



FBVA-BERICHTE Nr. 95/1997

Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien
Waldforschungszentrum

Waldbau an der unteren Waldgrenze

*Silviculture on the lower limit
of closed forests*

F. MÜLLER (Hrsg.)

FDK 2:(23.07):(436)



Das Lebensministerium

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

Empfohlene Zitierung:

Waldbau an der unteren Waldgrenze / Hrsg. von F. Müller. - FBVA-Berichte;
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 1997, Nr. 95, 129 S.

ISSN 1013-0713

Copyright 1997 by
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Für den Inhalt verantwortlich :
Direktor HR Dipl. Ing. Friedrich Ruhm

Herstellung und Druck :
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Waldforschungszentrum
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien

Anschrift für Tauschverkehr :
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Bibliothek
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien

Tel. + 43-1-878 38 216
Fax. + 43-1-877 59 07

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Vorwort

Der nun vorliegende Band der FBVA-Berichte „Waldbau an der unteren Waldgrenze“ beinhaltet die Referate der Mariabrunner Waldbautage 1996 und eine Zusammenfassung der Diskussionen. Die zweitägige Tagung wurde vom Institut für Waldbau der FBVA unter Mitwirkung des Instituts für Waldbau der Universität für Bodenkultur und Gastreferenten aus Praxis, Wissenschaft und Behörde durchgeführt. Grund dafür war die abnehmende Vitalität und Widerstandskraft der Wälder in der sommerwarmen Zone im Osten Österreichs und die Notwendigkeit, waldbauliches Handeln und Planen den sich rasch ändernden Umweltbedingungen anzupassen.

Die Waldausstattung im pannonischen Gebiet ist seit Jahrhunderten gering. Fragen der natürlichen Baumartenvorkommen sowie deren Zusammensetzung und Mischungsanteile hatten stets große Bedeutung, weil es sich bei diesem Gebiet um eine schon lange von Menschen bewirtschaftete Region handelt.

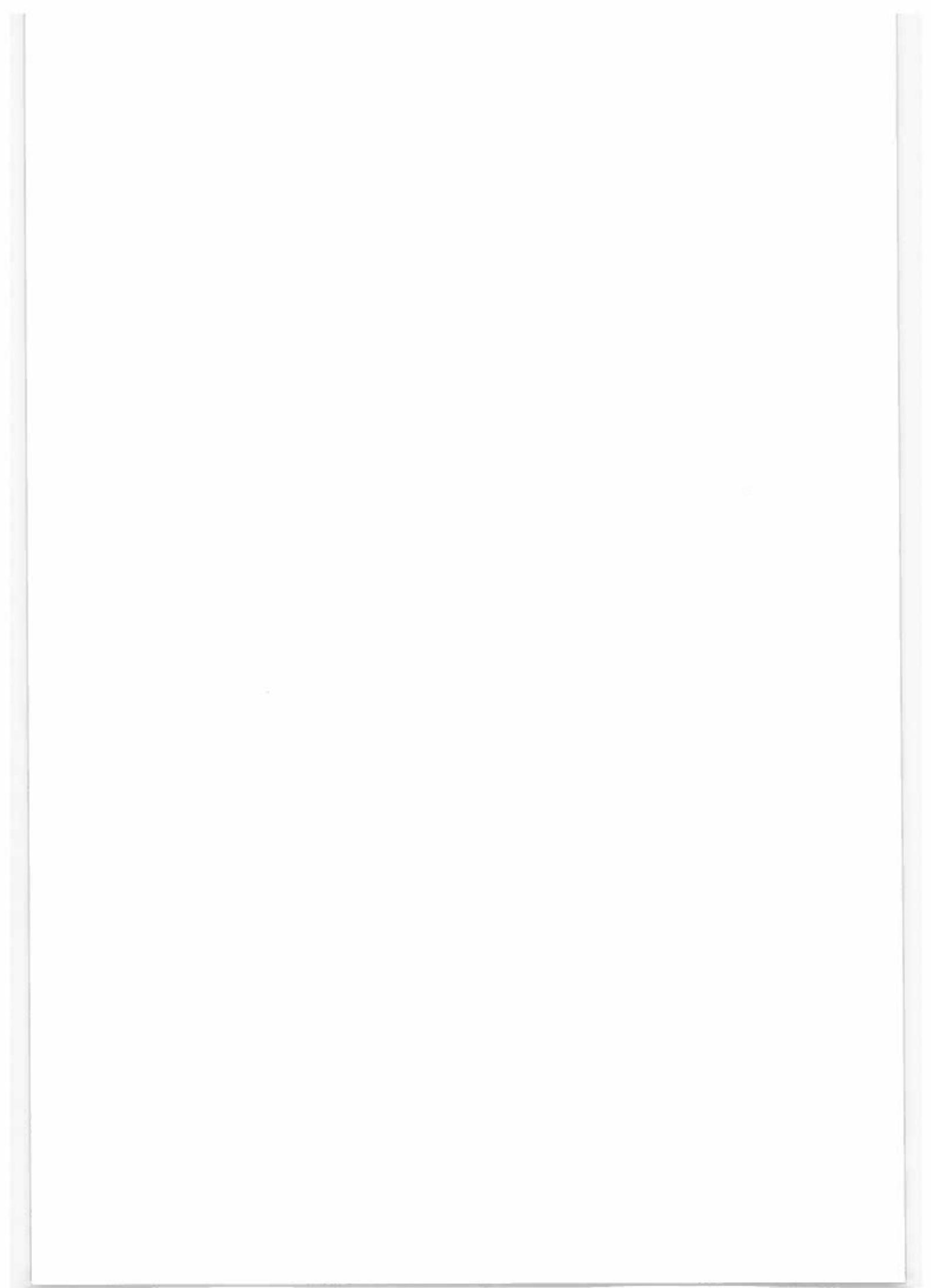
Durch die historische Besiedlung wurden weite Flächen waldfrei gemacht und Kulturland geschaffen. Waldböden wurden im großen Umfang zu landwirtschaftlicher Nutzung herangezogen. Die großen Rodungen waren um das Jahr 1200 im wesentlichen abgeschlossen. In der Folge kam es gebietsweise zu starken Verödungen der damaligen Kulturlandschaft durch Tartaren- und Türkeneinfälle. Rückschläge gab es auch im Bereich des Marchfeldes, wo im Jahr 1770 3000 Joch Ackerland von Flugsand bedeckt gewesen sein sollen.

Derzeit beträgt die Waldausstattung im pannonischen Raum laut Österreichischer Waldinventur 14,6 %. Nieder- und Mittelwaldwirtschaft, Schutzfunktion und Brennholzbedarf sind bisher charakteristisch für sie gewesen.

Eine wesentliche Aufgabe der Waldforschung ist es, bei der Rettung dieser Wälder bzw. ihrer Umgestaltung zu größerer Ertragsfähigkeit mitzuhelfen.

In den letzten Jahren wurden an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, vor allem von Waldbau und Forstökologie, neue Forschungsschwerpunkte im pannonischen Raum gesetzt. Das große Interesse an der mit dieser Publikation dokumentierten Veranstaltung zeigt, daß dies der richtige Weg ist. Den Organisatoren, Referenten und allen Gästen sei für ihr Engagement gedankt.

Direktor HR. Dipl.-Ing. Friedrich Ruhm



Inhaltsverzeichnis

Contents

Vorwort	3
---------------	---

Kapitel I

Einführung in das Tagungsthema

K.STOSZEK, K. Umweltveränderungen erfordern neue Denkweise bei der waldbaulichen Planung	9
---	---

Kapitel II

Situationsbericht aus der Sicht der Betroffenen

HAGEN, R. Wald an der unteren Kampfzone - Marchfeld, der ewige Kampf zwischen Wald und Steppe	12
--	----

TIEFENBACHER, H. Waldbauliche Überlegungen für das sommerwarme Trockengebiet Österreichs	15
---	----

KOTTWITZ-ERDÖDY, A. Stichworte zur Situation im südlichen Burgenland	17
---	----

Kapitel III

Referate

NOBILIS, F. & WEILGUNI, V. Trockenperioden im Pannonischen Tief- und Hügelland <i>Dry Spells in the "Pannonian Lowlands and Hill Country"</i>	21
---	----

GARTNER, K. Wasserhaushalt ausgewählter Standorte im Osten Österreichs <i>Water Budget of Selected Sites in the Eastern Part of Austria</i>	31
---	----

STARLINGER, F. Natürliche Waldgesellschaften im "Sommerwarmen Osten" Österreichs <i>Natural Woodland Communities in the Warm Eastern Parts of Austria</i>	45
---	----

NEUMANN, M. Ergebnisse langfristiger Dauerversuche von Weißkiefern und Roteichen im "Sommerwarmen Osten" <i>Results of Long-term Experimental Plots of Scots Pine (Pinus sylvestris) and Red Oak (Quercus rubra) in the "Warm Eastern Parts of Austria"</i>	59
--	----

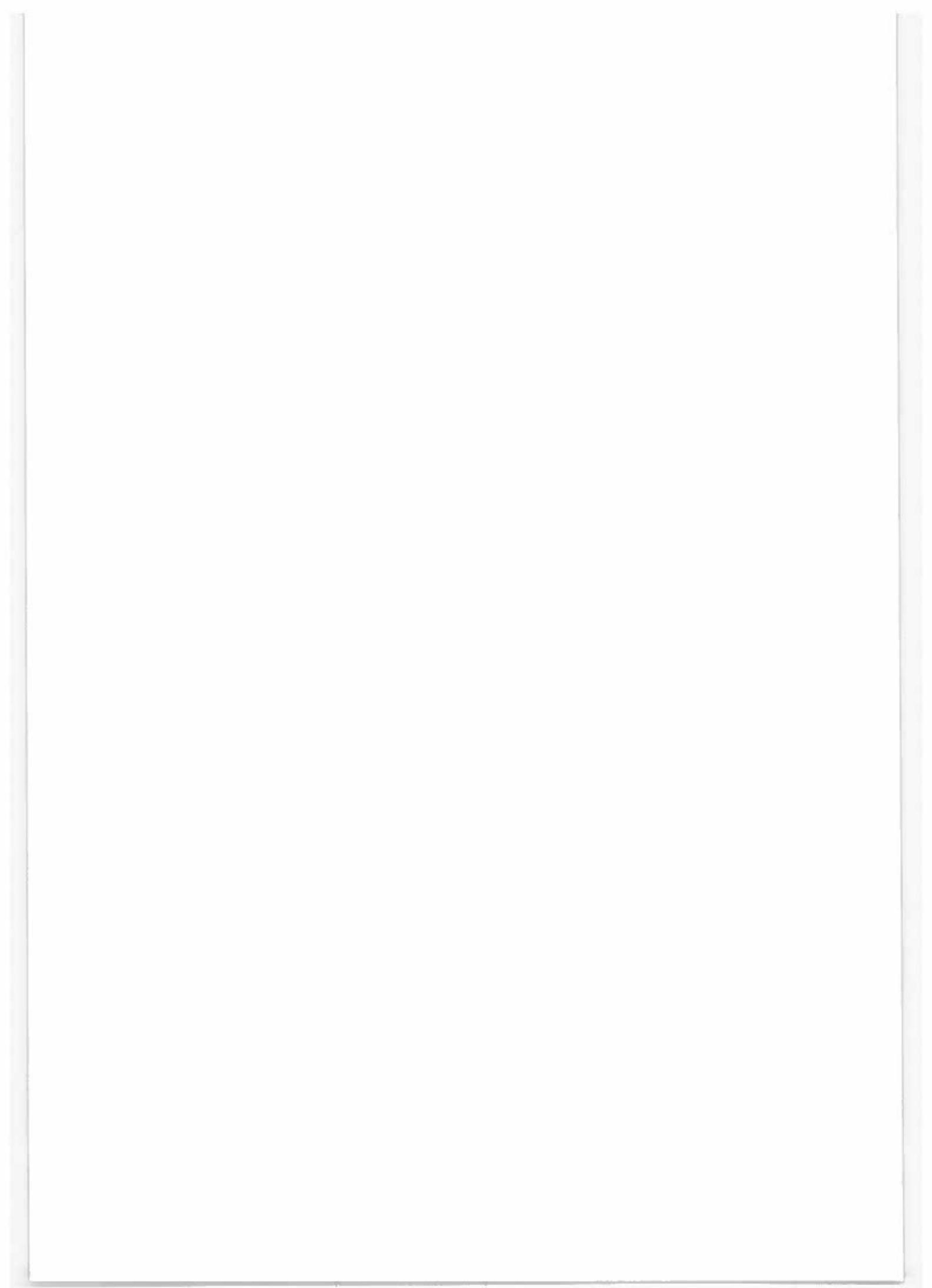
LEXER, M.J. Risikoanalyse und Ableitung waldbaulicher Maßnahmen zur Beeinflussung des Borkenkäferrisikos in Fichtenbeständen <i>Risk Rating in Norway Spruce Stands for Damage by Bark Beetles and Possible Silvicultural Measures for Risk Reduction</i>	79
TOMICZEK, CH. Risikoabschätzung bei Kiefer und Eiche im "Sommerwarmen Osten" <i>Pest Risk Assessment of Pine and Oak in the "Warm Eastern Parts of Austria"</i>	91
LITSCHAUER, R. Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt im "Sommerwarmen Osten" <i>Measures for Gene-Conservation in the "Warm Eastern Parts of Austria"</i>	95
RUHM, W. Begründung von Eichenbeständen - alternative Verfahren <i>Alternative Methods of Establishing Oak Stands</i>	99
HOCHBICHLER, E. Waldbaustrategien und betriebswirtschaftliche Aspekte für die Waldbewirtschaftung im sommerwarmen Osten Österreichs <i>Strategies and Aspects of Silvicultural Management for the "Warm Eastern Parts of Austria"</i>	105
LINDEMANN, G. Wandel in der Bewertung des Waldes <i>Changes in Forest Evaluation</i>	111
MÜLLER, F. Waldbauliche Strategien für das Pannonische Tief- und Hügelland bei sich ändernden Umweltbedingungen <i>Silvicultural Strategies for the "Pannonian Lowlands and Hill Country" in View of Changing Environmental Conditions</i>	117

Kapitel IV Diskussionsergebnisse

HANNAK-HAMMERL, D. Schlußfolgerungen, Forschungsbedarf und Notwendigkeit forstpolitischer Steuerungsmaßnahmen.....	127
--	-----

Kapitel I

Einführung in das Tagungsthema



Umweltveränderungen erfordern neue Denkweise bei der waldbaulichen Planung

K. STOSZEK

Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien

Waldbau an der unteren Waldgrenze ist das Hauptthema der Mariabrunner Waldbautage 1996. Warum? Warum stehen im Mittelpunkt dieser Tagung waldbauliche Probleme in Wäldern, die doch aufgrund ihrer Struktur, einwirkender Umweltfaktoren und auch Funktion so verschieden sind von den für Zentraleuropa typischen Waldbildern?

Viele der Anwesenden sind sicher der Meinung, daß die Forstwirtschaft an „crossroads“ steht. Traditionelle und altbewährte Methoden und Praktiken der Waldbewirtschaftung erwiesen sich in zunehmendem Maße entweder als obsolet, oder doch inadequat angesichts der anstehenden Veränderungen. Und Veränderungen, oft radikale Veränderungen finden um uns statt. Es verändern sich die Ansprüche der Gesellschaft an unsere Wälder. Es verändert sich auch der Stand des Wissens über das Funktionieren unserer Waldökosysteme und über die Funktion von Wäldern im Landschaftsbezug, auf regionaler und globaler Ebene. Es verändern sich die technischen Möglichkeiten, und die Auswirkungen unserer Technologien verändern die Umwelt. Und es finden wesentliche Veränderungen statt in unseren Waldökosystemen.

Wir realisieren, daß wir eine Schlüsselressource bewirtschaften. Wir werden uns dessen bewußt, daß Wälder weltweit als seltener werdende Ressource gesehen werden. Und noch beunruhigender: wir bemerken, daß unsere Wälder Anzeichen von abnehmender Vitalität und Widerstandskraft gegenüber Störungen zeigen. Es ist offensichtlich, daß, wenn wir nachhaltige Leistungen von unseren Wäldern erwarten, wir uns bemühen müssen, nachhaltiges Funktionieren der Wälder zu gewährleisten oder wieder herzustellen. Dies ist wohl unsere größte Herausforderung!

In der Übergangszone von Wald- zu Steppengebieten wird diese Tendenz besonders deutlich sichtbar.

Nirgendwo sonst als in diesen „sommerwarmen“ Gebieten Österreichs ist es offensichtlicher, daß von fachlicher Seite betrachtet, wir uns in einem „Umbruch“ befinden. In einem Prozeß begriffen sind, in dem unsere Managementphilosophien und Paradigmen sich schnell verändern.

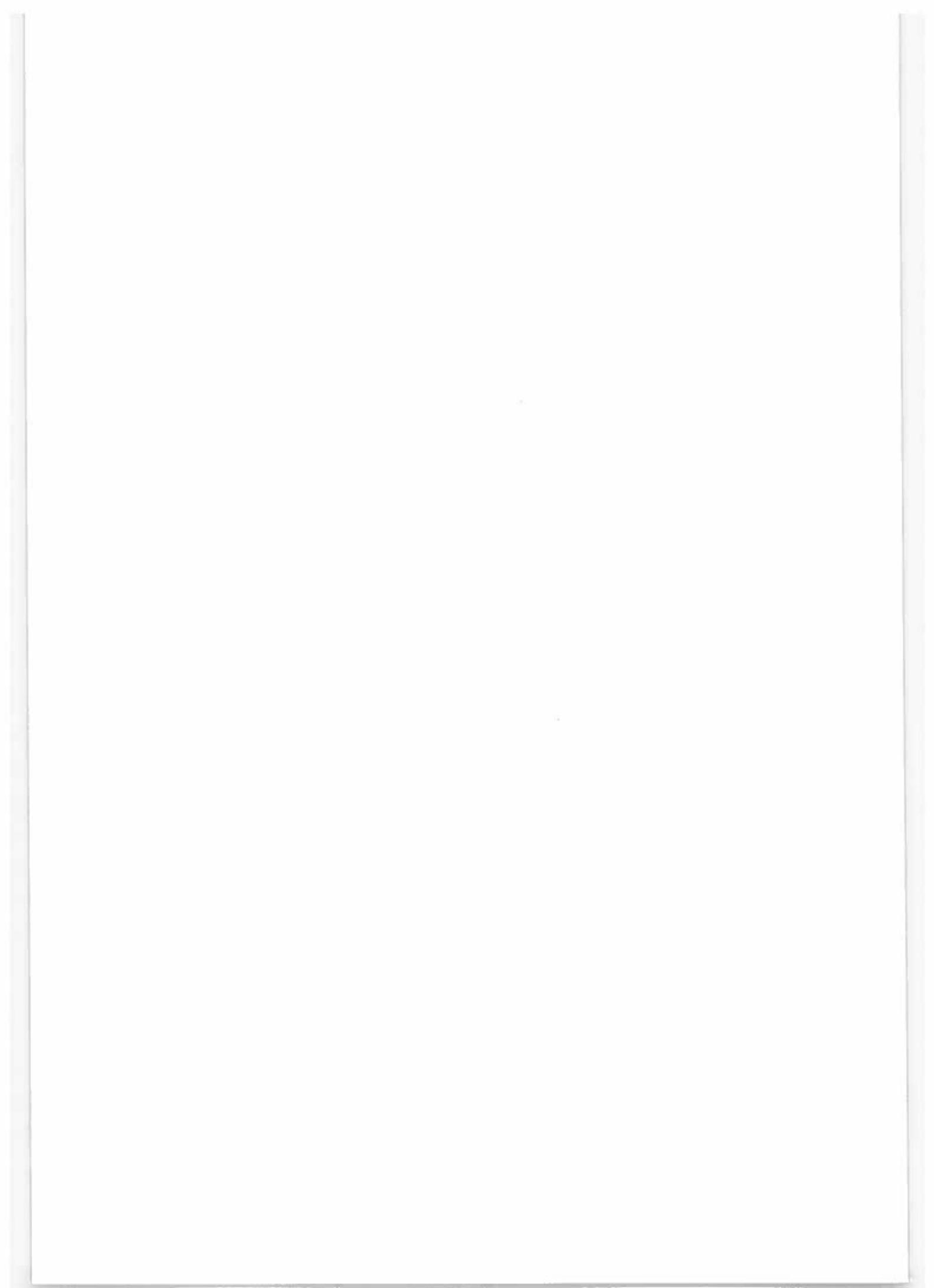
Betriebsführer bemerken, daß sich Grundlagen herkömmlicher waldbaulicher Planung verändert haben. Die Konstanz und Stabilität, die wir der Standortqualität, den Ertragsklassen und Bonitäten, Umtriebszeiten etc. zugeschrieben haben, bleiben scheinbar nicht mehr als Wunschdenken. Im Angesicht rapider Umweltveränderungen verlieren diese Begriffe ihre Bedeutung im herkömmlichen Sinne. Auch die „Kielwassertheorie“ ist vom Winde der Veränderungen in der Atmosphäre und Klima verblasen. Auch unsere vertrauensvollen Vorstellungen von der Stabilität der Natur und deren Gleichgewichtszustand bedürfen sichtlich Modifikation.

Ja, wir befinden uns in einem Umbruch, wir müssen unsere Denkweise, unser Handeln neu überdenken. Um die im Zuge dieser Wende zu erwartenden Probleme zu bewältigen, müssen wir uns den Veränderungen anpassen!

Verfasser: Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. K. Stoszek
Universität für Bodenkultur
Institut für Waldbau
Peter Jordanstraße 82
A-1190 Wien

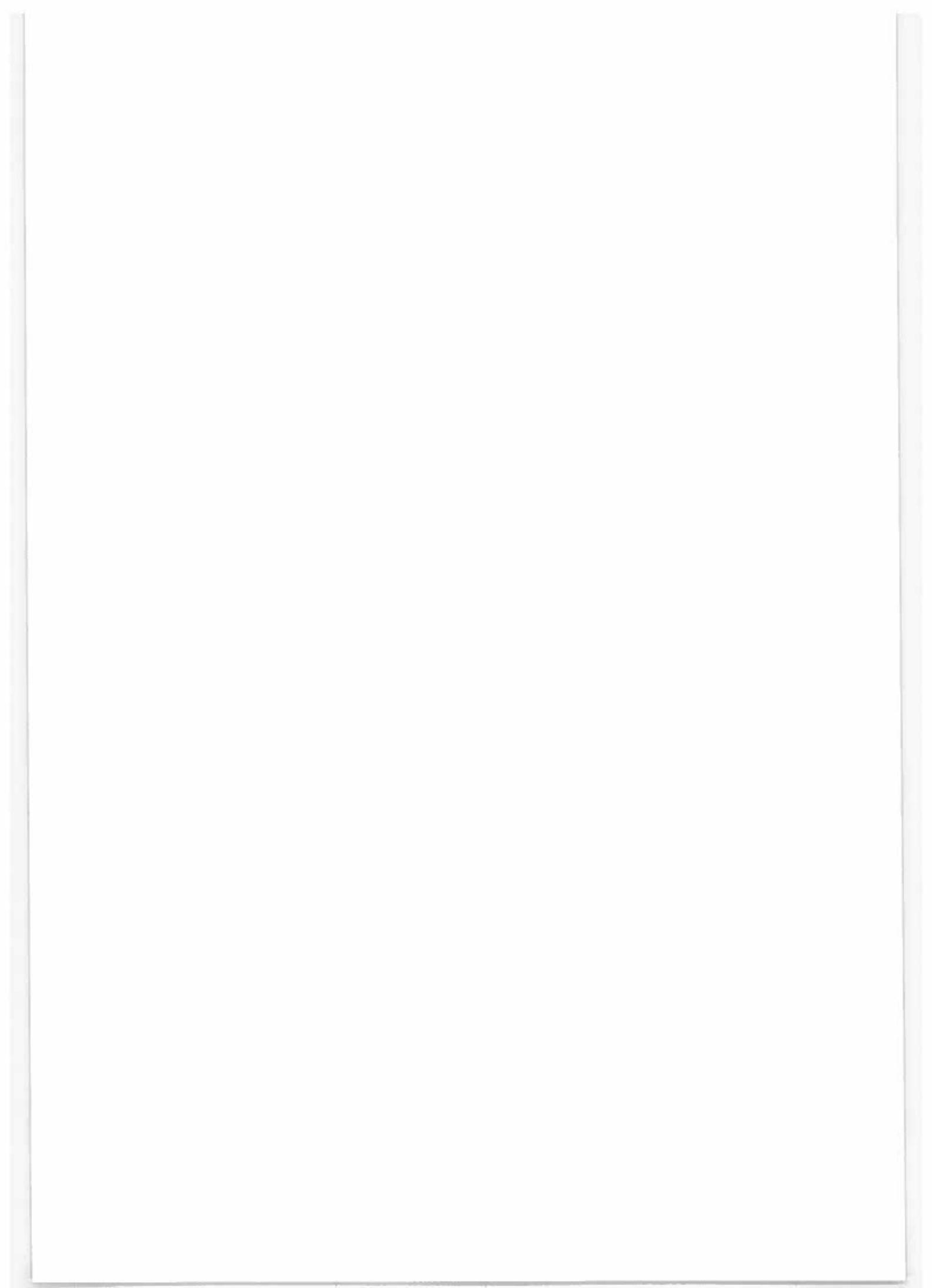
aktuelle Adresse:

University of Idaho
College of Forestry, Wildlife And Range Sciences
83843 Moscow, Idaho



Kapitel II

Situationsbericht aus der Sicht der Betroffenen



Wald an der unteren Kampfzone - der Kampf zwischen Wald und Steppe

R. HAGEN

Bezirksforstinspektion Gänserndorf/Mistelbach

Die ökologische Situation in der Kornkammer Österreichs ist besorgniserregend. Aufgrund der gegebenen natürlichen Verhältnisse (Standort und Klima) ist die Waldausstattung im pannonischen Osten Österreichs, speziell im Weinviertel und Marchfeld, mit knapp 15 % ausgesprochen gering. Daher kommt gerade infolge der hohen infrastrukturellen Wirkungen des Waldes dem Schutzwaldgürtel im Marchfeld eine übergeordnete ökologische Bedeutung zu. Während die Nutzwirkung des Waldes für Waldbesitzer und Forstleute im Hintergrund steht, können die überwirtschaftlichen Aufgaben wie Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion für die Allgemeinheit nicht hoch genug eingeschätzt werden. Insbesondere die an die Wälder anrainenden landwirtschaftlichen Nutzflächen werden gegen die intensive Abwehung des ohnehin nur geringmächtig vorhandenen humosen Oberbodens geschützt, womit die Erhaltung einer leistungsfähigen landwirtschaftlichen Produktion positiv beeinflusst und sichergestellt werden kann. Darüberhinaus wird das Klima hinsichtlich Windausgleich, Verbesserung der Luftfeuchtigkeitssituation sowie der Temperaturverhältnisse positiv beeinflusst. Auch die Wasserversorgung dieser ohnehin durch geringe Niederschläge und stetig sinkende Grundwasserspiegel geprägten Region wird durch die zumeist kleinflächig verteilten Waldgebiete positiv geprägt. Nicht zuletzt zählt der sogenannte zweite Wienerwald im Nordosten unserer Bundeshauptstadt allwöchentlich zu einem ausgesprochen beliebten und stark frequentierten Erholungsraum.

Alles in allem ein Waldgebiet, das von Einwirkungen Fremder besonders geprägt wird und gleichzeitig seinen Nutzen in erster und entscheidender Linie auch in den Dienst der Allgemeinheit stellt.

Wenngleich auch der Waldanteil gering ist, so können doch die Vielfalt und der Reichtum an Fauna und Flora wesentlich zur ökologischen Wertigkeit dieses Waldes beitragen. Leider finden wir hier aber

auch die wahrscheinlich derzeit in Österreich größten Waldschäden vor.

Zunehmende Klimaextreme (Dürreperioden, extreme Hitze, Barfrostperioden), sinkender Grundwasserspiegel (6 - 8 m in den letzten 3 Jahrzehnten), abnehmende Jahresniederschläge sowie eine Verschlechterung der Niederschlagsverteilung und eine Vielfalt an schädigenden Einflüssen von außen (Luftschadstoffe wie Ozon, Stickoxyde, Schwefeldioxyd, etc.; ldw. Immissionen) tragen ihren Teil dazu bei, daß Schadbilder bei Eiche und Kiefer in katastrophalem Ausmaß vorgefunden werden. Laut WZI sind 80 % der Eichen nicht mehr gesund. Bei den Kiefern im Marchfeld kann ein ähnlich hoher Anteil an Schadhölzern festgestellt werden.

Schon Maria Theresia hat 1769 erkannt, wie wichtig eine Aufforstung dieser riesigen Flugsand- und Flugerdegebiete für die künftige Erhaltung der Fruchtbarkeit des Marchfeldes ist. So konnte während der letzten 2 Jahrhunderte ein etwa 2.500 ha großer Schutzwaldgürtel von Wolkersdorf, über Deutsch-Wagram, Gänserndorf, Obersiebenbrunn bis Marchegg aufgebaut werden. Was in diesem Zeitraum unter größten Kosten-, Arbeits- und Zeitaufwendungen von Menschenhand geschaffen wurde, scheint derzeit innerhalb einer Generation der Vernichtung preisgegeben. Ein kurzer Besuch am Wochenende in dieses Gebiet wird jedem kritischen Betrachter dieser Situation die Realität drastisch vor Augen führen. Auch die von mir ausgewählten Dias sollten versuchen, keine Schwarzmalerei oder Pessimismus zu verbreiten, sondern beängstigende Zustände für uns und kommende Generationen in dieser Region aufzuzeigen. Während wir gleichzeitig keine Kosten und Mühen scheuen, um international anerkannte Nationalparks auch in dieser Region zu schaffen, ignorieren wir die Bedeutung der schwerst geschädigten Kieferschutzwälder nur einige Kilometer weiter nördlich. Die Schaffung eines populären Naturdenkmales scheint einigen Entschei-

Trägern unserer Gesellschaft wichtiger zu sein, als die Erhaltung eines schwer geschädigten und damit nur mit hohen Kosten und Arbeitsaufwendungen sanierbaren aber lebenswichtigen Schutzwaldgürtels in der Kornkammer Österreichs! Der Ruf der betroffenen Waldbesitzer und Forstleute in diesem Gebiet verhallt oft schon vor den scheinbar nur mühsam zu durchdringenden „Waldsäumen“ der zuständigen Stellen. Die Hilfe, die in den letzten Jahren mühsam erkämpft werden konnte, ist zwar absolut positiv zu beurteilen, jedoch nur ein Tropfen auf den heißen Stein! Von den insgesamt etwa 2.500 ha Kieferschutzwaldbeständen im Bereich des äußersten Osten Österreichs sind etwa 70 - 80 % schwer geschädigt. Ca. 500 bis 600 ha müssten dringend saniert werden. Wenn der Waldbesitzer Glück hat und für das vorhandene Schadholz einen Abnehmer finden sollte, so beträgt der Holzerlös dennoch maximal S 20.000,-, in vielen Fällen aber auch nur S 5.000,-! Die Kosten der Wiederaufforstung liegen hingegen bei etwa S 100.000,- bis S 150.000,-. Immerhin verlangen die widrigen standörtlichen und klimatischen Verhältnisse umfangreiche Vorbereitungsmaßnahmen (Mulchen des Oberholzes, Aufreißen der Grasnarbe, Pflanzlochbohrung, Mulchen mit Stroh), langandauernde und intensive Pflegearbeiten sowie teure Wildschutzmaßnahmen. Nur auf diese Art und Weise kann der ohnehin von Natur aus gegebene relativ lange Verjüngungszeitraum auf ein ertragbares Maß heruntergeschraubt werden. Die Vielzahl an für die Aufforstung verwendeten Laubgehölzen (ca. 15 verschiedene Baumarten und ebenso viele Sträucher!) soll gewährleisten, daß einerseits die natürlichen Verhältnisse soweit als möglich berücksichtigt werden und andererseits kein Tanz ohne Netz vollführt wird. Wenn die eine oder andere Baumart in Zukunft den sich ändernden Umwelt- oder Klimabedingungen zum Opfer fallen sollte, verbleiben immer noch genügend andere, die die künftige Existenz der Bestände sicherstellen sollen. Ne-

ben den diversen Eichenarten (Stiel-, Trauben-, Zerr-, Flaumeiche) sollen Spitz-, Feldahorn, Esche, Wildkirsche, Wildapfel, Wildbirne, Linde, Walnuß, Schwarznuß, Elsbeere, Speierling, Vogelbeere, Kastanie und einiges mehr, den Aufbau der künftigen Waldbestände übernehmen. Ein ebenso breites Spektrum an den natürlich vorkommenden Straucharten (Liguster, Roter und Gelber Hartriegel, Pfaffenkäppchen, Heckenrose, Wolliger und Gemeiner Schneeball, diverse Dorngewächse und vieles mehr) sollen insbesondere an den Waldrändern verwendet, zu einer Verbesserung der Waldsaumgestaltung und damit zu einem günstigeren Waldinnenklima für die Kultur führen. Die zusätzlichen positiven Auswirkungen für die vorhandene Tierwelt (Singvogelpopulationen, Niederwild, etc.) müssen wohl nicht extra erwähnt werden. Alles in allem wird versucht, einen an den natürlichen Gegenbenheiten orientierten Laubmischwald mit den verschiedensten Möglichkeiten für optimale Funktionsausübung zu schaffen. Nutznießer dieser Waldungen wird somit auch in Zukunft in erster Linie wieder die Allgemeinheit und nicht der Waldbesitzer sein! Ein Erbe für künftige Generationen, das bereits bei seiner Schaffung den entsprechend hohen und raschen Einsatz öffentlicher Mittel wohl mehr als rechtfertigen müßte! 50 - 60 Millionen Schilling wären dringend notwendig, um die oben angesprochenen 500 bis 600 ha schwerstgeschädigter Schutzwälder möglichst rasch und effizient sanieren zu können. Das Schadausmaß nimmt trotz feuchtem Jahr 1995 und ebensolchem Winter 1995/96 gerade bei der Kiefer augenscheinlich zu!

Verfasser: FR Dipl.-Ing. R. Hagen
Bezirksforstinspektion Gänserndorf/Mistelbach
Schönkirchnerstraße 1
A-2230 Gänserndorf

Waldbauliche Überlegungen für das sommerwarme Trockengebiet Österreichs

H. TIEFENBACHER

Metternich'sche Forstverwaltung Grafenegg

1. Aktuelle Situation

Die geringwüchsigen eichenreichen Mischwälder Ostösterreichs waren seit langer Zeit Gegenstand waldbaulicher Anstrengungen zur Ertragssteigerung. Auch in der Metternich'schen Forstverwaltung Grafenegg wurden große Flächen in Nadelwald umgewandelt, in zahlreichen Nieder- und Mittelwäldern wurde versucht, gleichaltrige Hochwälder zu begründen.

Seit mehreren Jahrzehnten rückläufige Niederschläge und bisher erst in Einzelaspekten geklärte Komplexkrankheiten zahlreicher Baumarten zwingen zum Umdenken. Abbildung 1 zeigt die Schadensentwicklung der letzten 20 Jahre anhand zweier Beispiele: sekundäre Nadelholzbestände und Eichenmittelwälder.

Im Fall der sekundären Nadelwälder zeigt sich der typische Schadverlauf labiler Bestände: in unregelmäßigen Abständen kommt es zu Kalamitäten, die nach einigen Jahren wieder abklingen. Im Eichenmittelwald zeigt sich dagegen ein stetiges Ansteigen des Schadniveaus, gewissermaßen eine steigende „Grundschädigung“, des im Prinzip stabilen Systems, die dann noch jährlich unterschiedlich durch abiotische oder biotische Ursachen verstärkt wird.

Die von SENITZA (1993) seit 1987 im Weinviertel beobachteten Eichen - Mortalitätsraten treffen auch auf die Metternich'schen Mittelwälder zu; die durchschnittliche Mortalität beträgt ca. 2,7% jährlich. Bei

unveränderter Mortalität wird sich dadurch eine derzeit ausgeglichene Altersklassenverteilung innerhalb weniger Jahrzehnte so stark verschieben (Abb. 2), daß Eichenstammholzproduktion kaum noch möglich ist (TIEFENBACHER 1996).

2. Betriebsziele

Grundlage für die erforderliche waldbauliche Umstellung sind die Betriebsziele: Waldvermögensaufbau

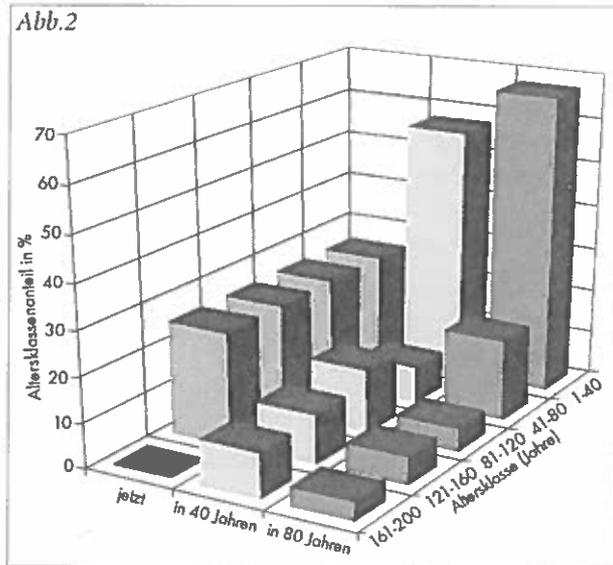
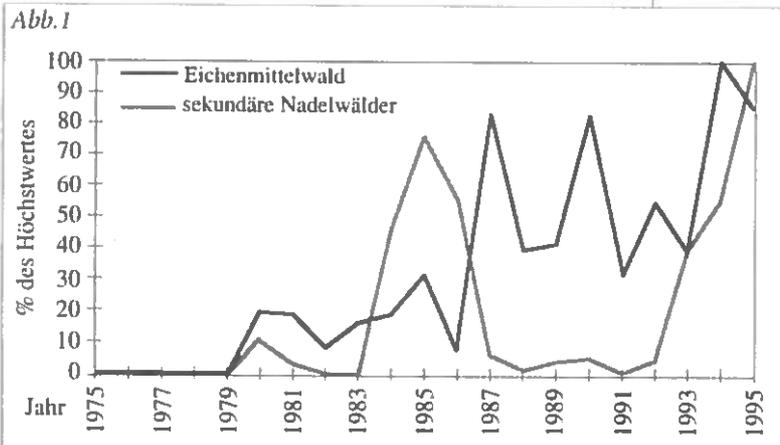


Abb. 2: Verschiebung der Altersstruktur von Eichenwäldern bei anhaltender Kalamität

Abb. 1: Entwicklung des Kalamitätsholzanzalles in der Metternich'schen Forstverwaltung Grafenegg

mit Vorrang vor laufenden Gewinnen; Erreichung langfristiger ökonomischer Stabilität durch Walddiversität. Aus dem ersten Ziel ergibt sich ein Bekenntnis zum Waldbau als Mittel, Zustand und Entwicklung des Waldes menschlichen Wünschen anzupassen, und damit zu waldbaulichen Investitionen. Aus dem zweiten Ziel ergibt sich ein Bekenntnis zur Vielfalt, in Bezug auf Baumarten etwa nach dem Motto: "Wir kennen keine Unhölzer, sondern nur Bäume".

3. Waldbauliche Umstellung

Aus der aktuellen betrieblichen Situation und den Betriebszielen ergeben sich die folgenden waldbaulichen Konsequenzen.

1. "Minimalwaldbau" als konsequente Weiterentwicklung des MAYER'schen Gedankens der biologischen Automatisierung.
 - Die Minimierung von Eingriffen minimiert Systemstörungen, Fremdenergie und Kosten und minimiert die Anfälligkeit des Pflegebetriebes bei kurzfristigen, etwa personellen oder finanziellen Problemen. Der Begriff "Naturnähe" bietet sich an, ist in diesem Zusammenhang jedoch eher mißverständlich, da damit häufig Waldbaubegriffe und -methoden aus dem Bereich der Fichten-Tannen-Buchenwälder fachlich unkorrekt auf andere Waldgesellschaften oder Bestandestypen übertragen werden; "Naturverjüngung" etwa ist kein Waldbauziel, sondern eine Waldbaumethode.
 - Die Förderung der Unterholz - Naturverjüngung ermöglicht Spar-Pflanzverbände. Während die derzeitigen Förderungsrichtlinien für Laubholz - Aufforstungen Mindestpflanzenzahlen von 3.000 bis 4.000 je Hektar vorschreiben, werden in der Metternich'schen Forstverwaltung qualitativ befriedigende Bestände mit ca. 1.000 Pflanzen je Hektar erreicht.
2. Die Wahl von Baumarten und Waldbaumethoden erfolgt vorrangig standortsbezogen.
 - Standortskarten haben einen höheren Stellenwert als etwa Abteilungsgrenzen.
 - Planung vom Detail zum Ganzen: Standortstyp → Hochrechnung über Flächenanteil → Revierplanung → Betriebsplanung.
 - Planung vom Kurzfristigen zum Langfristigen; mögliche Standortsänderungen schließen die Verfolgung langfristiger Bestockungsziele aus.
3. Beibehaltung des Mittelwaldes. Angesichts des "Eichensterbens" kombiniert die Betriebsart Mittelwald Aufwands- und Risikominimierung und erhöht die Flexibilität. Durch Natur- und Kunstverjüngung anderer Arten soll die zur Bewältigung möglicher Umweltänderungen voraussichtlich nötige Baumartenvielfalt geschaffen werden.
4. Vermeidung von Kahlschlägen in Problemreichen.
 - Ausnützen spärlichster Naturverjüngungen
 - Löcherhiebe
 - Voranbau
 - angepaßte Schalenwildstände.
5. Versuche mit "neuen" Arten
Im sommerwarmen Osten kommen trotz natürlicher Baumartenvielfalt alle Arten außer Eichen von Natur aus in geringeren Anteilen vor. Versuchsanbauten ökosystemfremder oder waldbaulich weniger bekannter Arten bieten langfristig die Chance, ihre Anpassung an eine allfällig geänderte Umweltfaktoren - Kombination beurteilen und waldbauliche Methoden zu ihrer Behandlung erarbeiten zu können. Neben Douglasie, Tannen, Robinie, Roteiche oder Schwarznuß werden daher laufend Flächen mit "neuen" Arten angelegt: Spitzahorn, Birne, Birke, Götterbaum, Platane, Spätblühende Traubenkirsche, Baumhasel, Zeder, etc. Unzureichendes Verständnis ökologischer Zusammenhänge und unzureichendes Wissen über Umweltänderungen setzen dem Einbringen dieser Arten enge Grenzen.

"Waldbau an der unteren Baumgrenze" ist auch in der Erwartung rascher Umweltänderungen sinnvoll und nötig, er muß jedoch sich ändernde Umweltvoraussetzungen zur Kenntnis nehmen und seine Ziele und Methoden anpassen.

Verfassers: FM DI Dr. Herbert Tiefenbacher
Metternich'sche Forstverwaltung
Grafenegg
3485 Haitzendorf.

Stichworte zur Situation im südlichen Burgenland

A. KOTTWITZ-ERDÖDY

Erdödy Erdödy'sche Forstverwaltung Kohfidisch

Meine Damen und Herren!

In der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit kann ich keinen Vortrag halten, daher folgende Stichworte:

Der Obmann des Harmischer Urbarialwaldes, 1995: "Herr Hofrat, wir haben alles gemacht, was die Forstinspektion vorgeschlagen bzw. angeschafft hat. Jetzt haben wir kein Geld mehr und keinen Wald."

Die Ergänzung von mir: Auch ich war 20 Jahre lang ein Aufforstmeister, aber seit mittlerweile 11 Jahren hat die Erdödy'sche Forst- und Gutsverwaltung nicht mit Fichte, Kiefer oder Eiche aufgeforstet, wie es die Burgenländische Forstbehörde mit Bescheid vorgeschrieben hat, sondern hat jetzt flächendeckende Naturverjüngungen und sich viel Geld erspart. Vor 11 Jahren hatte ich 100 % der Bauern gegen mich; heute sind mindestens 90 % von der Richtigkeit der Umstellung überzeugt.

1. Grundlagen und Überlegungen für eine Umstellung:

- Unsicherheit über die Sinnhaftigkeit der Aufforstungstätigkeit bei sich ändernden Umweltbedingungen.
- Die Kosten/Erlöse-Entwicklung entzieht der Aufforstungsmentalität einer industriell ausgerichteten Forstwirtschaft die Geschäftsgrundlage.
- 10 Jahre Versuchsflächen mit ausschließlicher Naturverjüngung bedeuten 10 % der Fläche des Waldbesitzes meiner Familie.
- Der Produktionszeitraum der Forstwirtschaft ist lang, aber er ermöglicht auch Zeit, sich verändernden Gegebenheiten anzupassen.
- Dazu 2 Fragen:
 - a) Passen nach 11 Jahren die Naturverjüngungen sich besser den sich ändernden Umweltbedingungen an?
 - b) Beeinflussen die Naturverjüngungen die sich durch Umweltbedingungen ändernden Faktoren Boden, Luft, Wasser und Temperatur?
- Eine erstaunliche Differenzierung auf den Naturverjüngungsflächen, verbunden mit einer Vitalisierung des Bodenlebens. Zwei Kriterien werden auf alle Fälle auf allen Flächen erfüllt: Biodiversität und genetische Vielfalt.
- Heute hat der Fichtenanbau im südlichen Burgenland weder aus ökonomischen noch ökologischen Gründen eine Chance. Naturverjüngung - auch mit der Vorwaldbaumart Birke - aus ökologischen Gründen sicher, aus ökonomischen Gründen vielleicht.
- Ökologisch richtiges Handeln muß sich ökonomisch rechnen:

Ökologisch falsches Handeln kann sich bei heutigem Wissen nicht rechnen.
- Der Markt muß für die Produkte der natürlichen Ressourcen geschaffen werden. Holz aus Naturverjüngungen ist das Produkt einer wirklich intelligenten Produktionsweise, da Naturverjüngungen ohne Energieeinsatz begründet werden.
- Forstwirtschaft bedeutet Bodenbewirtschaftung. Durch die Bodenbewirtschaftung beeinflusst die Forstwirtschaft den Humusgehalt, den Wasserhaushalt, die Luft und die Temperatur. Eine diesen Faktoren gerecht werdende Bodenbewirtschaftung kann nur die Humuswirtschaft sein.
- "Ohne Sonne gibt es kein irdisches Leben, ohne irdisches Leben kein Humus, ohne Humus keine organische Erneuerung, und ohne organische Erneuerung ...?

Die Pflanze tut alles, was möglich ist, damit der Kreislauf zwischen dem Leben und Abgestorbenen nicht unterbrochen wird." (Annie Francé-Harrar, 1950)
- Humuswirtschaft bedeutet ein Wirtschaften mit Leben.
- E. Schrödinger sagte: "Das Leben ist die contradictio des 2. Hauptsatzes der Thermodynamik." (Entropiegesetz)

Das physikalische Gesetz hat für biologische Systeme keine Gültigkeit, da das Leben Ordnung aufbaut.

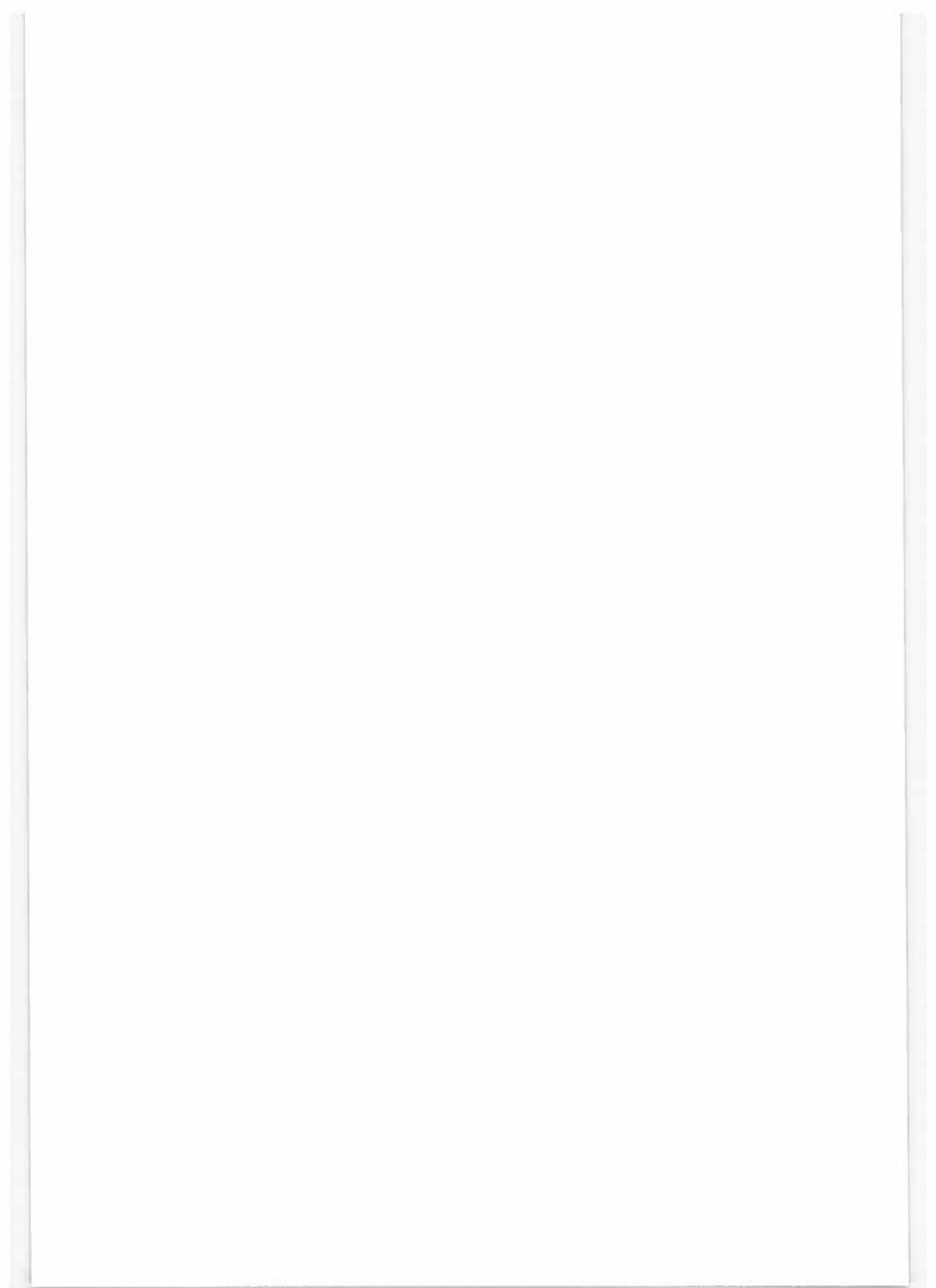
2. Forderungen und Zielsetzungen

- Anerkennung der biologischen Bodenbewirtschaftung als Ordnungsaufbau auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen zum Ausgleich industriegesellschaftlich bewirkter Entropie (Unordnung).
 - Anerkennung der Bedeutung der Forstwirtschaft bei der Lösung von den von der Industriegesellschaft verursachten Umweltproblemen.
 - Anerkennung, daß das Prinzip der Nachhaltigkeit die Forstwirtschaft von einer profitorientierten, Ressourcen verbrauchenden Industrie fundamental unterscheiden muß.
- Honorierung der Leistungen einer nachhaltigen Bodenbewirtschaftung für die kulturelle Identität Österreichs!
 - Gesellschaftliche Akzeptanz für die unabdingbare Bewirtschaftung land- und -forstwirtschaftlicher Flächen.

Verfasser: Dipl.-Ing. Alexander Kottwitz-Erdödy
Erdödy Erdödy'sche Forstverwaltung Kohfidisch
A-7512 Kohfidisch

Kapitel III

Referate



Trockenperioden im Pannonischen Tief- und Hügelland

F. NOBILIS & V. WEILGUNI

*Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
Abteilung IV/A3k, Hydrographisches Zentralbüro*

Kurzfassung. Trockenperioden mit verschiedenen Schwellenwerten werden für Kalenderjahr und Vegetationsperiode im Pannonischen Tief- und Hügelland im Osten Österreichs analysiert. Daten von 66 Stationen der Jahre 1971 bis 1994 werden hinsichtlich der Mittel- und Extremwerte und auch im Hinblick auf ihre Wiederholungszeit untersucht. Die Untersuchungen, bezogen auf die Beobachtungen 1971-1994, zeigen, daß es keinen generellen räumlichen Trend zu kürzeren oder längeren Trockenperioden (Mittel und Extreme) gab.

Schlüsselworte: Trockenperioden, mögliche Trends

Abstract. [Dry Spells in the "Pannonian Lowlands and Hill Country"] Dry spells with different threshold values for the year and the vegetation period in the 'Pannonischen Tief- und Hügelland' in the eastern part of Austria are analysed. Data of 66 stations (period 1971-1994) are investigated with respect to averages and extremes as well as their return period. The investigations are demonstrating the fact that there is no general trend in time and space to shorter or longer dry spells (averages and extremes) due to the observations 1971-1994.

Keywords: Dry spells, possible trends

1. Problemstellung

In der Forstwirtschaft wurde in den letzten Jahren die Frage der Trockenheit von Standorten wiederholt diskutiert. Die vorliegende Arbeit soll einige Fragen in diesem Zusammenhang beantworten. Eine Frage ist dabei, ob sich die Trockenperioden in den letzten 20-30 Jahren verändert haben, sei es in ihrem mittleren Verhalten, sei es in ihrer extremen Länge. Eine andere Frage ist, welche Wiederholungszeiten extreme Trockenperioden an bestimmten Punkten des Wuchsräume besitzen bzw. wie die räumliche Verteilung von Trockenperioden verschiedener Wiederholungszeiten oder Jährlichkeiten aussieht. Eigenheiten des Wuchsräume können hier sichtbar werden. Allerdings beleuchten wir einen einfachen Parameter, der erst im Verband mit anderen zur Beschreibung der Auswirkungen von Trockenperioden im Sinne der Erklärung eines mehrdimensionalen Problems mit nichtlinearen Beziehungen dienen kann.

Grundsätzlich erhebt sich allerdings zuerst die Frage, wie Trockenperioden überhaupt definiert sind, welche nationalen und internationalen Unterschiede es gibt und welche Definition in dieser Arbeit ge-

wählt wird. Erst dann können Daten erhoben, analysiert und interpretiert werden. In zusammenfassender Weise wurden Fragestellungen, Analysemethoden und weiterführende statistische Auswertungen des Phänomenes Trockenperioden für Österreich bei NOBILIS (1985) behandelt.

2. Definitionen für Trockenperioden

2.1 Internationale Definitionen

Sucht man nach meteorologischen Definitionen für das Phänomen Trockenheit, so findet man in der englischsprachigen Literatur mehrere Begriffe:

a) drought = Trockenheit, Dürre

Im allgemeinen sollte dieser Ausdruck für eine Periode räumlich und zeitlich relativ extensiven Feuchtedefizits vorbehalten sein.

b) absolute drought = absolute Trockenheit

In der britischen Klimatologie versteht man darunter eine trockene Periode von mindest 15 aufeinanderfolgenden Tagen, während der kein meß-

barer Niederschlag gefallen ist. In den USA werden ähnliche Kriterien verwendet, um den Begriff "dry spell" (siehe Punkt d) zu definieren. "Dry spell" hat umgekehrt in Großbritannien eine unterschiedliche Definition.

c) partial drought = partielle Trockenheit

In der britischen Klimatologie bezeichnet das eine relativ trockene Periode von mindest 29 aufeinanderfolgenden Tagen, während denen der durchschnittliche Tagesniederschlag 0,25mm nicht überschreitet.

d) dry spell = trockene Periode

Etwas unscharf bezeichnet dieser Ausdruck eine Periode abnormal trockenen Wetters unter weniger extensiven Bedingungen als bei "drought". In den USA wird dieser Ausdruck auf eine Periode angewendet, die nicht weniger als zwei Wochen andauert und in der kein meßbarer Niederschlag beobachtet wird. In der britischen Klimatologie ist es die Definition einer Periode von mindest 15 aufeinanderfolgenden Tagen, wobei an keinem Tag mehr als 1mm Niederschlag beobachtet wurde.

In Australien wird der unter Punkt a) angegebene Begriff noch unterteilt (GIBBS 1975):

a1) serious drought

a2) severe drought

Dabei kennzeichnet das die Situation, wenn die Niederschlagssumme über drei Monate oder mehr zwischen das fünfte und zehnte Dezil der Niederschlagsverteilung fällt bzw. unter das fünfte.

Die Meteorologische Weltorganisation (WMO) hat ebenfalls eine grobe Unterteilung des Begriffes drought gemacht (SUBRAHMANYAM 1967). Meteorological, climatological, atmospheric, agricultural, hydrologic und water-management drought stützen sich, ausgehend von einfachen Angaben des Niederschlagsdefizits, in weiterer Folge auf andere meteorologische Parameter, verwenden aber auch Bodenfeuchte und hydrologische Kenngrößen. Jede dieser Unterteilungen ist restriktiv und beschreibt durch die Definition lediglich ein Teil des komplexen Ganzen. Diese Typen können zeitweilig auftreten, sie können sich überlappen oder in verschiedener Art kombiniert sein. Die Literatur zu diesem Thema ist uferlos (z.B. PALMER & DENNY 1971).

Tabelle 1:

Verzeichnis der verwendeten Niederschlagsmeßstationen

mit HZB-Nummer, Stationsname und geographischen Koordinaten (Grad, Minuten, Sekunden)

Nummer	Stationsname	Länge	Breite	Nummer	Stationsname	Länge	Breite
7623	SCHOENBERG	15 41 50	48 31 01	9629	KITTSEE	17 04 10	48 05 36
7672	LANGENLOIS	15 41 43	48 28 29	10007	WIENER NEUSTADT	16 14 58	47 47 43
7789	SIEGHARTSKIRCHEN	16 01 07	48 15 04	10015	DEUTSCH BROEDERSDORF	16 28 40	47 56 19
7813	MAISSAU	15 49 28	48 34 23	10049	BRUCK AN DER LEITHA	16 45 09	48 01 25
7821	FAHNDORF	15 58 07	48 33 02	10056	BRUCKNEUDORF (HEIDEHOF)	16 50 59	48 00 50
7839	ABSDORF	15 58 36	48 24 05	10064	GATTENDORF	16 58 55	48 01 02
7854	HOLLABRUNN	16 04 23	48 34 20	10072	ZURNDORF	17 00 38	47 59 06
7870	STOCKERAU	16 14 12	48 23 06	10080	NICKELSDORF	17 04 18	47 56 28
7904	KLOSTERNEUBURG	16 19 59	48 17 37	10312	KARL	16 20 48	47 30 29
8068	MAEDIHUETTE	16 08 02	48 16 06	10320	HOCHSTRASS	16 24 20	47 25 46
8191	BADEN	16 14 15	48 00 41	10338	MANNERSDORF AN DER RABNITZ	16 31 15	47 25 33
8274	DORNAU-LEOBERSDORF	16 14 06	47 55 38	10346	KOBERSDORF	16 23 40	47 35 32
8407	SCHWECHAT (FLUGPLATZ)	16 32 47	48 07 24	10379	OBERPULLENDORF	16 30 25	47 29 47
8449	GROSSENZERSDORF	16 33 43	48 12 00	10387	LUTZMANNBURG	16 38 50	47 27 56
8464	MOOSBRUNN	16 27 02	47 59 13	10437	EISENSTADT	16 32 13	47 51 17
8498	FISCHAMEND	16 37 01	48 07 08	10445	DRASSBURG	16 29 28	47 44 39
8514	ORTH AN DER DONAU	16 41 51	48 08 57	10452	ST.MARGARETHEN IM BURGENLAND	16 36 58	47 48 08
8522	ECKARTSAU	16 47 51	48 08 27	10460	DONNERSKIRCHEN	16 39 29	47 53 31
8555	HAINBURG	16 56 13	48 08 47	10478	OGGAU	16 40 16	47 50 06
8563	NAGLERN	16 22 18	48 30 00	10486	RUST	16 40 38	47 48 28
8571	WOLKERSDORF	16 31 15	48 23 05	10502	MOERBISCH AM SEE	16 39 28	47 45 05
8605	FUCHSENBIGL	16 44 57	48 12 07	10510	NEUSIEDL AM SEE	16 51 35	47 56 34
9405	RETZ	15 57 27	48 45 38	10528	KLEYLEHOF	17 04 05	47 53 39
9439	LAA AN DER THAYA	16 23 06	48 43 15	10536	EDMUNDSHOF	16 59 45	47 54 36
9447	WILDENDUERNBACH	16 29 44	48 45 28	10544	HALBTURN	16 58 47	47 52 16
9462	HOHENAU AN DER MARCH	16 54 18	48 36 42	10551	PODERSDORF AM SEE	16 49 51	47 51 24
9470	OBERLEIS	16 22 02	48 33 38	10569	APETLON	16 50 40	47 44 33
9538	POYSDORF	16 38 24	48 40 10	10585	ANDAU	17 01 36	47 46 32
9546	DUERNKRUT	16 51 26	48 28 11	10593	RITZING	16 29 50	47 36 35
9561	GAENSERNDORF	16 41 19	48 18 39	10601	DEUTSCHKREUTZ-GIRM	16 36 38	47 36 02
9579	MATZEN	16 41 51	48 24 12	10619	SCHATTENDORF	16 30 21	47 42 43
9587	MARCHEGG	16 54 33	48 16 55	10627	KROATISCH MINIHOFF	16 38 52	47 31 44
9611	NIEDERWEIDEN	16 55 03	48 11 45	11260	PILGERSDORF	16 20 59	47 26 34

4. Verfahren zur Ermittlung charakteristischer Daten

4.1 Anpassung einer Gestutzten Negativen Binomialverteilung (GNBV)

Ohne hier auf die verschiedenen, möglichen Verteilungsfunktionen einzugehen, sei festgehalten, daß die GNBV sich in vielen Fällen als geeignet erwiesen hat, die empirische Verteilung von Trockenperioden zu beschreiben (NOBILIS 1985). Ihr Vorteil liegt in der Berücksichtigung der Erhaltungsneigung der Daten. Die Bezeichnung "gestutzt" bedeutet, daß nur Trockenperioden mit einer Dauer bis zu einem vorgegebenen Grenzwert zur Anpassung einer negativen Binomialverteilung verwendet werden. Diese Vor-

Abbildung 2a:

Anpassung einer GNBV an die beobachteten Häufigkeiten von Trockenperioden (Schwellenwert 0,2mm) der Station Oberleis (9470) für das Kalenderjahr

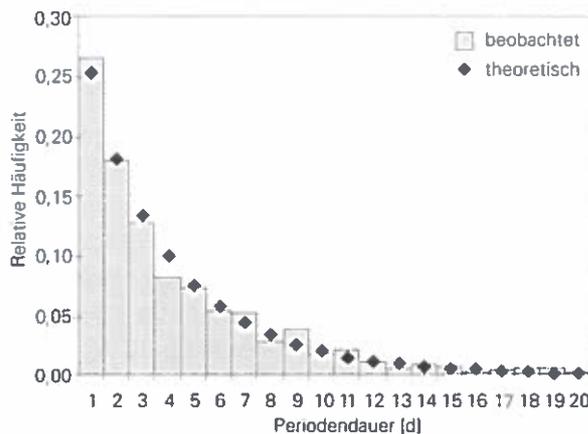
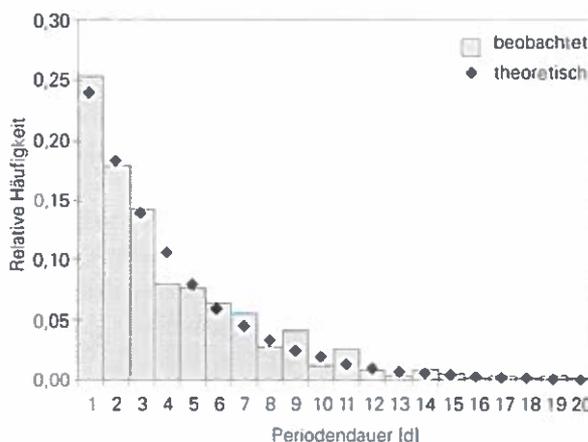


Abbildung 2b:

Anpassung einer GNBV an die beobachteten Häufigkeiten von Trockenperioden (Schwellenwert 0,2mm) der Station Oberleis (9470) für die Vegetationsperiode



gangsweise ist gerechtfertigt, da Trockenperioden mit langen Dauern nur wenig mehr Informationen liefern. Der Grenzwert wurde mit 20 Tagen festgelegt.

Die Überprüfung der angepaßten theoretischen Verteilung wurde mit einem Test nach Kolmogorov-Smirnov durchgeführt (z.B. TAUBENHEIM 1969). Dieser Test ergab mit der vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% keine signifikanten Unterschiede zwischen den empirischen und den angepaßten (theoretischen) GNBV. Es kann daher nicht abgelehnt werden, daß die empirischen relativen Häufigkeiten der Dauern von Trockenperioden durch eine GNBV angenähert werden können.

In Abbildungen 2a und 2b werden die empirischen relativen Häufigkeiten und angepaßten Wahrscheinlichkeiten der GNBV für die Station Oberleis als Beispiel dargestellt. Die Verteilungen haben "L"-Form. Die gewählten Beispiele dienen lediglich zum Nachweis, welches Verfahren für die theoretische Anpassung zweckmäßig ist. Selbstverständlich wären in der Folge zeitliche und räumliche Darstellungen der Verteilungsparameter und z.B. der Dezile möglich. Für einen ersten Überblick wurde aber die in der Folge dargestellte Methodik verwendet.

4.2. Mittlere Dauer von Trockenperioden

4.2.1 Räumliche Verteilung der mittleren Dauer von Trockenperioden

Ein Überblick über die räumliche Verteilung der mittleren Dauer von Trockenperioden in Österreich für den Schwellenwert 0,2mm wurde von NOBILIS (1985) gegeben. Diese Publikation war darauf ausgerichtet, eine großräumige Beschreibung des Phänomens der Trockenperioden durchzuführen und nicht kleinräumige Besonderheiten aufzuzeigen und zu analysieren.

In der nun vorliegenden Arbeit sollen die kleinräumigen Eigenheiten der räumlichen Verteilung untersucht werden, was durch die relative hohe Stationsdichte auch möglich scheint. Außerdem sollen die Änderungen des räumlichen Verhaltens der mittleren Dauer von Trockenperioden, denen unterschiedliche Schwellenwerte zugrundeliegen, diskutiert werden.

Die mittleren Dauern werden für das Kalenderjahr und die Vegetationsperiode jeweils für die vier Schwellenwerte 0,2mm, 2mm, 5mm und 10mm aus dem gesamten Datensatz bestimmt. Die Folgen werden also nicht gestutzt.

Um einen Überblick über die räumliche Verteilung der Mittelwerte zu erhalten, werden an diese Isolinen, Linien des gleichen Wertes des Mittels, angepaßt. In Abbildung 3a sind die Ergebnisse für das Kalenderjahr und in Abbildung 3b jene für die Vegetationsperiode, jeweils für die vier Schwellenwerte, dar-

gestellt. Die Wahl "Vegetationsperiode" und "Kalenderjahr", welches die Daten der Vegetationsperiode enthält, wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den Auswertungen in den Beiträgen zur Hydrographie Österreichs (z.B. HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1994) getroffen.

Abbildung 3a:

Räumliche Verteilung des Mittelwertes der Dauer von Trockenperioden (1971-1994) im pannonischen Wuchsraum für das Kalenderjahr und die Schwellenwerte 0.2mm, 2mm, 5mm und 10mm.

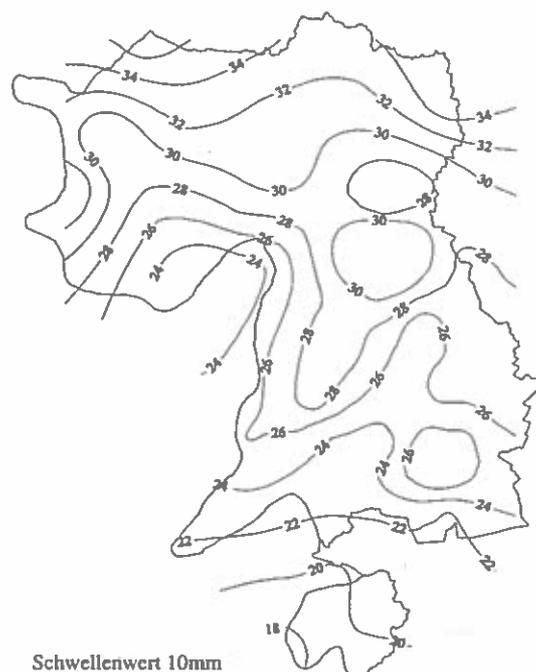
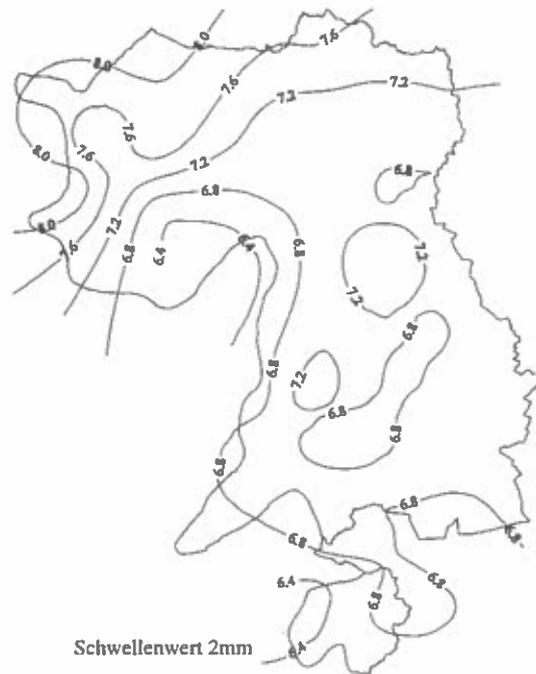
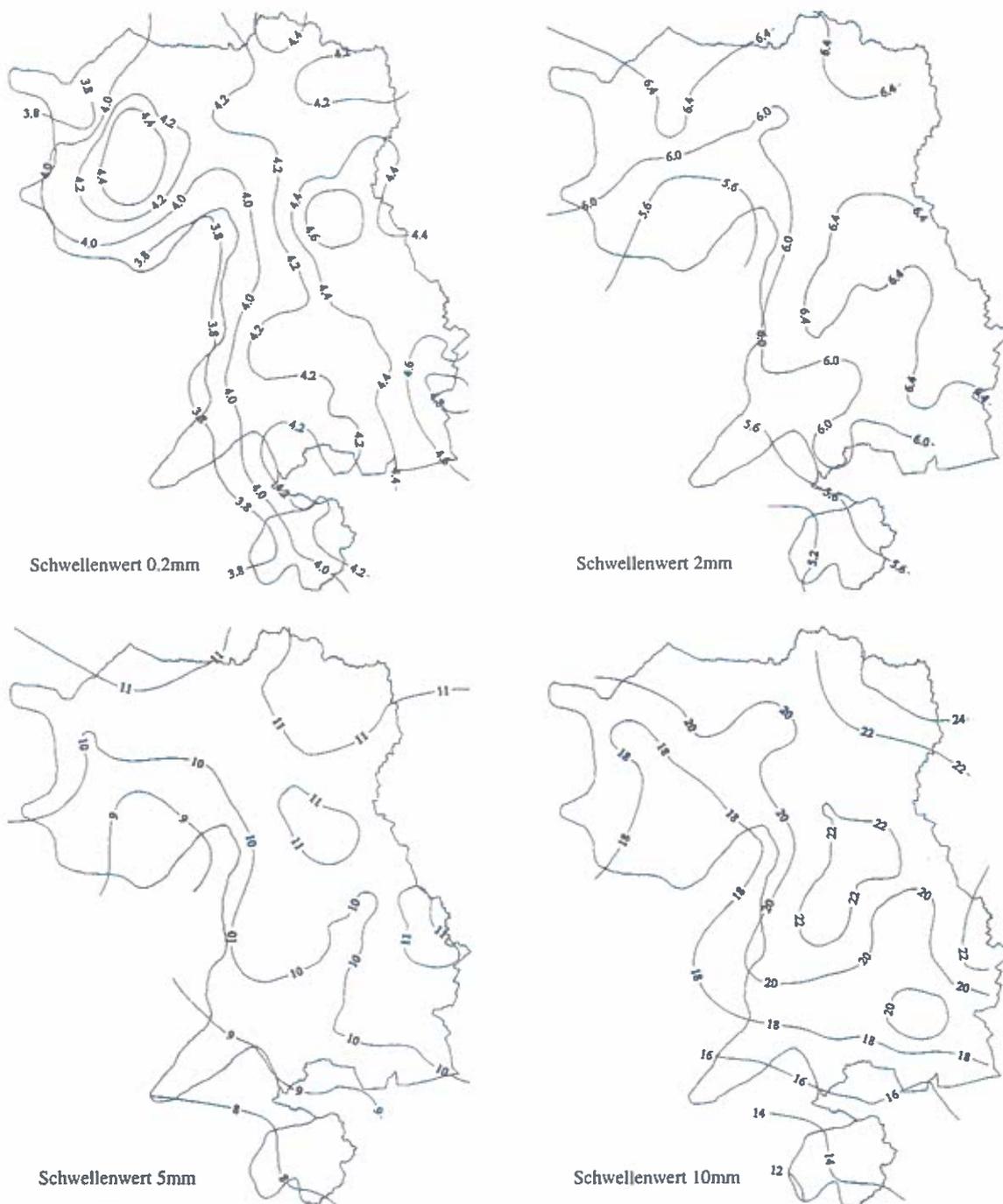


Abbildung 3b:

Räumliche Verteilung des Mittelwertes der Dauer von Trockenperioden (1971-1994) im pannonischen Wuchsraum für die Vegetationsperiode und die Schwellenwerte 0.2mm, 2mm, 5mm und 10mm.



Beim Vergleich der beiden Abbildungen ist festzustellen, daß die mittlere Dauer von Trockenperioden in der Vegetationsperiode kürzer ist als im Kalenderjahr. Das kann auf das vermehrte Auftreten von konvektiven Niederschlägen kurzer Dauer aber hoher Intensität im Sommerhalbjahr zurückgeführt werden. Dabei ergeben sich Tagesniederschlagssummen, welche die vorgegebenen Schwellenwerte übersteigen und

somit die Dauer von Trockenperioden begrenzen. Für das Kalenderjahr zeigt die Abbildung 3a räumlich eine Zunahme der mittleren Dauer von Trockenperioden gegen Nordwesten, der sich für größere Schwellenwerte eher gegen Norden verschiebt. In der Vegetationsperiode ist hingegen eine Zunahme gegen Norden (kleine Schwellenwerte) und Osten (große Schwellenwerte) festzustellen (Abbildung 3b).

Die mittleren Dauern für den Schwellenwert 0.2mm weisen sowohl für das Kalenderjahr als auch für die Vegetationsperiode, im Vergleich zu den höheren Schwellenwerten, ein charakteristisch unterschiedliches Verhalten auf, das durch merklich kleinräumigere Eigenheiten gekennzeichnet ist. Dies kann auf lokale Effekte zurückgeführt werden, welche die Tagesniederschlagssumme beeinflussen und somit auch die Dauer von Trockenperioden.

4.2.2 Vergleich der empirischen Häufigkeitsverteilungen der Dauer von Trockenperioden der Zeiträume 1971-1982 und 1983-1994.

Um zu überprüfen, ob sich im betrachteten Zeitraum 1971-1994 Änderungen in den (meteorologischen) Bedingungen ergeben haben, die sich in den abgeleiteten statistischen Parametern ausdrücken, werden die Stichproben in die Abschnitte 1971-1982 und 1983-1994 unterteilt. Die Unterteilung in nur zwei Zeiträume erfolgt, um halbwegs gesicherte statistische Aussagen zu erhalten.

Getestet werden für jede Station die empirischen Verteilungsfunktionen der beiden Zeitabschnitte, ob diese aus der selben Grundgesamtheit entstammen. Ist es möglich einen statistisch gesicherten Unterschied der beiden Verteilungsfunktionen festzustellen, dann wäre die Suche nach der Ursache, den unterschiedlichen (meteorologischen) Bedingungen, und der Versuch der quantitativen Bestimmung dieser Auswirkungen, angebracht. Als Test wurde ein CHI²-Test verwendet (TAUBENHEIM 1969).

Es ergeben sich an maximal 7% der Stationen signifikante Unterschiede zwischen den empirischen

Verteilungen der entsprechenden Stichproben je nach Schwellenwert (Kalenderjahr/Vegetationsperiode). Mit diesem statistischen Testverfahren kann daher nicht abgeleitet werden, daß sich die mittlere Dauer von Trockenperioden (für die angesetzten Schwellenwerte) im pannonischen Wuchsraum von der Periode 1971-1982 zur Periode 1983-1994 geändert hat.

4.3 Extreme Trockenperioden

4.3.1 Bestimmung von Extremwerten (Kalenderjahr/Vegetationsperiode)

Für jedes Kalenderjahr und jede Vegetationsperiode aus dem Zeitraum 1971-1994 werden für jeden der vier Schwellenwerte (0.2mm, 2mm, 5mm, 10mm) die Extremwerte der Trockenperioden, d.h. die längste Dauer, bestimmt.

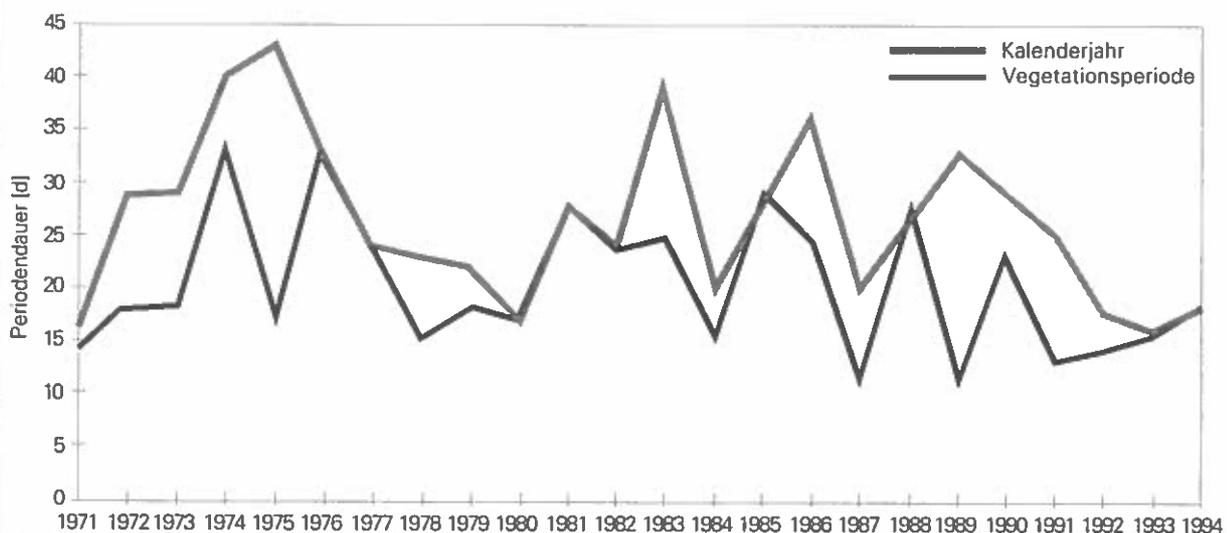
4.3.2 Trenduntersuchung für extreme Trockenperioden

In Abbildung 4 wird am Beispiel der Station Oberleis für den Schwellenwert 0.2mm ein typischer zeitlicher Verlauf der Maxima der Trockenperioden für das Kalenderjahr und die Vegetationsperiode dargestellt. "Typisch" bezieht sich auf das zeitliche Verhalten der Extremwerte sowohl für die anderen Stationen als auch für die anderen Schwellenwerte.

Aus dieser Darstellung des zeitlichen Verlaufes von extremen Trockenperioden ist kein linearer Trend er-

Abbildung 4:

Zeitlicher Verlauf der Extremwerte der Dauer von Trockenperioden für das Kalenderjahr und die Vegetationsperiode für die Station Oberleis (9470) und den Schwellenwert 0.2mm



kennbar. Eine Anpassung einer linearen Regressionsgeraden (Trendgeraden) und ein Test (2-seitiger t-Test) des Regressionskoeffizienten (5% Irrtumswahrscheinlichkeit) bestätigt diese qualitative Abschätzung. Lediglich bei knapp über 5% der Stationen, unabhängig vom Schwellenwert, ist der Regressionskoeffizient bei der gewählten Irrtumswahrscheinlichkeit signifikant. Von einem generellen, räumlich ausgeprägten Trend zu kürzeren oder längeren extremen Trockenperioden kann daher nicht gesprochen werden.

Dieses Ergebnis war aufgrund der Analysen im vorigen Abschnitt zu erwarten. Dort konnte die Nullhypothese, die Verteilungsfunktionen der Trockenperioden der Zeiträume 1971-1982 und 1983-1994 entstammen der selben Grundgesamtheit, mit der gewählten Irrtumswahrscheinlichkeit nicht abgelehnt werden.

4.3.3 Anpassung einer Generalisierten Extremwertverteilung (GEV)

Um Informationen darüber zu erhalten, welche Dauer von extremen Trockenperioden im Durchschnitt einmal in einer gewissen Zeitspanne erreicht oder überschritten wird, wird an die Stichproben der Extremwerte der Dauer von Trockenperioden eine ge-

neralisierte Extremwertverteilung angepaßt (1 Extremwert pro Kalenderjahr bzw. Vegetationsperiode). Die Unabhängigkeit der Daten ist vorausgesetzt.

Die Verteilungsfunktion ist durch die Gleichung

$$F(x) = \exp \left\{ - \left(1 - k[x - x_0] / \alpha \right)^{1/k} \right\} \quad \forall k \neq 0$$

gegeben. x_0 wird Lage-, α Maßstabs- und k Krümmungsparameter genannt. Für positive Werte von k besitzt die Verteilung einen oberen Grenzwert

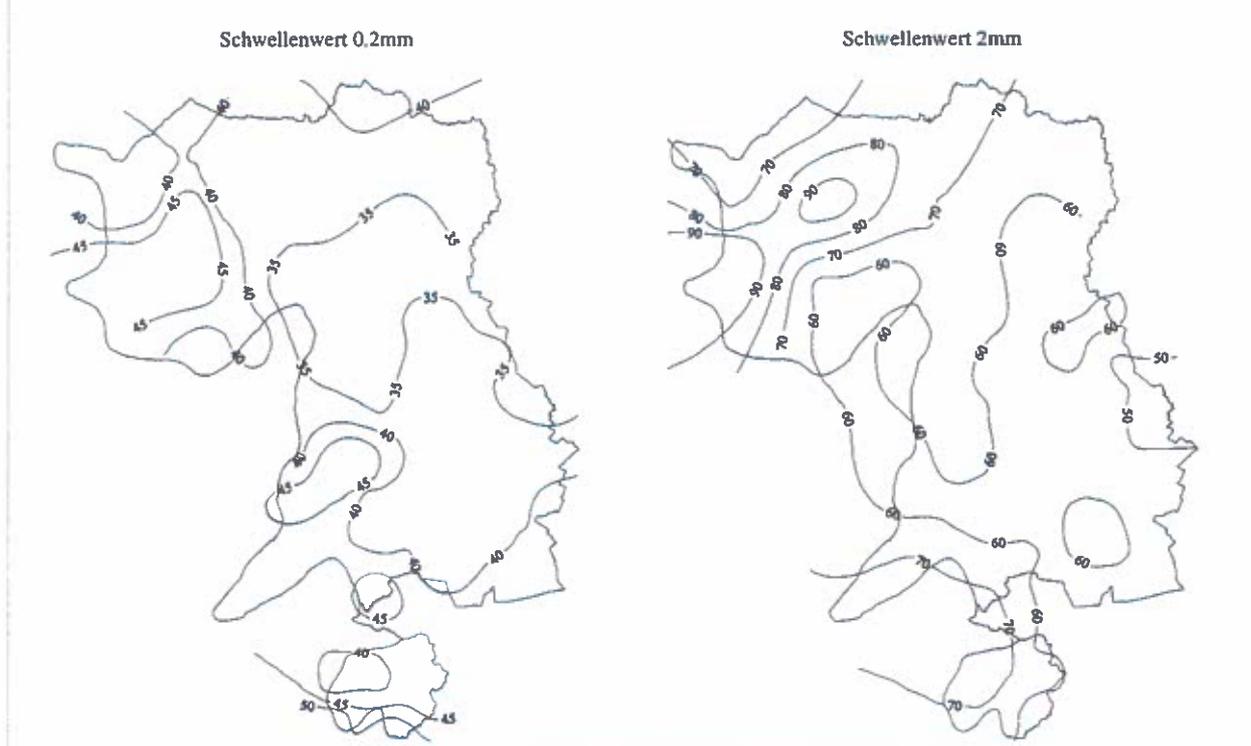
$$x_{\max} = x_0 + \alpha/k$$

Die Abschätzung der Parameter aus den Datensätzen erfolgte nach der Maximum-Likelihood Methode. Die Güte der Anpassung der Verteilungsfunktion an die Datensätze wurde mittels eines Kontrollbandes überprüft (NOBILIS 1990, CEHAK 1971).

In allen Fällen sind, aus statistischer Sicht, die angepaßten Verteilungsfunktionen mit den Daten verträglich. Der Wert und das Vorzeichen des Krümmungsparameters k zeigt für die verschiedenen Stationen und Schwellenwerte ein uneinheitliches Verhalten. Dieses uneinheitliche Verhalten des Krümmungsparameters ist auch aus der räumlichen Verteilung der Dauer von Trockenperioden mit einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren erkennbar, die

Abbildung 5a:

Räumliche Verteilung der Dauer von Trockenperioden mit einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren im pannonischen Wuchsraum für das Kalenderjahr und die Schwellenwerte 0.2mm, 2mm.



durch eine relativ hohe Variabilität gekennzeichnet ist (Abbildung 5a und 5b)

Eine Darstellung der 50 jährlichen extremen Trockenperioden für das Kalenderjahr und die Vegetationsperiode bei den Schwellenwerten 5mm und 10mm erfolgt nicht, da diese Resultate mit Obergrenzen von bis zu 200 Tagen nicht mehr als "dry spell" im Sinne der Untersuchung zu interpretieren sind. Solange statistische Extrapolationen nicht über das 3-fache des Datenumfanges hinausgehen, entstehen erfahrungsgemäß keine Widersprüche. Cluster von Krümmungsparameter mit gleichem Vorzeichen deuten auf den Einfluß anderer meteorologischer Bedingungen hin. Eine Analyse dieser Ursachen wird das Ziel weiterer Untersuchungen sein.

5. Auswertungsergebnisse

An die beobachteten Häufigkeiten von Trockenperioden kann im allgemeinen eine theoretische (gestutzte) negative Binomialverteilung angepaßt werden. Weitergehende Untersuchungen müßten sich

mit der räumlichen Interpretation der Varianzen und der Dezile befassen.

Die räumliche Verteilung der Mittelwerte der Trockenperiode (1971-1994) im Kalenderjahr zeigt für die Schwellenwerte 0.2mm, 2mm, 5mm und 10mm eine Schwankungsbreite von rund 4-5 / 6-8 / 10-16 / 18-35 Tagen. In der Vegetationsperiode liegen für die genannten Schwellenwerte die Schwankungsbreiten zwischen <4 bis 4.5 / <6 bis 6.5 / 8 bis 11 / 12-24 Tagen.

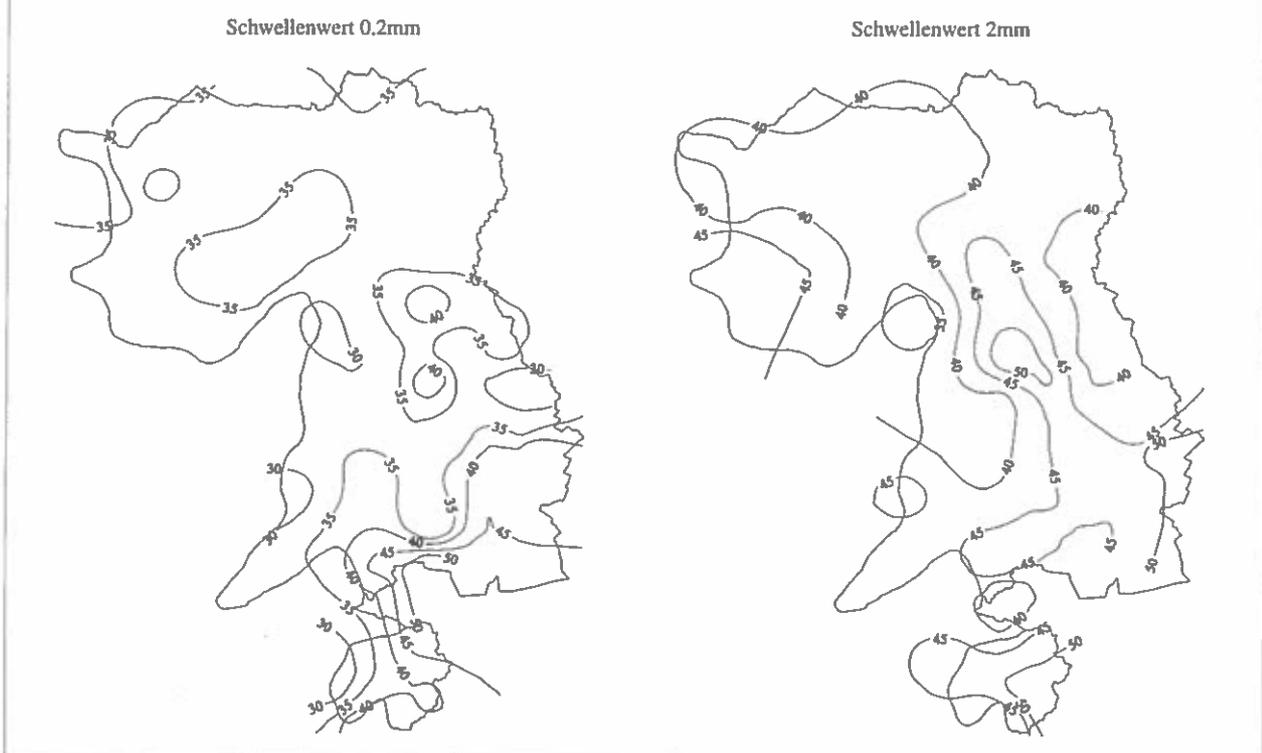
Die mittlere Dauer der Trockenperioden für Kalenderjahr und Vegetationsperiode für die genannten Schwellenwerte unterscheiden sich mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% nicht signifikant in den Perioden 1971-1982 und 1983-1994.

Extreme Trockenperioden zeigen für Kalenderjahr und Vegetationsperiode für die genannten Schwellenwerte mit derselben Irrtumswahrscheinlichkeit keinen (linearen) Trend.

Die räumliche Verteilung der Dauer der extremen Trockenperiode mit einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren ergibt für die Schwellenwerte 0.2mm und 2mm im Kalenderjahr eine Obergrenze von bis zu 50 bzw. 90 Tagen. In der Vegetationsperiode zeigen sich analoge Obergrenzen von bis zu 45 und 50 Tagen.

Abbildung 5b:

Räumliche Verteilung der Dauer von Trockenperioden mit einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren im pannonischen Wuchsraum für die Vegetationsperiode und die Schwellenwerte 0.2mm, 2mm.



6. Schlußfolgerungen

Die vorliegende Untersuchung mit den hier willkürlich gewählten Schwellenwerten ist als erster Ansatz für wuchsraumbezogene Trockenperiodenanalysen zu betrachten. Weitere Einflußgrößen für Wuchsraumbeschreibungen sind zur Interpretation des komplexen Systems Trockenheit heranzuziehen. Die Untersuchungen extremer Trockenperioden ab bestimmten (hohen) Schwellenwerte scheint wenig zielführend. Außerdem wäre im allgemeinen eine Erweiterung des Datensatzes für weiterführende spektralanalytische Untersuchungen zweckmäßig, wie sie beim NOBILIS (1985) durchgeführt wurden. Grundlegende Erkenntnisse und Größenordnungen charakteristischer Parameter können allerdings bereits aus den vorliegenden Untersuchungen abgeleitet werden.

Literatur

- CEHAK K. 1971: *Der Jahresgang der monatlichen höchsten Windgeschwindigkeiten in der Darstellung durch Fisher-Tippett III-Verteilungen*. Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B, 19, 165-182.
- GIBBS W.J. 1975: *Drought - its definition, delineation and effects*. WMO, Special environmental report No. 5, 11-39, Genf.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1994: *Die Häufigkeiten der Niederschläge, Schneehöhen, Lufttemperaturen und Trockenperioden in Österreich im Zeitraum 1981-1990*. Beiträge zur Hydrographie Österreichs, Heft Nr. 53
- LANDSBERG H.E. 1975: *Drought, a recurrent element of climate*. WMO, Special environmental report No. 5, Drought, 41-90, Genf
- NOBILIS F. 1985: *Trockenperioden in Österreich*. VWGÖ.
- NOBILIS F. 1990: *Statistische Untersuchungen zur Frage des vermutlich größten Niederschlags (PMP)*. Bericht über das Forschungsprojekt Nr.46 im Rahmen der Hydrologie Österreichs bei der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.
- PALMER W.C. & DENNY L.M. 1971: *Drought bibliography*. Environmental Data Service, NOAA, Tech. Memorandum EDS 20.
- SUBRAHMANYAM V.P. 1967: *Incidence and spread of continental drought*. WMO, IHD, Report on WMO/IHD projects, No. 2, Genf
- TAUBENHEIM J. 1969: *Statistische Auswertungen Geophysikalischer und Meteorologischer Daten*. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.

Verfasser: MR Univ.Prof. Dr. Franz Nobilis
 OKoär Dr. Viktor Weilguni
 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
 Abteilung IV/A3, Hydrographisches Zentralbüro
 Marxergasse 2
 A-1030 Wien

Wasserhaushalt ausgewählter Standorte im Osten Österreichs

K. GARTNER

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt

Kurzfassung. Ausgehend von einer kurzen klimatischen Charakterisierung Ostösterreichs werden Untersuchungsergebnisse zum Bodenwasserhaushalt im Leithagebirge und in der Nähe von Fürstenfeld präsentiert. Anhand der gezeigten Resultate wird deutlich, wie stark die jeweiligen Bodenfeuchteverhältnisse von den physikalischen Eigenschaften des Bodens abhängig sind. Durch Gegenüberstellung zweier an sich gleicher Standorte mit verschiedenem Bestand wird auf Unterschiede im Bodenwasserhaushalt in Abhängigkeit von Bodenvegetation und Wurzelverteilung eingegangen. Schließlich zeigt ein Beispiel, wie sich hohe Verdunstungsraten zusammen mit geringem Niederschlag auf den Bodenwasserhaushalt auswirken können.

Schlüsselworte: Klima, Niederschlag, Bodenfeuchte, Verdunstung, Interzeption

Abstract. [Water Budget of Selected Sites in the Eastern Part of Austria.] After a short description of the climatic conditions of the eastern part of Austria the paper presents results of investigations in respect of the soil water budget in the Leithagebirge and near Fürstenfeld. These results demonstrate the great impact of the physical properties of the soil on the current soil moisture conditions. Two similar sites with different stands indicate the influence of the vegetation and the distribution of the roots on the soil moisture regime. An example shows the effect of high evaporation rates and almost no precipitation on the soil moisture budget.

Keywords: Climate, precipitation, soil moisture, evaporation, interception

1. Einleitung

Der Osten Österreichs zählt zu den niederschlagsärmsten Regionen des Landes. Die Wasserversorgung eines Waldbestandes ist in diesem Gebiet somit immer wieder durch auftretende Trockenheit gefährdet. Eine standortsgerechte, den vorhandenen Wasservorrat optimal nutzende Bewirtschaftung des Waldes ist daher für Ostösterreich besonders wichtig. Voraussetzungen dafür sind allerdings Kenntnisse über den Wasserhaushalt des Standortes, insbesondere über den Einfluß von Boden und Vegetation auf die Bodenfeuchteverhältnisse.

In dieser Arbeit wird daher versucht, ausgehend von den klimatischen Rahmenbedingungen, die Größenordnung wichtiger Elemente des Wasserhaushaltes mit konkreten Meßergebnissen von ostösterreichischen Standorten abzuschätzen und auf Einflußfaktoren des Bodenwasserhaushalts einzugehen. Schließlich werden einige sich daraus ergebende Konsequenzen für die waldbauliche Behandlung aufgezeigt.

2. Das Klima Ostösterreichs

Österreich liegt im Übergangsbereich zwischen ozeanisch und kontinental geprägtem Klima, wobei die Kontinentalität nach Osten hin zunimmt. Die jährlichen Niederschlagssummen sind hier geringer als im Westen und der Jahresgang der Temperatur ist deutlicher ausgeprägt.

Die klimatische Differenzierung Österreichs zeigt die Klimatypenkarte des Österreich-Atlas (Abbildung 1). Allerdings kommen in dieser Karte die klimatischen Unterschiede innerhalb der ostösterreichischen Niederungen nur unzureichend zum Ausdruck. Größere Teile des Burgenlandes werden mit ein und demselben Klimatyp ("pannonisch trocken warm") ausgewiesen wie der gesamte Nordosten Österreichs.

Die Niederungen Ostösterreichs differenzieren sich aber vor allem im Hinblick auf den Niederschlag. Vom Weinviertel bis zum Südburgenland ist ein deutlicher Anstieg der Niederschlagssummen zu

Abbildung 1:
Klimatypenkarte Österreichs (BOBEK et al. 1971) und Wuchsgebietsgliederung (KILIAN et al. 1994) nach SCHADAUER 1994



verzeichnen. Zur Veranschaulichung dieses Sachverhalts wurden für Abbildung 2 sechs ostösterreichische Stationen ausgewählt. Die Zunahme der Niederschläge von Nord nach Süd beträgt etwa 300 mm. Für die Wasserversorgung des Bestandes ist zudem

die Tatsache bedeutsam, daß ein Großteil dieses vermehrten Niederschlagsangebotes auf das Sommerhalbjahr fällt. Die Niederschläge nehmen im Sommerhalbjahr von Nord nach Süd um etwa 200 mm, im Winterhalbjahr nur um 100 mm zu.

Abbildung 2:
Durchschnittliche Niederschlagssummen über das Jahr und im Sommerhalbjahr an ausgewählten Klimastationen Ostösterreichs im Zeitraum 1961-1990 (HYDROGRAPHISCHER DIENST, 1994)

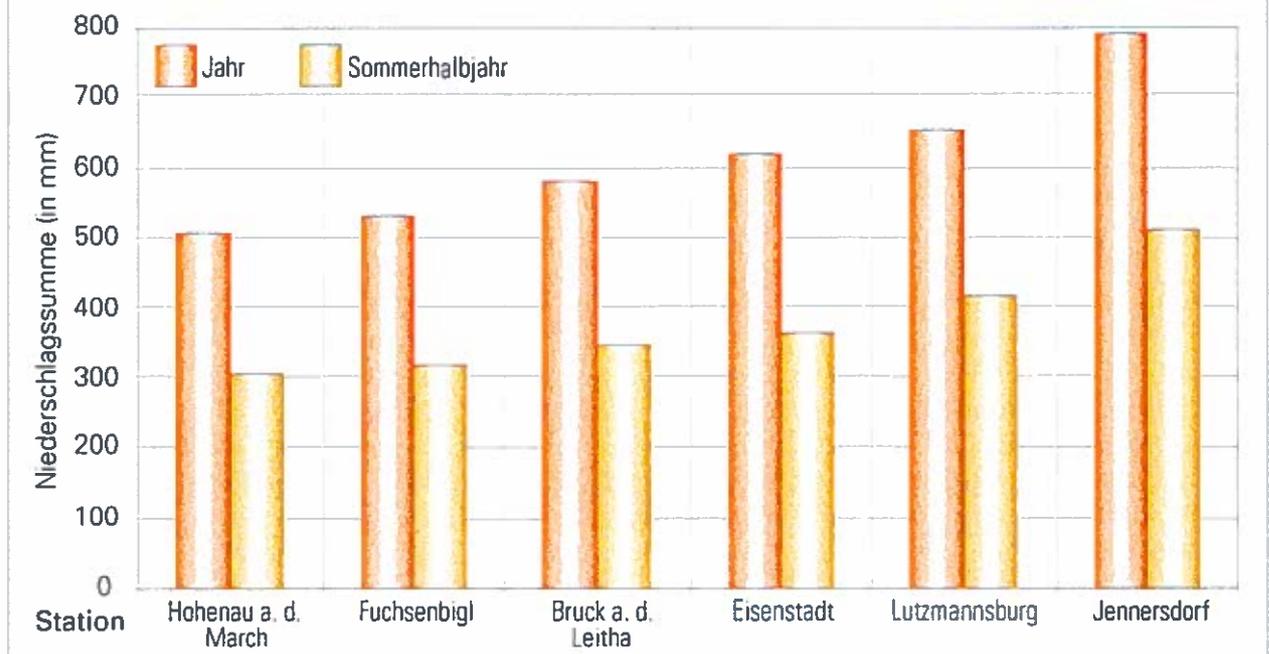
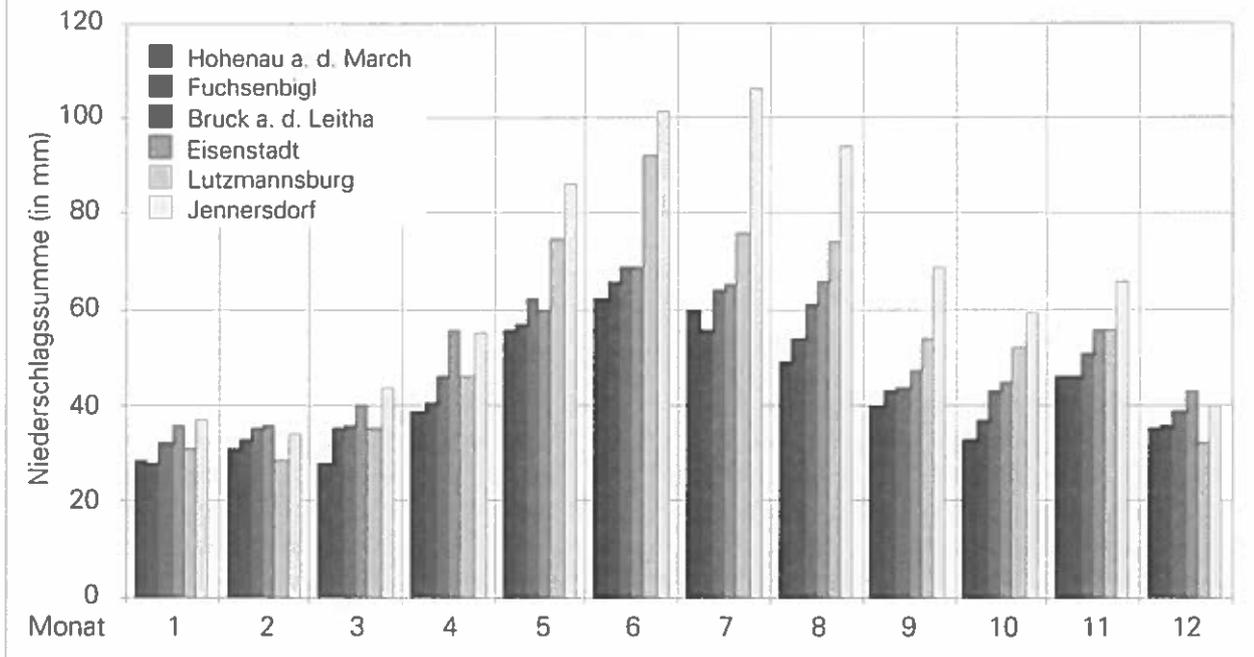


Abbildung 3:
Durchschnittliche Monatsniederschlagssummen an ausgewählten Stationen Ostösterreichs im Zeitraum 1961-1990 (HYDROGRAPHISCHER DIENST, 1994)



Dieser Unterschied wird im Vergleich der Monatsniederschlagssummen derselben sechs Stationen (Abbildung 3) deutlich. Die Niederschlagsmengen zwischen der nördlichsten Station Hohenau an der March und der südlichsten Station Jennersdorf differieren im Juli und August um mehr als 40 mm. Außerdem ist im Gegensatz zu den übrigen Stationen mit einem Niederschlagsmaximum im Juni in Jennersdorf der Juli der niederschlagsreichste Monat, was bereits zum illyrisch submediterranen Niederschlagsgang mit einem zweiten Maximum des Niederschlages im Herbst überleitet. Dieser Tatsache trägt auch die neue forstliche Wuchsgebietsgliederung (KILIAN et al., 1994) Rechnung. Dem südlichsten Teil des Klimatyps "pannonisch trocken warm" wird hier ein anderes Wuchsgebiet ("8.2 - Subillyrisches Hügel- und Terrassenland") zugewiesen und dem Klimatyp "8.1 - Pannonisches Tief- und Hügel-land" gegenübergestellt (Abbildung 1). Die höher gelegenen Teile des Mittelburgenlandes, die auch in der Klimatypenkarte einen anderen Klimatypus aufweisen, wurden dem Hauptwuchsraum "Östliche Randalpen" zugeordnet.

Die Temperaturverhältnisse sind im betrachteten Gebiet dagegen relativ einheitlich. Am wärmsten ist der Seewinkel mit Jahresmitteltemperaturen von über 10 °C. Die Gebiete im nördlichen Weinviertel und im Südburgenland bzw. Oststeiermark weisen dagegen Jahresmitteltemperaturen um rund 9 °C auf.

3. Meßflächen und verwendete Meßmethoden

3.1 Beschreibung der Meßflächen

Für diese Arbeit wurden zwei Untersuchungen, die im Rahmen von Forschungsprojekten der Forstlichen Bundesversuchsanstalt durchgeführt werden, ausgewählt:

Die erste Untersuchung wird seit 1991 im Bereich des Leithagebirges im Revier Sommerein der Versuchswirtschaft Königshof durchgeführt. Mit Hilfe von Bodenfeuchtemessungen und Traufenmessungen an sechs Meßflächen sollen Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen einer Standortskartierung (KARRER & KILIAN 1990) und den Bodenfeuchteverhältnissen gefunden werden.

Die zweite Untersuchung im Raume Fürstenfeld wurde erst 1995 begonnen. Hier soll der unterschiedliche Wasserverbrauch der Bodenvegetation sowie von Flach- und Tiefwurzeln verfolgt werden. Zu diesem Zweck wurden Versuchsflächen im Comendewald nahe Fürstenfeld eingerichtet. An zwei Flächen wurde der Kronendurchlaß und die Bodenfeuchte gemessen.

Für diese Arbeit wurden von den sechs untersuchten Flächen im Revier Sommerein die beiden Flächen "Buchgraben" und "Kolmberg" ausgewählt.

Tabelle 1: Daten zu den ausgewählten Versuchsflächen

Versuchsfläche	Sommerein		Fürstenfeld	
	"Buchgraben"	"Kolmberg"	"Aspenfläche"	"Fichtenfläche"
Seehöhe	220 m	355 m	320 m	320 m
Exposition	Nordost	Ost	eben	eben
Hangneigung	6°	5°	0°	0°
Bodentyp	Parabraunerde	Rendsina	Pseudogley	Pseudogley
Wasserhaushaltsstufe	mäßig frisch	frisch	sehr frisch	frisch
Dominierende Baumarten in der Baumschicht	Traubeneiche Stieleiche Hainbuche Vogelkirsche	Sommerlinde Gemeine Esche Spitzahorn Hainbuche Buche	Aspe Fichte	Fichte

Die Fläche "Buchgraben" liegt am Fuße des Leithagebirges in einer Seehöhe von 220 Metern, die Fläche "Kolmberg" im Gipfelbereich des Leithagebirges in etwa 360 m Seehöhe. Die Flächen unterscheiden sich deutlich im Bodentyp und Bestand (Tabelle 1).

Die beiden auf einer Terrasse liegenden Flächen im Commendewald nahe Fürstenfeld sind nicht einmal 100 Meter voneinander entfernt. Standortlich gibt es zwischen den beiden Flächen weitgehende Übereinstimmung (Tabelle 1). Die Unterschiede bestehen vor allem in der unterschiedlichen Bestockung und dem Vorhandensein bzw. Fehlen einer Moosdecke. Die Fläche unter der Aspe hat fast kein Moos aufzuweisen und ist zu ca. 85 Prozent mit Laub bedeckt. Auf der Fichtenfläche ist eine Moosdecke von bis zu 20 cm anzutreffen und die Laubbedeckung ist sehr gering (unter 5 Prozent).

3.2 Meßmethoden

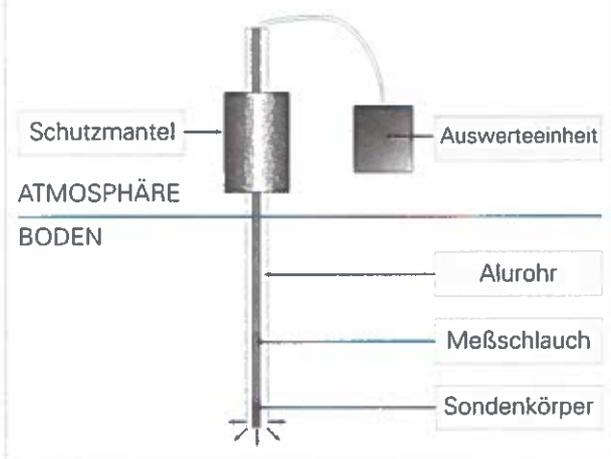
Die Messungen erfolgten einmal monatlich, wobei sie in der Oststeiermark nur während der Vegetationszeit, im Leithagebirge dagegen ganzjährig durchgeführt wurden. Die Traufe wurde mit Hilfe von jeweils vier Totalisatoren an den Versuchsflächen erfaßt. Für die Erfassung des Freilandniederschlages im Revier Sommerein wurden die Niederschlagsdaten einer nahegelegenen meteorologischen Station der Forstlichen Bundesversuchsanstalt verwendet. In Fürstenfeld wurden dafür auf einer nahegelegenen Lichtung zwei Totalisatoren aufgestellt.

Zur Messung der Bodenfeuchte wurden zwei Geräte eingesetzt. Mit Hilfe der Neutronensonde wurden vertikale Profile der Bodenfeuchte im zentralen Punkt der Meßfläche erfaßt. Die TDR-Sonde wurde dagegen zur oberflächennahen Erfassung der Bodenfeuchte benutzt.

3.2.1 Neutronensonde

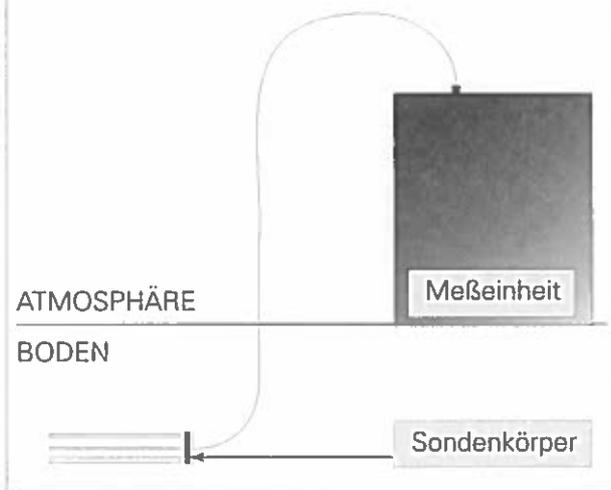
Die Feuchtemessung mit der Neutronensonde beruht auf der Streuung bzw. Abbremsung von schnellen Neutronen durch Wasserstoffatome. Die Zahl der langsamen (abgebremsten) Neutronen ist ein Maß für die Wasserstoffkonzentration und somit für den Wassergehalt des Bodens. Über Details zur Bestimmung des Bodenwassergehalts mit Hilfe von Neutronensonden vgl. BEHR ET AL. 1976 oder HANUS et al. 1972.

Abbildung 4:
Schematische Anordnung der Bodenfeuchtemessung mittels Neutronensonde



Die Neutronensonde ist vor allem zur Erfassung von Vertikalprofilen der Bodenfeuchte gut geeignet. Bei der Messung mit Hilfe der Neutronensonde wurde der Sondenkörper in einem Aluminiumrohr in den Boden hinabgelassen und von der Endtiefe des Aluminiumrohres ausgehend im Abstand von jeweils 10 cm gemessen (Abbildung 4). Der Wassergehalt des Bodens kann mit dieser Methode ab einer Mindesttiefe von 30 cm bestimmt werden, da oberhalb davon durch die Abstrahlung an die Luft keine sinnvolle Messung möglich ist.

Abbildung 5:
Schematische Anordnung der Bodenfeuchtemessung mit vergrabbaren Sonden der TDR-Sonde



3.2.2 TDR-Sonde

Die Messung mit der sogenannten TDR-Sonde (TDR=Time Domain Reflectometry) basiert auf der Abhängigkeit der Ausbreitungsgeschwindigkeit einer elektromagnetischen Welle von den elektromagnetischen Eigenschaften des umgebenden Mediums sowie dem großen Unterschied in den Werten der Dielektrizitätskonstante von Wasser und vom restlichen Bodensubstrat vgl. TOPP et al. 1980 bzw. DASBERG & DALTON 1985.

Mit diesem Gerät kann direkt an der Bodenoberfläche gemessen werden, indem zwei NIROSTA-Stäbe in den Boden gesteckt werden, an denen ein Meßkopf befestigt wird. Aber auch ein Einsatz von vergrabbaren Sonden, die in jeder beliebigen Tiefe eingebracht werden können, ist mit diesem Meßgerät möglich (Abbildung 5). Solche vergrabbaren Sonden wurden auf den Versuchsfeldern bei Fürstenfeld eingesetzt.

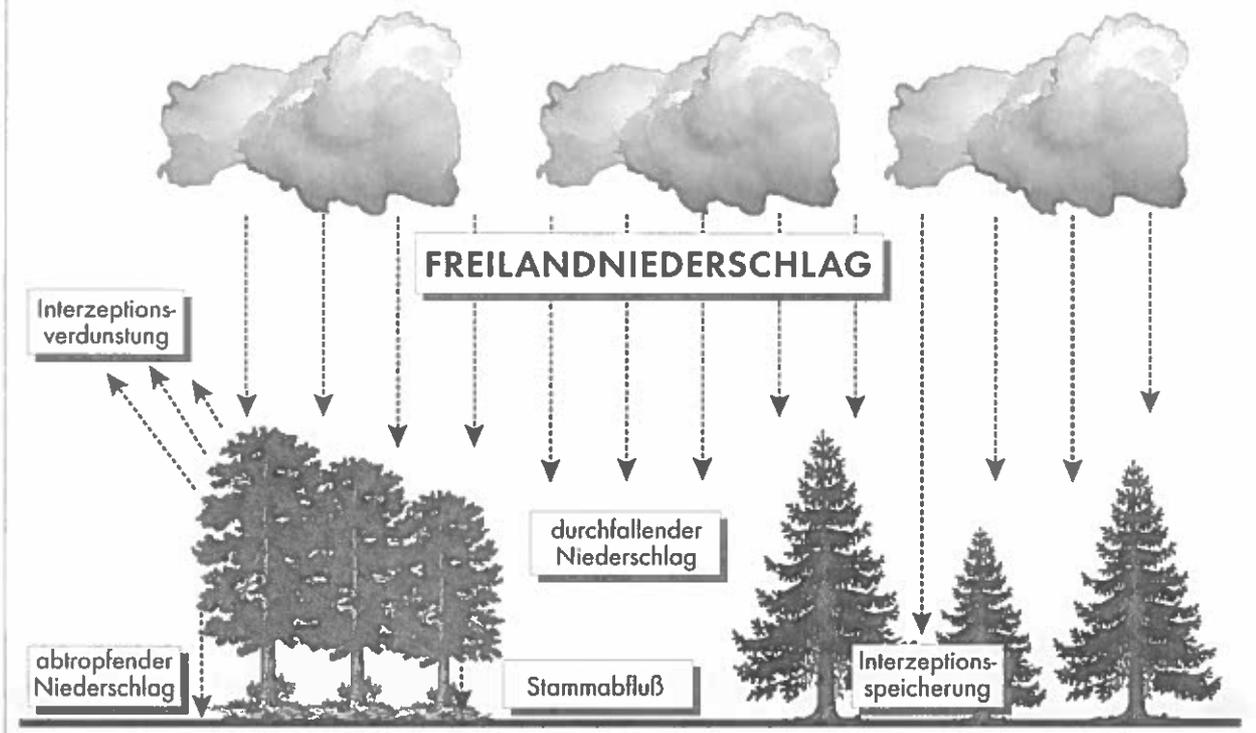
4. Ergebnisse

4.1 Abschätzung des Interzeptionsverlustes

In den Niederungen Ostösterreichs bewegt sich die Niederschlagsmenge während der Vegetationszeit im langjährigen Durchschnitt zwischen 300 mm im Norden und 500 mm im Süden. An den ausgewählten Standorten im Leithagebirge bzw. in der Nähe von Fürstenfeld sind es 350 bzw. 500 mm.

Diese Niederschlagsmenge steht dem Waldboden aber nicht zur Gänze zur Verfügung. Ein großer Teil des Niederschlages wird vom Bestand aufgefangen und kann an den Boden verzögert wieder abgegeben werden. Dies erfolgt entweder durch Abtropfen (abtropfender Niederschlag) oder durch Ablaufen ent-

Abbildung 6:
Komponenten der Niederschlagsbilanz von Vegetationsdecken (modifiziert nach Baumgartner 1990)



lang von Ästen und Stämmen (Stammabfluß). Der aufgefangene Niederschlag kann aber auch längere Zeit vom Bestand z.B. bei Rauhreif gespeichert werden (Interzeptionsspeicherung), oder unmittelbar von der Bestandesoberfläche verdunsten (Interzeptionsverdunstung). Die angeführten Niederschlagskomponenten sind in Abbildung 6 schematisch dargestellt.

In einem Waldbestand geht somit im Normalfall ein erheblicher Anteil des Niederschlags durch Interzeptionsverdunstung verloren und steht somit nicht dem Bodenwasserhaushalt zur Verfügung. Daher ist der Bestandesniederschlag immer deutlich geringer als der Freilandniederschlag (Ausnahmen davon kann es im Winter bei Schneesverwehungen geben). Im Zusammenhang mit dem Interzeptionsverlust gelten nach BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990 folgende Prinzipien:

1. Immergrüne Nadelbaumarten haben das ganze Jahr über ähnlich hohe Interzeptionsverluste.
2. Bei sommergrünen Laubbaumarten sind die Interzeptionsverluste in der Vegetationszeit höher als in der Vegetationsruhe.
3. Während der Vegetationszeit sind die Unterschiede zwischen den Baumarten relativ gering. Allerdings weisen Baumarten mit relativ hohem Stammabfluß (z.B. Buche und vor allem Hainbuche) niedrigere Werte auf.

Nach OTTO (1994) gehen bei Eiche etwa 10 bis 30 Prozent und bei Buche 13 bis 40 Prozent des Niederschlags durch Interzeptionsverdunstung verloren. Für Fichte wird eine Spannweite des Interzeptionsverlustes von 20 bis 78 Prozent angegeben.

Bei den 1995 in Fürstenfeld durchgeführten Messungen wurde der Stammabfluß nicht erfaßt. Streng genommen müßte dieser bei der Abschätzung des Interzeptionsverlustes mitberücksichtigt werden. Er dürfte aber sowohl bei der Fichte als auch bei der Aspe nicht allzu groß sein.

Trotz unterschiedlicher Bestockung der beiden Versuchsflächen unterscheidet sich der Interzeptionsverlust kaum. Während der Vegetationsperiode schwankt er bei beiden Baumarten zwischen 10 und 30 Prozent und beträgt im Mittel über die Vegetationszeit rund 20 Prozent. Somit gelangten von den rund 580 mm Niederschlag, die in der Zeit zwischen Anfang März und Anfang Oktober auf der Freifläche fielen, nur rund 480 mm tatsächlich auf den Waldboden der Versuchsflächen.

4.2 Abhängigkeit der Bodenfeuchteverhältnisse von Bodenart und Profilaufbau

Der auf den Waldboden gelangende Niederschlag kann, sofern das Wasser nicht oberflächlich abfließt, unterschiedlich wirksam werden. Die Verteilung des Wassers im Boden ist sehr stark von den physikalischen Eigenschaften der einzelnen Bodenhorizonte abhängig. Maßgeblich sind dabei die Durchlässigkeit des Bodens und dessen Speichervermögen, im wesentlichen eine Funktion der Bindigkeit, d.h. des Korngrößenpektrums.

Bei den Meßstellen im Leithagebirge ist die Bindigkeit des Bodens von wesentlicher Bedeutung. Je nach Bodenart ergibt sich ein unterschiedliches Bodenfeuchteregime und ein für jedes Bodenprofil charakteristischer Bodenfeuchtegang.

In Abbildung 7 ist die Abhängigkeit der Bodenfeuchte von der Bodenart deutlich zu erkennen. Die Abbildung zeigt den Bodenfeuchteverlauf vom Jänner 1991 bis Ende 1995 am Meßpunkt "Buchgraben" im Leithagebirge. In dieser Grafik ist der Wassergehalt in Volumsprozent angegeben, wobei jede Farbe einen Bereich von 5 Volumsprozent abdeckt. Zusätzlich zum Verlauf der Bodenfeuchte wurde die Bodenhorizontierung an diesem Punkt eingetragen.

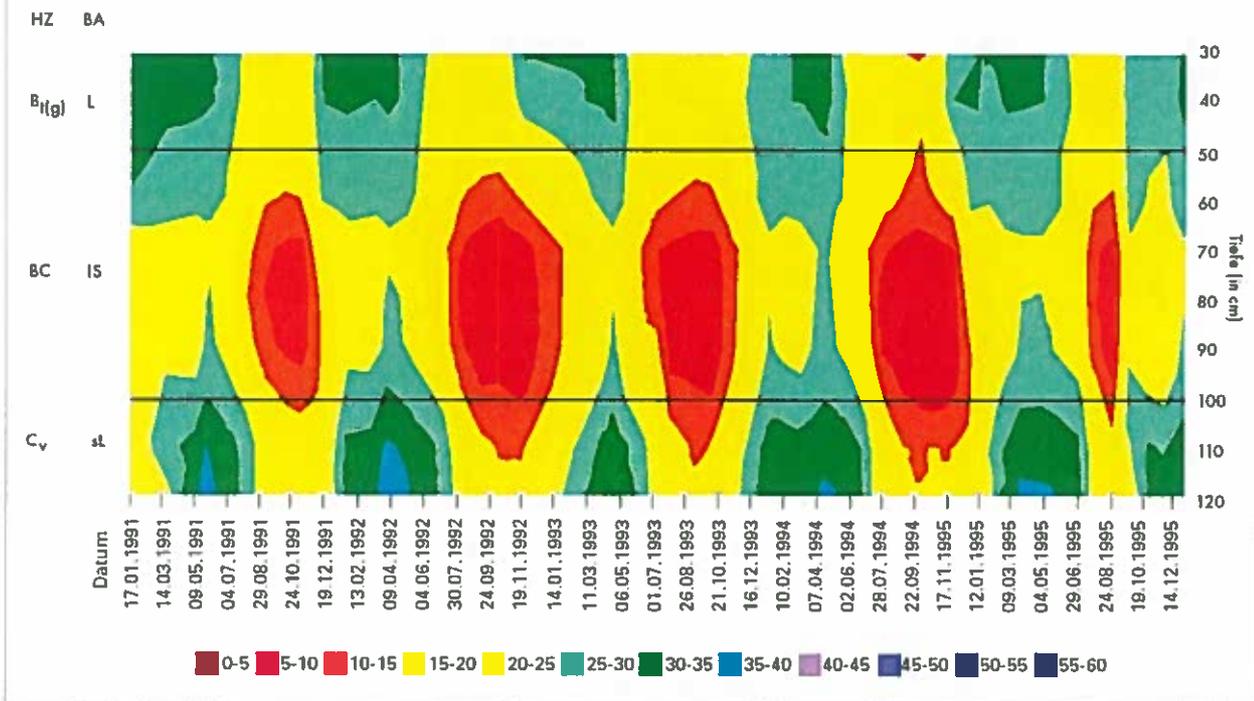
Neben dem hydrologischen Zyklus, der jedes Jahr mehr oder minder gleich abläuft (Zunahme der Bodenfeuchte im Winterhalbjahr und Austrocknung des Bodens während des Sommers) ist der Einfluß der Bodenart deutlich erkennbar. Das Bodenfeuchteregime ändert sich sprunghaft von einem Bodenhorizont zum anderen. Der lehmige Sand des BC-Horizontes trocknet im Spätsommer stärker aus als der darüberliegende Lehm und der darunterliegende sandige Lehm.

Eine Bodenprofilbeschreibung kann somit oft schon wertvolle Hinweise über den Bodenwasserhaushalt liefern. Leider können die physikalischen Bodeneigenschaften häufig nicht korrekt geschätzt werden und variieren auf engstem Raum so stark, daß konkrete Aussagen über den Bodenwasserhaushalt eines Bestandes mitunter nicht einfach sind. Die nächsten beiden Abbildungen verdeutlichen dieses Problem. Diese beschreiben die Bodenfeuchteverhältnisse, am sogenannten Kolmberg, der zweiten hier behandelten Versuchsfläche im Leithagebirge. Auf einer Rendsina mit unterschiedlicher Mächtigkeit sind an dieser Versuchsfläche vor allem Sommerlinden und Eschen zu finden (siehe Tabelle 1).

Die Versuchsfläche erwies sich in mehrfacher Hinsicht als interessant, weshalb auf dieser Fläche neben

Abbildung 7:

Bodenfeuchtegang und Bodenhorizontierung bei der Versuchsfläche "Buchgraben" (Leithagebirge) im Zeitraum 1991 bis 1995. (HZ = Horizont, BA = Bodenart, L = Lehm, IS = lehmiger Sand, sL = sandiger Lehm)



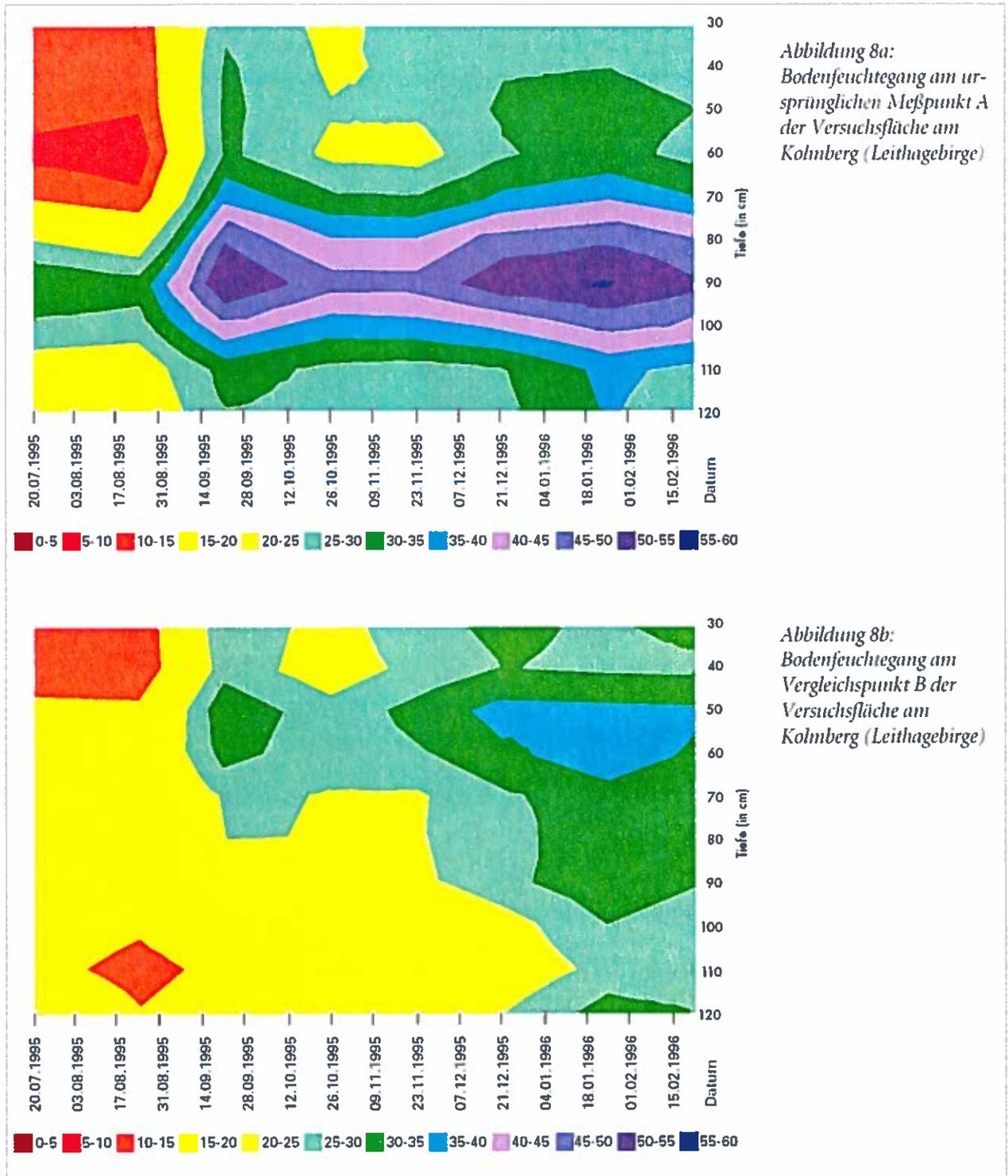
dem eigentlichen Meßpunkt A nachträglich ein zweiter Vergleichspunkt B in 6 m Entfernung zu diesem Punkt eingerichtet wurde.

Bei einer vor Beginn der Bodenfeuchtemessungen durchgeführten Standortskartierung (KARRER & KILIAN 1990) war der Kolmberg als eher trocken eingestuft worden. Im Widerspruch dazu stand zu diesem Zeitpunkt aber die relativ gute Wuchsleistung der hier im Stockausschlag aufgewachsenen Eschen und Sommerlinden. Die Feuchtemessung kann diesen scheinbaren Widerspruch erklären:

Bei der Kartierung wurde der Boden bis zu einer Tiefe von ca. 70 cm angesprochen. Tiefere Stellen wurden nicht erreicht. Wie aus den beiden Abbildungen 8a und 8b ersichtlich ist, bleibt der Boden bis in diese Tiefen auch relativ trocken. Die Einschätzung der Kartierung war in diesem Sinne auch korrekt. Allerdings wurde dabei übersehen, daß es an diesem Standort in tieferen Schichten auch einzelne Stellen gibt, wo anstatt des weniger bindigen sandigen Lehms, der im Großteil der Fläche anzutreffen ist, bindiger Lehm zu finden ist, der die Feuchtigkeit sehr gut halten kann. Noch dazu wird die Versickerung des Bodenwassers an diesen Stellen durch den teilweise recht kompakten Fels behindert, sodaß sich in dieser Tiefe vermehrt Bodenwasser halten kann.

Die Ergebnisse am Meßpunkt A und am Vergleichspunkt B zeigen die Wirkung dieser unterschiedlichen Bodeneigenschaften sehr deutlich. In einer Tiefe von 30 bis 70 cm unterscheiden sich die Bodenfeuchteverhältnisse an beiden Meßpunkten nur unwesentlich. Darunter sind die beiden Feuchteprofile grundlegend verschieden. Am ursprünglichen Meßpunkt A (Abbildung 8a) erreichen die Feuchtwerte in 90 cm Tiefe im Winter und Frühjahr Werte über 50 Volumsprozent. Selbst im Spätsommer sinkt die Feuchte hier nie unter 30 Volumsprozent. Der Boden am Vergleichspunkt B (Abbildung 8b) ist im Spätsommer und Herbst zwar nicht extrem trocken (was 1995 durch die sehr feuchte Witterung zu diesem Zeitpunkt auch nicht möglich war), die Werte sind aber teilweise um mehr als 30 Volumsprozent niedriger als am ursprünglichen Meßpunkt A. Am Vergleichspunkt B steigt der Wassergehalt in dieser Tiefe selbst im Winter nur knapp über 30 Volumsprozent.

Für die Abschätzung des Bodenwasserhaushalts ergeben sich demnach völlig konträre Ergebnisse, je nach dem welchen Meßpunkt man als Ausgangspunkt für die Beurteilung des Standortes heranzieht. Die Ergebnisse des Vergleichspunktes B lassen den Standort als relativ trocken erscheinen, nach den ge-



messenen Bodenfeuchtewerten am Meßpunkt A ist der Standort hingegen gut mit Wasser versorgt. Da diese Unterschiede im Bodenwasserhaushalt auf engstem Raum auftreten, kann man davon ausgehen, daß die am Standort anzutreffenden Bäume mit ihrem weit ausladendem Wurzelsystem die stellenweise hohen Wasservorräte nutzen können und somit die relativ großen Zuwächse des Bestandes ermöglicht.

4.3 Abhängigkeit der Bodenfeuchteverhältnisse vom Bestand

Der aufgrund der Bodeneigenschaften oft schon kleinräumig strukturierte Bodenwasserhaushalt wird noch zusätzlich durch die verschiedenartige Vegetation modifiziert. Der Bestand kann durch unterschiedliche Interzeptionsverdunstung an der Bestan-

desoberfläche und durch das Vorhandensein oder Fehlen einer Bodenvegetation die Befeuchtung des Bodens nachhaltig beeinflussen, als Wasserverbraucher bestimmt der Bestand aber vor allem den Austrocknungsvorgang des Bodens wesentlich mit.

Stellt man einem Bestand mit flacher Wurzelverteilung einen Bestand mit tief reichenden Wurzeln gegenüber, sollte es durch die unterschiedliche Wurzelverteilung deutliche Unterschiede im Bodenwasserhaushalt geben. Ein solcher Vergleich wurde auf den zwei Meßflächen in der Nähe von Fürstenfeld angestellt.

Die Messung der Bodenfeuchte erfolgte unter einer großen Aspe mit tiefreichenden Wurzeln und unter Fichten mit flacher Wurzelverteilung. In den beiden folgenden Graphiken sind die ersten Resultate dieser Messungen dargestellt.

Die beiden Versuchsflächen sind standörtlich weitgehend gleich (siehe Tabelle 1). Die Unterschiede in den beiden Abbildungen 9a und 9b sind somit allein auf die unterschiedliche Bestockung und das Vorhandensein bzw. Fehlen einer Moosdecke zurückzuführen.

Abbildung 9a:
Bodenfeuchteverhältnisse
unter Aspe im
Commendewald bei
Fürstenfeld

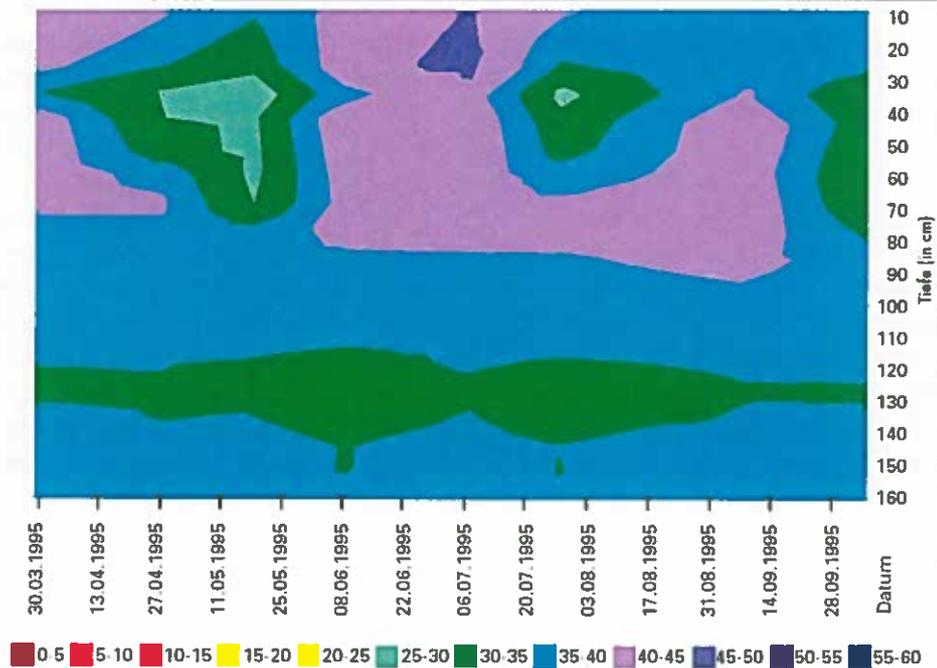
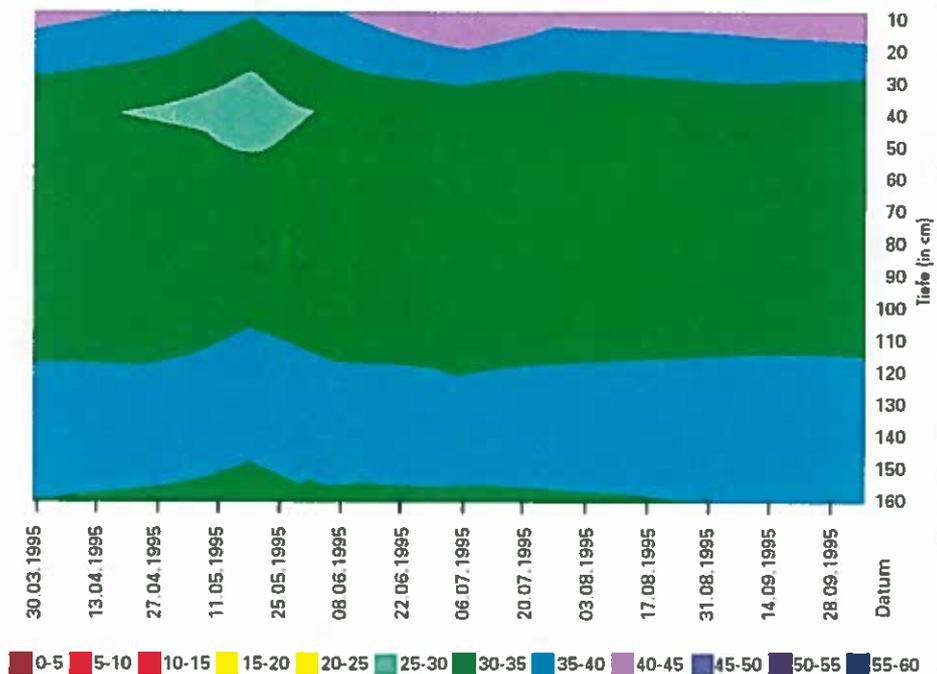


Abbildung 9b:
Bodenfeuchteverhältnisse
unter Fichte im Commendewald bei Fürstenfeld



Schon an der Farbgebung der beiden Abbildungen ist erkennbar, daß dieser Standort um einiges feuchter ist als die Standorte im Leithagebirge. Neben dem Einfluß der Bodenart liegt die Ursache dafür bei den schon erwähnten höheren Niederschlagsmengen.

Unter den Fichten (Abbildung 9b) sind besonders feuchte Bodenschichten nur im Bereich zwischen 10 und 30 cm Tiefe zu finden. Im Gegensatz dazu kann der Boden unter der Aspe (Abbildung 9a) bis über 1 m Tiefe durchfeuchtet werden. Dies hängt sicherlich mit der Moosdecke auf der Fichtenfläche zusammen, die sehr viel Niederschlagswasser auffangen und speichern kann und das Versickern des Wassers stark beeinträchtigt. Diese Mooschicht fehlt unter der Aspe vollständig, sodaß das Niederschlagswasser ungehindert in den Boden eindringen kann.

Weiters ist in beiden Abbildungen die Wurzeltiefe relativ gut sichtbar. Der Hauptwurzelraum der Aspe dürfte sich bis in etwa 1 m Tiefe erstrecken. Bis in diese Tiefe sind noch Änderungen der Bodenfeuchte zu erkennen, die auf einen Wasserverbrauch durch Transpiration schließen lassen. Hingegen deuten die Bodenfeuchteänderungen unter den Fichten auf eine Wurzeltiefe von nur rund 50 cm hin.

Da 1995 die Vegetationsperiode insgesamt feucht war (in der Zeit zwischen Ende April und Anfang

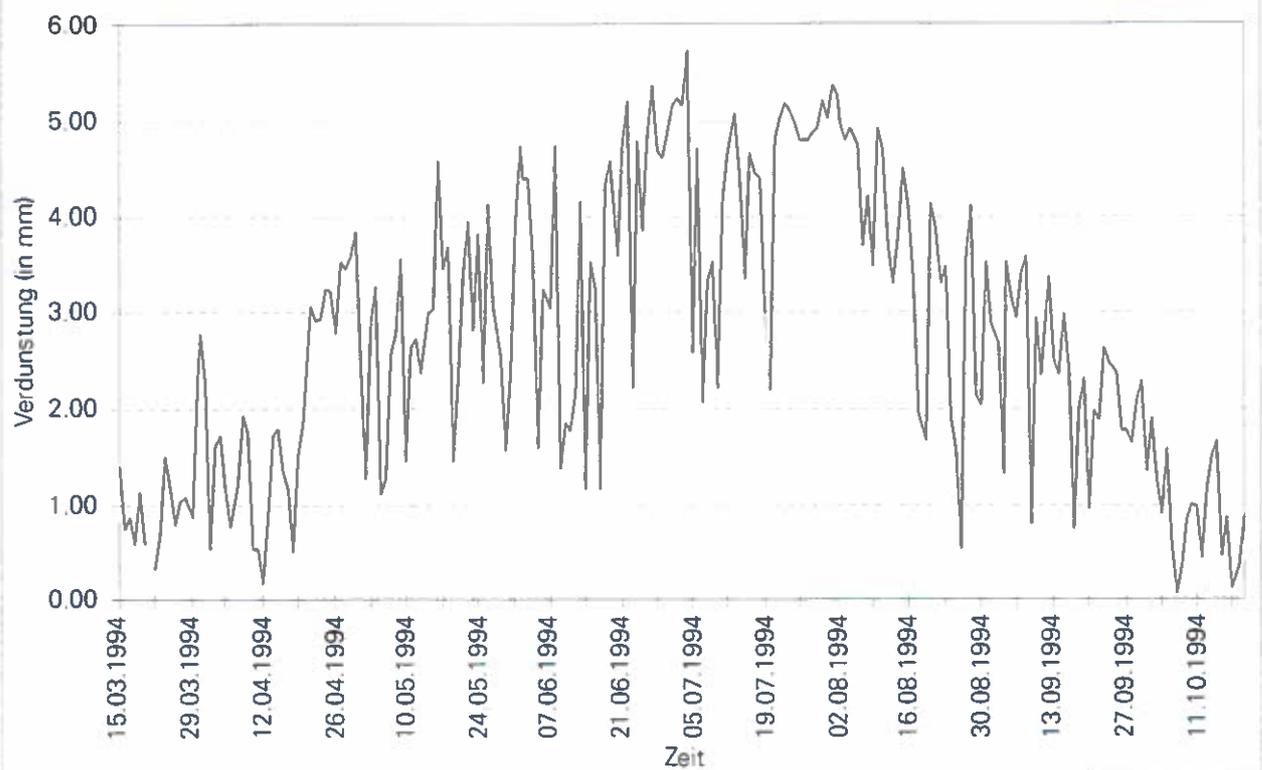
September fiel um fast 100 mm Niederschlag mehr als normal) reichte der laufende Wassernachschub durch den Niederschlag außer für kurze Zeit im Frühjahr aus, um die Ansprüche der Fichten zufriedenzustellen. Die Aspe mußte dagegen auch Ende Juli geringfügig vom Bodenwasservorrat zehren, sodaß hier eine kurzzeitige Austrocknung des Bodens auftrat.

4.4 Abschätzung der Verdunstung

Die Austrocknung des Bodens in einem Bestand kann direkt über die Bodenoberfläche (Evaporation) erfolgen. Zu einem wesentlich größeren Teil erfolgt sie aber über die Vegetation (Transpiration). Die Summe beider Verdunstungsformen ergibt die sogenannte Evapotranspiration. Ist der Wasservorrat im Boden ausreichend, kann die Pflanze mit der maximal möglichen Rate transpirieren. In diesem Fall spricht man von potentieller Evapotranspiration. Diese ist von den atmosphärischen Randbedingungen bestimmt. Sinkt der Bodenwassergehalt aber unter eine bestimmte Grenze, die vom Boden und von der Vegetation abhängig ist, wird die Transpirationsrate vermindert, und die aktuelle Transpiration liegt unter der potentiell möglichen.

Abbildung 10:

Tägliche potentielle Evapotranspiration im Leithagebirge während der Vegetationszeit des Jahres 1994
(nach der Formel von TURC 1961)



Da die Messung der Verdunstung sehr schwierig ist, wurden zu deren Abschätzung zahlreiche Formeln entwickelt. Auch die in Abbildung 10 dargestellten Verdunstungswerte wurden mit Hilfe einer solchen Formel (nach TURC 1961) errechnet. In diese gehen vor allem Temperatur und Strahlung als meteorologische Parameter ein.

In der Abbildung ist der Jahresgang der Verdunstung mit Werten von etwa 1 mm pro Tag Ende März und maximalen Werten von teilweise über 5 mm pro Tag im Sommer deutlich zu erkennen. Auffallend sind die starken Schwankungen der Verdunstungswerte. Diese sind vor allem auf den Einfluß der Strahlung zurückzuführen, die aufgrund der Bewölkungsverhältnisse starken Schwankungen unterworfen ist.

Wenn der Wasserverbrauch gegenüber dem Wassernachschub überwiegt, wird der Bodenwasservorrat allmählich verringert. Dies ist so weit möglich bis das verbleibende Wasser zu stark an den Boden gebunden ist, um für die Pflanze noch verfügbar zu sein. Der Wassergehalt, bei dem dieser "Welkepunkt" erreicht wird, ist von der Bindigkeit des Bodens abhängig. Bei schweren Böden liegt der Welkepunkt bei weitaus höheren Wassergehalten als bei leichten Böden.

Für die Gefährdung eines Bestandes durch Trockenheit ist also entscheidend, ob im Laufe des

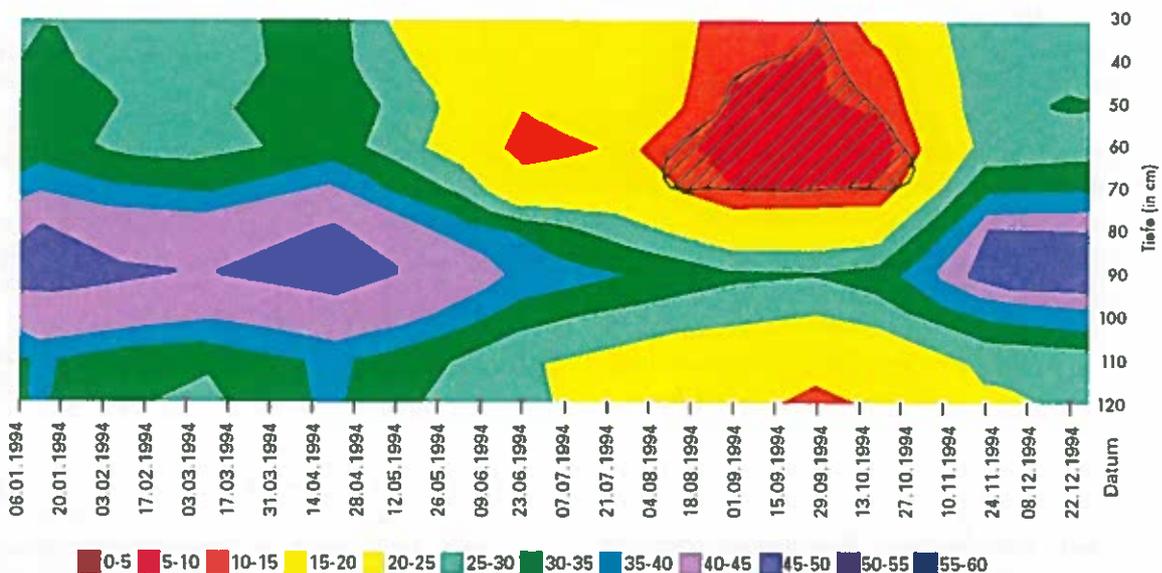
Sommers so extreme Witterungsperioden auftreten, daß dieser Schwellwert erreicht wird und wie lange diese Überschreitung andauert. Ein Beispiel dafür zeigt Abbildung 11. In dieser Abbildung sind die Bodenfeuchteverhältnisse am Kolmberg (Leithagebirge), diesmal für das Jahr 1994 dargestellt. Nach Literaturangaben (KLAGHOFER 1983 und 1984, KRAHMER et al. 1995, KUNTZE et al. 1994) wurde zudem für die angetroffenen Bodenarten im Profil jener Wassergehalt geschätzt, bei dem der Welkepunkt erreicht wird. Somit konnte Ort und Dauer dieses kritischen Feuchtebereichs in der Abbildung eingezeichnet werden.

Von der zweiten Julihälfte bis etwa Mitte August waren durchgehend hohe potentielle Verdunstungsraten zu verzeichnen. Da in diesem Zeitraum auch wenig Niederschlag auftrat, erreichte der Wassergehalt in Teilbereichen des Bodens den Welkepunkt. Auffallend ist dabei, daß dieser Zustand in einer Tiefe von 50 bis 60 cm besonders lange (etwa 2 Monate) andauerte. Dies entspricht offenbar dem Hauptwurzelhorizont, der dem Boden besonders viel Wasser entzieht und ihn vorzeitig austrocknen läßt.

In der in Abschnitt 4.2 beschriebenen feuchten Zone zwischen 80 und 90 cm wurde dagegen der Welkepunkt während des ganzen Beobachtungszeitraumes nicht erreicht.

Abbildung 11:

Bodenfeuchtegang 1994 am Kolmberg (Leithagebirge) sowie geschätzter Bereich, in dem der Welkepunkt erreicht wurde



5. Schlußfolgerungen

Der in Ostösterreich von Haus aus geringe Niederschlag wird unter einem Baumbestand durch die Interzeptionsverdunstung zusätzlich verringert, sodaß dem Waldboden während der Vegetationszeit nur etwa 70 bis 80 Prozent des auftretenden Niederschlags zur Verfügung steht. Vor allem im niederschlagsarmen Nordosten Österreichs ist die Wasserbilanz stets negativ - das heißt, daß der Wasserverbrauch eines Bestandes während der Vegetationszeit größer als die dem Waldboden durch den Niederschlag zugeführte Wassermenge ist. In dieser Zeit muß der zusätzliche Wasserbedarf durch den im Winter akkumulierten Wasservorrat gedeckt werden. Die Menge dieser "Winterfeuchte" und das Ausmaß der Austrocknung im Sommerhalbjahr wird neben den aktuellen Witterungsbedingungen stark von den bodenphysikalischen Eigenschaften bestimmt. Diese können sowohl horizontal als auch vertikal stark variieren. Einzeln herausgegriffene Punkte sind daher für die Beurteilung der Bodenfeuchteverhältnisse eines ganzen Bestandes oft nicht aussagekräftig genug. Außerdem müssen oberflächlich trocken erscheinende Flächen für einen Bestand auch nicht wirklich trocken sein, wenn in tieferen Bodenschichten genügend Wasser vorhanden ist.

Allgemein kann es für einen Waldbestand in Ostösterreich nach heißen und trockenen Sommermonaten immer wieder zu Engpässen in der Wasserversorgung kommen. Diese sind umso kritischer, je schlechter ein Bestand die Wasservorräte des jeweiligen Bodens nutzen kann. Eine mögliche Klimaänderung (durch eine erhöhte Konzentration von Treibhausgasen) würde für Österreich vermutlich eine Temperaturerhöhung und unter Umständen eine Verringerung der Niederschläge im Sommer bringen (HAIDEN 1995). Dies würde zu einer Verschärfung der jetzigen Situation führen und den Weiterbestand von Waldbeständen, deren Wasserversorgung schon jetzt begrenzt ist, in Zukunft in Frage stellen.

Aus diesem Grund ist es besonders wichtig, mit einer standortsgerechten Waldbewirtschaftung die gegebenen Bodenwasservorräte optimal zu nutzen. So können z.B. Baumarten mit weitverzweigten Wurzelsystem kleinräumig auftretende trockene Bodenbereiche wesentlich leichter überbrücken als Baumarten mit kleinem Wurzelraum. Bäume mit tieferreichenden Wurzeln haben unter Umständen die Möglichkeit auch tieferliegende Bodenwasserreservoirs zu nutzen. Auf Standorten, wo wegen Trockenheit

im oberflächennahen Bereich generative Verjüngung problematisch ist, ist eine Nutzung des Wassers tieferer Bodenschichten durch Stockausschlag noch immer möglich.

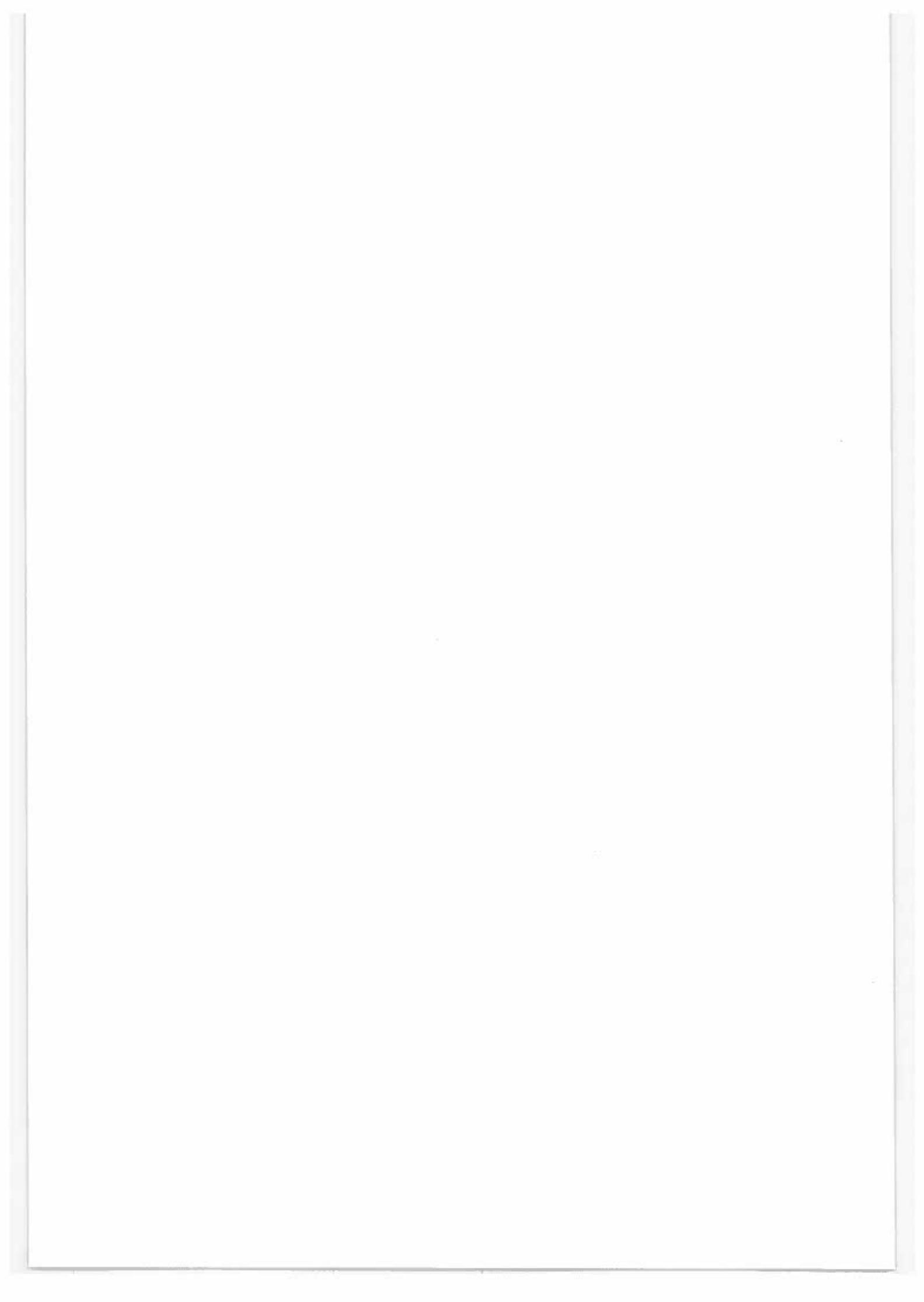
Mit Hilfe solcher Maßnahmen können Waldbestände besser an die standörtlichen Gegebenheiten angepaßt werden, um damit den Weiterbestand der Wälder in Ostösterreich auch unter geänderten klimatischen Bedingungen zu sichern.

Literatur

- BAUMGARTNER A., LIEBSCHER H.J. 1990: *Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. Lehrbuch der Hydrologie Band 1*, Gebrüder Bornträger, Berlin-Stuttgart.
- BEHR O., MÜLLER W. & REITINGER J. 1976: *Praktische Aspekte der Bodenfeuchtemessung mittels Neutronensonde*. Österreichische Wasserwirtschaft Jg. 28, 7/8, 138-146.
- BOBEK H. et al. 1971: *Klimatypen*. In: Österreichische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): *Atlas der Republik Österreich*, Freytag-Berndt und Artaria, Wien.
- DASBERG S. & DALTON F.D. 1985: *Time-domain reflectometry field measurements of soil water content and electrical conductivity*. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 49, 293-297.
- HAIDEN T. UND SCHULTHEIS R. 1995: *Verfahren zur Abschätzung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt von Einzugsgebieten*. Mitteilungsblatt des Österreichischen Hydrographischen Dienstes, Nr. 73, 21-38.
- HANUS, H., SOSS H.J. & SCHURMANN G. 1972: *Einfluß von Lagerungsdichte, Ton- und Schluff- sowie Humusgehalt auf die Wassergehaltsbestimmung mit Neutronensonden*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bd. 132, 4-16.
- HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH 1994: *Die Niederschläge, Schneeverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1981-1990*. Beiträge zur Hydrographie Österreichs, Heft Nr. 52, Hydrographisches Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- KARRER G. & KILIAN W. 1990: *Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 165, Agrarverlag.
- KILIAN W., MÜLLER F. STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wachstumsgebiete Österreichs - Eine Naturraumgliederung nach walddökologischen Gesichtspunkten*. FBVA-Berichte, 82, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- KLAGHOFER E. 1983: *Bodenphysikalische Kenndaten. Exkursionsführer Marchfeld; Thema Boden und Standorte des Marchfeldes*. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 26.
- KLAGHOFER E. 1984: *Bodenphysikalische Kenndaten der Böden im Exkursionsbereich der ÖBG-1983. Exkursionsführer Mühlviertel; Thema Boden des Mühlviertels*. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 28.

- KRAHMER U., HENNINGS V., MÜLLER U. UND SCHREY H.-P. 1995: *Ermittlung bodenphysikalischer Kennwerte in Abhängigkeit von Bodenart, Lagerungsdichte und Humusgehalt*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 158, 323-331.
- KUNTZE H., ROTSCHMANN G. UND SCHWERDTFEGER G. 1994: *Bodenkunde*. 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- OTTO H.J. 1994: *Waldökologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHADAUER K. 1994: *Baumartenatlas für Österreich. Die Verbreitung der Baumarten nach Daten der Österreichischen Waldinventur*. FBVA-Berichte, 76, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- TOPP G.C., DAVIES J.L. & ANNAN A.P. 1980: *Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in Coaxial Transmission Lines*. Water Resources Research, Vol. 16, No.3, 574-582 .
- TURC L. 1961: *Evaluation des besoin en eau d'irrigation, evapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mise en jour*. Ann. Agr. 12, 13-49.

Verfasser: Mag. K. Gartner
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien



Natürliche Waldgesellschaften im "Sommerwarmen Osten" Österreichs

F. STARLINGER

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Ein Überblick über die natürliche Waldvegetation in der kollinen und submontanen Stufe des östlichen Österreich einschließlich der standörtlichen Grundlagen wird präsentiert. Die verschiedenen Pionier-, Dauer- und Klimaxgesellschaften werden fast ausschließlich von Laubbaumarten aufgebaut. In der kollinen Stufe herrschen Eichenarten vor, während in der submontanen Stufe die Rotbuche in den Vordergrund tritt. Überlegungen über die Wirkung einer möglichen Klimaerwärmung auf die Waldgesellschaften des Gebiets werden angestellt. Als Vergleichsgebiet, das bereits heute das erwartete Klima aufweist, wird die Klimaxzone der Balkaneiche in Südosteuropa herangezogen.

Schlüsselworte: Natürliche Waldgesellschaften, Klimaveränderung, Österreich

Abstract. [Natural Woodland Communities in the Warm Eastern Parts of Austria.] A survey of the natural woodland vegetation in the colline and submontane altitudinal zones of Eastern Austria, including ecological background, is presented. The different pioneer, permanent, and climax communities consist almost entirely of deciduous trees. In the colline altitudinal zone several oak species are dominant, whereas in the submontane zone beech is more prominent. The effects of a possible climatic warming on the forest vegetation are discussed. The climax zone of *Quercus frainetto* in South-East Europe is used as a reference area. In that area the expected climate can be observed already at the present time.

Keywords: Natural woodland communities, climatic change, Austria

1. Einleitung

Für einen Waldbau, der sich an natürlichen, selbstregulierenden Waldökosystemen orientiert und standörtliche Eigenheiten zu berücksichtigen versucht, ist die Kenntnis der natürlichen Waldgesellschaft an einem bestimmten Standort eine wesentliche Hilfe. Erst recht gilt das, wenn das aktuelle Waldbild davon stark abweicht und eine naturnähere Baumartenzusammensetzung durch gezielte Maßnahmen erst geschaffen werden soll. MAYER (1974, S. 1) setzt die "natürlichen Waldgesellschaften" mit den "waldbaulichen Behandlungseinheiten" gleich und sieht ihre Kenntnis als "unerläßliche Voraussetzung für eine Ertragssteigerung in wirtschaftlicher und überwirtschaftlicher Hinsicht". Jedenfalls ist die Vegetation als integrierende abhängige Größe einerseits der Ausdruck der kurzfristig mehr oder weniger unveränderlichen Standortfaktoren (Klima, Boden, Hy-

drologie), andererseits das Ergebnis der wechselhaften menschlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Wenn man die Ansprüche der in einem Waldbestand vorhandenen Arten kennt, ist in gewissen Grenzen ein Rückschluß auf Standortfaktoren und frühere menschliche Einflüsse möglich.

Die in der Wissenschaft ebenso wie in den Medien heftig diskutierte globale Klimaerwärmung, die für die nächsten Jahrzehnte erwartet wird, hat möglicherweise eine markante Veränderung der Vegetationsverhältnisse zur Folge und könnte das "Eichensterben" in ihren Auswirkungen für das Gebiet weit übertreffen. Durch die zu erwartende Verschiebung der klimabedingten Vegetationszonen ist die Relevanz der jetzt zu beobachtenden vegetationskundlichen Gesetzmäßigkeiten in Frage gestellt. Es ist jedoch möglich, ausgehend von den heutigen Zusammenhängen zwischen Klima und Vegetation Szenarien für zukünftige Vegetationsverhältnisse bei einer Klimaveränderung abzuleiten.

2. Standörtliche Grundlagen

Die nachfolgende standortkundliche Darstellung des hier behandelten Teils des östlichen Österreich stützt sich soweit wie möglich auf KILIAN ET AL. (1994). In diesem Werk wird das Gebiet großteils im Hauptwuchsgebiet 8 "Sommerwarmer Osten" zusammengefaßt. Dieses zerfällt in die beiden Wuchsgebiete 8.1 "Pannonisches Tief- und Hügelland" und 8.2 "Subillyrisches Hügel- und Terrassenland". Auch die ältere Gliederung von MAYER ET AL. (1971) trifft eine ähnliche Einteilung. Zur Abrundung der vorliegenden Übersicht werden auch Grenzbereiche der benachbarten Hauptwuchsgebiete 5 "Östliche Randalpen" und 9 "Mühl- und Waldviertel" einbezogen.

2.1 Geologie

Eine ältere geologische Übersicht des gesamten Gebiets liegt durch VETTERS (1937) vor, neuere Übersichten existieren für Niederösterreich (THENIUS 1974) und die Steiermark (FLÜGEL & NEUBAUER 1984). Der geologische Untergrund wird großteils von Sedimenten gebildet, die im Jungtertiär als Füllung mehrerer Meeresbecken abgelagert wurden. Es überwiegen Mergel, Schluffe und Tone; daneben treten auch Sande und Schotter (z. B. Hollabrunner Schotter) auf.

Im Quartär entstanden in den Kaltzeiten entlang der Donau und der größeren Flüsse Schotterterrassen. Diese bilden beispielsweise im Marchfeld und im Großteil des Wiener Beckens das Grundgestein. Das jüngste und tiefstgelegene derartige Sedimentationsniveau stellen die Aulandschaften dar.

Härtere Festgesteine aus älteren geologischen Epochen treten nur untergeordnet in der Umrahmung des betrachteten Gebiets und in einigen Hügelländern innerhalb desselben zutage. Kristalline Gesteine (Gneise, Glimmerschiefer, Phyllite, Grünschiefer, Granite) liegen in den Ausläufern der Zentralalpen (z.B. Leithagebirge, Bucklige Welt, Sausal), der Karpaten (Hainburger Berge) und der Böhmisches Masse (z.B. Wachau, Manhartsberg) vor. Mesozoische Karbonatgesteine (Kalke, Dolomite) treten am niederösterreichischen Alpenostrand, in den Hainburger Bergen und als Klippen im zentralen Weinviertel (Leiser Berge, Staatz, Falkenstein) auf, paläozoische Kalke im Grazer Bergland. Daneben kommen vor allem an den Gebirgsrändern jüngere Leithakalke und Süßwasserkalke vor. Die Flyschzone mit Sandsteinen und Mergeln ist im Wienerwald

und seinen Weinviertler Ausläufern (Bisamberg, Schlieflberg) vertreten. Als Zeugen eines jungtertiären Vulkanismus treten im südöstlichen Alpenvorland inselartig Vulkanite (Basalt, Trachyt, Andesit) und vulkanische Tuffe auf, etwa bei Bad Gleichenberg oder Klösch.

Tertiärsedimente und ältere eiszeitliche Schotterterrassen sind zu einem großen Teil von eiszeitlichen äolischen Lockersedimenten bedeckt, gelegentlich auch die Festgesteine der Gebirgsränder. In Niederösterreich und im Nordburgenland handelt es sich großteils um kalkhaltigen Löß, während im südöstlichen Vorland hauptsächlich kalkfreie, glimmerreiche Staublehne abgelagert wurden, die sehr zur Dichtlagerung neigen. Daneben kommen im Marchfeld auch Flugsande vor. In den Hügelländern sind besonders über festem Silikatgestein und Tertiärschotter alte Verwitterungsdecken vorhanden. Diese Braunlehme sind häufig mit Lössen verzahnt oder überlagern diese kolluvial.

2.2 Böden

Ebenso vielfältig wie die geologischen Substrate sind auch die Böden des Gebietes. Für die Bodenbildung sind die Eigenschaften der obersten Gesteinsschichten maßgeblich. Insbesondere eiszeitliche Deckschichten (Löß, Staublehm) und alte Verwitterungsdecken stellen wichtige Ausgangsmaterialien für die Bodenbildung dar. Während in Niederösterreich und im Nordburgenland auf Löß Tschernoseme vorherrschen, sind auf den schweren Staublehmen und tonigen Tertiärsedimenten im südöstlichen Alpenvorland extreme Pseudogleye entwickelt. Auf primär kalkfreien oder entkalkten alten Verwitterungsdecken, wie sie über den verschiedensten Substraten, etwa Silikatgestein, Tertiärschotter oder Mergel, kolluvial auch über Löß vorkommen können, finden sich - häufig pseudovergleyte - Parabraunerden oder daraus entstandene Pseudogleye. Aus Silikatgesteinen, Quarzschottern, Sanden oder sandig-schluffigen Tertiärsedimenten sind meist Braunerden entwickelt, die bei bindigerer Bodenart auch pseudovergleyt sein können und je nach dem Ausgangssubstrat magere oder reiche Böden darstellen. Pseudogleye ist insbesondere auf Flysch der vorherrschende Bodentyp. Karbonatgesteine wiederum tragen Rendsinen oder Kalk-Braunlehme. Eine Sonderstellung nehmen die von Überschwemmung und Sedimentation geprägten Auböden und die grundwasserbeeinflussten Gleye und Feuchtschwarzerden ein.

2.3 Klima

Sowohl das "Pannonische Tief- und Hügelland" als auch das "Subillyrische Hügel- und Terrassenland" weisen ein günstiges Wärmeklima auf. Die geringe Höhenlage (114-670 m Sh.) spiegelt sich in den relativ hohen Jahresmitteltemperaturen (8-10 °C) wider.

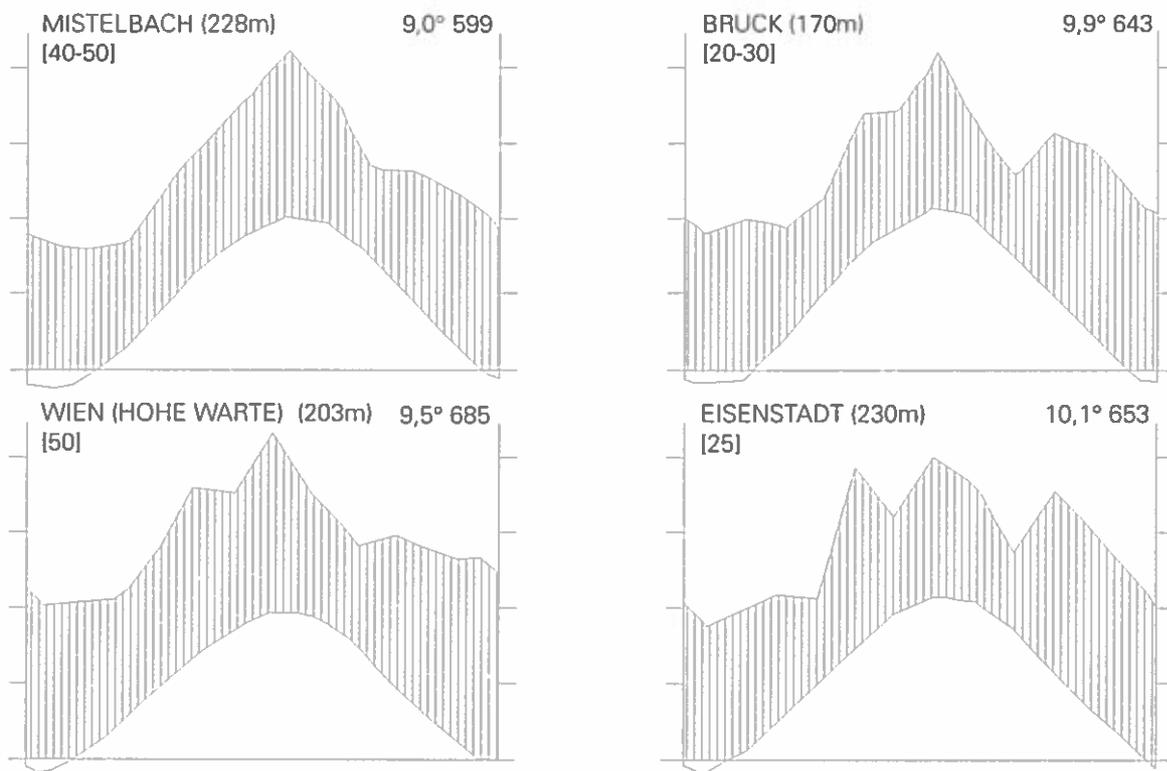
Dem entsprechend sind mit der kollin-planaren und der submontanen Höhenstufe nur die untersten Stufen der mitteleuropäischen Höhenstufenabfolge

(vgl. KILIAN ET AL. 1994, S. 10f.), vertreten. Regional-klimatische Unterschiede innerhalb des Gebietes ergeben sich vor allem aus den Niederschlagsverhältnissen. Die Jahresniederschlagssummen nehmen von Norden (Weinviertel: ca. 490 mm) nach Süden (Südöstliches Alpenvorland: ca. 830 mm) deutlich zu (SCHUME 1993).

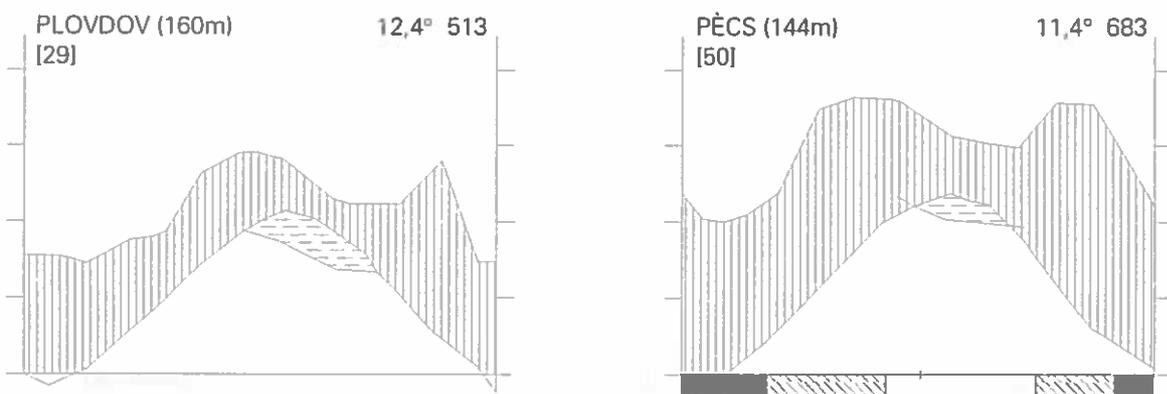
Abbildung 1a zeigt Klimadiagramme aus der kollinen Stufe in Niederösterreich und im Nordburgenland.

Abbildung 1:
Klimadiagramme aus: WALTER & LIETH (1960).

a) Kolline Stufe im Wuchsgebiet 8.1 "Pannonisches Tief- und Hügelland"



b) Vergleichsstationen im südöstlichen Europa



3. Menschlicher Einfluß

Mit den relativ hohen Temperaturen und den durchwegs tiefgründigen Böden, bedingt durch das Vorherrschen von Lockersedimenten, eignet sich das Gebiet gut für die Landwirtschaft. Von dieser werden und wurden vorwiegend die ertragreicheren Standorte in Anspruch genommen, sodaß bei ohnehin unter dem österreichischen Durchschnitt liegender Waldausstattung vor allem jene Flächen als Wälder erhalten sind, die nur schwer in Äcker umgewandelt werden konnten. Auf den für Ackerbau besser geeigneten Böden (z. B. Tschernosem) ist die Ermittlung der natürlichen Vegetation besonders erschwert. Hier muß auch dann, wenn heute ein Waldbestand vorgefunden wird, mit einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung gerechnet werden.

Bei der Rekonstruktion naturnaher Verhältnisse ist zudem zu berücksichtigen, daß der menschliche Einfluß mitunter bis in prähistorische Zeit zurückreicht. Das Waldbild ist dadurch auch heute noch von den Auswirkungen früherer Wirtschaftsformen, wie etwa Streunutzung oder Beweidung mit Rindern, Schafen oder Schweinen geprägt. Im Weinviertel scheint der Übergang zwischen Weide- und Waldflächen in der Vergangenheit fließend gewesen zu sein (FRANK 1937). Das hat in der Vergangenheit zu einer starken Förderung der Rotföhre (*Pinus sylvestris*) geführt. Auch die hier weit verbreitete, traditionelle Bewirtschaftung als Ausschlagwald ist mit Veränderungen in der Artenzusammensetzung verbunden, etwa mit der Zunahme der Hasel (*Corylus avellana*). Man kann daher vom heutigen Waldbild die natürliche Vegetation nicht direkt ableiten. Vielmehr ist ihre gedankliche Rekonstruktion ohne die Abschätzung des historischen menschlichen Einflusses nicht möglich und muß deshalb bis zu einem gewissen Grad unsicher bleiben.

Die Pflanzung von ursprünglich im Gebiet nicht heimischen Baumarten betrifft nicht alle Standorte im gleichen Maß. Zahlreiche Laubbaumarten, beispielsweise Hybridpappel (*Populus x canadensis*), Schwarznuß (*Juglans nigra*) oder Eschenahorn (*Acer negundo*), wurden in Auwälder eingebracht, während außerhalb der Auen im Pannonischen Gebiet nur Robinie (*Robinia pseudacacia*) und Roteiche (*Quercus rubra*) eine größere Rolle spielen. Unter den Nadelhölzern muß im Gebiet die Fichte (*Picea abies*) als Fremdbaumart betrachtet werden. Sie hat im niederschlagsreicheren südöstlichen Alpenvorland einen großen Anteil am Waldaufbau, ist aber besonders auf extremen Pseudogley-Standorten als standortswidrig anzusehen. Weitere Nadelbaumarten, die über ihr

natürliches Vorkommen hinaus angepflanzt wurden und werden, sind Lärche (*Larix decidua*) und Schwarzföhre (*Pinus nigra*). Unter den fremdländischen Baumarten besitzt noch die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) eine nennenswerte Bedeutung.

Schließlich soll auf die Standortsveränderungen hingewiesen werden, die der Mensch durch Eingriffe in den Wasserhaushalt der Landschaft verursacht hat. Gewässerregulierungen, Entwässerung von Naßstandorten etc. führen zu einer Absenkung des Grundwassers und stellen eine wichtige Ursachen des im Gebiet beobachteten "Eichensterbens" dar. Die Grundwasserabsenkung erschwert zudem die Ermittlung der natürlichen Vegetation der betroffenen Standorte.

4. Waldgesellschaften

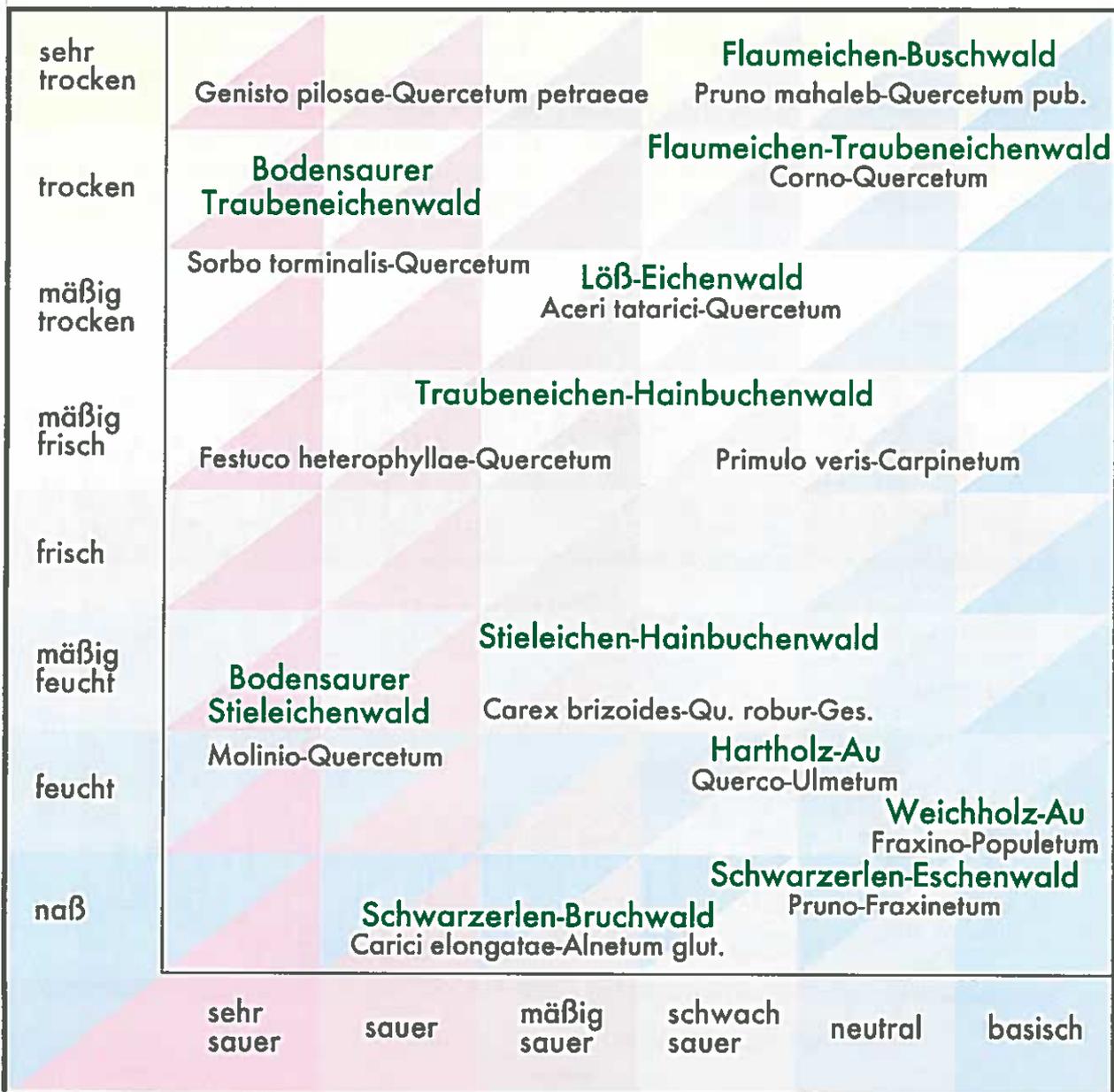
Es gibt zahlreiche Möglichkeiten, die Waldvegetation zu gliedern. MAYER (1974) verwendet beispielsweise als oberstes Einteilungskriterium die dominierenden Baumarten, während die höheren Einheiten der Pflanzensoziologie (z.B. MUCINA ET AL. 1993) durch die gesamte Artengarnitur, insbesondere aber durch Kenn- und Trennarten der Krautschicht definiert sind. In beiden Fällen ist die grundlegende Einheit die Assoziation bzw. Waldgesellschaft, die in ihrer Artenzusammensetzung und den Standortverhältnissen mehr oder weniger gut umschrieben werden kann. Der subjektive Spielraum bei der Fassung der Gesellschaften ist allerdings beträchtlich, und damit im Zusammenhang ist auch die wissenschaftliche Benennung der Assoziationen zwischen verschiedenen Klassifikationssystemen meist recht unterschiedlich. In der vorliegenden Übersicht wird wie bei MAYER (1974) an Begriffen wie "Eichen-Hainbuchenwald" als oberer Gliederungsebene festgehalten, die Umgrenzung und wissenschaftliche Benennung der Gesellschaften lehnt sich jedoch weitgehend an MUCINA ET AL. (1993) an. Ein Teil der Gesellschaften, besonders die flächenmäßig weiter verbreiteten, ist in SCHUME & STARLINGER (1996) genauer beschrieben.

Das Auftreten einer jeden Waldgesellschaft ist durch einen Komplex von Standortsfaktoren bedingt. Die in einem Gebiet vorkommenden Waldgesellschaften können beispielsweise in Ökogrammen mit den wichtigsten Standortsfaktoren (Abb. 2) dargestellt werden. Da die dominierenden Arten, vor allem aber die Baumarten eine weite ökologische Amplitude aufweisen und sich Standortsfaktoren in

ihrer Wirkung zum Teil gegenseitig ersetzen können, weisen jedoch innerhalb einer Gesellschaft die einzelnen Standortmerkmale eine beträchtliche Variation auf. Die Untereinheiten der Gesellschaften, die Subassoziationen, auf die hier allerdings nicht weiter eingegangen werden kann, sind standörtlich besser umschrieben. Wichtige Dienste leisten Standortmerkmale, wenn es darum geht, primäre, naturnahe Ausbildungen einer Gesellschaft von sekundären, durch den Menschen geschaffene Ausbildungen zu unterscheiden, wenn etwa eine Gesellschaft Standortbereiche besiedelt, die deutlich vom natürlichen Vorkommen abweichen.

Die Waldgesellschaften können unter dem Blickwinkel ihrer Gesellschaftsentwicklung betrachtet und danach geordnet werden (vgl. DIERSCHKE 1994, S. 419ff.). Als Klimaxgesellschaft wird innerhalb einer Region (Wuchsgebiet, Höhenstufe) die Endphase der Vegetationsentwicklung auf Durchschnittsstandorten, also auf Standorten ohne lokalklimatische oder edaphische Extreme bezeichnet. Die Klimaxgesellschaft eines Gebiets ist jedoch keineswegs völlig einheitlich, man kann sie vielmehr standörtlich und floristisch weiter untergliedern, sodaß sie eher einem Konglomerat von einander ähnlichen klimaxnahen Gesellschaften entspricht. Eine Dauergesellschaft liegt dann vor,

Abbildung 2:
Waldgesellschaftskomplex der kollinen Stufe im "Sommerwarmen Osten" Österreichs



wenn wegen extremer Standortbedingungen lokal die Entstehung der Klimaxgesellschaft nicht möglich ist. Klimaxgesellschaften und Dauergesellschaften haben einen gewissen Gleichgewichtszustand ohne markante Sukzessionsdynamik erreicht. Dieser Zustand ist jedoch nicht als absolut stabil zu betrachten. Auch die Klimaxgesellschaft kann durch natürliche Katastrophen (Brand, Windwurf etc.) wieder auf Anfangsstadien der Sukzession zurückgeworfen werden. Die dann entstehenden Pionier- und ihre Folgegesellschaften zeigen meist eine rasche Weiterentwicklung (Sukzession) zur lokalen Schlußwaldgesellschaft. Auch anthropogene Ersatzgesellschaften unterliegen häufig einer Sukzession in Richtung zu naturnäheren Verhältnissen, oft verbunden mit einem Baumartenwechsel.

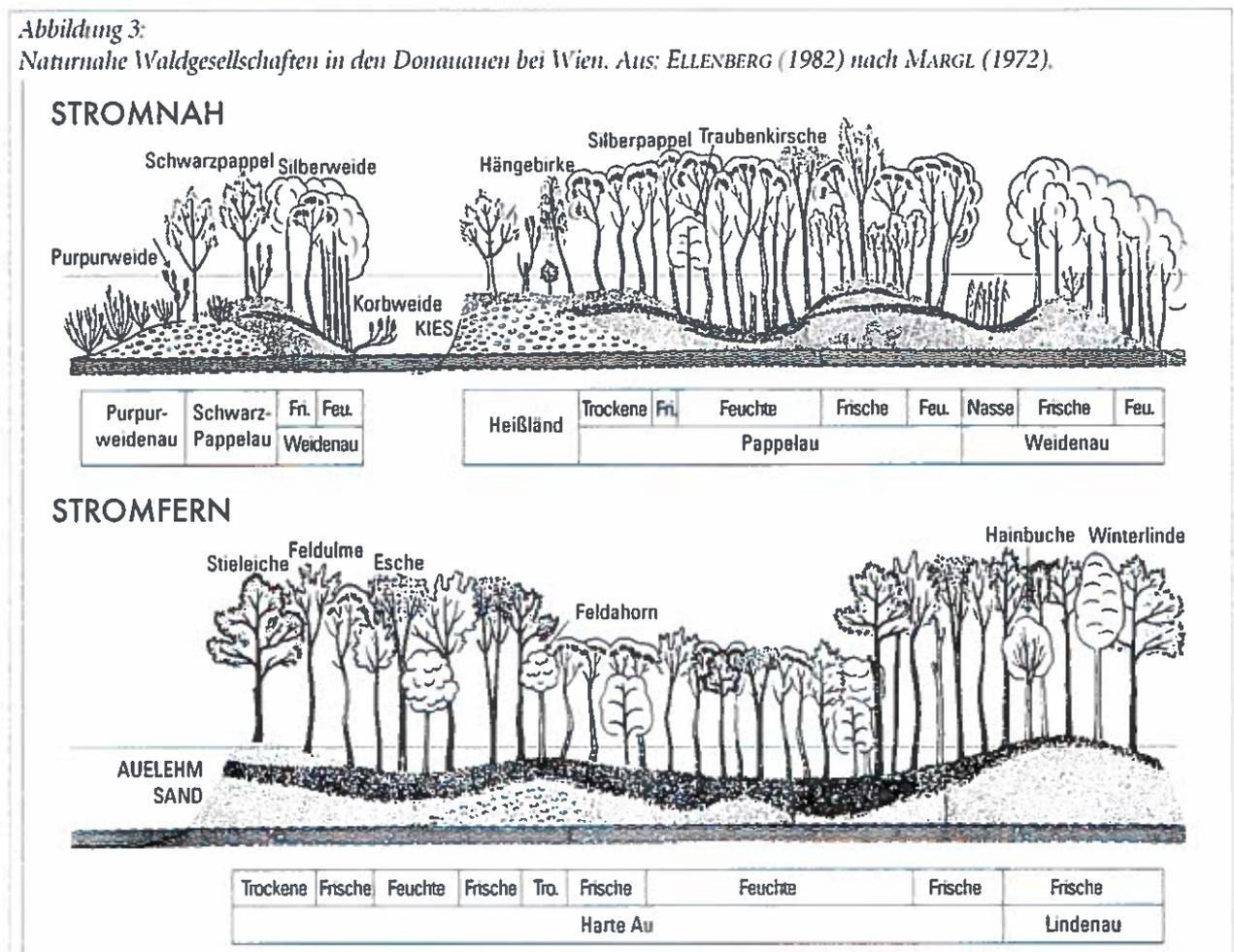
4.1 Pionier- und Folgegesellschaften

Über natürliche Sukzessionsvorgänge, wie sie in der ursprünglichen, vom Menschen nicht oder kaum beeinflussten Naturlandschaft Mitteleuropas als Folge von Sturm- und Brandkatastrophen abgelaufen sind,

ist wenig bekannt. Man kann sich aber an der Sukzession auf Kahlschlägen, die in mancher Hinsicht ähnliche Verhältnisse aufweisen dürfte, orientieren. Auf erste Pionierstadien mit meist hochwüchsigen Kräutern, Stauden und Gräsern, vor allem mit Reitgras (*Calamagrostis epigejos*), folgen Gebüsche, in denen Holunder (*Sambucus nigra*) und Brombeer-Arten (*Rubus*) eine größere Rolle spielen. Die darauf folgenden Vorwälder enthalten Birke (*Betula pendula*), Salweide (*Salix caprea*) und Zitterpappel (*Populus tremula*).

Der einzige Bereich, in dem im betrachteten Gebiet natürliche Sukzessionen von Pionier- bis zu Schlußgesellschaften ablaufen können, sind manche Aulandschaften (Donau, March, Lafnitz). Sofern sie durch Verbauungsmaßnahmen nicht verhindert werden, stellen hier Umlagerungsvorgänge durch Hochwässer (Anlandung, Auflandung, Erosion) die Kraft dar, die das Sukzessionsgeschehen im Gang hält. Ein Pionier-Gebüsch mit Purpurweide (*Salix purpurea*) und der Silberweiden-Auwald (*Salicetum albae*) sind die wichtigsten Gesellschaften. Auch Schwarzpappel (*Populus nigra*) hat ihre ursprünglichen Vorkommen an relativ trockenen Pionierstandorten auf Uferwällen und Schotterhaufen (MARGL 1972, Abb. 3).

Abbildung 3: Naturnahe Waldgesellschaften in den Donauauen bei Wien. Aus: ELLENBERG (1982) nach MARGL (1972).



4.2 Dauergesellschaften mit guter Wasserversorgung

Der größte Teil der Auwälder ist eher den Dauer- als den Pioniergesellschaften zuzuordnen. Sie entwickeln sich auch mehrere Baumgenerationen hindurch nur wenig weiter, solange die hydrologischen Verhältnisse einigermaßen konstant bleiben. Die Standortverhältnisse wurden allerdings durch Flußbau-Maßnahmen auf weite Strecken verändert, so daß heute zahlreiche Auwälder einer Sukzession hin zur regionalen Klimax unterliegen.

An der Donau (Abb. 3) kann eine Zonierung beobachtet werden, in der die Überschwemmungshäufigkeit, verbunden mit der Nähe zum Strom, die wichtigste Rolle spielt. Der Grundwasserabstand sorgt für eine zusätzliche Untergliederung in nasse, feuchte, frische und trockene Austandorte. Der stromnähere Silberpappel-Auwald (*Fraxino-Populetum*) wird häufiger überschwemmt. Die hier vorkommenden Grauen Auböden können sich infolge der regelmäßigen Sedimentation von Schwebstoffen nicht weiterentwickeln. Stromfern, auf Braunen Auböden findet man einen Hartholz-Auwald (*Querc-Ulmetum*) mit Esche (*Fraxinus excelsior*), Feldulme (*Ulmus minor*, heute selten) und Stieleiche (*Quercus robur*). In der feuchten Hartholz-Au ist auch Silberpappel (*Populus alba*) noch vorhanden. Der trockene Hartholz-Auwald mit Winterlinde (*Tilia cordata*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) findet Entsprechungen auf grundwassernahen Feuchtschwarzerde-Standorten und leitet zu den Eichen-Hainbuchen-Klimaxwäldern über.

Andere Flüsse weisen ähnliche Zonierungen von flußnäheren Weichholz-Auen und flußfernen Hartholz-Auen auf, jedoch können zwischen den einzelnen Flußsystemen bedeutende Unterschiede vorliegen. Beispielsweise sind an der March Hartholz-Auwälder (*Fraxino pannonicæ-Ulmetum*) mit Quirlleiche (*Fraxinus angustifolia*) auch auf Standorten zu finden, die fast jährlich überschwemmt werden. Da die Hochwässer vorwiegend im Frühling (März, April), also noch vor dem vollen Einsetzen der Vegetationsperiode kommen, werden überschwemmungsempfindliche Baumarten kaum beeinträchtigt.

Bachauwälder auf Gleyen oder Schwemmböden zeichnen sich durch hohen, wenig schwankenden Grundwasserstand aus. Überschwemmungen dauern nur kurz; Umlagerungsvorgänge spielen keine Rolle. Unter diesen Bedingungen besitzt die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) große Bedeutung. Der

Schwarzerlen-Eschenwald (*Pruno-Fraxinetum*) stellt hier die wichtigste Dauergesellschaft dar.

Geringen Anteil an der Waldfläche haben Schwarzerlen-Bruchwälder. Diese sind an sehr hoch anstehendes Grundwasser gebunden, so daß es zur Bildung von Niedermoor-Torf kommt. Derartige Standorte treten vor allem im Südburgenland, aber auch im Wiener Becken, im Seewinkel und im Marchfeld auf. Besonders die Bestände in den letzteren Gebieten sind aber heute von Grundwasserabsenkung betroffen.

Auf schweren Böden in ebener Lage (Stablehm über Terrassenschotter), wie sie im südöstlichen Alpenvorland vorkommen, kommt es zu einem extremen Tagwasserstau. Auf diesen Stagnogleyen ist wegen der schlechten Bodendurchlüftung die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) benachteiligt. Obwohl die meisten derartigen Standorte im Klimaxbereich der Rotbuchenwälder liegen, ist hier von Natur aus ein Stieleichen-Hainbuchenwald (*Carex brizoides-Quercus robur*-Ges.) entwickelt. Inwiefern der bodensaure Pfeifengras-Stieleichenwald (*Molinio arundinaceæ-Quercetum*), der auf ärmeren Stagnogley-Standorten auftritt, als natürlich gelten kann, oder ob er auf eine Degradation durch eine frühere Streunutzung zurückgeht, ist nicht geklärt (SCHUME & STARLINGER 1996). Die Tanne (*Abies alba*) scheint auf diesem Standortstyp eine natürliche Mischbaumart zu sein.

An weiteren natürlichen Waldgesellschaften treten Lindenwälder und Bergahorn-Eschenwälder nur kleinflächig auf.

4.3 Dauergesellschaften an Trockenstandorten

Sonnseitige Standorte an Ober- und Steilhängen sowie auf Kuppen weisen über hartem Grundgestein in der Regel flachgründige Böden mit schlechter Wasser- und Nährstoffversorgung auf. Im niederschlagsarmen pannonischen Klima, insbesondere in der kollinen Stufe kommen hier kleinflächig auch von Natur aus waldfreie Standorte vor. Größere Flächen werden jedoch von schlechtwüchsigen Eichenbestände eingenommen, in denen die submediterrane Flaumeiche (*Quercus pubescens*) eine große Bedeutung hat. Sie bildet vor allem auf Karbonatgestein (Alpenostrand, Hainburger Berge), seltener auch auf kalkreichem Flysch (Leopoldsberg) niederwüchsige Buschwälder (*Pruno mahaleb-Quercetum pubescentis*, *Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis*), denen zahlreiche Sträucher sowie licht- und wärmeliebende krautige Pflanzen beigemischt sind (Abb. 4). Während in den

extremere Flaumeichen-Buschwäldern meist Rendsinen oder Pararendsinen vorliegen, kommen im etwas besserwüchsigen Flaumeichen-Traubeneichenwald (Corno-Quercetum), der standörtlich zur Klimax überleitet und dem bereits Feldahorn (*Acer campestre*), Esche oder Hainbuche beigemischt sein können, Kalk-Braunlehme vor (Abb. 5).

Auf Silikatgestein werden die entsprechenden Trockenstandorte von bodensauren Traubeneichenwäldern (*Genisto pilosae-Quercetum petraeae*, *Sorbo torminalis-Quercetum*) besiedelt. Diese Gesellschaften treten besonders im Grenzbereich zum Waldviertel auf. Im Leithagebirge kommt die Flaumeiche auch auf Silikatstandorten vor.

Am niederösterreichischen Alpenostrand werden von der kollinen bis in die mittelmontane Stufe Steilhänge mit flachgründigen Dolomit-Rendsinen von schlechtwüchsigen Schwarzföhrenwäldern (*Euphor-*

bio saxatilis-Pinetum nigrae, *Seslerio-Pinetum nigrae*) eingenommen (Abb. 6). Diese lichten Schutzwälder stellen die ursprünglichen Standorte der Schwarzföhre dar, während die Schwarzföhrenwälder im eigentlichen pannonischen Gebiet (Steinfeld, Marchfeld) sowie ein beträchtlicher Teil der Bestände am Alpenostrand künstlich begründet wurden.

Die ursprüngliche Vegetation der Rendsina-Standorte auf Schotter im Steinfeld und der Sandstandorte im Marchfeld ist kaum rekonstruierbar. Naturnahe Waldreste fehlen weitgehend; die heute vorhandenen Schwarzföhren- bzw. Robinien-Bestände wurden künstlich begründet. Neben lichten schlechtwüchsigen Wäldern könnten auch primär waldfreie Steppenrasen vorhanden gewesen sein, wie sie MALICKY (1969) für das Steinfeld annimmt.

Lößstandorte mit (braunem) Tschernosem stellen, wenn sie keine zusätzliche Wasserzufuhr - etwa an

Abbildung 4:
Flaumeichen-Buschwald am Niederösterreichischen
Alpenostrand (Eisensteingrotte/Fischauer Vorberge).
Aus FRANK (1991).

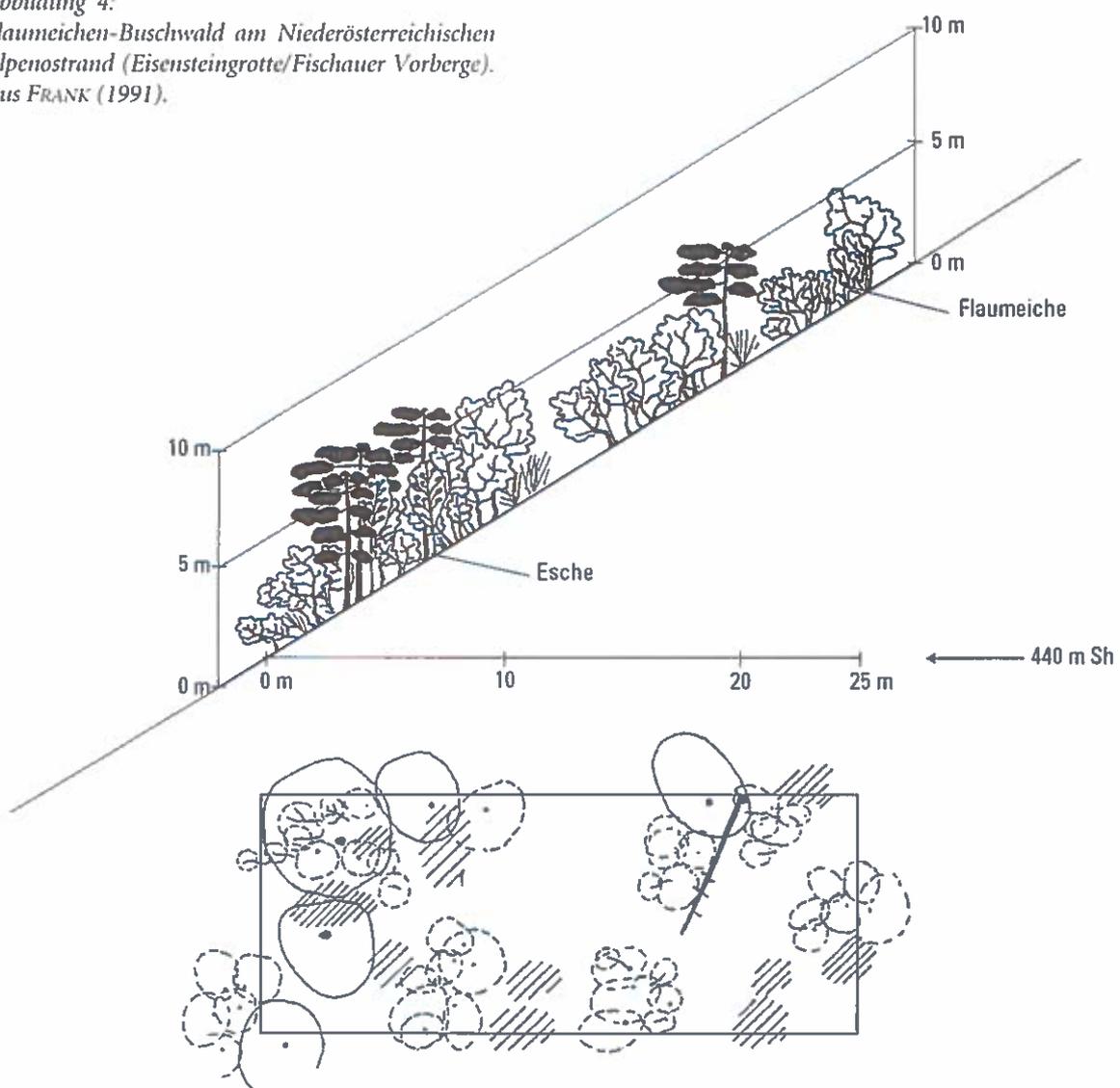


Abbildung 5:
Flaumeichenwald auf Redsina-Braunlehm-Kolluvien am Niederösterreichischen Alpenostrand (Schloßberg/Fischauer Vorberge). Aus: FRANK (1991).

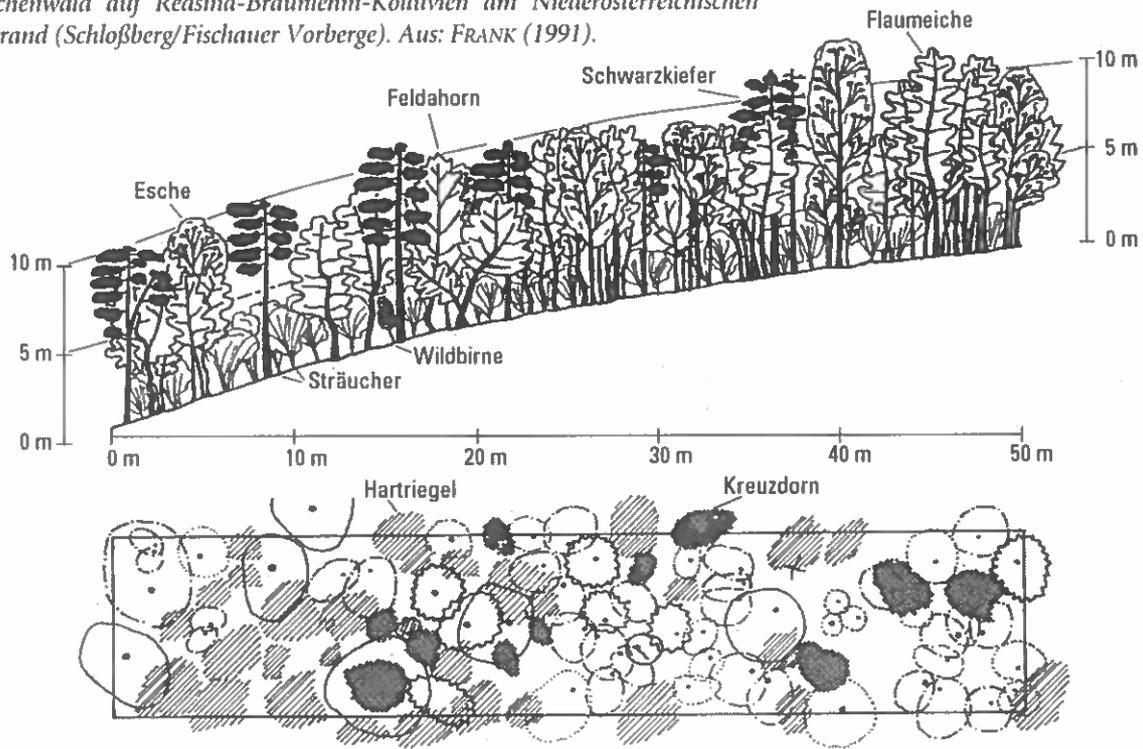
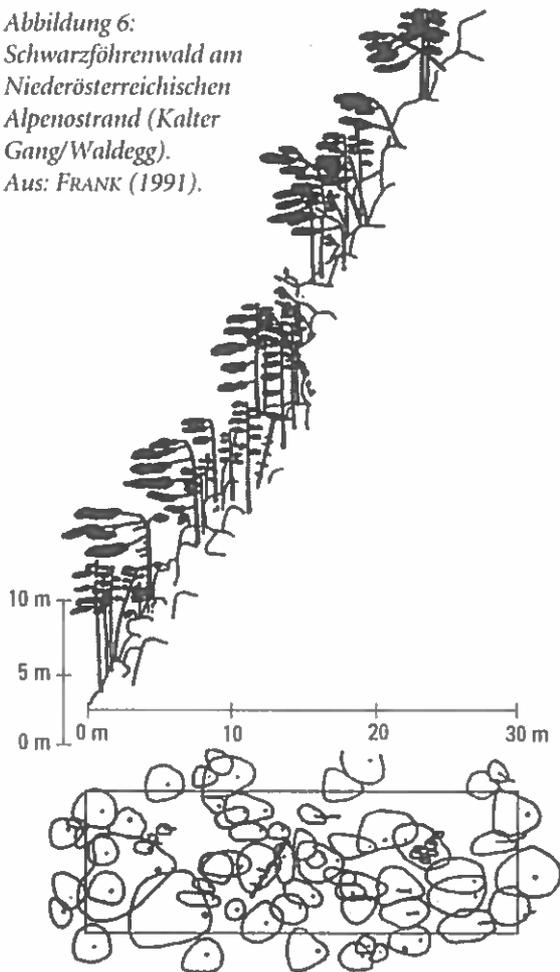


Abbildung 6:
Schwarzföhrenwald am Niederösterreichischen Alpenostrand (Kalter Gang/Waldegg). Aus: FRANK (1991).



Unterhänge - erhalten, wegen des relativ geringen Tongehalts der Böden im niederschlagsarmen kontinentalen Klima ebenfalls Trockenstandorte dar. Der weitaus größte Teil dieser Flächen steht allerdings unter landwirtschaftlicher Nutzung. In einigen kleineren Waldgebieten (Parndorfer Platte, Weinviertel) sind mehr oder weniger stark menschlich beeinflusste Restwälder eines Löß-Eichenwalds (*Aceri tatarici-Quercetum*) erhalten. Sie sind durch Übergänge mit den Eichen-Hainbuchenwäldern der Klimaxvegetation verbunden und können auch als die Vorposten einer eigenen pontisch-pannonischen Steppenwaldklimax betrachtet werden. Dieser "Steppenwald" ist aus Zerreiche (*Quercus cerris*), Flaumeiche und Stieleiche zusammengesetzt; Traubeneiche und Feldahorn sind beigemischt.

4.4 Klimaxgesellschaften

Die Klimaxgesellschaften sind sowohl regional, entsprechend den unterschiedlichen großklimatischen Einflüssen, als auch nach klimatischen Höhenstufen verschieden. Eine edaphische Differenzierung kann sowohl innerhalb einer einzigen Waldgesellschaft vorliegen, als auch in der Unterscheidung mehrerer einander ablösenden Waldgesellschaften ihren Niederschlag finden.

4.4.1 Kollin-planare Stufe

Die kollin-planare Stufe nimmt den Großteil des Wuchsgebiets 8.1 ("Pannonisches Tief- und Hügelland") und, vor allem im Südburgenland, kleinere Anteile am Wuchsgebiet 8.2 ("Subillyrisches Hügel- und Terrassenland") ein. Eichen-Hainbuchenwälder stellen hier unbestritten die Klimaxvegetation dar; für die Rotbuche ist das Klima zu trocken. Die Hainbuche wäre wohl von Natur aus überall maßgeblich am Bestandaufbau beteiligt, sie kann aber wirtschaftsbedingt fehlen (SCHUME & STARLINGER 1996). Meist dominieren Eichen aus der taxonomisch noch nicht ausreichend aufgeklärten Verwandtschaft der Traubeneiche. Im eigentlichen pannonischen Gebiet, insbesondere in der kollinen Stufe sind diese zum größten Teil zu *Quercus dalechampii* zu stellen, einer südosteuropäischen Art. Die mitteleuropäische Traubeneiche im engeren Sinn (*Quercus petraea*) ist dagegen in der submontanen Stufe außerhalb des pannonischen Gebiets häufiger, etwa im steirischen Alpenvorland oder im Waldviertel.

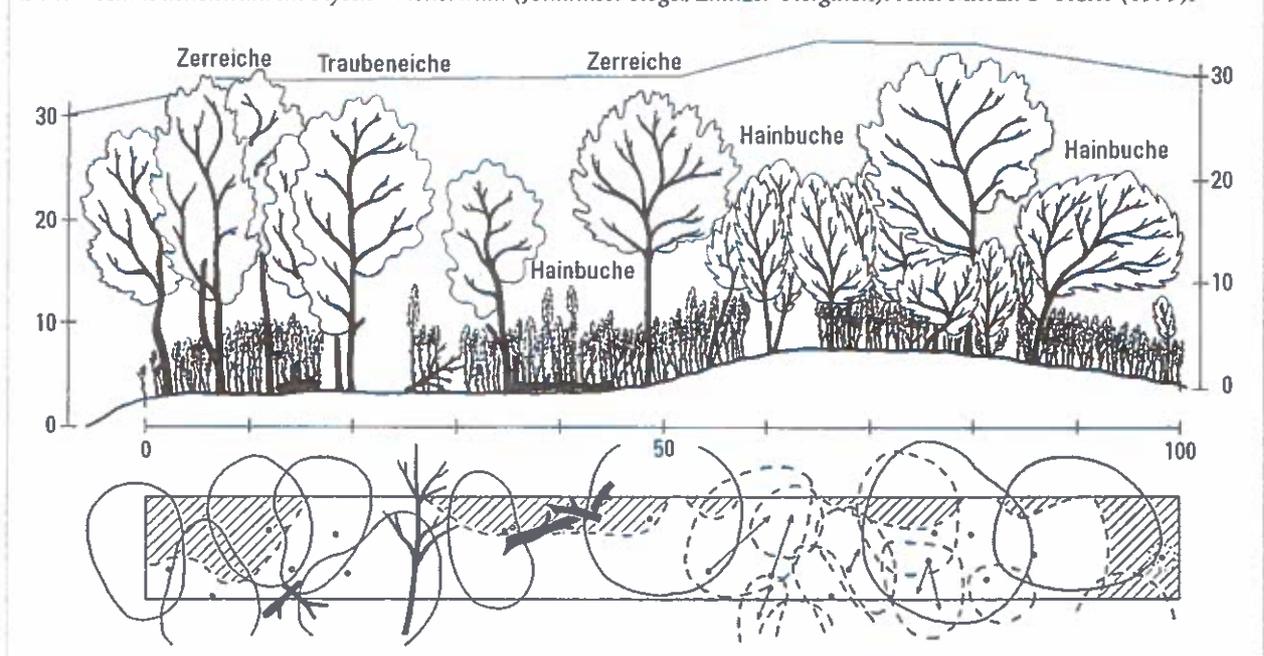
Der Pannonische Eichen-Hainbuchenwald (*Prunulo veris-Carpinetum*) hat das Schwergewicht seines Vorkommens im Weinviertel und kommt überwiegend auf kalkhaltigen, lehmigen Böden vor. Die Gesellschaft kann standörtlich und floristisch weiter untergliedert werden (SCHUME & STARLINGER 1996). Standorte mit besserer Wasserversorgung, z.B. an Unterhängen werden von Stieleiche dominiert; Esche ist häufig vorhanden. Auf Pseudogley oder Parabraunerde sind hier Hainbuche und Winter-

linde stärker beigemischt, während auf Tschernosem Feldahorn, Feldulme und Zerreiche einen höheren Anteil haben. An den trockeneren Mittel- und Oberhangstandorten herrscht die Traubeneiche vor. Hier sind über Löß oder mergeligen Tertiärsedimenten meist Pseudogley oder pseudovergleyte Parabraunerden aus kolluvialem Braunlehm entwickelt. Naturnähere Zustandsformen besitzen einen schattenden Nebenbestand aus Hainbuche und Feldahorn. Ihre Böden haben im obersten Mineralbodenhorizont (0-10 cm) einen höheren Humusgehalt und einen höheren pH-Wert als Zustandsformen mit fehlendem oder degradiertem Nebenbestand aus Hasel und Winterlinde (SCHUME & STARLINGER 1996). Eine Ursache könnte darin liegen, daß die Hainbuchenstreu besser abbaubar und reicher an Basen ist als die Streu der Wimper-Segge (*Carex pilosa*), die in degradierten Beständen häufig dominant auftritt. Einen eigenen Standortstyp stellen leichte, basenarme Braunerden über Tertiärschotter (Hollabrunner Schotter) dar. Hier können heute artenarme Traubeneichenbestände mit Hasel, Winterlinde und Birke (*Betula pendula*) gefunden werden.

In der kollinen Stufe des Burgenlands, die bis ca. 300 m Seehöhe reicht, stocken Eichen-Hainbuchenwälder (*Festuco heterophyllae-Quercetum*) auf kalkarmen, bindigen Tertiärsedimenten, auf denen Pseudogley oder pseudovergleyte Parabraunerden entwickelt sind. Ähnlich wie im Weinviertel ist auch hier eine Differenzierung in frischere Ausbildungen mit Stieleiche und trockenere mit Traubeneiche zu beobachten.

Abbildung 7:

Eichen-Hainbuchenwald im Flysch-Wienerwald (Johannser Kogel/Lainzer Tiergarten). Aus: MAYER & TICHY (1979).



4.4.2 Submontane Stufe

Zur submontanen Stufe gehören der Großteil des südöstlichen Alpenvorlands und die höheren Hügelländer am Rand und innerhalb des pannonischen Gebiets (z.B. Wienerwald, Leithagebirge). In dieser Höhenstufe kommen Rotbuchenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder in engem Kontakt miteinander vor, wobei letztere die wärmebegünstigten Standorte bevorzugen. Da durch die Bewirtschaftung aus einem Rotbuchenwald leicht ein Eichen-Hainbuchenwald entstehen kann, ist die Abgrenzung der natürlichen Flächenanteile beider erschwert.

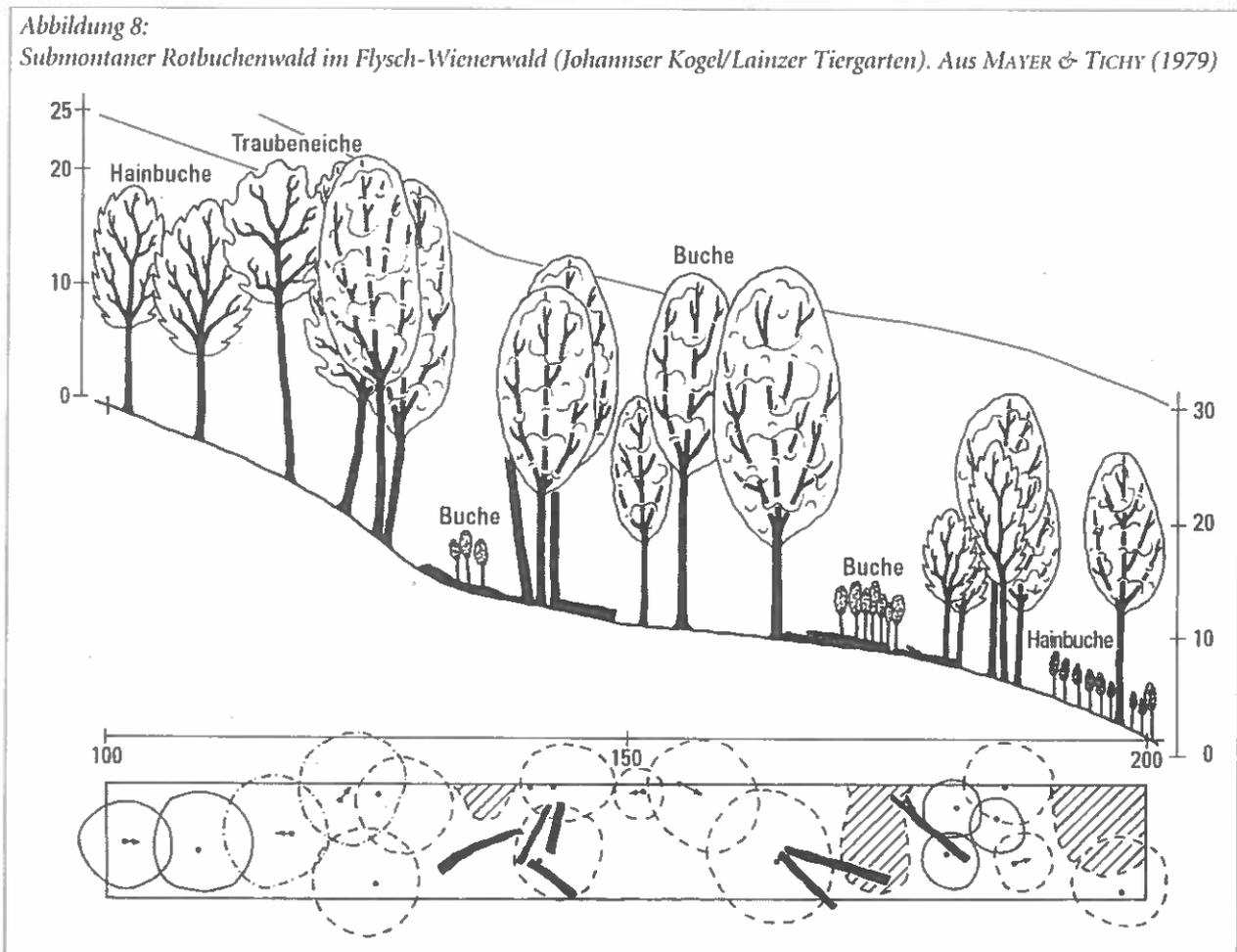
Den submontanen Eichen-Hainbuchenwäldern ist häufig Rotbuche beigemischt. Als Regionalgesellschaft kann am Alpenostrand und in den Hügelländern des pannonischen Gebiets ein Wimperseggeneichen-Hainbuchenwald (*Carici pilosae-Carpinetum*) mit Zerreiche (Abb. 7) von einem Ostherzynischen Eichen-Hainbuchenwald (*Melampyro nemorosae-Carpinetum*), der in den Randbereichen des Waldviertels vorkommt, unterschieden werden. Auf Vulkaniten im südöstlichen Alpenvorland treten auch submontane Ausbildungen des *Festuco heterophyllae-Quercetum* auf.

Submontane Rotbuchenwälder besitzen häufig geringen Mischungsanteil von Hainbuche und Eichenarten. Die verbreitetste Gesellschaft ist der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo nemorosae-Fagetum*), der vor allem im südöstlichen Alpenvorland auf basenarmen Böden von Natur aus große Flächen einnehmen würde. Tanne und in der Steiermark auch Edelkastanie (*Castanea sativa*) können beigemischt sein. Im pannonischen Gebiet und seinen Randlagen (z.B. Leithagebirge, Wienerwald) ist auf Flysch- und Silikatgestein der Wimperseggeneichen-Buchenwald (*Carici pilosae-Fagetum*) zu finden (Abb. 8).

4.5. Ersatzgesellschaften

Die relativ jungen Pflanzungen von ursprünglich nicht am Standort heimischen Baumarten (z.B. Fichte) sind leicht als künstlich zu erkennen. Dagegen werden die zahlreichen Bestände, die durch traditionelle Praktiken der Bewirtschaftung (Beweidung, Streunutzung, Ausschlagwald) sowohl in der Zusammensetzung der Baumschicht als auch der Bodenvegetation verändert wurden, häufig als natür-

Abbildung 8: Submontaner Rotbuchenwald im Flysch-Wienerwald (Johannser Kogel/Lainzer Tiergarten). Aus MAYER & TICHY (1979)



lich angesehen. Sogar für Fachleute ist es in diesen Fällen oft schwer, eine Entscheidung über die Naturnähe eines Bestandes zu treffen. Im folgenden kann nur eine Auswahl an einschlägigen Beispielen gebracht werden.

Im südöstlichen Alpenvorland sind die weit verbreiteten bodensauren Traubeneichenwälder (*Deschampsio flexuosae-Quercetum*) standortkundlich, auch mit Hilfe der Bodenchemie nicht von Hainsimsen-Buchenwäldern (*Luzulo nemorosae-Fagetum*) unterscheidbar (SCHUME & STARLINGER 1996). Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung sind ebenfalls sehr gering. In Anbetracht der größeren Konkurrenzkraft der Schattbaumart Rotbuche muß deshalb der Hainsimsen-Buchenwald als die naturnahe Schlußgesellschaft dieser Standorte und der Eichenwald als anthropogene Ersatzgesellschaft betrachtet werden. In ähnlicher Weise können burgenländische Zerreichen-Traubeneichenwälder (*Quercetum petraeae-cerris*) als Ersatzgesellschaft auf Standorten eines Traubeneichen-Hainbuchenwalds (*Festuco heterophyllae-Quercetum*) angesehen werden. Daß viele submontane Eichen-Hainbuchenwälder Ersatzgesellschaften von Rotbuchenwäldern sind, wurden bereits erwähnt.

5. Mögliche Auswirkungen einer Klimaänderung

Durch den langen Produktionszeitraum in der Forstwirtschaft stellt sich die Frage nach den Auswirkungen einer möglicherweise innerhalb weniger Jahrzehnte eintretenden globalen Klimaerwärmung auf die Waldvegetation ganz besonders. Die Beantwortung dieser Frage ist jedoch mit mannigfaltigen Schwierigkeiten verbunden, zuallererst weil noch nicht geklärt ist, wie das Klima der Zukunft tatsächlich aussehen wird, sodaß man auf vereinfachende Annahmen angewiesen ist. Während über eine Zunahme der Jahresmitteltemperatur noch eine zufriedenstellende Übereinstimmung erzielt werden kann, sind andere für die Vegetation wichtige Parameter wie etwa die Jahresniederschlagssumme oder der Jahresverlauf von Temperatur und Niederschlägen noch nicht ausreichend sicher vorhersagbar. Wenn es auch plausibel erscheint, daß eine globale Temperaturerhöhung weltweit eine höhere Verdunstung und infolge dessen auch höhere Niederschläge bewirken sollte, so macht dennoch eine mögliche Verschiebung der

Klimazonen Aussagen über die Niederschläge extrem schwierig. Als Ausweg wird beispielsweise von HALBWACHS ET AL. (1993) und im folgenden auch in der vorliegenden Arbeit unterstellt, daß diese Parameter sich nicht ändern. Mit diesen Mitteln ist allerdings nur die Formulierung von Szenarien realisierbar, die Möglichkeiten der Entwicklung angeben.

Für die Schweiz beispielsweise haben KIENAST ET AL. (1995) ein computergestütztes Modell für die Veränderung der zonalen Waldvegetation erstellt. Aus diesem ergibt sich eine deutliche Verschiebung der Vegetations-Höhenstufen nach oben. Damit stimmen auch die Aussagen von HALBWACHS ET AL. (1993) überein. Letztere beruhen auf einem vegetationskundlichen Vergleich mit Klimastationen, die das erwartete Klima bereits jetzt aufweisen. Einer Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um 2 °C entspräche demnach eine Verschiebung der Höhenstufen um 300-400 m Seehöhe. Auf unser Gebiet umgelegt würde das bedeuten, daß die submontane Eichen-Rotbuchenstufe (z.B. Wienerwald, steirisches Alpenvorland) voll im Klimaxbereich der kollinen Eichen-Hainbuchenwälder läge, wie sie heute in den tieferen Lagen des Weinviertels vorkommen.

Für die heutige kolline Eichen-Hainbuchenstufe, das Kerngebiet unserer Betrachtung, ist es schwieriger, Vorhersagen zu treffen. Bei einer heutigen Jahresmitteltemperatur von 9-10 °C und Jahresniederschlagssummen von 500-700 mm (Abb. 1a) müssen die nächstgelegenen Vergleichsstationen in Südosteuropa (Abb. 1b) gesucht werden, sofern man eine Temperaturzunahme von 2-3 °C, gleichbleibende oder leicht sinkende Jahresniederschlagssummen und annähernd gleichbleibenden Jahresgang der Niederschläge unterstellt. HALBWACHS ET AL. (1993) haben Pécs in Südungarn (11,4 °C JM, 683 mm JNS), eine Station im Übergangsbereich zwischen den Klimazonen von Eichen-Hainbuchenwäldern und Zerreichen-Flaumeichen-Steppenwäldern (*Aceri tatarici-Quercetum*), als Vergleichsstation für Wien ausgewählt. Für das zentrale pannonische Gebiet Österreichs erscheint ein Vergleich mit Stationen in der weiter südöstlich gelegenen Zone der Balkaneichenwälder realistischer. Zum Vergleich soll im folgenden Plovdiv (Abb. 1b) in der Balkaneichenzone in Südbulgarien herangezogen werden. Mit dem Vorkommen von Tschernosemen und Parabraunerden sind in diesem Gebiet auch bodenkundlich vergleichbare Verhältnisse gegeben.

Nach HORVAT ET AL. (1974) sind die zonalen Wälder der kollinen Stufe Südbulgariens im wesentlichen aus Zerreiche und Balkaneiche (*Quercus frainetto*) zu-

sammengesetzt. Auf feuchteren Standorten kommen *Quercus pedunculiflora* und Tatarenahorn (*Acer tataricum*) dazu, auf trockeneren Flaumeiche i.w.S. Weitere Mischbaumarten sind Blumenesche (*Fraxinus ornus*) und Orienthainbuche (*Carpinus orientalis*); auch Traubeneiche i.w.S. (*Quercus dalechampii*), Feldahorn und Hainbuche sind noch vorhanden. In der submontanen Stufe werden Traubeneichen-Zerreichenwälder, denen z.B. Balkaneiche, Hainbuche, Feldahorn, Rotbuche, Blumenesche und Hasel beigemischt sind, beschrieben. Trockene Sonderstandorte werden von Orienthainbuche, Flaumeiche und Zerreiche besiedelt. Hartholz-Auwälder bestehen aus Quirlesche, Stieleiche, Feldulme, Silberpappel, Hainbuche, Feldahorn; Weichholz-Auwälder werden von Silberpappel dominiert.

Wenn man ein Szenario annimmt, das von einem Klima ähnlich dem heute in der Balkaneichenzone Südbulgariens herrschenden ausgeht, könnte man daraus folgende Schlußfolgerungen ableiten:

- Zerreiche und Flaumeiche sind als stabile Baumarten zu betrachten.
- Da Traubeneiche und Hainbuche auch im Balkaneichen-Zerreichenwald noch beigemischt sind, ist in der kollinen Stufe nur mit einem langfristigen Rückgang dieser Arten, aber nicht mit einem massiven Absterben zu rechnen. Daß Baumarten auch außerhalb ihrer natürlichen Höhenstufenverbreitung noch leistungsfähig sind, beweist beispielsweise die Fichte im Alpenvorland. Eine erhöhte Anfälligkeit für Schäden wäre möglich.
- In ähnlicher Weise ist in der submontanen Stufe (z.B. Wienerwald) mit einem Rückgang der Rotbuche zugunsten von Traubeneiche und Zerreiche zu rechnen.
- Am wenigsten von einer Klimaveränderung wäre der Auwald betroffen, solange sich die hydrologischen Verhältnisse nicht verschlechtern. Ähnliches könnte für die Stieleiche an überdurchschnittlich frischen Au- und Unterhangstandorten gelten.
- Die Fichte, die bereits jetzt in der submontanen Stufe nicht als voll standortstauglich gelten kann, wird sich dann vermutlich zu einer ausgesprochenen Problembaumart entwickeln. Sie wäre dann durch Laubbaumarten, etwa Eiche oder Rotbuche zu ersetzen.
- Von den bisher als möglicher Ersatz für heimische Baumarten genannten Arten sind Baumhasel (*Corylus colurna*) und Nordmanns-Tanne (*Abies nordmanniana*) unter dem Blickwinkel ihres natürlichen Vegetationsanschlusses nicht zu empfehlen. Die Baumhasel hat auf der Balkanhalbinsel

das Schwergewicht ihrer Verbreitung in wärmebegünstigten Rotbuchen-Mischwäldern (HORVAT ET AL. 1974) und kommt auch an der Süd- und Ostküste des Schwarzen Meer in einem ozeanischen, niederschlagsreichen Klima vor. Noch eine Höhenstufe höher ist die Nordmanns-Tanne einzuordnen, die etwa im Kaukasus in Fichten-Tannen-Buchenwäldern vorkommt.

Die negativen Auswirkungen einer Klimaerwärmung, soweit sie über eine Verschlechterung des Wasserhaushalts laufen, werden aber durch einen höheren CO₂-Gehalt in der Luft gemildert, da sich dadurch die Photosyntheseraten erhöhen und die Wassernutzungseffizienz verbessert wird (HALBWACHS ET AL. 1993).

Das hier ausgeführte Szenario ergibt eine starke Änderung der natürlichen Baumartenzusammensetzung im Gebiet. Dieser Baumartenwechsel ist in Laubwäldern vermutlich aber nicht mit einem massiven Absterben ganzer Bestände verbunden. Ein flächiges Absterben ist allenfalls bei der Fichte zu erwarten. Da die Annahme nach wie vor besteht, daß naturnahe Ökosysteme gegenüber Störungen stabiler sind als künstliche, insbesondere wenn irgendein Glied in letzteren bereits am Rand seiner physiologischen Möglichkeiten steht, wäre ein Umbau standortfremder Bestände (Fichte) in naturnähere Laubwälder zu befürworten.

Literatur

- DIERSCHKE H. 1994: *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. Stuttgart, Ulmer, UTB. 683 S.
- ELLENBERG H. 1982: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 3. Aufl. Stuttgart, Ulmer. 989 S.
- FLUGEL H.W., NEUBAUER F. 1984: *Steiermark*. Wien, Geolog. Bundesanstalt, Bundesländerserie. 127 S.
- FRANK G. 1991: *Bestandestypen der Schwarzkiefer (Pinus nigra ARNOLD) im Forêt d'Aitone, Korsika, und am Niederösterreichischen Alpenostrand*. Diss. Univ. Bodenkultur Wien, 38: 1-200.
- FRANK J. 1937: *Der Hochleithenwald. Einführung zur Wälderschau des Niederösterreichischen Forstvereins 1937 in das Rudolf Graf von Abensperg und Traunsche Forstrevier Wolkersdorf*. Wien, Niederösterreichischer Forstverein. 19 S., 1 Kt.
- HALBWACHS G., KOHNERT M., NIKLFELD H. & RUPPERT W. 1993: *Vegetation: Mögliche direkte und indirekte Auswirkungen erhöhter CO₂-Konzentrationen auf die Vegetation Österreichs*. In: ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN, KOMMISSION FÜR REINHALTUNG DER LUFT (Hrsg.): *Bestandesaufnahme Anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich - mögliche Maßnahmen in Österreich. Dokumentation*. Wien, Österr. Akad. Wissensch.

- HORVAT I., GLAVAC V. & ELLENBERG H. 1974: *Vegetation Südosteuropas*. Stuttgart, Gustav Fischer. 768 S., 2 Kt.
- KIENAST F., BRZEZIECKI B. & WILDI O. 1995: *Simulierte Auswirkungen von postulierten Klimaveränderungen auf die Waldvegetation im Alpenraum*. Angewandte Landschaftsökologie 4: 83-101
- KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten*. FBVA-Berichte, 82: 1-60.
- MALICKY H. 1969: *Vegetationsprobleme des Wiener Neustädter Steinfeldes*. Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien, 108/109: 151-163.
- MARGL H. 1972: *Die Ökologie der Donauauen und ihre naturnahen Waldgesellschaften*. In: STARMÜHLNER F. & EHRENDORFER F. (Hrsg.): *Naturgeschichte Wiens. Band II (Naturnahe Landschaften, Pflanzen- und Tierwelt)*. Wien, Jugend und Volk, 675-706.
- MAYER H. 1974: *Wälder des Ostalpenraumes*. Stuttgart, Gustav Fischer. 344 S.
- MAYER H., ECKHART G., NATHER J., RACHOY W. & ZUKRIGL K. 1971: *Die Waldgebiete und Wuchsbezirke Österreichs*. Cbl. Ges. Forstwesen, 88(3): 129-164.
- MAYER H. & TICHY K. 1979: *Das Eichen-Naturschutzgebiet Johannser Kogel im Lainzer Tiergarten, Wienerwald*. Cbl. Ges. Forstwesen, 96: 193-226.
- MUCINA L., GRABHERR G. & WALLNOFER S. (Hrsg.) 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche*. Jena, Gustav Fischer. 353 S.
- SCHUME H. 1993: *Standörtliche Zonierung von Eichenwaldökosystemen in Ostösterreich*. FIW-Forschungsberichte, 1993/5: 118-156.
- SCHUME H. & STARLINGER F. 1996: *Boden- und vegetationskundliche Gliederung von eichenreichen Wäldern im östlichen Österreich*. FBVA-Berichte, 93: 11-63.
- THENIUS E. 1974: *Niederösterreich*. 2. Aufl. Wien, Geolog. Bundesanstalt, Bundesländerserie. 280 S.
- VETTERS H. 1937: *Erläuterungen zur Geologischen Karte von Österreich und seinen Nachbargebieten*. Wien, Geolog. Bundesanstalt. 351 S.
- WALTER H. & LIETH H. 1960 usw.: *Klimadiagramm-Weltatlas*. Jena, VEB G. Fischer.

Verfasser: Dipl.-Ing. F. Starlinger
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien

Ergebnisse langfristiger Dauerversuche von Weißkiefern und Roteichen im Sommerwarmen Osten

M. NEUMANN

Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Aufforstungen von Weißkiefer und Roteiche wurden auf mehreren Dauerversuchsflächen im Burgenland seit 1975 bzw. 1959 mehrfach gemessen. Die Ergebnisse belegen für beide Baumarten ein sehr hohes Wachstum, das die Ertragstafelwerte weit überschreitet. Insbesondere Roteiche scheint eine hoch produktive und wirtschaftlich interessante Baumart für diese relativ trockenen Standorte im Osten Österreichs zu sein. Bis jetzt wurde sie weder von biotischen noch von abiotischen Schäden betroffen, während Nadelbaumbestände in diesen Gebieten stark darunter leiden.

Die in den Weißkiefernbeständen angelegten Durchforstungsversuche bestätigen die Notwendigkeit einer frühzeitigen Stammzahlreduktion, nur dadurch können einerseits gegen Schneebruch stabile Bestände erzeugt und andererseits in kürzeren Zeiträumen wirtschaftlich interessante Holzdimensionen erreicht werden.

Schlüsselworte: Aufforstungen, Weißkiefer, Roteiche, Wachstum, Dauerversuchsflächen

Abstract. [Results of Long-term Experimental Plots of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) and Red Oak (*Quercus rubra*) in the "Warm Eastern Parts of Austria".] Afforested stands of pine and oak were measured on permanent sample plots since 1975 and 1959 respectively. The results show very high growth of both species, exceeding the values of yield table models by far. Red oak seems to be a high productive and commercially attractive alternative on rather dry sites in the eastern part of Austria. Up to now red oak did not suffer by biotic or abiotic damage while coniferous stands were strongly affected in this region by snow and insect damages.

The thinning experiments within the pine stands confirm the necessity of early thinnings to reduce the risks of damage by snow. Only early thinning provides timber with dimensions of commercial value within short time.

Keywords: Afforestation, Scots pine, Red oak, Growth, Permanent sample plot

1. Einleitung

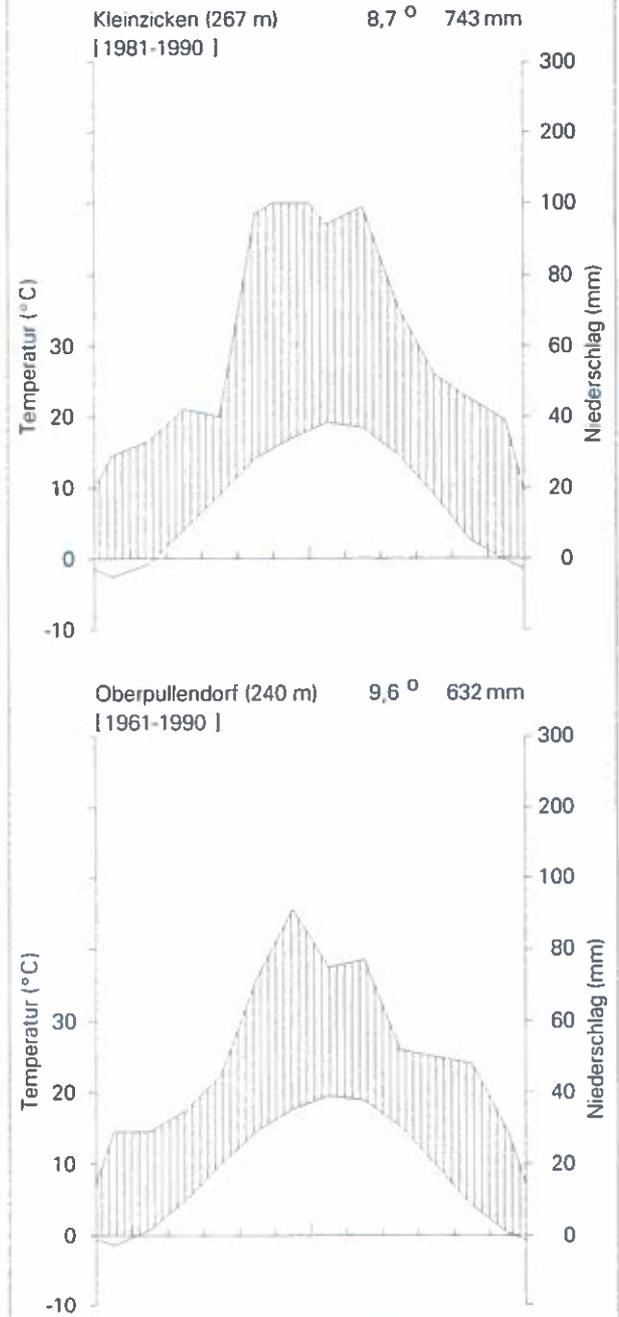
Die untere Waldgrenze wird in Österreich nur im Sommerwarmen Osten erreicht. Das Hauptwuchsgebiet Sommerwarmer Osten ist zweigeteilt (KILIAN et al., 1994): der pannonisch-subkontinental geprägte Nordteil (Pannonisches Tief- und Hügelland, 8.1) umfaßt den Ostteil Niederösterreichs und die Nordhälfte des Burgenlands; der subillyrisch geprägte Südteil (Subillyrisches Hügel- und Terrassenland, 8.2) umfaßt das Oststeirisch-Südburgenländische Hügelland. Klimatisch wird es durch eine Zunahme der Niederschläge vom Norden (Retz, 450 mm) nach Süden (Stainz, 935 mm) charakterisiert. Die Niederschlagsverteilung zeigt im Norden ein deutliches Sommermaximum, während im Süden der submediterrane Einfluß das Maximum auf mehrere Monate verteilt.

Im Gebiet des Sommerwarmen Ostens befinden sich einige vom Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft langfristig beobachtete Versuchsflächen sowohl mit einheimischen als auch ausländischen Baumarten (Abb. 1). Von vier Flächen im Burgenland soll nachfolgend berichtet werden, eine davon, bei Pilgersdorf, liegt bereits im Wuchsgebiet 5.3 (Ost- und Mittelsteirisches Bergland), allerdings sehr nahe zur Grenze von 8.1. Die klimatische Situation kann durch die Klimadiagramme nach WALTER & LIETH (1967) charakterisiert werden: einmal von der Station Oberpullendorf für die Flächen bei Unterpullendorf und Pilgersdorf, und dann von Kleinzicken für die Versuchsflächen in Rauchwart und Kohfidisch (Abb. 2). Beide Stationen zeigen das bereits oben erwähnte Sommermaximum, im südlicheren Kleinzicken ist es über mehrere Monate verteilt.

Abbildung 1:
Lage der Untersuchungsorte und der Klimastationen.



Abbildung 2:
Klimadiagramme nach WALTER & LIETH von den
Stationen Oberpullendorf und Kleinzicken.



2. Lage und Begründung der Untersuchungsbestände

Alle vier Versuchsbestände sind aus Aufforstungen ehemals landwirtschaftlich genutzter Böden (Ackerböden bzw. Hutweiden) entstanden. Auf den mit Weißkiefer bestockten Dauerversuchsflächen werden die Auswirkungen alternativer Standraumregulierungsstrategien untersucht. In den beiden Roteichen-

beständen werden auf Dauerbeobachtungsflächen bzw. Ertragsproben die Bestandesentwicklung und Wuchsleistung ohne Einbeziehung von Behandlungsalternativen auf Vergleichsflächen untersucht. Die Lage der Flächen ist in Abbildung 1 dargestellt.

Die Stammzahlreduktions- und Durchforstungsversuche in Weißkiefernbeständen der Forstverwaltung Rauchwart der Österreichischen Bundesforste bzw. der Erdödy'schen Forstverwaltung in Kohfidisch wurden bereits 1970 angelegt (ENK, 1986).

Die zwei Beobachtungsflächen mit Roteiche befinden sich bei Unterpullendorf bzw. Pilgersdorf im Bereich der Esterhazy'schen Forstverwaltungen Dörfel und Lockenhaus.

3. Ergebnisse

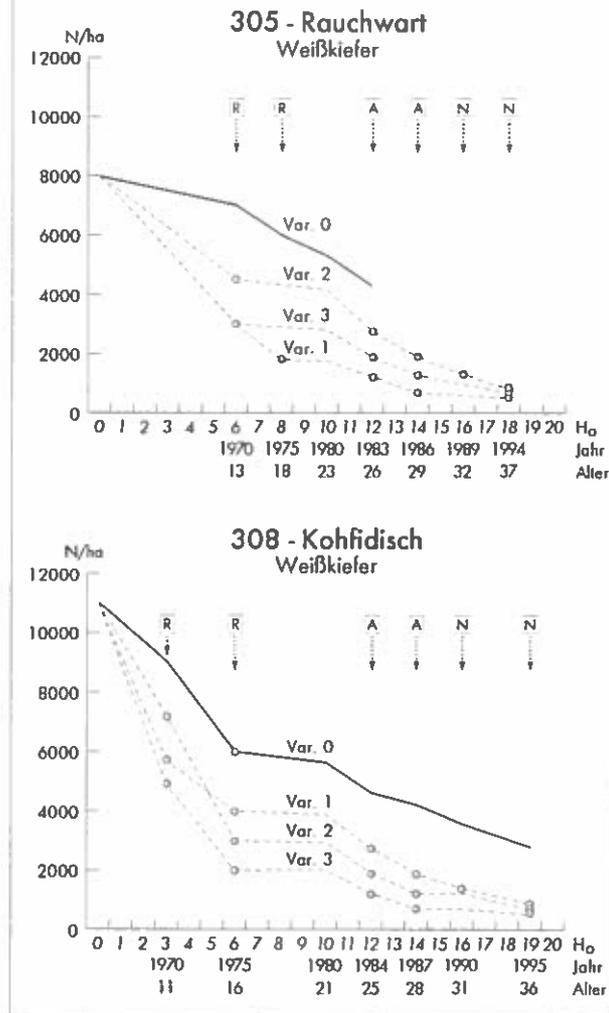
3.1 Die Dauerversuchsflächen in Weißkiefer von Rauchwart und Kohfidisch

3.1.1 Stammzahlhaltung

Bei Versuchsanlage wurde eine Stammzahlreduktion durchgeführt und die ersten ertragskundlichen Aufnahmen erfolgten 1975. Abhängig vom Oberhöhenwachstum und Versuchsplan wurden bislang noch fünf weitere Aufnahmen bzw. Eingriffe durchgeführt. Die Bestände sind derzeit 36 bzw. 38 Jahre alt. Entsprechend dem Versuchszweck (Untersuchung von Betriebssicherheit, Qualität und Massenleistung der Weißkiefer bei unterschiedlicher Stammzahlhaltung) wurden vier Behandlungsvarianten mit fünffacher Wiederholung in Kohfidisch bzw. mit dreifacher Wiederholung in Rauchwart eingerichtet. Die Ausgangssituation beider Versuche war unterschiedlich: In Kohfidisch waren 11000 N/ha gesetzt worden und die Stammzahlreduktion erfolgte bei 3 m Oberhöhe. In Rauchwart waren es hingegen nur 8000 N/ha und die Stammzahlreduktion wurde relativ spät, bei 6 m Oberhöhe, durchgeführt. Nach der ersten Stammzahlreduktion erfolgte die weitere Behandlung an den beiden Versuchsorten etwas unterschiedlich, wie den dargestellten Stammzahlhaltungskurven in Abbildung 3 zu entnehmen ist. Die Vergleichsflächen blieben mit einer Ausnahme ohne aktive Entnahmen, in Kohfidisch wurde nämlich im Jahr 1975 die gleiche Stammzahl wie in Rauchwart künstlich hergestellt. Die Stammzahlreduktionen wurden teilschematisch durchgeführt, zwischen den Reihen wurden Protzen selektiv entnommen. Danach erfolgte bei einer Oberhöhe von 12 m (im Alter 23 bzw. 26) die 1. Auslesedurchforstung, drei Jahre danach die 2. Auslesedurchforstung und je nach Behandlungsvariante noch weitere teilweise niederdurchforstungsartige Eingriffe. Die derzeitigen Stammzahlen bei einer Oberhöhe von 18 m liegen je nach Variante zwischen 500 und 900 pro Hektar.

Die Auswirkungen der unterschiedlichen Stammzahlhaltung auf die Betriebssicherheit kann am eindeutigsten durch die Auswirkungen des Naßschnee-

Abbildung 3: Stammzahlhaltung der Versuche in Rauchwart und in Kohfidisch jeweils für die 3 Behandlungsvarianten und für die unbehandelte Vergleichsfläche über Alter bzw. Oberhöhe (Kreise stellen aktive Entnahmen dar).



Ereignisses vom November 1985 gezeigt werden. Dieses verursachte durch Schneebruch und -druck auf den unbehandelten Vergleichsparzellen, je nach Exposition der Bestände, teilweise Totalausfälle (daher gibt es in Rauchwart keine Vergleichsparzellen mehr, in Kohfidisch nur mehr 3 von ursprünglich 5). Bei den stammzahlreduzierten Varianten lagen die Ausfälle in Kohfidisch unter 10 % und in Rauchwart zwischen 10 % und 20 %. Andere wesentliche Schäden wurden bisher nicht beobachtet.

3.1.2 Wuchsleistung

Die Datenkontrollen und Auswertungen erfolgten nach den von der Sektion Ertragskunde im deutschen Verband Forstlicher Versuchsanstalten empfohlenen Normen zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen (DESER-Norm

1993). Die Leistungstabellen im Anhang (Tabelle 1 bis 8) stellen die wesentlichsten Versuchsergebnisse dar, die Hektarwerte sind als Mittelwerte für die einzelnen Varianten errechnet. Eine varianzanalytische Betrachtung der Ergebnisse bleibt einem späteren Zeitpunkt vorbehalten.

Die Oberhöhenentwicklung im Mittel der vier Behandlungsvarianten verläuft deutlich steiler als jene gemäß der Ertragstafel Kiefer-Litschau von MARSCHALL (1975), die Darstellung erfolgte nach den Funktionsschemata von MARSCHALL und STERBA(1975). Zu Beginn etwa der 8. Absolutbonität entsprechend, erhöht sich die Bonität auf 9.5 in Rauchwart (Abb. 4) bzw. 10.5 in Kohfidisch (Abb. 5). Im Vergleich zur Ertragstafel der Weißkiefer in Ungarn (SOPP, 1974) mit stärker gekrümmtem Wachstumsverlauf lagen unsere Bestände im Höhenwachstum

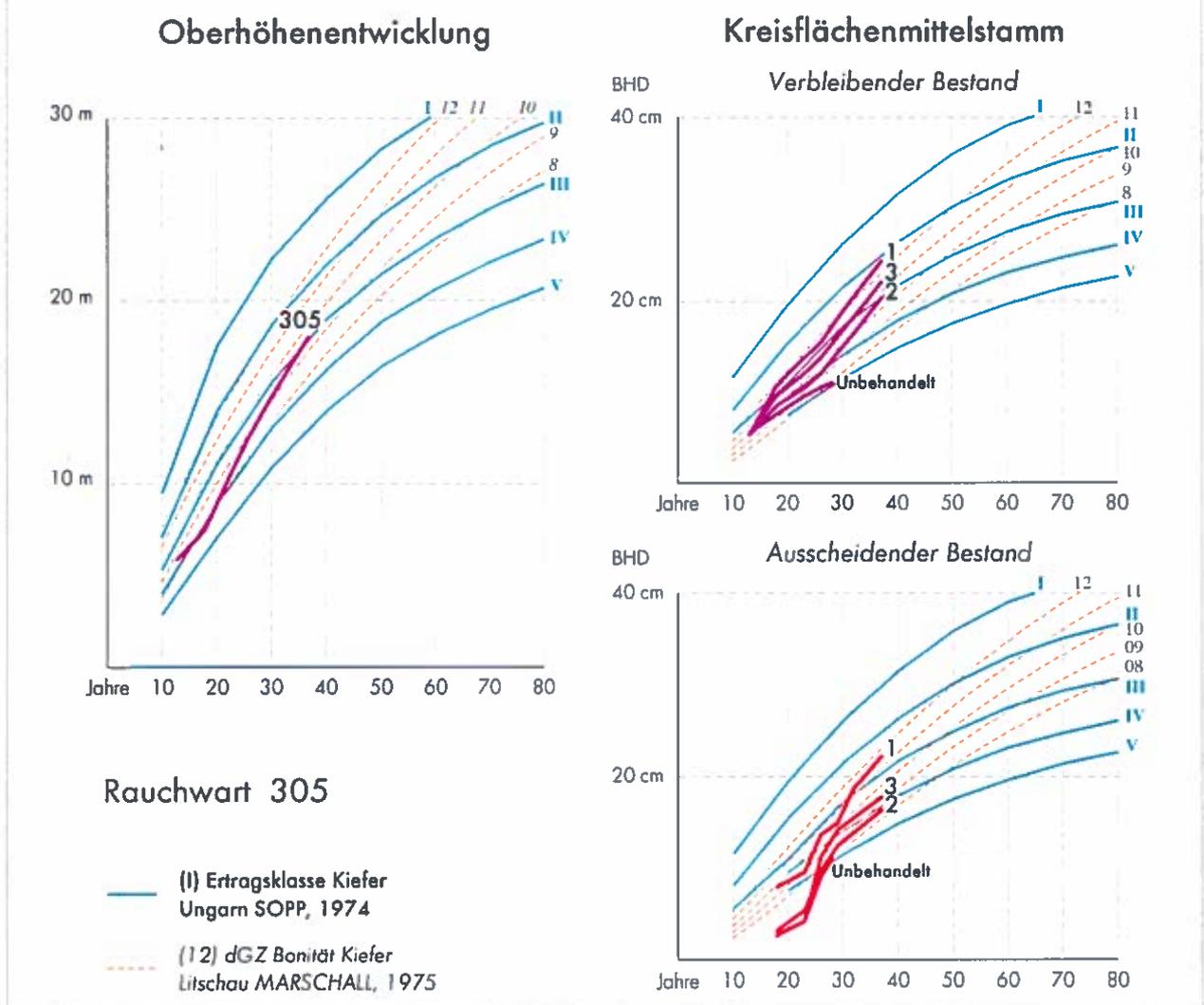
zu Versuchsbeginn im Bereich der IV. ungarischen Bonität und überschreiten derzeit die III.

Wenn die Entwicklung weiter anhält, dann sind im Alter 80 nach beiden Tafeln Oberhöhen von mehr als 30 m zu erwarten, dies würde einer Gesamtwuchsleistung (GWL) im Alter 80 von beinahe 900 Vfm entsprechen. Dieser Wert erscheint bei der derzeit bereits erreichten GWL von etwa 500 Vfm durchaus plausibel. Zu berücksichtigen ist auch, daß in der Ertragstafel die GWL in Derbholz angegeben ist, während die Volumenberechnungen nach den Schaftholzformzahlen von POLLANSCHÜTZ (1974) erfolgten.

Während sich die Behandlungsvarianten auf die Oberhöhe nicht auswirken, zeigen sich deutliche Unterschiede in der Durchmesserentwicklung. Die BHD-Entwicklung ist streng vom Standraumangebot abhängig. Im Vergleich zur Ertragstafelentwick-

Abbildung 4:

Oberhöhen- und Durchmesserentwicklung (für verbleibenden und ausscheidenden Bestand, getrennt nach Behandlungsvarianten, vgl. Abb. 3) in Rauchwart im Vergleich zu den Werten aus zwei Ertragstafeln.



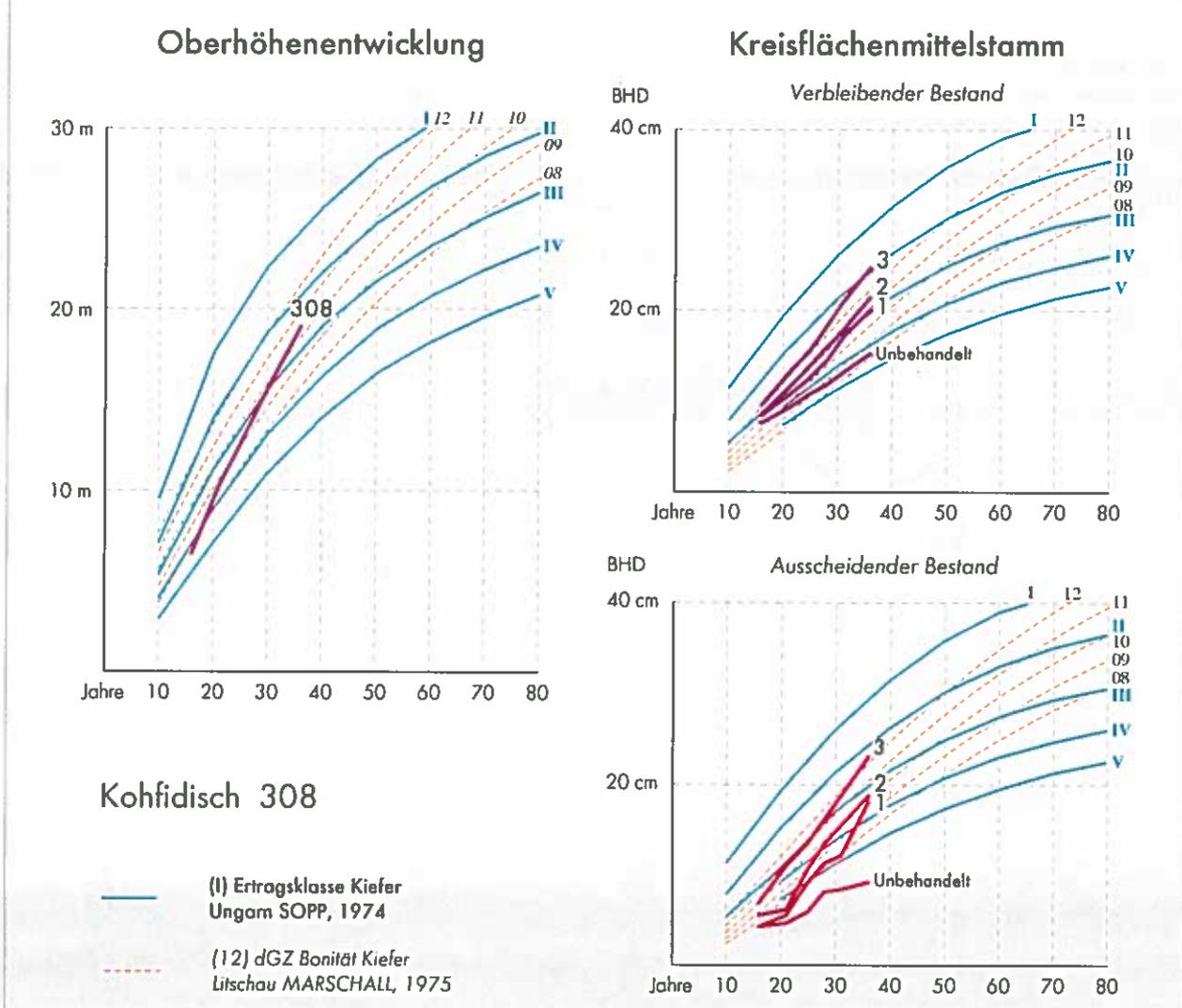
lung bleiben die unbehandelten Varianten zurück, während die jeweils stammzahlärmsten Varianten (3 in Kohfidisch bzw. 1 in Rauchwart) bereits Durchmesser im Bereich der zweitbesten ungarischen Bonität erreichen, bzw. über allen österreichischen Tafelwerten liegen. Es erscheinen Mitteldurchmesser von mehr als 40 cm bereits im Alter 80 durchaus erreichbar zu sein.

Noch augenfälliger sind die Unterschiede für den ausscheidenden Bestand. Der Durchforstungseingriff im vergangenen Jahr mit Entnahmen zwischen 50 und 100 Vfm/ha erbrachte in den stammzahlärmsten Varianten bei einem mittleren BHD von 22-23 cm jedenfalls positive Deckungsbeiträge, bei den beiden anderen Varianten ist mit einem Durchmesser von 16 bis 19 cm nur bei optimaler Erntekostengestaltung und Holzvermarktung ein positives

Ergebnis denkbar. Die Dürllingsentnahmen auf den Vergleichsparzellen in Kohfidisch mit weniger als 10 cm sind aus wirtschaftlicher Sicht nicht vertretbar, sondern nur aus waldhygienischen Gründen.

Die Frage nach der erreichbaren Qualität kann derzeit noch nicht schlüssig beantwortet werden. Spitzenqualitäten sind jedoch weder von der Herkunft noch vom Standort zu erwarten, der derzeitige optische Eindruck und die großen Jahrringbreiten lassen bestenfalls Massenware erwarten. Die Auswirkungen der durchgeführten Astungen an den Z-Bäumen und deren Rentabilität können derzeit noch nicht an Hand der Untersuchungsergebnisse beurteilt werden. Die Rentabilität erscheint jedoch sehr fraglich zu sein, da bei den zu erwartenden großen Jahrringbreiten keine Spitzenqualitäten zu erzielen sind.

Abbildung 5: Oberhöhen- und Durchmesserentwicklung (für verbleibenden und ausscheidenden Bestand, getrennt nach Behandlungsvarianten, vgl Abb. 3) in Kohfidisch im Vergleich zu den Werten aus zwei Ertragstafeln.



3.2 Die Roteichenbestände in Pilgersdorf und Unterpullendorf

3.2.1 Stammzahlhaltung

Die Begründung der Bestände erfolgte 1926 bzw. 1932 mit Roteichen unbekannter Herkunft. Die Ausgangsstammzahlen betragen 8300 in Pilgersdorf bzw. 4500 in Unterpullendorf. Bis 1959 beschränkten sich die Pflegemaßnahmen im wesentlichen auf Dürrlingsentnahmen, dementsprechend hoch waren die Stammzahlen zu Versuchsbeginn mit etwa 1900 pro Hektar auf beiden Flächen. Die Versuchsanlage erfolgte 1959, seither wurden neun Revisionsaufnahmen durchgeführt, derzeit sind die Bestände 67 bzw. 73 Jahre alt. Weiteres zur Versuchsgeschichte findet sich bei RANNERT und MINELLI (1960). Seither wurde mehrfach, jedoch bis 1983 überwiegend schwach, eingegriffen. Die ersten Eingriffe haben der Art nach einer mäßigen Niederdurchforstung entsprochen, beginnend mit 1983 wurden auch stärkere Durchmesser entnommen (JOHANN, 1992).

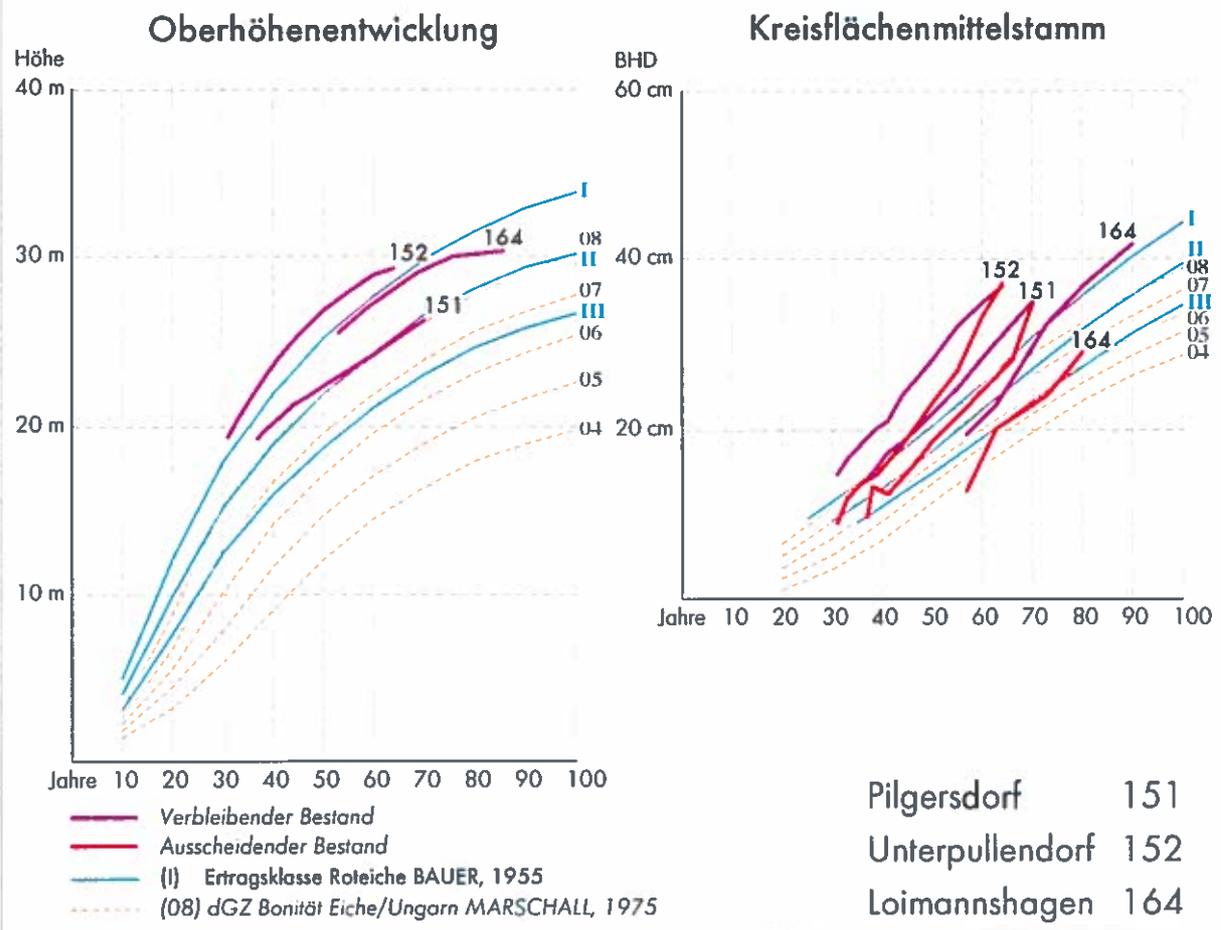
3.2.2 Wuchsleistung

Die Leistungstabellen für die zwei Bestände finden sich im Anhang (Tabelle 9 und 10). Dargestellt sind Hektarwerte, errechnet aus den Flächen mit 0,5 bzw. 0,35 ha. Zwischen beiden Flächen zeigen sich bedeutende Unterschiede, nach RANNERT und MINELLI (1960) stockt die Roteichenversuchsfläche in Pilgersdorf auf podsoliger Braunerde mit trockenem Wasserhaushalt; der Bestand in Unterpullendorf hingegen auf einem tiefgründigen Pseudogley. Der Bestand in Unterpullendorf ist in allen Wachstumsparametern dem Bestand in Pilgersdorf deutlich überlegen. Nach der Oberhöhenentwicklung beträgt der Unterschied im Alter 60 mehr als 4m, auch in der BHD-Entwicklung sind ähnliche Unterschiede festzustellen (Abb. 6). Diese Unterschiede sind mit großer Wahrscheinlichkeit Ausdruck der beschriebenen Unterschiede im Bodentyp, Wasserhaushalt und Seehöhe.

Die Fläche in Unterpullendorf hat im Alter von 64 Jahren bereits eine Oberhöhe von mehr als 29 m, der

Abbildung 6:

Oberhöhen- und Durchmesserentwicklung (für verbleibenden und ausscheidenden Bestand) in Unterpullendorf und Rauchwart im Vergleich zu den Werten aus zwei Ertragstafeln und zu Loimannshagen.



Bestand in Pilgersdorf immerhin im Alter 70 über 26 m. Beide Bestände liegen nach der Oberhöhenentwicklung höher als die für Österreich vorhandenen Ertragstafelangaben für Eiche von MARSCHALL (1975), die nur bis zur 8. Absolutbonität, dh. zu einer Oberhöhe von 30 m im Alter 100 reichen. Für die beste Bonität der Roteiche in Deutschland nach BAUER (WIEDEMANN-SCHÖBER, 1957) sind im Alter 80 Oberhöhen von 28,0 bis 31,4 m zu erwarten. Noch augenfälliger ist die Überlegenheit gegenüber der Eiche beim Mittendurchmesser: Während die beste Eichenbonität gemäß Ertragstafel erst im Alter 100 Mittendurchmesser von 40 cm erreicht, können auf beiden Roteichenflächen bei Stammzahlen zwischen 100 und 120 Stämmen Zieldurchmesser von 40-60 cm bereits mit 80-90 Jahren erwartet werden (JOHANN, 1992). Auch im Vergleich zur deutschen Roteichtafel werden im Burgenland deutlich stärkere Dimensionen erreicht.

Der Vergleich mit einem etwas älteren, stets sehr stammzahlreichen Roteichenbestand "Loimannshagen" im Wienerwald zeigt, daß die erreichten Durchmesser im Burgenland deutlich höher liegen. Die Oberhöhenentwicklung im Wienerwald verläuft etwa zwischen den beiden Flächen im Burgenland, auch dieser Vergleich bestärkt die Sinnhaftigkeit der Roteiche auf diesen Standorten.

MALESCHITZ (1992) berichtete aus betrieblicher Sicht über die günstigen Eigenschaften und Verwertungsmöglichkeiten des Holzes, ein großer Anteil des 1982 anfallenden Durchforstungsholzes konnte als Blochholz ausgeformt und um 1600 S/fm verkauft werden.

4. Folgerungen

Die Durchforstungsversuche in Weißkiefer belegen eindeutig die bereits bekannte Notwendigkeit einer frühen Stammzahlreduktion zur Vorbeugung vor Schneeschäden. Bei einer Oberhöhe von 5 m sollten keinesfalls mehr als 3000 Stämme pro Hektar verbleiben. Bisher wurden an den Kiefern noch keine biotischen Schadeinflüsse registriert. Nach dem fast vollständigen Ausfall der Fichten durch Borkenkäferbefall in diesem Gebiet in den letzten Jahren scheint der Kiefernneubau mit geringeren Betriebsrisiken verbunden zu sein, sodaß ihm aus Stabilitätsgründen größere Bedeutung zukommen sollte als ihm heute vielfach zugemessen wird.

Ein Vergleich mit Ergebnissen der Österreichischen Forstinventur aus der Periode 1971/80 zeigt, daß nur ein geringer Anteil aller Probeflächen mit Weißkiefer eine gleiche oder bessere Bonität aufweist als die in Rauchwart und Kohfidisch stockenden Bestände. Die Flächen mit besseren Bonitäten liegen fast alle in sehr tiefen Lagen des Sommerwarmen Ostens, an der unteren Waldgrenze (Abb. 7). Das Wachstum der Weißkiefer im sommerwarmen Osten ist also deutlich größer als in den übrigen Gebieten Österreichs, auch aus dieser Sicht erscheint die Kiefernbewirtschaftung im Sommerwarmen Osten Sinn zu machen. Über ein mögliches Nachlassen der Wuchsleistungen von Folgegenerationen im Vergleich zur ersten Generation nach landwirtschaftlicher Nutzung sind keine direkt anwendbaren Aussagen verfügbar. Über das Ausmaß der Bodenversauerung unter verschiedener Bestockung im Osten Kanadas nach landwirtschaftlicher Nutzung berichten BRAND et al. (1986). Während unter *Picea glauca* und *Pinus resinosa* deutliche Versauerung festgestellt wurde, zeigte sich unter Weißkiefer keine Veränderung innerhalb von 26 Jahren.

Es konnte auch gezeigt werden, daß nur bei entsprechend rechtzeitiger und zielorientierter Bewirtschaftung durch zeitgerechte Stammzahlreduktion und Durchforstung stabile Bestände mit gewinnbringenden Dimensionen in relativ kurzer Umtriebszeit erreichbar sind.

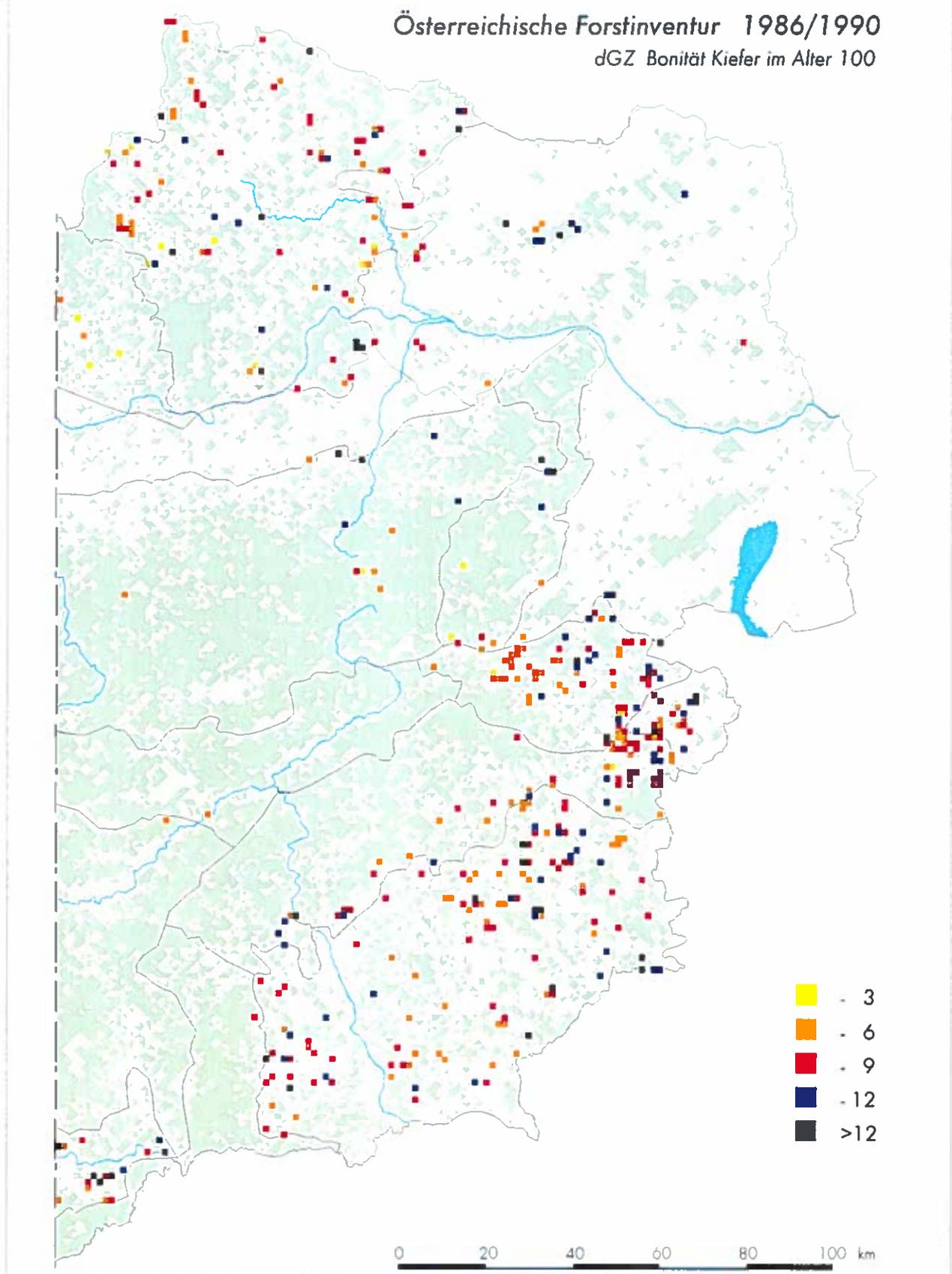
Auch die Roteiche erscheint aus ertragskundlicher Sicht insbesondere auf den ihr entsprechenden Standorten, wie sie offenbar im Sommerwarmen Osten gegeben sind, eine ertragsreiche Baumart zu sein. Das rasche Wachstum, die Holzqualität und die erzielbaren Preise lassen die Roteiche als überlegenswerte Alternative zum Anbau heimischer Eichen erscheinen. Nach MAYER (1977) ist die Roteiche die anbausicherste ausländische Baumart, nur durch Wildverbiss und Nagetierschäden gefährdet. MALESCHITZ (1992) betont die geringere Schadensanfälligkeit der Roteiche im Vergleich zur heimischen Eiche.

5. Waldbauliche Anmerkungen

Die Erziehung gemischter Bestände wäre aus waldbaulicher Sicht sehr erwünscht. In den hier vorgestellten Beständen wurde das Aufkommen von Naturverjüngung einerseits durch die dichten Pflanzverbände mit mehrfachen Nachbesserungen und an-

Abbildung 7:

Oberhöhenbonitäten für Weißkiefer gemäß den Ergebnissen der Österreichischen Forstinventur 1986/90 im Osten Österreichs mit Grenzen der Wuchsgebiete.



dererseits auch durch gezielte Entnahmen verhindert. Die Rahmenbedingungen für natürlich ankommende Laubholzverjüngung sollten bei der Bestandesbegründung und -pflege geschaffen bzw. erhalten werden. Einer Laubholzbeimischung kommt umso höhere Bedeutung zu, je eher damit zu rechnen ist, daß gute Qualitäten vergleichsweise längere Umtriebszeiten rechtfertigen.

Allgemein sind die Wuchsleistungen beider dargestellten Baumarten im Sommerwarmen Osten durchaus beeindruckend, wenn auch die Standorte mit Jahresniederschlagsmengen um 700 mm nicht die untere Waldgrenze darstellen. Die zwei vorgestellten Versuchsreihen stellen nur zwei Möglichkeiten aus einem viel breiteren Spektrum von Baumarten, Zielen und Behandlungsstrategien dar. Die richtige Baumartenwahl und Bestandesbehandlung vorausgesetzt, sind stabile Waldbestände auch in klimatisch extremeren Gebieten erzielbar. Wenn durch richtige Pflegemaßnahmen auch noch entsprechende Dimensionen und Qualitäten erreicht werden, dann ist unter halbwegs guten Rahmenbedingungen (Holzpreise und Erntekosten) auch wirtschaftlicher Erfolg zu erwarten.

Literatur

- BRAND, D.G., KEHOE, P. and CONNORS M. 1986: *Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario*. Can.J.For.Res. 16:1389-1391.
- DAUERVERSUCHE, ARBEITSGRUPPE: *DESER-Norm 1993*. Technischer Bericht Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten; Sektion Ertragskunde, Jahrestagung vom 24.-26. Mai 1993 Unterreichenbach-Karpfenhardt.
- ENK, H. 1986: *Unterlagen zur Exkursion am 11. Februar 1986 in Kohfidisch und Rauchwart* (unveröffentlicht).
- JOHANN, K. 1992 *Die Roteiche - Eine beachtenswerte Baumart*. Informationsdienst der FBVA 250. Folge, in ÖFZ 6/1992.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. und F. STARLINGER 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs - Eine Naturraumgliederung nach walddökologischen Gesichtspunkten*. FBVA-Berichte Nr.82
- MALESCHITZ, W. 1992: *Praktische Erfahrungen mit der Roteiche*. ÖFZ 6/1992, p.50
- MARSCHALL, J. 1975: *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. Österr. Agrarverlag Wien, 202pp.
- MARSCHALL, J. und STERBA, H. 1975: *Die Erstellung der neuen Kieferntragsafel Litschau*. AFZ Wien 86,331-332.
- MAYER, H. 1977: *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York, 483pp.
- POLLANSCHÜTZ, J. 1974: *Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs*. Informationsdienst der FBVA Wien, 153. Folge, in Allgem. Forstzeitung.
- RANNERT, H. und MINELLI, H. 1960: *Gedeihen und Wuchsleistung einiger Versuchsbestände mit fremdländischen Holzarten im Burgenland*. AFZ-Wien 23/24.
- SOPP, L. 1974: *Fatömegszamitási tablatatok*. Mezögazdasági Kiadó Budapest, 419pp.
- WALTER, H. und LIETH, H. 1967: *Klimadiagramm Weltatlas*, Fischer Verlag Jena.
- WIEDEMANN, E. und SCHÖBER, R. 1957: *Ertragstafeln wichtiger Holzarten bei verschiedener Durchforstung*. Schaper Verlag Hannover 194pp.

Verfasser: Dr. Markus Neumann
 Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft
 Forstliche Bundesversuchsanstalt
 Seckendorff-Gudent Weg 8
 A-1131 Wien

Tabelle 2 Weißkiefer - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Kohfidisch

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft

Versuch 308 Parzellen 41 51
 Auswertungsjahr 1995 Hauptbaumart WKI
 Alter 36 Auswertungsdatum 96.03.14 11:41:33
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_x = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung:
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHÜTZ, 1974, in Vorratsfestmeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	a	Verbleibender Bestand/remaining stand										Ausscheidender Bestand/removal						Gesamtbestand/total stand						
			BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/ddom	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	W V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWL GWL	mGH mGH	IG IG	IV IV	DGZ dGZ	PER per	
			m	cm	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m ³	m ²	m ²	m ²	m ³	m ³	m ³	a	
Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt																									
1975	16		WKI GES	3995 3995	6.4	13.0	49	5.6	8.5	67	22.7	73	1165	4.4	4.4	105	1.8	6	79		2.41	19.1	4.9	5	
1980	21		WKI GES	3885 3885	10.1	16.4	62	9.3	10.6	88	34.5	167	110	8.1	5.8	132	0.3	1	174	28.8	1.96	20.8	8.3	4	
1984	25		WKI GES	2765 2765	12.7	18.6	68	11.8	12.7	93	34.8	206	1120	11.2	9.3	123	7.5	44	257	38.4	1.79	20.4	10.3	3	
1987	28		WKI GES	1885 1885	14.5	20.3	71	13.7	14.5	94	31.2	208	880	13.1	11.4	117	9.0	59	319	37.5	2.13	23.1	11.4	3	
-1989	30		WKI GES					13.7	14.5	94	31.2	208	880	13.1	11.4	117	9.0	59	319	37.5	2.13	23.1	11.4	3	
			WKI GES										30	13.7	9.7	152	0.2	2			34.3				
			WKI GES										30	13.7	9.7	152	0.2	2			34.3				
1990	31		WKI GES	1395 1395	16.3	22.7	71	15.6	17.1	91	32.0	237	460	14.7	12.2	125	5.4	39	388		1.92	23.6	12.5	5	
1995	36		WKI GES	885 885	19.1	26.1	73	18.4	20.1	92	28.1	240	510	18.2	18.3	100	13.5	115	506	36.8		14.1			
			WKI GES					18.4	20.1	92	28.1	240	510	18.2	18.3	100	13.5	115	506	36.8		14.1			

Tabelle 3 Weißkiefer - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Kohfidisch

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft

Versuch 308 Parzellen 42 52
 Auswertungsjahr 1995 Hauptbaumart WKI
 Alter 36 Auswertungsdatum 96.03.14 11:48:27
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_X = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung:
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHÜTZ, 1974, in Vorratsfestemeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	a	Verbleibender Bestand/remaining stand										Ausscheidender Bestand/removal						Gesamtbestand/total stand					
			BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/ddom	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	W V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWL GWL	mGH mGH	IG IG	IV IV	DGZ dGZ	PER per
			m	cm	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m ³	m ²	m ²	m ²	m ³	m ³	m ³	a
1975	16		WKI GES	2990 2990	6.2 12.7	48 48	5.6 5.6	8.5 8.5	64 64	17.2 17.2	55 55	3440 3440	5.0 5.0	5.7 5.7	87 87	8.8 8.8	28 28	83 83	23.8 23.8	2.65 2.65	18.4 18.4	5.2 5.2	5 5	
1980	21		WKI GES	2950 2950	10.0 16.6	60 60	9.3 9.3	11.4 11.4	80 80	30.3 30.3	146 146	40 40	8.3 8.3	6.3 6.3	116 116	0.1 0.1	1 1	175 175	34.4 34.4	2.07 2.07	20.0 20.0	8.3 8.3	4 4	
1984	25		WKI GES	1900 1900	12.5 18.8	66 66	11.9 11.9	13.9 13.9	83 83	29.0 29.0	171 171	1050 1050	11.4 11.4	10.8 10.8	102 102	9.6 9.6	56 56	255 255	31.5 31.5	1.71 1.71	18.3 18.3	10.2 10.2	3 3	
1987	28		WKI GES	1225 1225	14.4 20.5	70 70	13.7 13.7	15.9 15.9	85 85	24.4 24.4	162 162	675 675	13.3 13.3	13.6 13.6	95 95	9.7 9.7	64 64	310 310	27.5 27.5	2.12 2.12	21.6 21.6	11.1 11.1	3 3	
-1989	30		WKI GES									5 5	7.3 7.3	6.7 6.7	110 110	0.1 0.1	0 0							
1990	31		WKI GES	1220 1220	16.2 23.1	70 70	15.5 15.5	17.9 17.9	86 86	30.7 30.7	226 226	0 0	0.0 0.0	0.0 0.0	0 0	0.0 0.0	0 0	375 375	35.2 35.2	1.80 1.80	22.5 22.5	12.1 12.1	5 5	
1995	36		WKI GES	695 695	19.2 26.3	73 73	18.5 18.5	21.5 21.5	86 86	25.2 25.2	216 216	525 525	18.0 18.0	18.8 18.8	95 95	14.5 14.5	123 123	487 487				13.5 13.5		

Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt

Weißkiefer - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Kohfidisch

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft

Versuch 308 Parzellen 43 53
 Auswertungsjahr 1995 Hauptbaumart WKI
 Alter 36 Auswertungsdatum 96 03 14 11:48:58
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_X = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung:
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHÜTZ, 1974, in Vorratsfestemeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHAA3

Jahr Year	Alt T	a	Verbleibender Bestand/remaining stand										Ausscheidender Bestand/removal										Gesamtbestand/total stand				
			BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/oddm	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	VV V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWL mGH	IG IG	IV IV	DGZ dGZ	PER per				
Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt																											
1975	16		WKI GES	20 00 2000	6.3	13.3	47	5.8	9.6	61	14.4	47	2465	5.3	7.0	74	9.4	30	77	20.6	2.50	16.8	4.8	5			
1980	21		WKI GES	2000 2000	10.2	18.0	56	9.6	13.1	76	26.8	131	0	0.0	0.0	0	0.0	0	161	30.9	2.03	18.5	7.7	4			
1984	25		WKI GES	1195 1195	12.6	20.5	61	12.0	15.7	79	23.1	136	805	11.7	13.7	87	11.8	69	235	25.6	1.63	16.0	9.4	3			
1987	28		WKI GES	700 700	14.4	22.4	64	13.8	18.3	77	18.4	122	495	13.4	15.7	88	9.6	62	283	21.3	1.95	18.6	10.1	3			
-1989	30		WKI GES										5	7.5	10.3	74	0.2										
1990	31		WKI GES	695 695	16.2	25.5	63	15.6	21.0	75	24.1	176	0	0.0	0.0	0	0.0	0	339	28.2	1.65	19.4	10.9	5			
1995	36		WKI GES	495 495	19.1	29.1		18.5	24.8	75	23.9	203	200	18.2	23.1	76	8.4	70	436				12.1				
								18.5	24.8	75	23.9	203	200	18.2	23.1	76	8.4	70	436				12.1				

Tabelle 6 Weißkiefer - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Rauchwart

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft

Versuch 305 Parzelle 11 21 31
 Auswertungsjahr 1994 Hauptbaumart WKI
 Alter 37 Auswertungsdatum 96.03.13 15:30:26
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_X = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung: 55/11
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHUTZ, 1974, in Vorratsfestmeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	Verbleibender Bestand/remaining stand										Auscheidender Bestand/removal										Gesamtbestand/total stand				
		BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO hdom	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	W V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWLV GWL	mGH mGH	IG IG	IV IV	DGZ dGZ	PER per				
a	a	m	cm	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m ³	m ²	m ²	m ³	m ³	m ³	a				
1975	18	WKI GES	1800 1800	7.7	14.3	54	7.1	10.7	64	16.2	62	7.9	77	5.8	22	84	21.2	2.01	14.9	4.6	5					
1980	23	WKI GES	1766 1766	11.1	18.0	61	10.4	13.7	73	26.0	135	6.4	0	0.2	1	158	28.4	1.56	15.3	6.9	3					
1983	26	WKI GES	1196 1196	12.9	19.7	65	12.1	15.5	75	22.5	133	13.6	85	8.3	48	204	24.4	1.58	15.3	7.8	3					
-1984	27	WKI GES									16	7.9	9.1	73	0.2											
-1985	28	WKI GES									16	7.9	9.1	73	0.2											
1986	29	WKI GES	693 693	14.5	21.8	66	13.9	18.0	74	17.6	117	14.9	84	0.8	5	250	19.9	1.69	16.1	8.6	3					
-1987	30	WKI GES									10	9.8	13.6	67	0.3	2										
1989	32	WKI GES	646 646	16.1	24.5	66	15.5	20.5	72	21.3	155	19.8	80	1.1	8	298	25.1	1.54	16.8	9.3	5					
1994	37	WKI GES	476 476	18.6	28.4	65	18.0	24.4	72	22.4	185	17.7	75	6.6	54	382				10.3						
							18.0	24.4	72	22.4	185	17.7	75	6.6	54	382				10.3						

Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt

Tabelle 7 Weißkiefer - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Rauchwart

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft

Versuch 305 Parzelle 12 22
 Auswertungsjahr 1994 Hauptbaumart WKI
 Alter 37 Auswertungsdatum 96 03 13 15:35:56
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_x = AA_{x0} + AA_{x1} \cdot \text{Alter} + AA_{x2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung: 55/11
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHUTZ, 1974, in Vorratsfestmeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	Verbleibender Bestand/remaining stand													Ausscheidender Bestand/removal						Gesamtbestand/total stand					
		BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/ddom	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	VV V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWLV m ³	mGH m ²	IG m ²	IV m ³	DGZ dGZ	PER per			
1975	18	WKI GES	4595 4595	7.5 14.2	53	6.4 8.3	8.3 72	25.1 91	150 150	4.0 4.0	2.9 2.9	142 142	0.1 0.1	0 0	92 92	30.6 30.6	2.19 2.19	18.1 18.1	5.1 5.1	5 5						
1980	23	WKI GES	4105 4105	11.1 17.6	63	9.6 10.5	88 88	35.3 178	90 490	7.1 7.1	4.3 4.3	162 162	0.7 0.7	4 4	182 182	37.9 37.9	1.72 1.72	18.3 18.3	7.9 7.9	3 3						
1983	26	WKI GES	2735 2735	12.8 18.9	67	11.4 12.1	92 92	31.2 181	1370 1370	10.6 10.6	9.3 9.3	110 110	9.3 9.3	53 53	237 237	31.0 31.0	1.75 1.75	17.5 17.5	9.1 9.1	3 3						
1984	27	WKI GES							35 35	5.6 5.6	4.2 4.2	132 132	0.2 0.2													
1985	28	WKI GES							780 780	12.1 12.1	11.4 11.4	103 103	8.0 8.0	50 50												
1986	29	WKI GES	1600 1600	14.4 20.8	69	13.2 13.2	14.2 95	24.7 161	320 320	12.4 12.4	11.3 11.3	96 96	3.5 3.5	22 22	290 290	27.7 27.7	1.99 1.99	19.2 19.2	10.0 10.0	3 3						
-1987	30	WKI GES							5 5	6.2 6.2	5.4 5.4	116 116	0.0 0.0	0 0												
1989	32	WKI GES	1300 1300	15.9 23.1	69	14.9 14.9	16.4 90	27.5 197	295 295	13.9 13.9	11.9 11.9	116 116	3.1 3.1	21 21	348 348	32.1 32.1	1.81 1.81	19.2 19.2	10.9 10.9	5 5						
1994	37	WKI GES	815 815	18.0 26.9	67	17.2 17.2	20.3 86	26.3 212	490 490	16.6 16.6	16.3 16.3	96 96	10.3 10.3	81 81	444 444				12.0 12.0							

Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt

Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Rauchwart

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft
 Versuch 305 Parzelle 13 23 33
 Auswertungsjahr 1994 Hauptbaumart WKI
 Alter 37 Auswertungsdatum 96.03.13 15:37:01
 Größe 1000

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_X = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2}/\text{Alter}$ Formzahlzuordnung: 55/11
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHÜTZ, 1974, in Vorratsfestmeter Schaftholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	BA SP	Verbleibender Bestand/remaining stand										Auscheidender Bestand/removal										Gesamtbestand/total stand								
			NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/ddom	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	VV V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWLV GWL	mGH mGH	IG IG	IV IV	DGZ dGZ	PER per								
a	a		m	cm	m	cm	m	cm	m	cm	m	cm	m	cm	m	cm	m ²	m ³	m ²	m ²	m ³	m ²	m ²	m ³	m ³	m ³	a				
Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt																															
1975	18	WKI GES	0 3063 3063	7.5	15.1	49	0.0 6.5 6.5	0.0 9.7 9.7	0 66 66	0.0 22.5 22.5	0 81 81	0.0 2.2 2.2	0 0 0	0 0 0	3 90 93	1.1 2.6 2.6	0.8 2.2 2.2	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 81 81	0 278 278	0.0 2.11 2.11	0.0 17.0 17.0	0.0 4.5 4.5	5 5 5	
1980	23	WKI GES	0 2883 2883	10.9	18.3	59	0.0 9.8 9.8	0.0 12.0 12.0	0 80 80	0.0 32.7 32.7	0 165 165	0.0 5.3 5.3	0 114 114	0 0 0	0 180 180	0.0 7.6 7.6	0.0 5.3 5.3	0 114 114	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 167 167	0.0 35.3 35.3	0.0 1.69 1.69	0.0 17.5 17.5	0.0 7.2 7.2	3 3 3	
1983	26	WKI GES	0 1870 1870	12.5	19.7	63	0.0 11.6 11.6	0.0 13.8 13.8	0 83 83	0.0 27.8 27.8	0 160 160	0.0 9.6 9.6	0 10.1 10.1	0 96 96	0 1013 1013	0.0 11.1 11.1	0.0 11.2 11.2	0 96 96	0 10.1 10.1	0 57 57	0 57 57	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 219 219	0.0 29.2 29.2	0.0 1.76 1.76	0.0 17.2 17.2	0.0 8.4 8.4	3 3 3	
-1984	27	WKI GES												0 6 6	0.0 3.9 3.9	0.0 4.3 4.3	0 89 89	0 0.1 0.1	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0						
-1985	28	WKI GES												0 246 246	0.0 12.3 12.3	0.0 12.9 12.9	0 91 91	0 3.6 3.6	0 23 23	0 23 23	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0					
1986	29	WKI GES	0 1206 1206	14.2	21.6	65	0.0 13.3 13.3	0.0 15.7 15.7	0 85 85	0.0 23.3 23.3	0 151 151	0.0 13.9 13.9	0 6.1 6.1	0 38 38	0 410 410	0.0 12.9 12.9	0.0 13.9 13.9	0 90 90	0 6.1 6.1	0 38 38	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 271 271	0.0 26.3 26.3	0.0 2.01 2.01	0.0 19.2 19.2	0.0 9.3 9.3	3 3 3	
-1987	30	WKI GES												0 3 3	0.0 4.7 4.7	0.0 4.9 4.9	0 96 96	0 0.1 0.1	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0						
1989	32	WKI GES	0 1160 1160	15.8	24.0	65	0.0 14.9 14.9	0.0 17.7 17.7	0 85 85	0.0 28.4 28.4	0 202 202	0.0 14.9 14.9	0 8.5 8.5	0 6 6	0 43 43	0.0 14.4 14.4	0.0 14.9 14.9	0 85 85	0 0.8 0.8	0 6 6	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 328 328	0.0 32.9 32.9	0.0 1.78 1.78	0.0 19.8 19.8	0.0 10.3 10.3	5 5 5	
1994	37	WKI GES	0 703 703	18.2	27.7	65	0.0 17.5 17.5	0.0 21.8 21.8	0 82 82	0.0 26.1 26.1	0 212 212	0.0 17.6 17.6	0 93 93	0 11.2 11.2	0 456 456	0.0 16.8 16.8	0.0 17.6 17.6	0 93 93	0 11.2 11.2	0 89 89	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 0 0	0 427 427	0.0 11.6 11.6	0.0 11.6 11.6	0.0 11.6 11.6	0.0 11.6 11.6	5 5 5	

Tabelle 10 Roteiche - Ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchsfläche Pilgersdorf

Forstliche Bundesversuchsanstalt Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft
 Versuch 151 Parzelle 01
 Auswertungsjahr 1992 Hauptbaumart REI
 Alter 70 Auswertungsdatum 96.02.21 16:02:18
 Größe 3500

In allen Jahren AHK aus DHK 4 3 0 $H - 13 = A_0 + A_1 \cdot \ln(BHD)$, wobei $A_X = AA_{X0} + AA_{X1} \cdot \text{Alter} + AA_{X2} / \text{Alter}$ Formzahlzuordnung: 55/11
 Vorratsberechnung mit Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs, POLLANSCHÜTZ, 1974, in Vorratsfestmeter Schafholz mit Rinde je ha.
 Versuchsauswertung nach DESER-NORM-1993 F1, D1.1, D2.1, H1.1, H1.2, H2.1, H3.1, H3.2, K1.4, K2.1, K2.2, DHA3

Jahr Year	Alt T	Verbleibender Bestand/remaining stand										Auscheidender Bestand/removal						Gesamtbestand/total stand					
		BA SP	NV N	HO hdom	DO ddom	HO/DO h/ddom	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GV G	VW V	NA N	HG hg	DG dg	HG/DG h/dg	GA G	VA V	GWLV GWL	mGH m ²	IG m ²	IV m ³	DGZ dGZ	PER per
a	a			m	cm	m	cm	m ²	m ²	m ³		m	cm	h/dg	m ²	m ³	m ³	m ²	m ²	m ³	m ³	m ³	a
1959	37	REI GES	1525 1525	19.3	20.0	97	17.1	14.3	120	24.6	210	374	14.6	9.7	151	2.8	22	231	25.3	1.33	17.0	6.3	
1960	38	REI GES	1248 1248	19.7	20.7	96	17.7	15.0	118	22.1	194	277	17.0	13.3	128	3.9	32	248	23.8	1.14	14.6	6.5	3
1963	41	REI GES	922 922	20.5	22.5	92	19.3	17.3	112	21.6	204	325	17.6	12.4	142	3.9	34	292	23.2	1.08	13.7	7.1	3
1966	44	REI GES	900 900	21.3	24.2	88	20.2	18.6	109	24.5	241	22	19.1	14.3	133	0.4	3	333	25.8	0.90	11.8	7.6	3
1969	47	REI GES	760 760	21.8	25.6	86	21.0	20.2	104	24.2	248	140	20.3	16.4	124	2.9	29	369	25.6	0.87	11.4	7.8	3
1972	50	REI GES	574 574	22.4	27.0	83	21.8	22.0	99	21.8	229	185	21.3	18.7	114	5.1	53	403	24.3	1.03	12.9	8.1	5
1977	55	REI GES	485 485	23.3	30.2	78	22.9	24.9	92	23.7	258	88	22.5	21.6	104	3.2	35	467	26.0	0.91	11.7	8.5	5
1982	60	REI GES	325 325	24.2	32.6	75	23.9	28.4	84	20.6	231	160	23.6	24.6	96	7.6	86	526	23.0	0.81	10.6	8.8	6
1988	66	REI GES	262 262	25.4	36.1	71	25.2	32.3	78	21.6	249	62	24.9	28.2	88	3.9	46	590	23.3	0.86	11.4	8.9	4
1992	70	REI GES	180 180	26.2	37.1	71	26.1	34.9	75	17.2	203	82	26.1	34.6	75	7.8	92	635				9.1	
							26.1	34.9	75	17.2	203	82	26.1	34.6	75	7.8	92	635				9.1	

Der ausscheidende Bestand vor Versuchsbeginn ist unbekannt und wurde vernachlässigt



Risikoanalyse und Ableitung waldbaulicher Maßnahmen zur Beeinflussung des Borkenkäferrisikos in Fichtenbeständen*

M.J. LEXER

Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien

Kurzfassung. Anhand einer Datenbasis von 28 Fichtenbeständen aus tieferen Lagen im Wuchsgebiet 6.2 "Klagenfurter Becken" werden mittels eines Logit-Modelles Merkmale auf Bestandesniveau mit Einfluß auf die Schadenswahrscheinlichkeit identifiziert. Einen signifikanten Einfluß zeigten die durchschnittliche Wasserversorgung, der Anteil der süd- und westexponierten offenen Bestandesränder im Verhältnis zur Bestandesfläche, der Anteil rotfauler Fichten (in Brusthöhe), das Bestandesalter bzw. der Durchmesser des Grundflächenmittlammes, der durchschnittliche periodische Radialzuwachstrend sowie der Anteil der Baumart "Fichte" am Bestandesaufbau. Ausgehend von diesem Ergebnis werden waldbauliche Möglichkeiten zur Verringerung des Borkenkäferrisikos diskutiert. Langfristig wird das Kalamitätsrisiko durch Borkenkäferbefall und Trockenis nur durch die Abkehr von der Begründung von Fichtenreinbeständen auf für die Baumart "Fichte" kritischen Standorten verringert werden können.

Schlüsselworte: *Picea abies*, Borkenkäfer, Risikoanalyse, Waldbau

Abstract. [Risk rating Norway spruce stands for damage by bark beetles and possible silvicultural measures for risk reduction.] Detailed site and stand information on 28 low elevation - Norway spruce stands was used to develop a probability model to explain the risk of a bark beetle caused damage on stand-level. Significant predictor variables in this model were an index for the water supply of the stand, the proportion of south and west oriented open stand edges, the proportion of spruce individuals with heart rot (at breast height), the stand age or the mean diameter of the stand respectively, an expression for the average radial increment trend of spruce individuals in the stand and a species diversity index. The diversity index could be substituted by the proportion of Norway spruce basal area. These results are used to deduce possible silvicultural measures to minimize the risk of a damage. On the long term the risk for Norway spruce stands to suffer bark beetle caused damages can only be reduced substantially by avoiding the establishment of off-site pure Norway spruce stands.

Keywords: *Picea abies*, bark beetles, risk analysis, silviculture

*Die vorliegende Arbeit wurde durch die Unterstützung des Jubiläumsfonds der Oesterreichischen Nationalbank (OENB) sowie der Kärntner Landesregierung ermöglicht.

1. Einleitung und Problemstellung

In regelmäßigen Abständen wird in der Literatur über Borkenkäfergradationen und damit verbundenen Kalamitätsholzanfall in Fichtenwäldern berichtet (SCHMIDT-VOGT 1989). Auslöser für solche Ereignisse sind meist Katastrophenereignisse wie

- Windwurf
- Schneebruch
- Trockenperioden.

Beinahe ebenso lange wird an das Fachgebiet Waldbau die Frage herangetragen, welche Maßnah-

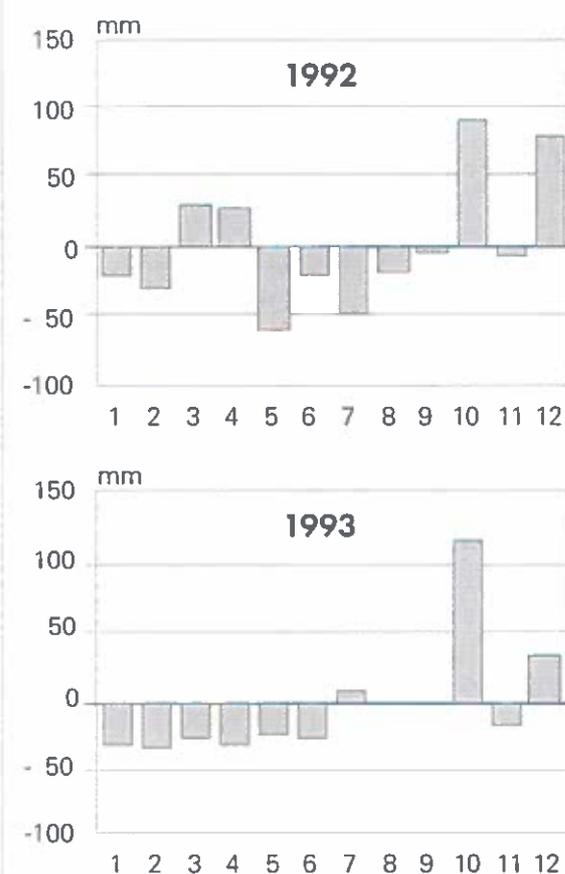
men zur Verhinderung oder doch zumindest Verringerung der Schäden ergriffen werden können. Zahlreiche experimentelle Studien des Forstschatzes beschäftigten sich mit der Frage, welche Merkmale Fichten als Habitat für Borkenkäfer geeignet werden lassen (LINDENTHAL & FÖHRER 1993, BAIER 1993, CHRISTIANSEN & HORNTVEDT 1983, WARING & PITMAN 1980, SCHIMITSCHEK 1969, SCHIMITSCHEK & WIENKE 1966). Übereinstimmend wird in diesen Studien eine physiologische Schwächung oder Störung der Bäume als Grund für eine Prädisposition für Borkenkäferbefall genannt. Die wohl häufigste Ursache von physiologischen Störungen an Wald-

bäumen stellt Trockenstreß dar (SCHWENKE 1985). Das in diesen Untersuchungen aus Experimenten an Einzelbäumen gewonnene Wissen wird umgelegt in eine qualitative Beurteilung einer ganzen Population von Bäumen (= Bestand). Nach diesem "bottom up" - Konzept vernachlässigt werden allerdings Merkmale, die erst auf Bestandesebene offensichtlich werden (e.g. Bestandesfläche, Bestandesränder). Der Versuch einer Quantifizierung der Schadenswahrscheinlichkeit in Bezug auf Borkenkäferbefall für Fichtenbestände steht bisher noch aus.

Im Zuge von Szenarien, die eine Klimaänderung mit um 2-4 °C erhöhten Temperaturen und eventuell verringerten und in das Winterhalbjahr verschobenen Niederschlägen zum Inhalt haben (HAGER 1994, TELLER ET AL. (EDS.) 1992, DUPLESSY 1991), erhält die Frage nach der Gefährdung von Fichtenbeständen durch Trockenschäden und Borkenkäferbefall erhöhte Aktualität.

In den Jahren 1992-1995 fielen in Österreich erhebliche Mengen an Kalamitätsholz durch Borkenkäferbefall - hauptsächlich *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus* - und Trockenschäden an.

Abbildung 1:
Niederschlagsverhältnisse 1992 - 1993. Abweichungen vom monatlichen Mittel 1961-90. (Quelle: ZAMG).



1992 wurden alleine in Kärnten 180.000 fm Schadholz aufgearbeitet, 1993 über 350.000 fm. Auslöser für diese Kalamitätsereignisse war nach übereinstimmender Meinung die trockene Witterung vor allem während der Jahre 1992 und 1993 (Abbildung 1). Der Schwerpunkt der Schäden liegt dabei in großteils sekundären Fichtenbeständen in tieferen Lagen auf Standorten, die als potentielle natürliche Waldgesellschaft im Sinne TUXENS (1956) durchwegs Waldgesellschaften ohne Dominanz der Fichte aufweisen.

Um den Unsicherheiten der Zukunft besser begegnen zu können und die Schadanfälligkeit der Bestände herabzusetzen, werden naturnäher aufgebaute und stabilere Mischbestände angestrebt (MÜLLER 1995). Im Rahmen von anstehenden Umwandlungen und Überführungen von sekundären Fichtenbeständen in naturnähere Mischbestände wird aufgrund der nur begrenzt zur Verfügung stehenden Ressourcen an Personal und finanziellen Mitteln eine Prioritätenreihung innerhalb der Forstbetriebe erforderlich sein. Für die Entscheidungsfindung in diesem Problemfeld wird das potentielle Risiko einer Schädigung an der aktuell bestehenden Bestockung eine wichtige Position einnehmen. Neben einer Prioritätsreihung zum Zweck der Bestandesumwandlung und -überführung wird auch die Minimierung des Risikos für bestehende Fichtenreinbestände u.a. durch waldbauliche Maßnahmen eine weitere wichtige Aufgabe zur Sicherstellung des betrieblichen Erfolges der Forstbetriebe sein. Risikoanalyse und daraus abgeleitetes Risikomanagement für Waldbestände werden unter unsicheren Umweltbedingungen auch in der Waldbewirtschaftung an Bedeutung gewinnen.

Risiko wird generell charakterisiert durch die potentielle Höhe eines Schadens und durch die Wahrscheinlichkeit seines Eintretens (HOFFMANN 1994). Unter Risikomanagement wird die Planung und Organisation von geeigneten Maßnahmen verstanden, um Risiken auf ein erträgliches Maß zu reduzieren (ROWE 1991). Es stellt sich die Frage, inwieweit sich die in der industriellen Produktion bewährten Konzepte von Risikoanalyse und -management auf die besonderen Verhältnisse der Waldbewirtschaftung übertragen lassen. Probleme sind dabei durch die kaum kontrollierbaren äußeren Faktoren sowie durch den Umstand gegeben, daß die in Frage kommenden Ereignisausprägungen (= Schadensfälle) bisher selten oder nie aufgetreten oder nicht ausreichend dokumentiert sind. Letzteres ist zu berücksichtigen, wenn die Frage der Datenbasis diskutiert wird.

Beispiele für Risikomodelle

In den USA und Kanada haben Bestandesrisikomodelle ("stand hazard rating", "stand risk rating") eine bereits jahrzehntelange Tradition. Zahlreiche Modelle wurden entwickelt, um die Gefährdung von Waldbeständen durch den Faktor "Schadinsekten" zu beschreiben. Das Konzept solcher Risikomodelle besteht darin, die Beziehungen zwischen angefallenen Schäden und Bestandes- und Standortmerkmalen sowie Populations- und Klimaparametern zu quantifizieren und die auf diese Weise gewonnenen Erkenntnisse zur Planung von Präventivmaßnahmen einzusetzen. Beispiele für Modellentwicklungen nach diesem "Top-down"-Konzept (ROWE 1991) finden sich in STOSZEK ET AL. (1981), HOOD ET AL. (1988), KUSHMAUL ET AL. (1979), HICKS ET AL. (1980), SCHENK ET AL. (1977), MOORE ET AL. (1978) und SCHENK ET AL. (1980).

2. Zielsetzung

Ziel des vorliegenden Beitrages ist es, die Gefährdung von Fichtenbeständen in bezug auf Borkenkäferschäden (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*) in Abhängigkeit von Bestandes- und Standortmerkmalen zu quantifizieren. Die Wasserversorgung soll als genannter Schlüsselfaktor speziell berücksichtigt werden. Erfassbare Bestandes- und Standortmerkmale mit Einfluß auf die Schadwahrscheinlichkeit sollen identifiziert werden.

Im Rahmen einer Risikoabschätzung stellt sich vorrangig die Frage, ob die Verteilung der Schäden auf die Bestände rein zufällig ist. Treten Schäden nicht zufällig auf, sind folgende Fragen zu beantworten:

1. Wo kommt es zu Schäden? (Wahrscheinlichkeit des Schadeneintrittes für einen Bestand)
2. Welche wesentlichen Faktoren mit Einfluß auf die Schäden können identifiziert werden?
3. Welche waldbaulichen Maßnahmen können das Risiko verringern?

3. Analysemethoden

Auffallend ist die Tatsache, daß es selbst in den Hauptschadensgebieten Bestände mit offensichtlich identischen Merkmalen gibt, von denen einige Bor-

kenkäferschäden aufweisen, andere hingegen nicht. Dies deutet schon darauf hin, daß das System Wirtsbaum - Borkenkäfer hochgradig auch zufällige Effekte beinhaltet. Diese Zufallseffekte sind über Raum und Zeit verteilt. Um die zeitliche Variation von Schadereignissen zu verringern, wurden die Schäden in einer 4-Jahres-Periode erfaßt. Nicht erfaßt werden konnte die Populationsdichte der Borkenkäfer. Je größer die Populationsdichte, desto höher wird die Wahrscheinlichkeit, daß auch vitale Individuen erfolgreich besiedelt werden können (BERRYMAN 1976). Wenn davon ausgegangen wird, daß während der 4-Jahresperiode jeder Bestand dem Risiko eines Borkenkäferbefalles ausgesetzt war, müßte demnach die Schadwahrscheinlichkeit zumindest teilweise durch Bestandes- und Standortmerkmale erklärt werden können.

Zur Erstellung eines Risikomodelles für Fichtenbestände wird im Wesentlichen auf den Konzepten von DANIELS ET AL. (1979) und STAGE & HAMILTON (1980) aufgebaut. Dabei wird die Wahrscheinlichkeit eines Schadeintrittes durch einen Vektor von Bestandes- und Standortmerkmalen beschrieben. Zur Beschreibung der Schadenswahrscheinlichkeit wird ein LOGIT-Modell benutzt. Eine dichotome Variable (Schaden = 1, kein Schaden = 0) wird dabei durch einen Vektor erklärender Merkmale beschrieben. Die Wahrscheinlichkeit eines Schadens ist eine kontinuierlich intervallskalierte Maßzahl, die mathematisch an die Grenzen "0" und "1" gebunden ist. Eine zur Beschreibung der Schadenswahrscheinlichkeit geeignete Funktionsform ist die logistische Funktion der allgemeinen Form (Funktion 1):

$$p = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + \sum b_i x_i)}} \quad (1)$$

Zur Parameterschätzung für diese Funktion wird ein Datensatz mit jeweils bekannter Merkmalsausprägung "0" oder "1" für "geschädigt" und "ungeschädigt" und bekanntem beschreibenden Merkmalsvektor benötigt. Mittels der Maximum Likelihood - Methode werden unter Verwendung der SAS - Prozedur LOGISTIC (SAS, Version 6) die Parameter der Wahrscheinlichkeitsfunktion geschätzt.

4. Material

4.1 Das Untersuchungsgebiet

Alle im Rahmen der Datenbasis erfaßten Bestände liegen im Bundesland Kärnten zwischen 46° 40' und 46° 48' nördlicher Breite und 13° 58' und 15° 03' östlicher Länge im Wuchsgebiet 6.2 "Klagenfurter Becken" (KILIAN ET AL., 1994). Landschaftsmäßig gehören sie dem Klagenfurter und Feldkirchner Becken sowie den umgrenzenden Höhenzügen an. Klimatisch gesehen sind diese Beckenlandschaften thermisch kontinental getönt. Im Untersuchungsgebiet schwanken die Jahresniederschläge zwischen 800 mm und 1200 mm. Tabelle (1) zeigt einige Klimakennwerte von Beobachtungsstationen im Untersuchungsgebiet.

Tabelle 1:
Klimakennwerte von Stationen im Untersuchungsgebiet.

Meßstelle	NS [mm]		T [°C]	
	1981-90	1961-90	1981-90	1961-90
Radweg	685	877	7,9	-
St. Veit/Glan	599	801	8,3	8,1
Ossiach	676	952	8,7	8,4

In den Tal- und Beckenlagen wird die oberste geologische Deckschicht von quartärem silikatischem Moränenmaterial und fluvioglazialen Ablagerungen gebildet. Auf den Erhebungen stellen hauptsächlich Glimmerschiefer und Quarzphyllite das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung dar. Bei den Böden herrschen mittel- bis tiefgründige Braunerden mit vor allem unter Nadelbeständen podsoligen Tendenzen vor. An natürlichen Waldgesellschaften sind im Untersuchungsgebiet nach MAYER (1974) und MUCINA ET AL. (1993) der Drahtschmielen-Eichenwald (*Deschampsio flexuosae-Quercetum sessiliflorae Firbas et Sigmond 1928*), der artenarme Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo nemorosae-Fagetum sylvatici Meusel 1937*), der Hainsimsen-Fichten-Tannen-Buchen-Wald (*Luzulo Abieti-Fagetum*), der Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo odoratae-Fagetum Sougnez et Thill 1959*) sowie der Waldmeister-Fichten-Tannen-Buchen-Wald (*Asperulo odoratae-Abieti-Fagetum*) zu erwarten.

4.2 Bestandesauswahl und Datenerhebung

Die Erstellung einer Datenbasis gestaltet sich schwierig, da ausreichend genaue Information über Bor-

kenkäferschäden für einzelne Waldbestände meist nicht vorliegen. Betriebliche Forstinventuren stellen zwar Informationsgehalt bezüglich Bestandes- und Standortmerkmalen zur Verfügung, für eine detaillierte Untersuchung jedoch zumeist in ungenügender Genauigkeit und Auflösung. Im Rahmen einer Vorerhebung wurden daher mit Schwerpunkt im Bezirk Feldkirchen/Kärnten Fichtenbestände ausgewählt, für die der Kalamitätsholzfall aufgrund von Borkenkäferbefall während der Periode 1990-93 bekannt war. Nach Vor- und Detailerhebung standen für die Analysen schließlich 28 Bestände zur Verfügung, die folgende Bedingungen erfüllten:

- (1) möglichst homogene Standortverhältnisse (Topographie, Vegetation, Boden).
- (2) homogener Bestandesaufbau (Bestandesalter, Struktur, waldbauliche Behandlung).
- (3) Fichte (*Picea abies (L.) Karst.*) mit mindestens 50 % Grundflächenanteil.
- (4) keine Borkenkäferschäden aufgrund anderer, offensichtlich nicht Trockenstreß entsprechender Ursachen (Windwurf, Schneebruch). Auch Bestände in unmittelbarer Nähe zu Windwurf- und Schneebruchschäden wurden ausgeschlossen.
- (5) die Wasserversorgung des Standortes muß abschätzbar sein.
- (6) ein möglichst breiter Rahmen bezüglich des Merkmals "Schaden" wird abgedeckt.

In allen Beständen wurden mittels Probekreisen fixer Größe Brusthöhendurchmesser, Höhe, Kronenansatzhöhe, Alter in Brusthöhe, Radialzuwächse 1986-89 und 1990-93, Splintholzanteil, Jahrringe im Splint, Durchmesser in Stockhöhe, soziale Stellung nach Kraft, Wipfelbruch und Bringungsschäden sowie Fäule in Brusthöhe am Bohrkern erhoben. Auf denselben Probestellen wurden auf 200 m² die Bodenvegetation nach Braun-Blanquet (ELLENBERG 1986) erhoben. In jedem Probestand wurden 2 Profilgruben angelegt. Die Tiefe reichte bis zum anstehenden Grundgestein, maximal aber bis 1,10 m Tiefe. Neben einer allgemeinen pedogenetischen Bodenansprache wurden in fixen Horizonten Mineralbodenproben entnommen (BLUM ET AL. 1986). Die Bodenart wurde mittels der Fingerprobe (KUNTZE 1983) angesprochen, der Grobskelettanteil mit Hilfe einer Vergleichstafel geschätzt. Die Verteilung der Feinwurzeln wurde durch Auszählen der Feinwurzelspitzen (< 2,0 mm) je dm² entlang von 2 Diagonalen an den Seitenwänden der Profilgruben ermittelt. Jeder Bestand wurde mittels Bussole, Neigungsmesser und optischem Distanzmeßgerät vermessen und daraus die Bestandesfläche ermittelt. Als ausgesetzter

Rand wurde angesprochen, wenn die Oberhöhe auf der Nachbarfläche weniger als ein Drittel der Oberhöhe des Untersuchungsbestandes betrug oder die Nachbarfläche einer anderen Kulturgattung angehörte. Zusätzlich wurde in jedem Bestand der Blattflächenindex (LAI) mit dem LAI-2000 Plant Canopy Analyzer (LICOR 1989) geschätzt.

Als Schaden wurden sämtliche in der Periode 1990-93 als Kalamitätsnutzung aufgrund von Borkenkäferbefall (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*) oder Trocknis entnommene oder stehend abgestorbene Individuen mit den Merkmalen Stockdurchmesser, Fäule am Stock und Entfernung zu Rändern (bis max. 25 m) erhoben.

Im Labor wurden für jeden Bodenhorizont die Lagerungsdichte, eine Wassergehalts-/Wasserspannungskurve sowie die nutzbare Feldkapazität (0,05 - 15,0 bar Wasserspannung) bestimmt.

Eine sichere Rekonstruktion der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft (PNWG) im Sinne TÜXENS (1956) konnte für die einzelnen Bestände aufgrund starker anthropogen bedingter Einflüsse nicht durchgeführt werden. Nach dem Konzept von HUFNAGL (1970) wurden daher Waldtypen ausgeschieden. Anstatt der Rekonstruktion einer PNWG als Endpunkt einer Sukzessionsentwicklung unter derzeitigen Standortverhältnissen beschreibt der Waldtyp die aktuelle Zustandsform eines Standortes. Alle 28 Untersuchungsbestände wurden 2 Waldtypen zugeordnet. Silikatisches Grundgestein, mäßig saure bis saure, frische bis trockene Standorte bedingen die relative Gleichförmigkeit der Artenkombinationen in den Beständen. Als der relativ bessere Waldtyp wurde ein Sauerklee-Schattenblümchen-Typ (SS) ausgeschieden. Als zweiter Waldtyp wurde ein Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmielen-Typ (AHD) unterschieden.

4.3 Indikator für die Wasserversorgung

Die Wasserversorgung sollte explizit in den Analysen berücksichtigt werden. Da in den Beständen keine Messungen zum Wasserhaushalt vorliegen, mußten aussagekräftige Kennwerte der Wasserversorgung rekonstruiert werden. Zu diesem Zweck wurde ein prozeßorientiertes Wasserbilanzmodell eingesetzt (LEXER 1995). Der erforderliche Klimainput zur Berechnung der Wasserbilanzen für den Zeitraum 1986 - 93 wurde durch Modifizierung von Basisdaten (Temperatur und Niederschlag) von Stationen des Hydrographischen Zentralbüros mit dem Mikroklimasimulationsmodell MtClim (HUNGERFORD ET AL.

1989, LEXER 1995) bereitgestellt. Als aussagekräftiger Kennwert erwiesen sich die Tage mit durchschnittlichen Bodenwasserpotentialen von unter -2,0 bar im Wurzelraum während der Vegetationsperiode April - September (ADD).

4.4 Vitalitäts- und Konkurrenzindikatoren

Ausgehend von den erhobenen Merkmalen der Individuen in den Beständen wurden Indikatoren gebildet, die geeignet sind, die Konkurrenzsituation in den Beständen, die Vitalität der Bestände sowie die Anfälligkeit der Bestände für Borkenkäferschäden zu charakterisieren. In Tabelle (2) sind Indikatoren angeführt, die im Rahmen der Analysen verwendet wurden.

Tabelle 2:
Verwendete Konkurrenz-, Vitalitäts- und Wasserversorgungsindikatoren auf Bestandesniveau.

Indikator	Charakterisierung der Indikatoren
DI	Diversitätsindex (Brillouin 1962), charakterisiert den Anteil der Fichten an der Gesamtstammzahl/ha.
VI	Bestandesvitalitätsindikator, mit dem Bhd gewichteter Anteil der Individuen mit positivem Wachstumstrend 1986-89/1990-93.
REFF	Randeffekt, charakterisiert den Anteil besonders gefährdeter Bestandesteile in den Randzonen der Bestände nach Süden und Westen.
ADD	Durchschnittliche jährliche Trockentage in der Vegetationsperiode 1990-93.
Index1	Bestandesgefährdungsindex, multiplikative Verknüpfung von Randeffekt REFF und ADD.

5. Ergebnisse

Das Vorliegen einer nicht randomisierten Stichprobe wirft das Problem der nicht repräsentativen relativen Häufigkeiten der Merkmalsausprägungen "geschädigt" und "ungeschädigt" auf. Nach Schätzungen der betroffenen Bezirksforstinspektionen weisen etwa 20 % der als Grundgesamtheit definierten Fichtenbestände in der Periode 1990-93 einen Schaden durch Borkenkäferbefall auf. Die ungeschädigten Bestände

$$p = \frac{1}{1 + e^{25,9264 - 0,0224 \cdot \text{index1} - 0,1848 \cdot \text{Alter} + 30,8623 \cdot \text{DI} - 37,0097 \cdot \text{RF} - 14,7671 \cdot \text{VI}}} \quad (2)$$

index1 = Bestandesgefährdungsindikator I
 Alter = Bestandesalter
 DI = Diversitätsindex

RF = rotfauler Anteil der Fichten (in
 Brusthöhe)
 VI = Bestandesvitalitätsindikator

waren also in der Stichprobe unterrepräsentiert und wurden dementsprechend mit dem Faktor 20 gewichtet (DANIELS ET AL. 1979).

Mittels der Funktion (2) konnten 68 % der 28 Untersuchungsbestände den jeweils richtigen Merkmalsklassen "geschädigt" und "ungeschädigt" zugeordnet werden. Von den 6 ungeschädigten Beständen wurden 5 richtig erkannt, von den 22 geschädigten Beständen wurden 14 richtig klassifiziert.

Als Trennpunkt zwischen den Merkmalsausprägungen "geschädigt" und "ungeschädigt" wurde eine Schadenswahrscheinlichkeit von $p = 0,5$ verwendet. Die ML-Schätzer sind mit Prüfgrößen in Tabelle (3) aufgelistet. Alle Variablen gehen hochsignifikant in das Modell ein.

Das Bestandesalter weist in diesem Ansatz das größte Gewicht, der Bestandesgefährdungsindikator index1 das geringste Gewicht auf. In den Abbildungen

2a-f wird die Responseoberfläche von Funktion (2) dargestellt.

Sensitivität in bezug auf den Gewichtungsfaktor "Z"

Um die nur als Schätzgröße eingehende Quantifizierung der relativen Verteilung von geschädigten und ungeschädigten Beständen auf Sensitivität hinsichtlich der Parameterschätzungen zu überprüfen, sind in Tabelle 4 die entsprechenden Schätzgrößen bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren dargestellt. Es verändern sich zwar die absoluten Größen der Koeffizienten, das Verhältnis der standardisierten Koeffizienten als Maß für das Gewicht der einzelnen Variablen bei der Prognose der Schädigungswahrscheinlichkeit p bleibt jedoch mehr oder weniger unverändert.

Tabelle 3:

Logit-Modell (Funktion (2)) zur Schätzung der Schädigungswahrscheinlichkeit (p). - Datenbasis: 28 Untersuchungsbestände. Gewichtung für die ungeschädigten Bestände: $Z = 20$.

Variable	geschätzter Parameter	Standardfehler (SE)	Chi-Quadrat (χ^2)	P ($<\chi^2$)	standard. Parameter
Interzept	25,9264	6,0530	18,3463	0,0001	-
index1	-0,0224	0,0069	10,6453	0,0011	-1,7876
Alter	-0,1848	0,0479	14,8700	0,0001	-4,4311
DI	30,8623	9,2970	11,0197	0,0006	2,8909
RF	-37,0097	12,5916	8,6391	0,0033	-2,5064
VI	-14,7671	4,3046	11,7686	0,0006	-3,1840

Tabelle 4:

Funktionsparameter für Funktion (2) bei unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren "Z" für die ungeschädigten Bestände.

Gewicht Z	Parameter					
	Konst.	DI	RF	VI2	index1	Alter
10	21,5069	26,7357	-30,5649	-12,2974	-0,0201	-0,1560
20	25,9264	30,8623	-37,0097	-14,7671	-0,0224	-0,1848
30	28,5929	33,4146	-40,9026	-16,2578	-0,0239	-0,2025

Alternative Modelle

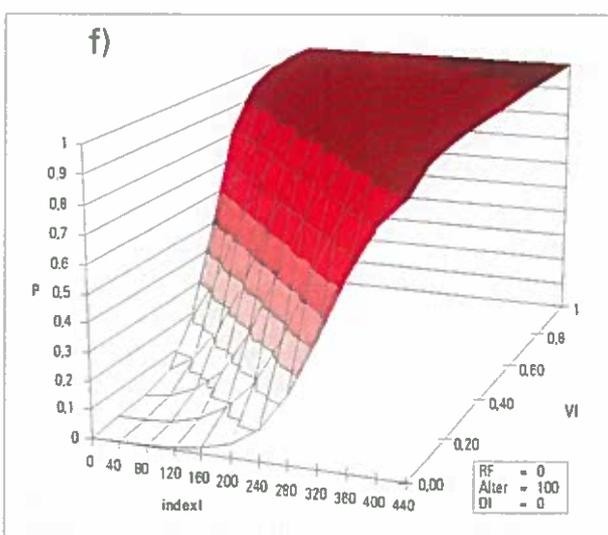
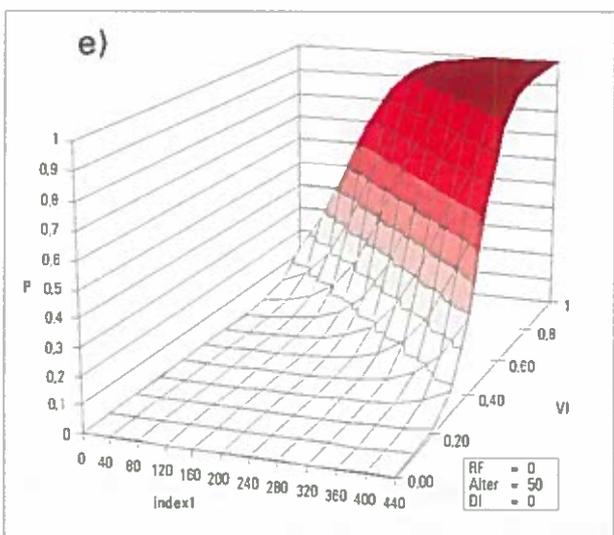
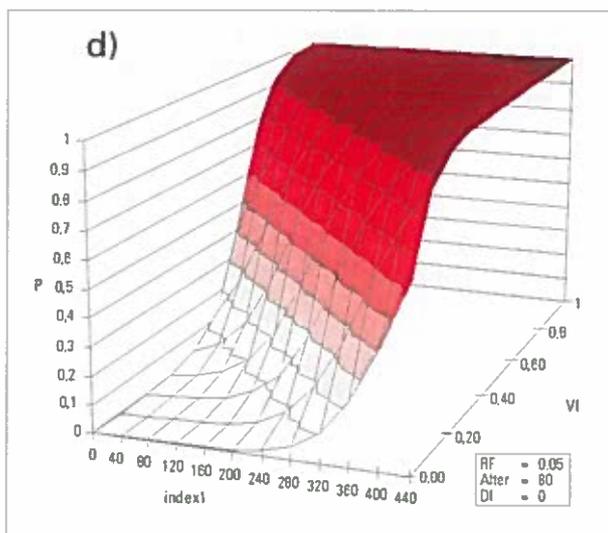
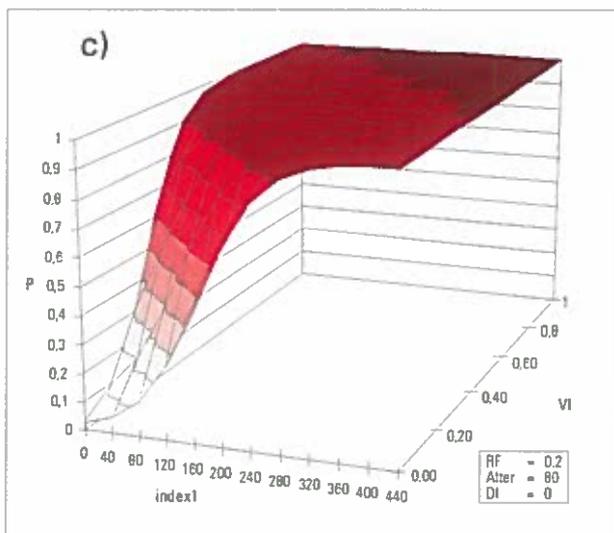
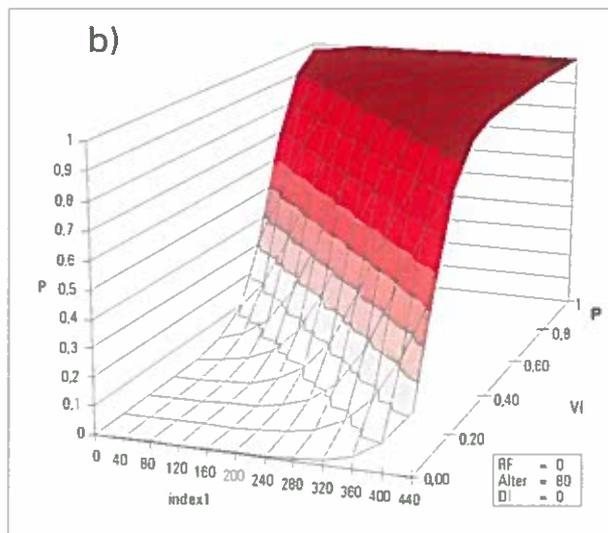
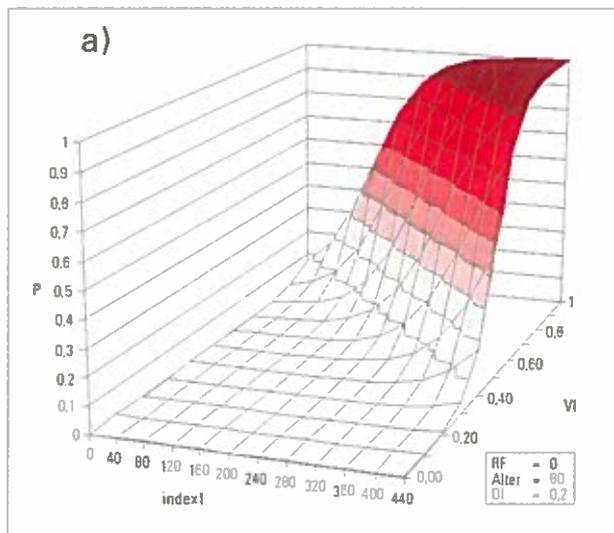
Wird anstelle des Diversitätsindex (DI) der leichter zu ermittelnde Kennwert "Grundflächenanteil der Fichte" (prozgf) zur Erklärung von p verwendet (Funktion (3)), lassen sich 64 % der Bestände richtig klassifizieren.

$$p = \frac{1}{1 + e^{41,7453 - 0,0224 \cdot \text{index1} - 0,1848 \cdot \text{Alter} - 14,4867 \cdot \text{prozgf} - 42,8265 \cdot \text{RF} - 16,2009 \cdot \text{VI}}} \quad (3)$$

index1 = Bestandesgefährdungsindikator
 Alter = Bestandesalter
 prozgf = Grundflächenanteil der Fichte

RF = Anteil rotfauler Fichten (in
 Brusthöhe)
 VI = Bestandesvitalitätsindikator

Abbildung 2a - 2f:
 Darstellung der Responseoberfläche von Funktion (2).
 Wahrscheinlichkeit einer Schädigung in Abhängigkeit von index1. Alter, DI, RF, VI. RF, DI und Alter sind fixiert.



$$p = \frac{1}{1 + e^{29,8628 - 0,0211 \cdot \text{index1} + 21,9405 \cdot \text{DI} - 12,7086 \cdot \text{VI} - 2,4679 \cdot \text{WT} - 0,5832 \cdot \text{DG}}}$$

index1 = Bestandesgefährdungsindikator I
 DI = Diversitätsindex
 VI = Bestandesvitalitätsindikator

WT = Waldtyp (SS = 0, AHD = 1)
 DG = Durchmesser des Grundflächen-
 mittelstammes

4

Da das Bestandesalter in Altersklassenwäldern eng mit dem Mitteldurchmesser korreliert, kann der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (DG) analog verwendet werden (Funktion 4).

Funktion (4) klassifiziert ebenfalls 68 % der Bestände richtig. Der als Dummy-Variable kodierte Waldtyp geht zwar signifikant in das Modell ein, leistet aber keinen großen Beitrag zur Erklärung der Schadenswahrscheinlichkeit. Ein Vergleich von Mittelwerten und Varianzen der einzelnen Bestandes- und Standortmerkmale zwischen den Waldtypen zeigte gesicherte Unterschiede (I.W. 0,05) in bezug auf die Bonität und den durchschnittlichen Radialzuwachs 1990-93. Hinsichtlich der Wasserversorgung unterschieden sich die beiden Waldtypen jedoch nicht signifikant.

6. Diskussion der Ergebnisse und Folgerungen

Generell überraschen die Ergebnisse der Analysen nicht sehr, stimmen sie doch weitgehend mit oft vertretenen Meinungen und qualitativen Aussagen überein (vgl. u.a. SCHMIDT-VOGT 1989). An wichtigen Merkmalen zur Erklärung der Schadanfälligkeit gehen in Form einer multiplikativen Verknüpfung (index1) der Randeffect (REFF) und die durchschnittlichen Trockentage 1990-93 (ADD), der Diversitätsindex (DI), der Anteil in Bruthöhe rotfauler Fichten (RF), das Bestandesalter sowie der Vitalitätsindikator VI signifikant (I.W. 0,05) ein.

Je länger die exponierten Süd- und Westränder eines Bestandes im Verhältnis zur Bestandesfläche sind (je höher demnach der Anteil der Individuen in der besonders gefährdeten Randzone ist) und je trockener ein Standort ist, desto größer das Risiko einer Schädigung (SCHMIDT-VOGT 1989, SCHWERDTFEGER 1981). Direkte Einwirkung von Strahlung und Wind verursacht extreme Unterschiede in der Kambialtemperatur. Dies kann zu einer physiologischen Schwächung führen. DI charakterisiert die Chance,

in einer Population von Bäumen auf eine Fichte zu treffen. Je stärker ein Bestand von Fichte dominiert wird, desto kleiner wird DI und desto größer wird für Borkenkäfer die Chance in dieser Population auf einen potentiellen Wirtsbaum zu treffen. Reinbestände weisen einen Diversitätsindex von DI = 0 auf. Mit steigendem Anteil rotfauler Fichten im Bestand steigt auch die Wahrscheinlichkeit eines Schadens durch Borkenkäfer. Dieses Ergebnis ist konsistent mit Angaben von KOZLOWSKI ET AL. (1991). Ursachen können eine eingeschränkte Wasser- und Nährstoffaufnahme durch Infektion mit wurzelpathogenen Pilzen sein oder eine vergrößerte Senkenwirkung der infizierten Baumstellen für Karbohydrate. Daß das Risiko mit dem Alter zunimmt, kann mit einer altersbedingten physiologischen Schwächung erklärt werden (BOTKIN 1993). Die Anzahl der Harzkanäle zur passiven Abwehr nimmt mit dem Alter zwar zu (POLLAK 1993, CHRISTIANSEN & HORNTVEDT 1983), im Gegensatz hiezu nimmt die Fähigkeit zur aktiven Abwehr (sekundäre Harzbildung) jedoch ab (CHRISTIANSEN & HORNTVEDT 1983). Der Vitalitätsindikator VI schließlich gibt den mit den jeweiligen Bhd's gewichteten Anteil der Fichtenindividuen mit abnehmendem Radialzuwachtrend in den Perioden 1986-89 und 1990-93 wider. Abnehmender Zuwachs bedeutet geringere Reserven an Karbohydraten und somit verringerte Abwehrmöglichkeit gegenüber Borkenkäfern.

Bedingt durch die Unmöglichkeit, das Untersuchungsgebiet mittels eines randomisierten Verfahrens zu beproben, fehlte Information bezüglich der relativen Häufigkeit der Schadensfälle. Die von den zuständigen Bezirksforstinspektionen abgegebenen Schätzungen gehen von einem Verhältnis von geschädigten zu ungeschädigten Beständen von etwa 1:4 aus. Sensitivitätsanalysen zeigten, daß mit steigendem Gewicht der ungeschädigten Bestände der Interzeptterm leicht anstieg, das relative Gewicht der Variablen aber mehr oder weniger unverändert blieb. Da die Datenbasis relativ schmal ist, sollten die vorgestellten Modelle als vorläufig betrachtet werden. Sie spiegeln jedoch gut die relative Reihung der Bestände ihrer Gefährdung nach wider.

Zur Überprüfung wäre eine Evaluierung der gefundenen Beziehungen an unabhängigem Datenmaterial - auch aus anderen Gebieten - wünschenswert. Ausgehend von den die Schadwahrscheinlichkeit als beeinflussend erkannten Merkmalen wird nachfolgend die Relevanz für waldbauliches Handeln abgeleitet.

Relevanz für waldbauliches Handeln

Biometrische Bestandesmerkmale wie etwa der Crown Competition Factor (KRAJICEK ET AL. 1961), die Grundfläche oder Stammzahl pro Hektar sowie das Kronenprozent weisen keinen oder nur einen geringen Erklärungswert in bezug auf die Schadenswahrscheinlichkeit der Bestände auf. Dies scheint die Hypothese zu stützen, daß Bestände durch ungewöhnliche externe Streßeinwirkungen rasch gegenüber Borkenkäferbefall disponiert werden können. Zur Erklärung oder Prognose des Risikos spielen biometrische Bestandesmerkmale dabei offensichtlich eine untergeordnete Rolle.

Das bekannte bestehende Problem nicht standortsangepaßter Fichtenreinbestände wird durch diese Untersuchung dokumentiert. Das Risiko des Anfalles von Kalamitätsnutzungen aufgrund von Borkenkäferbefall besteht unter klimatischen Bedingungen und den unter anderem von der Art und Intensität der Bewirtschaftung abhängenden Populationsdichten der Borkenkäfer, die denen der Periode 1990-93 entsprechen, über weite Bereiche möglicher Ausprägungen von Bestandesmerkmalen. Mit Schäden muß dabei auf fast allen in dieser Untersuchung repräsentierten Standorten gerechnet werden.

Das Risiko von Schäden erhöhen dichte, überbestockte Fichtenreinbestände, in denen die Vitalität der Individuen durch einen externen Streßfaktor wie zum Beispiel Trockenheit rasch absinkt. Ein verringertes Risiko scheinen Mischbestände aufzuweisen (vgl. NEBEKER ET AL. 1986). Dies kann durch die unterschiedlichen Wurzelhorizonte der Baumarten, dadurch bedingte bessere Nährstoff- und Wasserversorgung sowie durch die verringerte Chance für baumartenspezifische Schadinsekten, auf geeignetes Wirtsmaterial zu treffen, erklärt werden. Desweiteren ist in Mischbeständen eine größere Strukturvielfalt zu erwarten. Dies sollte sich durch die dadurch bedingte Diversität der Lebensbedingungen positiv auf den Antagonistenkomplex der Schädlinge auswirken.

Ausgehend von den Ergebnissen der Untersuchung können für den Waldbau folgende relevanten Schlüsse gezogen werden. Dabei wird auf spezielle Forstschutzmaßnahmen wie etwa das Vorlegen von Fangbäumen nicht eingegangen.

- Einen Schlüsselfaktor im Risikomanagement für durch Borkenkäfer gefährdete Fichtenbestände wird die Einhaltung der nach Forstgesetz 1975 idgF vorgeschriebenen Forstschutzmaßnahmen im Rahmen der sogenannten Waldhygiene sein (SCHMITSCHEK 1969). Nur dadurch wird ein unkontrolliertes Ansteigen der Borkenkäferpopulationsdichten unter für die Vegetation ungünstigen Bedingungen zu verhindern sein.
- Durch eine überlegte Hiebsführung kann die Entstehung neuer ungeschützter, vor allem süd- und westexponierter Bestandesränder vermieden werden. Das Risiko eines Borkenkäferbefalles kann dadurch merklich herabgesetzt werden.
- Die Wasserversorgung von Waldbeständen kann nur in sehr beschränktem Rahmen beeinflußt werden. Die Speicherkapazität der Standorte ist kurzfristig praktisch nicht positiv beeinflussbar. Ebenso die externen Faktoren Niederschlag und Temperatur. Negative Veränderung von physikalischen Bodeneigenschaften mit Einfluß auf den Wasserhaushalt sind durch Bodenverdichtung und Humuszersetzung möglich (NEWTON ET AL. 1986). Die Reduzierung der Blattfläche durch stärkere Eingriffe ist ebenfalls kein probates allgemeingültiges Mittel (vgl. dazu u.a. WARING & SCHLESINGER 1985, MITSCHERLICH 1981).
- Vermindert ist das Risiko einer Schädigung in Beständen mit möglichst wenigen Individuen, die einen rückläufigen Zuwachstrend aufweisen. Gut gepflegte Bestände werden dieses Kriterium am ehesten erfüllen.
- Langfristig kann das Risiko in bezug auf flächige Kalamitätsnutzungen durch Borkenkäferbefall nur verringert werden, wenn von der Begründung von Fichtenreinbeständen auf für diese Baumart kritischen Standorten abgegangen wird.

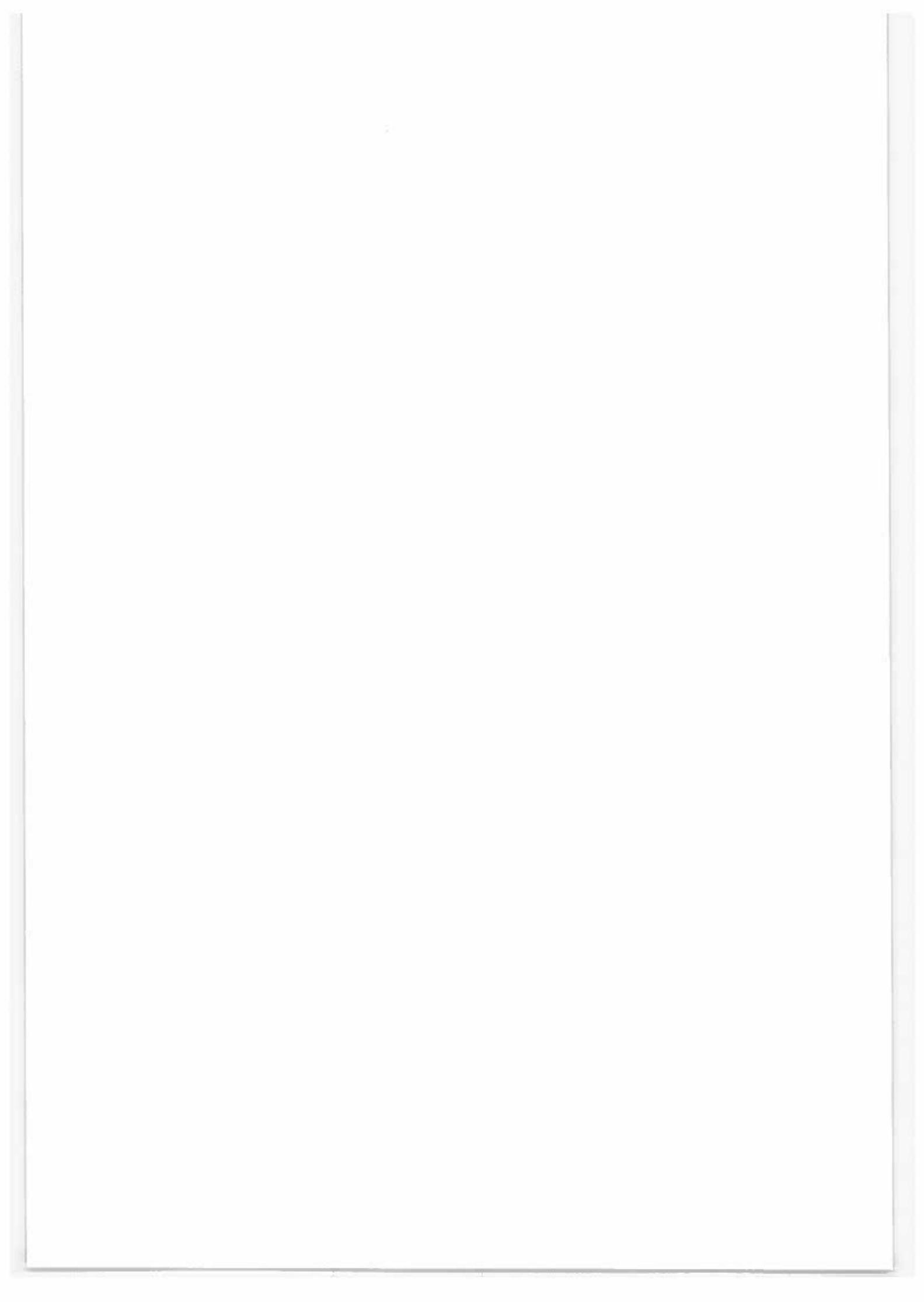
Literatur

- BAIER, P. 1993. Stress-Symptome und Abwehrreaktion der Fichte gegen den Borkenkäfer *Ips typographus*. In: FIW-Forschungsberichte 1993/1, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung.
- BERRYMAN, A.A. 1976. Theoretical explanation of mountain pine beetle dynamics in lodgepole pine forests. *Environ. Entomol.*, 5: 1225 - 1233.
- BLUM, W.E.H., DANNEBERG, O.H., GLATZEL, G., GRALL, H., KILIAN, W., MUTSCH, F. & STÖHR, D. 1986. Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme, Probenahme, Analyse. Österr. bodenkundliche Gesellschaft, Arbeitsgruppe Waldbodenuntersuchung.

- BOTKIN, D.B. 1993. Forest dynamics. An ecological model. Oxford University Press, 309 S.
- BRILLOUIN, L. 1962. Science and information theory, 2nd ed., Academic Press, New York, 315 S.
- CHRISTIANSEN, E. & HORNTVEDT, R. 1983. Combined *Ips/Ceratocystis* attack on Norway spruce and defensive mechanisms of the trees. Z. ang. Ent. 96: 110 - 118.
- DANIELS, R.F., LEUSCHNER, W.A., ZARNOCH, S.J., BURKHART, H.E., HICKS, R.R. 1979. A method for estimating the probability of southern pine beetle outbreaks. Forest Sci., 2:265-269.
- DUPLESSY, J.C. 1991. Variability of the earth's climate. In: DUPLESSY, J.C., PONS, A. & FANTECCHI, R. 1991. Climate and global change. Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course from 4 to 12 April 1990, Directorate-general Science, Research and Development.
- ELLENBERG, H. 1986. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, 989 S.
- FÖHRER, E. 1993. Bemerkungen zur Epidemiologie rindenbrütender Insekten an Fichte. In FIW Forschungsberichte 1993/5, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung.
- HAGER, H. 1994. Mögliche Einwirkungen von Klimaänderungen auf forstliche Ökosysteme. In Klimaänderung in Österreich, Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 81.
- HICKS, R.R., HOWARD, J.E., WATTERSTON, K.G. & COSTER, J.E. 1980. Rating forest stand susceptibility to southern pine beetle in east Texas. Forest Ecol. Manage., 2:269-283.
- HOFFMANN, CH., 1994. Unsicherheit und Risiko, Risikoanalyse und Risikomanagement. AFJZ 12: 213 - 220.
- HOOD, W.M., HEDDEN, R.L. & BERISFORD, C.W. 1988. Hazard rating forest sites for pine tip moth, *Rhyacionia* spp., in the Upper Piedmont Plateau. Forest Sci., 34(4):1083-1093.
- HUFNAGL, H. 1970. Der Waldtyp. Ein Behelf für die Waldbaudiagnose. 2. unv. Auflage, Innviertler Presseverein, Ried/Innkreis.
- HUNGERFORD, R. D., NEMANI, R.R., RUNNING, S.W. & COUGHLAN, J.C. 1989. MTCLIM: A mountain microclimate simulation model. US Forest Service Research Paper INT-414, Intermountain Research Station, Ogden, Utah. 52 Seiten.
- KOZŁOWSKI, T.T., KRAMER, P.J. & PALLARDY, S.G. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press Inc.
- KUNTZE, H. 1983. Bodenkunde. 3. verb. Auflage, Stuttgart, Ulmer Verlag, 407 S.
- KUSHMAUL, R.J., CAIN, M.D., ROWELL, CH.E. & PORTERFIELD, R.L. 1979. Stand and site conditions related to southern pine beetle susceptibility. Forest Sci., 25:656-664.
- LICOR, INC. 1992. LAI-2000 Plant canopy analyzer. Operating manual.
- LINDENTHAL, J. & FÖHRER, E. 1993. Rindenbrüter-Befallspektren und prämortale Vitalitätsdynamik natürlich abgestorbener Fichten. In: FIW-Forschungsberichte 1993/5, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung.
- LEXER, M.J. 1995. Beziehungen zwischen der Anfälligkeit von Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst.) für Borkenkäferschäden und Standorts- und Bestandesmerkmalen unter besonderer Berücksichtigung der Wasserversorgung. Universität f. Bodenkultur, Wien, Diss. 208 S.
- MAYER, H. 1974. Die Wälder des Ostalpenraumes. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 344 S.
- MAYER, H. 1984. Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 513 S.
- MITSCHERLICH, G. 1981. Wald, Wachstum und Umwelt, 2. Band. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. 402 S.
- MOORE, J.A., SCHENK, J.A. & HATCH, CH. R. 1978. Validation and refinement of a hazard rating model for fir engraver - caused mortality in Grand Fir stands. Forest Sci. 24:309-312.
- MUCINA, L., GRABHERR G. & WALLNÖFER, S. (HRSG.) 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Gustav Fischer Verlag, Jena. 351 S.
- MÜLLER, F. 1995. Müssen wir waldbauliche Konzepte ändern? In Klimaänderung in Österreich. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 81.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. 1994. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach walddökologischen Gesichtspunkten. Berichte Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Heft 82.
- NEBEKER, T.E., HOUSTON, D.R. & HODGES, J. D. 1986. Forest pests: Influence of forest management practices on pest population dynamics and forest productivity. In: HENNESSY, T.H., DOUGHERTY, P.M., KOSSUTH, S.V. & JOHNSON, J.D. (EDS.) 1986. Stress physiology and forest productivity. Martinus Nijhoff Publishers. 239 S.
- NEWTON, R.J., MEIER, C.E., VAN BUIJTENEN, J.P. & MC KINLEY, C. R. 1986. Moisture stress management: Silviculture and genetics. In: HENNESSY, T.H., DOUGHERTY, P.M., KOSSUTH, S.V. & JOHNSON, J.D. (EDS.) 1986. Stress physiology and forest productivity. Martinus Nijhoff Publishers. 239 S.
- POLLAK, P. 1993. Untersuchungen zum Harzkanalsystem und der Rinde der Fichte (*Picea abies* L.). In: FIW-Forschungsberichte 1993/5, Österr. Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung.
- ROWE, W. D. 1991. Alternative risk evaluation paradigms. In: GARRICK, B. J. & GEKLER, W. C. (EDS.). The analysis, communication, and perception of risk. 1- 21. Plenum Press, New York.
- SCHENK, J.A., MOORE, J. A., ADAMS, D. L. & MAHONEY, R. L. 1977. A preliminary hazard rating of Grand Fir stands for mortality by the fir engraver. Forest Sci. 23:103-110.
- SCHENK, J.A., MAHONEY, R. L., MOORE, J. A. & ADAMS, D. L. 1980. A model for hazard rating Lodgepole pine stands for mortality by mountain pine beetle. Forest Ecol. Manage., 3:57-68.
- SCHIMITSCHEK, E. & WIENKE, E. 1966. Untersuchungen über die Befallsbereitschaft von Baumarten für Sekundärschädlinge II. Teil, Z. ang. Ent. 102: 73 - 139.
- SCHIMITSCHEK, E. 1969. Grundzüge der Waldhygiene. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 167 S.

- SCHMIDT-VOGT, H. 1986. Die Fichte. Band II/1. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 563 S.
- SCHMIDT-VOGT, H. 1989. Die Fichte. Band II/2. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 607 S.
- SCHWENKE, W. 1985. Beziehungen zwischen tierischen Schädlingen und Baumerkrankungen. Forstwiss. Cbl. 104: 220 - 225.
- SCHWERDTFEGGER, F. 1981. Die Waldkrankheiten. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin. 486 S.
- STAGE, A. R. & HAMILTON, D. A., JR. 1981. Sampling and analytical methods for developing risk-rating systems for forest pests. In: Hazard-Rating systems in forest insect pest management. Symposium Proceedings, General Technical Report WO-27, USDA.
- STOSZEK, K. J., MIKA, P. G., MOORE, J. A. & OSBORNE, H. L. 1981. Relationships of Douglas-fir tussock moth defoliation to site and stand characteristics in northern Idaho. Forest Sci., 27:431-442.
- TELLER, A., MATHY, P. & JEFFERS, J. N. R. (EDS.) 1992. Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier Science Publishers Ltd.
- TUXEN, R. 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoz. 13:5-42.
- WARING, R. H. & SCHLESINGER, W. H. 1985. Forest ecosystems. Concepts and management. Academic Press. 340 S.
- WARING, R. H. & PITMAN, G. B. 1980. A simple model of host resistance to bark beetles. Oregon State University Research Note 65.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Manfred J. Lexer
Institut für Waldbau
Universität für Bodenkultur Wien
Peter Jordan-Straße 70
A-1190 Wien



Risikoabschätzung bei Kiefer und Eiche im sommerwarmen Osten

CH. TOMICZEK

Institut für Forstschutz, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Durch die besonderen Klimaverhältnisse des sommerwarmen Ostens, die den Werten eines gemäßigten, sommertrockenen Steppenklimas entsprechen, wird besonders die Kiefer, in geringem Umfang auch die Eiche anfälliger für Infektionskrankheiten und Sekundärschädlingsbefall. Das Risiko bei Kiefer wird auch durch den Umstand verstärkt, daß degradierte, sekundäre Kiefernwälder auf großer Fläche stocken. Für eine geringere Disposition der Eiche spricht auch das an die Bodenwasserverhältnisse besser angepaßte Wurzelsystem, sowie die Möglichkeit bei langanhaltenden Trockenperioden sich rasch ihrer Blätter entledigen zu können.

Schlüsselworte: Weißkiefer, Traubeneiche, Stieleiche, Risikoabschätzung, Klima

Abstract. [Pest Risk assessment of Pine and Oak in the Summerwarm East of Austria.] The (north-)eastern parts of Austria are characterized by unfavourable climatic conditions, especially by dry and warm summer months, which lead to predisposition of stressed trees.

Former diseases of sessile oak, pendunculate oak and Scots pine in Eastern Austria are listed. Compared to Scots pine (*Pinus sylvestris*) oak (*Quercus robur* and *Qu. petraea*) has under these unfavourable conditions a lower pest risk, mainly due to better adaption.

Keywords: Scots pine, sessile oak, pendunculate oak, pest risk assessment, climatic conditions

1. Einleitung

Waldkrankheiten sind meist (natürlich nicht immer) Dispositionskrankheiten, Schädlinge oft Sekundärschädlinge. Dies setzt eine Disposition (Anfälligkeit) der Waldbäume voraus (COURTOIS & RISSE, 1979).

2. Das Klima

Der sommerwarme Osten ist durch geringe Niederschläge, eine ungünstige Niederschlagsverteilung, hohe Sonneneinstrahlung und Sonnenscheindauer sowie hohe Sommertemperaturen ein Problemgebiet der Forstwirtschaft. Für den sommerwarmen Osten wurde während der letzten Dezennien eine durchschnittliche Abnahme der Niederschläge um 10-

20 % gegenüber den langjährigen Mittelwerten verzeichnet.

Niederschlagssummen, die im Jahresablauf unter 400 mm und während der Vegetationszeit (Mai-September) unter 160 mm bleiben und damit den Werten eines gemäßigten sommertrockenen Steppenklimas entsprechen, führen zu einer schweren Störung derjenigen Waldökosysteme, die bereits unter normalen Bedingungen nur über mäßige oder labil nutzbare Wasserkapazitäten verfügen. Klima, insbesondere aber die Wasserversorgung, stellen die wichtigsten Komponenten aller Standortfaktoren dar und sind daher meist die begrenzenden Faktoren für die Ausbreitung einer Baumart.

Abiotische Standortfaktoren wirken sowohl auf die Baumart als auch auf die Erreger möglicher Krankheiten ein. Weil bestimmte Standortseigenschaften den Stoffwechsel einer Baumart begünstigen oder hemmen, kann dadurch die Infektionspredisposition des Baumes erhöht oder verringert werden.

3. Witterungsbedingte Schädlingsauftreten

Wenn nun ganze Waldbestände an Trockenheit leiden, dann sind die Bäume, auch die besten Bestandsglieder, permanent geschwächt und somit gegen Schädlinge besonders anfällig. Unter diesen Umständen gewinnen dann normalerweise Sekundärschädlinge durchaus primäre Bedeutung, da jeder an sich gesunde Baum verminderte Abwehrkräfte besitzt.

3.1 Insektenschädlinge

Ein typisches Beispiel dafür ist die, nach den letzten heiß-trockenen Sommern, im Weinviertel festgestellte Zunahme der Prachtkäfer bei Kiefer und Eiche.

So konnte im Vorjahr bei einer an mehr als 50 Kiefern mit verschiedenen Kronenzuständen durchgeführten Differentialdiagnose, an nahezu 100 % der Bäume, Befall durch den Blauen Kiefernprachtkäfer *Phaenops cyanea* festgestellt werden.

Dieses im Junglarvenstadium nur sehr schwer feststellbare Schadinsekt gilt in der Literatur als typischer Sekundärschädling, der jedoch nach warmen und trockenen Sommern auch zu Massenvermehrungen neigt. Da auch an völlig gesund erscheinenden, dunkelgrün und gut benadelten Weißkiefern des Kampales, die Larvengänge im unteren Stammbereich festzustellen waren, scheint das Abwehrsystem auch dieser Bäume nicht mehr voll funktionsfähig.

Im sommerwarmen Osten konnte an Eichen der Zweipunkt Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*) verstärkt und erstmals sogar im Wurzelbereich beobachtet werden. Auch dieses Schadinsekt gilt im allgemeinen als ausgesprochen sekundär und wärmeliebend.

Es gibt wohl kaum ein Gebiet in Österreich, in dem eine derartige Vielzahl von Schädlingen den gestreßten Waldbeständen zusetzt. Dies hängt einerseits mit der "Dauerstreßsituation" zusammen (Stichwort Steppenklimate - Randzone geschlossener Waldökosysteme), andererseits mit dem Umstand, daß die hohen Sommertemperaturen und auch die Dauer der Vegetationsperiode eine Vielzahl von Insektenschädlingen begünstigt, die unter diesen Bedingungen sich rascher entwickeln können oder auch mehrere Generationen ausbilden als in kälteren Klimaten bei kürzerer Vegetationszeit. Es scheint daher auch nicht verwunderlich, daß eine Vielzahl blattfressender Insekten (z.B. Schwammspinner, Frostspanner, Kiefernblattwespen, etc.) sich gerade den sommerwarmen Osten für ihre Massenvermehrungen

"aussuchen". Die gegenwärtig ablaufende Gradation der Borkenkäfer bestätigt ebenfalls diese Annahme.

3.2 Pilzschädlinge

Ein weiteres, typisches Beispiel witterungsbedingter Schädlingsauftreten sind bei der Kiefer die zuletzt 1990 epidemisch aufgetretenen Triebsterbenspilze *Sphaeropsis sapinea* und *Cenangium ferruginosum*. Niederschlagsreiche Witterung während des Austriebes führt zu großen Trieb- und Nadellängen. Plötzlich auftretende Trockenperioden begünstigen die endophytisch vorhandenen Mikropilze, und es kommt zum sogenannten Kiefertriebsterben. Durch die Ausbildung der Pilzfruchtkörper steigt das Inokulum an und weitere Infektionen sind in den Folgejahren normal. Üblicherweise dauert eine derartige Triebsterbensepidemie 3-5 Jahre.

4. Waldhygiene

Wir befinden uns also in einem besonderen Problemgebiet des Forstschatzes, das mehr Aufmerksamkeit und Anstrengungen hinsichtlich Waldhygiene bedarf, als andere, weniger kritische Waldgebiete. Die in einigen Bereichen des sommerwarmen Osten vorherrschend kleinflächige Besitzstruktur ist ein weiterer negativer Aspekt aus Forstschutzsicht, der notwendige, hygienische Maßnahmen oder Bekämpfungsmaßnahmen erschwert oder gar behindert. Wie sonst ist es zu erklären, daß auf einigen Beobachtungsflächen, betreffend das Kiefernsterben Bäume stehen, die bereits vor 5 Jahren abgestorben sind oder Einzelbestände mit mehr als 50 % Totholzanteil bis heute weder "gesäubert" noch geräumt wurden.

5. Risikoabschätzung

Unter den hier angeführten negativen Premissen aus Forstschutzsicht ist eine Risikoabschätzung, ob nun die Eiche im sommerwarmen Osten weniger gefährdet sei als die Weißkiefer, ausgesprochen schwierig.

Für die Eiche spricht der Umstand, daß sie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet stockt und da-

her weniger schadensanfällig sein müßte. Läßt man die immerwiederkehrenden Fraßschäden durch Schmetterlingsraupen, den mancherorts stark in Erscheinung tretenden Mistelbefall sowie das zwischen 1986-1989 aufgetretene Eichensterben außer acht, so scheint sie tatsächlich die geringeren Forstschutzprobleme aufzuweisen. Für eine geringere Disposition der Eiche spricht auch ihre Möglichkeit, einen Kernwuchs vorausgesetzt, tiefere Bodenregionen zu erschließen und damit auch auf größere Wasservorräte zurückgreifen zu können. Ein weiterer Vorteil ist ihr natürlicher Mechanismus, in Trockenperioden sich rasch der Blätter entledigen und umgekehrt, auch durch Neuaustrieb wieder ersetzen zu können.

Bei Durchsicht von Meldungen, betreffend Schadensereignisse der letzten Dezennien im Gebiet des sommerwarmen Ostens, scheint sich diese Annahme auch zu bestätigen.

Wesentlich mehr Meldungen betreffen Schadauf-treten an Kiefer (und hier besonders an Weißkiefer) als an Eiche. ECKHART (1973) (der damalige Leiter des Waldbauinstitutes der FBVA) stellte in diesem Zusammenhang verwundert fest, daß einerseits von verschiedenen Seiten kritische Äußerungen zur Fichtenfrage gemacht werden, andererseits hingegen über die Weißkiefer (*Pinus sylvestris*), die allein in NÖ rd. 95.000 ha Waldfläche einnimmt, wovon mit den stark degradierten sekundären Kiefernwäldern rd. 65.000 ha vordringlich sanierungsbedürftig sind, kaum gesprochen wird, obwohl diese Aufgabe vom Umfang und der Dringlichkeit her gesehen, bei weitem vor der "Fichtenfrage" rangiert.

DONAUBAUER (1981) schlägt in dieselbe Kerbe: "Die jüngsten Erfahrungen zeigen, daß der Koniferenanbau ein erhöhtes Risiko bedeuten kann. Soweit es die Kiefer betrifft, kann man aus den jetzigen Erfahrungen offenbar zumindest die Empfehlung ableiten, eine wesentliche Kürzung der Umtriebszeit einzuplanen".

Die abiotischen Schadensgroßereignisse der letzten 5 Jahre (Sturmschäden 1990, 1992) sowie Schnee-, Rauhreif- und Eisbruchschäden im Winter 1995/96 haben auch gezeigt, daß die Kiefer für derartige Schäden deutlich anfälliger ist als die Eiche. Nachgewiesen ist auch die Tatsache, daß das Kiefernwurzelsystem wesentlich früher (im Alter 40-50 J.) voll entwickelt ist als jenes der Eiche (80-120 J.). Dies ist insofern von Bedeutung, als es im Laufe eines Baumlebens periodisch zum Absterben größerer Wurzelteile kommt. Ist die Ausbildung des Wurzelsystems einmal abgeschlossen, kann der betroffene Baum nur mehr sehr

schwer und langsam auf Schädigungen in der Rhizosphäre reagieren. Eine permanente Gefahr für das Eindringen und die Entwicklung von Wurzelfäulepilzen ist die Folge. Der relativ feuchte Herbst 1995 hat im sommerwarmen Osten zu einer ungewöhnlich starken Ausbildung von Pilzfruchtkörpern in unseren Wäldern geführt. Dadurch wurde aber auch offensichtlich, wie hoch der Grad der Infektion durch Wurzelfäulepilze in diesem Gebiet in Wirklichkeit ist. So konnte an zahlreichen Kiefernstöcken (aber auch stehenden Kiefern) die Fruktifikation der Krausen Glucke (*Sparassis crispa*), des Wurzelschwammes *Heterobasidion annosum* oder auch des Hallimasch (*Armillaria* sp.) beobachtet werden. An Stubben und im Wurzelbereich von Eichen waren Hallimasch, Lackporling (*Ganoderma* sp.) und auch der seltene "Astige Stachelbart" (*Hericium* sp.) anzutreffen.

6. Allgemeine Aspekte zur Risikoabschätzung

Zum Abschluß noch einige allgemein interessante Aspekte zur Risikoabschätzung bei Eiche und Kiefer:

Nach MITSCHERLICH (1971) beträgt der Interzeptionsverlust bei Niederschlagsereignissen bei der Weißkiefer 36 %, bei der Schwarzkiefer 27 % und liegt damit deutlich über der Eiche (15 %). In Weißkiefernbeständen gelangt somit nach Regenfällen rund ein Fünftel weniger Wasser zum Waldboden als in Eichenbeständen.

URIE (1977) untersuchte in Kanada in einem Langzeitversuch die Entwicklung des Grundwasserspiegels unter Kiefernbeständen (*P. banksiana* und *P. resinosa*), die auf ehemaligen Laubholzstandorten kultiviert wurden und gelangte zu der Schlußfolgerung, daß Laubhölzer insbesondere in Trockenjahren weit besser imstande waren, Bodenfeuchte und Grundwasser zu halten als Kiefern. Die Wasserrückhaltungsmenge der Eichenmischwälder lag um bis zu 32 % über jener der Kiefernbestände. Als Grund gibt URIE (1977) die längerdauernde Evapotranspiration der Kiefer im Herbst sowie vermutlich Unterschiede im Wurzelsystem der Baumarten an.

Dies läßt auch den Umkehrschluß zu:

Wer Kiefernplantagen auf natürlichen Laubholzstandorten begründet, verschlechtert unter Umständen die Bodenwassersituation für den entsprechenden Standort auf lange Zeit.

7. Abschließende Forderung

Die Kenntnis über Dauer, Häufigkeit und Intensität von Trockenperioden bestimmt den ökologischen Schwellenwert der künftigen Waldgesellschaft. Werden Bestände ohne Beachtung der klimatischen Grenzwerte begründet, muß nach Trockenperioden auch weiterhin mit erheblichen Trocken- und Folgeschäden gerechnet werden. Um in Zukunft größere Ausfälle vermeiden zu können, wäre es sinnvoll und notwendig, von vornherein die Ansprüche der Arten und Varianten abzuschätzen, sowie ihnen geeignete Standorte zuzuweisen und eine angemessene Pflege angedeihen zu lassen.

Mögliche Lösungen der forstlichen Probleme im sommerwarmen Osten, sind somit vorwiegend von der Waldbauseite in Angriff zu nehmen. Der Forstschutz wird auch gefordert sein, bei der raschen Diagnose von Schadaufreten und den daraus resultierenden Gegenmaßnahmen mitzuwirken.

Literatur

- COURTOIS, H. u. RISSE, P., 1979: *Kiefernstockfäule auf grundwasserfernem, trockenem, kiesigem Sand*. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 148: 239-247.
- DONAUBAUER, E., 1981: *Mistelbefall - ein zunehmend ernstes Forstproblem*. In: Exkursionsführer IUFRO Direktoriumssitzung 26.4.-1.5.1981 Österreich. FBVA, Wien 7-11.
- ECKHART, G., 1973: *Waldbauliche Notizen zum Thema: Umbau sekundärer Kiefernwälder*. AFZ. 84, 4-9.
- MITSCHERLICH, G., 1971: *Wald, Wachstum und Umwelt*, Band 2, Frankfurt.
- URIE, D.H., 1977: *Ground water differences on PINE and HARDWOOD forests of the Udell Experimental Forest in Michigan*. USDA Forest Service Research Paper NC-145, St. Paul, Minnesota, 12 pp.

Verfasser: Dr. Christian Tomiczek
 Institut für Forstschutz
 Forstliche Bundesversuchsanstalt
 Seckendorff-Gudent Weg
 A-1131 Wien

Tabelle 1:

Schadaufreten an Kiefer im sommerwarmen Osten (auszugsweise)

1882	Kiefertriebsterben	Wiener Becken
1930	Kiefertriebsterben	Marchfeld, Baden
1945-50	Trockenschäden	Niederösterreich, Burgenland
1948	Kiefertriebsterben	Marchfeld, Wiener Becken
1951	Kieferschütte	Kohfidisch
1950-57	Kiefertriebsterben	Marchfeld
1954	Borkenkäferschäden	Niederösterreich
1958	Kiefernbuschhornblattwespe	Niederösterreich, Burgenland
1958-61	Kiefertriebsterben	alle Standorte Niederösterreich
1959-60	Kieferschütte	Ostösterreich
1960	Kieferblattkäfer	Niederösterreich
1960	Knospensucht	Marchfeld, Wiener Wald, Waldviertel
1962/63	Kieferspinner	Steinfeld (Niederösterreich)
1970	Kiefertriebsterben	Kamptal
1974(76)-83	Kiefernsterben	Weinviertel, u.a.
1990-?	Kiefertriebsterben	Niederösterreich (besonders Marchfeld, Kamptal)
1993-?	Insektenkalamität	Marchfeld, Weinviertel, Dunkelsteiner Wald, etc.

Tabelle 2:

Schadaufreten an Eiche im sommerwarmen Osten (auszugsweise)

1954	Eichenwickler	Zistersdorf
1961-63	Eichenwickler	Zistersdorf
1962-64	Schwammspinner	Niederösterreich
1964	Eichenprozessionsspinner	Eisenstadt
1984	Frühjahrsschleimfluß (T-Krankheit, Prachtkäfer)	Enzersdorf, Retz, Wolkersdorf, Lockenhaus
1986-89	Eichensterben	Niederösterreich, Burgenland
1992-93	Schwammspinner	Niederösterreich, Burgenland
1993	Großer Frostspanner	Niederösterreich
1995-96	Eichenwickler	Raum Maissau, Horner Becken
1996	Frostspanner	Lobau
1996	Eichenprozessionsspinner	Wien

Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt im sommerwarmen Osten

R. LITSCHAUER

Institut für Waldbau, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Im Rahmen eines Projektes der Forstlichen Bundesversuchsanstalt werden seit 1986 Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt des Waldes im gesamten Bundesgebiet gesetzt. Der Handlungsbedarf wird aufgrund bereits länger andauernder Einengungen der genetischen Vielfalt, Entmischungstendenz, ungeeigneter Bewirtschaftungsformen und Umweltbelastungen sowie in letzter Zeit zusätzlich durch größere Klimaschwankungen im Osten des Bundesgebietes noch verstärkt.

Die Zielsetzung und die Vorgangsweise werden eingehend dargestellt, die zukünftigen Schwerpunkte der forstlichen Gen-Erhaltung in diesem Gebiet beschrieben. Bisher gesetzte Maßnahmen wie Anerkennung von Beständen, Errichtung einer Samenbank, Auswahl von Generhaltungswäldern sowie die Anlage von Klonarchiven und Samenplantagen werden in Tabellenform wiedergegeben.

Schlüsselworte: Gen-Erhaltung, Gen-Erhaltungswälder, Samenbank, Erhaltungsplantagen

Abstract. [Measures for Gene-Conservation in the Warm Eastern Parts of Austria.] In 1986, the joint project "Measures to Conserve Genetic Multiplicity in Forests" was launched by the Federal Forest Research Centre. Continuing gene erosion in forests, tendency to pure stands, inappropriate silvicultural managements, air pollution and additionally vacillation of climate especially in the eastern parts of the country during the last years, make further-reaching actions necessary.

The concept to conserve forest gene resources is thoroughly described and future main conservation means in this region are proposed. Previous conservation measures are presented in tables.

Keywords: gene conservation, forest gene resources, in-situ stands, seed bank, conservation orchards

1. Einleitung

Waldbäume sind aufgrund ihrer Langlebigkeit und Ortsgebundenheit einer Vielzahl von abiotischen und biotischen Umweltfaktoren ausgesetzt, die einem ständigen Wandel unterliegen. Die räumlich und zeitlich sehr heterogenen Umweltverhältnisse stellen hohe Anforderungen an die genetische Struktur von Waldbäumen in bezug auf ihre Anpassungsfähigkeit. Von Natur aus sind Waldbaumarten im Vergleich mit anderen Pflanzen und Lebewesen mit einer deutlich höheren genetischen Variabilität ausgestattet.

Seit Beginn der intensiven Waldnutzung treten immer stärker anthropogene Einflüsse in den Vordergrund: genetisch stabile, naturnahe Wälder wurden oft durch instabile "naturferne" Bestände ersetzt. Durch Kahlschlagbetrieb und Kulturen mit fragwürdigen und manchmal auch ungeeigneten Herkünften kam es sukzessiv zu beträchtlichen Ein-

engungen der Baumartenvielfalt. Waldweide, Berg- und Waldtourismus in allen Erscheinungsformen sowie überhöhte Schalenwildbestände verstärken diese negative Situation zusätzlich.

Welche Auswirkungen die weltweit zunehmende Einflußnahme des Menschen auf die Biosphäre hat und auf welche Entwicklungen die Umwelt als Folge dieser Einflußnahme zusteuert, kann im Moment nur geschätzt werden. Langfristig werden daher nur Waldbaumpopulationen mit einer angemessen hohen genetischen Variation in der Lage sein, mit biotischen und abiotischen Schäden z.B. durch die Entwicklung genetisch fixierter Resistenzen zurechtzukommen. Da der natürliche genetische Informationsaustausch zwischen den Waldökosystemen durch die Zergliederung der Landschaft nur noch eingeschränkt möglich ist, kommt der Erhaltung der genetischen Variation zusätzliche Bedeutung zu. Die eigentliche Herausforderung liegt in der Wiederherstellung und Erhöhung der wirtschafts- und umweltbedingt verringerten ge-

netischen Vielfalt durch die Erhaltung und Wiederbringung gefährdeter Baum- und Straucharten als Grundlage einer am Ökosystem orientierten naturnahen Waldbewirtschaftung (WOLF & BRAUN, 1995).

2. Maßnahmen-Konzept

Im Jahre 1985 wurde an der FBVA von Vertretern der Institute für Waldbau und Forstgenetik (ECKHART, HOLZER, MÜLLER, NATHER und SCHULTZE) eine Arbeitsgruppe gebildet, mit der Zielsetzung, ein Konzept für die "Erhaltung der genetischen Vielfalt" auszuarbeiten.

Primäres Ziel aller Erhaltungsmaßnahmen ist es, Erhaltung und Nutzung zu verknüpfen.

Wegen der besonderen Eigenschaften von Waldbäumen sollte die Erhaltung vor Ort (*in situ*) Vorrang haben, bei der die Baumarten den Einflüssen der natürlichen Auslese unterworfen bleiben und die Evolutionsprozesse fort dauern. Tatsächlich ist die Erhaltung von Waldbäumen und Sträuchern auf ihrem natürlichen Standort viel einfacher als die von kurzlebigen Pflanzen. Hier ist die lange Lebensdauer ein ganz offensichtlicher Vorteil im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. Für die Züchtung und Nutzung sieht es dann aber umgekehrt aus (KLEINSCHMIT, 1995).

Allerdings kann diese Art der Erhaltung nur bei den Hauptbaumarten zum Ziel führen, die noch große Populationen bilden. Bei der Auswahl von Beständen für "*in situ*"- Maßnahmen wird darauf geachtet, daß möglichst viele natürliche Waldgesellschaften einer Erhaltung zugeführt werden können. Rand- und Reliktpopulationen sowie Bestände auf Sonderstandorten sollen sogar überrepräsentiert sein, weil die Gefahr von Verlusten seltener Genkombinationen besonders groß ist. Bei guter Verteilung sollten mindestens ca. 3-5 % der österreichischen Waldfläche als Erhaltungswälder oder als Erhaltungsbestände erfaßt werden (NATHER, 1990).

Seltene Baumarten hingegen, die oft nur mehr sporadisch eingestreut sind (z.B. Edellaubbaumarten, Eibe und Sorbusarten), müssen nach Wuchsgebieten abgepfropft und zu Erhaltungs- und/oder Samenplantagen zusammengeführt werden, die später auch wieder Reproduktionsmaterial für die forstliche Praxis liefern können. Viele dieser Nebenbaumarten haben wirtschaftlich ein viel höheres Potential, als in der Vergangenheit angenommen wurde.

Die Konservierung von forstlichem Saatgut ist als statisches Element Fixbestandteil sämtlicher Erhaltungsstrategien des In- und Auslandes. Sie kann nicht als isolierte Maßnahme verstanden werden sondern ist vielmehr in das umfassende Erhaltungskonzept eingebettet. In erster Linie sollen durch die Lagerhaltung von Saatgut Zeiträume mit geringer oder sogar fehlender Samenproduktion überbrückt werden, bzw. auch Zeiträume in denen die natürliche Regeneration von Beständen aus anderen Gründen unmöglich ist. Für diesen Zweck wurde auf dem Gelände des Versuchsgartens der FBVA in Tulln ein Kühlhaus mit einem Fassungsvermögen von 260 m³ errichtet.

Zur Ergänzung dieser drei Arbeitsgebiete war es notwendig, flankierende Maßnahmen in Form von Forschungsprojekten zu setzen und daraus resultierende Erkenntnisse für Erhaltungsmaßnahmen zu nutzen:

- Untersuchungen von Waldbeständen mit genetisch-biochemischen Methoden - Genetische Inventur Österreichs (GEBUREK)
- Naturwaldreservate (FRANK)
- Untersuchungen zur Naturverjüngung und Bestandserneuerung (RUHM)
- Untersuchungen der Reproduktionsfähigkeit des Waldes (LITSCHAUER)
- Arbeiten zur gutachtlichen Beurteilung von forstlichem Vermehrungsgut (STROHSCHNEIDER)

3. Maßnahmen im "Sommerwarmen Osten"

3.1 Bestandesanerkennung

Zu den ersten Maßnahmen, die schon sehr früh gesetzt wurden zählt zweifellos die Bestandesanerkennung (seit 1960), wodurch eine nach-haltige Versorgung mit Saatgut mit definierter Herkunft sichergestellt sein soll.

Die Hauptbaumarten Traubeneiche, Stieleiche und Kiefer sind hier recht gut vertreten, doch Winterlinde und Esche scheinen besonders im Nordbereich des Wuchsgebietes (Weinviertel einschließlich Marchfeld) anerkennungsbezogen nicht auf. Bei der Lärche handelt es sich zum Großteil um angepaßte Herkünfte von Populationen anderer Wuchsgebiete.

Das Potential der anerkannten Bestände wird bei Beerntungen zumeist nur ungenügend ausgeschöpft,

da nur ein Teil der Bestände beerntet wird und die für die genetische Vielfalt notwendige Mindestanzahl von Erntebäumen je Bestand häufig unterschritten wird.

Tabelle 1:
Anerkannte Saatgutbestände im Wuchsgebiet VII (nach TSCHIERMAK) (Stand:1995)

Baumart	Nord	Mitte	Süd	Total	red. Fläche (ha)
<i>Acer pseudoplat.</i>	-	2	1	3	0,66
<i>Alnus glutinosa</i>	-	1	6	7	6,87
<i>Fagus sylvatica</i>	-	3	4	7	115,80
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	4	3	7	20,84
<i>Quercus robur</i>	11	8	6	25	204,35
<i>Quercus petraea</i>	12	6	4	22	178,55
<i>Quercus rubra</i>	2	5	2	9	10,78
<i>Tilia cordata</i>	-	1	1	2	9,75
<i>Larix decidua</i>	3	4	4	11	47,21
<i>Pinus nigra</i>	2	2	-	4	24,38
<i>Pinus sylvestris</i>	6	24	14	44	804,46

3.2 Erhaltungswälder im Sommerwarmen Osten

Den Anforderungen an Genreservaten und Erhaltungsbeständen wird durch standortsgemäße, naturnahe Waldbewirtschaftung am besten entsprochen, da dauerhafte, selbstregulierende Gleichgewichtszustände des gesamten Ökosystems angestrebt werden.

3.2.1 Ausschlagwald

Der im Osten Österreichs betriebene Niederwald mit vegetativer Reproduktion kann als "Klonsammlung" angepaßter Baum und Straucharten und somit als wichtiger Beitrag zur Erhaltung der genetischen Vielfalt aufgefaßt werden.

Im Mittelwald sorgt ein ausgewogenes Altersklassenverhältnis durch gestufte Einzelstammennahme besonders gut für die Weitergabe der genetischen Information, da die Kurzfristigkeit der Nutzungsperioden auf kleiner Fläche eine kontinuierliche Überlappung mehrerer in generativer Phase befindlicher Baumgenerationen ermöglicht. Die verminderte Individuenanzahl und die geringe Dichte der fruktifizierenden Bäume könnte eine höhere Selbstbestäubungsrate zur Folge haben. Durch die besondere Art der Bewirtschaftung entstehen auf kleiner Fläche unterschiedliche Zustandsformen der Kleinstandorte, die einer Artenvielfalt entgegenkommen (MÖLLER,1993).

3.2.2 Hochwald

Bis Ende 1995 wurden im Bereich des Sommerwarmen Ostens 10 Erhaltungseinheiten vorgeschlagen, deren Eignung zu prüfen ist.

1995 wurden im Rahmen eines Pilotprojektes auf Waldflächen des Forstbetriebes der Bundesversuchswirtschaft Königshof sieben Naturwaldreservate im Gesamtausmaß von 155 Hektar eingerichtet, die die im Gebiet vorkommenden natürlichen Waldgesellschaften repräsentieren. Zwei dieser Naturwaldreservate zeichnen sich mit einer Ausdehnung von 70 bzw.76 Hektar durch eine für Eichenwaldgebiete ungewöhnliche Größe aus.

3.3 Ex-situ Erhaltungsmaßnahmen

- Klonarchive und Samenplantagen
- Samenbevorratung und Samenbank

3.3.1 Klonarchive und Samenplantagen für Herkünfte aus dem Wuchsgebiet 8 (Sommerwarmer Osten)

Baumarten, die nur als kleinflächige Bestandeszellen oder Einzelbäume verbreitet sind, können durch die Anlage von Klonarchiven und Erhaltungsplantagen gesichert werden. *Ex situ* konservierte Genressourcen unterliegen während der Erhaltung Selektionsvorgängen, die abweichend von denen in der ursprünglichen Umwelt sein können. Die Auswirkungen solcher Vorgänge müssen geprüft und beachtet werden (SCHMITT, 1995). Erhaltungs- und Samenplantagen bestehen jeweils aus einer Anzahl von Pflanzlingen bestimmter Mutterbäume (60-100) mit 3-5 facher Wiederholung, aus einem, manchmal auch aus mehreren Wuchsgebieten. Durch eine möglichst intensive Durchmischung aller Klone auf der Plantage wird ein hohes Maß an Paarungsmöglichkeiten geschaffen (LITSCHAUER,1994).

Tabelle 2:
Erhaltungs- und Samenplantagen für das Wuchsgebiet 8

Baumart	Herkunft	Plantage	Klone/ Pflanzen	ha	Jahr
<i>Alnus glutinosa</i>	8.2	Königshof Grambach	65/260	1,7	1992
			50/200	1,4	1991
<i>Carpinus betulus</i>	8.1	Königshof	51/255	1,5	1991
<i>Prunus avium</i>	8.1	Königshof	52/260	1,7	1991
<i>Tilia cordata</i>	8.1	Königshof Tullnerbach	49/252	1,5	1991
			49/191	1,2	1991

Die bis zum Frühjahr 1996 angelegten Plantagen von Herkünften aus dem Wuchsgebiet 8 (Sommerwarmer Osten) umfassen eine Fläche von neun Hektar, was einem Anteil von ca 10 % der bundesweit gesetzten "ex situ"- Maßnahmen entspricht. Noch 1996 sollen weitere Baumarten wie Speierling, Elsbeere, Flatterulme und Feldulme im Bereich der Bundesversuchswirtschaft Königshof in Form von Sämlingsklonarchiven mit einer Gesamtfläche von 4,8 Hektar ausgebracht werden.

Erstmals fruktifizierten zwei Plantageneinheiten im Jahre 1995 (bis zu 70 % der Klone), sodaß sie für die Zwecke der Gen-Erhaltung beerntet werden konnten:

- Hainbuche 01 (Königshof): 7,5 kg Samen
- Schwarzerle 02 (Grambach): 20 kg Zapfen

Für die Anlage eines Sämlings-Gen-Erhaltungsarchives wurde aufgrund der relativ guten Fruktifikation bei Stiel- und Traubeneiche im Burgenland im Vorjahr eine Samenbeerntung der im Jahre 1990 ausgewählten Mutterbäume durchgeführt.

Nach Aufnahme von bodenständigen Sträuchern (13 Arten) in das Erhaltungsprogramm, wurde im Winter 1994/95 mit der Samenbeerntung von Ligu-ster und Schlehdorn begonnen. Diese Erhaltungseinheiten, welche hauptsächlich Herkünfte aus dem "Sommerwarmen Osten" betreffen, werden nach Anzucht im hauseigenen Versuchsgarten auf den Plantagen am Königshof ausgesetzt.

4. Künftige Arbeitsschwerpunkte

Die Erfassung und Bearbeitung von Gen-Erhaltungswäldern "in situ" wird weiterhin im Vordergrund der Bemühungen stehen. Im besonderen sollen Urwälder und Naturwaldreservate in den nächsten Jahren vorrangig miteinbezogen werden, wenn Mindestforderungen wie Autochthonie und die Möglichkeit zur Bildung von Rand- und Pufferzonen erfüllt werden können.

Die Inventur der Struktur der Arten mit Hilfe genetischer, biochemischer, morphologischer und physiologischer Merkmale (= genetische Inventur Österreichs, GEBUREK, 1994) ist als weitere Grundlage für die Abgrenzung von Erhaltungseinheiten notwendig. Ebenso besteht noch wesentlicher Forschungsbedarf auf den Gebieten Reproduktionspotential (Fruktifikation) und Saatgutlagerung.

Da die Erhaltungs- und Samenplantagen der Standorte Königshof und Allentsteig bereits auf mehr als 50 Hektar angewachsen sind und die Kapazität der Betreuung durch das Waldbauinstitut voll ausschöpfen, ist eine Erweiterung dieser Anlagen nicht möglich. Hingegen wird eine Mitarbeit für ähnliche Vorhaben auf Landesebene unterstützt, soweit noch Mittel des Ministeriums für diese Zwecke zur Verfügung stehen.

Der Hauptgrund dafür, daß wir dieses hier dargestellte Ausmaß an Maßnahmen überhaupt erreichen und bewältigen konnten, liegt zweifellos am guten Willen und der Mitarbeit von Waldbesitzern, den Behörden und engagierten Forstleuten überhaupt. Ihnen allen sei im Namen der Arbeitsgruppe ein herzliches Dankeschön ausgesprochen - gleichzeitig ersuche ich weiterhin um rege Mitarbeit bei allen künftigen Aktivitäten für die Erhaltung und Erhöhung der Vielfalt im Walde.

Literatur

- GEBUREK T. 1994: *Kriterien zur Erhaltung forstlicher Genressourcen*. FBVA-Berichte 81, 85-95.
- KLEINSCHMIT J. 1995: *In-situ-Erhaltung forstlicher Genressourcen*. In: KLEINSCHMIT J., BEGEMANN F. & HAMMER K. (HRSG.): *Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen in der Land- und Forstwirtschaft*. Schriftenreihe des Informationszentrums für Genetische Ressourcen. Bonn, Bd. 1, 14-27.
- LITSCHAUER R. 1994: *Maßnahmen der Gen-Erhaltung in Österreich*. FBVA-Berichte 81, 97-108.
- MÜLLER F. 1993: *Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern*. FBVA-Berichte 73, 5-17.
- NÄTHER J. 1990: *Die Erhaltung forstlicher Genressourcen*. Österr. Forstztg. 101, 17-18.
- SCHMITT H.P. 1995: *Ex-situ-Erhaltung forstlicher Genressourcen*. In: KLEINSCHMIT J., BEGEMANN F. & HAMMER K. (HRSG.): *Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen in der Land- und Forstwirtschaft*. Schriftenreihe des Informationszentrums für Genetische Ressourcen. Bonn, Bd. 1, 28-38.
- WOLF & BRAUN 1995: *Erhaltung und Förderung forstlicher Genressourcen*. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten 3/95, 1-34.

Verfasser: Dipl.-Ing. Rudolf Litschauer
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Institut für Waldbau
Hauptstraße 7
A-1141 Wien

Begründung von Eichenbeständen - alternative Verfahren

WERNER RUHM

Institut für Waldbau, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Es werden in der Praxis bisher wenig genutzte waldbauliche Vorgangsweisen angesprochen, die in unterschiedlicher Intensität die Wiederbesiedelungsdynamik von Freiflächen auszunutzen versuchen. Durch weitständige Begründung, Teilflächenkultur, Heisterpflanzung und Miteinbeziehung von Sukzessionsabläufen, lassen sich artenreiche und vielfältig strukturierte Bestände aufbauen. Neben ökologischen Vorteilen besteht die Möglichkeit Bestandesbegründung und -pflege flexibler und insgesamt kostengünstiger zu gestalten. Einsparungen bei der Begründung können wiederum in intensivere und damit wertsteigernde Pflegemaßnahmen investiert werden.

Schlüsselworte: Quercus, Eichenbegründung, Teilflächenkultur, Heisterpflanzung, Trupppflanzung

Abstract. [Alternative Methods of Establishing Oak Stands.] In this contribution, certain silvicultural managements are evaluated which try to utilize different dynamics of regeneration of clear-felled areas. Species rich and well structured oaks stands can be achieved by distant cultures, plot-cultured, employment of large plants, and especially when natural succession on the site is regarded. This seems to be a successful possibility. Besides ecological advantages this cultivation is more flexible and overall less costly. Saved costs can then invested in more intensive and therefore value orientated tending.

Keywords: Quercus, oak cultivation, plot-culture, large plant, small group plantation

Eichenwertholz als Produktionsziel

Die waldbauliche Behandlung von Eichenbeständen, sofern nicht die Schutzfunktion überwiegt, richtet sich von Jugend an auf die Erzeugung von starkem Qualitätsholz. Trauben- oder Stieleichenstarkholz in Furnierqualität gehört zu den Hölzern, wo die höchsten Erlöse zu erwarten sind, während Eichen sehr geringer Qualität und Dimension kaum einen erntekostenfreien Erlös erbringen. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist bei der Eiche daher nur die Wertholzproduktion sinnvoll. Doch bestehen im pannonischen Raum, unabhängig von der Frage der Wertholzproduktion, kaum Alternativen zur Eiche. Die größtenteils eher trockenen Standorte sind für die Eichenwertholzzucht mittels Hochwaldbewirtschaftung nur bedingt tauglich und lassen daher oft nur eine Nieder- bis Mittelwaldbewirtschaftung zu. Während der "Brennholzlieferant" Niederwald kaum mehr kostendeckend zu bewirtschaften ist, bietet der Mittelwald mit seiner oft beachtlichen Wertleistung, bei gut gepflegten Oberhölzern, wesentlich bessere wirtschaftliche Voraussetzungen bei

gleichzeitig hohem Artenreichtum. Während die in der Vergangenheit begonnene Umwandlung von Ausschlagswäldern in Hochwälder, auf entsprechend günstigen Standorten sehr wohl ihre wirtschaftliche Berechtigung hat, kann auf dafür ungeeigneten Standorten die Wunschvorstellung einer erhöhten Wertleistung in das Gegenteil umschlagen; denn der Mittelwald hat in den warmen, niederschlagsarmen Gebieten des pannonischen Raumes neben seinen historischen, vor allem aber natürlichen Voraussetzungen (ECKHART, KRISSEL 1985). Wichtig ist daher eine den standörtlichen und betriebswirtschaftlichen Voraussetzungen entsprechende Zielformulierung, die sicherlich im pannonischen Raum anders lauten muß als z.B. im Spessart, mit anderen klimatischen und standörtlichen Voraussetzungen und einer lange zurückreichenden Tradition der Eichenhochwaldbewirtschaftung nach gleichen Richtlinien.

Zur Senkung der Kultur- und Pflegekosten, aber auch um den Schwachholzanteil zu verringern, wurden die Verbände immer mehr erweitert und die Lässerungseingriffe verstärkt. Auswirkungen auf Massenleistung und Qualität setzen dieser Entwicklung

natürlich Grenzen bzw. bedingen Folgeinvestitionen, wie die Astung. Es gibt allerdings wenig gesicherte Erkenntnisse darüber, wie sich solche stückzahlarmen Kulturen auf die Wertleistung auswirken. Die wenigen vorliegenden Ergebnisse erlauben jedoch den Schluß, daß weitständige Begründung nicht unweigerlich zu schlechter qualitativer Entwicklung führen muß (SPELLMANN 1995; GRÜNEBAUM et al. 1993).

Die Anforderungen an den Z-Stamm richten sich in erster Linie nach dem Produktionsziel, das man daher bei der Wahl des zweckmäßigsten Begründungsverfahrens nie aus den Augen verlieren sollte. Die meisten klassischen Verfahren der Bestandesbegründung gehen von heute bereits überholten Voraussetzungen aus. Sie enthalten arbeitsaufwendige Pflegemaßnahmen, die bei heutigen Lohnkosten die Anwendbarkeit sehr erschweren. Erhöhte Produktionskosten erfordern die Rationalisierung des Produktionsprozesses. Diese Bemühungen dürfen sich aber nicht nur auf technische Lösungen konzentrieren, sondern sollen verstärkt natürliche Abläufe einbeziehen. Es ist daher notwendig, herkömmliche Begründungsverfahren neu zu überdenken und effektive, ökologisch orientierte Walderneuerungsverfahren zu entwickeln.

Möglichkeiten der biologischen Rationalisierung bei der Bestandesbegründung

- Ausnutzung von Sukzessionsabläufen.
- Verwendung von Großpflanzen.
- Herabsetzung der Pflanzenzahl \rightarrow Weitverbände, Teilflächenkultur.

Die drei angeführten Möglichkeiten dürfen für die praktische Anwendung nicht isoliert betrachtet werden, sondern sind meist nur in Kombination sinnvoll.

Ausnutzung von Sukzessionsabläufen

Die natürliche Wiederbesiedelung von Freiflächen nach Schadereignissen wird häufig durch vorhandene Samen- und Verjüngungsvorräte beschleunigt, weiters kommt bei vielen Laubhölzern auch noch die Fähigkeit zum Stockausschlag oder zur Wurzelbrut hinzu. Verschiedene Untersuchungen auf Windwurf-flächen in der Schweiz und in Deutschland (LÄSSIG, SCHÖNENBERGER 1993; MOSER 1994; WEIDENBACH 1991; SCHÖLCH et al. 1994; HOMANN, ENGELS 1991; SCHMITZ 1993), in der montanen bis zur kollinen Stufe, belegen wie groß die vorhandenen und durch Samenanflug ergänzten Verjüngungsmengen sein

können; und zwar nicht nur Pionierbaumarten sondern auch dem Betriebsziel entsprechende Baumarten. Es wäre demnach überflüssig die ganze Fläche schematisch zu bepflanzen. Es wird daher angestrebt, diese von der Natur kostenlos gelieferten Arten zumindest als Treibhölzer zu nutzen, dadurch angepflanzten Eichen zu sparen und geeignete Baumarten auch in den Hauptbestand einwachsen zu lassen. Durch die Nutzung von natürlichen Wachstumsabläufen sind Einsparungen in Form von Lohn- und Sachaufwandsreduzierung möglich (HUSS 1993; HEYDER, et al. 1994; RICHTER 1985). Freiräume, die sich entweder durch Teilflächenkulturen oder Weitverbände ergeben, werden i.d.R. von Weichlaubhölzern besiedelt, über deren Nutzen oder Schaden in der Forstwirtschaft geteilte Meinung herrscht. Untersuchungen in jüngerer Zeit unterstreichen aber zusehends die Vorteile solcher Sukzessionshölzer (GÜRTH, VÖHRINGER 1993; HEYDER et al. 1994; LÖBF-SEMINAR 1995).

Bei traditionellen, sehr stammzahlreichen Eichenkulturen wird durch frühen Dichtschluß die innerartliche Konkurrenz ausgenutzt, um gerade und astfreie Schäfte zu erzielen. Die Miteinbeziehung natürlicher Sukzessionsabläufe bietet neben einer höheren Artenvielfalt auch den notwendigen Seitendruck, der über die ganze Fläche verteilte, hohe Ausgangspflanzdichten der Hauptbaumart ersetzt, so daß im Sinne einer echten "biologischen Rationalisierung" die Erzeugung von Qualitätsholz auch mit geringeren Ausgangspflanzanzahlen möglich wird. Notwendige regulierende Eingriffe können flexibel und selektiv durchgeführt werden. Bei großen Flächen (Windwurfkalamitäten) kann es allerdings bei Mangel an geeigneten Samenbäumen bzw. durch das Fehlen von Verjüngungsvorräten innerhalb zerstörter Jungbestände, oder bei starkem Wildverbiß, zu unzureichender Bestockung kommen, die sich später aufgrund der üppigen Konkurrenzvegetation nur mit erhöhtem Aufwand ergänzen läßt. In so einer Situation können Ergänzungspflanzungen nur mehr mit Heister durchgeführt werden. Auch sollten die Standortverhältnisse nicht außer Acht gelassen werden, denn auf sehr wüchsigen Standorten kann der Konkurrenzdruck durch Weichlaubhölzer zu erhöhten Jungwuchspflegekosten führen.

Für Naturverjüngungsverfahren bietet die Eiche mit ihrer hohen Lebenserwartung, bei gleichzeitig lang anhaltendem Wertzuwachs, prinzipiell gute Voraussetzungen. Aber ohne richtig dosierte und zeitgerechte Nachlichtung verschwindet der Aufschlag bald wieder (ZIEGENHAGEN, KAUSCH 1993). In nicht bewirt-

schafteten Wäldern spielt diese Tatsache keine besondere Rolle, da es der Eiche nur einmal in 300 oder 500 Jahren gelingen muß sich zu verjüngen und endgültig gegenüber ihren Konkurrenten durchzusetzen. Untersuchungen bezüglich der Übershirmungstoleranz von ein- und zweijährigen Stiel- und Traubeneichen ergaben eine erstaunlich hohe Schattenfestigkeit (v. LÜPKE 1987, 1995; ZIEGENHAGEN, KAUSCH 1993). Es genügen bereits einige Prozente relativer Beleuchtung (= % des Freiflächenlichtwertes) für das Auflaufen der Verjüngung. Man kann diesen Vorgang abwarten, Qualität und Flächendeckung beurteilen und erst dann mit der Nachlichtung beginnen. Daß die Eiche sich auch in Femellücken eines (Buchen)Grundbestandes gut verjüngen läßt, konnte ebenfalls belegt werden (v. LÜPKE 1995; ZIEGENHAGEN, KAUSCH 1993). Es zeigte sich dabei, daß die Eiche über weite Bereiche zunehmender Schattenbelastung in ihrer Höhenwuchsleistung nur geringfügig reagierte. Dabei sollte aber über längere Zeiträume eine relative Strahlungsintensität von 15 - 20 % der Freiflächensituation nicht unterschritten werden. Kurzfristig (d.h. 5 - 6 Jahre) ist ein Überleben bei geringem Wachstum auch noch bei mindestens 8 - 10 % des Freiflächenlichtes möglich. Bei zusätzlicher Belastung durch Konkurrenzvegetation, Wildverbiß oder Schädlingsbefall muß die Strahlungsintensität erhöht werden. Es handelt sich hierbei um ziemlich grobe Schätzwerte, denn inwieweit diese Ergebnisse aus dem Raum Göttingen z.B. durch unterschiedliche Klimaeinflüsse, Standortseigenschaften oder Herkünfte noch modifiziert werden, bedarf noch weiterer Forschungen.

Verwendung von Großpflanzen

Bei der Eichenheisterpflanzung handelt es sich keineswegs um eine relativ neue Methode; schon vor Jahrhunderten wurden Eichenheister gepflanzt (KREMSER, 1984; HUSS 1993) vor allem mit der Zielsetzung sie schnell dem Verbiß durch Weidevieh zu entziehen. Heisterpflanzungen können sinnvoll zur Ergänzung nicht flächendeckender Sukzessionsverjüngungen herangezogen werden, aber auch auf normalen Kulturflächen mit starker Konkurrenzvegetation und hoher Wildbelastung. Besonders geeignet erscheint die Heisterpflanzung bei Verwendung geringer Pflanzenzahlen und Einzelschutz in Betrieben mit hoher jagdlicher Priorität.

Durch das sperrige, kräftige Wurzelwerk der Heister ist die manuelle Pflanzung mühsam und teuer, dadurch besteht die Gefahr die Pflanze mit starken Wur-

zelschnitten "pflanzgerecht" zu machen. Hohe Ausfallsraten und der bekannte "Heisterknick" sind die Folge. Für optimales Wachstum ist eine baumartenspezifische Wurzel Ausbildung aber eine unbedingte Voraussetzung. Die biologischen Erfordernisse für das Anwachsen der Baumarten müssen das Arbeitsverfahren bestimmen - nicht umgekehrt. Ergonomische und wirtschaftliche Überlegungen bei der Wahl des geeigneten Pflanzverfahrens sind natürlich zu berücksichtigen. Eine Möglichkeit, Großpflanzen sehr wirtschaftlich und trotzdem auch relativ pfleglich zu pflanzen, besteht in der Verwendung von Baggern. Dieses Verfahren eröffnet neue technische Möglichkeiten für ein effektives Pflanzen auf nicht - oder nur extensiv - geräumten Flächen (FRITZSCH, NIMZ 1991; HUSS 1993). Mit diversen schaufel- oder zahnartigen Anbaugeräten lassen sich genügend tiefe Schlitze oder Löcher herstellen und auch wieder zuschieben. Die Entwicklungstendenz, immer mehr Maschinen und Geräte an Bagger- oder Kranausleger anzubauen und von vorgegebenen Fahrlinien auszuführen, berücksichtigt auch die Forderung nach Bodenschonung.

Da bei Heisterpflanzen eine mehr oder weniger starke Reduktion der Wurzelmasse unvermeidlich ist, muß auch das Sproßvolumen der reduzierten Leistungsfähigkeit der Wurzel angepaßt werden; und zwar am zweckmäßigsten gleich durch einen Formschnitt der Krone. Zwiesel, Steiläste und sonstige starke Äste werden entfernt, kleine Zweige verbleiben am Stämmchen und sorgen dafür, daß sich das Wachstum auf die ganze Pflanze verteilt und sich nicht nur auf das Austreiben der Knospen am Leittrieb beschränkt (EBERT, POHL 1994).

Nach Untersuchungen von HUSS (1993) sind zwar die Kosten von Heistern und deren Einbringung mehr als doppelt so hoch als bei herkömmlicher Kultur, die flächenbezogenen Folgekosten aber betragen nur rund ein Drittel. Bezüglich der notwendigen Pflanzenzahlen werden 2000/ha als noch wirtschaftlich sinnvolle Obergrenze angegeben, bei ausreichendem Vorhandensein von Füllhölzern ist man in der Praxis sogar schon auf 400/ha heruntergegangen (EBERT, POHL 1994; RICHTER 1985). Ob sich hierbei allerdings nicht doch entscheidende Qualitätseinbußen ergeben, kann aus Mangel an langfristig beobachteten Versuchen derzeit nicht klar beantwortet werden. Bei derartig weitständig aufwachsenden Bäumen können Kronenschnitt und später eine Astung wesentlich zur Qualitätssteigerung beitragen. Für eine erfolgreiche weitständige Heisterpflanzung ist das Vorhandensein einer genügenden Anzahl von Treibhölzern natürlich von großer Bedeutung.

Herabsetzung der Pflanzzahlen

Es hat sich unter heutigen Voraussetzungen, von einigen Ausnahmen abgesehen, die Pflanzkultur als das Regelverfahren durchgesetzt. Für die dabei entstehenden Kulturkosten ist die Pflanzzahl pro Hektar ein entscheidender Faktor, über den in der Literatur allerdings sehr unterschiedliche Angaben gemacht werden. Die Bandbreite reicht von 20000 bis 400 Eichen pro Hektar (KOCH 1992; HOFFMANN et al. 1992; OTTO 1985). Diese großen Unterschiede lassen sich einerseits durch unterschiedliche Betriebsziele erklären, andererseits sind sie auch Ausdruck einer großen Unsicherheit hinsichtlich der Anzahl zu pflanzender Eichen sowie des Pflanzverbandes um ein angestrebtes Ziel zu erreichen.

In den klassischen Eichenanbaugebieten mit optimalen standörtlichen und klimatischen Voraussetzungen, wird ein gleichmäßiger meist feinringiger Jahrringaufbau, mit dem Ziel möglichst viel Furnierholz zu erzeugen, angestrebt. Diesem Ziel entsprechend wird mit hohen Stammzahlen begründet (10000 Pflanzen pro ha sind keine Seltenheit bzw. 10-15 Zentner Eicheln pro ha) und ein Erziehungskonzept angewendet, das in erster Linie auf innerartlicher Konkurrenz und einer möglichst lang anhaltenden negativen Auslese basiert (GRIMM 1995). Solche kostenintensiven Verfahren werden im Spessart schon seit Generationen nach den gleichen Richtlinien durchgeführt und sind eben durch diese schon sehr lang anhaltende Tradition und entsprechenden Erlösen aus den hochwertigen Beständen machbar bzw. noch machbar.

In Gebieten mit klimatisch oder standörtlich suboptimalen Voraussetzungen und damit niedrigerer Werterwartung scheidet solche Modelle aus wirtschaftlichen Gründen von vornherein aus. Hier kann mit geringeren Pflanzzahlen der Hauptbaumart, günstig verteilt, unter Miteinbeziehung von Naturverjüngung und Stockausschlägen als Füll- und Treibhölzer und der frühzeitigen Förderung qualitativ befriedigender Zuwachsträger gearbeitet werden. Durch das möglichst frühzeitige Erkennen qualitativ guter Eichen wird eine kontinuierliche Kronenpflege und damit eine optimale Stabilität der einzelnen Individuen erreicht. Allgemein besteht heute - unter Berücksichtigung von Standort und Pflanzengröße - ein deutlicher Trend zu geringeren Pflanzzahlen.

Welche Aufgaben erfüllen nun eigentlich die i. d. R. um ein Vielfaches mehr gepflanzten, als im Endbestand erforderlichen Bäume? Teilt man die am Bestandesleben mitwirkenden Bäume nach deren Funk-

tion ein, so kann man zwischen Z-Bäumen, Reservisten und Bäumen mit Erziehungs- und Vornutzungsfunktion unterscheiden (JOHANN 1994). Z-Baum- und Reservefunktion können nur von Baumarten, die dem Betriebsziel entsprechen, wahrgenommen werden. Soweit diese nicht durch Naturverjüngung vorhanden sind, müssen sie eben gepflanzt werden. Die Reservefunktion kann nur dann ausreichend erfüllt werden (im Sinne einer optimalen Standraumausnutzung), wenn sich der Reservist möglichst nahe beim ursprünglich ausgewählten Z-Baum befindet. Die Erziehungsfunktion hingegen muß nicht unbedingt durch teure, künstlich eingebrachte Baumarten erfolgen, die wiederum teuer - weil keinen Erlös erbringend - im Zuge von Durchforstungen früher oder später entfernt werden. Soweit wie möglich sollten die von der Natur gratis zur Verfügung gestellten Baumarten zumindest für erzieherische Funktionen übernommen werden. Durch die Vornutzungsfunktion kann die Flächenproduktivität gesteigert werden. Das spielt für die Baumart Eiche selbst, aus bereits erwähnten Gründen, kaum eine wirtschaftliche Rolle. Es kann aber durch Einbringung anderer Baumarten in Zeitmischung die flächenbezogene Wertschöpfung erhöht werden.

Neben den mehr oder weniger bewährten Reihenverbänden sind in jüngerer Zeit Modelle beschrieben worden, die geringere Pflanzzahlen vorsehen (GOCKEL 1994; KRISSEL, MÜLLER 1990; JOHANN 1994; SZYMANSKI 1986, 1994; KOSS 1995). Diese Modelle basieren auf dem Gedanken einer möglichst kleinen Einzelflächengröße für gleichwertige Mischungen, die in einer mehr oder weniger endstammorientierten Verteilung von Trupps, Gruppen oder Nestern nur mehr auf Teilen der Begründungsfläche ausgebracht werden. Die Bepflanzung der Teilflächen erfolgt in relativ engen Verbänden. Diese am Endbestand orientierte Verteilung der so entstehenden Eichenreinbestandeszellen ermöglicht eine günstige Verteilung der Z-Bäume und eine optimale Ausnutzung der potentiellen Standfläche. Die notwendige Reserve bezüglich Auswahlmöglichkeiten und bei Ausfall ist bei dieser Form der Begründung eher gegeben, als bei gleichmäßiger Verteilung der selben Pflanzenanzahl auf der gesamten Fläche (GOCKEL 1994; JOHANN 1994). Alle Pflegeeingriffe können sehr gezielt, treffsicher und mit geringerem Aufwand getätigt werden, da nur die einzelnen Trupps oder Gruppen behandelt werden müssen. Bei der Begründung können die Eichengruppen entweder künstlich mit einer dienenden Baumart ummantelt werden oder man nützt das natürliche Verjüngungspotential,

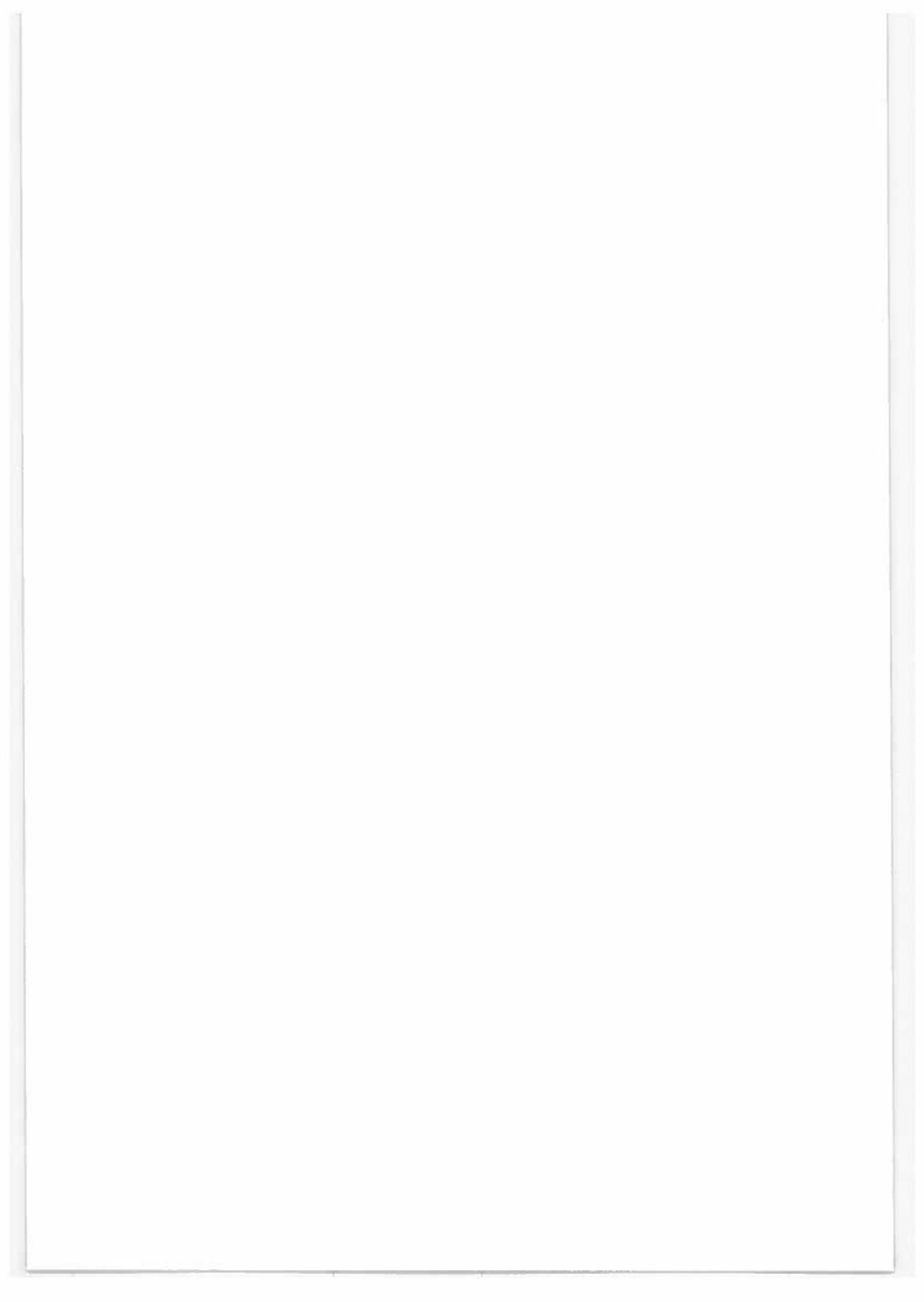
wenn geeignete Samenbäume bzw. Stockausschläge vorhanden sind. Die Freiflächen, die sich zwischen den Gruppen ergeben, bieten genügend Raum für die Entwicklung des natürlichen Baumartenspektrums und erhöhen dadurch die Diversität, sie ermöglichen aber auch die Einbringung einer zusätzlichen Wirtschaftsbaumart in Zeitmischung.

Die vorgestellten Begründungsverfahren entsprechen den modernen Laubbaum-Pflegekonzepten, die sich nicht nach Ertragstafel-Kriterien richten, sondern an Merkmalen eines einzelnen Zielbaumes orientieren. Ihre Anwendung kann derzeit noch nicht generell empfohlen werden, da sie nach den verschiedenen Standortsbedingungen noch nicht ausreichend geprüft und bewährt sind. Es sollen jedoch die vorgestellten Überlegungen als Alternativen zu herkömmlichen Kulturen und Anregung bei eigenen Versuchen dienen.

Literatur

- EBERT, K.-H. & POHL, R., 1994; *Eichenheisterpflanzung als Kompromiß oder Alternative?* AFZ 10, 546-549.
- ECKHART, G. & KRISSEL, W., 1985; *Beiträge zur Bewirtschaftung eines Eichenmittelwaldes am Beispiel der Agrargemeinschaft Mollmannsdorf*. Seminarunterlagen, FBVA Wien, Inst. f. Waldbau.
- FRITZSCH, R. & NIMZ, R., 1991; *Das Pflanzen mit Bagger*, Der Wald Berlin 41, 342-343.
- GOCKEL, H.-A., 1994; *Soziale und qualitative Entwicklungen sowie Z-Baumhöufigkeiten in Eichenjungbeständen. Die Entwicklung eines neuen Pflanzschemas "Die Trupppflanzung"*, Diss. a.d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen.
- GRIMM, R., 1995; *Nachzucht und Kulturpflege von Werteichenbeständen in den Buntsandsteingebieten Unterfrankens*, Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 34, 136-140.
- GRÜNEBAUM, M., TEUTENBERG-RAUPACH, A., PAUL, C., 1993; *Ein Weitverband bei Traubeneiche - Auswirkungen auf Wachstum, Schnittholzqualität und Furniereignung*, Forst und Holz 48. Jahrg., 3-7.
- GÜRTH, P. & VOHRINGER, F., 1993; *Eichennaturverjüngung und Eichenpflanzung im Forstbezirk Müllheim*, Forst und Holz 48. Jahrg., 672-676.
- HEYDER, J., LEDER, B., MEYER-REICHERT, R., ROGGE, M. 1994; *Rationalisierung im Bereich der biologischen Produktion*, AFZ 23, 1286-1287.
- HOFFMANN, J., HENKEL, W., CHMARA, I., 1992; *Enge oder weite Pflanzverbände?* AFZ 17, 892-894.
- HOMANN, M. & ENGELS, F., 1991; *Was kommt nach dem Sturm?* AFZ 12, 630-633.
- HUSS, J., 1993; *Waldbau vor neuen Herausforderungen bei Waldverjüngung und Jungbestandspflege*, Forstwiss. Cbl., 112 Jahrg., Nr. 5, 278-286.
- JOHANN, K., 1994; *Ja zu mehr Laubholz bei den Kulturen! Aber welche Pflanzverbände?* ÖFZ 4, 6-8.
- KOCH, H., 1992; *Pflanzenzahlen und Pflanzverbände am Beispiel von Kiefer, Eiche und Buche*, AFZ 5, 245-247.
- KOSS, H., 1995; *Nesterpflanzung*, Der Wald Berlin 45, 312-315.
- KREMSER, W., 1984; *Die Frühgeschichte des Eichenanbaus in Niedersachsen*, Rotenburger Schriften 61, 7-88.
- KRISSL, W. & MÜLLER, F., 1990; *Begründung von Mischbeständen*, Waldbau-Merkblätter, FBVA Wien - Institut für Waldbau, 1-25.
- LÄSSIG, R. & SCHÖNENBERGER, W., 1993; *Forschung auf Sturm-schadensflächen in der Schweiz*, Forst und Holz 48. Jahrg., 244-249.
- LÖBF- SEMINAR, 1995; *Weichlaubholz und Sukzession nutzen*, AFZ 1, 43-47.
- LÖPKE, B. v., 1987; *Einflüsse von Altholzüberschirmung und Bodenvegetation auf das Wachstum junger Buchen und Traubeneichen*, Forstarchiv 58, 18-24.
- LÖPKE, B. v., 1995; *Überschirmungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm*, Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 34, 141-160.
- MOSER, A., 1994; *Die Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen*, AFZ 10, 540-542.
- OTTO, H.-J., 1985; *Pflanzenzahlen bei der künstlichen Bestandesbegründung*, Der Forst- und Holzwirt 3, 51-64.
- RICHTER, J., 1985; *Biologische Rationalisierung*, Der Forst- und Holzwirt 20, 534-535.
- SCHOLCH, M., EH, M., KENK, G., 1994; *Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen*, AFZ 2, 92-95.
- SCHMITZ, F., 1993; *Unerwartete Waldentwicklung auf einer Sturmfläche*, Forst und Holz 48. Jahrg., 251-254.
- SPELLMANN, H., 1995; *Holzqualität als Beurteilungskriterium im langfristigen Versuchswesen*, Forst und Holz 50. Jahrg., 743-747.
- SZYMANSKI, S., 1986; *Die Begründung von Eichenbeständen in "Nest-Kulturen"*, Der Forst- und Holzwirt 41. Jahrg., 3-7.
- SZYMANSKI, S., 1994; *Ergebnisse zur Begründung von Eichenbeständen durch die Nestermethode*, Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 28, 160-164.
- WEIDENBACH, P., 1991; *Walderneuerung auf Sturmwurfflächen*, AFZ 5, 216-220.
- ZIEGENHAGEN, W. & KAUSCH, W., 1993; *Zur Reaktion junger Eichen auf Licht und Schatten*, Forst und Holz 48. Jahrg., 198-201.

Verfasser: Dipl.-Ing. Werner Ruhm
Institut für Waldbau
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Hauptstraße 7
A-1141 Wien



Waldbaustrategien und betriebswirtschaftliche Aspekte für die Waldbewirtschaftung im sommerwarmen Osten Österreichs

E. HOCHBICHLER

Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur

Kurzfassung. Die Waldbewirtschaftung im Osten Österreichs („Nieder- und Mittelwaldstandorte“) ist aufgrund flächiger Vitalitätsabnahme, vor allem bei Eichen und Kiefern, mit großer Unsicherheit verbunden. Selbst bei zu erwartenden Phasen klimatischer Instabilität erscheint der Nieder- und Mittelwald für die Bewirtschaftung der Standorte im Osten Österreichs das geringste ökologische und ökonomische Risiko zu sein. Unter Beachtung der für den Nieder- und Mittelwaldbetrieb wesentlichsten ökologischen Aspekte werden waldbauliche Behandlungsstrategien abgeleitet. Die ökonomische Bewertung zeigt, daß die ertragsschwachen Standorte derzeit nur mit negativen Deckungsbeiträgen zu bewirtschaften sind. Sie rechtfertigt aber gleichzeitig auch auf besserwüchsigen Standorten einen Übergang von nieder- zu mittel(hoch)waldartiger Bewirtschaftung. Bei anhaltender Gefährdung oberholzreicher Bestandesstrukturen wird aber mit erheblichen wirtschaftlichen Verlusten zu rechnen sein.

Schlüsselworte: Waldbau, Eiche, Nieder- und Mittelwald, ökonomische Aspekte

Abstract. [Strategies and Aspects of Silvicultural Management for the Warm Eastern Parts of Austria.] In the eastern warm and dry parts of Austria (coppice sites and coppice with standards sites) forest management is facing/has to deal with decreasing stand vitality, especially of oak and pine. In the light of scenarios that predict climate instability coppice system and coppice with standards system seems to bear less ecological and economical risks. Due to this considerations silvicultural treatment programs are deduced. The economic assessment reveals the unfavourable situation for an economically sustainable forest management on coppice sites. On more productive sites the conversion of coppice stands to coppice with standards system („stands with a high forest character“) seems to be appropriate. Under the assumption of persistent high mortality of standards the risk of economical loss is evident.

Keywords: Silviculture, oak, coppice, coppice with standards, economic aspects

1. Einleitung

Das „Eichenmittelwaldgebiet“ des sommerwarmen Ostens ist in den beiden letzten Jahrzehnten verstärkt von zahlreichen Schadereignissen, wie Kiefernsterben (EBNER 1993; HAGEN 1996 b, etc.); Mistelbefall (MAYER et al. 1982; KRAPPENBAUER 1983; etc.), Eichensterben (KRAPPENBAUER 1987; SENITZA 1990, etc.) betroffen.

Besorgniserregende, flächenhafte Gefährdung der Mittelwaldstrukturen (Absterben mittelalter bis älterer („Oberholz“)eichen) und/oder flächige Labilisierung sekundärer Nadelholzbestände (z.B. Schwarzkiefern-Erosionsschutzwald-Marchfeld) haben auch bedeutende wirtschaftliche Auswirkungen.

Untersuchungen hinsichtlich der Ursachen dieser rasch fortschreitenden Vitalitätsabnahme, insbesondere in den Nieder- und Mittelwäldern, deuten dar-

auf hin, daß den Änderungen der Umweltbedingungen infolge vorhandener und weiter zunehmender luftchemischer Belastung besondere Bedeutung zukommt.

Änderungen der Umweltbedingungen mit der Tendenz zunehmender Phasen klimatischer Instabilität werden die Unsicherheiten prolongieren und die waldbauliche Behandlung erschweren.

In der Arbeit wird versucht, für die Bewirtschaftung der „Nieder- und Mittelwaldstandorte“ unter diesen Rahmenbedingungen waldbauliche Behandlungsstrategien herauszuarbeiten.

2. Waldbauliche Maßnahmen

2.1 Allgemeines

Allgemein gilt für die Waldbewirtschaftung im sommerwarmen Osten, insbesondere in einer Phase großer Unsicherheit, daß jene Bewirtschaftungs(Bestandes)formen anzustreben sind, die eine bestmögliche Überlebensstrategie bieten können (MÜLLER 1994). Dabei kommt neben den Stabilitätskriterien dem Faktor Elastizität, der Fähigkeit nach einer Störung zu reagieren und sich über Entwicklungsstadien (Sukzessionen) zu regenerieren, besondere Bedeutung zu (OTTO 1994).

Aufgrund der natürlichen, klimatischen Voraussetzungen sollten der Förderung und Erhaltung der Ausschlagfähigkeit neben der generativen Vermehrung bei der Verjüngung der Bestände besonderes Augenmerk geschenkt werden (KRISSEL & MÜLLER 1989; KRAPPENBAUER 1983; MÜLLER 1994). Allein die Tatsache des Anstieges der Ausschlagneigung gleicher Arten in wärmeren und trockeneren Lagen spricht für eine natürliche Anpassung des Verjüngungsverhaltens über vegetative Regeneration der Baum- und Straucharten an Standorten mit geringerer Neigung für eine Erneuerung der Arten über Samen (KASARJAN, CHURSCHUDJAN & GABRIELJAN 1974). Die Bildung von Ausschlag ist demzufolge in erster Linie als Anpassungsreaktion der Pflanze anzusehen, die letztlich auf eine Sicherung des Lebens hinausläuft. Darin liegt die Ursache, daß die Waldvegetation letztlich gegenüber der konkurrenzierenden Gras- und Strauchvegetation die Oberhand behält.

Vernachlässigte Pflege, überwiegend aus wirtschaftlichen Gründen (POLLAK 1982), führten in den Mittel- und Niederwäldern vielerorts zu einer Abnahme der Stockausschlagfähigkeit (Überalterung) und Änderung der Baumartenzusammensetzung. Zu hohe Wildstände haben wesentlich zu einer Entmischung bzw. Verhinderung von Kernwuchsverjüngung beigetragen, und undifferenzierte Biomassentnahmen haben zu einer Überbeanspruchung des Nährstoffpotentials geführt. Weiters wird nochmals auf die Gefährdung der Mittelwaldstrukturen durch die rasche Vitalitätsabnahme der Eichen verwiesen.

Unter Beachtung der standörtlich-ökologischen Gegebenheiten dieses Wuchsraumes ist die Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung, die auch einen breiten Rahmen hinsichtlich der betriebswirtschaftlichen Voraussetzungen (Kombination Brennholz-Wertholz-

erzeugung) und damit Minimierung des ökonomischen Risikos bietet, weiterhin von besonderem Interesse (KRISSEL & MÜLLER 1989, HOCHBICHLER 1993).

2.2 Waldbauliche Pflegemaßnahmen:

Untersuchungen unterschiedlicher Nieder- und Mittelwaldstrukturen zeigen die Notwendigkeit einer zielorientierten, waldbaulichen Behandlung auf (KRISSEL & MÜLLER 1989; KRAPPENBAUER 1982, 1989; MAYER 1986; SCHÜTZ & ROTACH 1993; HOCHBICHLER 1993; etc...). Infolge der zu erwartenden zunehmenden Labilisierung der Bestandesdynamik werden die waldbaulichen Pflegeeingriffe in den einzelnen Alters(Entwicklungs)phasen entsprechend anzupassen sein. Dies erfordert eine laufende Beobachtung der Bestandesentwicklung, um rechtzeitig die entsprechenden waldbaulichen Maßnahmen setzen zu können.

Mittelwald

„Ideale Mittelwaldstrukturen“ sind durch eine ausgewogene Altersklassenverteilung bei gleichmäßiger Verteilung der Werträger im Oberholz, günstige Überschildungsverhältnisse, eine nachhaltige Sicherstellung der Ausschlagfähigkeit im Unterholz, eine ausreichende Verjüngung von Kernwüchsen und durch Rücksichtnahme auf das standörtliche Nährstoffpotential gekennzeichnet. Auf das Erreichen und/oder Erhalten dieser Strukturen ist bei der Pflege zu achten.

Verjüngung - Jungwuchs

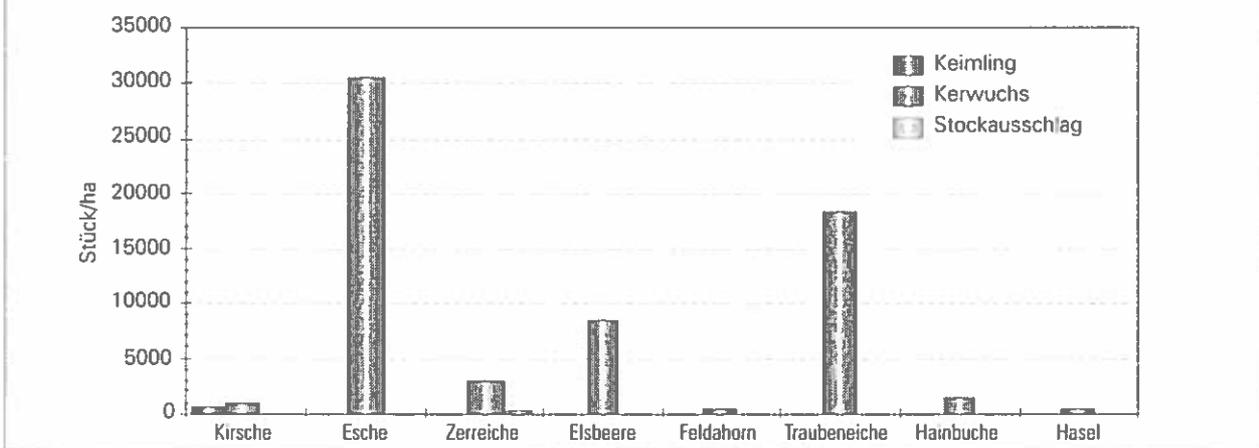
Bei der Bestandenerneuerung muß die natürliche Verjüngung im Vordergrund stehen. Beim Unterholzumtrieb sollte in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten 20-40 Jahre nicht überschritten werden (Sicherung der Stockausschlagfähigkeit).

Neben der Entnahme des Unterholzes für die Brennholznutzung, ist die Sicherung einer ausreichenden Anzahl von Eichen Kernwüchsen und anderen Mischbaumarten (Edellaubhölzern) wichtig.

Die Sicherung hoher Baumartenvielfalt, wie auf zur „Vereschung“ neigenden Flächen (Abb. 1), macht Pflegeeingriffe unter Beachtung des Wachstumsverhaltens der verschiedenen Baumarten in dieser Altersphase unabdingbar. Inwieweit der hohe Eschenanteil in der Verjüngung, der in den letzten Jahren im Mittelwaldgebiet häufiger beobachtet wird, von standörtlichen und/oder behandlungsspezifischen Faktoren beeinflusst wird, bedarf noch klärender Untersuchungen.

Abbildung 1:

Baumartenverteilung in der Verjüngung auf der Mittelwald-Schlagfläche Niederkreuzstetten im 2. Jahr nach dem Mittelwaldhieb (Eichenüberhälter 18-22 m) (HAGEN 1996 a)



Bei Fehlen einer ausreichenden Anzahl von Kernwüchsen der Eiche oder den Mischbaumarten (Kirsche, Speierling, Elsbeere, etc.) ist eine Ergänzung mit den gewünschten Baumarten zweckmäßig. Dies wird von zahlreichen Betrieben bereits seit Jahren durchgeführt. Hinsichtlich der Anzahl der zu ergänzenden Kernwüchsen sollte beachtet werden, daß im Laßbreitelstadium für eine nachhaltige Erhaltung der Mittelwaldstruktur etwa 30 (50) Kernwüchse pro Hektar ausreichen (vgl. KRISSEL & MÜLLER 1989; SCHÜTZ & ROTACH 1993).

Dickungspflege

In der Dickungsphase, ab einer Höhe von 2-3 m, gilt es, sehr differenziert vorzugehen. Neben der Durchführung einer Mischwuchsregelung zur Erhaltung und Förderung der Kernwüchse von Eichen und Mischbaumarten sind die Ausschläge auf eine An-

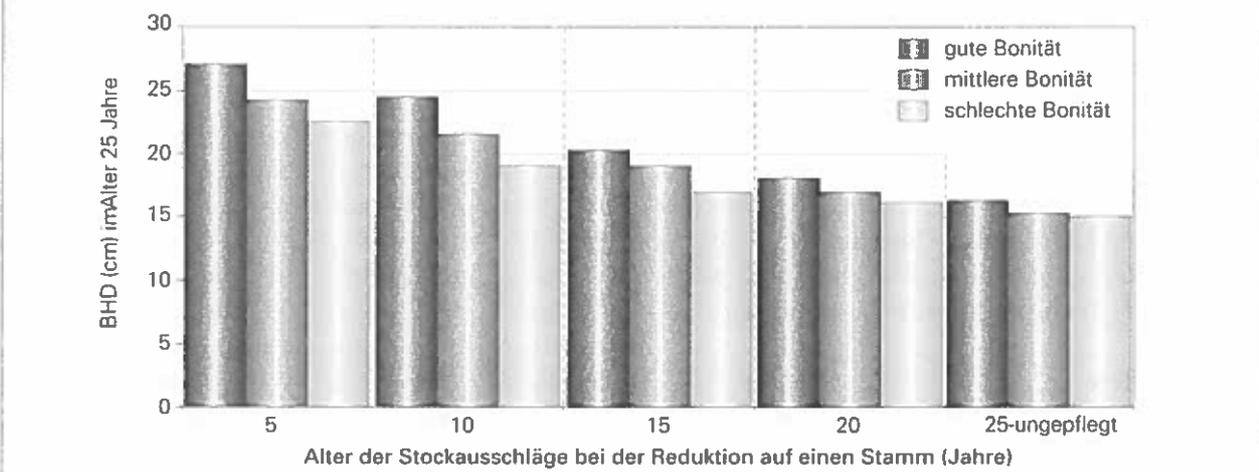
zahl von 1-2 (3) Loden pro Stock zu vermindern. Frühzeitige Stockausschlagpflege führt zu einer beachtlichen Förderung des Dickenwachstums, wie aus Abbildung 2 am Beispiel der Roteiche gezeigt wird.

Die Modellberechnungen zeigen, daß bei früher Stockausschlagreduktion der Durchmesser der Ausschläge erheblich beeinflußt werden kann. Der größte Zuwachs bei frühzeitiger Reduktion ergibt sich auf den besten Standorten. Dabei ist beachtenswert, daß bei frühzeitiger Reduktion auch auf den schlechten Standorten ein höherer Durchmesser erreicht werden kann als auf den unbehandelten Flächen der besseren Standorte. Dies ist durch die Erhöhung der aktiven Wurzelmasse pro Stockausschlag erklärbar.

Weiters sollten primär weit ausladende Loden entfernt werden, da diese die Entwicklung langsamwüchsigerer Kernwüchse stark behindern.

Abbildung 2:

Effekte der Stockausschlagreduzierung bei unterschiedlichem Alter und verschiedenen Standorten auf das 25-jährige Brusthöhendurchmesserwachstum bei Roteiche (nach JOHNSON & ROGERS 1984)



Gleichzeitig steht die Auswahl und Kronenpflege (eventuell Grünastung; Tab. 1) bei einer entsprechenden Anzahl gut geformter Kernwüchse in bestmöglicher räumlicher Verteilung heran. Durch kontinuierliche Standraumerweiterung gilt es, eine ausgewogene Kronenentwicklung der künftigen Werträger zu sichern. Dadurch wird am besten einer Wasserreiserbildung nach der Unterholznutzung vorgebeugt.

Tabelle 1:
Einfluß der Grünastung auf die Entwicklung des astfreien Schaftes auf der Eichen-Versuchsfläche Hochleithenwald 1 (Fläche 0,16 ha).
(HOCHBICHLER, KRAPPENBAUER & MAYERHOFER 1990; GLÖCK 1996)

	BHD (cm)	HÖHE (m)	1. Trockenast (m)	1. Grünast (m)	Stammzahl (vor Ort)
Z-Baum (geastet)	15,4	12,1	3,4/(1,8-5,6)	6,5/(6,1-7,0)	11
Z-Baum (geastet)	15,8	11,6	3,2/(1,7-5,9)	5,4/(4,0-6,0)	27
unbehandelt	14,5	11,4	2,1/(0,7-4,0)	4,7/(2,0-7,0)	145
„geköpft“	12,0	8,7			15
Hainbuchen-Nebenbestand 3-6					76

Einer einzelbaumorientierten Förderung der vielenorts ergänzten Mischbaumarten unter Berücksichtigung des baumartenspezifischen Wuchsverhaltens wird hinkünftig besonderes Augenmerk zu schenken sein.

Pflege des Oberholzes

Bei den periodischen Nutzungen im Oberholz steht neben der Sicherung qualitativ hochwertiger Samenbäume (Eichen und Mischbaumarten) die Förderung der Werträger, beginnend in den jüngeren Altersklassen, im Vordergrund.

Niederwald

Verjüngung - Jungwuchs

Wie beim Mittelwaldbetrieb hat die natürliche Verjüngung im Vordergrund zu stehen. Die Umtriebszeit darf in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten 20-40 Jahre nicht überschreiten (Sicherung der Stockausschlagfähigkeit). Eine ausreichende Anzahl ausschlagfähiger Stöcke (eventuell über Kernwüchse durch Pflanzung ergänzt) ist zu sichern.

Dickungspflege

In der Dickungsphase ist neben der Mischwuchsregelung eine entsprechende Stockausschlagpflege (Ver-

minderung auf eine Anzahl von 1-2 (3) Loden pro Stock) durchzuführen. Die damit verbundene Förderung des Dickenwachstums, beruhend auf einer besseren Versorgung mit Wasser und Nährstoffen, führt zu einer Verminderung der zukünftigen Erntekosten über das Stück/Masse-Gesetz (KRAPPENBAUER 1989).

3. Ökonomische Überlegungen

Im folgendem Abschnitt wird für ertragsschwache Standorte mit Niederwaldbewirtschaftung und mittel- bis gutwüchsige Standorte, die verschiedene waldbauliche Behandlungsmodelle zulassen, das mögliche Produktionspotential kalkuliert (Tab.2).

Tabelle 2: Behandlungsmodelle in Abhängigkeit von den standörtlichen Voraussetzungen (KRISSL & MÜLLER 1989; HOCHBICHLER 1993). Waldbaumaßnahmen (X in Abhängigkeit vom Unterholz-Umtrieb) und Brennholz- und Nutzholzertrag (FM) als Grundlage für die betriebswirtschaftliche Kalkulation (Umtriebszeit=120 Jahre)

	"Oberhöhe"			
	- 15 m		18 (15-22) m	
	astfreier Schaft			
	< 4 m		5 - 7 (8) m	
	Niederwald			
	Mittelwald "Hochwaldartige" Bewirtschaftung			
	Niederwald	Niederwald	Mittelwald ^{*)}	Lichtwuchs- betrieb ^{*)} (hoch- waldartig)
	Umtrieb (Unterholz)			
	3	3	4	
Verjüngung (Ergänzung)	X	X	X	X
Jungwuchspflege	X	X	X	X
Dickungspflege	X	X	X	X
Brennholz	150 FM	450 FM	411 FM	340 FM
Nutzholz			86 FM	150 FM

^{*)} nach KRISSL & MÜLLER 1989)

Theoretisch stehen zur Bestimmung der optimalen Wirtschaftsintensität zahlreiche Verfahren zur Verfügung. Sie kranken jedoch alle unter anderem an der schwierigen Kosten- und Leistungsermittlung sowie den langen Produktionszeiträumen (vgl. RIPKEN 1989,1990; SAGL 1990). Aufgrund der auch bei diesen Modellkalkulationen vorhandenen Probleme (vgl. RIPKEN 1990), etwa der Beurteilung des Wuchsverhaltens der verschiedenen Baumarten auf unterschiedlichen Standorten (Eiche, Edellaubhölzer), dem Fehlen einer "Sortenstruktur" für Mittelwälder, einer Risikenbeurteilung (Immissionsbelastung;

Klimaänderung...), der Abschätzung der langfristigen Holzpreis- und Kostenentwicklung etc, können Kalkulationen nur dazu dienen, Größenordnungen und Relationen der Ergebnisse unterschiedlichem waldbaulichen Handelns darzulegen.

Vereinfachend wird daher nur versucht, den holzertekostenfreien Erlösen die Waldbaukosten (Deckungsbeitrag), dargestellt in ÖS pro Hektar und Jahr für einen 120-jährigen Produktionszeitraum, gegenüberzustellen.

Als Grundlagen für die Kalkulationen (standörtliches Leistungsvermögen; Sortenverteilung; Kosten; etc.) wurden insbesondere die Arbeiten von POLLAK (1983, 1992), KRISSEL & MÜLLER (1989), HAGEN (1996b) und SENITZA (1992) herangezogen.

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, sind bei den derzeitigen Brennholzpreisen auf den ertragsschwachen Standorten keine positiven Deckungsbeiträge zu erzielen. Abnehmende Anzahl bei den Selbstwerbern (Stockverkauf) und niedrige Marktpreise gefährden, wie bereits eingangs erwähnt, eine nachhaltige Niederwaldbewirtschaftung, die auf den ertragsschwachen Standorten zur Erfüllung von Erholungs-, Wohlfahrts- und Schutzfunktionen erforderlich wäre, zusehends.

Auf den besserwüchsigen Standorten zeigt sich eine deutliche Zunahme der Deckungsbeiträge von der niederwald- über die mittelwald- zur hochwaldartigen Bewirtschaftung (Abb.3). Bisher waren dies Grundlagen für eine Umwandlung/Überführung von niederwaldartigen (oberholzarmer) Bestandesstrukturen in oberholzreiche (hochwaldartige) Strukturen.

Dies läßt aber auch erkennen, welche mittel- bis langfristigen wirtschaftlichen Verluste, infolge frühzeitigen Absterbens des Oberholzes und damit bedingter Zunahme oberholzarmer Bestandesstrukturen, entstehen.

4. Schlußfolgerungen

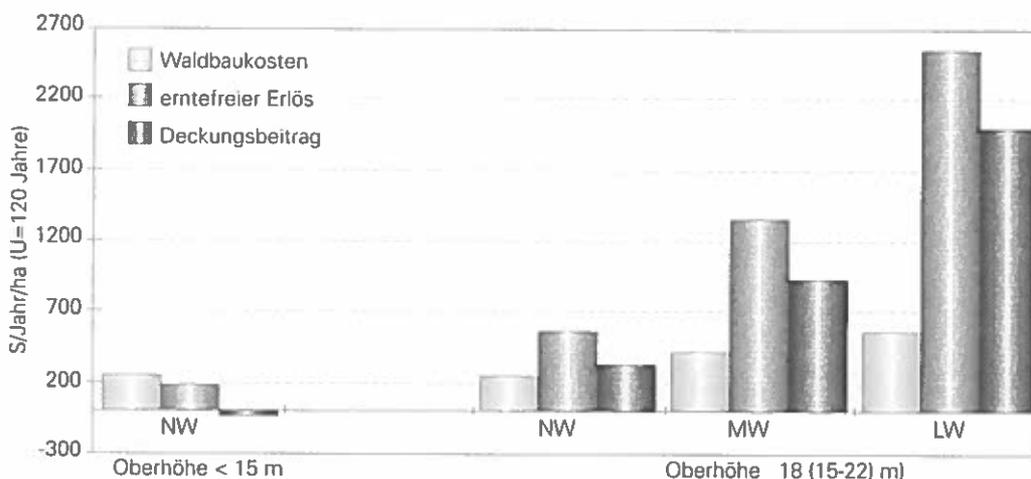
Selbst unter Berücksichtigung der vorhandenen und weiter zu erwartenden klimatischen Instabilitäten erscheint für die Nieder- und Mittelwaldstandorte die Weiterführung dieser sich über längere Zeiträume herausgebildeten Landnutzungsformen für eine Minimierung des ökologischen und ökonomischen Risikos am zweckmäßigsten.

Die vielenorts praktizierte Förderung (Ergänzung) von Mischbaumarten unterschiedlichen Wuchsverhaltens auf den Mittelwaldstandorten läßt für die Weiterentwicklung einzelbaumorientierter Waldbauverfahren wichtige Impulse erwarten.

Parallel dazu kommt aber der Erfassung belastender Umweltfaktoren und deren Auswirkungen über Dauerbeobachtungsflächen unter Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungsmethoden (Nieder-, Mittelwaldbetrieb; Versuchsanlagen mit verschiedenen Baumarten) als Grundlage für die rechtzeitige Durchführung entsprechender waldbaulicher Maßnahmen und deren ökonomischer Bewertung, hinkünftig eine besondere Bedeutung zu.

Abbildung 3:

Deckungsbeiträge [holzertekostenfreier Erlös - Waldbaukosten] für die Niederwaldbewirtschaftung auf ertragsschwachen Standorten und Vergleich von Nieder-(NW), Mittelwald-(MW) und hochwaldartiger Bewirtschaftung (Lichtwuchsbetrieb; LW) auf mittel- bis gutwüchsigen Standorten



Literatur

- EBNER P. 1993: *Kiefernsterben im Osten Österreichs*. Wien, Univ. f. Bodenkultur, Dipl. Arbeit 90 S.
- GLÜCK S. 1996: *Biomassenuntersuchungen auf einer Eichenversuchsfäche des nordöstlichen Niederösterreichs unter Zuhilfenahme statistischer Methoden*. Wien, Univ. f. Bodenkultur, Dipl. Arbeit 84 S.
- HAGEN R. 1996 a: *unveröffentlicht*.
- HAGEN R. 1996b: *Mündliche Mitteilung*.
- HOCHBICHLER E. 1993: *Methods of oak silviculture in Austria*. Ann. Sci. For. 50, S. 583-591.
- HOCHBICHLER E.; KRAPPENBAUER A. & MAYRHOFER F. 1990: *Ein Pflegemodell für Eichenjungbestände - Grünastung, eine wirtschaftliche Problemlösung der Wertholzerziehung*. Cbl. f.d.ges. Forstwesen 107, 1-12.
- JOHNSON P.S. & ROGERS R. 1984: *Predicting 25th-Year Diameters of Thinned Stump Sprouts of Northern Red Oak*. Journal of Forestry Vol. 82, No. 10, p. 616-619.
- KASARIAN V.O., CHURSCHUDJAN P.A. & GABRIELJAN V.G. 1974: *Über die physiologische Ursache des Alterns und des frühzeitigen Erlöschens des Wachstums bei Bäumen aus Stockauschlag*. Übersetzt aus dem Russischen von Krappfenbauer A. 1982. Auszug aus: Arbeiten der Tifliser Forstlichen Forschungsanstalt, Band XXI.
- KRAPFENBAUER A. 1983: *Eichenmittelwald - Eichenmistelprobleme*. Infoschrift zur Exkursion Hochleitenwald, Traun'sches Forstamt Wolkersdorf.
- KRAPFENBAUER A. 1987: *Merkmale der Eichenerkrankung und Hypothesen zur Ursache*. Österr. Forstztg 98(3).
- KRAPFENBAUER A. 1989: *Biomassenproduktion und -nutzung zur Energiegewinnung*. Cbl. f.d. ges. Forstw. (2), 89-108.
- KRISSL W. & MÜLLER F. 1989: *Waldbauliche Bewirtschaftungsrichtlinien für das Eichenmischwaldgebiet Österreichs*. FBVA Berichte Nr. 40.
- MAYER G. 1986: *Praktizierte Mittelwaldwirtschaft im Stadtwald Iphofen*. AFZ 47, S. 1176-1177.
- MAYER, H. ET AL. 1982: *Dr. Ferdinand Graf Abensberg und Traun. Forschungsauftrag: Der Eichenmistelbefall im Weinviertel*. Waldbau-Institut, Univ. f. Bodenkultur, Österr. Agrarverlag, Wien.
- MÜLLER F. 1994: *Müssen wir waldbauliche Konzepte ändern ? In: Klimaänderung in Österreich*. FBVA-Berichte 81, S. 67-75.
- OTTO H.-J. 1994: *Waldökologie*. Ulmer - Verlag Stuttgart, 391 S.
- POLLAK M. (1983): *Grundlagen eines Waldbaukonzeptes für die Dr. Paul Esterhazy'sche Forstverwaltung Eisenstadt/Leithagebirge*. Wien, Univ. f. Bodenkultur, Dipl. Arbeit 102 S.
- POLLAK M. 1992: *Die Niederwaldbewirtschaftung am Leithaberg*. Österr. Forstztg 103(5); 17.
- RIPKEN H. 1989: *Ertrag und Aufwand im Forstbetrieb - Stand und Tendenzen*. Forst und Holz (44) 3: 51-57.
- RIPKEN H. 1990: *Entscheidungshilfen zur Wirtschaftsintensität auf ertragsschwachen Standorten der niedersächsischen Landesforsten*. Forst und Holz 45(9): 236-241.
- SAGL W. 1990: *Grundsätzliche Fragen zum methodischen Hintergrund des Intensitätsproblems*. Forst und Holz 45(9): 228-232.
- SENITZA E. 1990: *Untersuchungen zur Dynamik der Waldschadensentwicklung im Eichenwald des niederösterreichischen Weinviertels*. Bericht an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- SENITZA E. 1992: *Sterben unsere Eichen aus*. Österr. Forstztg 103(9): 22-24.
- SCHÜTZ J.P. & ROTACH P. 1993: *Mittelwaldbetrieb. Nostalgische Illusion oder zukunftsträchtiges Waldbaukonzept*. Wald und Holz 7, S. 8-14.

Verfasser: Univ. Ass. Dipl.-Ing- Dr. Eduard Hochbichler
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Waldbau
 Peter-Jordan-Straße 70
 A-1190 Wien

Wandel in der Bewertung des Waldes?

G. LINDEMANN

Bundesministerium für Finanzen, Abt. I/5, Wien

Kurzfassung. In der aktuellen praktischen Waldbewertung werden derzeit immer noch fast ausschließlich Verfahren verwendet, die letztlich auf den Vorstellungen der klassischen "Waldwertrechnung und Forststatik", also der Bodenreinertrags- und Waldreinertragslehre beruhen. Die sog. "strengen Formeln der Waldwertrechnung" wurden im Lauf der Zeit entsprechend den Anforderungen adaptiert, wobei der Weg über Näherungs- und Hilfsmethoden von der Formel- zur Tafel- (Tabellen-)welt führte. Ertragswertmethoden, insbesondere der Bodenertragswert, verloren immer mehr an Bedeutung. Hingegen fordern Lehre und Rechtsprechung zunehmend die Anwendung vergleichender Verfahren, was den Sachverständigen zur Abkehr von reinen Rechenmethoden und zu Markt- und Kaufpreisanalysen zwingt. Alle derzeit gebräuchlichen Bewertungsmethoden gehen jedoch von Holzertragsvorstellungen, d.h. von der Nutzfunktion des Waldes aus.

Die zunehmende Bedeutung der infrastrukturellen Leistungen des Waldes hat zur Neu- und Weiterentwicklung von monetären und nichtmonetären Bewertungsansätzen geführt. Aufbauend auf einer Studie von SEKOT & SCHWARZBAUER (1995) werden die wesentlichsten derartigen Verfahren überblicksweise dargestellt. Abschließend werden Erfahrungen des Verfassers aus seiner eigenen beruflichen Tätigkeit - der Schätzung forstlich genutzter Liegenschaften - bezogen auf das Gebiet des sommerwarmen Ostens Österreichs dargestellt. In diesem Bereich werden einerseits - bedingt durch eine z.T. sehr geringe forstliche Leistungsfähigkeit - die niedrigsten Waldpreise erzielt, andererseits ist die Anzahl forstlicher Grundtransaktionen gebietsweise sehr hoch (z.B. im Burgenland). Der wirtschaftliche Wert von Waldflächen in diesem Raum ist als konträr zu deren ökologischer Bedeutung anzusehen.

Schlüsselworte: Waldbewertung; infrastrukturelle Leistungen des Waldes

Abstract. [Changes in Forest Evaluation.] The actual practice of forest evaluation in Austria still uses methods based on ideas and rules of forest statics and woodlot price calculation developed in the middle of the 19th century. Coming from the so-called "strict formulas of forest evaluation" approximate methods and tables were developed later. Methods of evaluation by rating the return of woodlot became less important. At present scientific opinion and administration of justice prefer forest evaluation by comparison of woodlot prices and market analysis. However, all present methods of forest evaluation are based on timber yield.

Because of the increasing importance of the infrastructural achievements of forestry monetary and non-monetary methods of evaluation were developed. The most important of them are shown from a study by SEKOT & SCHWARZBAUER (1995). Finally professional experiences of the author in evaluation of forest properties in the summer-warm Eastern of Austria are presented. It is concluded that the economic value of woodlots in this region is opposite to their ecological importance.

Keywords: Forest evaluation; Infrastructural achievements of forest trees

1. Einleitung

Das mir gestellte Thema "Wandel in der Bewertung des Waldes?" wurde wohlweislich mit einem Fragezeichen versehen. Die Antworten darauf können entweder (bei engerer Betrachtungsweise) "nein, überhaupt keiner" oder (bei weiterer Auslegung) "ja, und zwar in umfassender und grundsätzlicher Weise" lauten.

Zur Aufklärung dieses eklatanten Widerspruches müssen wir uns die Aufgaben der Waldbewertung vor Augen halten. Diese lagen und liegen traditionellerweise auf folgenden Gebieten:

- Verkehrswertermittlung forstlich genutzter Liegenschaften für Zwecke des Kaufes, Verkaufes, Tausches, Realteilung, Erbschaftsregelungen u.ä.
- Ermittlung von Entschädigungen für Grundinanspruchnahmen durch Dritte oder die Allgemeinheit

(Gesamtkomplex der unter "Grundeinlösung" und/oder "Dienstbarkeitseinräumung" zusammengefaßten Problematik).

- Bewertung von Schadenersatzansprüchen (z.B. Immissions-, Waldbrand-, Wild-, Verkehrsschäden).
- Ermittlung von Steuerwerten (z.B. Einheitsbewertung für Grundsteuer, Erbschafts- und Schenkungssteuer; Verkehrswertermittlung für Zwecke der Einkommensteuer, wie Aufteilung eines Kaufpreises auf Boden- und Bestandeswertanteil zur Ermittlung des Veräußerungsgewinns).

Für die genannten Zwecke bedienen wir uns nach wie vor eines Instrumentariums, dem nach SAGL weitestgehend der Charakter von Konventionen zukommt und welches auf den Modellen der Bodenertrags- bzw. Waldreinertragslehre beruht. Grundlage hierfür bildet das sog. "Normalwaldmodell", d.h. die aus einer einzigen Baumart gebildete Idealbetriebsklasse.

2. Entwicklung der traditionellen Waldbewertung

Aus diesen Vorstellungen wurden Mitte des 19. Jahrhunderts die bekannten (und gefürchteten!) sog. "strengen Formeln der Waldwertrechnung" entwickelt. Je nach Betrachtungsweise kann man mit ihnen den Wert von Waldboden (mittels Bodenertragswert), von Waldbeständen (mittels Bestandeskostenwert, Bestandeserwartungswert oder Bestandesabtriebswert) und ganzen Betriebsklassen bzw. Forstbetrieben (mittels Waldrentierungswert) berechnen. Aus diesen Methoden resultierten Vorstellungen der absoluten Berechenbarkeit aller Bewertungsfragen, wobei diese Formelmethode den Charakter von Wirtschaftsvorschriften annahm. Es sei auf Begriffe wie "Forstliche Statik" und "Waldwertrechnung" verwiesen, die zwar den Vorteil der inneren Geschlossenheit, aber den wesentlichen Nachteil der Wirtschafts- und Praxisferne hatten. Nach heutigen Erkenntnissen der modernen Betriebswirtschaftslehre handelt es sich um Verfahren der Investitionsrechnung.

Es ist jedenfalls festzuhalten, daß das gesamte Instrumentarium der klassischen Waldbewertung von Vorstellungen ausgeht, die unter tatsächlichen betrieblichen Verhältnissen niemals vorliegen.

Im 20. Jahrhundert führte die zunehmende Beanspruchung von Waldboden für gemeinwirtschaftliche

Zwecke zu einer Vielzahl gleich- oder ähnlich gelagerter Bewertungsfälle. Diese erforderten einfach zu handhabende, aber ausreichend fundierte, verständliche und als gerecht akzeptierte Bewertungsmethoden. Die Entwicklung führte folgerichtig von vereinfachten Formelmethode über Näherungs- und Hilfsverfahren zu allgemein anerkannten Waldwert- und Schadenstabellen (z.B. Thonet-Tafel, Alterswertkurven, Alterswertfaktoren, Hiebsunreife-, Schäl- und Verbißschadenstabellen). Diese Entwicklung kann als der Weg von der "Formel- zur Tafel-(Tabellen-)welt" bezeichnet werden. Damit konnte eine Vielzahl vergleichbarer Bewertungsvorgänge, z.B. bei Grundeinlösungen entlang einer Straßentrasse, schnell, verständlich und gleichmäßig abgehandelt werden. Dabei wurde meist von einheitlichen Bodenwerten ausgegangen. Die Bestandesunterschiede wurden mittels Tabellenwerten berücksichtigt.

Die vergangenen drei Jahrzehnte sind dadurch gekennzeichnet, daß der Einfluß von Ertragsgesichtspunkten auf die Waldwerte, insbesondere auf den Wert des Waldbodens, laufend abnahm. Der deutsche Waldbewertungsexperte PETRI stellte bereits 1964 fest, daß die Bodenverkehrswerte den Ertragswerten davongelaufen seien. Außerdem setzten sich Erkenntnisse durch, daß Waldbewertung kein reines Rechenexempel und letztlich immer die Verhältnisse auf dem Grundstücksmarkt entscheidend seien. Diese zu beurteilen sei die wesentliche Aufgabe eines Sachverständigen, die er nur durch Markt- und Kaufpreisanalysen lösen könne. Die Rechtsprechung und diverse Bewertungsrichtlinien betonten zunehmend die Bedeutung von Vergleichspreisen und des auf ihnen beruhenden Vergleichswertfahrens. Auch begrifflich kommt diese Änderung der Anschauungen zum Ausdruck, weil nicht mehr von "Waldwertrechnung", sondern vielfach von "Waldwertschätzung" die Rede ist. Weiters erfolgt die Abkehr vom sog. "geschlossenen System der Waldbewertung" durch die Erkenntnis, daß alle Teilbereiche des Grundstücksmarktes miteinander verflochten und voneinander abhängig sind.

3. Aktueller Stand der Bewertungsmethoden in Österreich

Der derzeit aktuelle Stand der in der Praxis angewandten Bewertungsmethoden ist nach meiner Erfahrung folgendermaßen zu charakterisieren:

3.1 Bodenbewertung

- a) nach Vergleichspreisen entweder durch
- unmittelbaren Preisvergleich (im Anhalt an erzielte Waldbodenpreise) oder
 - mittelbaren Preisvergleich (Relation zu geringwertigen landwirtschaftlichen Flächen, wie Grenzertragsböden, Hutweiden, Almen).
- b) Heranziehung von Faustregeln und Erfahrungswerten, z.B.

Bodenwert in $\text{öS}/\text{m}^2 =$

Absolutbonität der Hauptbaumart (dGZ_u);

Waldboden : Wiese : Acker = 1 : 2 : 3;

Waldboden = 1 bis 3 % des Baulandpreises.

3.2 Bestandesbewertung

Die Bewertung des stockenden Holzbestandes erfolgt meist durch anerkannte Tabellenwerte. In Österreich sind dies die Alterswertfaktoren von SAGL, welche unter Verwendung bestimmter Eingangsgrößen Reduktionsfaktoren liefern, mit denen der relativ einfach zu bestimmende Abtriebswert im Alter u (A_u) auf einen beliebigen Alterswert W , reduziert wird.

Alle gebräuchlichen und anerkannten Methoden der Waldbewertung beruhen ausschließlich auf Ertragsvorstellungen aus der Holznutzung. Der Wert eines Waldes wird daher nur nach seiner Nutzfunktion beurteilt. Noch dazu scheidet das erwähnte Instrumentarium praktisch bereits bei der Bewertung von Mischbeständen und berücksichtigt das unterschiedliche Risiko verschiedener Betriebsformen, Betriebsarten und Baumarten in keiner Weise.

4. Bewertungsansätze für infrastrukturelle Leistungen des Waldes

Der Wald produziert jedoch eine Reihe anderer Leistungen, die gegenüber der Holzproduktion immer mehr an Bedeutung gewinnen und diese zumindest in bestimmten Gebieten bereits übertreffen. Sie werden heute unter dem Sammelbegriff "infrastrukturelle Leistungen des Waldes" zusammengefaßt, sind aber auch unter Bezeichnungen wie "Wohlfahrtsfunktionen", "Sozialfunktionen", "überwirtschaftliche Leistungen", "Dienstleistungen", "Umweltfunktionen", "Erholungsfunktionen" u.a. bekannt.

SEKOT & SCHWARZBAUER (1995) haben die methodischen Ansätze zur Bewertung der infrastrukturellen Leistungen der Forstwirtschaft umfassend dargestellt. Die folgenden Ausführungen beruhen weitgehend auf dieser Arbeit.

Grundsätzlich ist zwischen

- monetären und
- nichtmonetären Ansätzen zu unterscheiden.

Aus praktischen Gründen sollen vor allem erstere behandelt werden, die eindeutige ökonomische Maßstäbe liefern.

Eine der wesentlichsten Entscheidungshilfen für die optimale Bereitstellung öffentlicher Güter ist die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA, "benefit-cost-analysis"). Sie stellt den Versuch einer Effizienzmessung bei der Bereitstellung von öffentlichen Gütern dar. Methodisch sollen alle Effekte eines Projektes in positiven (Nutzen) oder negativen monetären Größen (Kosten) ausgedrückt werden, woraus ein ökonomisches Entscheidungskriterium abgeleitet wird. Ziel ist die umfassende Bewertung des zu erwartenden gesellschaftlichen Nutzens und der Kosten eines Projektes.

4.1 Monetäre Bewertungsansätze

Innerhalb der monetären Bewertungsansätze ist zu unterscheiden zwischen

- Input- oder kostenorientierten und
- output- oder nutzenorientierten Ansätzen.

4.1.1 Input- oder kostenorientierte Bewertungsansätze

Bei diesen geht es im wesentlichen um die Ermittlung einer öffentlichen Zahlungsverpflichtung im Zusammenhang mit Umweltnutzungen. Zu ihnen gehören die

4.1.1.1 Kostenmethode im engeren Sinn

(Bewertung nach den Kosten der Bereitstellung eines Gutes, d.h. nach betrieblichen Mehraufwendungen oder Mindererträgen), z.B. Reproduktionskostenmethode (indirekte Nutzenbemessung durch Schadenskosten, Ausweichkosten einschließlich Planungs- und Kontrollkosten sowie durch Vermeidungs- und Beseitigungskosten)

4.1.1.2 Opportunitätskostenmethode

(Bewertung nach dem Nutzen der besten alternativen Mittelverwendung)

4.1.1.3 Vermögenswertverluste

4.1.2 Die output- oder nutzenorientierten Verfahren

beruhen auf der individuellen Zahlungsbereitschaft der Konsumenten, also auf der Bewertung eines Gutes nach den nutzerseitigen Aufwendungen zu dessen Erlangung.

Im speziellen sind hier folgende Methoden zu nennen:

4.1.2.1 Die implizite Preismethode ("Hedonic Price Method" oder HPM)

Ein öffentliches Gut soll nach dem Effekt bewertet werden, den es auf den Preis von Gütern eines bestimmten konkreten Marktes ausübt.

Beispiel: Einfluß des Landschaftsbildes auf den Grundstückspreis. Es handelt sich um eine *indirekte* Bewertungsmethode, weil der Wert des öffentlichen Gutes aus der Zahlungsbereitschaft für ein anderes, davon beeinflusstes Gut abgeleitet wird.

So könnte etwa der Wert eines Sees in landschaftlich schöner Lage aus der Preisdifferenz von Seeuferflächen gegenüber den Preisen für Bauland ohne Seeanschluß abgeleitet werden. Das gleiche ist für den landschaftlichen Wert eines Waldes durch nachweislich höhere Preise für Baugrundstücke in "Waldrandlage" vorstellbar.

4.1.2.2 Der Reisekostenansatz ("Travel Cost Method", TCM)

stellt den bedeutendsten Ansatz zur Bewertung öffentlicher Güter dar und wird z.B. in den USA vom Water Resource Council für die Beurteilung öffentlicher Projekte anerkannt. Er beruht auf der Annahme eines Zusammenhanges zwischen dem örtlichen Erholungsnutzen und den zur Erreichung dieses Ortes aufgewendeten Reisekosten.

4.1.2.3 Die bedingte Bewertungsmethode ("Contingent Valuation Method", CVM)

Sie gilt als eine Standardmethode zur Bewertung von Gütern und Dienstleistungen, die nicht auf Märkten gehandelt werden, insbesondere für infrastrukturelle Leistungen des Waldes bzw. der Forstwirtschaft. Mit ihr soll der ökonomische Wert öffentlicher Güter und Dienstleistungen, politischer Strategien und Regelungen von einem gesamtgesellschaftlichen Standpunkt aus beurteilt werden. Mittels Befragungstechniken werden Personen über ihre Präferenzen bezüglich öffentlicher Güter befragt. Diese Präferenzen werden entweder - im Fall von Verbesserungen - aus der Zahlungsbereitschaft hierfür ("Willingness to pay", WTP) oder - bei Verschlechterungen - aus der

Bereitschaft zur Anerkennung von Entschädigungsforderungen ("Willingness to accept", WTA) abgeleitet. In den USA hat CVM auch normierende Bedeutung erlangt, weil sie als anerkannte Methode zur Messung von Schäden an natürlichen Ressourcen festgelegt wurde.

4.1.3 Beispiele monetärer Bewertungen von infrastrukturellen Leistungen des Waldes

BRABANDER (1995) gibt Beispiele für die Bewertung infrastruktureller Leistungen des Waldes.

Der Nutzen der Erholungsfunktion des Waldes im Südharz liegt demnach - berechnet nach CVM und TCM - zwischen 4,56 und 11,51 DM pro Tag und Person bzw. zwischen 1211 und 3057 DM pro Jahr und ha. Rechnet man letztere Werte auf öS um, erhält man Beträge von rd 8.500 bis 21.400 öS. Bei Kapitalisierung mit 3% ergeben sich daraus Waldverkehrswerte von rd. 28 bis 71 öS/m², die somit im oberen Bereich derzeitiger österreichischer Waldpreise (etwa öS 10,- bis öS 40,-/m²) beginnen und weit darüber hinausgehen.

Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft hat 1994 fünf Einzelleistungen des Waldes, und zwar

- Holzproduktion,
- Erholungswert,
- Schutzfunktion.
- Artenvielfalt und
- Wildbretlieferung

nach unterschiedlichen Methoden bewertet. Insgesamt ergab sich ein volkswirtschaftlicher Wert des Schweizer Waldes von ca. 9 Mrd. SFR. Der Anteil des Erholungswertes wurde mit 19% (1,7 Mrd SFR) geschätzt. Der Wert der Holzproduktion (nach Marktpreisen berechnet) beträgt nur 5%! Der Wildbretwert fiel unter die Verschwindungsgrenze (0,1%).

Ein vollständiger Waldverlust würde für die Schweiz in 5 Jahrzehnten ein zusätzliches Schadenspotential von 97 Mrd. SFR, der Ersatz sämtlicher Lawinenschutzwälder Kosten von 111 Mrd. SFR bedeuten.

In Deutschland haben BARTELHEIMER & BAIER (1991) den Wert der Schutzleistungen des Waldes über den Beschaffungskostenansatz mit 16 DM pro Jahr und ha ermittelt.

Eine Umlegung dieser Ergebnisse auf Österreich (PRUCKNER ET AL., 1991) ergab Beträge von 197 Mio öS pro Jahr für allgemeine Schutzleistungen. Für Lawinenschutz wären Ersatzkosten zwischen 505 und 4.537 Mrd. öS (je nachdem, ob tem-

poräre oder permanente Verbauung, mit oder ohne Abzinsung) erforderlich.

Im Wege des Vertragsnaturschutzes sollen in Österreich auf 10.000 ha Waldfläche 430 Naturwaldreservate eingerichtet werden, um die biologische Vielfalt sicherzustellen und den ökologischen Waldbau bzw. sog. "Minimal-Waldbaukonzepte" zu verwirklichen. Diese Flächen sollen auch als Anschauungs- und Lehrobjekte dienen. Die Entgelte dafür werden nach Schätzungen zwischen öS 650,- und öS 4.000,- je Jahr und ha liegen.

In Baden-Württemberg hat die FVA Freiburg den gesellschaftlichen Nutzen des Waldes insgesamt bewertet. Allein die folgenden kalkulatorisch abschätzbaren Leistungen übersteigen hierbei den reinen Holzerntrag von rd. 1 Mrd. DM, z.B.

CO ₂ -Minderung	306 Mio.DM
Wasserschutz	94 Mio.DM
Erholungsfunktion	mindestens 630 Mio.DM

4.2 Nichtmonetäre Bewertungsansätze

Viele andere unverzichtbare Waldfunktionen lassen sich nicht ohne weiteres in Geldwert darstellen, z.B. Bodenschutz, Luftreinhaltung, Klimaregulierung, Lärm- und Sichtschutz sowie der Gesamtbereich des Naturschutzes.

Diese Feststellung bildet die Überleitung zum großen Komplex der nichtmonetären Bewertungsprobleme des Waldes, aus denen einige Beispiele kurz angeführt werden sollen.

- Die **Naturnähe des Waldes** wird in letzter Zeit verstärkt untersucht, wobei den Bewertungsmaßstab die sog. "Hemerobie" darstellt. Diese ist ein Maß für den menschlichen Kultureinfluß auf Ökosysteme. Bezugsgröße ist die potentielle natürliche Waldgesellschaft auf einem heute gegebenen Standort ohne weitere lenkende Einflüsse des Menschen. KOCH/GRABHERR haben für Kärnten u.a. deutliche Verschiebungen der Artenzusammensetzung und/oder den Ausfall natürlicher Baumarten festgestellt. In einer Skala von "9" (kein menschlicher Einfluß feststellbar) bis "1" (sehr hoher Einfluß mit völliger Veränderung des Ökosystems Wald) dominieren in Kärnten die Naturnäheklassen 5 - 9.
- Das **Niederösterreichische Waldökopunktesystem (WÖPS)** wurde zur Beurteilung von Leistungen, aber auch von Unterlassungen des Waldeigentümers entwickelt, die zur Erhaltung oder Verbesse-

rung der Funktionsfähigkeit ökologisch nachhaltiger naturnaher Wälder führen. Ausgehend von einem Leitbild (Sollzustand) wird der aktuelle Waldzustand mittels Ökopunkten bewertet. Dadurch wird auch die Abgeltung bisheriger, über die reine Holzproduktion hinausgehender Leistungen der Forstwirtschaft für die Gesellschaft ermöglicht. Es bestehen zweifellos Parallelen zur "Hemerobie-Bewertung". Ökopunkte und "Dienstleistungszahlen" stellen also einen weiteren Ansatz zur Leistungsbeurteilung in der Forstwirtschaft dar.

Alle Bewertungsmodelle werden jedoch Theorie bleiben, solange die Meinung vorherrscht, die Nutzung der Natur müsse kostenlos sein. Die Begünstigten, d.h. die Öffentlichkeit und vor allem der Tourismus sind sehr bemüht, Leistungsabgeltungen zu entgehen, denn "*...was man bisher gratis hatte, dafür will man auch in Zukunft nichts bezahlen.*" Touristische Konzepte verlangen immer mehr Einsatz von Natur, aber die Bereitschaft, dafür etwas zu bezahlen, wird immer geringer.

5. Praktische Erfahrungen und Schlußfolgerungen aus der Bewertung forstlicher Liegenschaften im sommerwarmen Osten Österreichs

Allgemein sind hier die niedrigsten Waldpreise festzustellen, insbesondere im Burgenland und im nordöstlichen Niederösterreich. Ursache hierfür ist einerseits die geringe forstliche Produktionskraft, weil sich in diesem Bereich der Großteil der Ausschlagwälder und schlechtwüchsigen Schwarzkiefernbestände befindet. Auwälder erzielen deutlich höhere Preise (z.B. im Bezirk Bruck an der Leitha: Ellender Wald 4-5 öS/m², Auwald bis öS 20,-/m²). Andererseits kommen hier soziale und rechtliche Umstände zum Ausdruck, z.B. im Burgenland, wo bedingt durch das alte ungarische Erbrecht mit immer wiederkehrender Realteilung zwar der zahlenmäßig höchste Grundverkehr mit Waldflächen stattfindet, die Größe der verkauften Flächen aber am geringsten ist. Für die dadurch entstandenen, z.T. unbewirtschaftbaren Kleinstflächen werden manchmal nur noch Preise unter öS 1,-/m² erzielt.

Schon die Assoziierung an den EWR, stärker aber noch der EU- Beitritt, haben speziell im Wald- und

Weinviertel und im nördlichen Burgenland zur Aufgabe von land- und forstwirtschaftlichen Kleinbetrieben, damit zu einem Überangebot an derartigen Flächen und folglich zu einem Preisverfall geführt. Zahlreiche Versteigerungsedikte in der Amtlichen Wiener Zeitung mit sehr geringen Schätzwerten spiegeln diese Situation wider. Z.B. wurde Ende Jänner 1996 in der Katastralgemeinde Wolfsthal (Bezirk Bruck an der Leitha, Niederösterreich, Bereich der "Hundsheimer Berge") ein Waldbesitz von etwa 173 ha Größe zum Schätzwert von rd. 9,0 Mio öS zur Versteigerung ausbezogen. Dies ergibt einen Wert von rd. 5,20 öS/m², der dem Preisniveau im Bereich alpiner Schutzwälder gleichkommt.

Hier liegt aber das Dilemma der üblichen wirtschaftlichen Einschätzung von Wäldern, die gerade in diesen Bereichen konträr zu ihrer ökologischen Bedeutung verläuft. Dies führt u.a. immer noch dazu, daß alle Arten von Verkehrsanlagen, Ver- und Entsorgungsleitungen bevorzugt durch Waldgebiete geführt werden, um "billigere" Grundeinlösungen zu erreichen. Hier müßte meines Erachtens ein Umdenken einsetzen. Es ist schwer einzusehen, warum zur Schonung landwirtschaftlicher Flächen, auf denen unverkäufliche Überschüsse produziert werden, gerade in Gebieten mit der geringsten Waldausstattung ökologisch wertvolle Waldflächen auch noch durch vermeidbare menschliche Eingriffe beeinträchtigt oder zerstört werden müssen.

Literatur

- BRABÄNDER H.D., 1995: *Waldbewertung im Wandel*. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 29 (1995) 3: 115 - 121
- FRANK G., 1996: *Das Niederösterreichische Waldökopunktesystem. Der methodische Ansatz*. ÖFZ 1/1996: 27 - 33
- FVA FREIBURG, 1995: *Wald-mehr als die Summe seiner Bäume*. AFZ/Der Wald 21/1995: 1162
- KOCH G.& GRABHERR G., 1995: *Erfassung der Naturnähe des Kärntner Waldes*. ÖFZ 8/1995: 37 - 39
- LINDEMANN G., 1992: *Preisbildung und Marktverhalten auf dem forstlichen Grundstücksmarkt in Abhängigkeit von äußeren Einflüssen*. Schriftenreihe des Institutes für forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik, Universität für Bodenkultur Wien, Band 16, Eigenverlag
- SAGL W., 1995: *Bewertung in Forstbetrieben*. Pareys Studententexte 80, Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin-Wien
- SEKOT W.& SCHWARZBAUER P., 1995: *Methodische Ansätze zur Bewertung der infrastrukturellen Leistungen der Forstwirtschaft*. Schriftenreihe des Institutes für forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik, Universität für Bodenkultur Wien, Band 25, Eigenverlag

Verfasser: Min.Rat Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Lindemann
Bundesministerium für Finanzen, Abt. I/V
Johannesgasse 5
A-1015 Wien

Waldbauliche Strategien für das Pannonische Tief- und Hügelland bei sich ändernden Umweltbedingungen

F. MÜLLER

Institut für Waldbau, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Die klimatischen Besonderheiten des pannonischen Osten Österreichs erschweren die waldbauliche Planung. Die prognostizierte Klimaänderung erhöht das Gefährdungspotential und verändert die Leistungsfähigkeit der Wälder. Zur Einschränkung des Risikos werden die Möglichkeiten der Verringerung des Gefährdungspotentials ausgeführt. Für die Unterstützung waldbaulicher Entscheidungen wird ein Programm zur Bewertung der Funktionen und des Gefährdungspotentials auf Grundlage der natürlichen Waldgesellschaften konzipiert. Damit soll die Ableitung funktionsgerechter Waldbaurichtlinien unter Einbeziehung der Ansprüche der Öffentlichkeit erleichtert werden.

Schlüsselworte: Klimaänderung, Waldbau, Gefährdungspotential, natürliche Waldgesellschaft

Abstract. [Silvicultural Strategies for the "Pannonian Lowlands and Hill Country in View of Changing Environmental Conditions.] The climatic peculiarities of the Pannonian East-part of Austria aggravate the silvicultural management. The projected global warming enhances the potential of endangering of the forests and alters their efficiency. To diminish the risks possible ways of reducing potential threats are mentioned. To support the silvicultural decisions a concept for evaluating the functions and potential of endangering is drafted, based on natural forest communities. This is to facilitate the elaboration of silvicultural rules specified for functions and encompassing also public demands.

Keywords: climate change, silviculture, potential of endangering, natural woodland communities

1. Einleitung

Waldbauliche Planung beruht auf den gegebenen Ressourcen des Standorts, kalkuliert auf Grundlage der betriebswirtschaftlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen die möglichen Zielvorstellungen und sucht nach geeigneten Verfahren zur Umsetzung der gewählten Zielvorgabe.

Waren aufgrund der klimatischen Besonderheiten die waldbaulichen Handlungen im pannonisch geprägten Osten Österreichs schon bisher mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, so führen die prognostizierten oder schon stattfindenden Änderungen der Umwelt zu weiterer Verunsicherung.

Während man im Klimagebiet der montanen Laub- und Laubmischwaldgebiete bei Änderung der Klimabedingungen noch auf eine Amplitude der Standortstoleranz der Baumarten vertrauen kann

oder zumindest die Möglichkeit hat, auf die jeweils am Klimagradienten benachbarte und dort angepaßte Baumartenzusammensetzung zurückzugreifen, sucht man an der *hygrischen Waldgrenze* im Osten Österreichs vergebens nach heimischen Ersatzbaumarten, die forstlichen Begriffen genügen.

Ein Klimawechsel verschärft das ohnehin schon erhöhte biotische und abiotische Gefährdungspotential, verändert das Leistungspotential der Wälder und führt damit zum Überdenken bisheriger betriebswirtschaftlicher Zielsetzungen.

Verstärktes Interesse der Öffentlichkeit an den Lebensraum- und Umweltleistungen des Waldes, besonders im siedlungsnahen Raum, erleichtert nicht gerade die Entscheidung des Wirtschaftsführers.

In dieser unsicheren Situation scheint es geraten zu sein, nach verlässlichen Grundlagen sowie nach Möglichkeiten zur Verringerung des Gefährdungspotentials zu suchen.

2. Möglichkeiten zur Verringerung des Gefährdungspotentials

2.1 Erhöhung der Wasserspeicherkapazität im humosen Oberboden

Im pannonischen Klimagebiet ist die Menge und Qualität des Humushorizontes für die Wasserspeicherkapazität von entscheidender Bedeutung. Zur Erhaltung eines guten Humuszustandes ist neben einer ausreichenden Zufuhr leicht zersetzbarer Laubstreu die Schaffung und Erhaltung eines ausgeglichenen Bestandesinnenklimas von besonderer Bedeutung. Untersonnung und Windexponiertheit führen zu Humusdegradationen und Verhagerungserscheinungen. Das setzt besonders unter dem lockeren Schirm der Lichtbaumarten die Begründung eines beschattenden Nebenbestandes oder Unterholzes voraus.

2.2 Angepaßte Bestandesverjüngung

Für eine gelungene Naturverjüngung über Samen sind neben den erforderlichen Bestandes- und Fruktifikationsvoraussetzungen auch die jeweiligen Keim- und Anwuchsbedingungen entscheidend. Von den durch Standortseigenschaften gesteuerten Bedingungen sind in der Keim- und Anwuchsphase vor allem die Wasserhaushaltverhältnisse der als Keimbett dienenden obersten Bodenhorizonte zur Versorgung des sich entwickelnden Wurzelsystems von besonderer Bedeutung. Standorte und Böden, die nur geringe Austrocknungsresistenz bzw. keine zusätzliche Wasserzufuhr aufweisen, können selbst bei kurzfristigen Trockenperioden oder auch schon nach extremen Hitzetagen soweit austrocknen, daß die Wasserversorgung für die Sämlinge nur unzureichend gewährleistet ist. Tiefer gelegene Horizonte, deren Wasserreserven für tiefer streichende Wurzeln noch erreichbar sind, sind für Sämlingswurzeln bedeutungslos.

An den Standort angepaßte Baumarten, wie beispielsweise die Eichen, entwickeln in der ersten Vegetationsperiode Pfahlwurzeln mit einer Länge von durchschnittlich 30-90 cm. Hainbuchen bilden seltener Pfahlwurzeln aus, ihr Herzwurzelsystem erreicht im ersten Sämlingsjahr eine durchschnittliche Tiefe von 30-50 cm.

Noch kritischer wird die Wasserversorgung für *kultivierte* Pflanzen im ersten Anzuchtsjahr, da die

Wurzel im Verhältnis zur Masse der oberirdischen Pflanzenteile durch Schnitt und eventuelle Deformation bei der Pflanzung nur vermindert den Boden aufschließt. Eine weitere Gefährdung infolge Wurzelschnitts ist in einer latenten Schwächung nach Pilzinfektion gegeben. Verschärft wird die Wasserverknappung, wenn auf den Kulturen oder Verjüngungsflächen eine konkurrierende Bodenvegetation dem Boden zusätzlich Wasser entzieht.

Auf den zur Trockenheit neigenden Standorten hat die Ausschlagverjüngung gegenüber den aus generativer Vermehrung stammenden Pflanzen Vorteile durch

- Existenzsicherung der Ausschläge vom gleichen Stock durch Wurzelverbund,
- Unabhängigkeit vom Wasserhaushalt der obersten Bodenhorizonte,
- rascheres Jugendwachstum.

Die Vorteile der Ausschlagverjüngung gelten eingeschränkt jedoch nur für die erste Ausschlaggeneration eines Stockes, da mit zunehmender Stockalterung die Bodenwasserreserven immer schlechter ausgenutzt werden (KRAPPENBAUER 1983).

Je unausgeglichener der Wasserhaushalt eines Standorts infolge lage- und bodenbedingter Merkmale ausgebildet ist, desto sicherer gelingt in trockenen Jahren die Wiederverjüngung des Waldes durch Nutzung des Ausschlagvermögens. Die notwendige generative Erneuerung kann sich dann auf feuchtere Jahre mit positiver oder ausgeglichener Wasserbilanz konzentrieren bzw. sind erfolgreiche, gut gelungene Kulturen auf diese Jahre beschränkt (KRISSEL & MÜLLER 1989).

2.3 Biologische Vielfalt

2.3.1 Artenvielfalt

Hohe Artenvielfalt erweitert die ökophysiologische Amplitude und damit das Puffervermögen, da diese Vielfalt die Reaktionsfähigkeit auf Umweltreize durch wechselseitige Ergänzung und Unterstützung verbessert. Eine Gleichstellung von Artenvielfalt mit hoher ökologischer Stabilität ist jedoch nicht zulässig (KARRER 1993), da es auch sehr artenarme, trotzdem sehr stabile Ökosysteme gibt.

Eine einfache Diversitäts-Stabilitäts-Beziehung gibt es nicht (WHITTAKER 1975, zit. in DIERSCHKE 1994).

Großflächige Reinbestände sind am meisten störungsanfällig.

2.3.2 Baumartenwahl

Je enger die ökologische Amplitude einer Baumart, desto geringer ist die Toleranz gegenüber Umweltveränderungen. Pionierbaumarten mit weiter ökologischer Amplitude sind in der Regel durch größere Anpassungsfähigkeit gekennzeichnet als Klimaxbaumarten (THOMASIUŠ 1991).

Baumarten, die sich derzeit schon im ökologischen Grenzbereich befinden, sind stärker gefährdet als jene, die im Optimalbereich vorkommen.

Die Orientierung der Baumartenwahl an der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft eines Standorts, die auch die in der jeweiligen Waldgesellschaft auftretenden Pionier- und Begleitbaumarten berücksichtigt, bietet folgenden entscheidenden Vorteil: Die potentielle natürliche Waldgesellschaft stellt die unter den gegenwärtigen Bedingungen eines Standorts konkurrenzstärkste Vegetationsform dar, sofern man mögliche Vorteile fremdländischer Baumarten und das Fehlen entscheidender Besiedlungsbarrieren ausschließt. Jede andere Vergesellschaftung von Baumarten ist daher vom Umweltstreß stärker belastet. Bei Klimaänderung könnte jedoch eine Baumartenzusammensetzung, die den neuen Bedingungen besser angepaßt ist, Konkurrenzvorteile erhalten. Solche Gründerpopulationen würden als Initialpunkte einer künftigen Ausbreitung dienen.

Der Anbau fremdländischer Baumarten, häufig Gegenstand kontroverser Diskussionen - nicht nur in forstlichen Kreisen - sollte mit Abwägung der Risiken und Chancen durchgeführt werden. Schlechte Erfahrungen bei Fremdländeranbau, zumeist begründet in der mangelhaften genetischen Adaption bzw. in einer unausgewogenen Wirt-Parasit-Beziehung infolge Fehlens einer Koevolution lassen einen großflächigen Anbau fragwürdig erscheinen. Von den fremdländischen Baumarten ist nach kritischer Prüfung nur der Douglasie auf größeren Flächen Anbauwürdigkeit einzuräumen (OTTO 1993).

Kleinflächige Anbauten begrenzen das Risiko und eröffnen die Möglichkeit, die waldbauliche Eignung weniger erprobter Baumarten unter sich ändernden Bedingungen zu prüfen. Unter dieser Voraussetzung sind die Versuchsanbauten mit Exoten wie Gleditschie, Götterbaum oder Baumarten mit süd- und südosteuropäischer Verbreitung wie Zürgelbaum, Silberlinde wertvoll.

2.3.3 Genetische Vielfalt

Die ausgewogene Balance zwischen erforderlicher Angepaßtheit und der zum künftigen Überleben ei-

ner Baumart notwendigen Anpassungsfähigkeit ist in die waldbauliche Strategie einzubeziehen.

Naturverjüngung

Die Weitergabe und Weiterentwicklung dieser genetischen Strukturen wird im Hochwald am besten gesichert durch Anwendung geeigneter Naturverjüngungsverfahren von Beständen, die durch ihre Vitalität und das Fehlen von Mängeln offensichtlich gut an die gegebenen Standortsbedingungen angepaßt sind. Geeignete Naturverjüngungsverfahren sind solche, die Dauerbestockung, gestufte Bestandesstrukturen, heterogene Entwicklungsbedingungen und lange Verjüngungszeiträume mit Nutzung mehrerer Samenjahre ermöglichen.

Der im Osten Österreichs betriebene Niederwald mit vegetativer Reproduktion kann als Klonsammlung angepaßter Baum- und Straucharten aufgefaßt werden und damit einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der genetischen Vielfalt leisten.

Im Mittelwald sorgt ausgewogenes Altersklassenverhältnis durch gestufte Einzelstammentnahme besonders gut für Weitergabe der genetischen Information, da die Kurzfristigkeit der Nutzungsperioden auf kleiner Fläche kontinuierliche Überlappung mehrerer in generativer Phase befindlicher Baumgenerationen ermöglicht (MÜLLER 1993).

Künstliche Bestandesbegründung

Bei künstlicher Bestandesbegründung bestehen erhebliche Möglichkeiten des Verlustes an genetischer Information:

Die Auswahl ungeeigneter Herkünfte insbesondere bei Transfer von Vermehrungsgut aus Wuchsgebieten oder Ländern mit anderen Umweltbedingungen gefährdet nicht nur die genetische Nachhaltigkeit *in situ*, sie führt auch durch Pollenausbreitung in weiterer Folge zur Verdrängung lokaler Populationen.

Forstliches Vermehrungsgut kann gegenüber Naturverjüngungspflanzen durch zu geringe Anzahl von Bäumen, von denen das Saatgut im Ausgangsbestand gewonnen wurde und durch Größensortierung im Forstgarten an genetischer Vielfalt eingeschränkt sein.

Die gesetzliche Neuregelung des forstlichen Vermehrungsgutes, die neben der Übernahme der neuen Wuchsgebiets- und Höhenstufeneinteilung für die Herkunftssicherung auch Mindestanzahlen von zu beerntenden Samenbäumen und die kontrollierte Vermischung mehrerer Reifejahre enthält, trägt zur Sicherung der genetischen Nachhaltigkeit bei.

Für die Begründung von Beständen, deren künftige Leitfunktion nicht die Holzproduktion, sondern die Schutzwirkung auf ökologisch labilen Standorten ist, muß das Vermehrungsgut in höherem Maße Anpassungsfähigkeit an gegebene und künftige sich verändernde Umweltbedingungen aufweisen. Im neuen Forstlichen Vermehrungsgutgesetz ist daher eine Zusatzkategorie mit der Bezeichnung *Erhöhte genetische Vielfalt* enthalten, die durch besondere Auswahl des Ausgangsbestandes, erhöhte Anzahl von beernteten Bäumen bzw. von Klonen oder Einzelbaumnachkommenschaften in Samenplantagen sowie nicht durchgeführte Größensortierung bei der Forstgartenanzucht populationsgenetische Anforderungen erfüllt, die eine erhöhte Anpassungsfähigkeit der Nachzucht erwarten lassen.

Für Standorte, die aufgrund extremer Umweltbedingungen besondere Anforderungen an die Angepaßtheit einer Population bzw. Herkunft stellen, beispielsweise Trockenstandorte, ist derzeit kein geeignetes Vermehrungsgut im Handel. Die geltenden Zulassungsgrundsätze für die Auswahl von Samen-erntebeständen, die auch den EU-Richtlinien entsprechen, haben die Forderung zur Grundlage, *genetisch hochwertiges Vermehrungsgut zu verwenden, um die forstliche Erzeugung in wesentlichem Umfang zu steigern und damit die Voraussetzungen für die Ertragsfähigkeit des Bodens zu steigern*. Diese Zulassungsgrundsätze berücksichtigen nicht, daß bei Beurteilung von Saatguterntebeständen für Extremstandorte Massen- und Formmerkmale gegenüber Anpassungs- und Vitalitätsmerkmalen zurücktreten müssen. Die Erweiterung der Zulassungsgrundsätze mit der Bezeichnung *Angepaßtheit*, um die Möglichkeit zu eröffnen, bestimmte Anpassungsformen an die vorherrschenden ökologischen Bedingungen eines Standorts zum Vertrieb zuzulassen, ist ein Schritt in die richtige Richtung.

Die Anzahl der Pflanzen je Flächeneinheit bei der Bestandesbegründung und damit die Selektionsmöglichkeit während der Selbstdifferenzierung oder bei Bestandespflegemaßnahmen entscheidet ebenfalls über das Ausmaß an genetischer Anpassung und damit an Überlebensfähigkeit nach Veränderung der Umwelt. Die aus Kostengründen stark reduzierte Pflanzenanzahl bei der künstlichen Begründung von Beständen, die Anwendung von Sparverbänden, beeinträchtigt die genetische Nachhaltigkeit. Die genetische Nachhaltigkeit, auf die der in der Forstwirtschaft so oft zitierte Begriff der Nachhaltigkeit ausgedehnt werden müßte, ist erst dann gesichert, wenn bei der Bewirtschaftung und Wiederbegründung des

Waldes das Anpassungspotential gewahrt bleibt (MÜLLER-STARCK 1995, ZIEHE et al. 1995).

Der Waldbauer hat die Möglichkeit, die Kultur je nach Zielorientierung des zu begründenden Bestandes zu gestalten:

Ist Wertholzoptimierung das Ziel, dann wird der Vorteil der reduzierten Anzahl hochwertiger (teurer) Pflanzen auf der Kultur gegenüber dem Nachteil der Einschränkung an Anpassungspotential und genetischer Nachhaltigkeit überwiegen. Steht insbesondere auf ökologisch labilen Standorten die genetische Nachhaltigkeit im Vordergrund, ist möglichst hohe Pflanzendichte anzustreben.

Moderne Kulturbegründungsverfahren versuchen, diese Gegensätzlichkeit zwischen optimierter Wertholzproduktion und Wahrung des Anpassungspotentials durch geeignetes Bestandesbegründungsdesign zu mildern. Dabei werden Hauptbaumarten in weitständigen Clustern eingebracht, die Zwischenflächen werden natürlichen Sukzessionsvorgängen überlassen und sichern neben der notwendigen bestandespfleglichen Wirkung auch die genetische Nachhaltigkeit.

Bei künstlicher Begründung von Beständen, deren langfristige Stabilität bei sich ändernden Umweltbedingungen von besonderer Bedeutung ist, ist die Saat vorteilhaft. Damit kann die bei natürlicher Verjüngung stattfindende Reduktion der Keimlingszahlen, die ein Potential für den Abbau genetischer Belastung darstellt, nachgeahmt werden. Bei der Anzucht im Forstgarten unterbleibt diese Selektion, was sich für die Überlebensfähigkeit des künftigen Bestandes nachteilig auswirken kann.

Bei drastischen Veränderungen der Umweltbedingungen wird das durch seltene Alleltypen repräsentierte latente genetische Anpassungspotential aktiviert. Infolge der geringen Häufigkeiten dieser Allelvarianten besteht bei geringen Pflanzenzahlen und dem damit verbundenen Drifteffekt eine besondere Gefährdung dieses Potentials durch Allelverlust (ZIEHE et al. 1995).

2.3.4 Strukturvielfalt

Vielfalt der Strukturen ergibt eine ebenso mosaikartige Vielfalt heterogener Entwicklungsbedingungen. Damit bleiben die Auswirkungen gerichteter Selektionen und Störungen begrenzt, die Pufferkapazität und die Elastizität des gesamten Waldgesellschaftskomplexes wird erhöht.

Der Plenterwald weist zwar kleinflächig höchste strukturelle Diversität auf, doch bleibt diese charakteristische Struktur auf der gesamten Waldfläche

räumlich und zeitlich immer dieselbe (FRANK 1994). Femelschlagverfahren, besonders der Schweizerische Femelhieb, nach dem Bestandesteile in frei gewählter Hiebsart neben- und nacheinander, in gestaffelten und ausgedehnten Zeiträumen verjüngt werden, ermöglichen die Schaffung und Erhaltung einer nachhaltigen Textur von Bestandesentwicklungsstadien, die wenigstens ausschnittsweise Elemente des natürlichen Phasenkreislaufs enthalten.

Die Mittelwaldstruktur bietet durch die besondere Art der Bewirtschaftung auf kleiner Fläche unterschiedliche Zustandsformen des Kleinstandortes, die einer Vielfalt zwischen und innerhalb der Arten - auch jene der Bodenvegetation und der Fauna - entgegenkommen. Ebenso bietet der Mittelwald den seltenen Edellaubbaumarten, die infolge der geringen Konkurrenzkraft im Hochwald zumeist nur am Waldrand verbleiben können, erhöhte Überlebenschancen.

2.4 Förderung natürlicher Prozeßabläufe

Das Dulden oder Fördern natürlicher Dynamik nutzt die Fähigkeit zur Selbstregulation oder Eigenstabilisierung und trägt damit auch zur Verringerung des Gefährdungspotentials bei.

Störungen, als integraler Teil des dynamischen Geschehens, können zur Strukturverbesserung und Anreicherung der Wälder im Sinne hoher Biodiversität genutzt werden (OTTO 1995).

Die unter dem Begriff *Naturnaher Waldbau* bezeichneten Maßnahmen orientieren sich ebenfalls an der natürlichen Dynamik von Waldökosystemen. Als typisches Beispiel ist die Einbeziehung natürlicher Vorwaldentwicklung bei der Bestandesbegründung, die Nutzung der Selbstdifferenzierung bzw. Förderung der vitalen Individuen bei der Bestandespflege oder die Reduktion der Anzahl der Ausleseebäume bei der Auslesedurchforstung (SPIECKER 1995) zu nennen.

3. Funktionsgerechter Waldbau

Eine Ausrichtung der waldbaulichen Planung zur Erfüllung aller Waldfunktionen auf allen Standorten führt zwangsweise zu Zielkonflikten. Funktionsgerechter Waldbau leitet zu einer verstärkten räumlichen Aufteilung in der Zielverfolgung und damit zur Entflechtung von Zielkonflikten.

Diese Funktionsorientierung ist auf eine sichere ökologische Basis zu stellen. Als Beurteilungseinheit bieten sich die potentiellen natürlichen Waldgesellschaften eines Gebietes an, da diese die räumliche Differenzierung der Standortseigenschaften repräsentieren und als waldbauliche Behandlungseinheit geeignet sind.

Für jede Waldgesellschaft ist zu prüfen, in welcher Weise die einzelnen Funktionen (Nutz-, Wohlfahrts-, Schutz-, Erholungsfunktion) erfüllt werden können, wobei neben den im Forstgesetz definierten Wirkungen noch die Naturschutzfunktion (auch als Arten- oder Ökosystemschutzfunktion oder Lebensraumfunktion bezeichnet, vgl. PITTERLE 1993) zu berücksichtigen ist.

Zur Erleichterung einer objektiven Beurteilung sind für jede Waldgesellschaft folgende Fragen zu beantworten:

- Wie groß ist das Potential zur Erfüllung der einzelnen Funktionen?
- In welcher Weise können die einzelnen Funktionen optimiert werden (durch Baumartenwahl, Verjüngungsverfahren, Pflegemaßnahmen)?
- Wie sind die einzelnen optimierten Varianten hinsichtlich Aufwand und Erfolg zu beurteilen - mit und ohne Berücksichtigung der anderen Funktionen oder nur der Leitfunktion?
- Welche Funktionen schließen einander aus?
- Welche Funktionen konkurrieren oder beeinträchtigen sich gegenseitig?
- Welche Funktionen können unabhängig voneinander erfüllt werden?
- Wie groß ist das Gefährdungspotential der einzelnen funktionsoptimierten Varianten oder deren Kombination?
- Wie ändern sich die Gefährdungspotentiale bei Klimawandel, insbesondere Trockenstreß?

Die Abschätzung möglicher Beeinträchtigungen und der Zielkonflikte führt zu einer Bewertung unter Einbeziehung der Sicherung ökologischer und genetischer Nachhaltigkeit, der betriebswirtschaftlichen Gegebenheiten und der gesellschaftlichen Rahmenbedingungen. So wird z.B. die Aufrechterhaltung einer Nutzfunktion für eine ertragsarme Waldgesellschaft nicht mehr sinnvoll erscheinen, insbesondere wenn durch Entgelteleistungen die Wohlfahrtsfunktion einer natürlichen Bestockung honoriert wird. Auf ertragreichen Standorten kann bei Wahrung der Erhaltung der ökologischen Nachhaltigkeit die Nutzfunktion optimiert werden.

Das Ergebnis der Bewertung wird entweder die Widmung eines Bestandes einer bestimmten Leit-

funktion oder einer optimierten Kombination von Funktionen sein.

Diese Widmung ist Grundlage für die Optimierung der waldbaulichen Maßnahmen. Durch die zielorientierte Vorgangsweise ist die waldbauliche Strategie auf sicherer ökologischer Grundlage vorgegeben.

So wird z.B. bei Bestandesbegründungen die Auswahl der Herkünfte, der Pflanzplan und das Pflegekonzept von der künftigen Funktion oder optimierten Funktionskombination des Bestandes bestimmt: Auf Standorten, wo mit hoher Sicherheit erwartet werden kann, daß sich waldbauliche Investitionen zur Wertholzproduktion lohnen und bis zum Abtriebsalter realisiert werden können, wird die konsequente Anwendung nutzholzoptimierter Konzepte Vorrang haben. Homogenes, vorsortiertes oder gezüchtetes und damit genetisch eingeeignetes Pflanzmaterial wird vorteilhaft mit entsprechender - den Endbestand bereits einkalkulierter - Pflanzanordnung zur Kultur verwendet. Minimale waldbauliche Eingriffe konzentrieren sich unter Vermeidung von Vornutzungen auf die frühzeitig ausgewählten Z-Stämme, die nach baumartenspezifischen Pflege-modellen mit möglichst kurzer Umtriebszeit zu Wertträgern erzogen werden. Sieht das Bestandesbegründungs- und -erziehungskonzept keinen Fortbestand über das Abtriebsalter hinaus infolge Naturverjüngung vor, wirken die Entscheidungen zu Baumarten- und Herkunftswahl auch relativ kurzfristig.

Völlig anders zu beurteilen sind labile Waldgesellschaften, deren Fortbestand bei Änderung der Umwelt gefährdet sind. Hier wäre es verfehlt, stammzahlarmer Kulturen mit homogenem Pflanzgut enger genetischer Vielfalt zu begründen. Statt dessen sind alle durch biologische Vielfalt begründeten Anpassungspotentiale zu nutzen.

4. Konzept zur Unterstützung waldbaulicher Entscheidungen im Pannonischen Tief- und Hügelland

- Erstellung eines Katalogs der potentiellen natürlichen Waldgesellschaften mit folgenden Merkmalen:
 - Standortmerkmale
 - Bestimmungsschlüssel
 - Analyse der Funktionen (Optimal- und Minimalvarianten, Wechselbeziehungen)
 - Ableitung des Hemerobiegrades jeder funktionsoptimierten Variante oder deren Kombination

- Abschätzung des Gefährdungspotentials jeder funktionsoptimierten Variante oder deren Kombination mittels folgender Kriterien:
 - Standortmerkmale mit besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushalts und der Verjüngungsökologie
 - Merkmale der biologischen Vielfalt (Arten, genetische Vielfalt, Struktur)
 - Voraussetzung für natürliche Prozeßabläufe
 - Fähigkeit zur Selbstregulation und Eigenstabilisierung
- Bewertung der Ansprüche der Öffentlichkeit
- Bewertung eines Leistungsentgeltes bei Inanspruchnahme durch die Öffentlichkeit aufgrund des Mehraufwandes oder Minderertrages gegenüber optimierter Nutzfunktionsvariante
- Erstellung von funktionsgerechten Waldbaurichtlinien für jede Waldgesellschaft in Abhängigkeit vom Gefährdungspotential.

Ist das Gefährdungspotential gering, so besteht große waldbauliche Freiheit und es ist die Anwendung nutzholzoptimierter Konzepte möglich.

Ist das Gefährdungspotential hoch, so besteht geringe waldbauliche Freiheit; es müssen alle waldbaulichen Möglichkeiten zur Verringerung des Gefährdungspotentials und zur Verbesserung der Anpassungsfähigkeit genutzt werden.

Nachdem die Anwendung nutzholzoptimierter Konzepte auf diesen Standorten fragwürdig ist, werden Widmungen für andere Leistungen als die Holzproduktion vorrangig sein.

Entsprechende Leistungsentgelte bei Inanspruchnahme durch die Öffentlichkeit bzw. finanzielle Unterstützungen von Zuständen mit minimiertem Gefährdungspotential sind zu kalkulieren.

Die waldbaulichen Maßnahmen können sich dabei auf die notwendige Erhaltung der ökologischen und genetischen Nachhaltigkeit beschränken.

Zusammenfassung

Die klimatischen Besonderheiten des pannonischen Osten Österreichs ("hygrische Waldgrenze") erschweren die waldbauliche Planung. Die prognostizierte Klimaänderung erhöht das Gefährdungspotential und verändert die Leistungsfähigkeit der Wälder. Zur Einschränkung des Risikos sind alle Möglichkeiten der Verringerung des biotisch und abiotisch begründeten Gefährdungspotentials zu nutzen, wie:

- Erhöhung der Wasserspeicherkapazität im humosen Oberboden,
- standortsangepaßte Naturverjüngung,
- Baumartenwahl entsprechend der natürlichen Waldgesellschaften,
- vorsichtige, kleinflächige Fremdländeranbauten ("Gründerpopulationen"),
- genetische Vielfalt, zielorientierte Auswahl des Vermehrungsgutes,
- Strukturvielfalt,
- Förderung natürlicher Prozeßabläufe.

Eine verstärkte räumliche Aufteilung der Zielsetzungen führt zu Entflechtung von Zielkonflikten und erleichtert die Ausrichtung waldbaulicher Planung ("funktionsgerechter Waldbau"). Diese Funktionsorientierung ist auf die potentielle natürliche Waldgesellschaft eines Standortes, als sichere ökologische Basis, abzustellen.

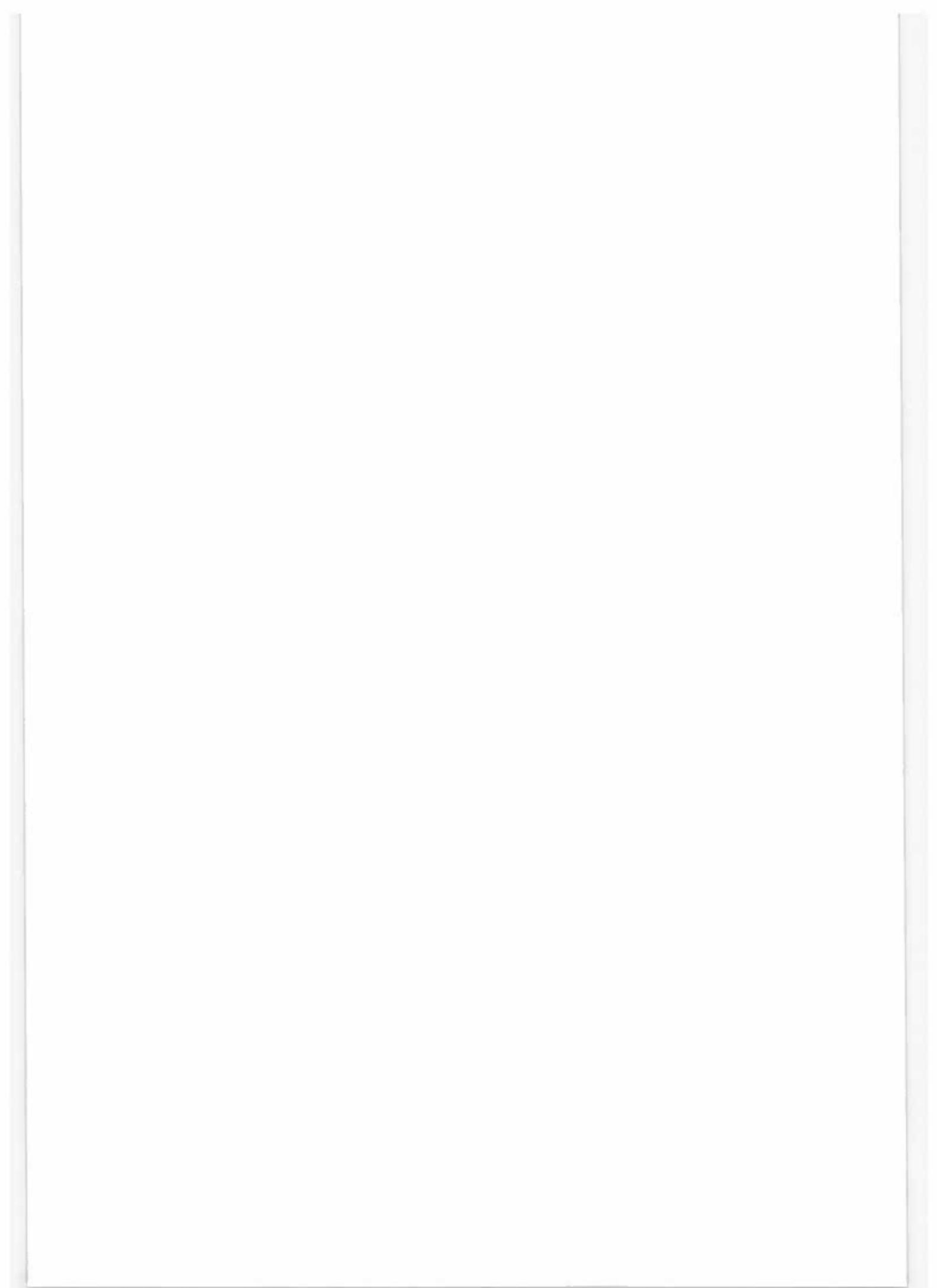
Zur Unterstützung waldbaulicher Entscheidungen wird daher ein Katalog der potentiellen natürlichen Waldgesellschaften mit folgenden Merkmalen und Analysen zu erstellen sein:

- Standort,
- Funktionsanalyse, einschließlich Ableitung des Hemerobiegrades und des Gefährdungspotentials jeder funktionsoptimierten Variante oder deren Kombination.
- Erstellung von funktionsgerechten Waldbaurichtlinien unter Einbeziehung der Ansprüche der Öffentlichkeit.
- Bewertung eines Leistungsentgeltes bei Inanspruchnahme durch die Öffentlichkeit.

Literatur

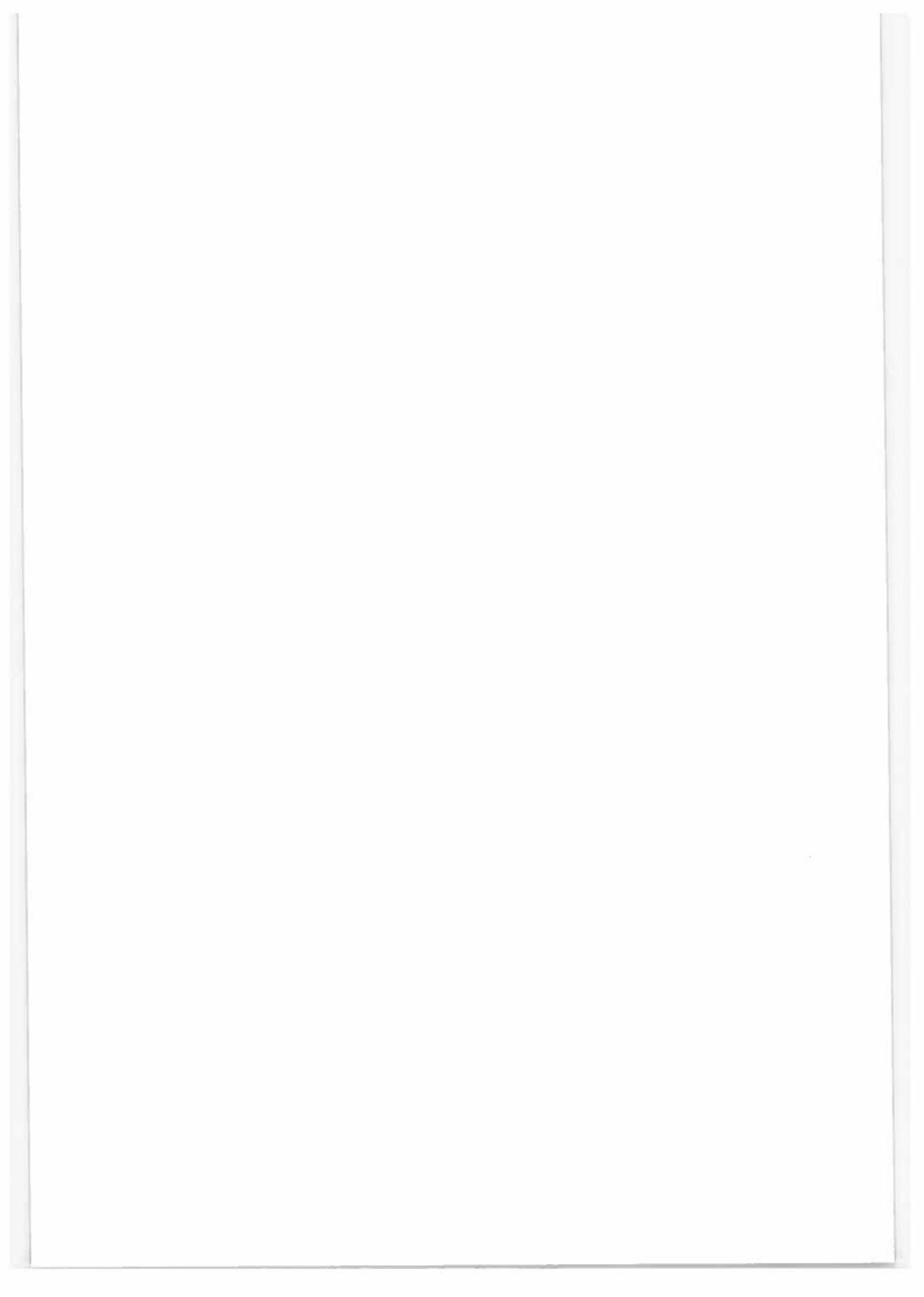
- DIERSCHKE H. 1994: *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*, In: UTB für Wissenschaft: Große Reihe, Stuttgart, Eugen Ulmer, 683 S.
- KARRER G. 1993: *Nachhaltigkeit und Biodiversität - aus der Sicht der Vegetationskunde*, XX. Tagung der Fachgruppe Wald- u. Holzwissenschaften, 27. u. 28. Okt. 1993, Univ. f. Bodenkultur, Wien: 45-61.
- KRAPFENBAUER A. 1983: *Beiträge zur Problematik des Mittelwaldes und seiner Bewirtschaftung*, Inf. Schr. zur Exkurs. am 21.4.1983, Sekt. Ausschlagwald des Verbandes NÖ. Forstbetriebe, Wien, 52 S.
- KRISSL W. u. MÜLLER F. 1989: *Waldbauliche Bewirtschaftungsrichtlinien für das Eichen-Mittelwaldgebiet Österreichs*, FBVA-Berichte, Nr. 40, 134 S.
- MÜLLER F. 1993: *Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern*, FBVA-Berichte, Nr. 73, 22 S.
- MÜLLER-STARCK G. 1995: *Beiträge der Forstgenetik zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung*, Forum Genetik-Wald-Forstwirtschaft, 25. - 27. Okt. 1995, Freising-Weihenstephan.
- OTTO H.-J. 1993: *Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung*, Forst u. Holz, 48:454-456.
- 1995: *Die sukzessionale Variabilität von Wäldern des niedersächsischen Pleistozäns als Grundlage eines naturnahen Waldbaus*, Forstarchiv, 66:133-140.
- PITTERLE A. 1993: *Nachhaltig - multifunktionale Waldwirtschaft*, Reihe Veröffentlichungen der Abt. Gebirgswaldbau, 1, Univ. f. Bodenk. Wien, 212 S.
- SPIECKER H. 1995: *Ein Vergleich natürlicher und pflegebedingter Selektionsprozesse*, Mitt. d. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 34:161-179.
- THOMASIU H. 1991: *Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa*, Forstw. Cbl., 110:305-330.
- TIEFENBACHER H. 1995: *Waldbau auf forstgenetischer Basis*, Forst u. Holz, 50:134-141.
- ZIEHE M., GREGORIUS H.-R., HERZOG S. 1995: *Populationsgröße, genetische Variation und Anpassung - Betrachtungen zu Risiken für die forstliche Praxis bei der Bestandesbegründung*, Mitt. d. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 34:180-201.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Ferdinand Müller
 Institut für Waldbau
 Forstliche Bundesversuchsanstalt
 Hauptstraße 7
 A-1141 Wien



Kapitel IV

Diskussionsergebnisse



Schlußfolgerungen, Forschungsbedarf und Notwendigkeit forstpolitischer Steuerungsmaßnahmen

D. HANAK-HAMMERL

Forstsektion, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien

Kurzfassung. Die waldbauliche Planung in den Trockengebieten des sommerwarmen Ostens Österreichs ist neu zu überdenken. Klimaänderung und zunehmende Ansprüche der Öffentlichkeit an den Wald beeinflussen die Rahmenbedingungen. Waldbesitzer, Wirtschaftsführer und Vertreter der Forstbehörden dieses Raumes berichten als Betroffene über ihre Sorgen, Erfahrungen, Überlegungen und Forderungen.

In Referaten wird versucht, auf wissenschaftlicher Grundlage Entscheidungshilfen zu bieten. Die auf forstökologischen Fakten basierenden Referate erläutern das Gefährdungspotential des Gebiets, zeigen Möglichkeiten zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Waldbestände und mögliche Auswirkungen einer Klimaänderung auf die Baumartenzusammensetzung auf. Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt tragen ebenfalls zur Förderung der Anpassungsfähigkeit bei. Untersuchungen zur Ertragsleistung und zur Abschätzung des Anbauersikos geben Entscheidungshilfen bezüglich Wahl der Baumart und der notwendigen waldbaulichen Behandlung. Alternative Verfahren zur Bestandesbegründung sind nicht nur kostengünstiger, sie sichern neben ökologischen Vorteilen und hoher Flexibilität auch den rationellen Einsatz von wertsteigernden Pflegemaßnahmen. Eine betriebswirtschaftliche Analyse betont das geringe ökonomische Risiko des Nieder- und Mittelwaldbetriebs. Die zunehmende Bedeutung infrastruktureller Leistungen des Waldes, die vom wirtschaftlichen Wert der Waldflächen unabhängig ist, führt zu neuen Bewertungsansätzen. Ein Programm zur Bewertung der Funktionen und des Gefährdungspotentials auf Grundlage der natürlichen Waldgesellschaften zeigt den Weg zur Ableitung funktionsgerechter Waldbaurichtlinien. Abschließend werden die Ergebnisse der anlässlich der Mariabrunner Waldbautage durchgeführten Diskussion, die den Forschungsbedarf und die Notwendigkeit forstpolitischer Steuerungsmaßnahmen betonte, zusammengefaßt.

Schlüsselworte: Klimaänderung, Sommerwarmer Osten, Waldbauplanung, natürliche Waldgesellschaft

Abstract. A new concept is required for the silvicultural management of the dry areas at the "lower timber line" of the warm eastern part of Austria. Due to global change and increasing demands of the public in respect of forests the basic conditions have changed. Forest owners, managers and representatives of the forest services of that area inform about their problems, experiences, ideas, and demands. Scientific papers which refer to forest ecological facts provide useful information for the decision-making process.

In these papers the risk potential of the area is explained and possibilities of increasing the adaptive capacity of forest stands and possible effects of global change on the composition of tree species are discussed. Also the measures for the conservation of genetic diversity help to improve the adaptive capacity. Investigations regarding productivity and risk assessment in connection with planting, particularly in respect of Scots pine and oak, help to choose suitable species and the necessary silvicultural treatments. Alternative methods of stand establishment are not only cheaper than classical ones; they also offer ecological advantages and high flexibility and ensure the efficient use of value-adding tending measures. A management analysis shows clearly that coppice and sprout seedling forests infer a very low economic risk. The increasing significance of the infrastructural functions of the forest, which are independent of its respective economic value, leads to a re-consideration of assessment principles. A programme for the evaluation of forest functions and the assessment of risk potentials, based on the natural forest communities, indicates appropriate silvicultural guidelines. Finally, a summary of the results from the discussion held on the occasion of the "Mariabrunner Waldbautage" is provided. The discussion focused on research requirements and the necessity of forest-political controls.

Keywords: Global change, warm eastern parts of Austria, silvicultural management, natural forest community

Das Programm der Mariabrunner Waldbautage 1996 sah eine Zusammenfassung zu einem Gesamtbericht und Schlußfolgerungen durch den Leiter der Forstsektion, Dipl.-Ing. Gerhard Mannsberger, vor. Durch einen Auslandsaufenthalt verhindert hat er dem Autor des nachstehenden Berichtes diese Aufgabe übertragen. Die unerwartet hohe Besucherzahl hat den beiden Initiatoren der Veranstaltung, HR Müller und Prof. Stoszek, jedenfalls anschaulich die gut getroffene Themenwahl bestätigt, wofür an dieser Stelle gedankt wird. Eindrucksvoll und eindringlich wurden in den Einleitungsstatements Zustand und Entwicklung der Wälder des sommerwarmen Ostens verdeutlicht und die Anstrengungen engagierter Waldeigentümer, Wirtschaftsführer und Behördenvertreter zur Bewältigung dieser Problematik aufgezeigt. Ökologische, klimatische und standörtliche Gegebenheiten bzw. Einflüsse auf die Waldgesellschaften, mögliche Ursachen und Folgen des langsamen Niederganges dieser Wälder wurden dargestellt und Maßnahmen bzw. Möglichkeiten, dem entgegenzuwirken, aufgezeigt. Darauf im Detail einzugehen würde den Rahmen dieses Schlußberichtes sprengen, daher seien lediglich einige persönliche Eindrücke und Gedanken dargelegt. Wir Forstleute haben mit der Natur zu arbeiten, gegen Niederschlagsarmut und Temperaturerhöhung haben wir keine Waffe außer Einsatz von Hirnschmalz, Kreativität und Flexibilität in unserem waldbaulichen Handeln. Gegen die vom Menschen verursachten Schadeinflüsse auf den Wald sind entsprechende politische Steuerungsmaßnahmen zu mobilisieren, wobei erfahrungsgemäß keine schnellen Lösungen oder gar Wunder erwartet werden dürfen. Eine Reihe von negativen Einflüssen können wir Forstleute bei ehrlichem Bemühen selbst in den Griff bekommen. In realistischer Beurteilung der sich immer deutlicher abzeichnenden Zustandsverschlechterung unserer Wälder müssen wir zur Kenntnis nehmen, daß der ökonomische Nutzen aus deren Bewirtschaftung gegenüber den ökologischen und sozialen Anforderungen der Gesellschaft - HR Müller hat die Naturschutz- und Lebensfunktion angesprochen - weiterhin zurücktreten wird. Wir können allerdings von den Waldbesitzern nicht verlangen, daß diese die Wirtschafterschwernisse, die erhöhten Kosten für die nachhaltige Sicherstellung dieser Leistungen allein tragen, hier wird wohl die öffentliche Hand in höherem Maß als bisher ihren Beitrag zu leisten haben. Es ist uns klar, daß nicht ausschließlich Nutzholz produzierende Edellaubwälder diese "überwirtschaftlichen" Leistungen erbringen müssen, auch niederwaldartige Betriebsarten und

Strauchflächen dienen im besonderen an der unteren bzw. östlichen Waldgrenze/Kampfzone des Waldes dem Boden- und Wasserschutz.

Empfehlungen der Arbeitsgruppen für künftige Forschungen

Die im Programm vorgesehene Schlußdiskussion in 4 Arbeitsgruppen hat sich mit Fragen zum Forschungsbedarf in den Disziplinen Forstökologie, Forstschutz, Ertragskunde/Betriebswirtschaft sowie Waldbau auseinandergesetzt und ist zu folgenden Ergebnissen (schlagwortartig dargestellt) gelangt:

Generell wurde die Forderung nach interdisziplinären Forschungsansätzen gestellt. So sollen z.B. Sukzessionsphänomene fächerübergreifend untersucht werden.

Eine verbesserte Zusammenarbeit mit benachbarten Ländern und ähnlichen Problemstellungen ist anzustreben (insbesondere mit Tschechien, Slowakei, Ungarn).

Es besteht der Eindruck, daß zwar viel Wissen angesammelt wurde, dieses aber brach liege und nicht ausreichend weitervermittelt werde.

Eine umfassende Literaturdatenbank sollte auch Praktikern zugänglich sein (die Literaturdatenbank der Anstalt steht auf Anfrage für Interessenten zur Verfügung).

Forstökologie:

- Beziehung zwischen Wasser und Boden mit besonderer Berücksichtigung des Mulchens von Schlagabraum und Unterholz
- Einfluß landwirtschaftlicher und waldbaulicher Maßnahmen auf das Trinkwasser
- Natürliche Waldgesellschaften und Katalog der Standorte für das Trockengebiet (natürliche und mögliche Bestockung, Beurteilung der Entwicklung bei Klimaänderung)
- Standortsansprüche der Baumarten
- Wirkung der Baumarten auf Standort und Humus
- Unverträglichkeit und Mischbarkeit von Baumarten
- Auswirkung der waldbaulichen Maßnahmen auf Boden-, Wasser-, Luft- und Temperaturregime
- Möglichkeit der langfristigen Bindung von CO₂ in Humus
- Wurzelentwicklung der Bäume
- Abhängigkeit der Sukzession von Standortsbedingungen
- Naturverjüngungsökologie (Keimbettuntersuchungen, pH-Wert)

Forstschutz:

- Gefährdungspotential der Wälder
- Untersuchung der Ursachen für die Vitalität von Beständen
- Einfluß des anthropogenen Stickstoff-Eintrages
- Möglichkeiten der Verringerung von Forstschutzmaßnahmen ("Minimalforstschutz")
- Forstschutzproblematik durch Belassen von Totholz (Biotopholz)
- Verschärfung der Forstschutzsituation durch Umweltänderung - Ausarbeitung von Szenarien und Simulationen
- Schädliche Einflüsse (Pestizideinsatz, Bewässerung in der Landwirtschaft)
- Maßnahmen für effiziente Waldhygiene
- Untersuchungen zum integrierten Pflanzenschutz

Ertragskunde/Betriebswirtschaft:

- Leistungspotential des Waldes
- Ertragskundliche Bewertung der Sukzession (Untersuchung von Einsparungseffekten)
- Betriebsartenvergleich (Nieder-, Mittel-, Hochwald)
- Ertragstafeln für den Mittelwald
- Bewertung überwirtschaftlicher Leistungen
- Möglichkeiten zur Verbesserung der Nutzfunktion
- Alternative Nutzungen (Obst, Beeren, Jagd, Bienenweide)

Waldbau:

- Reaktion auf erhöhte Mortalität
- Verwendung fremdländischer Baumarten einschließlich Robinie
- Erstellung eines Baumartenkataloges (Wachstum, Leistung, Risiko)
- Naturverjüngung (Voraussetzungen, Bodenverwendung, Verfahrensvergleiche)
- Vergleich Saat - Pflanzung
- Untersuchung des Phänomens der "Vereschung"
- Richtlinien für funktionsgerechten Waldbau
- Gefahren einer Entflechtung von Waldfunktionen
- Erhaltung multifunktionaler Ökosysteme
- Wanderungsgeschwindigkeit von Waldgesellschaften bei Klimaänderung
- Auswahl bestimmter Herkünfte mit besonderer Berücksichtigung der Resistenzeigenschaften

Eine weitere Diskussion in den Arbeitsgruppen galt der Fragestellung zur Änderung der Ansprüche an den Wald sowie der Darstellung bzw. Umsetzung der Anliegen der Forstwirtschaft.

Generell wurde die Notwendigkeit des wirtschaftlichen "Überlebens" als Grundvoraussetzung waldbaulicher Tätigkeit betont.

Die Bewertung überwirtschaftlicher Leistungen und Bezahlung eines entsprechenden Leistungsentgeltes wird sinnvoller als der Ansatz zur Bezahlung von Förderungsmitteln angesehen. Es sollten aber auch die Förderungsrichtlinien überdacht werden. So werden nach geltender Praxis zwar Aufforstungen gefördert, bisher schon durchgeführte naturnahe Bewirtschaftungsmaßnahmen aber nicht.

Ebenso wären im Forstgesetz ökologische Gesichtspunkte stärker zu berücksichtigen.

Eine ausschließliche Bewertung der Naturnähe für Förderungszwecke könne aber auch zu Irrwegen führen. So ist zwar der Mittelwald eine ökologisch angepaßte Betriebsart, aber dennoch nicht naturnah, weil er im höchsten Maße eine anthropogene Bewirtschaftungsform repräsentiert.

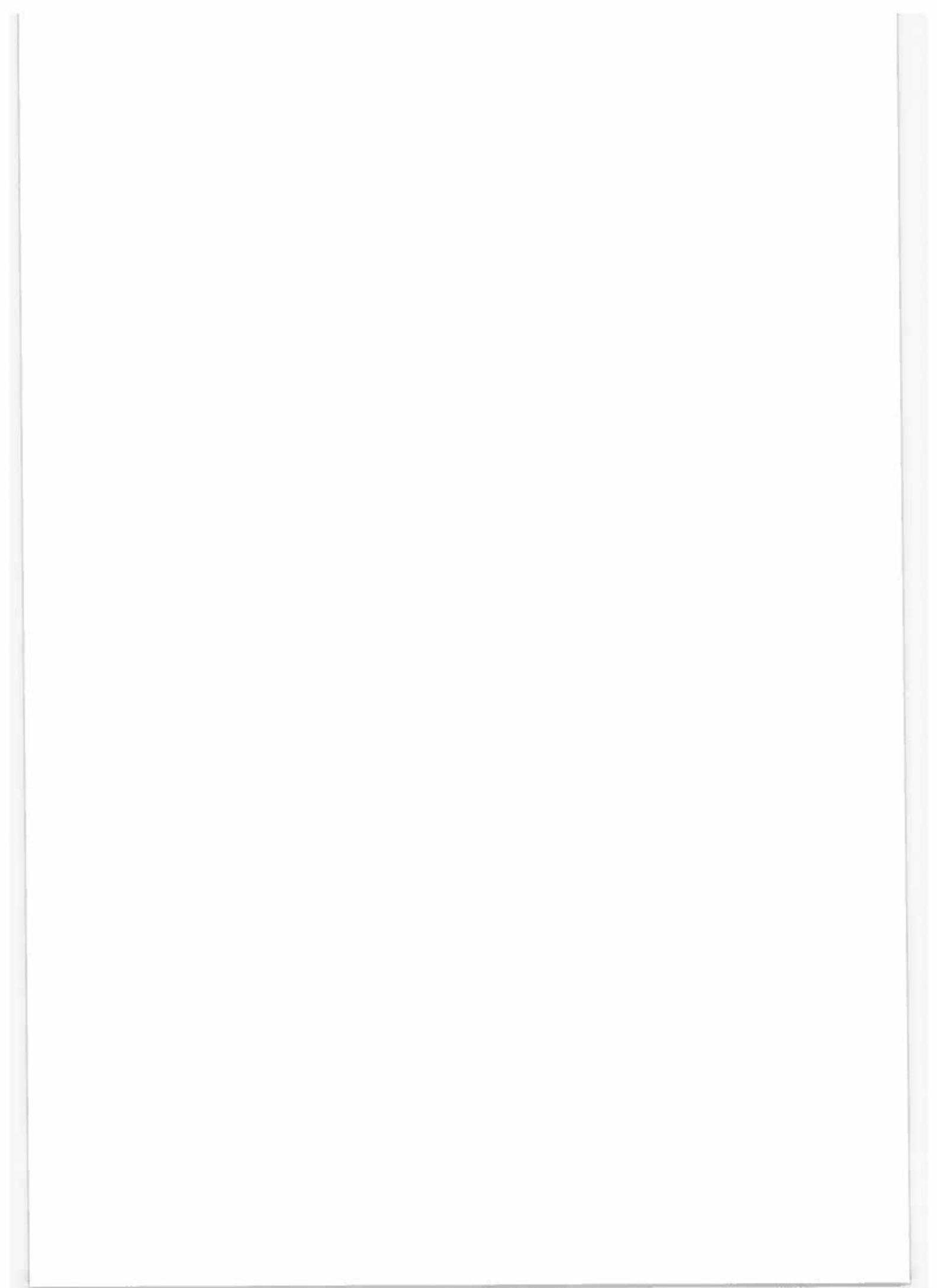
Für Naturwaldreservate wäre die Haftungsfrage zu lösen.

Die Öffentlichkeitsarbeit wird als wirkungsvolles Instrument zur Darstellung der Anliegen angesehen und würde in der forstlichen Ausbildung nur unterrepräsentiert angeboten.

Zur besseren Umsetzung der Anliegen wäre die Erstellung einer Dringlichkeitsreihung und die begleitende Effizienzforschung zweckmäßig.

Zum Abschluß sei noch ein persönlicher Wunsch als Anregung geäußert: Die Forstliche Bundesversuchsanstalt kommt ihrem gesetzlichen Auftrag, der forstlichen Praxis in geeigneter Form Wissen zu vermitteln, in vielfältiger Weise nach. Die in diesem Sinne erfolgreich verlaufenen Mariabrunner Waldbautage sollten Anstoß für eine regelmäßige Fortsetzung mit wechselnder aktueller Themenstellung sein, sodaß dieses historisch und kulturell bedeutungsvolle Bundesamtsgebäude sich zu einem wahrhaft geeigneten und würdigen Ort der forstlichen Begegnung und Erneuerung entwickeln möge.

Verfasser: MR Dipl.-Ing. Diether Hanak-Hammerl
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
Forstsektion
Ferdinandstraße 4
A-1020 Wien



FBVA-Berichte
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

			Preis in ÖS
1953	1	Forstliche Arbeitslehre und Menschenführung. Referate von der GEFFA-Tagung 1952 in Ort bei Gmunden (Oberösterreich). 137 Seiten	vergriffen
1954	2	FRAUENDORFER, R. Forstliche Hilfstafeln. 167 Seiten	vergriffen
1955	3	LOHWAG, K. Erkenne und bekämpfe den Hausschwamm und seine Begleiter! 61 Seiten	vergriffen
1955	4	GRÖLL, H.; TRAUNINGER, W. Neuzeitliche Forstsaatguterzeugung in Pfropfplantagen. I. Teil, Plusbaumauswahl und Pfropfung. 73 Seiten	20.—
1956	5	HAFNER, F.; HEDENIGG, W. Planiergerät im forstlichen Straßen- und Wegebau. 75 Seiten	20.—
1957	6	FRAUENDORFER, R. Planung und Durchführung von Stichprobenahmen. 65 Seiten	vergriffen
1958	7	FRAUENDORFER, R. Betriebswirtschaftliche Untersuchungen im steirischen Bauernwald. (Gemeinde Haslau 1955). 157 Seiten	50.—
1985	8	POLLANSCHÜTZ, J. Waldzustandsinventur 1984. Ziele - Inventurverfahren - Ergebnisse. 29 Seiten	vergriffen
1985	9	GLATTES, F.; SMIDT, S.; DRESCHER, A.; MAJER, C.; MUTSCH, F. Höhenprofil Zillertal. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden. Einrichtung und Ergebnisse 1984. 81 Seiten	vergriffen
1985	10	MERWALD, I. Lawinenergebnisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1974/75, 1975/76 und 1976/77. 76 Seiten	80.—
1986	11	STAGL, W.; DRESCHER, A. Wild - Vegetation - Forstschäden. Vorschläge für ein Beurteilungsschema. 19 Seiten	30.—
1986	12	NATHER, J. Proceedings of the International Symposium on Seed Problems under Stressfull Conditions, Vienna and Gmunden, Austria June 3.-8. 1985. 287 Seiten	vergriffen
1986	13	SMIDT, S. Bulkmessungen in Waldgebieten Österreichs. Ergebnisse 1984 und 1985. 32 Seiten	vergriffen
1986	14	EXNER, R. Die Bedeutung des Lichtfaktors bei Naturverjüngung. Untersuchungen im montanen Fichtenwald. 48 Seiten	vergriffen
1986	15	MERWALD, I. Lawinenergebnisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1977/78, 1978/79 und 1979/80. 81 Seiten	90.—
1986	16	HAUK, E.; HÖLLER, P.; SCHAFFHAUSER, H. Lawinenergebnisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1984/85 und 1985/86. 90 Seiten	90.—
1987	17	MERWALD, I. Lawinenergebnisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1980/81 und 1981/82. 74 Seiten	80.—
1987	18	EXNER, R. Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen. Strukturanalysen im subalpinen Fichtenwald (Niedere Tauern, Radstadt/Salzburg). 102 Seiten	100.—
1987	19	HAUPOLTER, R. Baumsterben in Mitteleuropa. Eine Literaturübersicht. Teil 1: Fichtensterben. KREHAN, H.; HAUPOLTER, R. Forstpathologische Sondererhebungen im Rahmen der Österreichischen Waldzustandsinventur 1984-1988. Kiefernbestände - Bucklige Welt.. 73 Seiten	vergriffen

1987	20	GLATTES, F.; SMIDT, S. Höhenprofil Zillertal. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden. Ergebnisse von Luft-, Niederschlags- und Nadelanalysen 1985. 65 Seiten	vergriffen
1987	21	RUETZ, W.; NATHER, J. Proceedings of the IUFRO Working Party on Breeding Strategy for Douglas-Fir as an Introduced Species. Working Party: S2.02-05. Vienna, Austria June 1985. 300 Seiten	300.—
1987	22	JOHANN, K. Standraumregulierung bei der Fichte. Ausgangsbaumzahl - Stammzahlreduktion - Durchforstung - Endbestand. Ein Leitfaden für den Praktiker. 66 Seiten	60.—
1987	23	POLLANSCHÜTZ, J.; NEUMANN, M. Waldzustandsinventur 1985 und 1986. Gegenüberstellung der Ergebnisse. 98 Seiten	100.—
1987	24	KLAUSHOFER, F.; LITSCHAUER, R.; WIESINGER, R. Waldzustandsinventur Untersuchung der Kronenverlichtungsgrade an Wald- und Bestandesrändern. 94 Seiten	100.—
1988	25	JOHANN, K. Ergebnisse einer Rotfäuleuntersuchung in sehr wüchsigen Fichtenbeständen. 88 Seiten	90.—
1988	26	SMIDT, S.; GLATTES, F.; LEITNER, J. Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1986. Luftschadstoffmessungen, Meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen. 114 Seiten	120.—
1988	27	SMIDT, S. Messungen der nassen Deposition in Österreich. Meßstellen, Jahresmeßergebnisse, Literatur. 72 Seiten	80.—
1988	28	Forum Genetik - Wald - Forstwirtschaft. Bericht über die 5. Arbeitstagung von 6. bis 8. Oktober 1987. Kongresshaus Innsbruck. 192 Seiten	200.—
1988	29	KRISSL, W.; MÜLLER, F. Mischwuchsregulierung von Fichte und Buche in der Jungwuchsphase. 52 Seiten	50.—
1988	30	MARCU, GH.; TOMICZEK, C. Eichensterben und Klimastress. Eine Literaturübersicht. 23 Seiten	30.—
1988	31	KILIAN, W. Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände am Ostrong. 50 Seiten	50.—
1988	32	SMIDT, S.; GLATTES, F.; LEITNER, J. Höhenprofil Zillertal, Meßbericht 1987. 234 Seiten	250.—
1988	33	ENK, H. 10 Jahre Kostenuntersuchung bei Tiroler Agrargemeinschaften und Gemeindewäldern. 124 Seiten	130.—
1988	34	KREHAN, H. Forstpathologische Sondererhebungen im Rahmen der Österreichischen Waldzustandsinventur 1984-1988. Teil II; Fichtenbestände im Ausserfern (Tirol) und im grenznahen Gebiet des Mühl- und Waldviertels. 60 Seiten	60.—
1988	35	SCHAFFHAUSER, H. Lawinereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1986/87. 138 Seiten	145.—
1989	36	Beiträge zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung (8). IUFRO-Fachgruppe S1.04-00. Vorbeugung und Kontrolle von Wildbacherosion, Hochwässer und Muren, Schneeschäden und Lawinen. 128 Seiten	130.—
1989	37	RACHOY, W.; EXNER, R. Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen. 100 Seiten	105.—
1989	38	MERWALD, I. Lawinereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1982/83, 1983/84. 92 Seiten	100.—
1989 Sonderheft		SCHNEIDER, W. Verfahren, Möglichkeiten und Grenzen der Fernerkundung für die Inventur des Waldzustandes. 118 Seiten	200.—

1989	39	KREHAN, H. Das Tannensterben in Europa. Eine Literaturstudie mit kritischer Stellungnahme. 58 Seiten	60.—
1989	40	KRISSL, W.; MÜLLER, F. Waldbauliche Bewirtschaftungsrichtlinien für das Eichen-Mittelwaldbereich Österreichs. 134 Seiten	140.—
1990	41	KILLIAN, H. Bibliographie zur Geschichte von Kloster, Forstlehranstalt und Forstlicher Versuchsanstalt Mariabrunn - Schönbrunn. 162 Seiten	165.—
1990	42	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1974 - 1976 und Kurzfassung der Wildbachereignisse in Österreich in den Jahren 1974 - 1987. 98 Seiten	100.—
1990	43	Beiträge zur Wildbacherossions- und Lawinenforschung (9). IUFRO-Fachgruppe SI.04-00. Vorbeugung und Kontrolle von Wildbacherossion, Hochwässer und Muren, Schneeschäden und Lawinen. 80 Seiten	80.—
1990	44	SMIDT, S.; HERMAN, F.; LEITNER, J. Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1988. Luftschadstoffmessungen, Meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen. 33 Seiten	35.—
1990	44A	SMIDT, S.; HERMAN, F.; LEITNER, J. Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1988 (Anhang). Luftschadstoffmessungen, Meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen. 230 Seiten	280.—
1990 Sonderheft		KILIAN, W.; MAJER, C. Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme. 58 Seiten	70.—
1990	45	NEUMANN, MARKUS; SCHADAUER, K. Waldbodeninventur. Methodische Überlegungen und Detailauswertungen. 88 Seiten	90.—
1990	46	Zusammenkunft der Deutschsprachigen Arbeitswissenschaftlichen und Forsttechnischen Institute und Forschungsanstalten. Bericht über die 18.Zusammenkunft vom 18.-20.April 1990. 286 Seiten	340.—
1991	47	SMIDT, S. Beurteilung von Ozonmeßdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien. 87 Seiten	90.—
1991	48	ENGLISCH, M.; KILIAN, W.; MUTSCH, F. Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Erste Ergebnisse. 75 Seiten	80.—
1991	49	Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem. Ziele, Methoden und erste Ergebnisse. 128 Seiten	130.—
1991	50	SMIDT, S. Messungen nasser Freilanddepositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. 90 Seiten	90.—
1991	51	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Europa und Asien, I. 33 neue Bockkäfer aus der palaearktischen und orientalischen Region (Coleoptera, Cerambycidae). 75 Seiten	200.—
1991	52	FÜRST, A. Der forstliche Teil der Umgebungsüberwachung des kalifornischen Kraftwerkes Dürnrohr. Ergebnisse von 1981 bis 1990. 42 Seiten	45.—
1991	53	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1977-1979. 80 Seiten	80.—
1991	54	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1980-1982. 78 Seiten	80.—
1991	55	WIESINGER, R.; RYS, J. Waldbodeninventur: Untersuchung der Zuwachsverhältnisse an Wald- und Bestandesrändern. 60 Seiten	60.—
1991	56	RACHOY, W.; EXNER, R. Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen. 60 Seiten	95.—

1991	57	SMIDT, S.; HERMAN, F.; LEITNER, J. Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1989/90. 28 Seiten	30.—
1991	58	STAGL, W.; HACKER, R. Weiden als Prosshölzer zur Äsungsverbesserung. 56 Seiten	60.—
1991	59	HOLZER, K.; OHENE-COFFIE, F.; SCHULTZE, U. Vegetative Vermehrung von Fichte für Hochlagenaufforstungen. Physiologische und phänologische Probleme der Anpassung. 73 Seiten	75.—
1991	60	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Asien II. 63 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand, (Coleoptera: Disteniidae und Cerambycidae). 71 Seiten	140.—
1992	61	STAGL, W. Auswertung der "Trakte" zum Staatsvertrag "Vereinbarung zwischen Bund und dem Land Kärnten über gemeinsame Maßnahmen zur Sicherung eines ausgewogenen Verhältnisses von Wald und Wild". 62 Seiten	105.—
1992	62	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1983-1985. 72 Seiten	75.—
1992	63	FÜRST, A. Blatt- und nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Waldschaden Beobachtungssystems. Ergebnisse 1989. 37 Seiten	40.—
1992 Sonderheft 1		DRAGOVIC, N. Terminologie für die Wildbachverbauung. Fachwörterbuch deutsch - serbokroatisch. Terminologija Uredjenja Bujicnih Tokova. Rcnik Strucnih Termina Srpskohrvatsko - Nemacki. 43 Seiten	50.—
1992	64	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1986-1988. 91 Seiten	95.—
1992	65	NATHER, J. (HRSG.) Proceedings of the meeting of IUFRO - WP S2.02-21 on "Actual problems of the legislation of forest reproductive material and the need for harmonization of rules at an international level". Gmunden / Vienna - Austria, June 10. - 14. 1991. 180 Seiten	200.—
1992	66	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1989. 60 Seiten	60.—
1992	67	Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal". 152 Seiten	180.—
1992	68	LUZIAN, R. Lawinereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1987/88, 1988/89, 1989/90, 1990/91. 188 Seiten	200.—
1992	69	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Asien III. 57 neue Bockkäfer aus Asien. Vorwiegend aus China, Thailand und Vietnam (Coleoptera, Cerambycidae). 63 Seiten	120.—
1992	70	Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch". 103 Seiten	100.—
1992	71	Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem. Beiträge zum WBS-Seminar vom 23. April 1992. 111 Seiten	115.—
1992	72	VOSHMGIR, D. (BEARB.). Das Schrifttum der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Teil IV: 1974 bis 1990. 115 Seiten	80.—
1993	73	MÜLLER, F. Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern. 24 Seiten	25.—
1993	74	Lawinenbericht 1991/92. Dokumentation und Fachbeiträge. 110 Seiten	80.—
1993	75	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Europa und Asien IV. 60 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand (Coleoptera: Cerambycidae). 63 Seiten	100.—
1994	76	SCHADAUER, K. Baumartenatlas für Österreich. Die Verbreitung der Baumarten nach Daten der Österreichischen Waldinventur. 160 Seiten	200.—

1994	77	KAISER, A. Projekt "Höhenprofil Zillertal" Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen. 95 Seiten	80.—
1994	78	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofil Achenkirch. Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre. 134 Seiten	120.—
1994	79	FÖRST, W.; JOHANN, K. Modellkalkulationen zum Naturverjüngungsbetrieb. 53 Seiten	55.—
1994	80	ANDRECS, P. Schadensereignisse in Wildbacheinzugsgebieten Österreichs 1990 und 1991. 47 Seiten	50.—
1994	81	GEBUREK, T.; MÖLLER, F.; SCHULTZE, U. Klimaänderung in Österreich. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. 113 Seiten	100.—
1994	82	KILIAN, W.; MÖLLER, F.; STARLINGER, F. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs Eine Naturgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. 60 Seiten	70.—
1995	83	JOHANN, K. Ergebnis der Großdüngungsversuche St. Martin und Flachau Ertragskundlicher Abschlußbericht. 102 Seiten	100.—
1995	84	HOLZSCHUH, C. Beschreibung von 65 neuen Bockkäfern aus Europa und Asien, vorwiegend aus Thailand und China (Coleoptera: Disteniidae und Cerambycidae). 63 Seiten	60.—
1995	85	KRISTÖFEL, F.; POLLANSCHÜTZ, J. Entwicklung von Fichtenpflanzen nach Triebrückschnitten. 17 Seiten	20.—
1995	86	CECH, T.; TOMICZEK, C. Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achental. 46 Seiten	50.—
1995	87	HERMAN, F., SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern, Schwerpunkt Rhizosphäre. 288 Seiten	450.—
1995	88	CECH, T.; PERNY, B.; DONAUBAUER, E. Wipfelsterben an Jungfichten in Österreich und beteiligte Mikropilze. 32 Seiten	50.—
1995	89	MARKART, G.; KOHL, B. Starkregensimulation und bodenphysikalische Kennwerte als Grundlage der Ab- schätzung von Abfluß- und Infiltrationseigenschaften alpiner Boden- / Vegetations- einheiten. Ergebnisse der Beregnungsversuche im Mustereinzugsgebiet Löhnersbach bei Saalbach in Salzburg. 38 Seiten	60.—
1995	90	LANG, E. Starkregensimulation - Ein Beitrag zur Erforschung von Hochwasserereignissen 70 Seiten	100.—
1995	91	LUZIAN, R.; RAMMER, L.; SCHAFFHAUSER, H. Lawinenbericht 1992/93 - Dokumentation und Fachbeiträge 52 Seiten	80.—
1995	92	SCHIELER, K.; BÜCHSENMEISTER, R.; SCHADAUER, K. Österreichische Forstinventur - Ergebnisse 1986/90 262 Seiten	250.—
1996	93	NEUMANN, M. (Hrsg.) Österreichisches Waldbeobachtungssystem Beiträge zum 4. WBS-Seminar in Wien am 23. November 1995 177 Seiten	260.—
1996	94	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen 285 Seiten	450.—
1997	95	MÖLLER, F. Waldbau an der unteren Waldgrenze 129 Seiten	190.—

