximum) betrug +35,6°C (am 11. August 1992, in Võru), die niedrigste (das absolute Minimum) –43,5°C (am 17. Januar 1940, Mittelestland, Jõgeva). Die Jahressumme der Niederschläge (1966–1998) beträgt in Estland 600–750 mm (Abbildung 3). (Estonian Meteorological and Hydrological Institute, 2006; JAAGUS, 2002; JÕGI, TARAND, 1995).

Der Waldbestand Estlands macht heute ca 50% des Festlandes aus. Überwiegend sind die Bestände der Gemeinen Kiefer (32%),

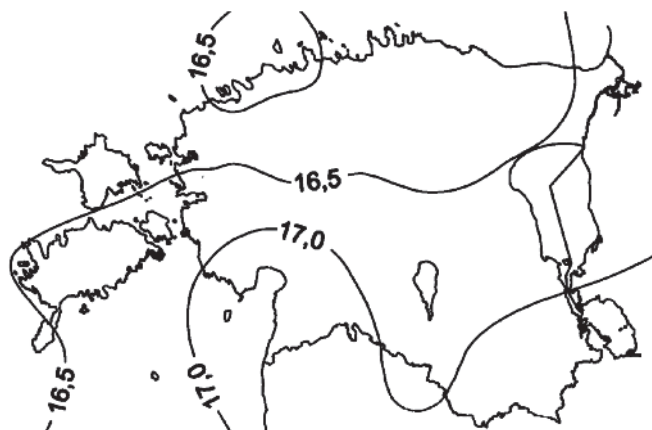


Abb. 1

Durchschnittslufttemperatur (°C) im Juli in den Jahren 1966–1999 (JAAGUS, 2002).

The average air temperature (°C) in July in 1966–1999 (JAAGUS, 2002).

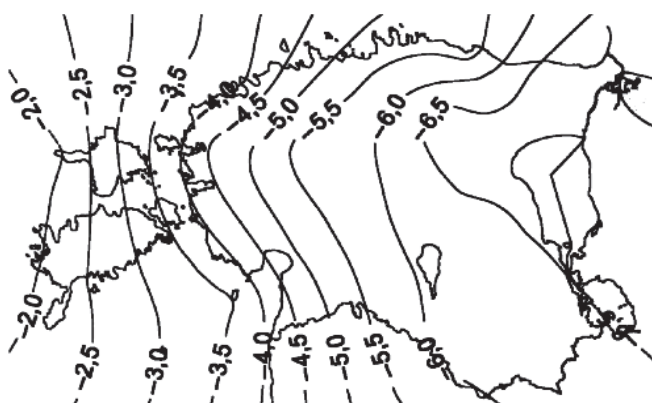


Abb. 2

Durchschnittslufttemperatur (°C) im Januar in den Jahren 1966–1999 (JAAGUS, 2002).

The average air temperature (°C) in January in 1966–1999 (JAAGUS, 2002).

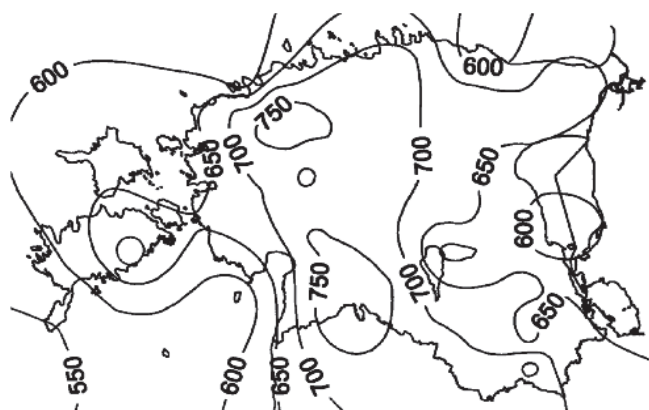


Abb. 3

Jahressumme der Niederschläge (mm) 1966–1998 (JAAGUS, 2002).

The average monthly precipitation (mm) in 1966–1998 (JAAGUS, 2002).

der Birke (31%) und der Gemeinen Fichte (19%). Von den Böden sind die Moorböden mit 36,7% auf der Waldfläche überwiegend, es folgen die Gleiböden – 30,0%; trockene und gemäßigt feuchte Böden – 13,4% und vergleihte Böden – 9,5%.

Das zu betrachtende Thema ist ziemlich umfangreich in der deutsch- und estnischsprachigen, weniger in der russischen Literatur behandelt worden. Dieses früher vor allem in zahlreichen Zeitschriften vorhandene gegenwärtige dendrologische Schriftstück ist eine der wesentlichen historischen Quellen, worüber man einen präziseren Überblick erst im letzten Jahrzehnt bekam (MEIKAR, 1997, 2003). Der vorliegende Beitrag umfasst davon das Wesentliche und das, was mehr mit dem Beitrag in Verbindung steht. Verallgemeinernde und zusammenfassende Arbeiten gibt es aber verhältnismäßig wenig. Aus dem 19. Jahrhundert sind am wesentlichsten die Untersuchungen des Botanikers und der Lehrkraft der Universität Tartu JOHANN CHRISTOPH KLINGE (1883), der Liebhaber-Dendrologen und der Gutsbesitzer AUGUST VON SIVERS (1889) und MAXIMILIAN VON SIVERS (1889, 1892a,b, 1899, 1903, 1914). Aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts sind am wesentlichsten die Werke der Waldkundler ARTHUR RÜHL (1926), EDUARD VIROK (1928a) und BERNHARD HALLER (1931). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts sind verallgemeinernde Werke von mehreren Waldkndlern erschienen (z.B. GIRGIDOV, 1956; LAAS, 1955, 1980; PAVES, 2004; H. KASESALU, 1973).

Die historische quellenmäßige Grundlage des Beitrags bilden die bisherigen Forschungen und auch Archivmaterialien. Hier kann man vor allem die Fonds des Estnischen Historischen Archivs (EHA) über die Gutshöfe, Ritterschaften und Staatsforstreviere benutzen. Die Archivmaterialien bieten systembedingte und folgerichtige Informationen mehr über Staatsforstreviere und nur stellenweise über Gutshöfe. Zugleich wurde aber die meiste Einführungsarbeit in Gutshöfen durchgeführt. Als Quellenmaterial können hier die Angaben der Forsteinrichtung, der Briefwechsel, Wirtschaftsberichte usw. verwendet werden. Mit der Durcharbeitung dieser Angaben hat man sich aktiv in den letzten 20 Jahren befasst. Die Ergebnisse der veröffentlichten Forschungsarbeiten sind auch im vorliegenden Überblick benutzt worden. Der erste Versuch, einen möglichst objektiven Überblick über die im Waldanbau der baltischen Gouvernements verwendeten fremdländischen Baumarten zu bekommen, wurde mit dem Waldfragebogen des Baltischen Forstvereins gemacht. Die Fragebögen wurden an alle Waldbesitzer (ausgenommen die Bauernhöfe) geschickt. Da wurde neben den anderen forstwirtschaftlichen Fragen auch nach den fremdländischen Arten in Forstkulturen und gegebenenfalls nach dem Umfang dieser Kulturen gefragt. Diese Angaben waren aber unvollständig und ermöglichten keine statistische Verarbeitung,

weswegen diese Frage in der die Ergebnisse des Fragebogens zusammenfassenden Ausgabe (SIVERS, 1903) einzeln nicht behandelt wurde. Zwar sind aber die Fragebögen erhalten, die im estländischen Gouvernemen (EHA, Best. 3724, Reg. 1, Akte 794) und auf der Insel Saaremaa (Oesel) (EHA, Best. 957, Reg 1, Akte 699) zurückgegeben und zusammengebunden waren. Sie geben wertvolle Informationen über die konkreten Gutshöfe.

3. ERGEBNISSE

3.1 Von den ersten Versuchen bis zu 1860er Jahren

Dank der Entwicklung der Parkanlagenkultur der Gutshöfe begann in Estland am Anfang des 18. Jahrhunderts der bemerkenswertere Anbau der fremdländischen Baumarten. Ende des 18. Jahrhunderts wurde auch empfohlen, sie in die Forstkultur einzuführen. Neben den schnellwüchsigen Laubbäumen verdienten Aufmerksamkeit auch die Nadelbäume, die das Bauholz lieferten, vor allem die Lärchen (*Larix* spp.), die für den möglichen Konkurrent für die Gemeine Eiche (*Quercus robur* L.) gehalten wurden. Es wurden die verhältnismäßig hohe Fäulnisresistenz des Lärchenholzes, das schnellere Wachstum im Vergleich zur Eiche, die größere Produktion, die Tauglichkeit auch als Brennholz, gute technische Eigenschaften u.a. hervorgehoben. Neben der bekannteren Art *Larix decidua* Mill. verdiente die Aufmerksamkeit auch *L. sibirica* Ledeb. (genauer jedoch *L. russica* (Endl.) Sabine et Trautv.), obwohl es vorerst zwischen ihnen kein Unterschied bemerkt wurde. Neben der Lieferung der Lärchensamen aus Deutschland wurde beraten, mehr Aufmerksamkeit auf den Lieferungsort Arhangelsk, Russland zu lenken. Es wurde doch empfohlen, die Samen aus Russland zu liefern, weil es billiger war (HUPEL, 1796).

Im ersten forstlichen Handbuch der baltischen Gouvernements (KRÜGER VON KRIEGSHEIM, 1806) wurde zur Aufgabe der Oberförster der Gutshöfe, die fremdländischen Baumarten in der Forstkultur zu züchten. Dafür wurden die Richtlinien eben für die Lärchen gegeben. In einem anderen Werk (VIETINGHOFF, 1806) aber wurde neben der Eiche die Kultivierung einiger fremdländischer Baumarten empfohlen. Es wurden die technischen Eigenschaften und die wirtschaftliche Bedeutung der Verwendungsmöglichkeiten ihres Holzes bekannt gemacht, wobei man sich wahrscheinlich auf deutsche Literatur gestützt hat. Besondere Aufmerksamkeit fanden die Lärchen. Als wesentlich erwies sich *Larix sibirica*. Es wurden auch *Pinus strobus* L. und *Thuja occidentalis* L. behandelt. Im folgenden, für Forstbesitzer vorgesehenen Handbuch wurde neben dem Anbau der heimischen Bäume speziell auch der Anbau der Lärchen erwähnt, da die bisherigen Versuche die Tauglichkeit dieser Baumart für Kur- und Livland bewiesen hatten (KIRCHNER, 1807).

Im Jahre 1807 begannen an der Universität Tartu für die Studenten der landwirtschaftlichen Abteilung die Vorlesungen über die Grundlagen der Forstwirtschaft und im Fach Dendrologie. Der Professor FRIEDRICH SCHMALZ behandelte im Jahre 1830 in seinen Vorlesungen die fremdländischen Nadelbäume *Abies sibirica* Ledeb., *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Pinus sibirica* und *P. strobus*, die sich in den baltischen Gouvernements verbreitet hatten (EHA, Best. 1423, Reg. 1, Akte 69).

Anfangs des 19. Jahrhunderts wurde die im Jahre 1792 gegründete Livländische Gemeinnützige und Ökonomische Sozietät zum Zentrum der Propagierung der fremdländischen Baumarten in Forstkulturen und der Koordinierung der entsprechenden Versucharbeit. Diese Sozietät gab auch die Literatur auf diesem Gebiet aus (ENGELHERDT, NEUSCHÄFFER, 1983; MEIKAR, 1997; 2003). Höchst aktiv beschäftigten sich im Rahmen dieser Gesellschaft der Sekretär der Sozietät ANDREAS VON LÖWIS in den Jahren 1812–1839. Der Letzterwähnte behandelte gründlich die Kultivierung der Lärchen durch Saat der Baumschulpflanzen (LÖWIS, 1814, 1816).

Spätestens von den 1830er Jahren an begann die Sozietät die Auskunft über die Zucht der Lärchen als Waldbaum zu erteilen. Dabei wurden die in Nordschottland vorgenommenen umfangreichen Lärchenpflanzungen und deren Ergebnisse vorgestellt (EHA, Best. 1185, Reg. 1, Akte 58).

Aufmerksamkeit erregen die Standpunkte von ADOLPH BODE (1840, 1858) über den Anbau fremdländischer Baumarten in den Forstkulturen. Er gibt zu, dass die Gutsbesitzer das Interesse am Anbau der eingeführten Arten zeigen, aber keine fremdländische Baumart kann mit den einheimischen Arten konkurrieren, da sie bessere Wachstumsbedingungen und mehr Pflege verlangen. Der Anbau von *Abies sibirica* und den Lärchenkulturen hielt er für einen erfreuenden Versuch, wodurch die Wälder abwechslungsreicher wurden. Doch konnte das keineswegs eine wesentliche Seite der Forstwirtschaft sein.

Das erste größere Interesse am Anbau fremdländischer Baumarten wurde in Livland um die Jahrhundertwende des 18./19. Jahrhunderts erweckt (KNERCH, 1888). In der Literatur dieser Zeit gibt es wenig Auskunft über die Forstkulturen der fremdländischen Gehölzarten. Ende der 1780er Jahre erweckte besondere Aufmerksamkeit die Forstkultivierungen im Gutshof Märsnēnu (Marzenhof) im Gouvernemen [Süd-]Livlands, wo Forstsaaten im Umfang von mehreren Quadratkilometern gemacht wurden, darunter auch mit *Larix decidua* (ENGELHARDT, 1811). G. A. German (1807: 103) schreibt: „Seit einigen Jahren befliehsen sich schon mehrere Gutsbesitzer, die Lerche und andere Fichtenarten zu erziehen. Vorzüglich ist dies in Bauenhof [Süd-Livlands] geschehen, ... schon mehrere tausend Lerchenbäume stehen“.

Es sind noch die Gutshöfe Heimtali (Heimthal), Asu (Assuma), Helme (Helmet), Loodi (Kersel), Linnamäe (Linnamägi), Polli (Pollenhof) und Öisu (Oisu) im estländischen Gebiet Livlands genannt worden, wo die Kulturen der älteren Lärchen und teilweise von *Abies balsamea* (L.) Mill. wuchsen (Abbildung 4). Gleichfalls wurde auch die natürliche Verjüngung von Lärchen und *Abies balsamea* beobachtet (WILLKOMM, 1887; A. SIVERS, 1889; KNERCH, 1911). Es ist aber nicht immer klar, ob die Forstkulturen berücksichtigt wurden.

Im estländischen Gouvernemen war am bekanntesten der Gutshof Vigala (Fickel), wo im Jahre 1795 die Gründung eines Waldparks, des sog. Hirschkparks begann. Das war bekannterweise einer der ersten Fälle, wo die fremdländischen Arten zum Zweck der Vervielfältigung des Waldbestandes gepflanzt wurden. In den 1920er Jahren wuchs etwa auf der ca. 75 ha großen Fläche der Baumbestand von *Larix sibirica*. Es kam noch ein Baumbestand in



Abb. 4

Verteilung der zu behandelnden Güter im Gebiet Estlands.

The distribution of the manorial estates under study on the territory of Estonia.

der Größe von ungefähr 2 ha hinzu, wo die Lärchen neben anderen Baumarten wuchsen. Neben *Larix sibirica* kamen hier auch Einzel-exemplare von *L. decidua*, *Abies balsamea*, *Picea glauca* (Moench) Voss, *Pinus strobus* und *Thuja occidentalis* und die Jahrzehnte später gepflanzten Individuen von *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco vor (VIROK, 1928b; SCHULTZ, 1929).

Anfangs des 19. Jahrhunderts hat man in bemerkenswertem Umfang und mit guten Ergebnissen die Lärchen und *Pinus strobus* im Gutshof Viimsi (Wiems) in der Nähe von Tallinn gepflanzt. Im Jahre 1810 wurde auf die Sandflächen von Tallinn eine mehr als 2 ha große Lärchenkultur angelegt (KRAUTWEDEL, 1835).

Die offensichtlich größte Kultur der fremdländischen Baumarten jener Zeit in Gestalt von *Larix decidua* wurde in den Jahren 1853–1854 mittels der Saat in Südestland im Gutshof Vastseliina (Schloß Neuhausen) angelegt. Deren Fläche wurde später auf 25 ha berechnet, da die ursprüngliche Fläche ca. 50 ha sein konnte (PAVES, 2004). J. KLINGE (1883) hat den Lärchenbestand von Vastseliina als Beispiel der Zucht der Lärchen als Forstbaum in baltischen Gouvernements angeführt.

Die Samenlieferung der fremdländischen Baumarten war vorläufig zufälliger Art. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde der Standpunkt allgemeingültig, dass man auf die von den Geschäften anzubietenden Samen unbekannter Herkunft verzichten sollte. Es wurde für richtig gehalten, die Samen der fremdländischen Baumarten von den örtlich aklimatisierten Bäumen zu sammeln, bei neuen Baumarten aber aus ihrem natürlichen Areal.

Man hat festgestellt, dass es mit den Lärchenkulturen *Larix decidua* und *L. sibirica* um die Jahrhundertwende des 18./19. Jh. im Allgemeinen keine Probleme gab, doch die in der Mitte des Jahrhunderts angelegten Kulturen der Europäischen Lärche waren oft schlechtwüchsig und sie sahen schlecht aus. Als Ursache dafür wurde die Herkunft der Samen gehalten: die ursprünglichen Samen von *Larix decidua* stammten aus den natürlichen Standorten, die späteren aber aus den neuen Standorten (KNERSCH, 1888).

Die in den Jahren 1870–1880 zusammengefassten Ergebnisse der 100-jährigen Einführung der fremdländischen Baumarten in baltischen Gouvernements haben einmütig *Larix decidua* und *L. sibirica* hervorgehoben, weil sie von forstwirtschaftlicher Bedeutung sind und die natürliche Verjüngung geben (WILLKOMM, 1872, 1887; KLINGE, 1883; KNERSCH, 1888; M. SIVERS, 1899). J. KLINGE (1883) hielt sie neben der Gemeinen Eiche sogar für das zweitwichtigste Nutzholz. Er empfahl, sie nicht als Monokultur, sondern als Mischkultur zusammen mit der Gemeinen Fichte anzubauen.

Neben wirtschaftlichen Aspekten versuchte man den Anbau der fremdländischen Gehölzarten auch ausgehend vom Standpunkt des Waldschutzes zu begründen. So wurde in Lärchen eine resistente Baumart gegen örtliche Schädlinge und Krankheiten gesehen (OFFENBERG, 1856).

In der zu betrachtenden Periode können wir vom Anbau der fremdländischen Nadelbäume in den Forstkulturen in Estland nicht sprechen, ausgenommen die einzelnen Versuche mit Lärchen. Auch die Versuche gingen nicht soviel von den forstwirtschaftlichen Erwägungen aus, als sie das Interesse der Waldbesitzer für die eingeführten Arten und deren möglichen Anbau als Waldbäume zeigten. Die einzelnen bekannten Lärchenkulturen wurden in der Nähe der Gutshöfe angelegt. Sie dienten z. B. der Anlage oder Gestaltung der Parkwälder, oder sie wurden aus ästhetischen Erwägungen an die den Wald durchquerenden Wege (nach dem Vorbild der Alleen), offensichtlich auch als kleinflächige Versuche, in Gruppen oder als Einzelbäume auf anderen Waldböden angelegt. Die fremdländischen Baumarten der ersten Generation wurden auf die Waldböden samt den einheimischen als Mischwaldbestände, seltener

auch gruppenweise als reine Waldbestände gesät oder gepflanzt. Ganz bestimmt können die Lärchenkulturen in Vastseliina als zum forstwirtschaftlichen Zweck angelegte Kulturen behandelt werden.

3.2 Die fremdländischen Baumarten finden ihren festen Platz in den forstlichen Kulturen (von 1860 bis 1918)

Von den 1860er Jahren ist die schnellere Entwicklung der Forstwirtschaft in baltischen Gouvernements bemerkbar, das vergrößerte auch das Interesse für den Anbau der fremdländischen Baumarten. Der Themenkreis des Anbaus fremdländischer Baumarten nahm einen festen Platz in der heimatischen forstwirtschaftlichen Literatur ein. Das Ende des 19. Jahrhunderts kann auch für die Zeit der Schlussfolgerungen und Zusammenfassungen der bisherigen Einführungsversuche sowie der Veranstaltung der zielstrebigeren Versuche gehalten werden.

Eine wesentliche Auskunft über die Frostbeständigkeit der fremdländischen Baumarten wurde durch die Analyse des Einflusses frostiger Winter bekommen. Aufgrund des strengen Winters 1887/88 wurden (A. SIVERS, 1889) auch indirekte Schlüsse aus der Verwendung der fremdländischen Gehölzarten als Waldbäume gezogen. Die ziemlich frostbeständige *Pinus strobus* wurde für einen wichtigen Parkanlagenbaum gehalten, aber wegen ihres schlechteren Holzes im Vergleich zur Gemeinen Kiefer galt sie als ungeeigneter Waldbaum. Vor *Larix decidua* wurde *L. sibirica* bevorzugt, obwohl es mit der Lieferung deren Samen mehr Probleme gab. Wegen der Frostbeständigkeit wurden auch *Abies sibirica*, *Picea obovata* Ledeb. und noch einige Baumarten hervorgehoben. Es wurde auch *Pinus nigra* Arnold vorgebracht, mit der auf der Insel Hiiumaa (Dagö) in Westestland eine Forstkultur angelegt worden war.

In den letzten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts trat MAXIMILIAN VON SIVERS in baltischen Gouvernements mit seinen theoretischen Ausgangspunkten der Anbau der fremdländischen Baumarten, mit ihrer Einführung in die Forstkulturen und der Beschaffung ihrer Samen sowie der Vorstellung seiner Standpunkte im Schrifttum hervor. M. VON SIVERS wurde Ende des 19. Jahrhunderts und Anfang des 20. Jahrhunderts zum hauptsächlichen Leiter und Weiterentwickler der damaligen Einführungsarbeiten. Unter Berücksichtigung der ökologischen und agrotechnischen Eigenarten der Pflanzen stellte er ein Verzeichnis von 1735 Pflanzenarten zusammen (M. SIVERS, 1892), deren Einführung perspektivisch sein konnte. Davon waren 206 Nadelbäume. Alle 1735 Gehölzarten hat er in 3 Gruppen eingeteilt: 1) die völlig frostbeständigen Arten, hier hat er 508 Benennungen aufgezählt; 2) winterbeständige Arten, ebenso 508 Benennungen; 3) die Arten, die im Winter Bedeckung benötigen oder nicht imstande sind, die Winter der livländischen Gouvernements zu überleben, hier gab es 719 Arten. Er gründete im Gutshof Skriveri (Römershof) ein Arboretum in der Größe von 18,7 ha, um seine Pläne zu realisieren. Dort wuchsen nach Angaben des Jahres 1913 556 Taxa Gehölze, von denen 70 Nadelbäume waren. Daneben legte er auf 42,4 ha Forstkulturen an, von denen 14,6 ha *Thuja occidentalis*; 8,8 ha *Larix sibirica* (genauer *L. russica*); 5,2 ha *Pinus sibirica*; 4,5 ha *P. strobus*; 2,6 ha *Pseudotsuga menziesii*; 1,2 ha *P. banksiana* Lamb. und 0,7 ha *Abies sibirica* waren. Zusätzlich wurden noch *Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière, *Pinus contorta* Douglas ex Loudon, *P. jeffreyi* Grev. et Balf. ex A. Murray, *P. mugo* Turra, *P. nigra*, *P. ponderosa* Douglas ex C. Lawson angebaut. Für versuchswerte Arten hielt er *Picea sitchensis* (Bong.) Carrière, wegen der Holzigenschaften *Pinus rigida* Mill. und mehrere andere Arten (M. SIVERS, 1914; ZVIRGZDS *et al.*, 1972).

M. VON SIVERS gab einige Einschätzungen der für die Forstkulturen geeigneten fremdländischen Nadelgehölzen, dabei stützte er sich auf die bisherige Versuchsarbeit in baltischen Gouvernements

und seine eigenen Beobachtungen (M. SIVERS, 1889, 1892). Bei *Pinus contorta* wurde ihre Fähigkeit bemerkt, mit der heimischen Kiefer auf den nährstoffarmen Böden zu konkurrieren. Die Baumart würde sich zum Verbessern der Bodenverhältnisse eignen; *Pseudotsuga menziesii* könnte aber mit der heimischen Fichte konkurrieren, die unter der Kalamität von Waldschädlingen leidet. Für eine wesentliche Baumart wurde *Larix sibirica* wegen der Holzqualität, des Wachstumstempos und der hundert Jahre langen Erfahrung der Zucht gehalten. Er hat auch praktische Empfehlungen zu dem Aufbewahren der Samen dieser Baumart, der Saat in der Baumschule und dem Pflanzen der zweijährigen Bäume in den Wald, der Wahl des Standortes sowie zur späteren Pflege der Baumbestände erteilt. Bei der Erweiterung des Holzsortimentes hat M. VON SIVERS noch *Thuja occidentalis* als gutes Schindelholz und *Tsuga canadensis* (L.) Carrière wegen ihrer Gerbstoffe enthaltenden Rinde hervorgehoben, ohne ihnen doch eine forstwirtschaftliche Bedeutung beizumessen. Dazu hat er noch den Anbau von *Pinus cembra* L. in der Forstkultur nicht nur vom forstwirtschaftlichen Standpunkt aus, sondern auch als Erweiterung der Fütterungsbasis der Auerhühner behandelt.

Sich auf seine bisherigen Beobachtungen stützend behandelte Graf FR. BERG (1899) *Abies sibirica*, *Larix sibirica*, *Pinus banksiana* als zukünftige Waldbäume, *Larix decidua* wurde aber für gescheitert erklärt. Über *Pseudotsuga menziesii* fehlten ausreichende Versuche, perspektivisch konnten noch *Abies alba* und *Pinus strobus* sein. Ergänzend zu den Kultivierungsversuchen verschiedener Baumarten organisierte Graf FR. BERG als Forscher auch systembedingte Vergleichsversuche in seinem Gut Sangaste und besonders mit *Pseudotsuga menziesii*. Dort wurden im Jahre 1909 die Samen aus 13 und im Jahre 1910 aus 12 Gegenden von Nordamerika gesät (VIIROK, 1928a).

Anfangs des 20. Jahrhunderts, als man die Problematik der Einführung von *Larix sibirica* in die Forstkulturen grundsätzlich für gelöst hielt, hatte man sich auf *Pseudotsuga menziesii* konzentriert. Vorderhand bei der Bewaldung von Sandböden zog *Pinus banksiana* die Aufmerksamkeit auf sich. Ziemlich große Aufmerksamkeit wurde auch den Arten *Abies balsamea* und *A. sibirica* als Waldbäume in Mischbeständen gewidmet (WALTER, 1906).

Aufgrund der Waldfragebögen vom Jahr 1901 kann man die Fläche der Lärchenkulturen der Güter des estländischen Gouvernements und der Insel Saaremaa auf bis 40 Hektare einschätzen. Dazu kommen aber oftmals mehr Mischkulturen mit heimischen Nadelbäumen hinzu. Von anderen fremdländischen Gehölzen wurden als Arten in Forstkulturen *Pinus banksiana*, *Pinus strobus* und *P. nigra* und *Abies sibirica* genannt (EHA, Best. 3724, Reg. 1, Akte 820; Best. 957, Reg. 1, Akte 699).

Eine bemerkenswerte forstliche Einführungsversuchsarbeit wurde in Westestland in Gutshöfen des Grafen UNGERN-STERNBERG auf der Insel Hiiumaa und im westlichen Kreis eingeführt. Im Kreis Läänemaa im Gutshof Ungu (Linden) ist von dem 189 ha großen Wald ein Parkwald gestaltet worden, wo zum dendrologischen Zweck neun fremdländische Nadelbaumarten angebaut wurden: *Abies alba*, *A. sibirica*, *A. balsamea*, *Larix decidua*, *L. kaempferi*, *L. sibirica*, *Pinus cembra*, *P. nigra* und *P. strobus*. Eine noch größere Wahl der Baumarten (insgesamt 16) gab es in den Wäldern Kõrgessaare (Hohenholm) und Suuremõisa (Grossenhof) auf der Insel Hiiumaa (Dagö): *Abies alba*, *A. balsamea*, *A. nordmanniana* (Steven) Spach, *A. procera* Rehd., *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. kaempferi*, *L. sibirica*, *Pinus banksiana*, *P. cembra*, *P. nigra*, *P. mugo* subsp. *pumilio* (Haenke) Franco, *?P. rigida*, *P. strobus*, *Pseudotsuga menziesii* und zusätzlich noch *Abies* sp. (*?A. mariesii* Mast.) (EHA, Best. 3724, Reg. 1, Akte 820). Die tatsächliche Baumartenzahl in diesen Gutshöfen war natürlich größer, weil alles ja

ja nicht fixiert wurde. Wegen der kleinen Flächen hatten diese Baumarten doch keine praktische forstwirtschaftliche Bedeutung.

Am intensivsten war die Anlegung fremdländischer Baumarten im Gouvernement Livland, aber es fehlt Klarheit über den Umfang dieser Arbeiten. Die fremdländischen Gehölzarten, vor allem die Lärchen, wurden als größere Forstkulturen in den Gutshöfen Polli (Pollenhof), Karksi (Schl. Karkus), Öisu (Oisu), Uue-Kariste (Neu-Karrishof), Karksi (Karkus), Laatre (Fölkhof) angebaut, im Letztgenannten am meisten – 1,5 ha. Später wurden dort auf kleinen Flächen oder in Gruppen noch *Abies balsamea*, *A. sibirica*, *Pinus banksiana*, *P. contorta*, *P. cembra*, *P. strobus*, *Pseudotsuga menziesii* u.a. Arten in die forstliche Kultur eingeführt (RÜHL, 1926).

In Livland erfolgten größere Pflanzungen von fremdländischen Gehölzarten auch im Gut Kastre (Kaster) (die heutige Lehr- und Versuchsforstei Järvselja der Estnischen Landwirtschaftlichen Universität). Im Waldbestand des Gutes versuchte man, obwohl meistens mißlungen, wenigstens 14 fremdländische Nadelbäume in der Mischung mit anderen Baumarten und als Einzelbäume in die Forstkultur einzuführen: *Abies alba*, *A. balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Picea glauca*, *P. obovata*, *P. pungens* Engelm., *P. sitchensis*, *Pinus cembra*, *P. contorta*, *P. nigra*, *P. strobus* ja *Pseudotsuga menziesii*. Als gelungen erwiesen sich die Kulturen von *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Pinus contorta*, *Picea obovata* und *Pseudotsuga menziesii* (HALLER, 1931).

Andauernde Spuren von diesen Arbeiten hat neben Lärchen auch *Abies alba* hinterlassen, die um die Jahrhundertwende des 19. und 20. Jahrhunderts besonders zahlreich in den Gütern der Landkreise Viljandi und Pärnu kultiviert wurde. Für diese Baumart erwiesen sich der Winter 1939/40 und auch spätere Winter als verhängnisvoll, weswegen der größere Teil der Bäume einging. Neben der Lärche ist *Pinus banksiana* für eine am zahlreichsten kultivierte fremdländische Baumart gehalten worden. Es wurde empfohlen, *Pinus banksiana* statt der Kiefer oder neben der Kiefer in der Bewaldung von minderwertigen Sandböden zu verwenden. In der Tat fand diese Baumart breitere Verwendung in umfangreichen Forstkulturen und Baumgruppen sowie als Einzelbaum in vielen Gutshöfen.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Um die Wende des 18. und 19. Jahrhunderts entwickelten sich als fortschrittliche Gebiete in der Forstwirtschaft Russlands die damaligen baltischen Gouvernements Estland, Livland und Kurland, die heutzutage die Republik Estland und die Republik Lettland umfassen. Der Anbau fremdländischer Baumarten wurde für die hiesigen Gutsbesitzer und ihre Oberförster, die ihre Ausbildung in Deutschland erhalten hatten, nicht zum Ziel für sich selbst. Zugleich gelangten die Erkenntnisse, dass man fremdländische Baumarten finden kann, die ein schnelleres Wachstum und wertvolleres Holz im Vergleich zu den heimischen Baumarten aufweisen, durch Deutschland auch in die baltischen Gouvernements. Deutschland war anfangs auch der wichtigste Lieferungsart der Samen. Nach dem Vorbild Deutschlands (BOOTH, 1882; SCHWAPACH, 1903; HEYDER, 1986; MANTEL, 1990) begann der Anbau der Europäischen Lärche und der nordamerikanischen Arten (vor allem *Pinus strobus*) in der estnischen Forstwirtschaft. Zugleich hatten die Baltendeutschen enge Beziehungen auch zu St. Petersburg, woher sich zu uns in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts *Larix sibirica* und vermutlich auch *Abies sibirica* und *Pinus sibirica* verbreiteten. So kamen anfangs des 18. Jahrhunderts in baltischen Gouvernements 13 Arten (FRIEBE, 1805) Nadelbäume aus 7 Gattungen (*Abies* Mill., *Chamaecyparis* Spach, *Juniperus* L., *Larix* Mill., *Picea* A. Dietr., *Pinus* L., *Thuja* L.) vor, von denen *Abies alba*, *A. balsamea*, *Larix decidua*, *L. laricina* (Du Roi) K. Koch,

Picea glauca, *P. mariana* (Mill.) Britton, Sterns et Poggenb., *Pinus cembra* ja *P. strobus* auch in der Forstwirtschaft angebaut werden konnten. Hinzu kommen wahrscheinlich noch 3 Arten: *Abies sibirica*, *Larix sibirica* ja *Pinus sibirica*. In der Forstwirtschaft waren damals *Larix decidua* ja *L. sibirica* doch mehr verbreitet, mit übrigen Arten wurden im 19. Jahrhundert vermutlich zuerst sehr selten Versuche gemacht.

Seit Anfang des 19. Jahrhunderts wurden die fremdländischen Arten in der Forstwirtschaft auch mit ästhetischen Zielen verwendet, für die Vervielfältigung der Wälder und die Aufforstung der Brachländereien und Sandböden. Mit den fremdländischen Arten versuchte man die in der Nähe der Güter gelegenen und an die Gutsparks grenzenden Wälder zu bereichern, die sich stellenweise zu Parkwäldern entwickelten.

Von den 1860er Jahren an begann sich die Forstwirtschaft Russlands mehr zu entwickeln, das widerspiegelte sich auch im Anbau fremdländischer Baumarten in den baltischen Gouvernements. Zu dieser Zeit hatte man auch die ersten Erfahrungen in Gestalt von heranwachsenden Waldbeständen der fremdländischen Nadelgehölze in mehreren Gütern bekommen. Bisher waren für Holzgewinnung, Aufforstung der Brachländereien, Vervielfältigung der Waldbestände und zum ästhetischen Zweck 12 Baumarten im estnischen Gebiet verwendet worden: *Abies alba*, *A. balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Picea glauca*, *P. mariana*, *Pinus cembra*, *P. sibirica*, *P. strobus* und *Thuja occidentalis* und vermutlich auch *L. laricina*. Am Ende der zu betrachtenden Periode vergrößerte sich diese Zahl wenigstens bis auf 30. Darunter hatte man auch mit mehreren seltenen Baumarten Versuche gemacht (*Abies nordmanniana*, *A. procera*, *Larix kaempferi*, *Pinus banksiana*, *P. lambertiana* Douglas, *P. pinaster* Aiton, *P. sabiniana* Douglas ex Don, *Pinus rigida*, *Pseudotsuga menziesii* u.a.).

Zum Jahr 1918 wurden im estnischen Gebiet fremdländische Baumarten in ungefähr 60 größeren und reicheren Privatgutshöfen angebaut, die auch mehr Forstflächen besaßen. Am meisten traten bei der Kultivierung der fremdländischen Gehölzarten in die Forstwirtschaft und bei deren Propagierung in der Literatur M. VON SIVERS und der Graf FR. BERG hervor. Für eine gelungene fremdländische Art wurde vor allem die Sibirische Lärche gehalten, die zu jener Zeit große Abmessungen erreicht und guten Wuchs gezeigt hatte. Eine größere praktische Bedeutung hatte im 19.–20. Jahrhundertwechsel *Pinus banksiana*, die vor allem bei der Aufforstung der sandigen Küstengebiete verwendet wurde. Andere fremdländischen Arten blieben in der Forstwirtschaft mehr auf der Ebene von Versuchen, von denen heute mehrere kleinflächige Forstkulturen, die mit fremdländischen Arten angelegt worden sind, unter Naturschutz gestellt worden sind.

Bei den übrigen Baumarten waren die Standpunkte nicht gleich, je nach dem Zweck wurde die Perspektive auch bei anderen Baumarten gesehen, vor allem waren es *Abies alba*, *A. sibirica*, *Pinus strobus* und *Pseudotsuga menziesii*. Die Fläche der Bestände blieb jedoch gering, sie betrug ca. 200–300 ha in Estland. Die folgenden Jahre mit ihrer veränderlichen politischen Lage, den während der Kriegszeiten erfolgten verwüstenden Hieben usw. haben bedingt, dass sich von denen bis heute nur ein verhältnismäßig kleiner Teil erhalten hat.

Obwohl Deutschland beim Anbau fremdländischer Baumarten sehr als Beispiel diente, gibt es hier auch entwicklungsgeschichtliche Unterschiede. So wurden in Deutschland nach dem schnellen Aufschwung im 18. Jahrhundert fremdländische Arten in Forstkulturen bis zu Ende des 19. Jahrhunderts relativ wenig benutzt. Das war durch mehrere Faktoren bedingt, wie z.B. die Kriege anfangs des 19. Jahrhunderts, Samen- und Geldmangel und geringes Interesse an deren Anbau usw. (DENGLER, 1972; MANTEL, 1990). 1880 begann man aber in Deutschland und 1886 in Öster-

reich mit planmäßigen Untersuchungen fremdländischer Baumarten. Es wurden die wichtigsten Baumarten und die Arten, die in der Forstwirtschaft von Interesse waren, ausgewählt (BUSSE, 1929). Von Nadelbäumen gehörten dazu *Abies concolor*, *A. nordmanniana*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Juniperus virginiana*, *Larix kaempferi*, *L. sibirica*, *Picea alba*, *P. sitchensis*, *P. pungens*, *Pinus banksiana*, *P. contorta* var. *murrayana*, *P. nigra* subsp. *nigra*, *P. nigra* subsp. *laricio*, *P. rigida*, *P. strobus*, *Pseudotsuga menziesii*, *Thuja occidentalis* ja *T. plicata*.

In den baltischen Gouvernements gab es aber ein ständiges, kontinuierliches Interesse an der forstlichen Einführung fremdländischer Baumarten. Der Umfang des Anbaus blieb aber gering. Aus praktischen Erwägungen galt das Interesse vor allem der Lärche. Es kam in diesem Territorium nicht zur Organisation zentraler Forschungsvorhaben auf staatlicher Ebene. Vielmehr wurde die Privatinitiative der Waldbesitzer und ihrer Organisationen für den Fremdländeranbau entscheidend.

Dessen ungeachtet hatte man zu dieser Zeit in Estland und Lettland bemerkenswerte Ergebnisse mit obengenannten in Deutschland verwendeten Arten erreicht (KLINGE, 1883). Im Laufe weiterer Pflanzungsarbeiten kamen fast alle genannten Arten in die Forstwirtschaft.

In Finnland wurde die erste Forstkultur mit Sibirischer Lärche bereits im Jahre 1738 in Raivola (Lintula) auf der Landenge Karelien gemacht. In den 1800er Jahren wurden die ersten Kulturen mit *Larix decidua* in Espoo angelegt. In den 1840er Jahren wurden die Pflanzungen von *Larix decidua* ja *Larix sibirica* in Süd- und Ostkarelien angepflanzt. Die breitere Verwendung fremdländischer Baumarten fing in der staatlichen Forstwirtschaft schon in den 1860er Jahren an. Das Kultivieren fremdländischer Arten war eine der Aufgaben des Nationalen Forstamtes (Metsähallitus = National Board of Forestry). In den ersten früheren Forstkulturen herrschten *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Abies sibirica* ja *Pinus sibirica* vor. 1920 gab es in ganz Finnland maximal 300 ha Lärchenbestände, wo *Larix sibirica* wesentlich war (ILVESSALO, 1920; VUOKILA, 1960).

In Europa erfolgte die Verwendung fremdländischer Baumarten in der Forstwirtschaft im 18. und 19. Jahrhundert in ziemlich gleicher Weise. Das widerspiegelt sich auch in der forstlichen Tätigkeit Deutschlands und im nordwestlichen Teil Russlands (baltische Provinzen, Gouvernement St. Petersburg und Finnland). Die baltischen Provinzen kommen sogar teilweise mehr zum Vorschein und dies dank umfangreicher Beziehungen der hiesigen baltendeutschen Gutsherren zu Deutschland und St. Petersburg und dank der verhältnismäßig guten Ausbildung der Förster, die bei ihnen im Dienst waren. Es wurden auch die neuen Ideen des Anbaus fremdländischer Baumarten unterstützt.

Die im vorliegenden Beitrag behandelte etwa 150-jährige eng mit Deutschland verbundene gutswirtschaftliche Periode hat den Grund zur estnischen Forstwirtschaft gelegt und die Ausgangspunkte für die Verwendung fremdländischer Baumarten in der Forstwirtschaft zu mehreren Zwecken gegeben. Daraus entstanden die neuen Ideen und theoretischen Standpunkte, zu deren Weiterentwickeln die estnischen Forstwissenschaftler und Praktiker wurden, die im Jahre 1918 ihren eigenen Staat erhalten hatten (KREMSER, 1998). In der Forstwirtschaft begann eine neue Epoche.

5. Summary

Title of the paper: *History and Results of the Introduction of Alien Coniferous Trees to the Forestry of Russian Baltic Provinces Estland and Livonia up to 1918.*

The introduction of alien coniferous trees to the present Estonian and Latvian territory (former provinces of Estland and Livonia) started in the last quarter of the 18th century. The planting of *Larix*

sibirica (incl. *L. russica*) started in 1795 from Vigala (Fickel) manor. Later cultivations of *Abies balsamea*, *Picea glauca*, *Pinus strobus* and *Thuja occidentalis* were established there also. To a significant extent and with good results larches and *Pinus strobus* had been planted in Viimsi (Wiems) manor in the vicinity of Tallinn. Loodi manor evoked greater attention with the cultivations of the *Larix decidua* sown in the fields in 1820-s. The largest cultivation of the *Larix decidua*, more than 25 hectares, was sown in 1853–1854 in Vastseliina (Neuhausen) manor in South Estonia. Extended planting of larch cultivations was started in 1880-s, initiated by the Baltic Society of Forestry. This lasted mainly until 1900, dominated by the cultivation of *Larix sibirica*. In the beginning, alien species' seeds acquisition looked occasional. Usually the seeds were self-acquired or obtained with the help of friends from Germany; since the 19th century the seeds were obtained also from Russia. In the seed exchange, the seed companies from the region of Riga (Republic of Latvia) ranked first. In the end of the 19th century the seeds were already acquired from natural habitats in Russia, Canada and the USA.

In the last quarter of the 19th century MAXIMILIAN VON SIVERS from Skriveri (Römershof) manor in Latvia and count FRIEDRICH BERG from Sangaste (Sagnitz) manor in Estonia stood out in the provinces of Estland and Livonia for their theoretic standpoints in cultivating alien trees, developing forest cultivation, seeds store up and introduction of viewpoints in written. M. VON SIVERS established 42.4 hectares of cultivated forests, mostly of *Thuja occidentalis* – 14.6 hectares. In total, at least 15 species of trees were studied. Based on the observations so far, FR. BERG (1899) addressed *Abies sibirica*, *Larix sibirica* and *Pinus banksiana* as forest trees with good prospects. On the other hand *Larix decidua* was claimed a failure. FR. BERG also organized systematic comparative tests with *Pseudotsuga menziesii*.

From the 1901 forest questionnaire it came out that only *Larix sibirica* could be considered to have significance in forestry. From the retained questionnaires it comes out that alien trees were used in forest cultivation in about 60 manors on Estonian territory, in total. The areas of the cultivations were modest and usually left uncounted. About 5% of the forest cultivations in South-Estonian manors were of introduced trees. Ranking after the larch cultivations were *Abies alba* and *Pinus banksiana* cultivations. By the end of the period at least 30 species from five genera had been studied: *Abies*, *Larix*, *Picea*, *Pinus* and *Pseudotsuga*. Also, natural regeneration of *Abies balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica* and *Pinus cembra* was noticed.

6. Résumé

Titre de l'article: *Histoire et résultats de l'introduction de résineux exotiques dans la foresterie des Gouvernements baltes de la Russie, Estonie et Livonie, jusqu'en 1918.*

L'introduction de conifères exotiques dans les territoires des actuelles Estonie et Lettonie (anciennes provinces d'Estonie et de Livonie) commença dans le dernier quart du 18^{ème} siècle. La plantation de *Larix sibirica* (y compris *Larix russica*) débuta en 1795 à partir du domaine de Vigala (Fickel). Des cultures ultérieures d'*Abies balsamea*, *Picea glauca*, *Pinus strobus* et *Thuja occidentalis* y furent également pratiquées. Des mélèzes et *Pinus strobus* furent plantés dans le domaine de Viimsi (Wiems) à proximité de Tallin sur une surface importante et avec de bons résultats. Le domaine de Loodi suscita un immense intérêt avec ses cultures de *Larix decidua* semés dans les champs dans les années 1820. La plus grande surface cultivée de *Larix decidua*, plus de 25 hectares, fut obtenue par semis en 1853–1854 dans le domaine de Vastseliina (Neuhausen) dans le sud de l'Estonie. Des cultures étendues de mélèze obtenues par plantation commencèrent dans les années

1880 à l'initiative de la Société Balte de Foresterie. Ceci se poursuivit surtout jusqu'en 1900, avec une prédominance pour la culture de *Larix sibirica*. Au début, l'achat des semences des espèces exotiques semblait occasionnel. Habituellement les semences étaient autoproduites ou obtenues, avec l'aide d'amis, en provenance d'Allemagne; à partir du 19^{ème} siècle les graines étaient obtenues aussi de Russie. Dans l'échange des graines, les grainetiers de la région de Riga (République de Lettonie) tenaient la première place. A la fin du 19^{ème} siècle les graines étaient toujours acquises à partir des habitats naturels en Russie, au Canada et aux USA.

Dans le dernier quart du 19^{ème} siècle MAXIMILIAN VON SIVERS du domaine de Skriveri (Römershof) en Lettonie et le comte FRIEDRICH BERG du domaine de Sangaste (Sagnitz) en Estonie se distinguèrent dans les provinces d'Estonie et de Livonie par leurs conceptions théoriques de la culture des essences exotiques, du développement de la sylviculture, de la conservation des graines et par la publication écrite de leurs points de vue. M. VON SIVERS installa 42,4 hectares de forêt cultivée, pour l'essentiel en *Thuja occidentalis* (14,6 hectares). Au total, au-moins 15 espèces d'arbres furent étudiées. En se fondant sur les observations obtenues alors, FR. BERG (1899) présenta *Abies sibirica*, *Larix sibirica* et *Pinus banksiana* comme des essences forestières ayant de bonnes perspectives d'avenir. En revanche *Larix decidua* fut considéré comme un échec. FR. BERG mit aussi en place des essais comparatifs systématiques avec *Pseudotsuga menziesii*.

A partir de l'enquête forestière de 1901 il ressortit que seul *Larix sibirica* pouvait être considéré comme ayant un intérêt en sylviculture. Selon les questionnaires conservés il apparaît que les essences exotiques étaient utilisées en sylviculture au total dans environ 60 domaines sur le territoire de l'Estonie. Les surfaces de ces cultures forestières étaient modestes et généralement non recensées. Environ 5% des cultures forestières dans les domaines du sud de l'Estonie étaient constituées d'essences exotiques. Derrière la culture des mélèzes qui occupaient le premier rang, venaient celles d'*Abies alba* et de *Pinus banksiana*. A la fin de la période au-moins 30 espèces appartenant à 5 genres avaient été étudiées: *Abies*, *Larix*, *Picea*, *Pinus* et *Pseudotsuga*. Des régénérations naturelles d'*Abies balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica* et *Pinus cembra* avaient été observées. J.M.

7. Danksagung

Wir bedanken uns bei SEPPO RUOTSALAINEN vom Finnischen Forstforschungsinstitut (Forest Research Institute), der uns mit der Geschichte fremdländischer Baumarten in der Forstwirtschaft Finnlands bekannt machte.

8. Literatur

- AHTI, T., L. HÄMET-AHTI and J. JALAS (1968): Vegetation zones and their sections in North-Western Europe. *Ann. Bot. Fennici* 5 (3): 169–2110.
- BERG, F. (1899): Forstlicher Anbau fremdländischer Gehölzarten in Livland. *Baltische Wochenschrift* 31: 391–393.
- BODE, A. (1840): Handbuch zur Bewirthschaftung der Forsten in den deutschen Ostseeprovinzen Rußlands. Mitau.
- BODE, A. (1858): Vortrag, gehalten in der Jahresversammlung der dorpat. Naturforscher-Gesellschaft am 23. Januar 1858. *Livländ. Jahrbücher der Landwirtschaft. Neue Reihenfolge* 13, 4: 64–89.
- BOOTH, J. (1882): Die Naturalisation ausländischer Waldbäume in Deutschland. J. Springer, Berlin.
- BUNGE, F. G. (1824): Chronologisches Repertorium der russischen Gesetze und Verordnungen für Liv-, Esth- und Curland. Zweiter Band. Dorpat.
- BUSSE, J. (Herausgeber.) (1929): Forstlexikon. Dritte Auflage. Erster Band. Verlag Paul Parey, Berlin.
- DENGLER, A. (1972): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Vierte Auflage. Zweiter Band. Verlag Paul Parey. Hamburg u. Berlin.
- ELFVING, B., T. ERICSSON and O. ROSVALL (2001): The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 15–29.
- ENGELHARDT, A. J. (1811): Anweisung, Wälder anzusäen. *Oekonom. Repertorium für Liefeland* 8, 1: 471–189; 2: 549–560.

- ENGELHARDT, H. D. und H. NEUSCHÄFFER (1983): Die Livländische Gemeinnützige und Ökonomische Societät (1792–1939). Ein Beitrag zur Agrargeschichte des Ostseeraums. Quellen und Studien zur baltischen Geschichte Bd. 5, Köln-Wien.
- Estonian Meteorological and Hydrological Institute (2006): <http://www.emhi.ee>
- Estonisches Historisches Archiv (EHA), Best. 957, Reg. 1, Akte 699 (Baltische Forstenquete 1901. Öesöl)
- Estonisches Historisches Archiv (EHA), Best. 1185, Reg. 1, Akte 58 (Livländische Gemeinnützige und Ökonomische Societe. Briefe)
- Estonisches Historisches Archiv (EHA), Best. 1423, Reg. 1, Akte 69 (Konspekt der Vorlesungen von Prof. F. Schmaltz)
- Estonisches Historisches Archiv (EHA), Best. 3724, Reg. 1, Akte 794 (Baltische Forstenquete 1901. Estland)
- GERMAN, G. A. (1807): Verzeichniss der Pflanzen des botanischer Gartens der kaiserlichen Universität zu Dorpat, im Jahr 1807. M. G. Grenzius, Dorpat.
- GIRGIDOV, D. J. (1956): Introduktisia drevesnõh porod na severo-zapade SSSR (Einführung der Baumarten im Nordwesten der UdSSR). (In Russisch). Moskva-Leningrad.
- GOEZE, E. (1916): Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks Europas eingeführten Bäume und Sträucher. Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. **26**: 129–201.
- HALLER, B. (1929): Kultuurid Tartu Ülikooli õppemetskonnas Kastre-Peravallas (Über die Forstkulturen im Lehrrevier d. Univers. Tartu). (Estonisch, Zusammenfassung in Deutsch). Tartu Ülikooli Metsaosaakonna toimetised **13**: 1–134, Tartu.
- HALLER, B. (1931): Andmed võõramaa puuliikide kasvatamisvõimaluste kohta välismaal ja Eestis (Über die Anbaumöglichkeit fremdländischer Holzarten im Auslande und in Estland). (Estonisch, Zusammenfassung in Deutsch). Eesti Metsanduse aastaraamat V: 170–198, Tartu.
- HEYDER, C. J. (1986): Waldbau im Wandel. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- HUPEL, A. W. (1976): Oekonomisches Handbuch für Lief- und Ehtländische Gutsherrn, wie auch für deren Disponenten. Erster Theil, J. Fr. Hartknoch, Riga.
- ILVESSALO, L. (1920): Ulkomaalaisten puulajien viljelemismahdollisuudet Suomen oloja silmälläpitäen (Ueber die Anbaumöglichkeit ausländischer Holzarten mit spezieller Hinsicht auf die finnischen Verhältnisse) (Finnisch, Zusammenfassung in Deutsch). Acta Forestalia Fennica **17**: 113 + 42 p.
- JAAGUS, J. (2002): Kliima. (Das Klima) (Estonisch). Eesti Entsüklopeedia (Estonisch Enzyklopädie). Eesti üld (Allgemeine Estland). Eesti Entsüklopeedia Kirjastus, Tallinn, **11**, 112–122.
- JÕGI, J. und A. TARAND (1995): Nüüdiskliima. (Das gegenwärtige Klima) (Estonisch). RAUKAS, A. (Verfasser) Eesti (Estland). Loodus (Natur). Valgus, Tallinn: 176–209.
- KASESALU, H. (1973): Võõrpuuliikide kultuurid Järvselja õppe-katsemetsamajandis (Cultures of foreign tree species at the Järvselja Forestry Training and Experimental Enterprise). (Estonisch, Zusammenfassung in Englisch). Eesti Põllumajanduse Akadeemia teaduslike tööde kogumik Tartu **89**: 73–91.
- KIRCHNER, L. (1807): Kurzer Entwurf eines praktischen Handbuches der Forstökonomie für die westlichen Provinzen des Russischen Reiches, besonders für Kur- und Liefeland. Mitau.
- KLINGE, J. (1883): Die Holzgewächse von Est-, Liv- und Curland. C. Mattiesen, Dorpat.
- KNERSCH, W. (1888): Ueber das Vorkommen und Verhalten unserer Lärchen. Baltische Wochenschrift **9**: 77–79.
- KNERSCH, W. (1911): Bäume, seltene in Livland. Korrespondenzblatt des Naturforscher-Vereins zu Riga Riga, LIV: 49–53.
- KRAUTWEDEL (1835): Svedenija o vladetseskie lesah v Estljandskii Gubernii (Angaben über die Waldbesitze im Gouvernement Estlands). (In Russisch). Lesnoi žurnal **12**, 374–407.
- KREMSER, W. (1998): Epochen der Forstgeschichte Estlands. Tallinna Raamatutrükikoda, Tallinn.
- KRÜGER VON KRIEGSHEIM, C. (1806): Forstwirtschaftliche Bemerkungen über die wesentlichsten Gegenstände der Forstverwaltung zur Verbesserung und beständigen Erhaltung der Wälder. Dorpat.
- LAAS, E. (1955): Tulemusi lehise kasvatamisel Eesti NSV-s (Ergebnisse beim Züchten der Lärchen in der Estnischen SSR). (Estonisch). Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat Tallinn **48**: 352–364.
- LAAS, E. (1980): Okaspuude introduktioonist Eesti NSV-s (About the introduction of conifers into the Estonian SSR). (Estonisch, Zusammenfassung in Englisch). Eesti Põllumajanduse Akadeemia teaduslike tööde kogumik Tartu **128**: 5–27.
- LÖWIS, A. (1814): Anleitung zur Forstwirtschaft in Livland. Riga und Dorpat.
- LÖWIS, A. (1816): Anweisung zur Aussaat des Lärchenbaumsaamens. Neueres ökonomisches Repertorium für Livland **4**, 2: 221–223.
- MANTEL, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Ein Lehr- und Handbuch. Verlag M. & H. Schaper. Alfred-Hannover.
- MEIKAR, T. (1997): Forstliche Artikel in der Publikation der Livländischen Gemeinnützigen und Ökonomischen Societät. „Baltische Wochenschrift“. Estnische Agraruniversität, Tartu.
- MEIKAR, T. (2003): Estonian Forestry in German- and Estonian-Language Agricultural and Economic Journals (a bibliographical overview). Proceedings of the Estonian Academic Forest Society XX. Tartu.
- OFFENBERG (1856): Ueber die Lerche. Kurland. Landwirtschaftl. Mitth. **12**: 89.
- PAVES, H. (2004): (Herausg., Red.): Lehis metsa- ja pargipuuna (Die Lärche als Forst- und Parkbaum). (Estonisch) OÜ Vali Press, Tallinn.
- PETERKEN, G. F. (2001): Ecological effects of introduced tree species in Britain. Forest Ecology and Management **141**(1-2): 31–42.
- RÜHL, A. (1926): Pärnumaal leiduvatest võõramaa puuseltsidest (Die fremdländischen Gehölze des Kreises Pärnu). (Estonisch, Zusammenfassung in Deutsch). Tartu Ülikooli Metsaosaakonna toimetised **9**: 1–73.
- SCHULTZ, H. (1929): Der Lärchenbestand bei Schloß Fiekel in Estland. Mitt. der Deutsch. Dendrol. Gesell. **41**: 152–154.
- SCHUSTER, E., T. MEIKAR und H. SANDER (1998): Die Forstakademie Tharandt und die Baltischen Gouvernements (bis zum Jahre 1890). Balthasar Frhr. von Campenhausen (1745–1800), seine Zeit und Gegenwart. (Herausg. T. MEIKAR). Tartu, 83–91.
- SCHWAPPACH, A. (1886): Handbuch der Forst- und Jagdgeschichte Deutschlands. Erster Band, Berlin.
- SIVERS, A. (1889): Dendrologische Mitteilungen über die Folgen des strengen Winters 1887/88 in Livland, Estland und Petersburg. Mitth. der Kaiserl. Livl. Gemeinnütz. und Oekonom. Societät **12**: 3–25.
- SIVERS, M. (1889): Versuch einer Anleitung zur Naturalisation von Forst- und Parkbäume in Livland. Mitth. der Kaiserl. Livl. Gemeinnütz. und Oekonom. Societät **12**: 25–32.
- SIVERS, M. (1892a): Verzeichniss der in Livland anbauwürdigen Gehölze. Riga.
- SIVERS, M. (1899): Anbau fremdländischer Forstgehölze in den baltischen Provinzen. Baltische Wochenschrift **31**: 387–390.
- SIVERS, M. (1903): Die Forstlichen Verhältnisse der Baltischen Provinzen. Riga.
- SIVERS, M. (1914): Ergebnisse 34-jähriger Waldkulturarbeit. Förstliche Mitt. **1**: 1–4.
- SOKOLOFF, D. D., S. A. BALANDIN, I. A. GUBANO, C. J. JARVIS, S. R. MAJORO and S. S. SIMONOV (2002): The history of botany in Moscow and Russia in the 18th and early 19th centuries in the context of the Linnaean Collection at Moscow University (MW). Huntia **11**(2): 129–191.
- VIETINGHOFF (1806): Über die Kultur der nützlichsten Holzarten in verschiedenen Gegenden des Russischen Reichs und vorzüglich in Livland. (KRÜGER VON KRIEGSHEIM, C. 1806) Forstwirtschaftliche Bemerkungen über die wesentlichsten Gegenstände der Forstverwaltung zur Verbesserung und beständigen Erhaltung der Wälder. Dorpat, 125–159.
- VIROK, E. (1928a): Võõramaa puuliigid meie metsades (Ausländische Baumarten in unsere Wäldern). (In Estonisch). Eesti Mets **1**: 16–18; **2**: 30–35; **3**: 57–60; **4**: 74–84; **5**: 103–106.
- VIROK, E. (1928b): Vigala parkide ajalugu (Die Geschichte des Parkes Vigala). (In Estonisch). Eesti Mets **8**: 175–180.
- VUOKILA, Y. (1960): Siperialaisten lehtikuusikoiden kehityksestä ja merkityksestä maamme metsätaloudessa. (On development of Siberian larch stands and their importance to forestry in Finland) (Finnisch, Zusammenfassung in Englisch). Communicationes Instituti Forestalis Fenniae **5**: 1–111.
- WALTER, E. (1906): *Abies balsamea* L. und *Abies sibirica* Led. in ihrem Werte für die gemischte Bestandsform. Neue baltische Waidmannsblätter **15**: 411–414.
- WIEN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. I. Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. **42**: 137–163.
- WIEN, K. (1931): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. II. Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. **43**: 95–154.
- WILLKOMM, M. (1872): Streifzüge durch die Baltischen Provinzen. Erster Theil. Dorpat.
- WILLKOMM, M. (1887): Forstliche Flora von Deutschland und Oesterreich. Leipzig.
- ZVIRGZDS, A. V., MAURINŠ, A. M. and P. E. CINOVSIS (1972): Skriverskii dendrarii (*Arboretum Skriverskii*). (In Russisch, Zusammenfassung in Deutsch). Zinantne, Riga.

Betriebswirtschaftliche Analyse zur Planung und Umsetzung eingriffsbedingter Kompensationsmaßnahmen im Wald

Schriften zur Forstökonomie, Band 31

Von G. LEEFKEN

268 Seiten mit 21 Abbildungen und 34 Tabellen

ISBN 3-7939-7031-0. Kartoniert 19,80 €

Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft, die durch Maßnahmen auf Grundlage einer Bauleitplanung erfolgen, müssen nach deutschem Naturschutzrecht durch gezielte Naturschutz- und Landschaftspflegemaßnahmen ausgeglichen („kompensiert“) werden. Bei der Umsetzung derartiger Kompensationsmaßnahmen wurden in den letzten Jahren sowohl amtlicherseits als auch im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen regional deutliche Flächendefizite bei der Durchführung festgestellt. Auch schon umgesetzte Kompensationsmaßnahmen konnten vielfach, z.B. durch fehlende Pflege der Flächen oder schnelle Überlagerung mit anderen Nutzungen, naturschutzfachlich nicht befriedigen. Hinzu kommt, dass die bisherige Praxis, Kompensationsmaßnahmen überwiegend auf extra angekauften landwirtschaftlichen Flächen durchzuführen, die entsprechenden Betriebe durch die daraus resultierende Verknappung ihrer Produktionsfläche zunehmend belastet. Die sich daraus ergebende Suche nach alternativen Konzepten der rechtlich geforderten Eingriffskompensation lässt die bisher ungenügend genutzten Möglichkeiten, Waldflächen zur Durchführung von Kompensationsmaßnahmen zu verwenden, zukünftig bedeutender erscheinen.

Anhand eines konkreten Beispiels zeigt die vorliegende Arbeit deshalb, unter Verwendung von Elementen der strategischen Planung, Möglichkeiten zur Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen im Wald auf. Im einzelnen werden zuerst die allgemeinen Grundlagen und relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen dargestellt. Dies schließt die Abgrenzung der als Kompensationsmaßnahmen gesondert anrechenbaren „freiwilligen“ Natur-

schutzleistungen gegenüber „normalen“ Naturschutzmaßnahmen innerhalb einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft sowie die konzeptionellen Möglichkeiten zur Bildung von Kompensationsflächenpools ein. Dann folgt die naturschutzfachliche und monetäre Bewertung solcher Maßnahmen. Naturschutzfachlich geschieht dies über dimensionslose Wertpunkte („Ökopunkte“), die mit Hilfe von drei gängigen Biotopbewertungsmethoden als beispielhaft für die Hauptbestandstypen im Westmünsterland (NRW) ermittelt werden. Im Rahmen der monetären Bewertung aus Sicht des Waldbesitzers werden mit Hilfe standardisierter Datengrundlagen flächenbezogene, jährliche Deckungsbeiträge für die forstlichen Hauptbaumarten bei „normaler“ Bewirtschaftung ermittelt. Diese Entscheidungswerte (Grenzpreise) muss der Waldbesitzer mindestens fordern, wenn die naturschutzorientierte Flächennutzung zur bisherigen, „normalen“ Forstwirtschaft wirtschaftlich äquivalent sein soll. Die Entscheidungswerte für die Nachfrager von Kompensationsmaßnahmen werden anhand der alternativen Kosten für vergleichbare Maßnahmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen abgeschätzt. Zuletzt erfolgt eine Umrechnung aller Entscheidungswerte auf die Bezugsgröße „Ökopunkt“. Die insgesamt vorgestellten Zusammenhänge und Kalkulationen der Arbeit werden zum Zweck der Konzeption und Bewertung eines konkreten Kompensationsflächenpools exemplarisch auf einen Forstort im westlichen Münsterland übertragen und die daraus gewonnenen Ergebnisse vorgestellt. Abschließend werden die Darstellungen und Ergebnisse dieser Arbeit unter verschiedenen Aspekten diskutiert und Schlussfolgerungen gezogen.

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

Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen

Schriften zur Forstökonomie, Band 32

Von BERNHARD MÖHRING und URSULA RÜPING

ISBN 3-7939-7032-9. Kartoniert € 9,80

48 Seiten mit 19 Abbildungen und 8 Tabellen

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

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

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

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