



**FBVA-BERICHTE** Nr. 87/1995

Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien  
Waldforschungszentrum

**Ökosystemare Studien  
im Kalkalpin  
Bewertung der Belastung von Gebirgs-  
wäldern - Schwerpunkt Rhizosphäre**

---

*Studies of Ecosystems in the  
Limestone Alps  
Stress Assessment of Mountain Forests -  
Emphasis on Rhizosphere*

F. HERMAN & S. SMIDT (Hrsg.)

FDK 181.45:425.1:181.36:451.1:(436)



Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

ISSN 1013-0713

Copyright 1995 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

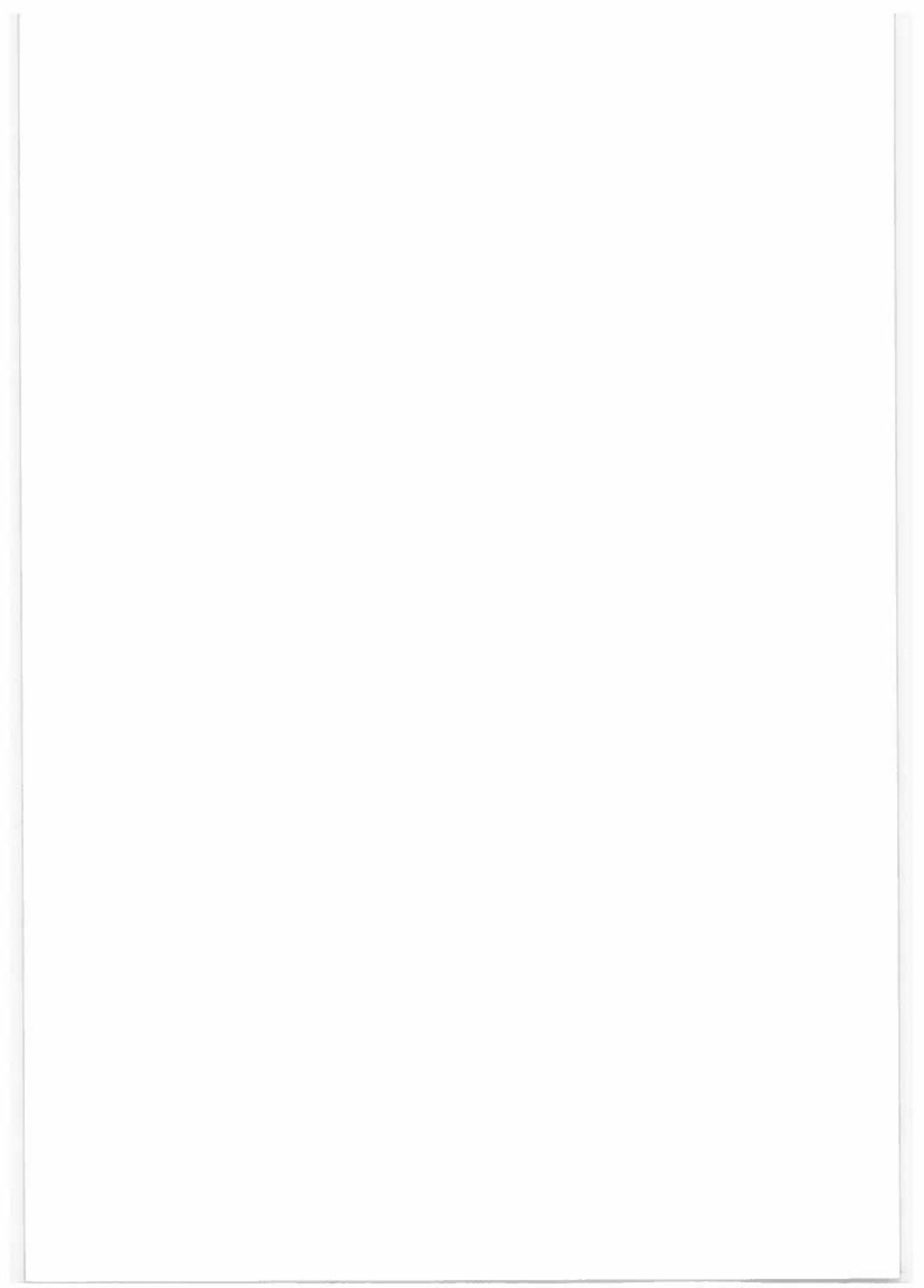
## Inhaltsverzeichnis

### Contents

HERMAN, F. & SMIDT, S. Einleitung und Zielsetzungen <i>Introduction and Objectives</i> .....	9
--	---

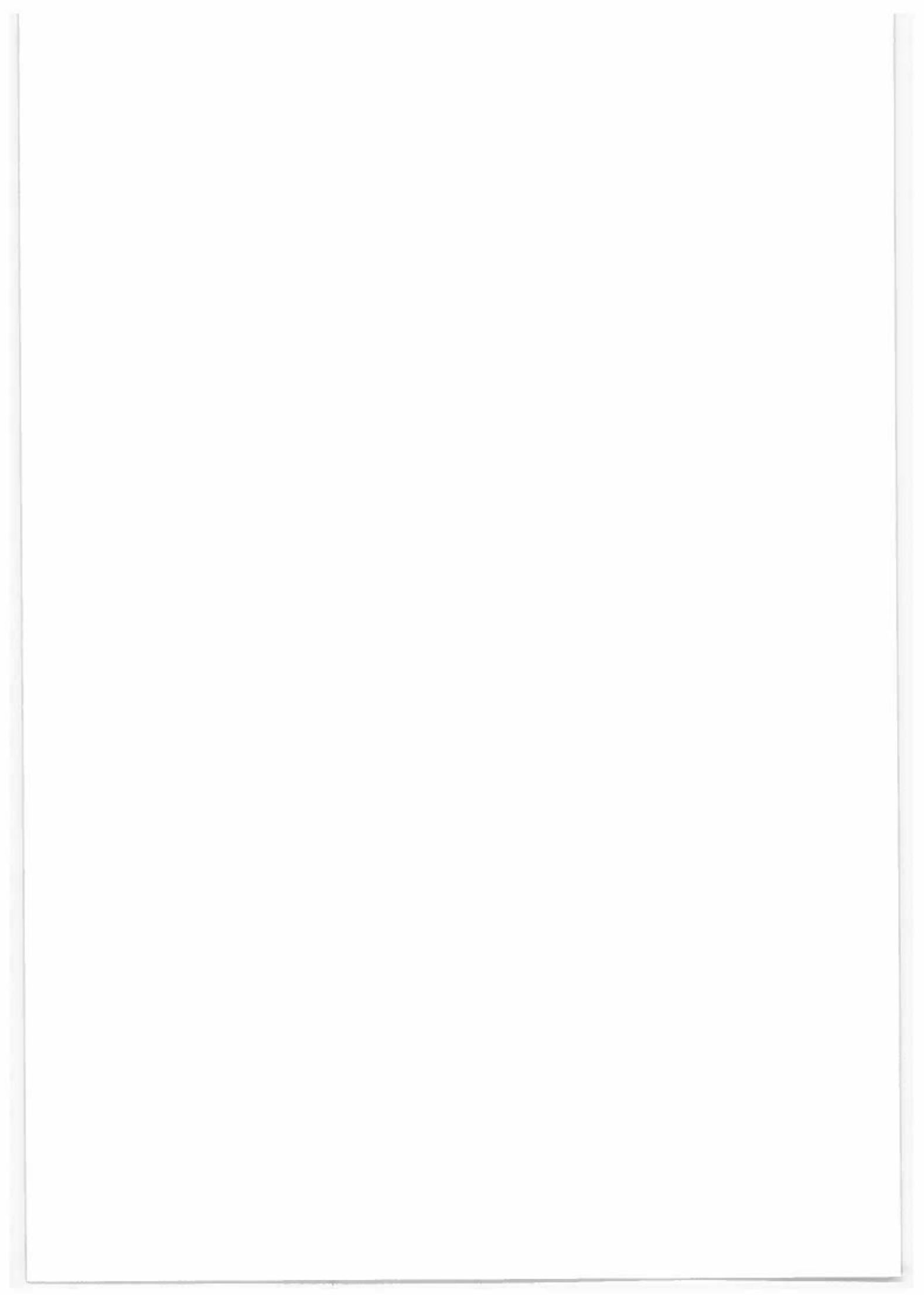
## Beiträge zur Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen

BREITENBACH, M. Genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin - eine Pilotstudie <i>Genetic Analysis of Spruce Stands in the Limestone Alps - A Pilot Study</i> .....	19
ENGLISCH, M. & STARLINGER, F. Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch <i>Forest Communities and Sites along the Altitude Profiles in Achenkirch</i> .....	25
MUTSCH, F. Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern <i>Classification of the Soils in the Area of Achenkirch According to Chemical Parameters</i> .....	55
PEINTNER, U. & MOSER, M. Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten im Projektgebiet Achenkirch <i>Diversity and Abundance of Basidiomycetes in the Achenkirch Project Area</i> .....	69
RANGGER, A. & INSAM, H. Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhenprofils in den Nordtiroler Kalkalpen <i>Microbial Activities and Biomass along an Altitude Profile of the Northern Tyrolean Limestone Alps</i> .....	95
GÖBL, F., THURNER, S. Bewertung von Waldstandorten durch eine Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln <i>Evaluation of Forest Sites by Means of Condition Assessment of Mycorrhizae and Fine Roots</i> .....	105
GRUBER, F., KREUZINGER, N., PODEU, R., HAUDEK, S.B., GÖBL, F., & KUBICEK, C.P. Identifizierung und Quantifizierung von mykorrhizabildenden Basidiomyceten an Hand ihres Glycerinaldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (gpdA) Gens <i>Identification and Quantification of Mycorrhizal Fungal Basidiomycetes by Means of the gpdA Gene</i> .....	113



## Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch

OTTITSCH, A. Erstellung einer Nutzungspotentialanalyse für den Raum Achenkirch <i>Preparation of a Landuse Potential Analysis for the Area of Achenkirch</i> .....	121
BERGER, T. Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen <i>The Deposition of Atmospheric Pollution and its Impact on Forest Ecosystems of the Northern Tyrolean Limestone Alps</i> .....	133
SMIDT, S., WOMASTEK, R., & LORBEER, G. Pestizideinträge durch nasse Depositionen <i>Input of Pesticides through Wet Depositions</i> .....	145
MÜTSCH, F. Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch <i>The Use of Heavy Metals Detected in the Soil as Air-Pollution Indicators on an Undercut Bank in the Area of Achenkirch</i> .....	153
PEINTNER, U. Schwermetallgehalte von Basidiomyzeten und deren Eignung als Bioindikatoren <i>Heavy Metal Concentrations of Basidiomycetes and their Suitability as Bioindicators</i> .....	161
MÜLLER, M. Cytogenetische Bioindikation an den "Höhenprofilen Achenkirch" - Untersuchungen von Chromosomen-Aberrationen in Wurzelmeristemata der Fichte <i>Cytogenetic Bioindication of the "Achenkirch Altitude Profiles" - Investigations on Chromosomal Aberrations in the Root Meristems of Spruce Trees</i> .....	169
SOBOTIK, M., & POPPELBAUM, M. Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Weideflächen der Nordtiroler Kalkalpen <i>Vegetational and Root Ecological Investigations on Forest Pastures and Pure Pastures of the Northern Tyrolean Limestone Alps</i> .....	177
GÖBL, F. Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet <i>Investigations on Mycorrhicae and Fine Roots in an Area used as Forest Pasture</i> .....	201
INSAM, H., RANGER, A. & GÖBL, F. Bodenmikrobielle Untersuchungen auf beweideten und nicht beweideten Flächen am Schulterberg <i>The Effect of Grazing on Soil Microbial Properties of Alpine Pastures</i> .....	215



## Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von bundesweiten Monitoring-Erhebungen, Meßnetzen und Modellansätzen

SCHADAUER, K.

Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen anhand der Parameter  
der Österreichischen Waldinventur

*Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps with the Help of the Parameters  
from the Austrian Forest Inventory* ..... 221

STEFAN, K., & HERMAN, F.

Ergebnisse chemischer Nadelanalysen aus dem Tiroler Kalkalpin

*Results from Chemical Needle Analyses in Spruce Carried out in the Tyrolean Limestone Alps* ..... 231

SMIDT, S., KNOFLACHER, K., MUTSCH, F., STEFAN, K., & HERMAN, F.

Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen

*Stress on the Northern Tyrolean Limestone Alps by the Depositions of Pollutants* ..... 245

HERMAN, F., & SMIDT, S.

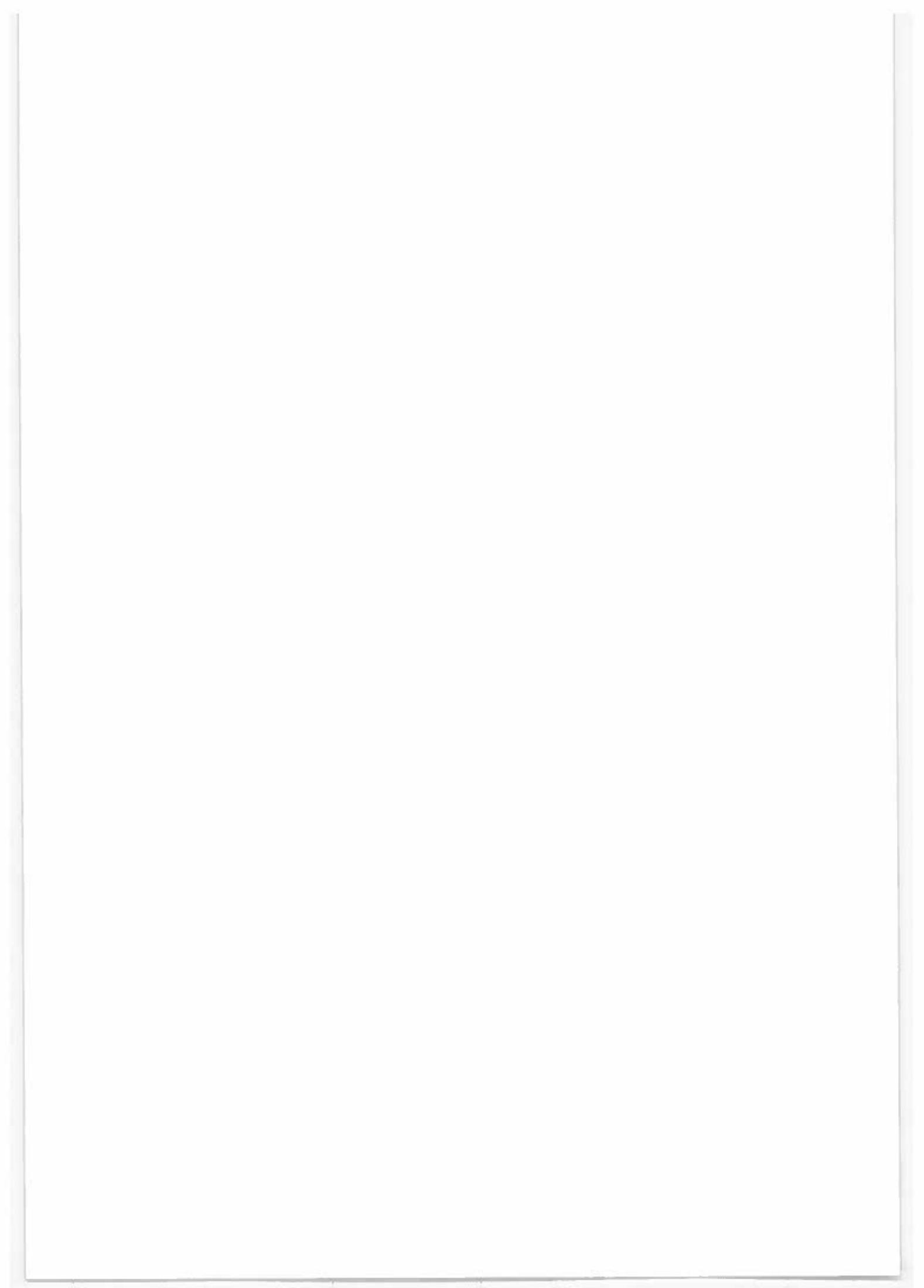
Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen und Abschätzung seiner Gefährdung - Zusammenschau

*Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps and Assessment of Risks - Synopsis* ..... 263

### Anhang:

Arbeiten über Untersuchungen im Raum Achenkirch ..... 277

Glossar ..... 281



# Einleitung und Zielsetzungen

F. HERMAN & S. SMIDT

*Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Im Rahmen des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" wird seit 1990 die Belastung von Gebirgswaldökosystemen auf interdisziplinärer Basis untersucht. Der vorliegende Bericht beinhaltet Ergebnisse aus dem Bereich der Rhizosphäre. Es werden der kalkalpine Raum beschrieben, eine Reihe von Belastungsfaktoren aufgezeigt und Biomonitoringverfahren zur Bewertung der Umweltsituation verwendet. Ferner werden die Einflüsse der Waldweide mit Hilfe von vegetationskundlichen, wurzelökologischen und bodenbiologischen Verfahren bewertet. Auf der Basis bundesweiter Erhebungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (Waldinventur, Waldschaden-Beobachtungssystem, Bioindikatornetz) wurde eine Abschätzung der Gefährdung des kalkalpinen Raumes (Wuchsgebiete 2.1 und 4.1) vorgenommen, wobei auch modellhafte Ansätze zum Einsatz kamen.

**Schlüsselworte:** Nordtiroler Kalkalpen, Waldökosystemforschung, Rhizosphäre

**Abstract. [Introduction and Objectives.]** Since 1990 the stress on mountain forest ecosystems has been investigated in the framework of the interdisciplinary project called "Ecosystematic Studies in the Limestone Alps - Achenkirch Altitude Profiles". The subject matter report presents results from the rhizosphere. Apart from the description of the area of the Limestone Alps and several stressors, also biomonitoring was used for environmental assessment. The impacts of forest pasture were assessed using vegetational, root-ecological and soil biological methods. Based on country-wide investigations carried out by the Federal Forest Research Centre (Forest Inventory, Forest Damage Monitoring System, Bio-Indicator Grid), the threat to the area of the Limestone Alps (growth areas 2.1 and 4.1) was assessed; also modelling was applied.

**Keywords:** Northern Tyrolean Limestone Alps, forest ecosystem research, rhizosphere

## 1. Einleitung

Der Wald in Europa ist durch das komplexe Zusammenwirken zahlreicher schädigender Einflüsse gefährdet. Um Maßnahmen zur Erhöhung der Stabilität verstärkt voranzutreiben, ist es erforderlich, die Zusammenhänge zwischen negativen Einflußfaktoren und ihren Auswirkungen noch effektiver als bisher zu erforschen. Stand des Wissens ist heute, daß es eine universell gültige Ursachen-Wirkungsbeziehung für Waldschädigungen nicht gibt und die regionale und zeitliche Vielfalt von Schadursachen wesentlich komplexer ist als ursprünglich angenommen. Die Konsequenz sind Forschungsprojekte auf breiter Basis und interdisziplinäre Zusammenarbeit der verschiedensten Wissenschaftsgebiete.

### • Monitoring und ökosystemare Forschungen in Europa

In Europa wurden, bedingt durch die Diskussion um die Ursachen der neuartigen Waldschäden, seit dem Beginn der 80er Jahre zahlreiche Monitoringprogramme und ökosystemare Forschungsprojekte initiiert. Landesweite Erhebungen erfolgten auf der Basis von Kronenansprachen mit begleitenden Erhebungen (z.B. FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1991a, 1992a; FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1992; INNES 1993; EUROPÄISCHE KOMMISSION 1994; FLÜCKIGER & BRAUN 1994). Die landesweiten Erhebungen sind ein Monitoring und beschreiben auf der Basis weiterer ausgewählter Parameter (z.B. Schwefel- und Nährstoffgehalte in Blattorganen, chemische Bodenparameter) den "Zustand" des Waldes und seine Entwicklung, Aussagen über kausale Zu-

sammenhänge zwischen Schädigungsfaktoren und beobachteten Schadbildern des Waldes lassen sich jedoch nur in beschränktem Maße ableiten.

Aussagen über kausale Zusammenhänge werden erst bei Kenntnis aussagekräftiger Parameter, basierend auf teilweise aufwendigen Methoden, möglich, welche es erlauben, Streßbelastungen noch vor dem Auftreten sichtbarer Schädigungen festzustellen. Die interdisziplinären Forschungen in Europa wurden zu einem Teil in Form von Freilandversuchen durchgeführt (z.B. COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1987; GKSS-FORSCHUNGSZENTRUM GEESTRACHT 1988 und 1992; NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM NP14 1991; FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE 1992; PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN 1993). Darüber hinaus erfolgten auch umfangreiche Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen in Begasungskammern bzw. Open-Top-Kammern (z.B. REHFUESS & BOSCH 1986; BLANK & LUTZ 1990; KRUPA & ARNDT 1990).

#### • Monitoring und ökosystemare Forschungen in Österreich

Auch in Österreich wurde neben den bundesweiten Erhebungen (Waldinventur, Waldschaden-Beobachtungssystem mit Waldboden-Zustandsinventur, Bioindikatornetz) eine Vielzahl von Stressoren im Rahmen von interdisziplinären Ansätzen erhoben und interpretiert (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989; FORSCHUNGSSINITIATIVE GEGEN DAS WALDSTERBEN 1992; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1989ab, 1990, 1991b, 1992b, 1995; HERMAN & SMIDT 1992, 1994; SMIDT et al. 1994). Die ökosystemaren Untersuchungen in Tirol wurden Anfang der 80er Jahre von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt begonnen, da große Waldbereiche in diesem Bundesland aufgrund der Kronenzustandserhebungen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994) schon damals als belastet bzw. geschädigt angesprochen wurden.

Die Notwendigkeit, stabile und funktionsfähige Waldökosysteme zu erhalten, ergibt sich für den gesamten Tiroler Bereich besonders vordringlich. Als Spezifikum im Vergleich zu anderen alpinen Ländern hat dort in den letzten 100 Jahren eine Zunahme der Bevölkerung und keine Entstädigung der Gebiete stattgefunden, woraus sich eine Knappheit der "Ressource Lebensraum" ergab. Lediglich 13 % der Landesfläche von Tirol sind als Dauersiedlungsraum geeignet, nur etwa 4 % der Landesfläche sind flach. In diesem "Nettotirol" gibt es Siedlungsdichten bis zu 900 Einwohnern pro km<sup>2</sup>; hier muß für Wohnen, Arbei-

ten, für die Land- und Forstwirtschaft sowie für Erholung und den wirtschaftlich besonders wichtigen Tourismus Platz sein (SCHEIRING 1995).

Wie es in einem Gebirgsland zu erwarten ist, stellt sich der Waldzustand aufgrund spezifischer Belastungsmuster regional und zeitlich sehr differenziert dar. Die im Rahmen der Österreichischen Waldzustandsinventur bzw. des Waldschaden-Beobachtungssystems erhobenen Kronenverlichtungen zeigten in Tirol seit 1984 einen Anstieg von etwa 30 % geschädigter Fläche (Summe stark + mittel + leicht geschädigt) auf über 40 % bis 1988; seit diesem Jahr beträgt dieser Anteil fast konstant 40 %. Die Tiroler Waldzustandsinventur zeigt ferner, daß sich Waldschäden in den Nordalpen (bezogen auf den Anteil an geschädigter Waldfläche in Beständen über 60 Jahren) im Vergleich der Erhebungen 1984 und 1993 deutlich erhöhten, wogegen im Bereich des Inntales eine Verbesserung und in den Zentralalpen nur eine geringfügige Verschlechterung eintrat (Abbildung 1; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994).

**Ökosystemare Studien an Höhenprofilen:** Durch die Einrichtung von Höhenprofilen war es möglich, eine Reihe von Themenstellungen, insbesondere solchen der Belastung in verschiedenen Höhenlagen und im Bereich der Waldgrenze bzw. im Schutzwaldbereich, zu bearbeiten. Die Zusammenarbeit mit zahlreichen Arbeitsgruppen ermöglichte es, die Ergebnisse der Erhebungen interdisziplinär zu interpretieren. Das Hauptaugenmerk wurde auf Waldgebiete höherer Lagen gelegt, in denen die Schutzfunktion einen besonderen Stellenwert besitzt.

Im Rahmen des Projektes "Höhenprofil Zillertal" wurde 1983 die interdisziplinäre Waldschadensforschung der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Tirol begonnen. Durch die Dokumentation der Umweltsituation des Untersuchungsraumes war nach den ersten drei Meßjahren die Basis für streßphysiologische Erhebungen geschaffen und eine Gefährdungsprognose sowie Streßfrüherkennungsmethoden ableitbar. Aus den Untersuchungen ließen sich zahlreiche forstlich relevante Aussagen ableiten, so z.B. über natürliche und anthropogene Streßbelastungen und über die Zusammenhänge von Luftschaadstoffkonzentrationen und meteorologischen Parametern; ferner wurden Streßfrüherkennungsmethoden erarbeitet.

Das Folgeprojekt "Höhenprofile Achenkirch" baut auf den Ergebnissen der Arbeiten im Zillertal (welches im Gegensatz zu Achenkirch Quarzphyllit als

Abb. 1:  
Anteile an geschädigter  
Waldfläche gemäß  
Tiroler Waldzustands-  
inventur in den Jahren  
1984 und 1993  
(AMT DER TIROLER  
LANDESREGIERUNG 1994)

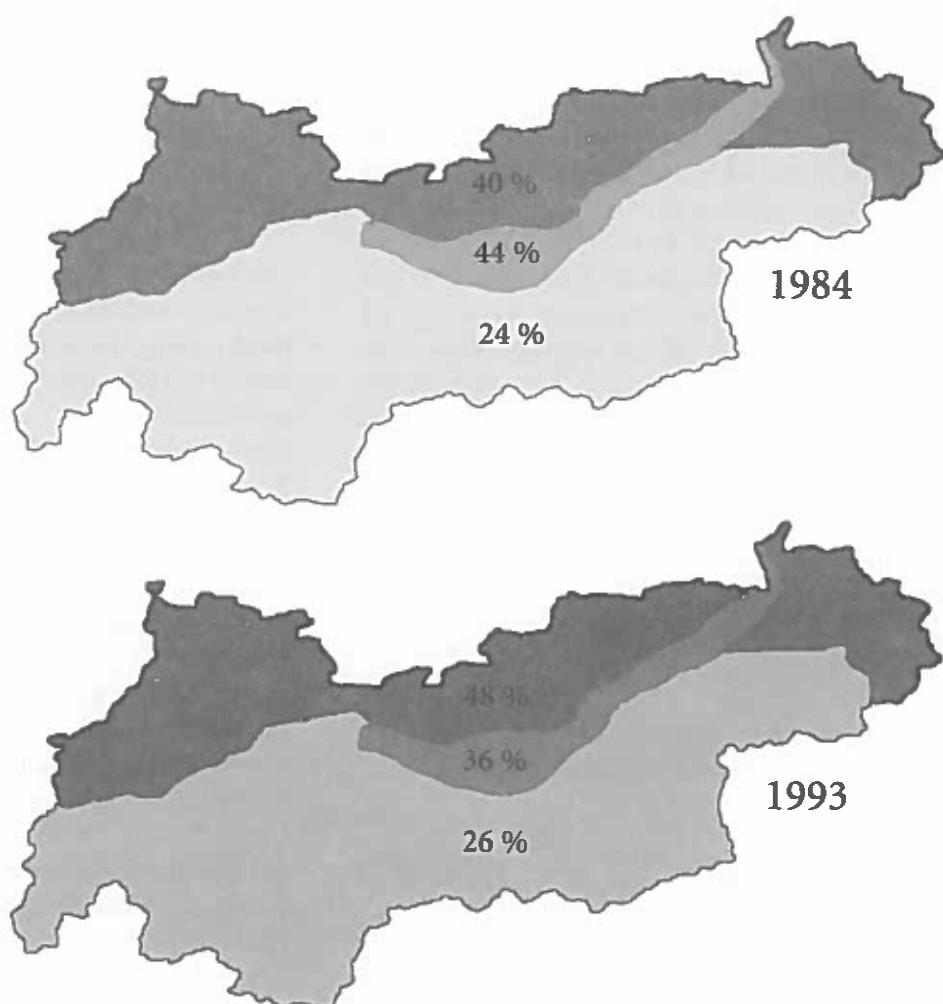
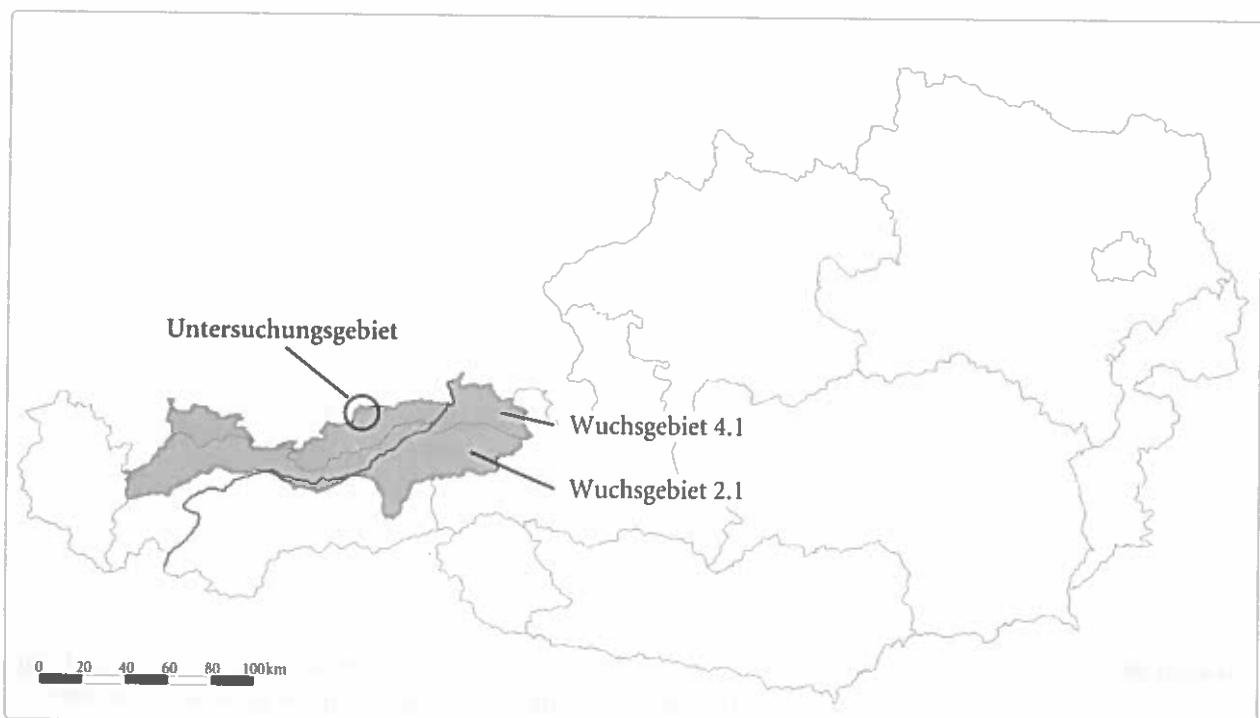


Abb.2:  
Lage der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 sowie des Untersuchungsgebietes



Grundgestein besitzt) auf und wurde 1990 begonnen (Lage der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 sowie des Untersuchungsgebietes siehe Abbildung 2). Der Forschungsbedarf im kalkalpinen Raum erwies sich als vordringlich, da Waldzustandsinventuren der letzten Jahre Kronenverlichtungen ergaben, welche im Vergleich zum österreichischen Durchschnitt höher lagen (das landesweite Ergebnis wird durch lokale Kronenzustandserhebungen untermauert; KREHAN & TOMICZEK 1992). Darüber hinaus liegen aus diesem Gebiet noch zu geringe Kenntnisse über die Ursachen der beobachteten Schädigungen vor. Da im Bereich der Höhenprofile große Flächen beweidet werden und der Einfluß der Beweidung als zusätzlicher Stressor besonders für den Bereich des Schutzwaldes noch ungenügend dokumentiert ist, wurde ein Themen schwerpunkt auf Waldweidefragen gelegt.

## 2. Aktueller Forschungsansatz, Zielsetzungen und Erhebungsumfang

### 2.1 Forschungsansatz

Die Ergebnisse der Teilprojekte sind zusammen mit den Grunddaten aus den Bereichen Waldbau, Standort, Forstgenetik, Meteorologie und Luftchemie die Basis für die Beschreibung und Einschätzung der Gefährdung des "Ökosystems Wald" im Untersuchungsgebiet. Weiterreichende Aussagen über eine Gefährdung der Wuchsgebiete der Nordtiroler Kalkalpen lassen sich ableiten, wenn Daten aus bundesweiten Erhebungen mit einbezogen werden. Im gegenständlichen Projekt wird deshalb versucht, mit den Ergebnissen aus den kleinräumigen interdisziplinären Untersuchungen im Raum Zillertal und Achenkirch (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989; PUXBAUM et al. 1991; SMIDT et al. 1991; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSSTALT 1992c; SMIDT & HERMAN 1994; SMIDT et al. 1994) und flächendeckenden Monitoringerhebungen (STEFAN 1991; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSSTALT 1991a, 1992a, 1992d) eine Beurteilung der Belastung des kalkalpinen Raumes vorzunehmen. Hierzu werden Critical Levels, Critical Loads und Parameter, die als Zeigerwerte dienen können, herangezogen. Weiters fließen Erkenntnisse aus der Nutzungspotentialanalyse ein. Die Synthese der sich so ergebenden Erkenntnisse soll unter Anwendung von Modellansätzen die Grundlage für Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen bilden. Aus diesen Überle-

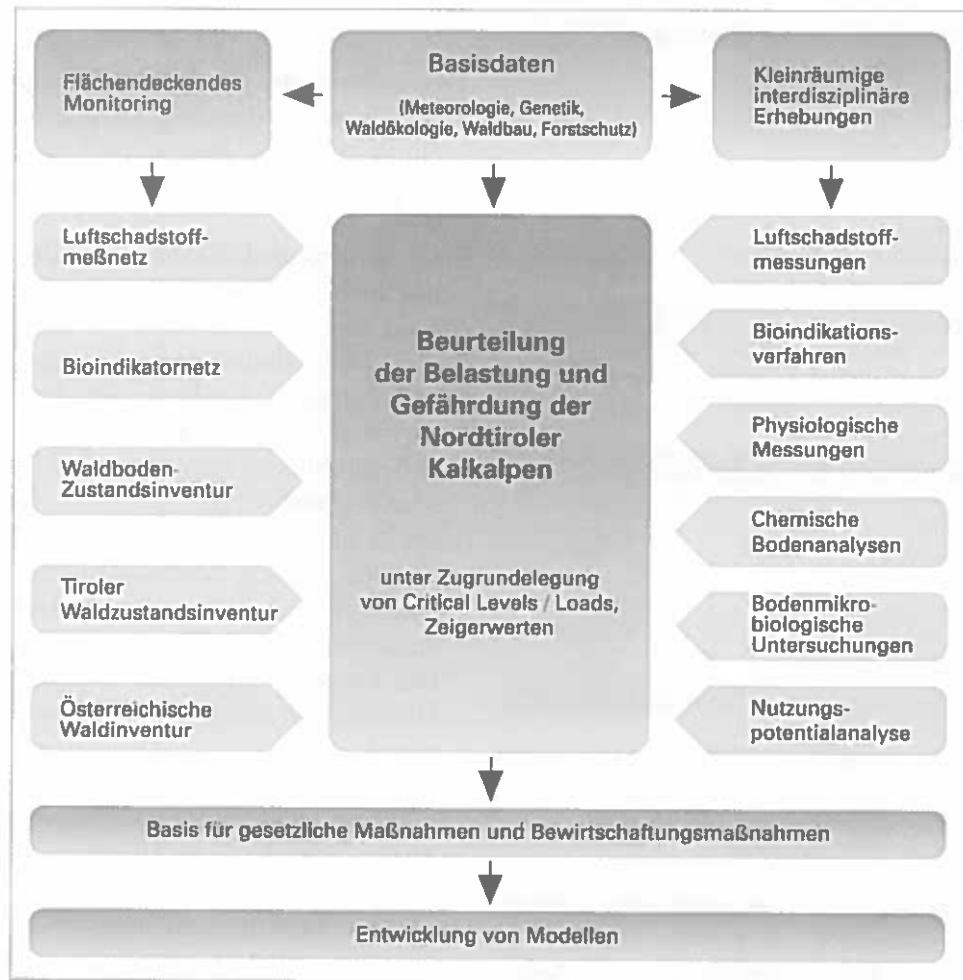
gungen ergab sich eine Erweiterung des Forschungsansatzes, der schematisch in Abbildung 3 dargestellt ist.

### 2.2 Zielsetzungen

Der Projektansatz hat die Behandlung folgender Thematiken und Zielsetzungen zum Inhalt:

- Beschreibung des kalkalpinen Raumes in den Bereichen Waldökologie, Waldbau, Genetik, Forstschutz und Meteorologie;
- Umweltmonitoring (Integrated Monitoring) zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Räumen an Hand gültiger Grenzwerte, Richtwerte und Zielvorstellungen für Grenzwerte; Bioindikationsverfahren mit dem Ziel, Schadstoffbelastungen zu charakterisieren;
- Ableitung von Zeigerwerten zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes zur Erarbeitung von Diagnosemethoden, die auch in der Praxis mit einem angemessenen Aufwand durchgeführt werden können und von denen sich Zahlenwerte ableiten lassen, die eine Abschätzung bzw. Klassifizierung der Streßgefährdung erlauben;
- Beiträge zu Fragen des Schutzwaldes und der Hochlagen mit dem Ziel, diesen wesentlichen Waldbereich hinsichtlich seiner Gefährdung abzuschätzen und Lösungsvorschläge zur Minimierung der Gefährdung zu erarbeiten;
- Beiträge zur Waldweide, um die Auswirkungen der Beweidung im Hinblick auf Bodenstabilität, Naturverjüngung und Artenvielfalt wissenschaftlich zu bewerten;
- Beiträge zur Formulierung bzw. Verfeinerung von Critical Levels und Critical Loads, um auf der Basis langjähriger Freilanderhebungen kritische Belastungen durch Schadstoffdepositionen aufzuzeigen und damit die Grundlage für gesetzliche Regelungen zu schaffen;
- Anwendung von Modellen zur Synthese flächenbezogener Risikofaktoren und zur Schaffung von Grundlagen für die praxisbezogene Entwicklung von Maßnahmen für die Erkennung und Vermeidung von Risikopotentialen.
- Die Abschätzung der Gefährdung des Raumes der Nordtiroler Kalkalpen wird durch die Zusammenführung von Umweltmonitoringergebnissen (Monitoringerhebungen, Integrated Monitoring, Bioindikationsverfahren), Interpretation von Zeigerwerten zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes (Komponenten des antioxidativen Systems,

Abb.3: Forschungsansatz zur Abschätzung der Belastung und Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen



Entgiftungsenzyme, Lipoide, photosynthetische Messungen), und Beiträge zu Fragen des Schutzwaldes und der Waldweide (Mykorrhizauntersuchungen in Waldweidegebieten, Aufforstungsversuche in Waldweidegebieten) sowie durch die Anwendung von Modellen (unter Verwendung von Luftschadstoff-, Boden- und Waldinventurdaten) angestrebt.

### 2.3 Erhebungsumfang (Raum Achenkirch)

Der grundsätzliche Aufbau des Projektes bleibt in der zu Beginn des Projektes formulierten Fassung (HERMAN & SMIDT 1994) bestehen. Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, wird eine Erweiterung durch die Hinzunahme von Daten bundesweiter Langzeiterhebungen und modellhaften Abschätzungen der Gefährdung des kalkalpinen Raumes vorgenommen.

### 3. Untersuchungsgebiet und Probeflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt im nördlichen Kalkalpen-Randgebiet (Fichten-, Tannen-, Buchenwaldgesellschaft). Die im Untersuchungsgebiet eingerichteten Profile unterscheiden sich in ihren waldbaulichen Voraussetzungen und ihrer Belastungssituation. Besonders die höheren Lagen sind durch jahrhunderte-lange Waldweidebelastung auf sensiblen Böden und der sich daraus ergebenden Bestandesentmischung charakterisiert. Nutzungskonflikte ergeben sich u.a. aus dem intensiven Sommer - und Wintertourismus im Achenal und der Wildbewirtschaftung.

Die Lage des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 4, die an den einzelnen Probeflächen durchgeführten Untersuchungen sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

**Tab. 1:**  
**Gesamterhebungsumfang**

<b>Luftschadstoff- und meteorologische Messungen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <math>\text{SO}_2</math>-, <math>\text{NO}_x</math>- und <math>\text{O}_3</math></li> <li>• (Chlor-)Kohlenwasserstoffe</li> <li>• Meteorologische Parameter</li> <li>• Analyse der Inversionen</li> <li>• Nasse Freilanddepositionen (anorganische Ionen, Pestizide)</li> <li>• Okkulte Depositionen</li> <li>• Kronentraufe (anorganische Ionen)</li> <li>• Bodenwasser (anorganische Ionen)</li> </ul>
<b>Bioindikationsverfahren</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cytogenetische Bioindikation an Fichtenwurzeln</li> <li>• Chlorkohlenwasserstoffgehalte in Fichtennadeln</li> <li>• Schwermetallgehalte in Moosen und Pilzen</li> <li>• Mykosoziologie</li> </ul>
<b>Physiologische Bioindikation mit Fichten</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Komponenten des antioxidativen Systems bzw. Pigmente</li> <li>• Entgiftungsenzyme</li> <li>• Fettsäuren und Wachse</li> <li>• Thylakoidproteine u.a. Proteine</li> <li>• Photosynthesemessungen</li> <li>• Peroxide (auch in Buchen)</li> </ul>
<b>Chemische Bodenanalysen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nähr- und Schadstoffe im Boden</li> </ul>
<b>Bodenmikrobiologische Untersuchungen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Untersuchung der Ekto- und Endomykorrhiza</li> <li>• Mykorrhizidenidifikation mittels PCR-Methode</li> <li>• Bodenmikrobiologische Parameter (mikrobielle Aktivitäten, Biomasse)</li> </ul>
<b>Erhebungen der wirtschaftlichen Ansprüche</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nutzungspotentialanalyse</li> </ul>
<b>Nadelanatomische und -morphologische Untersuchungen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elektronenmikroskopische Nadelwachsuntersuchungen</li> <li>• Biometrische Messungen an Ästen und Nadeln</li> </ul>
<b>Forstpathologische Untersuchungen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Differentialdiagnostische Untersuchungen</li> <li>• Vitalitätsmessungen am Stamm mittels Impulsstrommessung</li> </ul>
<b>Waldbauliche Untersuchungen</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Blüh- und Fruktifikationsverhalten von Bäumen</li> </ul>

#### 4. Einzelbeiträge des vorliegenden Bandes

Im vorliegenden Band wird eine Beschreibung des kalkalpinen Raumes mit dem Themenschwerpunkt Rhizosphäre vorgenommen. Erste Ergebnisse und Ergebnisse aus dem Bereich "Phyllosphäre" wurden bereits publiziert (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992c; HERMAN & SMIDT 1994; SMIDT & HERMAN 1994). Darüber hinaus wird in einem ersten Ansatz

die Gefährdung der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1, welche nahezu die gesamte Fläche der Nordtiroler Kalkalpen umfassen, eingeschätzt.

#### **Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen**

- Die genetische Charakterisierung von Fichten soll Hinweise auf die Angepaßtheit bzw. Anpassungsfähigkeit und damit auf eine mögliche Gefährdung geben.
- Die Versorgung der Böden mit Nährelementen wird beschrieben und mit den bundesweiten Ergebnissen verglichen.
- Die Waldgesellschaften und Standorte des Untersuchungsgebiete werden anhand der pflanzensoziologischen Erkundungen und die Auswirkungen außerforstlicher Nutzungen auf die Waldgesellschaften beschrieben.
- Die Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten wird als Vergleichsbasis zur Beurteilung einer künftigen Veränderung der Pilzgesellschaften herangezogen.
- Das Untersuchungsgebiet wird in verschiedenen Höhenstufen mit bodenbiologischen Parameter charakterisiert.
- Waldstandorte werden durch eine Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln bewertet.
- Mykorrhizen werden auf der Basis molekularbiologischer Techniken identifiziert, was einer schnelleren Identifizierung und damit einer besseren Qualitätsbeurteilung von Standorten dienen kann.

#### **Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von bundesweiten Monitoring-Erhebungen, Meßnetzen und Modellansätzen**

- Von den im Rahmen der Österreichischen Waldinventur erhobenen Parametern werden für die Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 jene Parameter aufgezeigt und quantifiziert, welche Hinweise auf Belastungen geben. Auch die Ergebnisse des Waldentwicklungsplanes werden zur Beurteilung herangezogen.
- Anhand weiterer bundesweiter Erhebungen (Österreichisches Bioindikatornetz, Österreichische Waldbodenzustandsinventur) wird die Schadstoffbelastung der Nordtiroler Kalkalpen aufgezeigt.
- Auf der Basis der Nährstoffanalysen, welche im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes durchgeführt werden, wird der Ernährungsstatus der Bioindikatorbäume festgestellt und bewertet.
- Punktuelle Langzeitmessungen gasförmiger Luftschadstoffe und nasser Depositionen und modellhafte Ansätze im Zusammenhang mit der Bewertung anhand von Critical-Loads und Critical Levels.

Tab.2:

*Untersuchungen an den Höhenprofilen Achenkirch*  
*(gesamter Erhebungsumfang, welcher im vorliegenden Band nur zum Teil behandelt wird)*

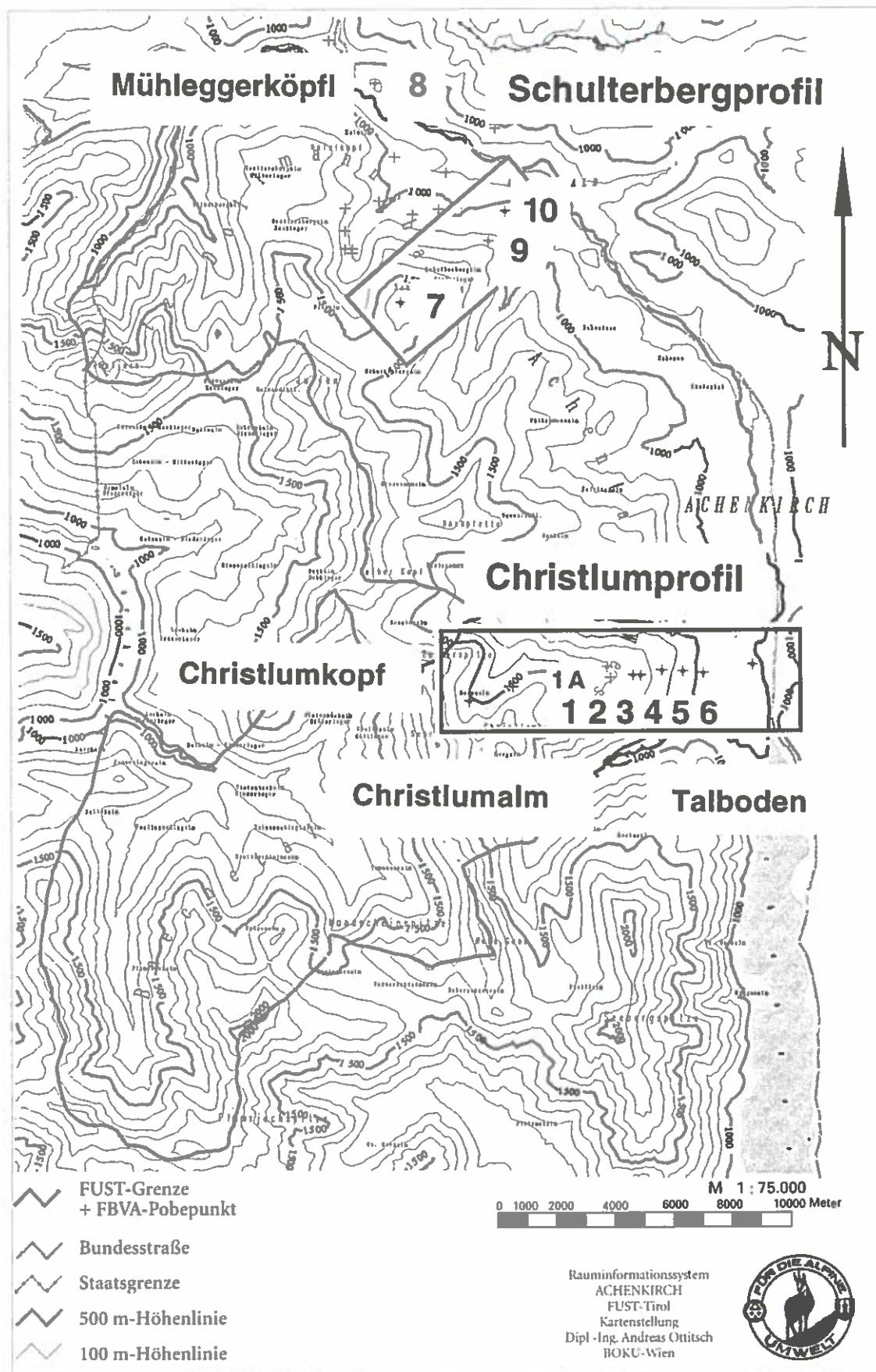
	Christlumprofil										Schulterberg			8 Mü
	CK	1	1A	2	CA	3	4	5	6	TB	7	9	10	
m Seehöhe	1758	1400	1420	1320	1280	1240	1140	1050	970	930	1686	1220	1030	920
Luftschadstoffanalysen	◆				◆					◆				
SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub>														◆
Chlorkohlenwasserstoffe														◆
Kohlenwasserstoffe											◆	◆	◆	
Depositionsmessungen														
• Freiland	◆				◆					◆				◆
Pestizidanalysen					◆					◆				◆
• Kronentraufe / Bodenwasser			◆					◆						
Okkulte Deposition					◆									
Meteorologie	◆				◆					◆	◆	◆	◆	◆
Nadelanalysen (Nähr- und Schadstoffe; biochem. Parameter)	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆
Chlorkohlenwasserstoff- und Proteingehalte in Fichtennadeln	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆					
Peroxidgehalte in Buchenblättern											◆	◆	◆	◆
Photosynthesemessungen		◆				◆				◆				
Borkenanalysen (Pb, Cd)	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆
Bodenanalysen (chemische Parameter)	◆					◆				◆	◆	◆	◆	
Bodenanalysen (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd)		◆				◆				◆◆◆◆◆◆				
											(Nordprofil)			
Populationsgenetische Untersuchungen											◆	◆	◆	
Waldgesellschaften und Standorte	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆
Pollenuntersuchungen											◆	◆	◆	◆
Mykosoziologie	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆			
Cytogenetische Bioindikation	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆
Mykorrhiza	◆					◆		◆			◆			
Vegetationskunde, Wurzelökologie														
Boden: mikrobielle Aktivität, Biomasse	◆					◆		◆			◆			
Flechtenkartierung	◆					◆		◆			◆			◆
Schwermetallgehalte in Moosen											◆	◆	◆	◆
Schwermetallgehalte in Pilzen											◆	◆	◆	◆
Nadelanatomische und -morphologische Untersuchungen	◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	
Nutzungspotentialanalyse											Raum Achenkirch			

**Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch**

- Mit Hilfe der für Achenkirch auf der Basis zahlreicher Informationen über Risikofaktoren erstellten Nutzungspotentialanalyse werden methodische Ansätze und Nutzungskonflikte aufgezeigt.
- Die Stoffflüsse (Schwefel-, Stickstoff-, Protoneneinträge) unter dem Kronendach und Bodenwasseruntersuchungen werden u.a. zur Beurteilung kritischer Einträge bzw. zur Beurteilung der Rolle des Stickstoffs als Schad- oder limitierender Faktor herangezogen.
- Die Gehalte von Pestiziden in nassen Niederschlägen werden bewertet.

- Über den Vergleich des Gesamtgehaltes der Schwermetallimmissionen mit ihrem mobilen Gehalt im Boden wird die Eignung bestimmter Schwermetalle als Immissionsindikatoren geprüft.
- Mit Hilfe der Schwermetallgehalte von Basidiomyzeten und wird deren Eignung zur Bioindikation untersucht.
- Die Eignung der Methode der Quantifizierung von Chromosomenaberrationen zur cytogenetischen Bioindikation von schädigenden Einflüssen auf die Wurzeln von Fichten wird getestet.
- Die Beeinflussung der Krautschicht und ihrer Wurzelmassen, der bodenmikrobiellen Aktivität der Mykorrhiza und der Entwicklung von Sämlingen durch die Waldweide wird untersucht.

Abb.4:  
Untersuchungsgebiet und Probeflächen



## 5. Beteiligte Institutionen

- Forstliche Bundesversuchsanstalt (Institut für Waldbau, Institut für Forstpflanzenzüchtung und Genetik, Institut für Standortkunde, Institut für Forstschatz, Institut für Waldinventur, Institut für Immisionsforschung und Forstchemie),
- Technische Universität Wien (Institut für Analytische Chemie; Institut für Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre; Institut für Biochemische Technologie und Mikrobiologie),
- Universität für Bodenkultur Wien (Institut für Forstökologie, Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, Institut für Forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik),
- Universität Graz (Institut für Pflanzenphysiologie),
- Universität Innsbruck (Institut für Mikrobiologie),
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik,
- Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein,
- GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit München (Institut für Biochemische Pflanzenpathologie und Arbeitsgruppe EPOKA),
- Umweltbundesamt Wien,
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien,
- Forschungszentrum Seibersdorf (Umweltpolitik).

## Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994: *Zustand der Tiroler Wälder 1993*. Bericht an den Tiroler Landtag.
- BLANK L.W. & LÖTZ C. (eds.) 1990: *Tree exposure experiment in closed chambers*. Environmental Pollution 64 (3, 4).
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. 1989 (Hrsg.): *Stressphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal*. Phyton 29 (3).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1994: *Waldbericht 1993*.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1987: *Direct effects of dry and wet deposition of forest ecosystems - in particular canopy interactions*. Air Pollution Research Report 4.
- DEIMLING H. 1992: *Hindernisse bei Wald - Weidetrennung*. Österr. Forstztg. 11, 42.
- EUROPAISCHE KOMMISSION 1994: *Der Waldzustand in Europa - Ergebnisse der Erhebung 1993*.
- FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1992: *Waldschadensforschung in der Schweiz. Stand der Kenntnisse*. Forum für Wissen.
- FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE 1992: *The Lapland Forest Damage Project*. Abstracts and conclusions of the Interim Report.
- FLÜCKIGER W. & BRAUN S. 1994 (Hrsg.): *Waldschadensbericht 1984-1993. Untersuchungen in Buchenbeobachtungsflächen*.
- FORSCHUNGSGESELLSCHAFT GEGEN DAS WALDSTERBEN 1992: *Bibliographie der FIW-Waldschadensforschung*. Österr. Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung. FIW-Forschungsbericht 1992/2.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1989a: *Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 163/1.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1989b: *Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 163/2.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1990: *Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 163/3.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1991a: *Zusammenfassende Darstellung der Waldzustandsinventur*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 166.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1991b: *Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 163/4.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992a: *Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem*. FBVA-Berichte 71.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992b: *Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal"*. FBVA-Berichte 67.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992c: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch"*. FBVA-Berichte 70.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992d: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 168.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1995: *Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 163/5.
- GKSS-FORSCHUNGZENTRUM GEESTRACHT 1988: *Forschungsprogramm Waldschäden am Standort Postturm* (J. BAUCH & W. MICHAELIS, Hrsg.).
- GKSS-FORSCHUNGZENTRUM GEESTRACHT 1992: *Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort Postturm* (W. MICHAELIS & J. BAUCH, Hrsg.).
- GREIF F. 1992: *Waldweide in Österreich*. Österr. Forstztg. 5, 26-29.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994 (Hrsg.): *Ökosystemare Studien im Kalkalpin, Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78.
- HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1992: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch"*. FBVA-Berichte 70.
- INNES J.L. 1993: *Assessment of increment in permanent monitoring plots established to determine the effects of air pollution on forests*. Proc. Sopron Workshop, Sept. 1993.
- KRUPA S.V. & ARNDT U. (eds.) 1990: *The Hohenheim long-term experiment: effects of ozone, SO<sub>2</sub> and simulated acidic precipitation on tree species in an microcosm*. Environmental Pollution 68 (3, 4).
- NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM NFP 14 1991: *Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz*. Programmleitung NFP 14, Vol. 1-5, Verlag der Fachvereine Zürich.

- PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN 1993 (ed.): *Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN ADRIA*. Proc., GSF-Report 39/93.
- PUXBAUM H., GABLER K., SMIDT S. & GLATTES F. 1991: *A one year record of ozone profiles in an Alpine valley (Zillertal/Tyrol, Austria, 600-2000m a.s.l.)*. Atmospheric Environment 25A (9), 1759-1765.
- REHFUESS K.E. & BOSCH C. 1986: *Experimentelle Untersuchungen zur Erkrankung der Fichte auf sauren Böden der Hochlagen: Arbeitshypothese und Versuchsplan*. Forstwiss. Cbl. 105 (4), 201-380.
- SCHEIRING H. 1995: Unveröff. Manuskript.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991: *Beurteilung österreichischer Ozonmeßdaten im Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte*. Staub Reinh. Luft 51, 43-49.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1994: *Waldökosystemforschung in inneralpinen Tälern Tirols*. Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (4), 203-208.
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1994 (Hrsg.): *Studies of Ecosystems in the Limestone Alps - "Achenkirch Altitude Profiles" Phyllosphere*. Phyton 34 (3).
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (Hrsg.) 1995: *Studies of ecosystems in the Limestone Alps - "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3).
- STEFAN K. 1991: *Das Österreichische Bioindikatornetz - Ergebnisse der Schwefel- und Nährelementuntersuchungen*. VDI-Berichte 259-274.

Verfasser: HR Dipl.-Ing. Dr. Friedl Herman  
Dipl.-Ing. Dr. Stefan Smidt  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
Seckendorff-Gudent Weg 8  
A-1131 Wien

# Genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin - eine Pilotstudie

M. BREITENBACH-DORFER

*Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien*

**Kurzfassung.** Genetische Diversität ist Voraussetzung für die Anpassungsfähigkeit von Waldbaumpopulationen an sich ändernde Umweltbedingungen. Anpassung an extreme Bedingungen kann zwar kurzfristig zur Optimierung der genetischen Konstitution, längerfristig jedoch zum Verlust der Diversität führen. Ziel dieser Arbeit war die Abschätzung der genetischen Variation von Fichtenbeständen im Untersuchungsgebiet Schulterberg. Mittels Isoenzymanalyse wurden drei entlang eines Höhentransekts gelegene Bestände untersucht. Mit steigender Seehöhe wurde zwar eine Abnahme der Zahl polymorpher Genorte gefunden, insgesamt jedoch sind die Unterschiede in der Diversität nur gering. Eine verminderte Anpassungsfähigkeit am Arealrand scheint somit nicht gegeben.

**Schlüsselworte:** Isoenzyme, Diversität, Anpassungsfähigkeit, Höhentransekt

**Abstract.** [Genetic Analysis of Spruce Stands in the Limestone Alps - A Pilot Study.] Genetic diversity is required as a basis of the adaptability of forest tree populations under changing environmental conditions. Adaptation to extreme environments may lead to a short term genetic optimum, on the long run, however, to the loss of diversity. The aim of this study was to estimate the amount of variation in spruce stands in the Schulterberg area. Isoenzyme analysis was employed to investigate three stands along an altitude transect. Although the number of polymorphic loci decreased at higher altitudes, no striking differences were found with respect to gene diversity. There is no indication of reduced adaptability in the marginal area close to the timber line.

**Keywords:** Isoenzymes, diversity, adaptability, altitude transect

## 1. Einleitung

Überleben und Fortbestand von Waldbaumpopulationen sind sowohl von ihrer Angepaßtheit als auch ihrer Anpassungsfähigkeit abhängig. Eine angepaßte Population besitzt eine genetische Konstitution, die durch selektive Prozesse für die gegenwärtig herrschende Umweltsituation optimiert wurde. Aus dem gesamten Spektrum der im Genpool der Art vorhandenen genetischen Vielfalt ist in einer angepaßten Population daher nur ein kleiner Anteil vorhanden, eben jene Allele, die sich unter den gegebenen Bedingungen als vorteilhaft erwiesen haben. Im Gegensatz dazu bedeutet Anpassungsfähigkeit die Möglichkeit, auf geänderte oder fluktuiierende Bedingungen zu reagieren. Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein genetischer Vielfalt, an der die Selektion wirken kann. Zuvor seltene Allele können durch selektive Bevorzu-

gung an Häufigkeit zunehmen; auf diese Weise kann die Population zu einem neuen Anpassungsgipfel geführt werden. Je größer die Zahl der Allele in einer Population, desto größer ist die Bandbreite für Anpassungsprozesse. Das Ausmaß der vorhandenen genetischen Variation ist daher eine wichtige Kenngröße für forstgenetische Untersuchungen. Der Einsatz biochemischer (z.B. Isoenzymanalysen) und molekularbiologischer (z.B. RFLPs = Restrictions Fragment Längen Polymorphismus, RAPDs = Random Amplified Polymorphic DNA, Fingerprinting) Methoden erlaubt es, die Schätzung der Variation entweder direkt an der genetischen Information (DNA) oder an Genprodukten (Proteinen) vorzunehmen.

In der vorliegenden Untersuchung soll die genetische Konstitution von autochthonen und naturnahen Fichtenbeständen im Kalkalpin mittels Isoenzymanalysen bestimmt werden. Die dafür ausgewählten Bestände umfassen verschiedene Höhenstufen und rei-

chen von 1030 m bis an die aktuelle Waldgrenze (ca. 1700 m), welche edaphisch und/oder anthropogen bedingt nach unten verschoben ist (ENGLISCH 1992). Der höchstgelegene Bestand ist auf Grund seiner marginalen Lage natürlichen Streßfaktoren (z.B. extremen Witterungsbedingungen) und weiteren anthropogenen Einflüssen (z.B. Waldweide) besonders ausgesetzt (KREHAN & TOMICZEK 1992; HERMAN & SMIDT 1994). Randpopulationen sind starken selektiven Kräften unterworfen und können somit als Folge der Anpassung eine geringere genetische Diversität aufweisen. BERGMANN & GREGORIUS (1979) konnten dies für marginale Fichtenbestände durch Isoenzymanalysen nachweisen. Sowohl in den Höhenlagen der Alpen als auch an der Nordgrenze des Verbreitungsgebietes der Fichte (Finnland) war die genetische Diversität deutlich geringer. TIGERSTEDT (1973) konnte allerdings in den nördlichen Randpopulationen keine signifikante Verringerung der Diversität feststellen.

Die Untersuchung von drei Fichtenbeständen am Schulterberg soll dazu dienen, eventuell vorhandene genetische Unterschiede zwischen den verschiedenen Höhenstufen aufzudecken. Insbesonders soll der Frage nachgegangen werden, ob das Ausmaß der genetischen Diversität zwischen den Beständen variiert. Für das Verständnis der großräumigen genetischen Struktur der Fichte in Österreich bildet die Erhebung von Isoenzymdaten aus dem westlichen Teil des österreichischen Kalkalpins eine wichtige Ergänzung zu den bereits vorhandenen Untersuchungen zahlreicher Bestände aus den weiter östlich gelegenen Regionen (GEBUREK 1994). Die Ergebnisse dieser Pilotstudie sollen weiters als Grundinformation für andere Projekte, vor allem in Zusammenhang mit Untersuchungen über die Streßindikation, dienen.

## 2. Material und Methoden

Auf den drei Probeflächen 7 (1686 m), 9 (1220 m) und 10 (1030 m) des Höhenprofils Schulterberg (HERMAN & SMIDT 1994) wurden 1993 in der 2. Novemberwoche Zweige von insgesamt 64 Fichten einzelnbaumweise gewonnen. Die Zahl der beernteten Probefäden betrug auf der Fläche 10: 19, auf Fläche 9: 15 und auf Fläche 7: 30. Eine genaue Beschreibung der Standorte und der Bestände findet sich bei ENGLISCH (1992) und KREHAN & TOMICZEK (1992). 2 bis 4 Tage nach der Beerntung wurden die ruhenden Knospen isoliert, in flüssigem Stickstoff eingefroren und

bis zur Analyse bei -80 °C aufbewahrt. Von diesen drei Flächen wurden bereits 1992 56 Fichten beerntet und mittels Isoenzymanalyse genetisch charakterisiert (BREITENBACH-DORFER 1994). Es liegen somit die Analysenergebnisse von insgesamt 120 Bäumen vor.

Für die Elektrophorese wurden in diesem Jahr ausschließlich diploide Knospengewebe verwendet, da auf Grund fehlender Fruktifikation keine Samen zur Verfügung standen. Die Homogenisierung des Probenmaterials und die elektrophoretische Trennung wurde, wie in BREITENBACH-DORFER (1994) angegeben, durchgeführt. Die Färbung der Isoenzyme erfolgte im wesentlichen gemäß BREITENBACH-DORFER et al. (1992) und KONNERT (1992).

Folgende elf Enzymsysteme wurden analysiert: Malat Dehydrogenase (MDH, EC 1.1.1.37), Phosphoenolpyruvat Carboxylase (PEPCA, EC 4.1.1.31), Isocitrat Dehydrogenase (IDH, EC 1.1.1.42), Glucose 6-phosphat Dehydrogenase (G6PDH, EC 1.1.1.49), Shikimat Dehydrogenase (SKDH, EC 1.1.1.25), 6-Phosphogluconat Dehydrogenase (6-PGDH, EC 1.1.1.44), Glutamat Dehydrogenase (GDH, EC 1.4.1.2), Phosphoglucomutase (PGM, EC 2.7.5.1), Glutamatoxalacetat Transaminase (GOT, EC 2.6.1.1), Phosphoglucose Isomerase (PGI, EC 5.3.1.9) und Leucinamino Peptidase (LAP, EC 3.4.11.1).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Zusammen mit den 56 im Jahre 1992 beernteten und bereits untersuchten Probefäden liegen nun die Analysenergebnisse von insgesamt 120 Bäumen, und zwar von 45 Probefäden auf Fläche 7, von 35 auf Fläche 9 und von 40 auf Fläche 10 vor.

Die untersuchten Enzymsysteme und Genorte sowie die im Untersuchungsgebiet gefundene maximale Zahl von Allelen sind in Tabelle 1 angegeben.

Von den untersuchten Genorten zeigen fünf (Mdh-A, Idh-B, Gdh-B und Lap-A) auf keiner der drei Flächen Variation. Auf Fläche 9 (1220 m) ist zusätzlich noch Mdh-B und 6-Pgdh-A monomorph, auf der Fläche 7 (1686 m) außerdem noch G-6-Pdh und Skdh-B. Die Zahl der monomorphen Genorte nimmt mit steigender Höhe zu (1030 m: 5 monomorphe Genorte, 1220 m: 7, 1687 m: 9). Der Anteil der polymorphen Genorte liegt zwischen 54,5 % und 76 % und ist somit in dem Bereich von 50-85 % polymorphen Genorten, wie er auch von LÖCHELT (1994) in einer Studie von 24 Beständen von Fichten mit unterschiedlichen Schad-

symptomen in Baden-Württemberg gefunden wurde. Die Gesamtzahl der bis jetzt im Untersuchungsgebiet gefundenen Allele ist 48. Die Zahl der gefundenen Allele nimmt mit steigender Höhe ab (Fläche 10: 45, Fläche 9: 43, Fläche 7: 41). Bemerkenswert ist, daß zwar mit steigender Höhe die Zahl der Genorte mit Variation abnimmt, daß aber auf Fläche 7 in 1686 m an 2 Genorten Varianten auftreten, die auf den beiden tieferliegenden Flächen bis jetzt noch nicht gefunden wurden (Mdh-C170 und Skdh-A125). Die Gesamtzahl der gefundenen Allele liegt in derselben Größenordnung, die MÜLLER-STARCK (1994) für die Schweiz findet (45) und ist niedriger als die von LAGERCRANTZ & RYMAN (1990) angegebene Zahl (57). Allerdings wird in der letzteren Arbeit die Variation von Fichtenpopulationen aus dem mitteleuropäischen, nordosteuropäischen und skandinavischen Raum untersucht, sodaß eine größere Zahl von gefundenen Allelen erwartet werden kann.

Die durchschnittliche Zahl von Allelen pro Genort ist auf Fläche 7: 1,95, auf Fläche 9: 2,05 und auf Fläche 10: 2,14. Für italienische Herkünfte werden durchschnittlich 1,83 Allele pro Locus gefunden (GIANNINI et al. 1991). In autochthonen Beständen der Schweiz ist die durchschnittliche Zahl von Allelen pro Locus mit 2,5 deutlich höher (MÜLLER-STARCK 1994).

Die Allelhäufigkeiten an den 16 polymorphen Genorten unterscheiden sich im allgemeinen nur wenig voneinander (Tabelle 2). Geringfügige Häufigkeitsunterschiede gibt es am Glucose 6-phosphat Dehydrogenase Genort ( $p < 0,05$ ). An diesem Genort dürfte im Untersuchungsgebiet eine klinale Häufigkeitsabnahme des seltenen Allels 85 mit steigender Seehöhe vorliegen. Signifikante Unterschiede der Allelhäufigkeiten am 6-Phosphogluconat Dehydrogenase-B Genort gibt es zwischen den Flächen 9 und 10 und am 6-Phosphogluconat Dehydrogenase-C Genort zwischen den Flächen 7 und 9. Die Genotypenverteilung entsprach auf allen drei Flächen den aus den Allelhäufigkeiten erreichbaren Erwartungswerten.

Der Heterozygotiegrad mißt den Anteil an heterozygoten Individuen an einem Genort. Der Mittelwert über alle Genorte ist der mittlere Heterozygotiegrad  $H_o$ . Die Mittelwerte liegen auf dem Schulterberg zwischen 0,133 und 0,155 (Tabelle 3) und sind somit deutlich höher als die der 4 österreichischen Fichtenpopulationen des IUFRO Fichtenherkunftsversuches 1964/68, welche zwischen 0,084 und 0,094 liegen (LAGERCRANTZ & RYMAN, 1990). GEBUREK (1994) findet für vermutlich autochthone Fichtenbestände in Österreich, von denen einer im westlichen Teil des nördlichen Kalkalpins und 3 im östlichen Bereich des

Kalkalpins liegen, einen mittleren beobachteten Heterozygotiegrad von 0,15. Obwohl nur zum Teil dieselben Enzymgenorte untersucht wurden, ist hier eine gute Übereinstimmung gegeben. Die Zahlenwerte für den erwarteten Heterozygotiegrad  $H_e$  unterscheiden sich nur geringfügig von  $H_o$  (siehe Tabelle 3). Auf der Fläche 9 gibt es ein leichtes Defizit an heterozygoten Individuen.

Die genetische Vielfalt einer Population kann durch die Zahl von genetischen Varianten (z.B. Allele, Genotypen, usw.) beschrieben werden. Wesentlich ist aber nicht nur die Anzahl dieser Varianten, sondern die Häufigkeiten, mit denen sie auftreten. Die genetische Diversität beschreibt die Heterogenität der Verteilung von genetischen Varianten mit der effektiven Allelzahl  $v_e$ . Die mittlere effektive Allelzahl  $\bar{v}$  ist das harmonische Mittel der Einzelwerte über alle Genorte.

Für Fläche 10 war die mittlere Diversität  $\bar{v}$  mit 1,179 am höchsten, Fläche 9 zeigte die niedrigste Diversität 1,160 wie auch den niedrigsten Heterozygotiegrad. Eine etwas höhere mittlere Diversität von 1,167 wurde für den Bestand auf Fläche 7 gefunden (Tabelle 3). Für italienische Fichtenpopulationen wurde eine mittlere Diversität von 1,198 und für autochthone Schweizer Bestände von 1,361 gefunden (GIANNINI et al. 1991, MÜLLER-STARCK 1994).

Die hypothetische gametische Multilocus-Diversität  $v_p$  ist ein Maß für Fähigkeit der Weitergabe genetischer Variation an die Folgegeneration. Der Bestand auf Fläche 7 besitzt zwar eine geringere genetische Variation (mittlere Zahl von Allelen/Locus, Zahl der polymorphen Genorte), seine Diversität und damit zusammenhängend die hypothetische gametische Multilocus-Diversität  $v_p$  ist mit 43,2 höher als die des Bestandes auf Fläche 9 ( $v_p=35,06$ ; Tabelle 3). Für die Schweiz wurden zum Teil wesentlich höhere Werte für die hypothetische gametische Multilocus-Diversität gefunden (ca. 380 bis 1100; MÜLLER-STARCK 1994). Werte derselben Größenordnung für  $v_p$  wie in der vorliegenden Arbeit, und zwar zwischen 33 und 129 ergaben sich für Fichtenbestände auf Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg (LÖCHELT 1994). Letztere Werte sind am besten mit denen dieser Standorte vergleichbar, da hier im wesentlichen dieselben Genorte analysiert wurden.

Die genetische Subpopulationsdifferenzierung  $F_{ST}=0,014$  war ausgesprochen gering: Nur 1,4 % der gesamten genetischen Variation ist auf Unterschiede zwischen den Beständen zurückzuführen. Ähnliche Werte findet jedoch auch GEBUREK (1994) für 7 autochthone Fichtenpopulationen in Österreich. Werte für  $F_{ST}$  zwischen 3,9 (MORGANTE & VENDRAMIN 1991),

4,5 (KONNERT & FRANKE 1990) und 5,2 (LAGERCRANTZ & RYMAN 1990) wurden für geographisch weiter entfernte Populationen gefunden. MÜLLER-STARCK (1991) gibt es als Mittelwert für  $F_{ST}$  bei Fichte 4,7 % an.

Die Vermutung, daß Bestände an der Waldgrenze, auf Grund extremer Umweltsituationen und ihrer marginalen Lage zwar hohe Angepaßtheit, aber nur eine geringe Anpassungsfähigkeit besitzen, konnte für den Bestand in 1686 m Seehöhe nicht bestätigt werden. Sein latentes genetisches Potential  $\Sigma LP$ , das ein Maß für die Anpassungsfähigkeit ist, ist mit 15,1 nur wenig niedriger als das latente genetische Potential der Fläche 9 (in 1220 m):  $\Sigma LP=17,5$  und der Fläche 10 (1030 m):  $\Sigma LP=18,7$ . Etwa vergleichbare Werte (es wurden nur zum Teil die gleichen Genorte analysiert) findet GEBUREK (1994) in 7 österreichischen Fichtenpopulationen.

Die Analyse autochthoner Schweizer Hochlagenbestände ergab keinen Hinweis auf eine deutliche Veränderung der genetischen Diversität dieser Bestände (MÜLLER-STARCK, persönl. Mitt.). Ob autochthone Hochlagenbestände generell eine relativ hohe Diversität besitzen, oder ob die in dieser Untersuchung gefundenen Werte speziell für diesen Standort gelten, kann erst nach Analyse ausreichend vieler Bestände gesagt werden. Fest steht, daß zwischen den Beständen am Schulterberg keine gravierenden Unterschiede der Diversität und des latenten genetischen Potentials bestehen.

#### Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und wertvolle Kommentare wird Dr. W. Pinsker gedankt.

#### Literatur

- BERGMANN F. & GREGORIUS H.-R. 1979: *Comparison of the genetic diversities of various populations of Norway spruce (Picea abies)*. In: Proc. Conf. Biochem. Genet. Forest Trees, Umea, Sweden, 99-107.
- BREITENBACH-DORFER M. 1994: *Genetische Analyse autochthoner und naturnaher Fichtenbestände am Schulterberg*. FBVA-Berichte 78, 109-113.
- BREITENBACH-DORFER M., PINSKER W., HACKER R. & MOLLER F. 1992: *Clone identification and allozyme variation in populations of Abies alba from the Eastern Alps (Austria)*. Pl. Syst. Evol. 181, 109-120.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- GEBUREK T. 1994: *Kriterien zur Erhaltung forstlicher Genressourcen*. FBVA-Berichte 81, 85-95.
- GIANNINI R., MORGANTE M. & VENDRAMIN G.G. 1991: *Allozyme Variation in Italian Populations of Picea abies [L.] Karst.* - Silvae Genetica 40, 160-166.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 9-15.
- KONNERT M. & FRANKE A. 1990: *Nachkommenschaftsprüfung von Fichtenbeständen des Schwarzwaldes (Herkunftsgebiete 84008 und 84009) mit den Zielen: 1. Verbesserung der Immissionstoleranz 2. Erhaltung der Genressourcen geschädigter Hochlagenbestände ("Genbank")*. - Kernforschungszentrum Karlsruhe, 60.
- KONNERT M. 1992: *Genetische Untersuchungen in geschädigten Weißtannenbeständen (Abies alba Mill.) Südwestdeutschlands*. Mitt. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanst. Baden-Württemberg, 167.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probeflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- LAGERCRANTZ U. & RYMAN N. 1990: *Genetic structure of Norway spruce (Picea abies): concordance of morphological and allozymic variation*. Evol. 44 (1), 38-53.
- LOCHELT S. 1994: *Bestimmung genetischer Merkmale von Fichten (Picea abies [L.] Karst.) mit unterschiedlich ausgeprägten Schadssymptomen auf baden-württembergischen Dauerbeobachtungsflächen*. Allg. Forst- u. Jagdztg 165, 21-27.
- MORGANTE M. & VENDRAMIN G.G. 1981: *Genetic variation in Italian populations of Picea abies (L.) Karst. and Pinus leucodermis Ant.* In: *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main, 205-227.
- MÜLLER-STARCK G. 1991: *Survey of Genetic Variation as Inferred from Enzyme Gene Markers*. In: *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main, 20-37.
- MÜLLER-STARCK G. 1994: *Die genetische Variation der Fichte in Graubünden (eine Pilotstudie)*. Bündnerwald 4/9, 15-20.
- TIGERSTEDT P.M.A. 1973: *Studies on isozyme variation in marginal and central populations of Picea abies*. Hereditas 75, 47-60.

Verfasser: Dr. Margarethe Breitenbach-Dorfer  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
Seckendorff-Gudent Weg 8  
A-1131 Wien

**Tab. 1:**  
*Untersuchte Enzymsysteme*

Enzymsystem	Genort	max. Zahl der gefundenen Allele
Malat Dehydrogenase (EC 1.1.1.37)	Mdh-A	1
	Mdh-B	2
	Mdh-C	4
Phosphoenolpyruvat Carboxylase (EC 4.1.1.31)	PepCa	2
Isocitrat Dehydrogenase (EC 1.1.1.42)	Idh-A	4
	Idh-B	1
Glucose 6-phosphat Dehydrogenase (EC 1.1.1.49)	6-Pgdh	2
Shikimisäure Dehydrogenase (EC 1.1.1.25)	Skdh-A	5
	Skdh-B	2
6-Phosphogluconat Dehydrogenase (EC 1.1.1.44)	6-Pgdh-A	2
	6-Pgdh-B	3
	6-Pgdh-C	2
Glutamat Dehydrogenase (EC 1.4.1.2)	Gdh	1
Phosphoglucomutase (EC 2.7.5.1)	Pgm-A	2
Glutamatoxalacetat Transaminase (EC 2.6.1.1)	Got-A	2
	Got-B	1
	Got-C	3
Phosphoglucose Isomerase (EC 5.3.1.9)	Pgi-A	2
	Pgi-B	2
Leucinamino Peptidase (EC 3.4.11.1)	Lap-A	1
	Lap-B	4

**Tab. 2:**  
*Allelhäufigkeiten an den untersuchten Genorten*

Enzym	Allel	PF-10 (1030 m)	PF-9 (1220 m)	PF-7 (1686 m)	gesamt
Mdh-A	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Mdh-B	80	.025	—	—	.008
	100	.975	1.000	1.000	.992
Mdh-C	100	.913	.886	.878	.892
	122	.075	.057	.044	.058
	140	.013	.057	.056	.042
	170	—	—	.022	.008
Pepca	100	.850	.886	.833	.854
	106	.150	.114	.167	.146
Idh-A	80	—	.014	—	.004
	180	.025	.029	.022	.025
	100	.962	.943	.978	.962
	110	.013	.014	—	.008
Idh-B	100	1.000	1.000	1.000	1.000
G-6-pdh	85	.075	.028	—	.033
	100	.925	.971	1.000	.967
Skdh-A	70	.038	.014	.044	.033
	80	.050	.043	.044	.045
	100	.887	.914	.867	.887
	110	.025	.029	.011	.029
	125	—	—	.033	.012
Skdh-B	90	.038	.029	—	.021
	100	.976	.971	1.000	.979
6-Pgdh-A	95	.013	—	—	.004
	100	.987	1.000	1.000	.996
6-Pgdh-B	75	.325	.143	.233	.237
	85	.013	—	—	.004
	100	.663	.857	.767	.759
6-Pgdh-C	65	.450	.414	.578	.488
	100	.540	.586	.422	.513
Gdh	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Pgm-A	96	.013	.071	.033	.037
	100	.988	.929	.967	.963
Got-A	100	.962	.971	.989	.975
	104	.038	.029	.011	.025
Got-B	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Got-C	60	.100	.057	.044	.066
	100	.512	.488	.589	.533
	145	.387	.457	.367	.399
Pgi-A	100	.975	.986	.978	.979
	104	.025	.014	.022	.021
Pgi-B	100	.825	.814	.733	.787
	125	.175	.186	.267	.213
Lap-A	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Lap-B	100	.863	.829	.811	.834
	105	.075	.114	.100	.096
	112	.038	.014	.022	.025
	912	.025	.043	.067	.046
	2n	80	70	90	240

2n: Zahl der untersuchten Gene

**Tab. 3:**  
*Vergleich der genetischen Variation der drei Bestände*

	A/L	$\bar{H}_o$	$\bar{H}_e$	$\bar{v}$	$\Sigma LP$	$v_p$
Fläche 7 (1686 m)	1,952	0,143	0,143	1,167	15,1	43,2
Fläche 9 (1220 m)	2,048	0,133	0,138	1,160	17,5	35,1
Fläche 10 (1030 m)	2,143	0,155	0,152	1,179	18,7	54,9

A/L: durchschnittl. Zahl von Allelen/Locus

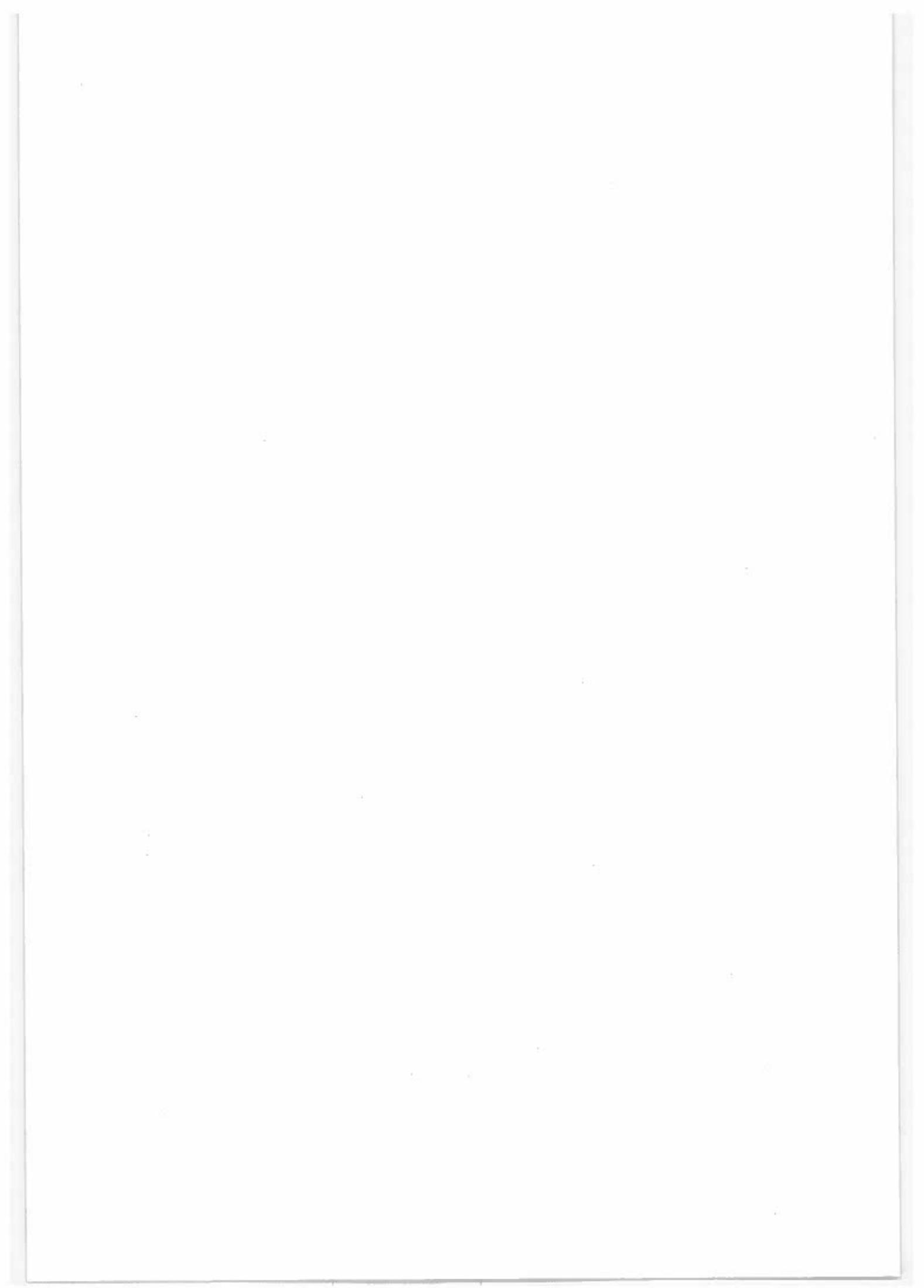
$\bar{H}_o$ : aktueller Heterozygotiegrad

$\bar{H}_e$ : erwarteter Heterozygotiegrad

$\bar{v}$ : mittlere effektive Allelezahl

$\Sigma LP$ : latentes genetisches Potential

$v_p$ : hypothetisches gametisches Multilocus Diversität



# Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch

M. ENGLISCH, F. STARLINGER

*Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit im Rahmen des Gemeinschaftsprojektes "Öko-systemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" war, eine Standortserkundung vorzunehmen bzw. standortskundliche, bodenchemische und pflanzensoziologische Basisdaten zu erheben. Das Arbeitsgebiet umfaßt zwei Höhenprofile von je etwa 800 m Höhendifferenz westlich des Achtentals. Es wird zum größten Teil von Böden der Rendsina-Kalk-Braunlehmreihe eingenommen. Diese sind durch die festgestellten Immissionen im allgemeinen nicht als gefährdet zu bewerten. Im Rahmen der pflanzensoziologischen Erkundung wurden 9 Waldgesellschaften (Assoziationen) festgestellt. Aposerido-Fagetum und Adenostylo-Piceetum gliedern sich weiter in Subassoziationen und Ausbildungsformen. Die Standortserkundung schied 18 verschiedene Standorttypen aus. Langandauernde, außerforstliche Nutzungen wie Schneiteilung, Streunutzung und Waldweide sowie Großkahlschläge für die Protoindustrien des Inntals führten zu unterschiedlich starken Degradationserscheinungen, die sich vor allem in Änderungen der Baumartenzusammensetzung (Rückgang des Tannenanteils) und der Humusdynamik zeigen. Die natürliche Waldgrenze liegt bei ca. 1700 m, ist jedoch über weite Strecken durch anthropogenen Einfluß und edaphische Faktoren nach unten verschoben. Starken Einfluß auf die Waldökosysteme der Christlum übt derzeit der Skitourismus aus.

**Schlüsselworte:** Standortserkundung, klimatische Höhenstufen, Waldgesellschaft

**Abstract.** [Forest Communities and Sites Along the Altitude Profiles in the Achenkirch.] The survey area is situated along two altitude profiles, each covering an altitude difference of about 800 m, west of Achen-tal at the northern fringe of the Alps. From dolomite and limestone Rendzic Leptosol and Chromic Cambisol developed as predominant soil types. These are mainly resilient against (anthropogenic) depositions. Nine woodland communities (plant associations) were found. Aposerido-Fagetum and Adenostylo-Piceetum are further divided into subassociations and variants. 18 site types were classified and mapped. The for-est line, formed by *Picea abies*, is situated at an altitude of about 1700 m, but is widely depressed due to anthropogenic impact and edaphic factors. Forest use started in the Middle Ages and was initialized by the needs of neighbouring salterns and mining. This caused changes of the tree combination (decrease of *Abies alba*) within the predominant communities of *Fagus sylvatica*, *Abies alba* and *Picea abies*. More recent impacts have been caused by tourism, especially skiing, and cattle grazing in the forest.

**Keywords:** Site survey, altitude zones, woodland communities

## 1. Einleitung

Die Konzeption des Projekts in Achenkirch (HERMAN & SMIDT 1994), die bislang ungenügenden Kenntnisse über den sensiblen Lebensraum der nördlichen Kalkalpen zu erweitern, aber auch auf Intensivbeobachtungsflächen an den Höhenprofilen potentielle Einzelstressoren zu messen und Bioindikatoren zu untersuchen, ließ zwei Strategien für die forstökolo-

gischen Untersuchungen sinnvoll erscheinen. Einerseits wurden, um direkte Verknüpfungen zu anderen Teilprojekten zu ermöglichen, an den zentralen Pro-beflächen intensive standorts- und bodenkundliche Untersuchungen vorgenommen, andererseits wurde entlang beider Höhenprofile eine Standortserkun-dung durchgeführt, um Standorte und Waldgesell-schaften des Untersuchungsgebiets zu charakterisie-ren und einen Vergleich mit anderen kalkalpinen Ge-bieten vornehmen zu können.

## 2. Untersuchungsgebiet und Methoden

### 2.1 Allgemeines

Das Arbeitsgebiet bzw. die einzelnen Probeflächen wurde von ENGLISCH (1992) und KREHAN & TOMICZEK (1992) beschrieben. Es wird daher hier nur ein kurzer Abriß der standörtlichen Grundlagen im Untersuchungsgebiet gegeben. Das Untersuchungsgebiet wird im Norden durch die Staatsgrenze, das etwa 900 m hoch gelegene Achtental, das Ober-Aubachtal und den östlichsten Höhenzug des Karwendel (Juifen-Schreckenspitze) begrenzt (s.a. Übersichtskarte in HERMAN & SMIDT 1995; die Lage der Einzelflächen ist den Karten 1 und 2 im Anhang zu entnehmen). Die Waldgeschichte des Achtentals ist durch bereits im 15. Jahrhundert einsetzende großflächige Kahlschläge für die Protoindustrien des Inntals (Saline Hall, Schwazer Silberbergbau) geprägt (RUF 1865). Weitere bestimmende Faktoren liegen in der intensiven Alp- und Waldweidewirtschaft, den außerforstlichen Nutzungen (Streunutzung, Schneiteilung) sowie - verstärkt seit der Mitte dieses Jahrhunderts - in den vielfältigen Ansprüchen des Tourismus begründet.

### 2.2 Klima

Das Gebiet liegt in der Stauzone des nördlichen Alpenrands und ist daher mit einem hohen mittleren Jahresniederschlag von 1420 mm (Periode 1961-90) im Talboden sowie einem deutlichen Sommermaximum dem Gebiet 3-4 nach FLIRI (1975) zugehörig und dem mäßig feuchten bis sehr feuchten Typ zuzuordnen. MARGL (1994) errechnete aus den Daten der umliegenden Klimastationen Niederschlagswerte von 1674 mm für eine Seehöhe von 1200 m und 1998 mm von 1600 m (Abbildung 1). Die mittlere Schneehöhe beträgt 39,3 cm, die Schneedecke dauert von November bis April an (Station Achenkirch). Die mittlere Jahrestemperatur (Talboden) liegt bei 5,6 °C, bei 4,9 °C in 1200 m Seehöhe und nimmt in 1600 m auf 3,1 °C ab. Im kältesten Monat Januar ist eine geringe Temperaturinversion, die etwa 200 Höhenmeter über dem Talboden ihr Maximum erreicht, festzustellen. Der Verlauf der mittleren Jahrestemperatur, der mittleren Jännertemperatur und der mittleren Temperatur des wärmsten Monats Juli sind Abbildung 2 zu entnehmen.

Die atmosphärische Wasserbilanz weist für jeden Monat einen mittleren Überschuß auf, der mittlere

jährliche Überschuß beträgt 1013 mm. Trotzdem können auf S- und SE-exponierten Hängen aufgrund der vorgefundenen Bodenvegetation, Bodenart und Bodengründigkeit kleinräumig Wasserdefizite nicht ausgeschlossen werden.

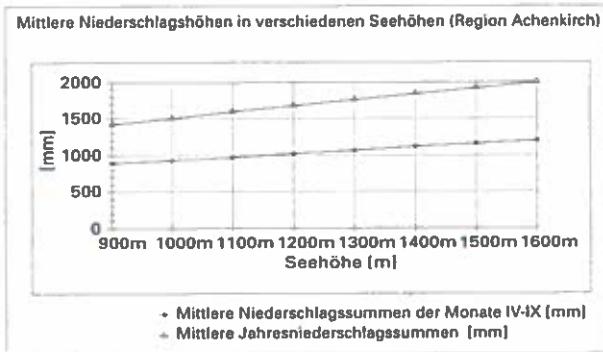


Abb. 1:  
Mittlere Niederschläge für Region Achenkirch in verschiedenen Seehöhen (nach MARGL 1994)

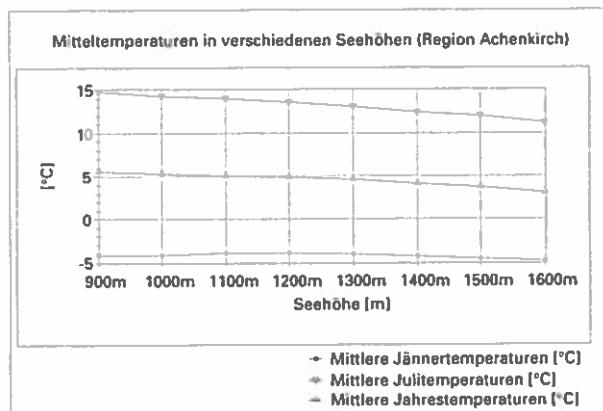


Abb. 2:  
Mittlere Temperaturen für die Region Achenkirch in verschiedenen Seehöhen (nach MARGL 1994)

### 2.3 Geologie

Nach der geologischen Karte von AMPFERER (1950) bildet Hauptdolomit für den größten Teil von Christlum und Schulterberg das Ausgangsgestein, für das Mühleggerköpfel zur Gänze. Die Mulde östlich des Christlumgipfels (zwischen 1530 m und 1700 m Seehöhe) wird von Grundmoränenresten des Inntalglatters eingenommen. Der Gipfelbereich und der obere Teil des Nordhangs des Schulterbergs sind aus Plattenkalk aufgebaut. Kleinflächig treten am Nord- und Nordosthang auch Blockmoränen und Grundmorä-

nenreste auf. Die Feldbegehungen zur vorliegenden Arbeit ergaben in folgenden Bereichen Abweichungen und Ergänzungen zur geologischen Karte:

- a. Im Hangfußbereich der Christlumalm wurde (zwischen Standortserkundungsfläche 001/10 und Probefläche B5) eine Überdeckung mit Hangschuttmaterial festgestellt.
- b. In etwa 1000 m Seehöhe wurde ein kleinräumiger Ausbiß von Neokomsschichten im Bereich der Probefläche B8 (Mühleggerköpfel) vorgefunden.

Der Schipistenbau und die Schipistenerhaltung im Raum Christlumalm erfolgten und erfolgen unter Einsatz von Klärschlamm sowie antransportiertem silikatischen Schutt- und Moränenmaterial. Eine flächige Überdeckung von 5 bis 10 cm Mächtigkeit wurde insbesondere in der östlich des Christlumgipfels gelegenen Mulde zwischen 1400 m und 1700 m Seehöhe festgestellt. Die Effekte der Klärschlammausbringung in Waldböden bzw. Waldökosysteme im Raum Achenkirch wurden bereits von KILIAN et al. (1986) und GLATTES & TOMICZEK (1984) beschrieben.

## 2.4 Methoden

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt. Auf die zum Großteil taxonspezifischen Soziabilitätswerte wurde verzichtet. Die Grenzen der Flächen wurden nicht fest abgesteckt, die Flächengröße wurde mittels Schrittmaß abgeschätzt. Form und Größe richteten sich nach den örtlichen Gegebenheiten und waren v.a. durch die Anforderungen an die Homogenität bestimmt. In den hochmontanen und subalpinen Beständen des Untersuchungsgebiets ist diesbezüglich besondere Vorsicht anzuwenden. Verläßt man den Bereich, der von Bäumen überschirmt wird, befindet man sich sogleich in Rasengesellschaften oder ihren Fragmenten. Um homogene Aufnahmen zu erhalten, sind solche Freiflächen auszuklammern. In diesen Fällen mußte die Größe der Aufnahmeflächen auf ca. 50 m<sup>2</sup> reduziert werden.

Zur Bestimmung der Naturnähe der Bestände wurde das Verfahren der ABTEILUNG FÜR VEGETATIONSKOLOGIE UND NATURSCHUTZFORSCHUNG, UNIVERSITÄT WIEN (1994) verwendet. Dabei wird die bei der Geländebegehung festgestellte aktuelle Baumartenzusammensetzung mit der gutachtlich festgelegten, an pflanzensoziologischen Modellvorstellungen orientierten Baumartenmischung der „Potentiellen natür-

lichen Waldgesellschaft“ (PNWG) verglichen. Daraus ergibt sich nach dem dort festgelegten Bewertungsschema eine Einstufung der Bestände nach einer numerischen Skala, die von 1 (geringste Naturnähe) bis 9 (höchste Naturnähe) reicht.

Die Vegetationstabelle wurde durch mehrmaliges Umordnen von Aufnahmen und Arten erstellt, wobei auf einer durch das Programm TWINSPLAN (HILL 1979) erzeugten Tabelle aufgebaut werden konnte.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt EHRENDORFER (1973), die der Moose FRAHM & FREY (1983).

Die Standorts- und Bodenbeschreibung folgt KILIAN & MAJER (1990), die Bodensystematik FINK (1969, mod.). Die Gliederung der Standorte erfolgte nach dem kombinierten Verfahren von JELEM (1960). Die Bodenproben wurden auf den Probenflächen B3, B5, B7 und B10 (forstökologische Intensivuntersuchungsflächen bzw. Containerstationen) volumsgerecht, auf den restlichen Flächen nicht volumsgerecht entnommen, in jedem Fall jedoch den geometrischen Horizonten 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50 und, wenn möglich, 50-80 cm entnommen. Pro Fläche wurden dabei mindestens drei Bohrkerne gezogen bzw. 3 Profilgruben angelegt und zu jeweils einer Mischprobe pro Fläche und geometrischem Horizont vereinigt. Es wurden pro Fläche mindestens drei, bei geringer Auflagenträchtigkeit eine größere Anzahl von Humusproben mittels Stechrahmen entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt.

Folgende chemische Parameter wurden analysiert: pH(CaCl<sub>2</sub>), pH(H<sub>2</sub>O), Karbonat, organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, Nähr- und Schadstoffe im Säureaufschluß (P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb und Cd sowie Al im Auflagehumus), austauschbare Kationen im BaCl<sub>2</sub>-Auszug (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al und H). Die Korngrößen wurden nur in der Tiefenstufe 30-50 cm, bei seichtgründigeren Böden nur in der tiefsten geworbenen, bestimmt. Die angewendeten Analysemethoden werden von ENGLISCH et al. (1992) detailliert beschrieben.

Die Datenverwaltung und Teile der Auswertung wurden in den relationalen ORACLE-Datenbanksystemen GEA (Boden und Standort) und FOREC (Vegetation) des Instituts für Forstökologie auf einer MicroVAX 4000 durchgeführt. Ökologische Zeigerwerte wurden mit Hilfe des Programms OEKSIN (SPATZ et al. 1979) nach den Zeigerwertlisten von ELENBERG (1979) und den Ergänzungen von KARRER & KILIAN (1990), ENGLISCH et al. (1991) und KARRER (1992) errechnet.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Böden und Humus

Eine Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern sowie eine Einschätzung von Schwermetallen als Immissionsindikatoren nahm MUTSCH (1995a, 1995b) vor. Den Einfluß der Beweidung auf die Vegetation in Abhängigkeit von Boden und Reliefsbildung beschreibt SOBOTIK & POPPELBAUM (1995). Im folgenden werden daher die Nährstoffvorräte der Intensivprobeflächen, die chemische Charakteristik der wichtigsten Bodentypen, sowie die bodenkundlichen Eigenschaften der Böden entlang der Höhenprofile diskutiert.

Die großflächig auftretenden Bodentypen Rendsina und Kalk-Braunlehm sind meist mosaikartig eng miteinander verzahnt. Dies resultiert in einer kleinräumig sehr unterschiedlichen Gründigkeit der Böden, aber auch in einem kleinräumigen Wechsel der Horizontmächtigkeit. So erreichen die organischen Mineralbodenhorizonte der Rendsinen ( $A_h$ ,  $A_hC$ ) Mächtigkeiten zwischen 10 und 56 cm, die  $B_v$ -Horizonte der Kalk-Braunlehme Werte zwischen 11 und 48 cm. Nur auf steilen (50-70 %) und sehr steilen (> 70 %) Reliefteilen treten ausschließlich Rendsinen auf. Aufgrund der engen Verzahnung der Bodentypen treten zahlreiche Übergangsformen zwischen Rendsina und Kalk-Braunlehm auf, die entweder aus kolluvialem Material entstanden sind oder rendsinaartige Bildungen über Kalk-Braunlehmresten sind. Sie werden im weiteren als „Rendsinen im weiteren Sinne“ bezeichnet.

Auf Steilhängen treten kleinflächig Gesteins-Rohböden auf; entlang der Höhenprofile betrifft dies vor allem den Bereich des Schulterberg-Gipfelaufschwunges. Ebenfalls kleinräumig treten O-C-Böden, und zwar auf Sonderstandorten (Bergsturz-Karrenlandschaft, siehe Abschnitt 3.4) auf.

Aus Grund- und Blockmoränenmaterial der Christlumalm entwickelten sich auf konkaven Reliefteilen mittel- bis tiefgründige Pseudogleye (< 90 cm Bodengründigkeit) sowie auf steileren bzw. konvexen pseudovergleyte Braunerden. Diese Standorte sind in Folge von Almwirtschaft und der Anlage von Schipisten derzeit fast völlig entwaldet.

Im Bereich der Schipisten wurden durch Bau-, Planierungs- und Erhaltungsmaßnahmen die ursprünglichen Böden weitgehend verändert. Durch die Überdeckung mit ortsfremden Material und Klärschlamm entstanden Kunstböden unterschiedlicher Gründigkeit und Eigenschaften. Streng genommen wäre auch

der überwiegende Flächenanteil der erwähnten Pseudogleye und pseudovergleyten Braunerden dazu zu rechnen, da sie im Zuge der Pistenerhaltung mehr oder weniger regelmäßig mit Klärschlamm überschüben werden.

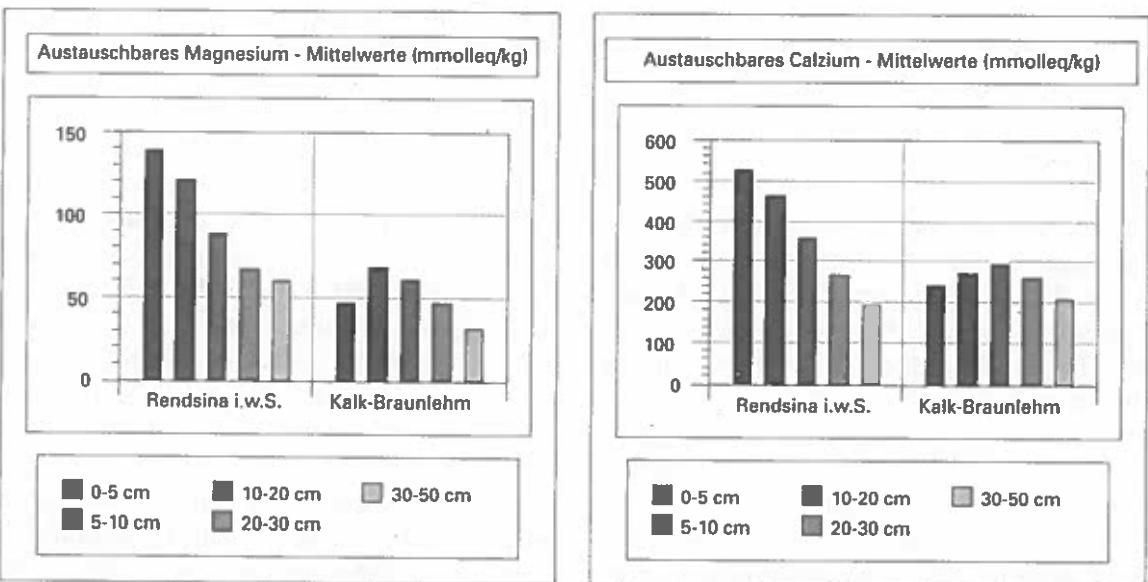
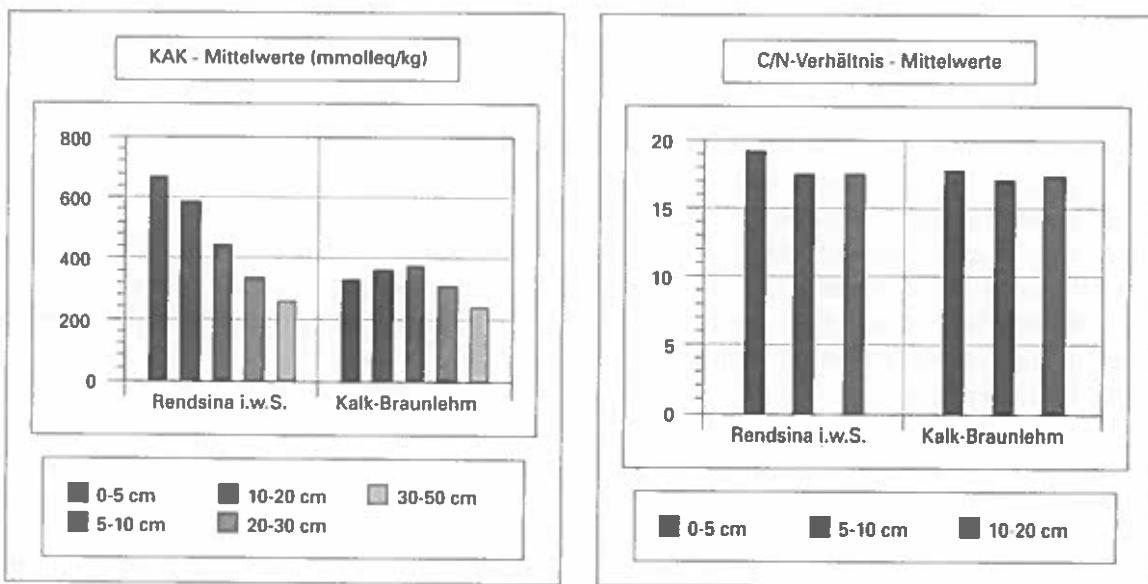
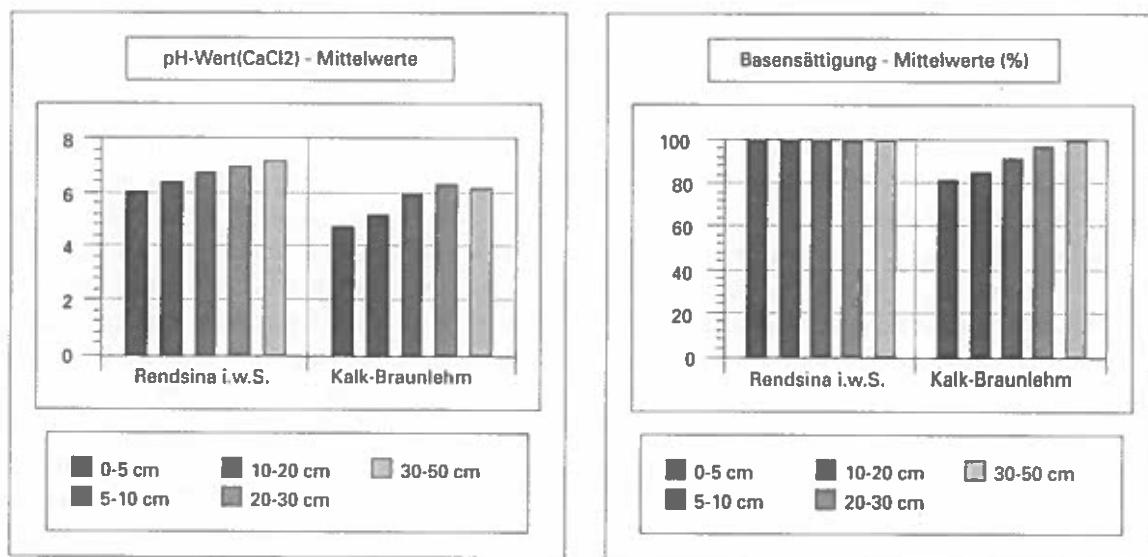
Die chemische Charakteristik der großflächig auftretenden Bodentypen Rendsina und Kalk-Braunlehm (Abbildungen 3a-3f) ist insgesamt als günstig zu beurteilen und entspricht den im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (KILIAN 1992) erhobenen Werten. Die pH-Mittelwerte (in  $CaCl_2$ ) der Rendsinen steigen mit zunehmender Tiefe von 6,03 (0-5 cm) auf 7,23 (30-50 cm), die der Kalk-Braunlehme von 4,73 auf 6,19. Beide Bodentypen weisen sehr hohe Basensättigung auf; Rendsinen sind über das gesamte Profil voll gesättigt, während im Oberboden (0-20 cm) der Kalk-Braunleme eine - nicht als kritisch zu bewertende - Entbasung zu beobachten ist. Von den 18 untersuchten Bodenprofilen weist ein einziges über den Profilverlauf hohe Elastizität gegen Versauerung nach MEIWES et al. (1984) auf (Anteil von austauschbarem Calcium und Magnesium an der Kationen-Austauschkapazität zwischen 15 und 50 %), alle anderen sind als sehr elastisch (> 50 %) einzustufen. Die mittlere KAK der Rendsinen nimmt von hohen Werten im Oberboden zum Unterboden hin, dem Gehalt an organischer Substanz folgend, rasch ab; die der Kalk-Braunlehme verändert sich, durch den insgesamt wesentlich geringeren Gehalt an organischer Substanz bedingt, nur wenig. Sehr ähnliches Verhalten über den Profilverlauf zeigen die Mittelwerte für austauschbares Calcium und austauschbares Magnesium.

Aufgrund insgesamt günstiger Umsetzungsbedingungen (hohe Basensättigung, NE bis S-Exposition, Laubwaldanteil, häufig lichte Bestände) treten die Humusformen Mull, moderartiger Mull und mullartiger Moder sowohl am Christlum als auch am Schulterbergprofil großflächig auf. Die entsprechend engen mittleren C/N-Verhältnisse im Oberboden liegen bei Rendsinen zwischen 17,5 und 19, bei Kalk-Braunlehmen zwischen 16,5 und 17,5. Die Humusform Rohhumus tritt nur auf Sonderstandorten auf.

In Tabelle 1 werden die Nährstoffvorräte für den Oberboden der forstökologischen Intensivuntersuchungsflächen B3 und B5 angegeben; für die Flächen

Abb. 3a-f (nächste Seite):

Mittelwerte wichtiger bodenchemischer Kennwerte für die Bodentypen Rendsina ( $n=11$ ) und Kalk-Braunlehm ( $n=7$ ) über Tiefenstufen; Probeflächen der Höhenprofile Achenkirch



B7 (Schulterberg) und B8 (Mühleggerköpfl) wurden jeweils 4 Teilstufen (7/1 bis 7/4; 8/1 bis 8/4) untersucht. Diese wurden für Fläche 7 aufgrund der Heterogenität (Bodenart, Relief) zu einem Mittel gefaßt, während für Fläche 8 ein Mittelwert für den Bodentyp Rendsina und ein Wert für den Bodentyp Kalk-Braunlehm angegeben wird.

Alle Flächen weisen sehr hohe Kohlenstoffvorräte auf, wobei die Rendsinen aufgrund ihrer Genese höhere Durchschnittsvorräte besitzen. Die mit Abstand geringsten Kohlenstoffvorräte wurden auf der ehemals streugerechten Fläche 5 festgestellt. Die Kohlenstoffvorräte liegen teilweise erheblich über den von ENGLISCH (1992b) angegebenen Mittelwerten für die Bodentypen Rendsina und Kalk-Braunlehm der Probeflächen der WBZI, jedoch innerhalb deren Streubereichs. Die Gesamt-Stickstoff- bzw. Gesamt-Phosphorvorräte im Oberboden sind mit 3500 - 6000 kg.ha<sup>-1</sup> bzw. 325-792 kg.ha<sup>-1</sup> als durchschnittlich bis leicht überdurchschnittlich zu bewerten (ENGLISCH 1992b; HUBER 1992). Die geringsten Vorräte wurden auf den Standorten B5 und B8 vorgefunden, wo durch außerforstliche Nutzungen über längere Zeiträume Biomasse entzogen wurde. Die Gesamt-Magnesium- und Gesamt-Calziumvorräte schwanken in weitem Rahmen; dabei liegen die Vorräte der Rendsinen mehr als eine Zehnerpotenz über denen der Kalkbraunlehme, die der Rendsinen im weiteren Sinne zwischen den Genannten.

Einen Vergleich der Größenordnung der Vorräte (0-30 cm Tiefe, Königswasser-Aufschluß) lassen die Ergebnisse der Waldbodeninventur in Bayern (GULDER & KÖLBEL 1993) für die oberbayerischen Kalkalpen zu: Die Werte der Probeflächen im Raum Achenkirch liegen für Phosphor zwischen dem 5-Perzentil und dem Median, für Calzium und Magnesium zwischen dem 5- und dem 75-Perzentil der bayerischen Flächen. Das leicht lösliche Calzium liegt besonders bei den Kalk-Braunlehmen zu einem hohen Prozentsatz in austauschbarer Form vor, das schwer lösliche Magnesium nur zu einem geringen. Die Vorräte an Blei und Cadmium sind auf den höher gelegenen Flächen gegenüber den tiefer gelegenen deutlich erhöht. Die Zink- und Kupfervorräte sind auf Fläche B8 wesentlich niedriger als auf den anderen Probeflächen. Insgesamt sind die Blei- und Cadmiumvorräte der Probeflächen höher als die von BLUM et al. (1989) genannten Werte für „häufige Elementvorräte“ unbelasteter Böden (Pb: 60 kg.ha<sup>-1</sup>, Cd: 0.7 kg.ha<sup>-1</sup>), die Kupfervorräte wesentlich geringer (45 kg.ha<sup>-1</sup>).

Eine Bewertung der Standorte in Bezug auf ihre Gefährdung gegenüber Versauerungsprozessen ist mit

Unsicherheiten behaftet und kann nur mit einiger Vorsicht erfolgen, da die Kationen-Nachlieferung durch die Verwitterung schwer zu beziffern ist und der Output aus dem System im Rahmen des Projekts nur qualitativ ermittelt (BERGER 1995), nicht aber quantifiziert wurde. Den jährlichen Einträgen, die etwa 0,9 keq H<sup>+</sup> (Fläche B1a, Fläche B5; BERGER 1995) entsprechen, und für deren Neutralisierung äquivalente Mengen von Carbonat aufgelöst werden müssen, stehen allein austauschbare Calziumvorräte von mindestens 58 bis maximal 336 keq in den obersten 20 cm des Bodens gegenüber. Am Wank (Bayern, Loisachtal) wurden in einem vergleichbaren Waldökosystem auf Kalk-Braunlehm bei höheren Säureeinträgen von 1,6 keq H<sup>+</sup> (LIU et al. 1993) in 20 cm Bodentiefe Calziumausträge von 19 keq.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> festgestellt. Es ist im Analogieschlüß für den Raum Achenkirch anzunehmen, daß die atmogen bedingte Carbonatauswaschung sehr gering gegenüber der systemintern verursachten ist.

### 3.2 Waldgesellschaften

Im unmittelbaren Arbeitsgebiet können 9 Assoziationen festgestellt werden. Das Aposerido-Fagetum und das Adenostylo glabrae-Piceetum sind hier noch weiter in Subassoziationen und Ausbildungsformen zu gliedern.

Die große Vielfalt an Waldgesellschaften ist in erster Linie im Auftreten unterschiedlicher Höhenstufen begründet. Jede von diesen ist als selbstständige klimatische Region zu betrachten. Innerhalb jeder Höhenstufe sind neben einer oder mehreren Klimaxgesellschaften zusätzlich noch Dauergesellschaften auf Sonderstandorten ausgebildet. Daneben sind außerdem anthropogene Ausbildungsformen oder Ersatzgesellschaften zu unterscheiden.

#### Fichten-Tannen-Buchenwälder

Entsprechend der Lage des Untersuchungsgebiets an der Nordabdachung der Ostalpen (Wuchsgebiet Nördliche Randalpen-Westteil) wird die mittel- und hochmontane Höhenstufe, vom Talboden (820/930 m) bis etwa 1450/1500 m reichend, von Fichten-Tannen-Buchenwäldern (Abieti-Fagetum s. lat.) beherrscht.

Die beträchtliche Höhenspanne (520-680 m), unterschiedliche Böden, Geomorphologie und Exposition haben zur Folge, daß diese im Gebiet in mehrere Gesellschaften differenziert sind.

Eine Bindung an Fichten-Tannen-Buchenwälder und damit auch an die montane Höhenstufe zeigt im Gebiet eine Reihe von Arten, z.B. *Hepatica nobilis*,

Probefläche	C t.ha <sup>-1</sup>	N	P	Ca	Mg	Pb	Zn	Cu	Cd
		kg.ha <sup>-1</sup>							
B3	117.8	5978	558	72845	46422	92.0	126.4	11.3	1.75
B5	57.4	3511	430	11699	14398	68.4	164.2	15.4	1.5
B7	76.8	6049	650	4022	5238	83.5	113.6	14.0	2.9
B7/1	93.3	6930	785	5263	6108	88.5	142.8	18.0	1.7
B7/2	74.3	6066	792	4751	5495	83.0	117.7	14.5	8.5
B7/3	76.4	5747	590	2550	5317	79.1	124.1	13.0	0.6
B7/4	63.1	5451	431	3525	4032	83.3	69.9	10.6	0.8
B8/1	80.0	4240	325	2326	6105	57.8	77.9	5.4	0.5
B8/2-4	98.5	4721	452	87356	63993	50.0	45.7	7.3	0.8
B8/2	104.8	6110	475	131379	73335	55.4	23.1	6.2	0.9
B8/3	103.1	3784	484	119238	61722	46.1	49.2	6.9	0.7
B8/4	87.6	4268	397	11450	56921	48.5	64.9	8.8	0.9

Probefläche	K <sub>aust</sub>	Ca <sub>aust</sub>	Mg <sub>aust</sub>	Bodentyp	
				kg.ha <sup>-1</sup>	
B3	51	6713	1440	Rendsina	
B5	48	3300	801	Rendsina i.w.S.	
B7	100	2890	184	Kalk-Braunlehm	
B7/1	171	4496	210	Kalk-Braunlehm	
B7/2	147	3299	231	Kalk-Braunlehm	
B7/3	92	1165	123	Kalk-Braunlehm	
B7/4	88	2601	171	Kalk-Braunlehm	
B8/1	67	1291	355	Kalk-Braunlehm	
B8/2-4	33	4556	940	Rendsina	
B8/2	26	5027	978	Rendsina	
B8/3	23	4577	911	Rendsina	
B8/4	49	4065	930	Rendsina	

Tab. 1:

Nährstoff- und Schwermetallvorräte einiger  
Probeflächen der Höhenprofile Achenkirch, 0-  
20 cm Tiefe, [t.ha<sup>-1</sup> bzw. kg.ha<sup>-1</sup>]

(<sub>aust</sub> = austauschbar)

Die nachfolgende Übersicht zeigt die Gliederung der Waldgesellschaften des Arbeitsgebiets nach dem pflanzensoziologischen System von MUCINA et al. (1993):

Klasse: Querco-Fagetea Br.-Bl. & Vlieger 1937 Ordnung: Fagetalia sylvaticae Pawowski 1928 Verband: Fagion sylvaticae Luquet 1926 Unterverband: Daphno-Fagenion T. Müller 1966 Ass.: Aposerido-Fagetum Oberd. ex Passarge 1963 Subass.: caricetosum albae prov. saniculetosum prov. caricetosum sempervirentis prov. caricetosum ferruginei prov. Ass.: Adenostylo glabrae-Fagetum Moor 1971 Subass.: aruncetosum Moor 1971 Unterverband: Eu-Fagenion Oberd. 1957 Ass.: Asperulo odoratae-Fagetum Sougnez & Thill 1959
Klasse: Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. 1939 Ordnung: Athyrio-Piceetalia Hadač 1962 Verband: Abieti-Piceion (Br.-Bl. 1939) Soó 1964 Ass.: Asplenio-Piceetum Kuoch 1954 Ass.: Carici albae-Piceetum H. Mayer & al. 1967 Verband: Chrysanthemo-Piceion (Krajina 1933) Březina & Hadač 1962 Ass.: Adenostylo glabrae-Piceetum Zukrigl 1973 Subass.: seslerietosum Zukrigl 1973 Subass.: luzuletosum sylvaticae Zukrigl 1973
Klasse: Erico-Pinetea Horvat 1959 Ordnung: Erico-Pinetalia Horvat 1959 Verband: Erico-Pinion mugo Leibundgut 1948 Ass.: Laricetum deciduae Bojko 1931 Ass.: Erico carneae-Pinetum prostratae Zöttl 1951 Ass.: Vaccinio myrtilli-Pinetum montanae Morton 1927

*Viola reichenbachiana* und *Anemone nemorosa*. Besonders bemerkenswert ist im Gebiet der Gesellschaftsanschluß von *Melampyrum sylvaticum*, das sich sonst als Nadelwald-Art mit Vorkommen bis in die subalpine Stufe hinein verhält (vgl. OBERDORFER 1983, S. 849f), aber hier gerade umgekehrt die Fichten-Tannen-Buchenwälder bevorzugt, auch noch in montanen Fichten-Dauergesellschaften vorkommt, jedoch die subalpinen Nadelwälder weitgehend meidet. Die Art ist hier als Höhenstufen-Indikator verwendbar.

#### Aposerido-Fagetum Oberd. ex Passarge 1963

Hainsalat-Fichten-Tannen-Buchenwald

*Aposeris foetida* ist in seinem nordalpischen Teilareal, das etwa von Vorarlberg bis ins südwestliche Oberösterreich reicht, für die dort vorkommenden Karbonat-Fichten-Tannen-Buchenwälder durch hohe Stetigkeit ihres Vorkommens sehr bezeichnend.

Die Auffassungen über die synsystematische Gliederung und Benennung der praeralpinen Buchenwälder divergieren in der neueren zusammenfassenden Literatur (MÜLLER 1992, WALLNÖFER et al. 1993) sehr stark. Auf die Auseinandersetzung zwischen SEIBERT (1993) und MÜLLER & OBERDORFER (1993) sei in diesem Zusammenhang ebenfalls hingewiesen. Im Einklang mit WALLNÖFER et al. (1993) wird die Ansicht vertreten, daß Fichten-Tannen-Buchenwälder aus der kühlen mittel- bis hochmontanen Stufe ökologisch und floristisch den Rahmen des Cephalanthero-Fagetum R. Tx. 1958 (Trockenwarmer Kalk-Buchenwald) sprengen und daher nicht zum Seslerio-Fagetum Moor 1952 (vgl. MÜLLER 1992) gestellt werden können. Bis zu einer von allen Seiten anerkannten synsystematischen Gliederung werden diese Wälder zum Aposerido-Fagetum gestellt.

Die vorgefundenen Ausbildungen lassen sich großteils mit den Subassoziationen der *Adenostyles glabra*-Vikariante des Seslerio-Fagetum bei MÜLLER (1992) identifizieren. Bis zu einer Klärung von Synsystematik und Nomenklatur muß die Benennung der Subassoziationen provisorisch bleiben.

In den mittelmontanen Ausbildungen besitzt *Carex alba* eine höhere Abundanz und kann die Krautschicht dominieren. In der Baumschicht kommt gelegentlich Rotföhre (*Pinus sylvestris*) vor. Vor allem aber fehlt hier die hochmontan-subalpine *Carex ferruginea*. Mittelmontane Aposerido-Fagetum wurde nur auf der Christlum und am Mühleggerköpfel gefunden.

Von *Carex alba* dominiert ist die Krautschicht im Aposerido-Fagetum *caricetosum albae*. Diese trockenste Subassoziation des Aposerido-Fagetum erreichte

am Osthang der Christlum 1200-1300 m Seehöhe. Sie kommt damit im Gebiet in größerer Höhenlage als das geographisch vikariierende Helleboro-Fagetum *caricetosum albae* Zukrigl 1973 der nordöstlichen Kalkalpen vor. Gerade diese Gesellschaft liegt im Arbeitsgebiet häufig in stark durch den Menschen beeinträchtigten Zustandsformen vor. Einige lichtliebende Pflanzen mit Verbreitungsschwerpunkt in der hochmontanen und subalpinen Stufe (z.B. *Carex sempervirens*, *Aster bellidiastrum*), auch solche aus Weiderasen (z.B. *Carlina acaulis*) und die säureliebende subalpine Art *Homogyne alpina* kommen hauptsächlich in den degradierten Ausbildungen (Standortseinheiten A, B', C') vor.

Auf weniger trockenen Standorten kann ein Aposerido-Fagetum *saniculetosum* gefunden werden, in dem *Abies alba* sowie *Sanicula europaea*, *Melica nutans* und *Carex montana* eine größere Rolle spielen. *Carex alba* tritt hier weniger dominant auf.

Die hochmontanen Ausbildungen des Aposerido-Fagetum werden v.a. durch *Carex ferruginea* charakterisiert, aber auch *Aster bellidiastrum*, *Viola biflora*, *Veratrum album*, allesamt Pflanzen mit hohen Feuchtigkeitsansprüchen, kommen hier vor. Höhere Niederschläge bei gleichzeitig niedrigeren Temperaturen bedingen ihr Vorkommen. Daneben profitieren viele lichtliebende Arten von der Auflichtung der Bestände infolge von Waldweide. Deutliche Unterschiede zwischen Christlum und Schulterberg konnten festgestellt werden.

Auf den Südost- bis Osthängen der Christlum stocken grasreiche Bestände mit *Carex sempervirens*, *C. montana*, *C. ferruginea* und *Sesleria varia*, die einem Aposerido-Fagetum *caricetosum sempervirentis* zugeordnet werden können.

Auf den steilen Nordhängen des Schulterbergs ist dagegen ein Aposerido-Fagetum *caricetosum ferruginei* entwickelt, in dem *Adenostyles alliariae*, *Chaerophyllum hirsutum* und *Primula elatior* bessere Versorgung mit Wasser und Nährstoffen andeuten. Andererseits fehlen viele lichtliebende oder Trockenheit ertragende Arten, z.B. *Polygala chamaebuxus*.

#### Adenostylo glabrae-Fagetum Moor 1971

Hangschutt-Fichten-Tannen-Buchenwald

MOOR (1971) beschreibt für den Schweizer Jura diese „Spezialistengesellschaft“ von meist schattseitigen, steilen Geröllhalden in 490-1340 m Seehöhe. Im Arbeitsgebiet besiedelt die Gesellschaft großteils Sonderstandorte an nordexponierten Schutthängen am Schulterberg (Standortseinheit F). In der Krautschicht fallen viele in Bezug auf Nährstoffe und Wasser anspruchsvolle Arten (z.B. *Athyrium filix-femina*, *Mer-*

*curialis perennis*) auf. *Aruncus dioicus* und *Actaea spicata*, die ihr Optimum in Bergahorn-Schluchtwäldern haben, kommen ebenso vor wie die subalpine Hochstaude *Adenostyles alliariae* und der Felsfarn *Asplenium viride*. Abgesehen von geringfügigen floristischen Abweichungen, wie z.B. dem Fehlen der in Österreich nicht vorkommenden *Dentaria heptaphylla*, besteht gute Übereinstimmung mit der Subassoziation *aruncetosum*, die einen größeren Feinerdegehalt im Oberboden anzeigt als die typische Subassoziation.

Das beinahe namensgleiche, den Nomenklaturregeln nicht entsprechende *Adenostylo glabrae-Abieti-Fagetum* H. Mayer 1974 ist anders umgrenzt und faßt mehrere geographisch vikariierende montane Klimagesellschaften über Karbonatgesteinen zusammen. Dem entspricht in unserem Arbeitsgebiet das *Aposerido-Fagetum*.

Nach der Gesellschaftsgliederung von MÜLLER (1992) müßten unser *Adenostylo glabrae-Fagetum* und das nachfolgend beschriebene *Asperulo odoratae-Fagetum* zum *Cardamino trifoliae-Fagetum* Oberd. et T. Müller 1984 gestellt werden.

#### **Asperulo odoratae-Fagetum Sougnez & Thill 1959**

Waldmeister-Fichten-Tannen-Buchenwald

Die mittelmontanen Fichten-Tannen-Buchenwälder am Nordabhang des Schulterbergs können zum *Asperulo odoratae-Fagetum*, einer Gesellschaft, die lehmige, nur mäßig karbonatbeeinflußte Böden bevorzugt, gestellt werden. Hier überwiegen allgemein verbreitete Laubwaldarten, wie *Brachypodium sylvaticum*. Arten, deren Vorkommen von einem gewissen Kalk-Skeletanteil im Boden abhängt (*Adenostyles glabra*, *Carex alba*), treten zurück. Kennzeichnend ist das Vorkommen des namengebenden *Galium odoratum* (= *Asperula odorata*). Im Arbeitsgebiet ist eine montane Ausbildung des *Asperulo odoratae-Fagetum* mit *Adenostyles glabra* und *Polygonatum verticillatum* entwickelt.

#### **Montane Fichtenwälder**

In der montanen Stufe der Randalpen gibt es unter natürlichen Verhältnissen Nadelwälder nur dort, wo die Buche aufgrund von ungünstigen Standortsbedingungen ihre Konkurrenzkraft nicht ausspielen kann. An solchen Sonderstandorten wird sie von den Nadelbäumen Fichte und Rotföhre abgelöst. Die weniger extremen Standorte werden dabei von Fichtenwäldern eingenommen. Natürliche Rotföhrenwälder, die noch trockenere Extremstandorte besiedeln, konnten nicht aufgefunden werden. Sie treten häufiger in den stärker kontinental getönten Zwischenalpen, z.B. im Inntal, auf. Montane Fichtenwälder sind

sehr unterschiedlich zusammengesetzt, weil auch die Standortsbedingungen, die zum Ausschluß der Buche führen, sehr unterschiedlich sein können.

#### **Asplenio-Piceetum Kuoch 1954**

Kalk-Block-Fichtenwald

Diese Gesellschaft wurde am Nordhang des Schulterbergs auf einem nur mäßig geneigten Blockschutt-Körper gefunden. Entsprechend dem Mosaikcharakter des Standorts (freiliegende Karbonat-Felsblöcke, Bodentaschen mit Rohhumus) ist auch die Bodenvegetation sehr heterogen. Laubwald-Arten (*Carex sylvatica*, *Viola reichenbachiana*), säureliebende Nadelwald-Arten (*Vaccinium myrtillus*, *Hylocomium splendens*) und Pflanzen schattiger Felsfluren, beispielsweise das namengebende *Asplenium viride*, kommen nebeneinander vor. Die freiliegenden Felsblöcke sind dicht von Moosen, v.a. von *Ctenidium molluscum* überwachsen.

#### **Carici albae-Piceetum H. Mayer & al. 1967**

(= *Seslerio-Piceetum Zukrigl 1973*)

Dolomitfels-Fichtenwald

Unter vollkommen anderen Standortsbedingungen stockt ein lichter Fichtenwald am Südostfuß der Christlum. An diesem steilen, sonnenexponierten Hang ist über Hauptdolomit eine sehr flachgründige Rendzina entwickelt. Die Krautschicht wird von *Carex humilis* und *Sesleria varia* dominiert. Anspruchsvolle Arten aus den Fichten-Tannen-Buchenwäldern fehlen hier großteils, nur *Aposeris foetida* spielt eine gewisse Rolle. Das Vorkommen von *Erica herbacea*, *Amelanchier ovalis*, *Cotoneaster tomentosus* lässt bereits Ähnlichkeiten mit dem Schneeheide-Rotföhrenwald (*Erico-Pinetum sylvestris*) erkennen. Die Zuordnung dieser Einzelaufnahme zu einer etwas heterogenen Gruppe von an *Sesleria* und *Carex alba* reichen Fels-Fichtenwäldern, dem *Carici albae-Piceetum* im Sinne von WALLNÖFER (1993) ist als provisorisch zu betrachten.

#### **Subalpine Fichtenwälder**

Fichtenwälder stellen oberhalb der klimatischen Buchengrenze, die im Gebiet etwa bei 1450/1500 m Seehöhe liegt, die höhenzonal vorherrschenden Waldgesellschaften dar. Entsprechend dem extremen Klimacharakter und verstärkt durch die Beweidung in der Umgebung von Almen sind sehr aufgelockerte Bestände, in die auch Arten der alpinen Rasen (z.B. *Poa alpina*) eindringen können, ausgebildet. Die Bäume stehen einzeln oder in kleinen Gruppen (Rotten) und sind fast bis zum Boden beastet.

### Adenostylo glabrae-Piceetum Zukrigl 1973

#### Karbonat-Alpendost-Fichtenwald

Am Südosthang der Christlum sind auf flachgründigen Rendsinen Fichtenbestände ausgebildet, die zur Subassoziation *seslerietosum* zu stellen sind. In der Krautschicht herrschen *Sesleria varia*, *Adenostyles glabra* und *Aposeris foetida* vor. Gegenüber dem nur wenig darunter anschließenden hochmontanen *Aposerido-Fagetum caricetosum sempervirentis* ist bereits eine deutliche Verarmung an montanen Arten und Laubwaldbegleitern zu beobachten (z.B. *Hepatica nobilis*, *Melampyrum sylvaticum*), dagegen treten hier einige zusätzliche lichtliebende Weiderasen-Arten (z.B. *Silene vulgaris*) auf.

Tiegründigere Böden (Kalk-Braunlehm) besiedelt die Subassoziation *luzuletosum sylvaticae*, die am Schulterberg festgestellt wurde. Anspruchsvolle Arten, etwa *Adenostyles alliariae* und *Chaerophyllum hirsutum* konnten hier vorgefunden werden, *Viola biflora* besitzt eine höhere Abundanz als in der vorigen Gesellschaft. Infolge der Überdeckung des Kalkgestein durch Braunlehm sind hier Säurezeiger (*Luzula sylvatica*, *Vaccinium myrtillus*) etwas häufiger. Die calcophile Art *Sesleria varia* dringt nur vereinzelt aus den angrenzenden Weiderasen in die Bestände oder Baumgruppen ein.

#### Lärchenwald

Natürliche Lärchenwälder sind aus der tiefsubalpinen Fichtenstufe von Sonderstandorten beschrieben. Vor allem handelt es sich dabei um schneereiche, nordseitige Steilhänge. Hier bildet die im Gegensatz zur Fichte gegen Winterfrost, Schneeschimmel und die Wirkungen von Schneebrettern sehr stabile Lärche eine Pionierbestockung, die ökologisch und oft auch räumlich zwischen den an noch extremeren Standorten (Lawinenhänge) stockenden Latschen und dem zonalen Fichtenwald steht.

### Laricetum deciduae Bojko 1931

#### Karbonat-Lärchenwald

Am steilen Nordwesthang der Christlum folgt unterhalb eines schmalen Streifens von Latschen-Krummholz ein sehr weitständiger Lärchenwald. Die Krautschicht wird von *Carex ferruginea* und *Aposeris foetida* beherrscht. Eine gewisse Übereinstimmung der Bodenvegetation mit dem Adenostylo glabrae-Piceetum *luzuletosum sylvaticae* ist vorhanden. Ähnliche Wälder beschreibt MAYER (1957) aus einem Urwaldrest in den Salzburger Kalkalpen als natürlichen, von Staublawinen als Dauerstadium erhaltenen Lärchwiesenwald.

Die pflanzensoziologische Einordnung ist problematisch. Das Laricetum *deciduae* im engeren Sinn wird als zwergrstrauchreiche Gesellschaft (mit *Erica herbacea*, *Rhododendron hirsutum*) beschrieben, die dem *Erico-Pinion mugo* zugeordnet wird. Der vorliegenden Gesellschaft mangeln jedoch Kennarten der Klasse, der Ordnung und des Verbands völlig, sodaß sie aus synsystematischer Sicht noch zu den Karbonat-Fichtenwäldern zu stellen wäre.

#### Latschengebüsche

In der hochsubalpinen Höhenstufe, die über der Fichtengrenze (1650/1700 m Seehöhe) liegt, stellen Latschengebüsche die Klimaxvegetation dar, die sich, bis in etwa 2000 m Seehöhe reichend, nach oben zu allmählich in verschiedene gehölzfreie alpine Vegetationstypen auflöst. Das Arbeitsgebiet berührt gerade noch die Untergrenze dieser Höhenstufe. In der tiefsubalpinen Fichtenwaldstufe finden sich Latschengebüsche als Dauergesellschaften an Standorten, an denen Fichte und Lärche durch die direkte Einwirkung von Schneebrettern oder Lawinen oder durch zu lange Schneelage ausscheiden, sowie als Ersatzgesellschaft anstelle von Fichtenwäldern.

### Erico carneae-Pinetum prostratae Zöttl 1951

#### Schneeheide-Latschengebüsch

Die auf der Christlum aufgenommenen Latschenbestände weisen einen Unterwuchs auf, der v.a. aus calciphilen Zwergräuchern (*Erica herbacea*, *Rhododendron hirsutum*) und aus Gräsern mit Vorkommenschwerpunkt in subalpinen bis alpinen Rasengesellschaften (*Sesleria varia*, *Carex ferruginea*) besteht. Einige relativ wärmeliebende Arten, wie etwa *Prunella grandiflora*, *Buphthalmum salicifolium* oder *Teucrium chamaedrys*, sind für die Zuordnung zum *Erico-Pinetum prostratae* maßgeblich. Diese Gesellschaft nimmt tiefergelegene, wärmere, südseitige Standorte der montanen und tiefsubalpinen Stufe ein.

### Vaccinio myrtilli-Pinetum montanae Morton 1927

#### Karbonat-Heidelbeer-Latschengebüsch

In einem am Schulterberg aufgenommener Latschenbestand dominieren Säurezeiger (*Vaccinium myrtillus*, *Lycopodium annotinum*) und Hochstauden (*Chaerophyllum hirsutum*, *Adenostyles alliariae*). Erstere sind durch Rohhumus, der den Einfluß des karbonischen Grundgestein verdeckt, begünstigt, letztere zeigen gute Wasser- und Nährstoffversorgung an.

### 3.3 Standortsgliederung

#### Gliederungskriterien

Die Gliederung der Standortseinheiten geht von den natürlichen Waldgesellschaften sowie der darin implizierten klimatischen Gliederung aus. Da einerseits die geologischen Verhältnisse großflächig als sehr einheitlich zu bezeichnen sind, und andererseits die Horizontabfolge innerhalb der beiden räumlich eng assoziierten, dominierenden Bodentypen Rendsina und Kalk-Braunlehm kleinräumig äußerst variabel ist, entspricht im Großteil des Untersuchungsgebiets eine natürliche Waldgesellschaft einer Standortseinheit (Standortseinheiten D bis O). Die natürlichen Waldgesellschaften im Bereich der Standortseinheiten A bis C konnten durch die Standortsparameter Gründigkeit, Exposition und Hangneigung sowie der Wasserhaushaltsstufe noch weiter aufgegliedert werden. Aufgrund der angewandten hohen Auflösung der Erkundung wurde hier auch das Vorhandensein von Zustandsformen als Ausscheidungskriterium mit berücksichtigt.

#### Warmer mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald (Standortseinheit A)

Diese Standortseinheit nimmt Kuppe und Oberhangbereich des Mühleggerköpfls in etwa 900 m Seehöhe ein. Abhängig von Neigung und Relief treten kleinräumig seichtgründige Rendsinen bis Kalkbraunleime nebeneinander auf. Mit der wechselnden Mächtigkeit und Bodenart der durchwurzelbaren Horizonte, welche zwischen 15 und 55 cm liegt, variiert der Wasserhaushalt stark. Der Standortstyp tritt in allen Expositionen auf. Auf sonnseitigen, seichtgründigen Kleinstandorten ist Trockenstreß zu erwarten.

Die hier ausgebildete Waldgesellschaft mit den Licht- und Wärmezeigern *Sorbus aria*, *Acer platanoides* und *Galium sylvaticum* sowie den dominierenden Gräsern *Carex alba* und *Sesleria varia* stellt einen Übergang vom mittelmontanen Aposerido-Fagetum *caricetosum albae* zum tiefmontanen, v.a. trockene, warme Südhänge besiedelnden *Carici albae-Fagetum* dar. Allerdings zeigen *Oxalis acetosella* und *Athyrium filix-femina* eine bessere Wasserversorgung, *Adenostyles glabra* ein doch etwas kühleres Klima an. Floristische Gemeinsamkeiten wie *Primula elatior* und *Athyrium* und die weitgehende bodenkundliche Übereinstimmung mit Einheit C' deuten darauf hin, daß die potentielle natürliche Waldgesellschaft eine warme Ausbildung des Aposerido-Fagetum *saniculetosum* sein könnte. Das Vorkommen der oben genannten

Licht- und Wärmezeiger, das die Einordnung der aktuellen Vegetation in die Subassoziation *caricetosum albae* zur Folge hat, ist auf den stark aufgelichteten Waldzustand zurückzuführen. Die lichtliebenden Weiderasen-Pflanzen *Lotus corniculatus*, *Carduus defloratus* und *Buphthalmum salicifolium* weisen auf schon lang andauernde anthropogene Auflichtung des Bestandes hin.

Die Abtrennung als eigene Standortseinheit erfolgte wegen der isolierten Lage und der durch die Artenzusammensetzung angedeuteten Übergangsposition zur tiefmontanen Stufe.

#### Mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf flachgründigen Rendsinen (Standortseinheit B)

Die wenig bis stark geneigten Ober- und Mittelhänge dieser Standortseinheit der Christium sind süd- bis südostexponiert. Auf Hauptdolomit wurden seichtgründige Rendsinen gebildet, die zum geringen Teil lehmig-tonige Beläge aus den Zwischen-Bankflächen des Muttergesteins enthalten. Die durchwurzelbaren, humosen Horizonte haben im allgemeinen eine Mächtigkeit von weniger als 30 cm. Die Vegetation entspricht einem typischen Aposerido-Fagetum *caricetosum albae*. Es handelt sich um weitgehend geschlossene Bestände von Buche und Fichte, in denen die Tanne, wohl infolge menschlichen Einflusses, weitgehend fehlt. Die auftretenden Humusformen mullartiger Moder und moderartiger Mull entsprechen den günstigen Umsetzungsbedingungen mittelmontaner Mischwälder. Jedenfalls ist der anthropogene Einfluß hier weniger stark als in der nachfolgend beschriebenen Einheit. Die Ausscheidung dieser Fläche bei FRISCHMANN & STÖHR (1990) als Fichten-Tannen-Buchenwald mit weißer Segge steht mit unserem Befund in Einklang.

#### Mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf sehr flachgründigen Rendsinen; degradierte Rotföhren-Fichten-Ausbildung (Standortseinheit B')

Auf Hauptdolomit entwickelten sich flachgründige bis sehr flachgründige Rendsinen mit durchwurzelbaren, humosen Horizonten, die im allgemeinen unter 15 cm Mächtigkeit besitzen. Die stark geneigten Mittelhänge sind ostexponiert.

Hier finden sich lichte Rotföhren-Fichtenbestände, denen vereinzelt auch Buchen beigemischt sind. Aufnahmen unter gelegentlich vorkommenden, noch der Oberschicht angehörenden Buchen lassen sich dem Aposerido-Fagetum *caricetosum albae* zuordnen. Sie unterscheiden sich aber durch eine Reihe von Arten von der vorgehenden Ausbildung. Die Magerkeits-

und Säurezeiger *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea* können ebenso wie *Erica herbacea* als Zeichen für frühere, recht intensive Streunutzung gewertet werden. Lichtliebende Arten wie *Prunella grandiflora*, aber auch die Gräser *Sesleria varia* und *Calamagrostis varia* nutzen den erhöhten Lichtgenuss, der durch das Verschwinden bzw. den Rückgang der Schattbaumarten Tanne und Buche hervorgerufen wird. Dagegen sind hier anspruchsvolle Arten wie *Mercurialis perennis*, *Paris quadrifolia* und *Anemone nemorosa* selten.

Die Bestände stocken auf einem geringmächtigen Hangschuttkörper, unter dem in etwa 1 - 2 m Tiefe ein in mehreren schmalen Gräben auch an der Oberfläche sichtbarer Wasserzug vorhanden ist. Die Wechselfeuchte- und Magerkeitszeiger *Molinia caerulea* und *Tofieldia calyculata* weisen auf die zumindest zeitweilig gute Wasserversorgung hin. Mangelnde Wasserversorgung scheint jedenfalls für das Fehlen von Tanne (Tiefwurzler) und Buche auszuscheiden.

Insgesamt ist diese Standortseinheit in ihrer aktuellen Vegetation großteils zum Schneeholz-Rotföhrenwald (Erico-Pinetum sylvestris) zu stellen. Die potentielle natürliche Waldgesellschaft dieses Standorts ist das Aposerido-Fagetum *caricetosum albae*. Der mäßig trockene Standort führt im Verein mit langandauerndem Nährstoffentzug zu gehemmtem Streuumsatz und Moderhumusbildung. Die Bestandesdegradation als Auswirkung dieser Eingriffe ist in diesem, dem von Natur aus trockenen und mageren Flügel des Aposerido-Fagetum angehörigen Standort besonders stark sichtbar.

Wasserableitungen der Schipisten und die Bestände durchschneidende Forststraßen führen überdies zu Änderungen des natürlichen Wasserhaushalts infolge punkt- bzw. linienförmiger Einleitung des Niederschlagswassers.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) ordnen diese Bestände ebenfalls großteils dem Fichten-Tannen-Buchenwald mit weißer Segge zu. Ein Bestandesstreifen am Hangfuß wird von diesen Autoren jedoch als Karbonat-Schneeholz-Kiefernwald mit Bergreitgras kartiert, ohne daß die für die Abtrennung dieses Streifens maßgeblichen Gründe im Gelände erkennbar wären.

#### Mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf flach- bis mittelgründigen Böden (Standortseinheit C)

Auf Hauptdolomit und vereinzelten Kalkausbissen treten eng verzahnt sehr skelettreiche Kalk-Braunlehme und Rendsinen stark wechselnder Mächtigkeit auf. Dabei sind die Braunlehme in der Regel auf die

konvexen Reliefteile beschränkt. Die ostexponierten Mittelhänge sind mäßig bis stark geneigt. Vegetationskundlich sind die Bestände dem Aposerido-Fagetum *saniculetosum* anzuschließen. Es handelt sich um eine recht naturnahe Gesellschaftsausbildung, aber auch hier ist der Tannenanteil anthropogen gesenkt. Der durchwurzelbare Bodenraum variiert kleinsträumig zwischen 20 und 60 cm, was sich in günstigeren Kleinstandorten (Aufnahme 001/06) mit gelegentlichem Vorkommen von Feuchte- und Trophiezeigern wie *Galium odoratum*, *Hordeum europaeum* und *Chaerophyllum hirsutum* und ungünstigeren, auf denen diese fehlen, manifestiert (Aufnahme 001/21). Günstige Umsetzungsbedingungen bedingen die dominierende Humusform moderartiger Mull.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) stellen diese Fläche zum Fichten-Tannen-Buchenwald mit Waldgerste. Die dort beschriebenen, tiefgründigen Braunlehme konnten nicht gefunden werden. Die namengebende Waldgerste (*Hordeum europaeum*) tritt nur spärlich auf.

#### Mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf flach- bis mittelgründigen Böden; degradierte Fichten-Ausbildung (Standortseinheit C')

Die stark geneigten, ost- bis südostexponierten Mittelhänge im talnahen Bereich der Christlum (1000-1100 m) werden von Fichte dominiert, Buche und Rotföhre sind beigemischt. Standörtlich etwa der Einheit C entsprechende Bestände weisen ähnlich wie die Standortseinheit B' zahlreiche Anzeichen anthropogener Degradation auf (z.B. *Homogyne*, *Carlina acaulis*). Bodentypen und Humusform entsprechen dem Standortstyp C, die Mächtigkeit des durchwurzelbaren Bodenraumes variiert jedoch wesentlich weniger (30-35 cm). Infolge der entsprechend ausgeglichenen Wasserversorgung spielen die feuchtigkeitsliebenden hochmontan-subalpinen Arten (z.B. *Aster bellidifolius*) eine größere Rolle. Das hier physiognomisch prägende, lichtliebende *Pteridium aquilinum* und *Brachypodium pinnatum*, beides Arten mit Affinität zu Extensiv-Weiden, bevorzugen bessere Bodenverhältnisse und treten deshalb in der angrenzenden Einheit B' zurück. Aufgrund der günstigeren Voraussetzungen hat hier trotz sicher ähnlich starker menschlicher Beeinflussung auch *Calluna vulgaris* nicht Fuß fassen können.

Diese Bestände werden von uns im aktuellen Zustand als Aposerido-Fagetum *caricetosum albae* angesprochen, das aber auf Standorten des Aposerido-Fagetum *saniculetosum* stockt. FRISCHMANN & STÖHR (1990) dagegen kartieren die Fläche als Fichten-Tannen-Buchenwald mit weißer Segge.

### Mittel-/hochmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf flachgründigen Rendsinen (Standortseinheit C')

In etwas höherer Lage am Christlum-Osthang, im Übergangsbereich der mittelmontanen gegen die hochmontane Stufe (ca. 1300 m) existiert eine Variante des Aposerido-Fagetum *saniculetosum*, in der das Fehlen einiger Arten (z.B. *Cephalanthera longifolia*, *Campanula trachelium*) ein etwas kühleres Klima als bei den beiden vorigen Standortseinheiten anzeigt. Auf Hauptdolomit und vereinzelten Kalkausbissen treten seichtgründige Rendsinen und Übergangsformen zu Kalk-Braunlehmen auf; die durchwurzelbaren Horizonte erreichen Mächtigkeiten um 20 cm. Trotz der flachgründigen Böden sind hier Trockenheitszeiger kaum vertreten. Die vorherrschende Humusform ist mullartiger Moder. Der Standortstyp nimmt stark geneigte bis schroffe, südost- bis ostexponierte Unterhänge ein.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) betrachten diese Flächen noch als Fichten-Tannen-Buchenwald mit weißer Segge. Sie geben für diese Einheit eine schwerpunktmaßige Höhenverbreitung zwischen 900 und 1200 m an. Die Flächen unserer Standortseinheit C' liegen jedoch darüber.

### Hochmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf Sonnhängen (Standortseinheit D)

Der Standortstyp wurde in 1300-1450/1500 m Seehöhe auf südost- bis ostexponierten, stark geneigten bis schroffen Mittel- bis Unterhängen der Christlum kartiert. Auf Hauptdolomit treten seichtgründige bis sehr seichtgründige Rendsinen, auf schwächer geneigten Reliefteilen auch Kalk-Braunlehme auf.

Hier stocken Fichten-Buchenbestände mit Tanne, Lärche und Bergahorn, die im mittleren und oberen Teil der kartierten Fläche infolge von Waldweide stark aufgelichtet sind. Viele der lichtliebenden Arten dieser Gesellschaft (*Carex sempervirens*, *Lotus corniculatus*) profitieren von dieser Tatsache. Trotz der Lage in der hochmontanen Stufe treten infolge des erhöhten Licht- und daher Wärmegenusses vorwiegend die Humusformen Mull und mullartiger Moder auf. Während die nicht aufgenommenen Rasenflächenanteile großteils zu den subalpin-alpinen Kalkmagerrasen (*Seslerietea albicans* Oberd. 1978) zu zählen sind, können die überschirmten Flächenanteile in ein Aposerido-Fagetum *caricetosum sempervirentis* gestellt werden.

Auch diese Bestände wurden trotz ihrer Höhenlage von FRISCHMANN & STÖHR (1990) noch zum größeren Teil als Fichten-Tannen-Buchenwald mit weißer Segge kartiert. Die relativ wärmeliebende *Carex alba* tritt

hier gegenüber den hauptsächlich subalpin-alpin verbreiteten Arten *Carex ferruginea* und *C. sempervirens* in den Hintergrund. Der oberste von Fichten (Lärchen) beherrschte, besonders stark aufgelichtete Bereich, der im Übergang zum subalpinen Fichtenwald stockt, wurde von diesen Autoren als Fichten-Tannenwald mit Waldhainsimse ausgeschieden. Abgesehen davon, daß hier Buche und Bergahorn beigemischt sind und als potentielle Waldgesellschaft einen hochmontanen Fichten-Tannen-Buchenwald nahelegen, stimmt auch die bodenkundliche Beschreibung (Braunlehm) nicht mit unserem Geländebeobachtung überein.

### Hochmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf Schatthängen (Standortseinheit E)

Der Standortstyp nimmt schroffe, nord- bis nordost-exponierte Mittelhänge des Schulterbergs ein. Auf stellenweise anstehendem Hauptdolomit treten seichtgründige bis sehr seichtgründige Rendsinen auf. Die Humusform wechselt zwischen moderartigem Mull und mullartigem Moder.

Im Aposerido-Fagetum *caricetosum ferruginei* sind Fichte, Buche sowie ein geringerer Anteil von Bergahorn und Lärche an der Zusammensetzung der Baumschicht beteiligt. Tanne ist auch hier nur beigemischt. Die Waldweide hat hier auf den überschirmten Flächenanteilen nur geringe Auswirkung auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) scheiden hier wie auch auf der nachfolgend beschriebenen Standortseinheit F einen Fichten-Tannen-Buchenwald mit kahlem Alpendost aus. Eine Trennung der beiden Standortstypen und eine Zuordnung der Flächen auf anstehendem, wenig aufgewittertem Gestein zum Fichten-Tannen-Buchenwald mit Rostsegge wäre zu erwägen gewesen.

### Hochmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf Hangschuttböden (Standortseinheit F)

Die überwiegend schroffen, nordexponierten Mittelhänge sind durch blockigen Hangschutt geprägt. Es treten seicht-, selten mittelgründige Rendsinen auf, Hangverebnungen und flachere Hangteile werden von Übergangsformen zu Kalk-Braunlehmen eingenommen, die ihre Entstehung kolluvialer Zufuhr von bindigem Material verdanken. Die vorherrschende Humusform ist Mull, in ungünstigeren Abschnitten mullartiger Moder.

Auf diesen Standorten ist ein sehr naturnahes Adenostylo *glabrae*-Fagetum *aruncetosum* ausgebildet. Der Bestand aus Buche, Tanne und Fichte, mit ei-

ner Beimischung von Bergahorn ist wüchsigt, allerdings durch Steinschlag gefährdet. Die steile Lage schließt ökonomisch sinnvolle Nutzung aus.

Neben der typischen Steilhang-Ausbildung (Aufnahmen 020/08, 020/11) wurde im flacheren Bereich am Fuß der Steilhänge auch eine Übergangsvariante zum Aposerido-Fagetum *caricetosum ferruginei* (Aufnahme 020/01) gefunden.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) scheiden einen Fichten-Tannen-Buchenwald mit kahlem Alpendost aus. Ihre Beschreibung zu dieser Standortseinheit deckt sich mit dem Befund der vorliegenden Untersuchung.

#### Frischer, mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald auf mittelgründigen Kalk-Braunlehmen (Standortseinheit G)

In schwach geneigten und ebenen Lagen treten auf Mergel und Hauptdolomit mittelgründige Kalk-Braunlehme auf. Bindiges Bodenmaterial, geringe Neigung und größere Bodentiefe führen zu ausgeglichenem Wasserhaushalt. Günstige Humusformbildung von Mull bis moderartiger Mull herrscht vor.

Im hier ausgebildeten Asperulo *odoratae*-Fagetum dominieren Fichte und Buche, Tanne ist subdominant, Bergahorn beigemischt. Die wüchsigen Standorte werden derzeit überwiegend von Fichten-Forsten eingenommen.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) scheiden einen Fichten-Tannen-Buchenwald mit Waldgerste aus, was sich mit dem Befund dieser Arbeit deckt.

#### Mittelmontaner Block-Fichtenwald

##### (Standortseinheit H)

Auf dem mäßig geneigten, nordseitig exponierten Sonderstandort sind in der Regel nur sehr wenig fortgeschrittenen Bodenbildungen festzustellen. Auf dem nicht angewitterten Hauptdolomit-Blockmaterial entwickeln sich unter feucht-kühlen klimatischen Verhältnissen aus Fichtenstreu Rohhumusdecken mit H-Horizonten von über 10 cm Mächtigkeit. Abhängig vom Kleinrelief wechseln O-C-Böden ohne Mineralbodenhorizonte und initiale Rendsinabildungen, deren organische Mineralbodenhorizonte nur wenige Zentimeter Dicke erreichen. Nur in Taschen zwischen Einzelblöcken sind durch kolluviale Einbringung von lehmigen Material etwas gründigere Böden (bis 30 cm) festzustellen. MAYER (1964) beschreibt einen Block-Fichten-Lärchenwald aus den Berchtesgadener Alpen und weist auf Kaltluftaustritte und Bodeneis in den Klüften hin.

Im vorliegenden Asplenio-Piceetum ist die Buche nur mit schlechtwüchsigen nebenständigen Individu-

en vertreten. Die sauren Humusauflagen (Rohhumus) in den Bodentaschen und der geringe Wurzelraum genauso wie das kalte Klima benachteiligen die Buche gegenüber der Fichte. Tannen-Beimischung ist in dieser Gesellschaft möglich. Bei KUOCH (1954) ist in ca. 3/4 der Aufnahmen dieser Gesellschaft die Tanne mit geringem Mischungsanteil vorhanden.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) kartierten diese Fläche als Fichten-Tannen-(Buchen)Wald mit Torfmoos, eine Standortseinheit mit bindigen, pseudovergleyten Böden über Neokomschichten.

#### Montaner Rotföhren-Fichtenwald auf steilen Sonnhängen (Standortseinheit I)

Auf schroffen südost-, selten südexponierten Ober- und Mittelhängen entwickelten sich aus Hauptdolomit äußerst flachgründige Rendsinen, deren Hauptwurzelhorizonte eine Mächtigkeit von 10 cm nur selten überschreiten. Der Wasserhaushalt ist infolge der geringen Gründigkeit und des geringen Feinbodenanteils nicht ausgeglichen. Hoher Wärmegenuß und Basenreichtum der Böden führen trotz der Trockenheit zu Mullhumusbildung (moderartiger Mull).

Auf dieser Standortseinheit wurde das *Carici albae-Piceetum* als potentielle natürliche Waldgesellschaft ausgeschieden. Für Buche und Tanne erscheint dieser Standort als zu trocken. Allerdings ist das Ausmaß des menschlichen Einflusses (Waldweide) und seine Auswirkung auf die Baumartenmischung an diesem in Siedlungsnähe gelegenen Standort nur schwer abschätzbar. Die aktuelle Dominanz der konkurrenzschwachen Lichtbaumart Rotföhre (*Pinus sylvestris*) auf vergleichbaren Standorten im Gebiet erscheint unter dem Blickwinkel des von uns aufgenommenen Fichtenbestands (Aufnahme 001/10) nicht natürlich.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) lassen sich vom derzeitigen Erscheinungsbild der Bestände leiten und kartieren diese Flächen als Karbonat-Schneeheide-Kiefernwald mit Bergreitgras.

#### Tiefsubalpiner Fichtenwald auf flachgründigen Böden (Standortseinheit J)

Auf steilen ost- bis südostexponierten Ober- und Mittelhängen sind aus Hauptdolomit seichtgründige Rendsinen entstanden. Der durchwurzelbare Raum ist auf maximal 20 cm beschränkt. Im Bereich von Bankflächen ist wiederum lehmiges Material in die Bodenbildung einbezogen. Die Bestände sind infolge Almwirtschaft und Waldweide teils stark aufgelichtet, teils in Gruppen und Rotten aufgelöst. In geschlossenen Bestandesteilen wird Moder gebildet, erhöhter Wärmegenuß führt in den lichteren Bestandesteilen

zu Mullhumusbildung. Die Artenzusammensetzung des zum *Adenostylo glabrae-Piceetum seslerietosum* gehörenden subalpinen Fichtenwalds ist nur im Inneren einiger Baumgruppen noch erkennbar. Dazwischen sind verschiedene subalpine Rasengesellschaften ausgebildet.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) scheiden hier einen subalpinen Fichtenwald mit Bergreitgras aus.

#### Tiefsubalpiner Fichtenwald auf flach- bis mittelgründigen Böden (Standortseinheit K)

Der Standortstyp nimmt unterschiedlich stark geneigte Mittel- und Oberhänge im Bereich des Gipfelaußbaus und Gipfelplateaus des Schulterbergs ein. Am Gipfelplateau des Schulterbergs sind aus Plattenkalk gebildete Erosionsformen mit lehmigen Material verfüllt, sodaß auch innerhalb einer Reliefform verschiedene Bodentypen vorgefunden wurden. Nahe den oberflächennahen bzw. anstehenden Kalkrippen treten daher sehr seichtgründige bis seichtgründige Rendsinen auf, in den Zwischenflächen seicht- bis mittelgründige Kalk-Braunlehme. Das bindige Material ist in tieferen Horizonten - selten - pseudovergleyt. Der durchwurzelbare Raum variiert entsprechend zwischen etwa 20 und 70 cm. Am Osthang des Schulterbergs treten vorwiegend Rendsinen aus Plattenkalk und Hauptdolomit auf, in geringerem Maße auch durch kolluviale Einbringung bindigen Materials Übergangsformen zu Kalk-Braunlehm. Der Standortstyp tritt expositionsunabhängig auf.

Im *Adenostylo glabrae-Piceetum luzuletosum sylvaticae* dieser Standortseinheit ist die Bestandesauflistung durch Waldweide teilweise weit fortgeschritten. Im Bereich größerer Baumgruppen und geschlossener Bestandesteile herrscht Moderhumusbildung vor; Übergänge zu den Weideflächen sowie die Weideflächen selbst weisen überwiegend Mullhumusformen auf. Auch in südseitigen Lagen ist die Wasserversorgung aufgrund des hohen Feinbodenanteils und der Gründigkeit der Böden besser als in der Standortseinheit J. Die gemittelten Feuchtezahlen nach ELLENBERG (Kapitel 3.4) bewegen sich hier zwischen 5 und 6, während sie dort bei 4,7 und 4,9 liegen.

Eine Trennung des tiefergelegenen Bestands am Osthang des Schulterbergs (Aufnahme 020/05) vom höhergelegenen, stärker weidebeeinflußten Bereich am Süd- und Südwesthang (Aufnahmen 007/40, 020/10) in verschiedene Standortseinheiten wäre möglich.

FRISCHMANN & STÖHR (1990) haben hier einen subalpinen Fichtenwald mit Heidelbeere ausgeschieden.

#### Tiefsubalpiner Steilhang-Fichten-Lärchenwald (Standortseinheit L)

Auf steilen nord- bis nordostexponierten Oberhängen des Christlum-Gipfelaufschwunges treten auf Hauptdolomit sehr flachgründige Rendsinen auf. Geringer Wärmegenuß führt zusammen mit der äußerst schwer zersetzbaren Lärchenstreu zu Hemmungen der Umsetzung und Moderhumusbildung.

Der weitständige Lärchenbestand wurde zum *Laricetum deciduae* gestellt. Wie vereinzelt beigemischte Fichten beweisen, ist der Bestand für diese Baumart bereits besiedelbar. Ein geringes Maß an forstlicher Bewirtschaftung (einzelne Stöcke) ist neben Waldweide, ausgehend von der Moosen-Alm (Viehtritte, Weidezeiger: *Potentilla aurea*, *Poa alpina*, *Trifolium repens*), erkennbar. Menschliche Einflußnahme könnte dafür verantwortlich sein, daß sich die Lärchen-Pionierbestockung noch nicht zum subalpinen Fichtenwald weiterentwickelt hat. Besonders gilt das für die tiefergelegenen Bereiche des Lärchenwalds, die bereits Schutz durch den darüberliegenden Bestand genießen.

Die Einordnung in einen Karbonat-Zwergalpenrosen-Lärchenwald als natürliche Waldgesellschaft bei FRISCHMANN & STÖHR wäre zu revidieren. Die vorgefundene Artenzusammensetzung weicht deutlich von der dort gegebenen Beschreibung ab.

#### Tiefsubalpines Latschengebüschen auf Sonnhängen (Standortseinheit M)

Auf schroffen südost- bis ostexponierten Ober- und Mittelhängen der Christlum treten auf Hauptdolomit seichtgründige bis sehr seichtgründige Rendsinen auf. Das Kleinrelief wird durch Rinnen und Schichtköpfe geprägt. Die dominierenden Humusformen sind moderartiger Mull bis mullartiger Moder. Latschen bilden hier von 1500 m Seehöhe bis zum Gipfel kleinere oder größere Bestände in den Weiderasen. Die aus ca. 1600 m Seehöhe stammenden Vegetationsaufnahmen sind dem relativ warme Standorte besiedelnden *Erico carneae-Pinetum prostratae* zuzuordnen. Ein größerer Teil der Latschenflächen ist auf Almweide sekundär entstanden und wurde noch zur Standortseinheit J (subalpiner Fichtenwald) gestellt. Nur der oberste Hangbereich und die Kämme sind als natürlich waldfreie, unter dem Einfluß von Wind und Schneebrettern stehende Latschenstandorte anzusehen.

### Tiefsubalpines Latschengebüsche auf Schathängen (Standortseinheit N)

Schroffe, nordexponierte Mittelhänge unterhalb des Gipfelaufbaus des Schulterbergs werden von diesem Standortstyp eingenommen. Seichtgründige Rendsinen aus Hauptdolomit bilden den vorherrschenden Bodentyp. Der Standort steht unter dem Einfluß von Schneebrettern, die eine Weiterentwicklung zum Fichtenwald verhindern. Lange andauernde Schneelage und die sich daraus ergebende kurze Vegetationsperiode behindern den Streuabbau. Rohhumus als vorherrschende Humusform ist die Folge.

Der hier vorgefunden Latschenbestand ist ins *Vaccinio myrtilli*-*Pinetum montanae* zu stellen. Für diese Gesellschaft sind gute Wasserversorgung und verzögter Streuabbau kennzeichnend.

Auch FRISCHMANN & STÖHR kartieren hier ein Karbonat-Alpenrosen-Latschengebüsche. Sie unterscheiden aber innerhalb dieses Standortstyps nicht die acidophilen Ausbildungen von basiphilen Latschenbeständen mit guter Humusumsetzung.

### Tiefsubalpiner Fichtenwald auf mittel- bis tiefgründigen Braunerden; dzt. entwaldet (Standortseinheit O)

Das Gipfelkar der Christlum ist derzeit infolge von Almwirtschaft und Schipistenanlage weitgehend unbewaldet. Die stark geneigten bis schroffen Mittel- und Unterhänge sind ostexponiert. Auf dem Moränenmaterial des Inngletschers haben sich aus bindigem Material kolluviale Kalk-Braunerden bzw. *Pseudogleye* entwickelt. Der Ah-Horizont erreicht infolge von Klärschlammaufbringung sehr regelmäßig 6-8 cm Mächtigkeit. Die tiefgründigsten Böden des Untersuchungsgebietes - die durchwurzelbaren Horizonte erreichen eine Mächtigkeit von 45 bis 90 cm - weisen einen weitgehend ausgeglichenen Wasserhaushalt auf, einzelne Bereiche der Hangfüße und Mulden jahreszeitlich Wasserüberschüsse. Böden und Standortsbedingungen dieser zwischen 1550 und 1680 m Seehöhe gelegenen Standorte lassen als potentielle natürliche Waldgesellschaft ein *Adenostylo alliariae*-*Piceetum* Zukrigl 1973 vermuten.

### 3.4 Ökologische Zeigerwerte

Die Verwendung der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG ermöglicht annäherungsweise eine Charakterisierung aller durch Vegetationsaufnahmen erfaßten Standorte auch in Hinblick auf nicht durch Messungen erhobene Umweltparameter. Dem Ver-

fahren liegt eine Zeigerwerteliste zugrunde, die für die meisten mitteleuropäischen Farn- und Samenpflanzen Erfahrungswerte zum ökologischen Verhalten dieser Arten enthält. Diese sind in eine numerische, meist neunstufige Ordinalskala gefaßt. Die Zeigerwerte aller in einer bestimmten Aufnahme vorhandenen Arten wurden ohne Berücksichtigung der Deckungswerte arithmetisch gemittelt und können auf diese Weise zur ökologischen Kennzeichnung dieser Aufnahmefläche herangezogen werden. Auch wenn dieses Berechnungsverfahren mathematisch nicht unbedenklich ist, wird es dennoch vielfach angewendet und liefert bei der nötigen Vorsicht wertvolle Hinweise (vgl. ELLENBERG 1991).

Die bodenabhängigen Zeigerwerte (Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl) weisen zwischen den beiden Höhenprofilen „Christlum“ und „Schulterberg“ deutliche Unterschiede auf. Das Mühleggerköpfel reiht sich ins Christlum-Profil ein.

Zwischen der mittleren Stickstoffzahl und der mittleren Feuchtezahl besteht ein positiver Zusammenhang (Abbildung 4). Dabei liegen die Feuchtezahlen am Schulterberg (Standortseinheiten E, F, G, H, K, N) zwischen 5,4 und 6 und sind damit deutlich höher als auf der Christlum (4 bis 5,2). Ursachen dafür könnten in der durchwegs schattigen Lage und in der durchschnittlich größeren Bodengründigkeit der Schulterberg-Aufnahmeflächen liegen. Die Stickstoffzahlen dieser beiden Gebiete überlappen etwas stärker. Die Werte für die Aufnahmeflächen des Schulterberg-Profils liegen zwischen 4,3 und 5,9. Nur Aufnahme 007/40 aus dem Gipfelbereich liegt mit 3,2 deutlich darunter. Die entsprechende Teilfläche B7/4 (siehe Tabelle 1) zeigt auch die niedrigsten Stickstoffvorräte aller im Bereich des Schulterberg-Gipfelplateaus untersuchten Flächen. Relativ niedrige Stickstoffzahlen zwischen 2,9 und 4,9 weisen die „Christlum“ und das Mühleggerköpfel auf, wobei die relativ wenig anthropogen veränderten Standortseinheiten B, C und C' am oberen Ende liegen (4,1 bis 4,9). Weit geringer sind die Unterschiede zwischen den beiden Höhenprofilen bei der Reaktionszahl (Abbildung 5). Die tendenziell niedrigeren Werte auf dem Schulterberg sind wahrscheinlich auf die nördliche Exposition und die dadurch etwas langsamere Humusumsetzung zurückzuführen. Auf Punkt 020/06 (Einheit N) mit der niedrigsten Reaktionszahl 5,1 ist Rohhumus ausgebildet.

Temperatur- und Lichtzahl (Abbildung 6) ermöglichen eine grobe Ansprache des Bestandesklimas. Die Temperaturzahl zeigt einen eindeutigen Zusammenhang mit den Vegetations-Höhenstufen. Die subalpi-

nen Standortseinheiten (J, K, L, M, N) liegen zwischen 2,9 und 3,5, die hochmontanen (D, E, F) zwischen 3,5 und 4,3 und die mittelmontanen Einheiten zwischen 4 und 4,6. Die Lichtzahl zeigt vor allem den Grad der anthropogenen bedingten Auflichtung der Bestände. Die auch gegenwärtig noch von Waldweide betroffenen hochmontanen Einheiten D und E, die subalpinen Standortseinheiten und die stärker degradierten Einheiten B', C' und I vom unteren Hangbereich der Christlum liegen durchwegs über 5,6. Den Gegensatz dazu bilden die recht naturnahen Einheiten F, G und H aus dem unteren und mittleren Hangbereich des Schulterbergs mit Lichtzahlen zwischen 4,4 und 5,2.

Zwischen Lichtzahl und Stickstoffzahl (Abbildung 7) besteht ein negativer Zusammenhang. Ein Grund dafür ist, daß Magerkeitszeiger grundsätzlich lichtliebend sind und bei dichterem Kronenschluß verschwinden. Umgekehrt nimmt bei Bestandesauflichtung die Lichtzahl zu und gleichlaufend die Stickstoffzahl ab. Wenn man in unserem Fall etwa die Kartierungseinheiten C und C' vergleicht, kommt es bei Auflichtung zu einer Vergrasung (*Sesleria varia*, *Carex alba*) und vermutlich auch zu einer Verschärfung der Wurzelkonkurrenz um Wasser und Nährstoffe.

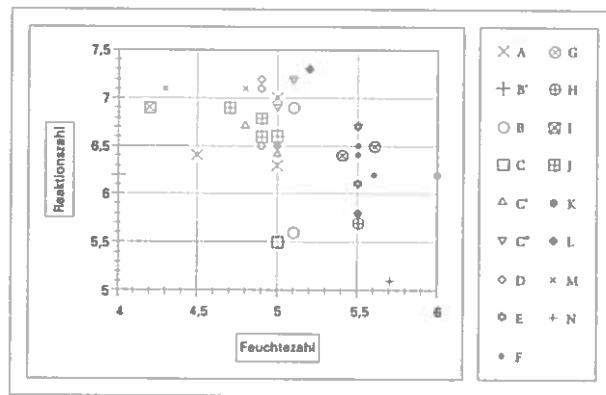


Abb. 5:  
Ökogramm der Feuchte- und Reaktionszahlen der Aufnahmeflächen im Raum Achenkirch.  
Der Buchstabencode der Legende bezieht sich auf die Standortseinheiten im Kapitel 3.3.

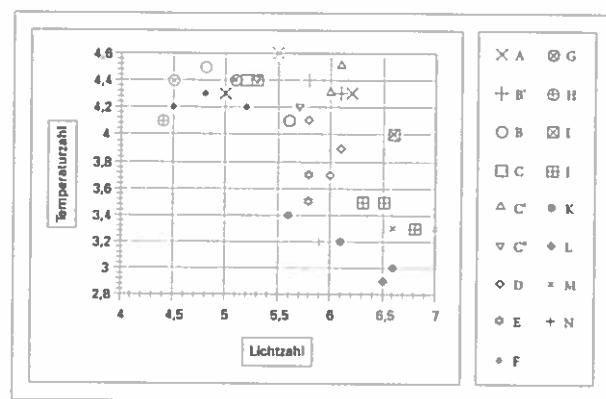


Abb. 6:  
Ökogramm der Licht- und Temperaturzahlen der Aufnahmeflächen im Raum Achenkirch.  
Der Buchstabencode der Legende bezieht sich auf die Standortseinheiten im Kapitel 3.3.

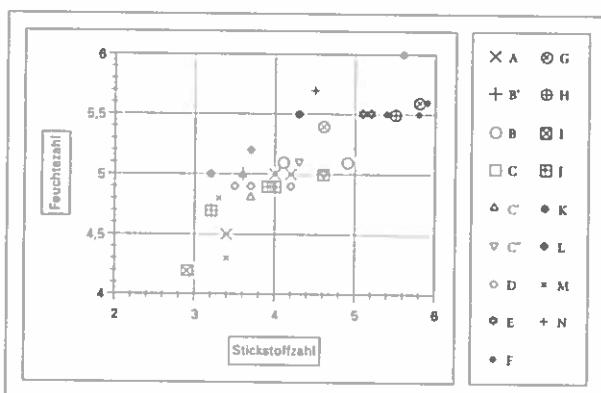


Abb. 4:  
Ökogramm der Stickstoff- und Feuchtezahlen der Aufnahmeflächen im Raum Achenkirch.  
Der Buchstabencode der Legende bezieht sich auf die Standortseinheiten im Kapitel 3.3.

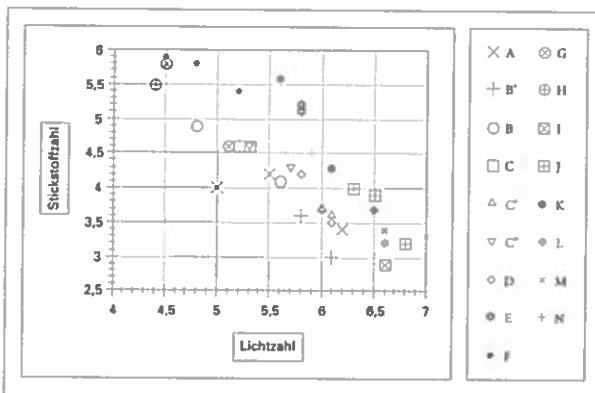


Abb. 7:  
Ökogramm der Licht- und Stickstoffzahlen der Aufnahmeflächen im Raum Achenkirch.  
Der Buchstabencode der Legende bezieht sich auf die Standortseinheiten im Kapitel 3.3.

### 3.5 Bewertung und Diskussion

Im Arbeitsgebiet liegen infolge des stärker oder schwächer wirkenden menschlichen Einflusses auf die verschiedenen Standortseinheiten unterschiedlich naturnahe Bestände vor. In der nachfolgenden Übersichtstabelle der vorgefundenen Standortseinheiten wurde der Versuch gemacht, die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung zu beurteilen. Um Mißverständnisse zu vermeiden, sei hier klargestellt, daß die in unserer Vegetationstabelle enthaltenen Bestände nicht genau den für die Bewertung relevanten aktuellen Zustand der gesamten Standortseinheit repräsentieren. Es wurden gezielt möglichst naturnah erscheinende Aufnahmeflächen ausgewählt, um davon leichter die natürliche Vegetation ableiten zu können. Die aktuelle Baumartenzusammensetzung in Tabelle 2 weist deshalb durchwegs einen höheren Fichtenanteil auf, als er nach der Vegetationstabelle (Tabelle 3, Anhang) zu erwarten wäre.

Den höchsten Naturnähewert weisen in unserem Fall die Standortseinheiten F und H vom etwas abseits der größten Siedlungsdichte gelegenen Schulterberg auf. Im ersten Fall handelt es sich um einen nur schwer begehbarer, forstlich nur erschwert nutzbar-

ren Fichten-Tannen-Buchenwald auf steilen Hangschuttstandorten, im zweiten Fall um eine geringwüchsige natürliche Fichten-Dauergesellschaft. In beiden Fällen sind daher nutzungsbedingte Veränderungen unterblieben.

Den niedrigsten Naturnähewert weisen die Standortseinheiten B' und C' auf, beide am Unterhang der Christlum und damit in unmittelbarer Siedlungsnähe gelegen. Durch die leichte Erreichbarkeit waren hier historische, z.T. auch (sub)rezepte Nutzungen im Dienste der Landwirtschaft, also Streunutzung, Waldweide etc. am intensivsten, sodaß die hier natürlichen, von Buche dominierten Bestände fast völlig durch Rotföhren-Fichten-Bestände ersetzt sind. Die im selben Gebiet gelegene Standortseinheit I, ein flachgründiger, trockener Rotföhren-Fichten-Sonderstandort weist einen höheren Naturnähewert auf. Der hier ähnlich starke Nutzungseinfluß hat nur zu einer Anteilsverschiebung zwischen den beiden Nadelbaumarten geführt.

Relativ naturnah sind auch die in mittlerer Hanglage der Christlum gelegenen Standortseinheiten B und C". Nicht in unmittelbarem Siedlungsbereich, aber noch unterhalb der stärker durch die Almwirtschaft betroffenen Hangzone gelegen, war hier der Nutzungseinfluß weniger stark als darüber und darunter.

Tab. 2:

Baumartenzusammensetzung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, aktuelle Baumartenzusammensetzung, Bewertung der Naturnähe und Auftreten von Weideeinfluß, Streunutzung und Trockenstreß auf den ausgeschiedenen Standortseinheiten der Höhenprofile Achenkirch

St.	Baumarten- potentielle natürliche Waldgesellschaft	Baumarten-aktuell	Naturnähe	Weideeinfluß	Streunutzung	Trockenstreß
A	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi (Ta BAh)	4,5	x	x?	(x)
B	Bu Fi Ta (BAh RFö)	Bu Fi (BAh RFö)	8	x?		x
B'	Bu Fi Ta (BAh) RFö (Lä)	(Bu) R (BAh) RFö (Lä)	3	x	x	x
C	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi Ta (BAh)	5,5	x?		
C'	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi (BAh) RFö	3	x	x	
C''	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi Ta (BAh RFö)	7,5	x?		x?
D	Bu Fi Ta BAh (Lä)	Bu Fi (Ta BAh) Lä	5,5 *	x		x?
E	Bu Fi Ta BAh (Lä)	Bu Fi (Ta BAh) Lä	4,5 *	x		
F	Bu Fi Ta BAh	Bu Fi Ta BAh	9			
G	Bu Fi Ta BAh	Bu Fi (Ta BAh)	4,5			
H	(Bu) Fi (Ta BAh)	(Bu) Fi (BAh)	9			
I	Fi RFö	Fi RFö	6	x	x	x
J	(Bu) Fi (Ta BAh) Lä	(Bu) Fi (Ta BAh) Lä	8 *	x		x?
K	Fi (BAh Lä)	Fi (BAh)	9 *	x		
L	Fi Lä	(Fi) Lä	7	x		
M	(Fi BAh Lä) -	(Fi BAh Lä) -	-	x		x?
N	(Fi BAh Lä) -	(Fi BAh Lä) -	-	x		
O	Fi (BAh Lä)		-	x		

Abkürzungslegende:

St. = Standortseinheit (siehe Text); PNWG = potentielle, natürliche Waldgesellschaft; Baumarten: Bu = Rotbuche, Fi = Fichte, Ta = Tanne, BAh = Bergahorn, RFö = Rotföhre, Lä = Lärche; relative Baumartenanteile durch die Schrifttypen differenziert, z.B: Bu - dominant, Bu - subdominant, Bu - Mischbaumart (aktuell) bzw. obligat beigemischt (PNWG), (Bu) - eingesprengt (aktuell) bzw. Vorkommen möglich (PNWG).

Die nach oben anschließende Standortseinheit D weist einen deutlich geringeren Naturnähe-Wert auf. Hier wie im darüber liegenden subalpinen Fichtenwald ist allerdings zu berücksichtigen, daß ein größerer Teil der Fläche als locker mit Bäumen bestandenes Weideland zu bezeichnen ist. Die Tatsache, daß die Überschirmung durch Bäume weit unter dem potentiell möglichen Ausmaß bleibt, geht nicht in den Wert für die Naturnähe der Baumartenkombination ein. Die von dieser Erscheinung betroffenen hochmontanen und subalpinen Standortseinheiten D, E, J und K sind in der Tabelle mit \* gekennzeichnet. Im Bereich des hochmontanen Fichten-Tannen-Buchenwalds senkt immerhin der von Verbiß durch Weidevieh verursachte, weitgehende Ausfall von Buche und Tanne den Naturnähe-Wert.

Am Schulterberg bewegen sich die Naturnähe-Werte der hochmontan-subalpinen Standortseinheiten E und K etwa in derselben Größenordnung wie auf den entsprechenden Standorten der Christlum. Die Wirkung der Almwirtschaft auf die Baumartenzusammensetzung ist auf beiden Bergen ähnlich zu beurteilen. Der Naturnähewert für die Standortseinheit G ist als Kompromiß zwischen hier noch vorhandenen, sehr naturnah zusammengesetzten Beständen des Waldmeister-Fichten-Tannen-Buchenwalds (Asperulo-Fagetum) und den erst in relativ junger Zeit begründeten Fichtenforsten zu sehen.

Zusammenfassend kann eine Förderung von Fichte, z.T. auch von Rotföhre und Lärche festgestellt werden. Buche und in noch stärkerem Maße die Tanne wurden zurückgedrängt. Als Ursachen sind vor allem länger zurückliegende menschliche Einflüsse (Waldweide, Streunutzung) anzunehmen, die besonders in den Kontaktzonen zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen wirksam wurden. In Tabelle 2 wird angeführt, in welchen Standortseinheiten Anhaltspunkte für Weide oder Streunutzung feststellbar waren. Dabei mußten v.a. Pflanzen der Bodenvegetation als Indikatoren herangezogen werden. Als Streunutzungszeiger wurden etwa *Calluna vulgaris* und *Vaccinium vitis-idaea* gewertet, als Weidezeiger z.B. *Brachypodium pinnatum*, *Prunella grandiflora* und *Carlina acaulis*. In der mittelmontanen Stufe (Standortseinheiten A bis C") gehören diese Nutzungsformen der Vergangenheit an. Streunutzung wurde zu Beginn der 50er Jahre, Waldweide mit der Anlage von Schipisten und dem daraus resultierenden höheren Angebot an Weideflächen einge-

stellt. Die Effekte, nämlich Änderung der Baumartenzusammensetzung, der Bodenvegetation und der Humusform, wirken immer noch nach. In der hochmontan-subalpinen Stufe des Schulterbergs ist dagegen Waldweide auch heute noch üblich.

Historisch belegte Großkahlschläge für die Saline Hall und den Schwazer Silberbergbau und Waldbrände (vgl. Ruf 1865) sowie in neuerer Zeit Bestandesumwandlungen zugunsten der Fichte sind ebenfalls als Faktoren, die zur Verringerung der Naturnähe beigetragen haben, zu nennen. Wildverbiß könnte für die mangelnde Naturverjüngung der Tanne auf der Christlum verantwortlich sein.

Die letzte Spalte von Tabelle 2 gibt an, auf welchen Standortseinheiten des Gebiets mit überdurchschnittlichem Trockenstreß zu rechnen ist. Hier sind besonders flachgründige Rendsina-Standorte in südlichen Hangexpositionen zu nennen. Diese sind bei länger andauernden, im Randalpengebiet allerdings nicht sehr häufig eintreffenden Trockenperioden, als problematisch anzusehen.

Aufgrund der Höhe der Gesamt-Stickstoffvorräte, den engen C/N-Verhältnissen und den gegebenen klimatischen Verhältnissen (vgl. ENGLISCH 1992b) wäre mit Ausnahme von sehr seichtgründigen und streugenutzten Flächen ausreichende Nachlieferung pflanzenverfügbarer Stickstoffs durch Mineralisierung zu erwarten. Insbesondere die verhältnismäßig hohen Stickstoffzahlen (siehe Kapitel 3.4) des Schulterberg-Transekts lassen auf ausreichende Versorgung schließen.

Geringe Nitratkonzentrationen im Bodenwasser während der Vegetationsperiode auf den Untersuchungsflächen B1a und B5 (BERGER 1995) und geringe N-Nadelspiegelwerte an Fichte (HERMAN 1994), die im Mangelbereich von  $<13 \text{ mg.g}^{-1}$  TM nach GUSSONE (1964) einzustufen sind, legen den Schluß nahe, daß zumindest im Bereich von sehr flachgründigen und/oder streugenutzten Standorten periodisch Stickstoffmangel zu erwarten ist. Vor allem die Standortseinheiten B' und I, die besonders niedrige Stickstoff-Zeigerwerte aufweisen, sind hier zu nennen.

Aus den vorliegenden Daten können keine Anzeichen für Eutrophierung und Bodenversauerung durch Nitratauswaschung abgeleitet werden.

Hohe Vorräte an Calcium und Magnesium lassen im Verein mit hohen Basensättigungen und pH-Werten die Böden im Raum Achenkirch als sehr stabil gegenüber versauernden Einflüssen erscheinen.

## Literatur

- ABTEILUNG FÜR VEGETATIONSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZFORSCHUNG, UNIVERSITÄT WIEN (Hrsg.) 1994: *Workshop Herbarie österreichischer Waldökosysteme*. MAB - man and the biosphere programm. Vorstellung eines UNESCO-Projektes, Forstliche Ausbildungsstätte Ossiach, 14. und 15. April 1994. Wien, vervielfältigtes Manuskript.
- AMPFERER O. 1950: *Geologische Karte des Östlichen Karwendel*. Wagner'sche Universitätsbuchhandlung, Innsbruck.
- BERGER T. W. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 133-144.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. Springer, Wien, New York, 1-865.
- EHRENDORFER F. 1973: *Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. 2. Aufl. G. Fischer, Stuttgart, 1-318.
- ELLENBERG H. 1979: *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9, 1-122.
- ELLENBERG H. 1991: 1. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus)*. In: ELLENBERG H., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D.: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica, 18, 9-166.
- ENGLISCH M. 1992a: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M. 1992b: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil 3: Atmogene Hauptnährstoffe*. Mitt. der Forstl. BVA 168/I, Wien, 45-58.
- ENGLISCH M., KARRER G. & WAGNER H. 1991: *Bericht über den Zustand der Waldböden in Niederösterreich*. Forstl. BVA u. Amt d. NÖ LReg., Wien.
- ENGLISCH M., KARRER G. & MUTSCH F. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil 1: Methodische Grundlagen*. Mitt. der Forstl. BVA 168/I, Wien, 5-22.
- FINK J. 1969: *Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs*. Österr. Bodenkundl. Ges., Heft 13, Wien.
- FLIRI F. 1975: *Das Klima der Alpen im Raum von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols*, Folge 1.
- FRAHM J.P. & FREY W. 1983: *Moosflora*. Ulmer, Stuttgart.
- FRISCHMANN H. & STÖHR D. 1990: *Kartierung der potentiellen Vegetation im Raum Achenkirch*. Kurzbeschreibung der Waldgesellschaften. Vervielfältigtes Manuskript, Achenkirch.
- GLATTES F. & TOMICZEK C. 1984: *Klärschlammausbringung - eine mögliche Ursache für erhöhte Schwermetallgehalte forstlicher Ökosysteme sowie freilebender Tiere*. Österr. Forstztg. FBVA-Informationsdienst 224. Folge.
- GULDNER H.-J. & KÖLBEL M. 1993: *Waldbodeninventur in Bayern*. Schriftenr. Forstwiss. Fak. Univ. München und Bayer. FVA 132, Freising.
- HERMAN F. & SMIDT ST. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 9-16.
- HERMAN F. & SMIDT ST. 1995: *Einleitung und Zielsetzungen*. FBVA-Berichte 87, 9-18.
- HILL M.O.: 1979: *TWINSPAN, a FORTRAN program for two-way indicator species analysis*. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, NY.
- HUBER S. 1992: *Bodenmineralstoffhaushalt, Ernährungszustand und Kronenverlichtung von Eichenwäldern im Nordöstlichen Österreich*. FIW-Forschungsbericht 1993/3.
- JELEM H. 1960: *Grundsätze und Anweisungen für die Forstliche Standortserkundung und -Kartierung, Stand Jänner 1960*. Vervielfältigtes Manuskript, 1-21.
- KARRER G. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil 7: Vegetationsökologische Analysen*. Mitt. der Forstl. BVA 168/II, Wien, 193-242.
- KILIAN W., MAIER C. & MUTSCH F. 1986: *Klärschlammausbringung in Waldböden*. Bericht über eine Stichprobenuntersuchung der Forstlichen Bundesversuchsanstalt im Schigebiet Achenkirch-Christlum, Tirol. Beiträge zur Umweltgestaltung, Alpine Umweltprobleme, Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Teil XXIV, Wien, 81-86.
- KILIAN W. & MAIER C. 1990: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme*. FBVA-Berichte Sonderheft 1990.
- KILIAN W. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil 5: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168/I, Wien, 89-144.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probenflächen und Kronenzustände der Probenflächen an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- KUOCH R. 1954: *Wälder der Schweizer Alpen im Verbreitungsgebiet der Weißtanne*. Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchsw., 30, 133-260.
- LIU J.C., KELLER T., RUNKEL K.H. & PAYER H.D. 1993: *Stoffeinträge und -austräge im Fichtenökosystem Wank (Kalkalpen) und ihre boden- und ernährungskundliche Bewertung*. In: *Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA*, Berchtesgaden, GSF-Bericht 39/93, 294-310.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. In: HERMAN & SMIDT (Hrsg.): *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*. FBVA-Berichte 78, 17-26.
- MAYER H. 1957: *An der Kontaktzone des Lärchen- und Fichtenwaldes in einem Urwaldrest der Berchtesgadener Kalkalpen*. Jahrb. Ver. Schutze Alpenpfl. u. -Tiere, 22: 135-149.
- MAYER H. 1964: *Bergsturzbesiedlungen in den Alpen*. Mitt. Staatsforstverw. Bayerns, 34, 191-203.
- MEIWES K.J., KÖNIG N., KHANNA P.K., PRENZEL J. & ULRICH B. 1984: *Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden*. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 7.
- MOOR M. 1971: *Adenostylo-Fagetum, Höhenvikariat des Linden-Buchenwalds*. Bauhinia, 4, 161-185.
- MUCINA L., GRABHERR G. & WALLNOFER S. 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III. Wälder und Gebüsche*. Jena, Gustav Fischer Verlag.
- MÜLLER T. & OBERDORFER E. 1993: *Entgegnung auf den vorstehenden Beitrag von Paul Seibert, Cardamine trifolia in südbayerischen Waldgesellschaften - ein Beitrag zur Synsystematik alpennaher Fagion-Assoziationen*. Tuexenia 13, 67-69.
- MÜLLER T. 1992: 4. Verband: *Fagion sylvaticae*. In: OBERDORFER E. (Hrsg.): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl. Jena, Gustav Fischer Verlag, 193-249 (Textband), 417-580 (Tabellenband).

- MUTSCH F. 1995a: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*, FBVA-Berichte 87, 55-68.
- MUTSCH F. 1995b: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*, FBVA-Berichte 87, 153-160.
- OBERDORFER E. 1983: *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 5. Aufl. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- RUF S. 1865: *Chronik von Achental. Nach urkundlichen Quellen*. Innsbruck, Wagner'sche Universitäts-Buchhandlung.
- SEIBERT P. 1993: *Cardamine trifolia in südbayerischen Waldgesellschaften - ein Beitrag zur Synsystematik alpennaher Fagion-Assoziationen*. Tuexenia, 13, 57-65.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Weideflächen der Nordtiroler Kalkalpen*, FBVA-Berichte 87, 177-200.
- SPATZ G., PLETI L. & MANGSTL A. 1979: *Programm OEKSYN zur ökologischen und Synsystematischen Auswertung von Pflanzenbestandsaufnahmen*. Scripta Geobot., 9, 29-38.
- WALLNOFER S. 1993: *Vaccinio-Piceetea*. In: MUCINA L., GRABHERR G. & WALLNOFER S.: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche*. Jena, Gustav Fischer Verlag, 283-337.
- WALLNOFER S., MUCINA L. & GRASS V. 1993: *Querco-Fagetea*. In: MUCINA L., GRABHERR G. & WALLNOFER S.: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche*. Jena, Gustav Fischer Verlag, 85-236.
- WILKINSON L., HILL M. & VANG, E. 1992: SYSTAT: *Statistics*, Version 5.2 Edition.
- ZUKRIGL K. 1973: *Montane und subalpine Waldgesellschaften am Alpenostrand*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 101, 1-417.

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

## Anhang

## A. Vegetationstabelle

Tabelle 3:  
Waldgesellschaften im Bereich der Höhenprofile Achenkirch

- |  |                                      |
|--|--------------------------------------|
| 1 Aposerido-Fagetum                      | 5 Carici albae-Piceetum              |
| A caricetosum albae                      | 6 Adenostylo glabrae-Piceetum        |
| B saniculetosum                          | A seslenetosum                       |
| C caricetosum sempervirentis             | B luzuletosum sylvaticae             |
| D caricetosum ferruginei                 | 7 Laricetum deciduas                 |
| 2 Adenostylo glabrae-Fagetum aruncetosum | 8 Erico carnea-Pinetum prostratae    |
| 3 Asperulo odoratae-Fagetum              | 9 Vaccinio myrtilli-Pinetum montanae |
| 4 Asplenio-Piceetum                      |                                      |

Waldgesellschaften	1A			1B			1C			1D			2			3			4			5			6A			6B			7			8			9		
	008/03	008/01	008/02	001/07	001/08	001/20	003/01	005/01	001/22	001/21	001/06	001/19	001/04	011/01	001/18	020/12	020/04	020/11	020/09	020/08	020/01	020/07	001/17	001/10	001/02	001/01	007/40	020/10	020/05	001/16	001/11	001/03	020/06						
Nummer der Aufnahmefläche	A	B'	B	C'	C	C"	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N																						
<i>Calluna vulgaris</i>	+	2																																					
<i>Pteridium aquilinum</i>					2	2																																	
<i>Trifolium medium</i>						+																																	
<i>Tofieldia calyculata</i>		1																																					
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1		1	2																																			
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1			+																																			
<i>Erica herbacea</i>	2		1	+																																			
<i>Prunella grandiflora</i>		r	+		r																																		
<i>Briza media</i>	1		r		+																																		
<i>Carex humilis</i>																																							
<i>Cotoneaster tormentosus</i>																																							
<i>Pimpinella saxifraga</i>																																							
<i>Rhinanthus glacialis</i>																																							
<i>Campanula trachelium</i>																																							
<i>Cephalanthera longifolia</i>																																							
<i>Carex montana</i>																																							
<i>Knautia dipsacifolia</i>																																							
<i>Astrantia major</i>	+																																						
<i>Gentiana asclepiadea</i>	+																																						
<i>Melica nutans</i>	1	2	2																																				
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+	1																																				
<i>Hepatica nobilis</i>	1	+	1	2	1	2	2	1	1	2	2	1	2	1	2																								
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	1	+	1	+	1		+	1	1	2	+	+	1	1		r																							
<i>Solidago virgaurea</i>	+	r		r	+		+										r																						
<i>Veronica urticifolia</i>	+																																						
<i>Listera ovata</i>	r	r																																					
<i>Viola reichenbachiiana</i>	+		1		2	1	1	1	2	2	1						r																						
<i>Anemona nemorosa</i>	+	+	+		2	1	r	r	+																														
<i>Prenanthes purpurea</i>	+				+	+																																	
<i>Paris quadrifolia</i>	r		+	+			r	+																															
<i>Sanicula europaea</i>																																							
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	+																																					
<i>Lamiastrum galeobdolon agg.</i>	+						r																																
<i>Ajuga reptans</i>	+	+															r	+	+	1																			
<i>Dryopteris filix-mas</i>	1						1		+								r	+	1	r	1	r	+																
<i>Mycelis muralis</i>																																							
<i>Senecio nemorensis agg.</i>																																							
<i>Dryopteris carthusina agg.</i>																																							
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>																																							
<i>Primula elatior</i>	+																																						
<i>Adenostyles alliariae</i>																																							
<i>Saxifraga rotundifolia</i>																																							
<i>Polystichum lonchitis</i>																																							
<i>Crepis paludosa</i>																																							
<i>Petasites albus</i>																																							
<i>Lycopodium annotinum</i>																																							
<i>Phyteuma spicatum</i>	+																																						
<i>Aruncus dioicus</i>	+																																						
<i>Actaea spicata</i>																																							
<i>Aconitum vulparia</i>																																							
<i>Moehringia muscosa</i>																																							
<i>Polystichum aculeatum</i>																																							
<i>Asplenium viride</i>																																							
<i>Rubus idaeus</i>																																							
<i>Galium rotundifolium</i>																																							
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1																																						
<i>Carex sylvatica</i>																																							
<i>Galium odoratum</i>																																							
<i>Carex pendula</i>																																							
<i>Carex alba</i>	3	3	2	3	2	3	2	3	2	1	2	2	1	1	1	1																							
<i>Maianthemum bifolium</i>	+1	1	2	+1	+	+	+	+	+	1	+	+	+	1	+	+																							



## In der Vegetationstabelle nicht angeführte Arten; Angaben zum Standort

- 008/03 Mühleggerköpfl, 920 m, 15 % S: *Campanula rotundifolia* agg. +, *Cirsium oleraceum* +, *Fraxinus excelsior* S r, *Hordelymus europaeus* r, *Lamiastrum flavidum* +, *Salvia glutinosa* +.
- 008/01 B8/1, Mühleggerköpfl, 920 m, 26 % SW: *Anthericum ramosum* +, *Dactylis glomerata* +, *Hedera helix* K +, *Thuidium tamariscinum* M 1, *Viola cf reichenbachiana* +.
- 008/02 Mühleggerköpfl, 920 m, 17 % NW: *Berberis vulgaris* S +, *Campanula rotundifolia* agg. r, *Centaurea jacea* +, *Festuca arundinacea* +, *Fraxinus excelsior* S +, K +, *Gymnadenia odoratissima* r, *Plantago lanceolata* +, *Prunella vulgaris* +, *Ranunculus oreophilus* 1, *Sanguisorba minor* subsp. *minor* +, *Scorzonera humilis* +, *Trifolium pratense* +.
- 001/07 Christlum, 1160 m, 30 % E: *Campanula cochlearifolia* r.
- 001/08 Christlum, 1150 m, 23 % E: *Achillea millefolium* agg. +, *Carex flava* agg. 1, *Leucanthemum* spec. +, *Luzula pilosa* +, *Origanum vulgare* r, *Rubus fruticosus* agg. K r, *Tussilago farfara* +.
- 001/20 Christlum, 1275 m, 35 % SE: *Hypnum cupressiforme* M +, *Rosa pendulina* K r.
- 003/01 Christlum B3, 1220 m, 7 % E: *Lamiastrum flavidum* r.
- 005/01 Christlum B5, 1025 m, 9 % E: *Achillea millefolium* agg. 1, *Alchemilla pallens* +, *Dactylis glomerata* 2, *Gentiana verna* +, *Hypnum cupressiforme* M +, *Leucanthemum ircutianum* +, *Primula farinosa* +, *Tussilago farfara* +, *Thuidium tamariscinum* M +.
- 001/22 Christlum, 1060 m, 40 % E: *Ranunculus polyanthemos* agg. r.
- 001/21 Christlum, 1170 m, 32 % SE: *Carex cf digitata* r, *Hieracium sylvaticum* 1, *Poa pratensis* agg. r.
- 001/06 Christlum, 1205 m, 34 % E: *Anthoxanthum odoratum* agg. r, *Carex cf digitata* r, *Hordelymus europaeus* r, *Phyteuma ovatum* +, *Thelypteris phlegopteris* r.
- 001/05 Christlum, 1310 m, 25 % E: *Lilium martagon* 1, *Valeriana officinalis* agg. r.
- 001/19 Christlum, 1280 m, 68 % SE: *Lamiastrum flavidum* +, *Lilium martagon* r.
- 001/04 Christlum, 1350 m, 38 % SE: *Trifolium repens* r, *Viola cf reichenbachiana* 2.
- 011/01 Christlum B1a, 1370 m, 47 % SE: *Agrostis alpina* r, *Alchemilla plicatula* s.lat (= *A. alpigena* Buser ex Hegi) +, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Gentiana verna* +, *Leucanthemum ircutianum* r, *Lilium martagon* r, *Poa pratensis* agg. +.
- 001/18 Christlum, 1310 m, 75 % E: *Alchemilla pallens* r, *A. plicatula* s.lat. (= *A. alpigena* Buser ex Hegi) +, *Carex firma* r, *Cladonia furcata* M r, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Gymnadenia conopsea* r, *Lamiastrum flavidum* r.
- 020/12 Schulterberg, 1330 m, 60 % NE: *Dryopteris dilatata* r, *Encalypta streptocarpa* M r, *Gymnocarpium dryopteris* +, *Hypnum sauteri* M r, *Orthothecium rufescens* M r, *Plagiothecium curvifolium* M r, *Rhytidiodelphus loreus* M r, *Sanionia uncinata* M r, *Scapania aequiloba* M +, *Thelypteris phlegopteris* +.
- 020/04 Schulterberg, 1370 m, 72 % N: *Acinos alpinus* +, *Anthericum ramosum* r, *Geum rivale* +, *Ranunculus lanuginosus* 2.
- 020/11 Schulterberg, 1220 m, 62 % N: *Carex digitata* +, *Clematis alpina* K +, *Dicranodontium denudatum* M +, *Dicranum polysetum* M +, *Dryopteris assimilis* +, *D. carthusiana* r, *Epilobium montanum* r, *Festuca altissima* +, *Hordelymus europaeus* r, *Hypnum cupressiforme* M +, *Lamiastrum flavidum* 1, *Mylia taylori* M +, *Plagiomnium rostratum* M r, *Ranunculus lanuginosus* +, *Rhynchostegium murale* M r, *Senecio fuchsii* +, *Silene dioica* r, *Streptopus amplexifolius* r, *Thuidium tamariscinum* M +.
- 020/08 Schulterberg, 1130 m, 63 % N: *Calamagrostis epigejos* +, *Carex cf digitata* 1, *Lamiastrum flavidum* 1, *Senecio fuchsii* +.
- 020/01 Schulterberg, 1220 m, eben: *Dactylis glomerata* 2, *Galium aparine* 1, *Petasites hybridus* 1, *Potentilla reptans* +, *Ranunculus lanuginosus* 2, *Salvia glutinosa* 1, *Senecio fuchsii* r, *Trifolium repens* r, *Viola cf reichenbachiana* 1.
- 020/09 Schulterberg, 1040 m, 18 % N: *Bromus ramosus* agg. 1, *Geranium robertianum* 1, *Geum rivale* +, *Lamiastrum flavidum* +, *Senecio fuchsii* 1.
- 020/03 Schulterberg, 960 m, eben: *Carex cf ornithopoda* 1, *Fraxinus excelsior* K r.
- 020/07 Schulterberg, 995 m, 34 % NE: *Carex digitata* +, *Dicranodontium denudatum* M +, *Dryopteris dilatata* 1, *Fissidens taxifolius* M +, *Geranium robertianum* r, *Lamiastrum flavidum* 1, *Luzula pilosa* r, *Rhytidiodelphus loreus* M +, *Rubus hirtus* K +, *Sambucus nigra* S +, *Scapania aequiloba* M r, *Thelypteris phlegopteris* +, *Thuidium tamariscinum* M 1.
- 001/10 Christlum, 1020 m, 59 % SE: *Amelanchier ovalis* S +, *Anthericum ramosum* +, *Carex digitata* +, *C. pulicaris* +, *Euphrasia rostkoviana* r, *Gymnadenia odoratissima* r, *Leontodon helveticus* +, *Linum catharticum* r, *Plantago lanceolata* r, *Rhytidium rugosum* M +, *Thesium alpinum* r.
- 001/17 Christlum, 1480 m, 35 % SE: *Alchemilla pallens* +, *Brachythecium velutinum* M r, *Coeloglossum viride* r, *Crepis alpestris* r, *Dicranella heteromalla* M r, *Epipactis helleborine* +, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Fissidens taxifolius* M r, *Gentiana verna* r, *Poa angustifolia* r, *Senecio fuchsii* r, *Stellaria media* r, *Trifolium pratense* +.

- 001/02 Christlum, 1555 m, 55 % SE: *Brachythecium velutinum* M r, *Bryum* spec. M +, *Carum carvi* r, *Chenopodium bonus-henrici* r, *Clematis alpina* S +, K +, *Crepis aurea* +, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Gentiana pannonica* r, *Hypnum cupressiforme* M r, *Leskeella nervosa* M r, *Luzula pilosa* r, *Plagiothecium laetum* M +, *Polygala amarella* r.
- 001/01 Christlum, 1480 m, 35 % E: *Carex flava* agg. 1, *Euphrasia salisburgensis* 1, *Plantago alpina* 1, *Polygonum viviparum* +, *Trifolium montanum* 2.
- 007/40 Schulterberg B7/4, 1660 m, 38 % SW: *Achillea millefolium* agg. +, *Acinos alpinus* +, *Arnica montana* r, *Avenella flexuosa* r, *Campylium stellatum* var. *protensum* M r, *Carex pallescens* 1, *Cirsium palustre* 1, *Gentiana pannonica* +, *Hylocomium pyrenaicum* M r, *Nardus stricta* +, *Pedicularis foliosa* +, *Plantago alpina* +, *Primula auricula* r, *Ranunculus alpestris* +, *R. montanus* agg. +, *Rhacomitrium canescens* var. *ericoides* M r, *Sanionia uncinata* M r, *Taraxacum officinale* agg. r.
- 020/10 Schulterberg, 1640 m, 40 % S: *Alchemilla pallens* +, *Cerastium holosteoides* r, *Dicranella heteromalla* M +, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Poa nemoralis* r, *Ranunculus aconitifolius* r.
- 020/05 Schulterberg, 1470 m, 42 % E: *Alchemilla pallens* +, *Bellis perennis* r, *Cardamine flexuosa* 1, *Chaero-*
- phyllum villarsii* +, *Cystopteris fragilis* r, *Dryopteris carthusiana* r, *Encalypta streptocarpa* M r, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Hieracium sylvaticum* +, *Poa supina* 1, *Ranunculus repens* r, *Rhynchostegium murale* M r, *Stellaria nemorum* 1, *Urtica dioica* +.
- 001/16 Christlum, 1600 m, 64 % N: *Alchemilla pallens* +, *Bartsia alpina* +, *Calycocorsus stipitatus* r, *Cirriphyllum piliferum* M r, *Coeloglossum viride* r, *Euphrasia picta* +, *Hieracium sylvaticum* +, *Parnassia palustris* r, *Petasites paradoxus* +, *Plagiochila asplenoides* M +, *Plantago atrata* r, *Polygonum viviparum* +, *Potentilla aurea* r, *Ranunculus alpestris* r, *Rhytidadelphus squarrosus* M +, *Trifolium pratense* r, *T. repens* r.
- 001/11 Christlum, 1580 m, 68 % SE: *Alchemilla pallens* r, *A. plicatula* s.lat. (= *A. alpigena* Buser ex Hegi) +, *Festuca rubra* subsp. *rubra* +, *Helianthemum grandiflorum* subsp. *glabrum* r, *Hypnum cupressiforme* M +.
- 001/03 Christlum, 1610 m, 65 % E: *Salix appendiculata* S r, *Thesium alpinum* +, *Trifolium montanum* r.
- 020/06 Schulterberg, 1550 m, 55 % NE: *Arnica montana* 1, *Asarum europaeum* +, *Carex flava* agg. 1, *Cirsium palustre* r, *Geum rivale* +, *Gnaphalium* cf *hoppeanum* +, *Myosotis sylvatica* agg. 1, *Peucedanum ostruthium* +, *Salix glabra* S 1, *Senecio fuchsii* +, *Trifolium thalii* +.

## B. Ausgewählte Profile

Profil-Nr.: 008/01

Standortseinheit A

Bodentyp: Kalk-Braunlehm

**Humusprofil:**

Ol 2 0,5 cm Moose, Graswurzefilz, locker gelagert, Wurzefilz, nicht schmierig;  
Ofh 0,5 0 cm Wurzefilz, nicht schmierig;

**Mineralbodenprofil:**

Ah 0 4 cm übergehend wellig, Lehm, Farbe: 10 YR 2/3, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, stark durchwurzelt;  
ABv 4 19 cm übergehend wellig, Lehm, Farbe: 10YR4/3, geringer Grobanteil (Grus), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich blockig-scharfkantig, stark durchwurzelt;  
Bv 19 30 cm übergehend wellig, Ton, hoher Grobanteil (Steine), Farbe: 10YR5/6, einzelne deutliche Rostflecken, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich plattig, mittel durchwurzelt;  
C 30 - cm

Profil-Nr.: 001/20

Standortseinheit B

Bodentyp: Rendsina

**Humusprofil:**

Ol 3 2,5 cm Buchen-, Fichtenstreu, Gras, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;  
Of 2,5 1 cm Buchen-, Fichtenstreu, verklebt, mittel durchwurzelt, nicht schmierig;  
Oh 1 0 cm Feinmoder, locker gelagert, sehr stark durchwurzelt, nicht schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah 0 16 cm übergehend wellig, sandiger Lehm, geringer Grobanteil (Feingrus), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, sehr stark durchwurzelt;  
AC 16 30 cm übergehend wellig, sandiger Lehm, hoher Grobanteil (Grobgrus), kein Karbonat lt. HCl-Test, und deutlich blockig-scharfkantig, stark durchwurzelt;  
Cv 30 37 cm Ton, sehr hoher Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, undeutlich blockig-scharfkantig, schwach durchwurzelt;

Profil-Nr.: 001/08

Standorteinheit B'

Bodentyp: Rendsina

**Humusprofil:**

Ol 4 3,5 cm verschiedener Graswurzelfilz, locker gelagert, stark durchwurzelt, nicht schmierig;  
 Of 3,5 0,75 cm verschiedener Graswurzelfilz, schichtig gelagert, Wurzelfilz, nicht schmierig;

Oh 0,75 0 cm Feinmoder, abgestorbene Wurzeln, Wurzelfilz, nicht schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah 0 16 cm übergehend wellig, schluffiger Lehm, mäßiger Grobanteil (Steine), Farbe: 10YR3/2, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, Wurzelfilz;

Cv 16 20 cm vorwiegend Grobanteil (Steine), Karbonat lt. HCl-Test, mittel durchwurzelt;

Profil-Nr.: 001/21

Standorteinheit C

Bodentyp: Kalk-Braunlehm

**Humusprofil:**

Ol 2 1,25 cm Buchenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;  
 Of 1,25 0,25 cm locker gelagert, schwach durchwurzelt, nicht schmierig;

Oh 0,25 0 cm Feinmoder, locker gelagert, stark durchwurzelt, nicht schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah 0 24 cm übergehend wellig, Lehm, geringer Grobanteil (Grus), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, sehr stark durchwurzelt;

Bvrel 24 37 cm übergehend wellig, Lehm, mäßiger Grobanteil (Grus), kein Karbonat lt. HCl-Test, undeutlich blockig-scharfkantig, mittel durchwurzelt;

Cv 37 48 cm vorwiegend Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, schwach durchwurzelt;

Profil-Nr.: 020/11

Standorteinheit F

Bodentyp: Rendsina

**Humusprofil:**

Ol 1,25 0,5 cm Buchen-, Tannen-, Fichtenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;  
 Of 0,5 0 cm Buchen-, Tannen-, Fichtenstreu, locker gelagert, mittel durchwurzelt, nicht schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah 0 14 cm übergehend wellig, toniger Lehm, geringer Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, undeutlich krümelig, stark durchwurzelt;

AhC 14 50 cm übergehend wellig, toniger Lehm, sehr hoher Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich blockig-scharfkantig, schwach durchwurzelt;

C 50 70 cm vorwiegend Grobanteil (Blöcke), kein Karbonat lt. HCl-Test, ohne Aggregatstruktur, nicht durchwurzelt;

Profil-Nr.: 020/09

Standorteinheit G

Bodentyp: Kalk-Braunlehm

**Humusprofil:**

Ol 1,25 1 cm Buchen-, Fichtenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;  
 Of 1 0,5 cm Buchen-, Fichtenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;

Oh 0,5 0 cm Feinmull, bröckelig gelagert, sehr stark durchwurzelt, nicht schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah 0 8 cm absetzend wellig, Lehm, geringer Grobanteil (Feingrus), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, stark durchwurzelt;

ABvrd 8 17 cm absetzend wellig, toniger Lehm, geringer Grobanteil (Feingrus), kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich blockig-scharfkantig, stark durchwurzelt;

Bvrel 17 37 cm übergehend wellig, toniger Lehm, hoher Grobanteil (Steine), einzelne deutliche Humusflecken, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich blockig-scharfkantig, mittel durchwurzelt;

C 37 50 cm vorwiegend Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, gering durchwurzelt;

Profil-Nr.: 020/07 (=B9)

Standortseinheit H

Bodentyp: Kalk-Braunlehm

**Humusprofil:**

Ol	13	12,7	cm	Fichtenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;
Of	12,7	12	cm	Fichtenstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;
Oh	12	0	cm	mit Holz, stark verpilzt, bröckelig gelagert, sehr stark durchwurzelt, nicht schmierig;
<b>Mineralprofil:</b>				
Ah	0	20	cm	scharf absetzend wellig, Lehm, sehr hoher Grobanteil (Blöcke), kein Karbonat lt. HCl-Test, undeutlich blockig-scharfkantig und deutlich krümelig, mittel durchwurzelt;
BvC	20	30	cm	vorwiegend Grobanteil (Blöcke), kein Karbonat lt. HCl-Test, gering durchwurzelt;

Profil-Nr.: 001/11

Standortseinheit M

Bodentyp: Rendsina

**Humusprofil:**

Ol	2,5	2	cm	Grasstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;
Of	2	0	cm	Grasstreu, locker gelagert, Wurzelfilz, nicht schmierig;
<b>Mineralprofil:</b>				
Ah	0	8	cm	scharf absetzend wellig, Lehm, geringer Grobanteil (Grus), Farbe: 7,5YR4/2, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, sehr stark durchwurzelt;
Cv	8	21	cm	sehr hoher Grobanteil (Grus), Farbe: 7,5YR4/3, einzelne deutliche Humusflecken, ohne Aggregatstruktur, Karbonat lt. HCl-Test, mittel durchwurzelt;

Profil-Nr.: 020/06

Standortseinheit N

Bodentyp: Rendsina

**Humusprofil:**

Ol	7	5,5	cm	Latschen-, Heidelbeerstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;
Of	5,5	4	cm	Latschen-, Heidelbeerstreu, locker gelagert, nicht durchwurzelt, nicht schmierig;
Oh	4	0	cm	bröckelig gelagert, sehr stark durchwurzelt, schmierig;

**Mineralprofil:**

Ah	0	14	cm	übergehend wellig, sandiger Lehm, mäßiger Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, undeutlich blockig-kantengerundet, sehr stark durchwurzelt;
AC	14	25	cm	toniger Lehm, vorwiegend Grobanteil (Steine), kein Karbonat lt. HCl-Test, ohne Aggregatstruktur, schwach durchwurzelt;

Profil-Nr.: 001/09

Standortseinheit O

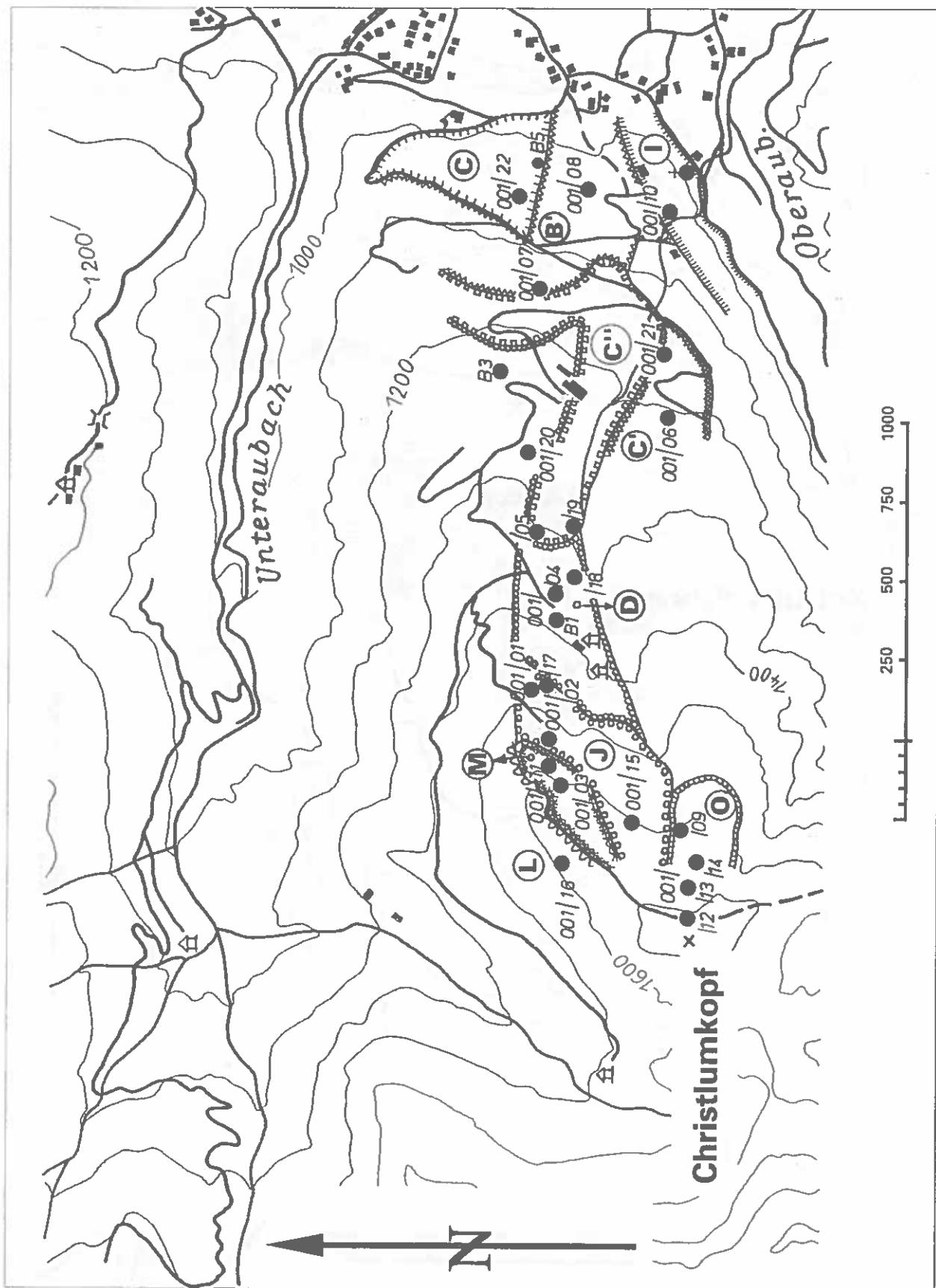
Bodentyp: Pseudogley

**Mineralprofil:**

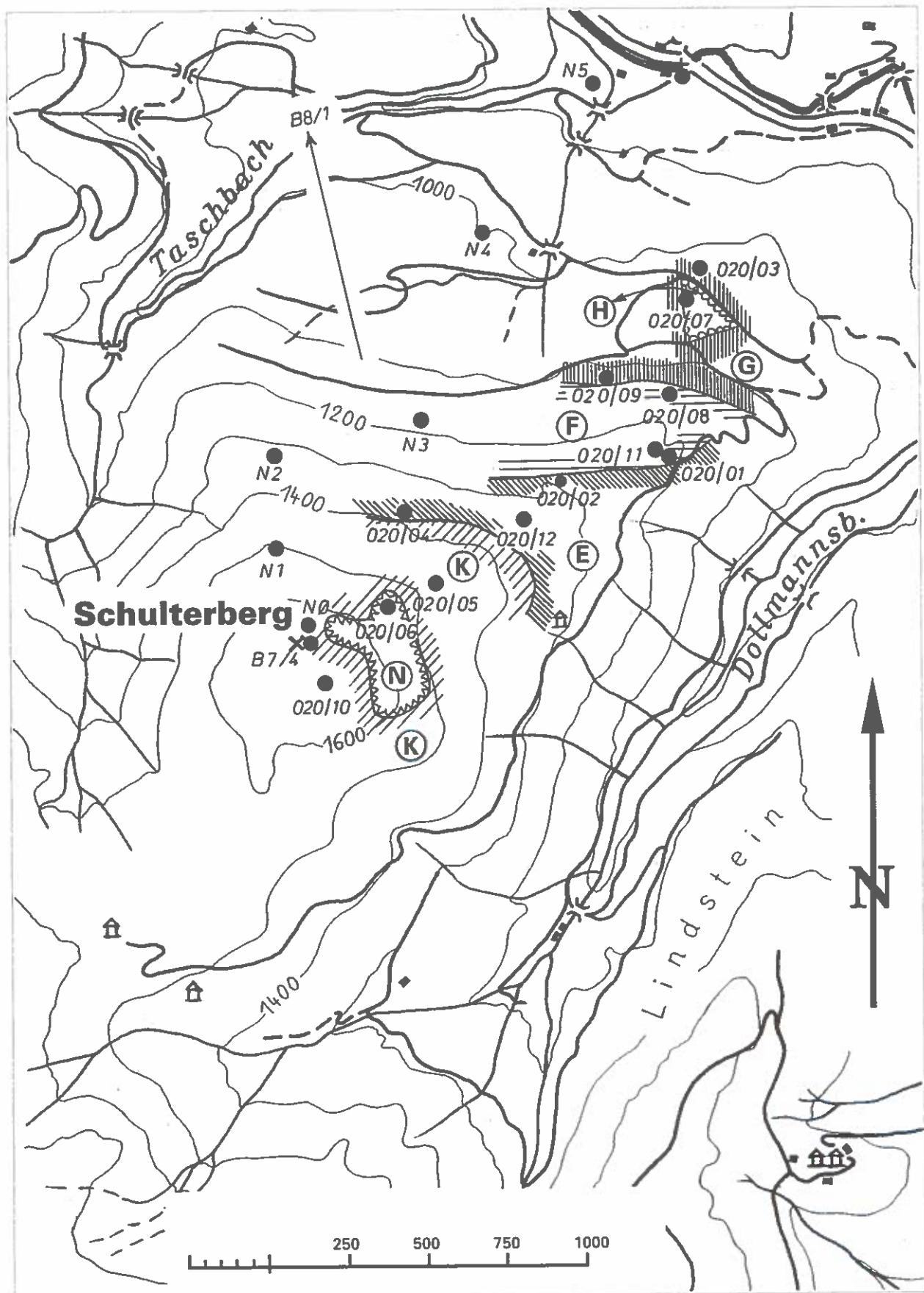
Ah	0	8	cm	absetzend wellig, Lehm, kein Karbonat lt. HCl-Test, deutlich krümelig, sehr stark durchwurzelt;
PS	8	31	cm	übergehend wellig, lehmiger Ton, geringer Grobanteil (Feingrus), mehrere deutliche Bleichflecken, einzelne deutliche Rostflecken, einzelne Konkretionen, kein Karbonat lt. HCl-Test, Massiv- oder Kohärenzstruktur, schwach durchwurzelt;
S	31	62	cm	absetzend wellig, lehmiger Ton, mäßiger Grobanteil (Feingrus), mehrere deutliche Rostflecken, einzelne Konkretionen, kein Karbonat lt. HCl-Test, Massiv- oder Kohärenzstruktur, nicht durchwurzelt;
Cv	62	75	cm	sehr hoher Grobanteil (Grus), Karbonat lt. HCl-Test, ohne Aggregatstruktur, nicht durchwurzelt.

## C. Karten

Karte 1: Lage der ausgeschiedenen Standorttypen - Höhenprofil Christlum



Karte 2: Lage der ausgeschiedenen Standortstypen - Höhenprofil Schulterberg



# Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern

F. MUTSCH

*Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien*

**Kurzfassung.** Die chemischen Parameter der Böden des im Kalkalpen liegenden Projektgebietes Achenkirch werden mit jenen der karbonatbeeinflußten Waldböden Österreichs (Ergebnisse der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur) verglichen und bewertet. Die Probeflächen im Raum Achenkirch haben auf Basis dieser Gegenüberstellung im Mittel niedrige pH-Werte und Karbonatgehalte, hingegen überdurchschnittlich hohe K-Gehalte. Auch die Gehalte an organischer Substanz, N und P sind überdurchschnittlich, was insgesamt auf eine vergleichsweise gute Ernährungssituation in bezug auf Hauptnährelemente schließen lässt. Schlecht hingegen ist die Cu-Versorgung. Überdurchschnittlich hoch liegen die Gehalte an Co, Cr und Ni. Da sich die erhöhten Werte dieser 3 Schwermetalle immer über das gesamte Bodenprofil erstrecken, sind geogene Ursachen wahrscheinlich. Die insbesondere im Oberboden gegenüber dem österreichweiten Durchschnitt erhöhten Pb- und Cd-Werte könnten ein Hinweis auf Immissionen sein.

**Schlüsselworte:** Bodenuntersuchung, Nährelemente, Schwermetalle, austauschbare Kationen, vergleichende Bewertung

**Abstract.** [Classification of the Soils in the Area of Achenkirch According to Chemical Parameters.] The chemical soil parameters of the Achenkirch project area, which is located in the Limestone Alps, are evaluated and compared to those of the carbonate-influenced Austrian forest soils. Based on this comparison, the sample plots in the area of Achenkirch tend to have pH values and carbonate concentrations below average, but K concentrations above average. The content of organic substance, N, and P is above average, too, which allows the conclusion that the overall nutritional situation is relatively good as far as major nutritive elements are concerned. The supply with Cu is, however, insufficient. The Co, Cr and Ni concentrations are above average, and as the increased values of these three heavy metals always concern the entire soil profile, it is highly probable that geogenic reasons are responsible therefor. The increased Pb and Cd values, which appear to be above the Austrian average especially in the top soil, might indicate air pollution.

**Keywords:** Soil investigation, nutritive elements, heavy metals, exchangeable cations, comparative evaluation

## 1. Einleitung

Für eine umfassende Beschreibung eines Untersuchungsraumes ist die Charakterisierung der Böden und die Analyse ihrer chemischen Parameter unerlässlich. Beides wurde für das Projekt Achenkirch an ausgewählten Probeflächen durchgeführt. Nach der standortskundlichen Beschreibung sowie der boden-typologischen Zuordnung der Böden (Rendsina-Kalkbraunlehm-Reihe) durch ENGLISCH (1992) wird

in dieser Arbeit eine Einstufung der Böden des Raumes Achenkirch nach chemischen Parametern innerhalb der karbonatbeeinflußten Waldböden Österreichs vorgenommen. Sämtliche Originaldaten der insgesamt 24 für diese Einstufung ausgewählten Standorte sind im Anhang angeführt.

Die Ergebnisse verstehen sich als Grundlageninformation zur Interpretation anderer Untersuchungen der breiten Palette an Forschungsansätzen dieses Projektes (HERMAN & SMIDT, 1994) und dienen außerdem der Beschreibung des „Ist“-Zustandes dieses Gebietes.

## 2. Methodik

### 2.1 Bodenprobenahme und Analyse

Probenwerbung und Analytik erfolgten nach den Richtlinien und Methoden, wie sie im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) angewandt wurden (ENGLISCH et al. 1992). Es werden im folgenden nur die Grundzüge der Methoden beschrieben.

Die Probenahme im Gelände erfolgte 1992 und 1993. Vom Auflagehumus wurden mittels Stechrahmen mindestens 3 Humusproben pro Probefläche geworben und zu einer Mischprobe vereint. Die Proben des Mineralbodens wurden getrennt nach fixen Tiefenstufen, teils volumsgerecht mit Hohlbohrer, teils nicht volumsgerecht, entnommen. Dort wo eine volumsgerechte Probenahme erfolgte, ist es möglich, Elementvorräte pro Flächeneinheit zu errechnen. So wurden von ENGLISCH et al. (1995) für einige Probeflächen aus dem Raum Achenkirch Nährelement- und Schwermetallvorräte diskutiert, in der vorliegenden Arbeit werden Konzentrationen miteinander verglichen.

Die Tiefenstufen zur Entnahme des Mineralbodens wurden mit 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und 30-50 cm festgelegt. Die in die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm differenzierte Entnahme der Tiefenstufe 0-10 cm war die einzige Methodenabweichung gegenüber der WBZI. Es werden dadurch wichtige bodenkundliche Fakten präziser gefasst: Die Elementverteilungen unterliegen in den obersten 10 cm dem steilsten Gradienten, zudem befindet sich dort der Hauptwurzelraum. Eine entsprechend detaillierte Beprobung verbessert die Interpretationsmöglichkeiten deutlich. Diese im Projektgebiet Achenkirch im größeren Rahmen durchgeführte differenzierte Beprobung wird deshalb für zukünftige tiefenstufenweise Beprobungen von Waldböden in Österreich obligat sein.

Für eine volumsgerechte Probenahme wurden je Probefläche 3 Einstiche mit dem Hohlbohrer durchgeführt und zu einer Mischprobe vereint, bei nicht volumsgerechter Probenahme wurden 3 Profilgruben geöffnet und von allen 4 Profilwänden Probenmaterial entnommen und zu einer Mischprobe vereint.

Für die Analyse wurden die lufttrockenen, auf 2 mm gesiebten Proben herangezogen. Folgende Parameter wurden analysiert: pH, Karbonat, C<sub>org</sub>, N<sub>tot</sub>; Nähr- und Schadelemente aus dem Säureauszug: P,

K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd; austauschbare basenbildende Kationen: K<sup>+</sup>, Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>; in einigen wenigen entbasten Bodenhorizonten zusätzlich die säurebildenden Kationen Mn<sup>++</sup>, Al<sup>+++</sup>, Fe<sup>+++</sup>, H<sup>+</sup>. Von einigen Unterböden wurden Korngrößen bestimmt. Sämtliche Einzelergebnisse sind im Anhang angeführt.

### 2.2 Statistische Auswertung

Für die Einstufung und Bewertung der Ergebnisse der Bodenanalysen wird weniger auf die Absolutwerte und Einzelanalysen eingegangen, sondern vielmehr der Projektraum Achenkirch in seiner Gesamtheit erfasst und seine Position innerhalb der karbonatbeeinflussten Kalkböden Österreichs beschrieben.

Das Kollektiv der karbonatbeeinflussten Waldböden Österreichs ist durch die nach einem statistischen Rasternetz erhobenen Daten der WBZI (n=178) definiert. Von diesem Kollektiv karbonatbeeinflusster Waldböden wurden nach der von MUTSCH (1994) beschriebenen Methode für jeden Parameter jeweils 10 möglichst gleich stark besetzte Rangklassen gebildet, deren Abgrenzung voneinander nach den 10er Perzentilstufen erfolgte. Nach einer solchen Klassierung in 10 Rangklassen können die Werte in ihrer relativen Position beschrieben werden. Beispielsweise können die Werte in der 1. Rangklasse (= Rangklasse mit den 10 % niedrigsten Werten) als extrem niedrig eingestuft werden, während die Werte zwischen dem 90er und 100er Perzentil (= Rangklasse 10 mit den 10 % höchsten Werten) als extrem hoch gewertet werden. Solche Klassierungen wurden nach Tiefenstufen getrennt vorgenommen.

Um die Probeflächen des Raumes Achenkirch innerhalb des gesamtösterreichischen karbonatbeeinflussten Kollektivs der WBZI einstufen zu können, wurden, ebenfalls nach Tiefenstufen getrennt, die Mediane der einzelnen Parameter von insgesamt 24 Probeflächen aus Achenkirch herangezogen und der entsprechenden Rangklasse des Probeflächenkollektivs der WBZI zugeordnet.

Die Lage der Probeflächen ist Abbildung 1 zu entnehmen, die Mediane der Daten sind aus Tabelle 1 ersichtlich. 3 Flächen stammen aus dem Gebiet Christlum, die restlichen sind im Schulterberggebiet konzentriert. Die Auswahl der Probeflächen richtete sich weitgehend nach den Anforderungen und Fragestellungen anderer Projektteilnehmer.

Abb. 1:  
Lage der Probeflächen im Raum Achenkirch

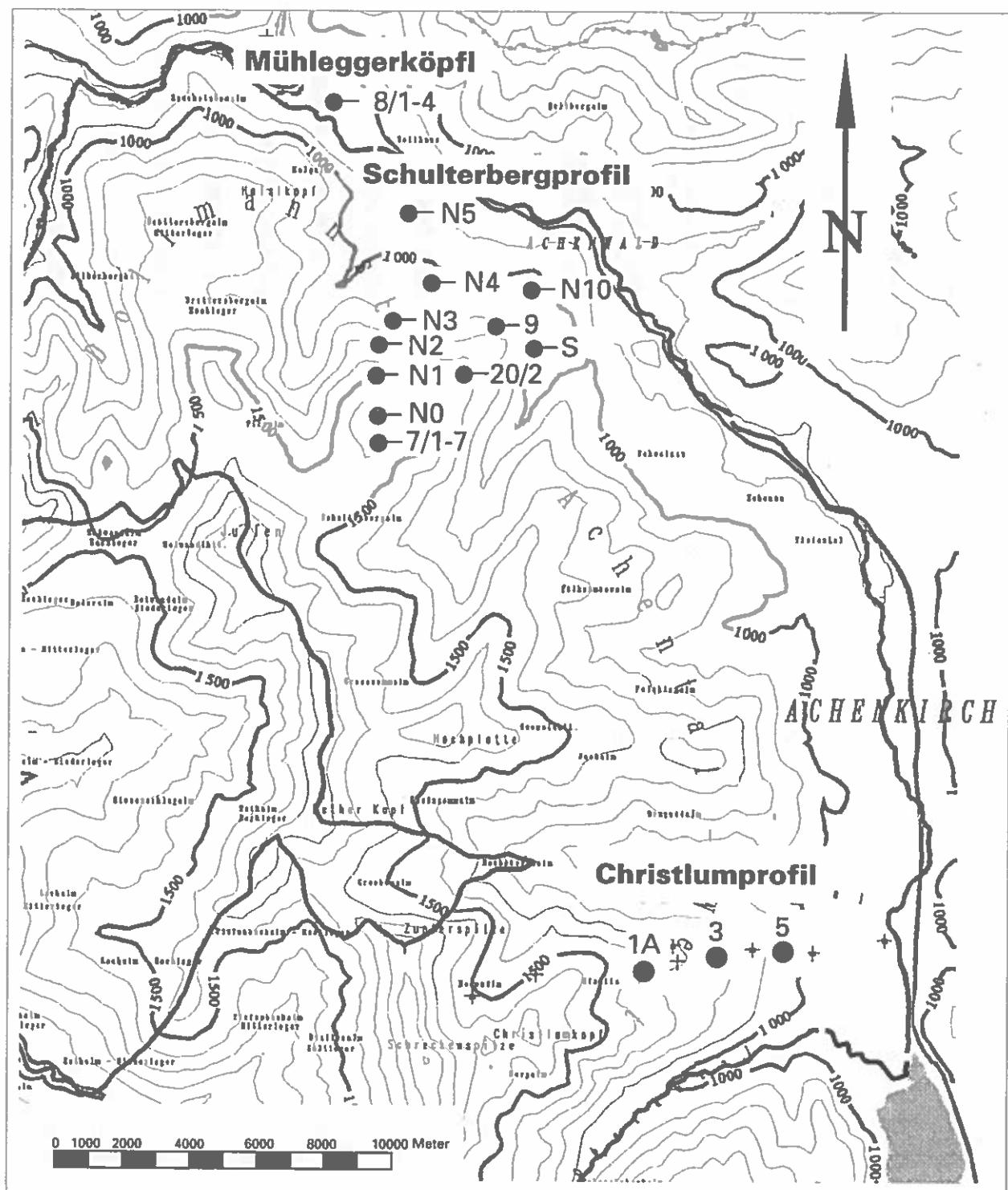
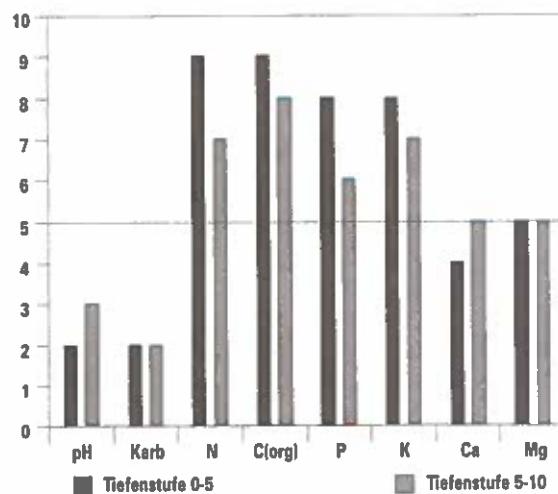


Abb. 2:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen Vergleich: Allgemeine Parameter und Hauptnährstoffe (0-10 cm)



Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbonatbeeinflussten Böden der WBZI (Tiefenstufe 0-10 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des österreichischen Gesamtkollektivs; n= 172).

Für die Einstufung des Projektraumes Achenkirch nach bodenchemischen Kriterien wurden ausgewählte Tiefenstufen des Mineralbodens benutzt. Für die Klassierung des Oberbodens wurden die Ergebnisse der Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm herangezogen und den Ergebnissen der Tiefenstufe 0-10 cm der WBZI gegenübergestellt da, wie schon im Abschnitt 2.1 erwähnt, bei der Probenahme für die WBZI noch keine Unterteilung der obersten 10 cm erfolgte. Für die vorliegende Auswertung wird es dadurch zusätzlich möglich, innerhalb der obersten 10 cm den Gradienten der Elementverteilung zu erfassen. Für die Bewertung des Unterbodens wurde die Tiefenstufe 20-30 cm ausge-

Tab. 1:  
Medianen chemischer Bodenparameter aus dem Raum Achenkirch (n=24) getrennt nach Tiefenstufen

Tiefenstufe	mg/g							
	pH (CaCO <sub>3</sub> )	Karb.	N	C <sub>org</sub>	P	K	Ca	Mg
0- 5 cm	5,4	0	9,9	182	0,78	2,2	13,9	6,2
5-10 cm	6,1	0	6,5	127	0,60	1,9	21,2	6,6
20-30 cm	6,6	54	1,9	42	0,41	2,0	48,0	8,3

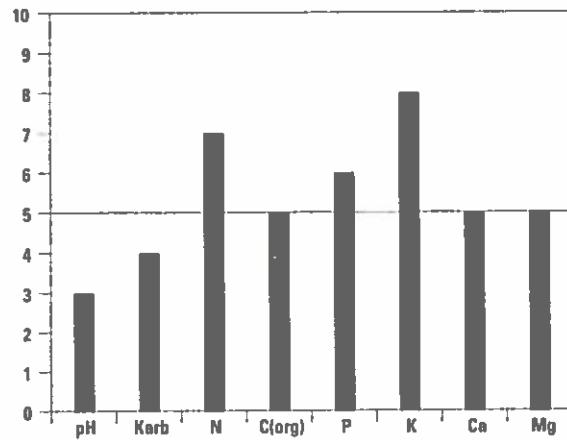
  

Tiefenstufe	µg/g							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
0- 5 cm	542	13	117	14	34	31	110	1,47
5-10 cm	580	13	102	16	36	32	87	0,48
20-30 cm	529	12	68	19	37	41	46	0,73

Tiefenstufe	µmol IEq/g				
	K <sup>+</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	KAK	
0- 5 cm	3,9	399	43	485	
5-10 cm	2,4	359	75	474	
20-30 cm	1,3	160	27	198	

Abb.3:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen Vergleich: Allgemeine Parameter und Hauptnährstoffe (20-30 cm)



Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefenstufen 20-30 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbonatbeeinflussten Böden der WBZI (Tiefenstufe 20-30 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des österreichischen Gesamtkollektivs; n= 150).

wählt, da im Raum Achenkirch aufgrund der Seichtgründigkeit der Böden keine durchgehende Beprobung der Tiefenstufe 30-50 cm möglich war.

### 3. Ergebnisse

Die Mediane der einzelnen Parameter der 24 in Abbildung 1 dargestellten Probeflächen sind Tabelle 1, ihre relative Stellung innerhalb der karbonatbeeinflussten Probeflächen der WBZI den Abbildungen 2-7 zu entnehmen.

#### 3.1 Allgemeine Parameter und Hauptnährstoffe

Die Aufteilung der Tiefenstufe 0-10 cm in die Tiefenstufe 0-5 und 5-10 cm lässt bei einigen Parametern deutlich den Tiefengradienten innerhalb der obersten 10 cm erkennen: Der mit der Bodentiefe zunehmende pH-Wert und Ca-Vorrat und die abnehmenden Gehalte an organischer Substanz (C<sub>org</sub>) und damit zusammenhängend an N, P und K lassen klar die Dynamik in der obersten Bodenschicht verfolgen. Nur der Karbonatgehalt und der Mg-Vorrat zeigen bei dieser Untersuchung keinen Gradienten (Abbildung 2).

Im Vergleich zu den karbonatbeeinflußten Probe-flächen in Österreichs Wältern sind für Achenkirch in dieser obersten Tiefenstufe pH-Werte und Karbo-natgehalte deutlich niedriger. Überdurchschnittlich sind hingegen die Gehalte an C<sub>org</sub> und den mit der organischen Substanz eng verknüpften Elementen N, P und K. Die Mg-Gehalte liegen im Durchschnitt karbonatbeeinflußter Waldböden Österreichs, die Ca-Gehalte sind leicht unterdurchschnittlich.

Für die Tiefenstufe 20-30 cm (Abbildung 3) gilt ähnliches wie für den Oberboden: Der immer noch überdurchschnittliche Gehalt an organischer Substanz ist allerdings vergleichsweise geringer, N weist nur noch durchschnittliche Gehalte auf, wogegen der K-Gehalt auf klar überdurchschnittlichem Niveau bleibt. Unterdurchschnittlich ist der Karbonatgehalt, auch wenn er im österreichweiten Vergleich schon höher liegt als im Oberboden. Niedrig geblieben ist der pH-Wert.

### 3.2 Schwermetalle

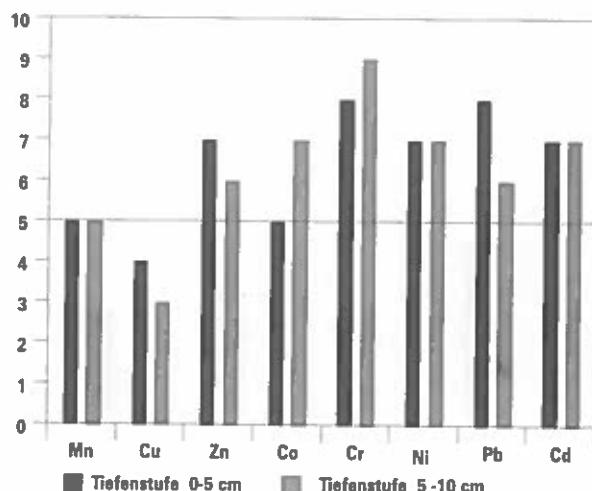
Im Gegensatz zu den Hauptnährelementen ist bei den Schwermetallen die Differenzierung der Elementgehalte der Tiefenstufe 0-10 cm in die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm nur in Ansätzen erkennbar: Die Zn- und Pb-Werte nehmen mit der Bodentiefe ab, die Co- und Cr-Werte zu (Abbildung 4). Bemerkenswert

sind die im Gebiet Achenkirch niedrigen Cu-Gehalte. Die sehr hohen Cr-Gehalte lassen in Verbindung mit den überdurchschnittlichen Ni-Gehalten auf geoge-ne Anreicherung schließen. Bestätigt wird diese An-nahme durch die Befunde aus der Tiefenstufe 20-30 cm (Abbildung 5), welche zeigen, daß die Cr- und Ni-Gehalte des Raumes Achenkirch im österreichweiten Vergleich deutlich überdurchschnittlich sind, knapp gefolgt von Co. Diese 3 Elemente kommen petrochemisch häufig vergesellschaftet vor. Die Cu-Gehalte sind auch im Unterboden unterdurchschnittlich. Die essentiellen Schwermetalle Mn und Zn liegen in der Tiefenstufe 20-30 cm im österreichweiten Vergleich im Durchschnitt, die potentiell toxischen Schwermetalle (Pb, Cd) knapp über dem Durch-schnitt.

### 3.3 Austauschbare Kationen

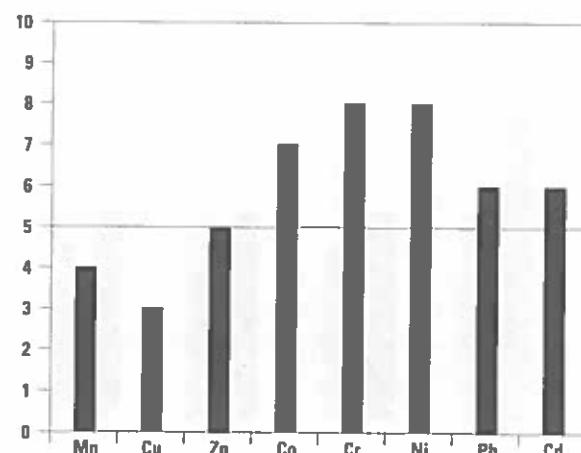
Interessante Ergebnisse zeigt der Vergleich der Katio-nenaustauschkapazität (KAK) und der einzelnen aus-tauschbaren Kationen (K<sup>+</sup>, Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>) im öster-reichweiten Zusammenhang (Abbildungen 6 und 7). Insgesamt sinkt in diesem Vergleich in den Böden des Projektgebiets Achenkirch die Kationenaustauschka-pazität vom Oberboden (leicht überdurchschnittlich) zum Unterboden (niedrig) deutlich, was mit den gleichzeitig abnehmenden Gehalten an organischer

Abb.4:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen  
Vergleich: Schwermetalle (0-10 cm)



Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefen-stufen 0-5 cm und 5-10 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbonatbeeinflußten Böden der WBZI (Tiefenstufe 0-10 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des österreichischen Gesamtkollektivs; n= 172).

Abb.5:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen  
Vergleich: Schwermetalle (20-30 cm)



Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefen-stufen 20-30 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbo-natbeeinflußten Böden der WBZI (Tiefenstufe 20-30 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des öster-reichischen Gesamtkollektivs, n= 150).

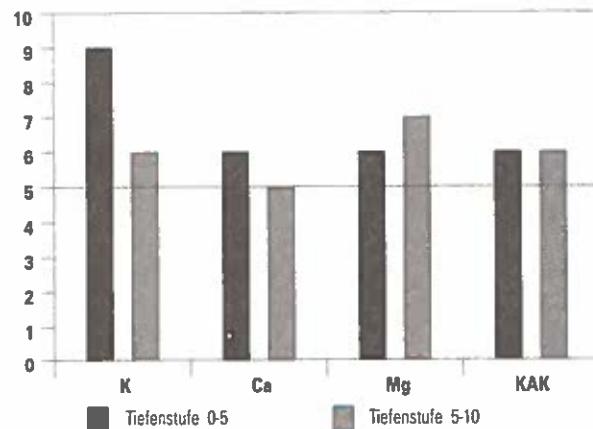
Substanz in Zusammenhang steht (Abbildungen 2 und 3). Die Dominanz des Ca-Ions auf Karbonatböden (KILIAN 1992) ist aber in allen diskutierten Tiefenstufen relativiert: in der Tiefenstufe 0-5 cm sind die K<sup>+</sup>-Werte vergleichsweise sehr hoch. In der Tiefenstufe 5-10 cm liegen die Werte von Mg<sup>++</sup> um 2 Rangklassen, der von K<sup>+</sup> um 1 Rangklasse höher als die Ca<sup>++</sup>-Werte.

In der Tiefenstufe 20-30 cm sind im Untersuchungsgebiet ebenfalls die Gehalte von austauschbarem K<sup>+</sup> und Mg<sup>++</sup> relativ höher als die von Ca<sup>++</sup>. Daß Ca<sup>++</sup> dennoch das überwiegende Kation bleibt, zeigt die Tatsache, daß die relative Position der KAK und des austauschbaren Ca<sup>++</sup> (beide in Rangklasse 3) ident sind und der Blick auf die Mediane (Tabelle 1). Deutlich höhere K<sup>+</sup>- und Mg<sup>++</sup>-Gehalte ändern kaum etwas an der Austauschkapazität; sie korrigieren im konkreten Fall aber das Verhältnis von K<sup>+</sup>/Ca<sup>++</sup> bzw. von Mg<sup>++</sup>/Ca<sup>++</sup> zugunsten von K<sup>+</sup> und Mg<sup>++</sup>.

#### 4. Diskussion

Wie aus den Abbildungen 2-7 ersichtlich, liegen die Mediane der einzelnen chemischen Parameter der 24 Probeflächen des Untersuchungsraumes Achenkirch teils über, teils unter, teils im Durchschnitt karbonatbeeinflußter Waldböden Österreichs.

*Abb. 6:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen  
Vergleich: Austauschbare Kationen (0-10 cm)*



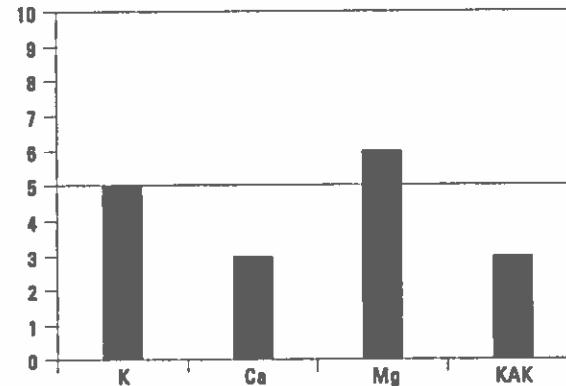
Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbonatbeeinflußten Böden der WBZI (Tiefenstufe 0-10 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des österreichischen Gesamtkollektivs: n = 172).

Da auf karbonatbeeinflußten Böden substantielle Versauerungen weitgehend auszuschließen sind, sind die in Achenkirch gefundenen vergleichsweise niedrigen pH-Werte (im Mittel von 5,4 in der Tiefenstufe 0-5 cm, auf 6,6 in der Tiefenstufe 20-30 cm ansteigend) günstig zu beurteilen: Mit Ausnahme von Mo und B wird dadurch die Verfügbarkeit der meisten Hauptnährlemente und Spurenelemente für die Pflanzen begünstigt.

Mit den niedrigen pH-Werten in Zusammenhang steht der ebenfalls unterdurchschnittliche Karbonatgehalt. Pflanzen, die anfällig für karbonatbedingte Chlorosen sind, finden durch die verhältnismäßig niedrigen Karbonatgehalte bessere Bedingungen vor. Dabei spielt weniger das Ca<sup>++</sup>-Ion eine Rolle, als das beim Kontakt mit kohlensäurehaltigem Wasser entstehende HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Ion.

Auch das Verhältnis von Ca zu den anderen Hauptnährlementen K und Mg ist im österreichweiten Vergleich in den Böden des Projektgebietes Achenkirch günstig. Während die Elementvorräte von Ca und Mg im österreichischen Durchschnitt liegen, liegen jene von K deutlich darüber (Abbildungen 2 und 3). Bei den austauschbaren Kationen liegen sowohl K<sup>+</sup> als auch Mg<sup>++</sup> vergleichsweise höher als Ca<sup>++</sup> (Abbildungen 6 und 7). Da K und Ca im Stoffwechsel der Pflanzen antagonistisch wirken, ist gerade auf den Ca-dominierten Kalkstandorten ein relativ höherer Anteil von K für das Gedeihen von Pflanzen vorteilhaft, da bei sehr hohen Ca<sup>++</sup>-Konzentrationen die K<sup>+</sup>-Aufnahme durch die Pflanze gehemmt wird (MINCHIN

*Abb. 7:  
Position der Böden von Achenkirch im österreichischen  
Vergleich: Austauschbare Kationen (20-30 cm)*



Einordnung der Medianwerte der Böden von Achenkirch (Tiefenstufen 20-30 cm, n = 24) in die Rangklasseneinteilung der karbonatbeeinflußten Böden der WBZI (Tiefenstufe 20-30 cm; die Linie bei Rangklasse 5 entspricht dem jeweiligen Median des österreichischen Gesamtkollektivs: n = 150).

und BAKER 1973). Der durch Dolomiteinfluß bedingte relativ erhöhte Mg-Anteil ist ernährungsphysiologisch ebenfalls positiv zu beurteilen.

Die N-Gehalte fallen, absolut betrachtet, überdurchschnittlich stark vom Oberboden zum Unterboden ab. Während in den obersten 10 cm die N-Gehalte im österreichweiten Vergleich sehr hoch, nämlich zwischen dem 80er und 90er Perzentil liegen, sind sie für die Tiefenstufe 20-30 cm nur mehr im Bereich des 50er Perzentils anzutreffen (Abbildungen 2 und 3). Dieser steile Gradient mit sehr hohen Gehalten im Oberboden ist ein Hinweis auf atmosphärische N-Einträge. Bei der Bewertung von N-Einträgen sind zwei gegensätzliche Fakten zu berücksichtigen:

Einerseits ist N-Mangel z.T. als Erbe historischer Landnutzungsformen, z. T. standortsbedingt in mitteleuropäischen Wäldern verbreitet anzutreffen (GLATZEL 1991; HÜTTL 1991), welcher durch N-Einträge kompensiert werden kann. Andererseits können solche Einträge, vor allem auf stark degradierten Standorten, zu Nährstoffungleichgewichten, auf manchen Standorten zu N-Eutrophierung führen (HIPPELI & BRANSE 1992; KATZENSTEINER 1992).

Österreichweit wurde in den Nadel-/Blattorganen nach den Ergebnissen des Bionidikatornetzes der Jahre 1983-1990 vorwiegend N-Unterversorgung diagnostiziert (STEFAN 1994). Die N-Gehalte von Nadel-/Blattorganen aus dem nördlichen Kalkalpin des Beobachtungszeitraums 1983-1992 schwankten zwischen ausreichender Versorgung und Mangel, wobei N-Mangel in warm/trockenen Jahren zunahm (STEFAN 1995). Auch wenn keiner der von STEFAN (1995) untersuchten Probebäume direkt im Untersuchungsgebiet Achenkirch, sondern nur in dessen Nähe lag, kann angenommen werden, daß auch diese Probebäume und ihre Standorte von ähnlich deutlichen N-Einträgen betroffen waren, selbst wenn die Nadelanalysen einen solchen Befund nicht stützen.

Eine ökologische Bewertung dieser Einträge (N-Eutrophierung bzw. Auslösung eines Nährstoffungleichgewichts oder Beseitigung bzw. Verringerung eines N-Mangels) ist aus den Bodenanalysen, selbst in Verbindung mit Nadelanalysen, für den konkreten Untersuchungsraum nicht möglich. LIU et al. (1993) schließen auf einem anderen Standort in den Kalkalpen negative Auswirkungen durch ferntransportierte N-Einträge jedoch klar aus.

Kritisch könnte punktuell die Cu-Versorgung auf Kalksubstrat werden, da die Cu-Gehalte im österreichweiten Vergleich (Abbildungen 4 und 5), aber auch absolut gesehen (Tabelle 1) recht niedrig sind.

Doch ist die Löslichkeit von Cu nicht so stark pH-abhängig, also durch höhere pH-Werte nicht so stark gehemmt, wie die der anderen essentiellen Schwermetalle, da Cu in den meisten Böden in Form von Komplexverbindungen vorliegt und daher in seiner Löslichkeit durch den pH-Wert weniger beeinflußt wird (HORAK 1977).

Die relativ hohen Gehalte von Co, Cr und Ni sind vermutlich geogen und ohne ökologische Relevanz für das Untersuchungsgebiet.

Die im österreichweiten Vergleich insbesondere im Oberboden leicht überdurchschnittlichen Pb- und Cd-Gehalte könnten ein Hinweis auf Immissionsbelastungen sein. Dabei sind weniger die Absolutgehalte von Bedeutung, sondern die Tatsache, daß Immissionen nachweisbar sind (MUTSCH 1995).

Die vorliegenden bodenchemischen Ergebnisse weisen im Vergleich zu den übrigen karbonatbeeinflußten Waldstandorten Österreichs das Untersuchungsgebiet Achenkirch generell als gut nährstoffversorgt aus. Allerdings berücksichtigt die Bodenchemie nur eine Seite der Pflanzennährung. Gerade karbonatbeeinflußte Böden wirken besonders auch durch ihre physikalischen Eigenschaften, indem sie zumeist trockener und wärmer sind als Böden über Silikat. So spielt der Themenkomplex „Bodenwasser“ sicher eine bedeutende Rolle und sollte in den weiteren Untersuchungen verstärkt behandelt werden.

## Literatur

- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M., KARRER G. & MUTSCH F. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168, 5-22.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F., 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- GLATZEL G. 1991: *The impact of historic landuse and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems*. Fertilizer Research 27, 1-8.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofil Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 9-13.
- HIPPELI R. & BRANSE C. 1992: *Veränderung der Nährmittelkonzentration in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988*. Forstl. Cbl. 111, 44-60.
- HORAK O. 1977: *Bestimmung von Spurelementen in Sättigungs-wasserextrakten verschiedener Böden*. Berichte der Österreichischen Studiengesellschaft für Atomenergie. Forschungszentrum Seibersdorf. 2780, IA-48/77.

- HÖTTL R.F. 1991: *Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika*. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 28.
- KATZENSTEINER K. 1992: *Mineralstoffernährung, Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes*. Österr. Ges. f. Waldökosystemerforschung und experimentelle Baumforschung. Wien.
- KILIAN W. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur Teil V: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168, 89-144.
- LIU J.-C., KELLER T., RUNKEL K.-H. & PAYER M.-D. 1993: *Stoffeinträge und -austräge im Fichtenwaldökosystem Wank (Kalkalpen) und ihre boden- und ernährungskundliche Bewertung*. ARGE ALP Proceedings. GSF-Bericht 39/93, 294-310.
- MINCHIN F.R. & BAKER D.A. 1973: *The influence of calcium on potassium fluxes across the root of Ricinus communis*. Planta 113, 97-104.
- MUTSCH F. 1994: *Eine Komprehensionsmethode zur Datenverdichtung bei Bodeninventuren*. ECOINFORMA 94. Bodenkontaminationen, Bodensanierung, Bodeninformationssystem. 6, 363-374.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- STEFAN K. 1994: *Die Nährelementversorgung der Fichte (Picea abies) nach den Ergebnissen des österreichischen Bioindikatornetzes von 1983 - 1990*. ECOINFORMA 94. Umweltmonitoring und Bioindikation, 5, 253-264.
- STEFAN K. & HERMAN F., 1995: *Ergebnisse chemischer Nadelanalysen aus dem Tiroler Kalkalpin*. FBVA-Berichte 87, 231-244.

Verfasser: Dr. Franz Mutsch  
 Forstliche Bundesversuchsanstalt  
 Institut für Forstökologie  
 Seckendorff-Gudentweg 8  
 A-1131 Wien

	Tiefenstufe (cm)	Korngrößenverteilung in Prozent					
		2000-200 µm	200-63 µm	63-20 µm	20-6 µm	6-2 µm	2-0 µm
Probefläche 1a	20-30	12	14	45	13	6	10
Probefläche 3	30-50	24	23	29	17	3	4
Probefläche 5	30-50	61	12	12	9	3	3
Probefläche 7/1	30-50	0	3	23	21	11	42
Probefläche 7/2	30-50	1	3	20	23	10	4
	50-70	0	2	20	18	12	48
Probefläche 7/3	30-40	4	7	30	16	7	36
Probefläche 7/4	30-40	0	3	25	20	10	42
Probefläche 8/1	30-40	1	4	20	26	16	33
Probefläche 8/2	20-23	3	26	42	14	6	9
Probefläche 8/3	10-20	5	47	23	11	7	7
Probefläche 8/4	30-	2	5	47	20	9	17

**Abkürzungen:**

- KAK Kationenaustauschkapazität  
 S Summe "basenbildende" Kationen (K + Ca + Mg)  
 BS Basensättigung

Tiefenstufe (cm)	pH <sub>CaCl<sub>2</sub></sub>	Karbonat	Ntot (mg/g)	Corg	C:N	P	Makroelemente im Säureauszug			
						K	Ca (mg/g)	Mg	Fe	
<b>Probefläche 1a</b>										
0- 5	6,1	26	14,1	285	20	0,68	1,4	32,5	11,6	16,2
5-10	6,2	25	7,6	113	15	0,44	1,3	14,0	9,6	26,7
10-20	6,4	61	4,6	71	16	0,33	1,2	33,6	19,7	27,2
20-30	6,6	65	2,8	50	18	0,25	1,1	38,5	23,3	27,0
	7,2	500	-	-	-	0,15	0,6	150,1	109,8	9,5
<b>Probefläche 3</b>										
0f	5,7	0	13,7	293	21	0,64	1,1	27,9	8,9	7,1
0h	5,9	0	12,1	319	26	0,71	1,4	27,5	9,8	15,0
0- 5	7,0	32	8,5	152	18	0,59	1,1	33,3	18,9	25,5
5-10	7,0	121	6,5	110	17	0,60	0,9	46,0	26,0	23,2
10-20	7,2	594	2,7	54	21	0,35	0,5	217,4	81,3	11,9
20-30	7,3	670	-	-	-	0,15	0,2	269,7	94,1	3,6
30-50	7,3	978	-	-	-	0,11	0,1	292,1	101,3	2,2
<b>Probefläche 5</b>										
0- 5	6,9	64	8,9	163	18	1,08	1,2	42,9	22,6	26,1
5-10	7,0	25	6,0	105	17	0,47	1,1	36,3	23,6	26,2
10-20	7,2	365	3,0	57	19	0,37	0,7	103,1	48,4	17,4
20-30	7,4	929	-	-	-	0,10	0,3	301,2	56,1	2,5
30-50	7,4	765	-	-	-	0,07	0,3	361,5	67,6	1,6
<b>Probefläche 7/1</b>										
0- 5	4,6	0	9,8	140	14	0,89	2,2	5,5	3,7	25,0
5-10	4,4	0	5,2	70	14	0,56	1,9	3,1	4,0	54,7
10-20	4,8	0	3,7	48	13	0,48	2,0	3,6	4,6	47,8
20-30	6,6	106	1,3	37	27	0,56	2,0	56,6	5,6	42,5
30-50	6,6	0	2,6	37	14	0,56	2,2	9,1	4,8	54,3
<b>Probefläche 7/2</b>										
0- 5	5,1	0	9,9	146	15	0,88	2,2	6,3	4,1	27,1
5-10	4,4	0	6,0	73	12	1,02	2,0	3,6	4,3	42,3
10-20	4,5	0	3,3	39	12	0,42	2,2	3,5	4,8	38,7
20-30	4,5	0	2,6	36	14	0,44	2,3	4,0	5,2	41,6
30-50	4,7	0	2,5	35	14	0,40	1,8	3,3	4,4	48,4
50-70	6,1	0	1,9	28	15	0,46	2,2	5,1	5,6	46,8
<b>Probefläche 7/3</b>										
0- 5	4,0	0	9,6	131	14	0,69	2,2	3,2	3,8	28,2
5-10	3,9	0	5,3	63	12	0,49	1,3	2,2	3,3	30,1
10-20	4,0	0	2,2	31	14	0,32	1,4	1,3	3,9	31,6
20-30	4,2	0	1,5	23	15	0,32	1,8	2,0	4,5	40,8
30-40	6,5	96	1,2	19	15	0,54	1,7	51,5	5,4	31,5
<b>Probefläche 7/4</b>										
0- 5	3,8	0	12,3	193	16	0,72	1,5	4,7	2,8	25,3
5-10	4,0	0	7,3	121	17	0,46	1,6	3,6	2,9	27,2
10-20	4,1	0	2,6	39	15	0,28	1,7	2,6	3,8	36,4
20-30	4,6	0	2,0	30	15	0,36	1,8	3,4	4,7	38,8
30-40	5,7	0	1,5	31	20	0,36	2,1	6,1	5,7	53,9
<b>Probefläche 7/5</b>										
0- 5	6,6	41	14,0	217	15	1,08	2,7	35,0	4,0	19,6
5-10	7,1	23	10,8	144	13	0,90	2,3	39,4	4,7	22,8
10-20	7,2	38	8,5	130	15	0,88	1,7	45,6	4,6	23,2
<b>Probefläche 7/6</b>										
0- 5	4,2	0	14,0	296	21	0,87	2,0	8,8	2,7	16,9
5-10	4,3	0	6,5	125	19	0,49	1,6	4,9	3,4	28,4
10-20	5,8	0	3,5	62	18	0,49	1,7	9,2	4,6	33,7
20-30	6,5	11	3,1	51	17	0,41	1,9	15,6	5,1	35,0
<b>Probefläche 7/7</b>										
0- 5	6,3	0	14,6	188	13	1,15	2,5	20,2	4,3	32,8
5-10	7,1	51	10,8	129	12	0,95	2,3	42,0	4,2	30,0
<b>Probefläche 8/1</b>										
0- 5	3,6	0	7,5	122	16	0,39	0,8	1,9	3,7	22,8
5-10	3,9	0	3,8	58	15	0,24	0,6	1,4	3,6	23,9
10-20	4,2	0	1,2	33	27	0,16	0,7	1,5	4,3	32,4
20-30	5,1	0	1,1	22	20	0,14	0,7	2,4	5,3	31,0
30-40	6,4	35	1,6	40	24	0,17	0,7	18,4	13,4	40,7
<b>Probefläche 8/2</b>										
0- 5	7,0	310	11,6	220	19	0,80	0,7	133,6	65,7	7,0
5-10	7,1	574	9,2	142	15	0,61	0,7	129,7	69,0	7,3
10-20	7,1	552	5,2	91	18	0,47	0,4	165,1	95,5	10,4
20-23	7,2	720	3,1	51	17	0,40	0,5	173,2	100,3	10,0
<b>Probefläche 8/3</b>										
0- 5	6,6	439	5,7	208	36	0,85	0,7	133,3	63,5	10,4
5-10	6,9	556	4,0	144	36	0,77	0,5	134,1	78,2	15,3
10-20	7,1	377	5,1	115	23	0,54	0,4	169,1	86,0	5,7

Tiefenstufe (cm)	pH <sub>CaCl<sub>2</sub></sub>	Karbonat	N <sub>tot</sub> (mg/g)	Corg.	C:N	P	Makroelemente im Säureauszug			
							K	Ca (mg/g)	Mg	Fe
<b>Probefläche 8/4</b>										
0- 5	6,8	292	7,6	156	21	0,60	0,9	103,7	56,8	16,2
5-10	6,9	486	4,6	82	18	0,46	1,0	111,3	62,5	18,4
10-20	7,0	394	3,1	79	26	0,34	0,5	169,0	77,9	20,3
20-30	7,2	819	1,2	22	18	0,21	0,4	213,6	82,3	12,9
30- 50	-	551	2,6	37	14	0,38	0,6	120,7	69,9	25,9
<b>Probefläche 9</b>										
O	5,5	0	16,0	460	29	0,86	1,7	17,5	4,6	8,7
0- 5	7,0	231	7,3	145	20	0,70	1,8	70,8	37,2	25,1
5-10	7,2	364	5,4	85	16	0,60	1,9	88,9	49,2	23,8
10-20	7,3	676	1,8	30	16	0,32	1,1	160,2	118,6	13,8
20-30	7,4	561	1,0	44	43	0,71	0,9	211,5	127,9	9,3
<b>Probefläche 10</b>										
O	5,2	0	13,6	475	35	0,64	2,2	19,4	3,2	6,7
0- 5	5,3	0	5,2	119	23	0,39	3,1	11,7	5,8	29,8
5-10	6,3	0	4,8	102	21	0,41	3,0	17,2	5,1	31,3
10-20	6,4	164	4,9	47	10	0,29	2,6	51,7	5,7	30,5
20-30	7,3	296	1,7	41	24	0,32	3,5	132,6	6,6	24,7
30-50	7,4	617	0,8	24	29	0,15	2,1	295,9	30,3	10,3
<b>Probefläche N0</b>										
O	4,9	0	16,1	353	22	1,11	3,7	13,5	3,8	21,1
0- 5	5,9	0	13,8	212	15	1,14	4,2	22,7	6,2	28,5
5-10	6,3	4	13,8	186	14	1,15	4,1	22,2	6,0	29,2
10-20	7,1	69	10,8	142	13	0,97	4,8	58,2	8,9	33,8
20-30	7,3	194	7,7	102	13	1,01	6,4	78,0	17,2	26,6
<b>Probefläche N1</b>										
O	4,4	0	17,9	381	21	1,10	4,7	11,1	6,0	14,4
0- 5	5,1	0	11,1	176	16	0,75	3,6	11,8	9,5	32,5
5-10	5,2	0	9,3	149	16	0,68	4,9	20,2	12,8	34,0
10-20	5,7	0	5,8	91	16	0,54	4,1	15,3	11,3	45,5
20-30	6,5	181	4,0	68	17	0,52	3,7	57,0	30,3	32,6
<b>Probefläche N2</b>										
O	5,6	0	17,0	373	22	0,38	5,2	22,8	6,0	10,7
0- 5	5,7	0	14,2	242	17	1,38	4,4	19,3	7,8	23,7
5-10	5,9	0	10,7	158	15	1,26	4,9	17,5	8,2	32,2
10-20	6,2	4	4,1	109	27	1,26	5,9	14,8	11,3	38,5
20-30	6,2	0	6,7	109	16	0,95	4,1	13,1	9,0	39,5
30-50	7,1	468	12,8	49	4	0,48	1,9	143,0	98,9	16,4
<b>Probefläche N3</b>										
O	3,9	0	18,9	491	26	0,09	1,6	11,4	2,2	0,6
0- 5	5,2	0	15,3	273	18	1,18	4,9	33,4	8,2	22,6
5-10	5,3	0	11,5	219	19	1,04	5,4	32,2	11,6	27,5
10-20	6,6	26	10,2	171	17	1,05	6,1	37,4	15,5	33,5
20-30	6,7	42	8,4	122	15	1,07	6,6	43,8	20,2	49,3
30-50	7,0	96	8,5	108	13	1,26	8,2	39,0	19,6	35,9
<b>Probefläche N4</b>										
O	4,7	0	16,1	459	28	0,69	1,8	14,6	2,5	7,2
0- 5	4,8	0	7,8	191	24	0,53	4,0	13,8	6,1	28,9
5-10	6,5	44	6,1	129	21	0,50	3,7	35,8	7,3	31,9
10-20	7,0	317	2,5	51	20	0,30	1,8	264,4	15,6	20,6
20-30	7,4	649	1,0	20	20	0,27	2,1	341,3	11,3	20,4
<b>Probefläche N5</b>										
O	5,0	0	16,0	472	29	0,65	1,7	14,3	3,2	5,5
0- 5	4,3	0	11,7	274	23	0,79	2,9	9,2	6,2	20,7
5-10	4,9	0	10,6	231	22	0,79	3,0	16,2	8,8	22,2
10-20	6,3	44	7,7	148	19	0,65	2,4	32,0	15,7	26,9
20-30	6,4	30	7,5	145	19	0,64	2,5	28,6	17,6	31,4
<b>Probefläche S</b>										
O	4,6	0	14,5	437	30	0,81	2,6	11,9	3,4	11,7
0- 5	4,0	0	11,6	258	22	0,76	3,2	9,8	4,8	24,9
5-10	5,1	0	7,0	152	22	0,53	2,1	12,2	4,4	30,2
10-20	6,4	0	4,2	70	17	0,38	2,1	12,9	4,7	38,2
20-30	6,9	20	4,2	66	16	0,33	2,1	20,3	5,2	36,8
<b>Probefläche 20/2</b>										
0- 5	4,2	0	9,2	175	19	0,68	1,8	9,0	3,5	28,3
5-10	5,4	0	7,3	131	18	0,67	1,9	14,9	4,0	31,9
10-20	6,6	15	6,8	121	18	0,62	2,1	26,3	4,6	39,1
20-30	7,2	66	5,4	87	16	0,57	2,0	52,2	7,5	31,8

Tiefenstufe (cm)	Schwermetalle im Säureauszug (µg/g)							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
<b>Probefläche 1a</b>								
0h	535	13	182	9	21	15	106	1,61
0- 5	481	11	119	15	34	31	95	1,48
5-10	349	9	91	12	35	31	67	1,90
10-20	294	8	82	14	39	34	50	1,15
20-30	121	6	27	15	15	16	25	0,61
<b>Probefläche 3</b>								
0f	407	12	109	7	13	13	67	1,40
0h	508	14	146	10	27	28	93	1,77
0- 5	803	14	165	14	37	44	106	3,38
5-10	824	13	148	18	36	41	96	3,10
10-20	407	7	65	15	19	30	55	1,33
20-30	168	5	21	13	6	17	22	0,29
30-50	57	4	16	16	6	19	24	0,32
<b>Probefläche 5</b>								
0- 5	570	13	116	14	30	31	103	2,06
5-10	535	11	103	17	31	35	78	1,75
10-20	330	9	61	13	25	29	50	0,81
20-30	58	5	10	16	6	17	20	0,16
30-50	42	4	8	7	5	16	18	0,22
<b>Probefläche 7/1</b>								
0- 5	855	15	136	10	30	28	90	1,60
5-10	620	11	102	13	31	27	64	1,22
10-20	721	13	93	15	35	33	56	1,06
20-30	805	15	81	18	36	45	44	2,88
30-40	1226	16	99	19	41	46	39	2,09
<b>Probefläche 7/2</b>								
0- 5	1125	16	146	18	36	31	111	2,27
5-10	979	12	102	18	35	31	81	1,08
10-20	952	11	83	17	36	34	52	11,22
20-30	874	13	84	19	45	42	38	1,21
30-50	777	12	85	19	48	41	39	0,96
50-70	1025	18	94	30	57	71	29	3,32
<b>Probefläche 7/3</b>								
0- 5	326	10	89	9	26	18	93	0,78
5-10	512	9	91	13	30	22	70	0,57
10-20	339	9	86	13	33	24	42	0,30
20-30	650	11	84	22	40	35	29	0,72
30-40	505	14	65	22	42	47	21	1,01
<b>Probefläche 7/4</b>								
0- 5	295	12	85	8	28	15	106	1,95
5-10	180	8	58	9	28	15	83	1,02
10-20	226	9	57	10	33	23	63	0,34
20-30	371	10	61	15	41	31	47	0,59
30-40	470	13	65	20	49	45	31	1,74
<b>Probefläche 7/5</b>								
0- 5	1454	18	168	20	30	27	150	3,57
5-10	1499	14	133	17	41	28	124	3,26
10-20	1416	15	124	17	37	28	115	2,85
<b>Probefläche 7/6</b>								
0- 5	132	16	111	9	23	9	114	1,48
5-10	244	14	95	10	32	17	81	0,66
10-20	419	15	95	11	39	33	75	0,78
20-30	529	15	94	15	42	39	74	0,99
<b>Probefläche 7/7</b>								
0- 5	1361	22	157	21	47	45	119	3,72
5-10	1346	21	126	18	50	53	105	3,35
<b>Probefläche 8/1</b>								
0- 5	98	5	55	4	23	9	58	0,73
5-10	85	4	46	7	22	11	41	0,43
10-20	116	3	50	5	25	13	32	0,13
20-30	140	4	55	12	29	19	26	0,17
30-40	185	5	50	13	35	24	25	0,24
<b>Probefläche 8/2</b>								
0- 5	542	11	49	10	14	12	83	1,49
5-10	585	8	36	10	15	13	81	1,32
10-20	542	6	18	10	13	14	53	0,88
20-23	538	6	13	14	15	13	31	0,69

Tiefenstufe (cm)	Schwermetalle im Säureauszug (µg/g)							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
<b>Probefläche 8/3</b>								
0- 5	856	12	106	8	14	12	80	1,15
5-10		10	82	12	15	13	72	1,23
10-20	652	8	49	10	11	11	52	0,67
<b>Probefläche 8/4</b>								
0- 5	537	13	107	15	26	19	70	1,56
5-10	416	10	72	16	25	17	59	0,94
10-20	296	8	52	15	22	15	41	0,62
20-30	154	7	27	12	15	15	28	0,27
30- -	340	9	56	13	33	23	45	0,75
<b>Probefläche 9</b>								
O	670	12	125	10	19	8	79	1,17
0- 5	890	13	122	24	34	37	116	1,68
5-10	792	10	106	21	37	35	100	1,45
10-20	364	6	53	28	28	42	81	0,69
20-30	193	5	35	22	18	45	67	0,21
<b>Probefläche 10</b>								
O	557	9	95	11	18	9	58	0,69
0- 5	457	14	88	15	44	39	83	0,89
5-10	574	13	85	16	42	41	83	1,13
10-20	379	12	67	18	39	38	62	0,47
20-30	385	12	51	24	38	52	65	0,73
30-50	229	8	25	30	17	55	72	0,42
<b>Probefläche N0</b>								
O	577	13	121	7	29	18	105	2,90
0- 5	808	15	119	18	42	26	120	2,79
5-10	889	14	15	18	40	32	105	3,01
10-20	815	12	92	18	43	37	101	2,66
20-30	885	12	66	26	42	45	89	1,29
<b>Probefläche N1</b>								
O	344	15	134	10	27	30	127	2,51
0- 5	526	11	140	20	36	60	118	2,17
5-10	537	13	138	23	40	65	153	2,35
10-20	544	13	118	30	47	82	100	1,60
20-30	511	11	81	31	47	82	68	2,20
<b>Probefläche N2</b>								
O	549	17	139	7	24	25	61	2,50
0- 5	766	18	165	14	37	40	111	3,01
5-10	801	16	176	12	46	57	91	3,12
10-20	956	17	178	17	56	65	85	2,76
20-30	913	17	166	19	54	71	63	2,53
30-50	425	12	64	20	27	55	59	0,88
<b>Probefläche N3</b>								
O	100	9	114	2	7	7	46	0,91
0- 5	588	16	160	14	39	36	111	2,34
5-10	500	16	109	12	46	42	111	2,64
10-20	707	17	110	18	55	53	129	2,73
20-30	846	18	112	20	62	62	108	2,48
30-50	926	18	127	23	64	65	85	2,71
<b>Probefläche N4</b>								
O	463	13	94	8	20	6	88	1,28
0- 5	778	15	118	21	53	35	109	1,80
5-10	845	15	115	27	60	34	110	1,98
10-20	482	12	63	30	41	48	90	1,04
20-30	281	11	38	34	34	49	83	0,60
<b>Probefläche N5</b>								
O	477	10	90	2	11	9	71	1,03
0- 5	266	10	93	9	36	34	116	2,68
5-10	252	7	86	15	43	40	121	2,81
10-20	517	11	77	13	51	43	124	2,24
20-30	528	9	69	12	53	45	110	2,20
<b>Probefläche S</b>								
O	680	11	120	5	20	19	89	1,00
0- 5	405	11	116	11	27	32	125	1,18
5-10	791	15	101	20	32	35	111	1,38
10-20	736	13	97	22	41	37	86	1,03
20-30	736	12	93	24	42	40	102	1,33
<b>Probefläche 20/2</b>								
0- 5	165	13	100	12	43	22	136	1,11
5-10	268	14	81	20	51	28	133	1,51
10-20	310	12	62	20	50	29	115	1,58
20-30	280	12	51	17	51	36	81	1,51

Tiefenstufe (cm)	Austauschbare Kationen (µmol IEq/g)									
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	%BS
<b>Probefläche 1a</b>										
Oh										
0- 5	1,3	334,0	114,1	0,00	0,41	0,1	0,00	449,93	449,41	100
5-10	0,7	235,9	88,3	0,00	0,05	0,0	0,00	324,94	324,89	100
10-20	0,4	179,6	69,5	0,00	0,00	0,0	0,00	249,42	249,42	100
20-30	0,3	109,9	38,7	0,00	0,00	0,0	0,00	148,92	148,92	100
<b>Probefläche 3</b>										
Of										
Oh										
0- 5	1,2	547,5	176,5	0,00	0,13	0,0	0,00	725,33	725,21	100
5-10	1,5	460,2	139,8	0,00	0,05	0,0	0,00	601,45	601,40	100
10-20	0,3	237,5	70,6	0,00	0,00	0,0	0,00	308,33	308,33	100
20-30	0,1	77,4	25,6	0,00	0,00	0,2	0,00	103,12	103,12	100
30-50	0,1	39,8	15,8	0,00	0,00	0,2	0,00	55,88	55,68	100
<b>Probefläche 5</b>										
0- 5	2,1	469,4	166,3	0,00	0,20	0,1	0,00	638,13	637,82	100
5-10	0,8	352,5	117,9	0,00	0,00	0,6	0,00	471,85	471,23	100
10-20	0,4	212,2	66,6	0,00	0,00	0,3	0,00	279,52	279,21	100
20-30	0,2	27,1	13,1	0,00	0,00	0,7	0,00	41,10	40,40	98
30-50	0,2	19,9	10,5	0,00	0,00	0,6	0,00	31,22	30,62	98
<b>Probefläche 7/1</b>										
0- 5	7,3	245,5	17,9	0,09	6,92	6,1	0,97	286,81	270,75	94
5-10	3,0	125,4	8,9	0,31	3,18	30,2	1,59	172,53	137,29	80
10-20	2,2	153,9	12,4	0,04	2,48	12,7	0,88	184,59	168,48	91
20-30	1,6	280,7	7,3	0,00	0,11	0,0	0,00	289,73	289,61	100
30-40	2,2	266,5	5,9	0,00	0,41	0,0	0,00	275,00	274,59	100
<b>Probefläche 7/2</b>										
0- 5	6,5	267,5	36,5	0,03	7,29	1,6	0,30	319,70	310,50	97
5-10	3,0	132,3	16,3	0,29	3,16	31,0	1,45	187,60	151,67	81
10-20	2,3	104,9	10,2	0,17	2,11	32,6	1,32	153,53	117,31	76
20-30	2,4	119,9	9,0	0,15	1,54	24,1	1,09	158,12	131,28	83
30-50	2,6	113,6	11,6	0,16	1,05	27,7	1,04	157,77	127,80	81
50-70	2,5	178,0	29,5	0,00	0,38	0,0	0,00	210,38	210,00	100
<b>Probefläche 7/3</b>										
0- 5	4,0	90,9	13,9	3,26	3,80	55,6	2,89	174,38	108,78	62
5-10	1,8	42,2	6,3	1,82	1,40	77,6	2,28	133,34	50,25	38
10-20	1,0	27,9	5,7	0,90	0,70	77,7	1,77	115,65	34,61	30
20-30	1,1	52,4	4,6	0,09	0,84	54,4	1,26	114,79	58,16	51
30-40	0,8	264,5	4,2	0,00	0,06	0,0	0,00	269,56	269,50	100
<b>Probefläche 7/4</b>										
0- 5	4,2	195,6	19,3	3,55	3,65	38,9	6,05	271,32	219,20	81
5-10	2,4	148,3	15,1	4,02	1,32	51,4	3,41	225,91	165,78	73
10-20	1,4	87,0	10,1	2,64	0,30	60,7	2,22	164,45	98,55	60
20-30	1,2	120,0	10,4	0,58	0,32	23,1	1,04	156,69	131,66	84
30-40	1,1	185,4	22,0	0,00	0,23	0,0	0,08	208,87	208,56	100
<b>Probefläche 7/5</b>										
0- 5	9,3	794,7	42,3	0,00	2,37	0,8	0,00	849,49	846,34	100
5-10	3,3	671,4	23,8	0,00	0,43	0,0	0,00	698,93	698,50	100
10-20	1,9	589,1	21,9	0,00	0,10	0,4	0,00	613,46	612,92	100
<b>Probefläche 7/6</b>										
0- 5	8,4	245,5	43,1	1,82	1,40	11,9	3,87	316,07	297,04	94
5-10	2,4	210,9	22,1	1,72	1,95	25,9	2,26	267,18	235,32	88
10-20	0,9	269,6	29,5	0,05	0,68	0,8	0,00	301,58	300,00	99
20-30	1,0	279,4	15,5	0,02	0,08	0,2	0,00	296,17	295,85	100
<b>Probefläche 7/7</b>										
0- 5	7,2	627,3	25,1	0,10	3,97	0,3	0,00	663,93	659,53	99
5-10	3,2	546,4	8,1	0,00	0,21	0,0	0,00	557,95	557,75	100
<b>Probefläche 8/1</b>										
0- 5	2,7	57,5	26,6	5,64	0,30	88,2	6,11	187,05	86,82	46
5-10	1,2	43,8	20,5	2,61	0,43	72,1	3,00	143,70	65,52	46
10-20	0,7	38,3	17,0	0,97	0,57	39,6	1,28	98,45	56,02	57
20-30	0,4	64,6	26,8	0,08	0,29	3,7	0,27	96,09	91,78	96
30-40	0,3	179,3	67,3	0,00	0,04	0,0	0,00	246,93	246,89	100
<b>Probefläche 8/2</b>										
0- 5	2,4	431,3	156,3	0,00	0,55	0,0	0,00	590,52	589,97	100
5-10	0,6	341,7	114,0	0,00	0,31	0,0	0,00	456,63	456,32	100
10-20	0,5	238,1	70,7	0,00	0,03	0,0	0,00	309,33	309,30	100
20-23	0,4	237,0	76,0	0,00	0,00	0,0	0,00	313,34	313,34	100

Tiefenstufe (cm)	Austauschbare Kationen (µmol /Eq/g)									
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	%BS
<b>Probefläche 8/3</b>										
0- 5	2,3	487,6	168,5	0,02	2,25	0,0	0,00	660,71	658,44	100
5-10	0,8	338,9	110,9	0,00	0,82	0,1	0,00	451,56	450,64	100
10-20	0,4	242,0	77,5	0,00	0,20	0,1	0,00	320,22	319,92	100
<b>Probefläche 8/4</b>										
0- 5	2,5	344,2	121,4	0,00	0,85	0,0	0,00	468,99	468,14	100
5-10	1,2	240,3	82,2	0,00	0,30	0,1	0,00	324,22	323,82	100
10-20	0,9	185,1	68,8	0,00	0,08	0,0	0,00	254,88	254,80	100
20-30	0,5	93,6	36,4	0,00	0,01	0,3	0,00	130,86	130,55	100
30- -	1,0	180,1	71,6	0,00	0,06	0,0	0,00	252,81	252,74	100
<b>Probefläche B 9</b>										
O										
0- 5	3,9	329,7	134,5	0,01	0,10	0,9	0,00	469,03	468,06	100
5-10	1,8	275,1	120,5	0,00	0,05	0,4	0,00	397,86	397,38	100
10-20	0,9	133,7	53,5	0,00	0,00	0,0	0,00	188,05	188,05	100
20-30	0,5	97,6	35,9	0,00	0,02	0,1	0,00	134,20	134,08	100
<b>Probefläche B 10</b>										
O										
0- 5	2,4	437,8	43,9	0,00	5,89	0,4	0,00	490,35	484,03	99
5-10	2,3	419,3	75,0	0,00	1,50	0,0	0,00	498,09	496,58	100
10-20	1,2	398,2	28,6	0,00	0,18	0,5	0,00	428,65	427,94	100
20-30	1,4	230,5	29,4	0,00	0,05	0,2	0,00	261,55	261,29	100
30-50	1,4	151,4	27,5	0,00	0,02	0,0	0,00	180,29	180,27	100
<b>Probefläche N0</b>										
O										
0-5	3,6	725,9	97,2	0,00	1,00	0,0	0,00	827,77	826,77	100
5-10	6,7	744,8	86,6	0,00	1,90	0,0	0,00	839,95	838,05	100
10-20	2,9	606,4	56,5	0,00	0,31	0,0	0,00	666,21	665,90	100
20-30	2,3	425,4	33,3	0,00	0,12	0,2	0,00	461,29	460,96	100
<b>Probefläche N1</b>										
O										
0-5	7,7	419,7	169,2	0,11	3,28	1,0	0,00	601,08	569,69	99
5-10	4,2	421,4	175,3	0,03	1,86	0,3	0,00	603,16	600,94	100
10-20	3,3	353,6	170,6	0,00	0,73	0,0	0,00	528,22	527,49	100
20-30	2,7	240,4	117,3	0,00	0,35	0,1	0,00	360,66	360,40	100
<b>Probefläche N2</b>										
O										
0-5	3,8	645,2	243,7	0,00	1,93	0,0	0,00	894,64	892,71	100
5-10	2,7	572,1	218,7	0,00	1,71	0,0	0,00	795,21	793,50	100
10-20	2,4	529,8	202,9	0,00	0,81	0,0	0,00	735,82	735,01	100
20-30	2,3	475,2	183,3	0,00	0,60	0,0	0,00	661,30	660,70	100
30-50	1,6	202,5	82,2	0,00	0,08	0,0	0,00	286,42	286,34	100
<b>Probefläche N3</b>										
O										
0-5	3,4	972,5	215,2	0,00	2,71	0,6	0,06	1194,36	1191,02	100
5-10	2,8	817,1	227,3	0,02	2,61	0,0	0,00	1049,94	1047,31	100
10-20	2,6	768,9	179,0	0,00	0,63	0,0	0,00	951,17	950,54	100
20-30	2,3	684,4	155,9	0,00	0,19	0,1	0,00	842,90	842,60	100
30-50	2,4	601,1	153,7	0,00	0,26	0,0	0,00	757,51	757,25	100
<b>Probefläche N4</b>										
O										
0-5	4,1	500,0	40,2	0,00	8,53	1,0	0,32	554,20	544,37	98
5-10	2,8	544,4	32,7	0,00	1,65	0,0	0,00	581,50	579,85	100
10-20	1,7	263,8	14,5	0,10	0,22	0,3	0,00	280,62	279,99	100
20-30	1,1	196,9	8,4	0,03	0,05	0,6	0,00	207,14	206,44	100
<b>Probefläche N5</b>										
O										
0-5	6,5	377,8	11,1	0,36	4,23	9,1	2,03	411,19	395,45	96
5-10	4,5	529,7	207,9	0,08	1,87	1,1	0,00	745,11	742,06	100
10-20	2,3	590,7	208,6	0,00	0,68	0,9	0,00	803,20	801,64	100
20-30	2,2	572,4	199,2	0,00	0,77	0,4	0,00	775,07	773,87	100
<b>Probefläche S</b>										
O										
0-5	6,2	409,6	43,7	1,36	6,93	9,6	3,16	480,62	459,57	96
5-10	3,5	496,6	63,8	0,00	5,88	1,2	0,25	571,26	563,93	99
10-20	2,1	443,7	39,8	0,00	0,37	0,5	0,00	486,58	485,68	100
20-30	1,5	423,2	40,8	0,01	0,06	0,7	0,00	466,27	465,45	100
<b>Probefläche 20/2</b>										
0-5	2,6	370,7	28,2	5,38	2,22	30,0	3,43	442,56	401,50	91
5-10	1,7	575,3	30,4	0,13	1,53	1,0	0,00	609,96	607,31	100
10-20	1,3	671,8	24,6	0,03	0,13	0,4	0,00	698,28	697,68	100
20-30	1,4	616,5	17,5	0,07	0,03	0,2	0,00	635,79	635,47	100

# Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten im Projektgebiet Achenkirch

U. PEINTNER & M. MOSER

*Institut für Mikrobiologie, Leopold Franzens Universität Innsbruck*

**Kurzfassung.** Im Rahmen der multidisziplinären Studie "Ökosystemare Studien im Kalkalpin" wurden verschiedene im Projektgebiet Achenkirch vorkommende Waldtypen hinsichtlich ihrer Pilzgesellschaften untersucht. Ziel der vorliegenden Arbeit war eine möglichst vollständige quantitative und qualitative Erfassung der Mycocoenose. Der "Istzustand" sollte festgestellt werden, um anhand dieser Vergleichsbasis künftige Veränderungen der Pilzgesellschaften, die beispielsweise durch Schadstoffeinflüsse oder andere anthropogene Faktoren verursacht werden, nachweisen zu können.

Die Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten wurde über einen Zeitraum von drei Vegetationsperioden im Höhenprofil Christlum und am Schulterberg erfasst. Dabei konnten im Höhenprofil Christlum insgesamt 285 Basidiomyzetenarten festgestellt werden, während am Schulterberg 300 Arten fruktifizierten. Es wird auf den Verlauf von Artenvielfalt und Abundanz sowie die "steten Arten" der einzelnen Standorte eingegangen. Aufgrund der mykosozialen Daten besteht kein deutlicher Hinweis auf eine Belastungssituation.

**Schlüsselworte:** Basidiomyzeten, Ökologie, Systematik

**Abstract.** [Diversity and Abundance of Basidiomycetes in the Achenkirch Project Area.] In the course of an interdisciplinary project ("Ecosystematic Studies in the Limestone Alps") various forest types of the Achenkirch project area were investigated in respect of their macromycetes. The aim of the present study was to obtain quantitative and qualitative data of maximum completeness on the current state of mycocoenosis in that area which can be used as a basis of comparison in the future. With the help of these basic data it should be possible to determine future changes caused, for instance, by pollutants or other anthropogenic factors. The diversity of basidiomycetes and their relative number of species were recorded at the Christlum altitude profile and on the Schulterberg during three vegetational periods (from August 1991 to November 1993). In the course of the investigation 285 basidiomycete species were recorded in the Christlum altitude profile and 300 on the Schulterberg. The altitude-specific distribution of the diversity and the relative number of species as well as the species found on all plots are described. The myco-sociological results do not suggest significant environmental stress.

**Keywords:** Basidiomycetes, ecology, systematics

## 1. Einleitung

Die Mehrzahl der "Großpilze" in Wäldern, wie Blätterpilze und Röhrlinge, sind der Pilzklasse Basidiomycetes zuzuordnen. Pilze sind als heterotrophe Organismen auf organische Nährstoffe angewiesen. Je nach der Art ihrer Bindung an Wirte und Substrate werden im wesentlichen drei ökologische Gruppen unterschieden: Saproxyten, Parasiten und Symbionten. Saproxytische Pilze leben von totem organischen Material, terricole Saproxyten ernähren sich von organischen Bodenbestandteilen und sind oft eng an bestimmte Umweltbedingungen (Humusgehalt des Bodens, pH-Wert, Bodentemperatur, Mineral-

stoffgehalt, Feuchtigkeitsverhältnisse u.a.) angepaßt. Lignicole Saproxyten haben sich auf abgestorbene Holz als Nahrungsquelle spezialisiert. Sie spielen sowohl in naturnahen Wäldern als auch in Forsten eine wichtige ökologische Rolle, da sie wesentlich am Abbau von Ligninen und Zellulose beteiligt sind und somit als Destruenten ein wichtiges Glied in der Nährstoffkette darstellen.

Eine Abgrenzung zwischen Saproxytismus und Parasitismus ist in vielen Fällen schwierig: lignicole Pilzarten sind z.B. oft auch Schwäche-, Wund- und Altersparasiten, während sich parasitische Basidiomyzeten zeitweise nur von abgestorbenem Wirtsgewebe ernähren können. Parasitismus ist als eine Lebensweise definiert, bei der ein Organismus (der Pa-

rasit) zeitweise oder dauernd mit einem Wirt in einer geregelten ernährungsphysiologischen Beziehung steht und letzteren dabei schädigt.

Im Gegensatz dazu wird das Zusammenleben von Organismen verschiedener Arten, das mit einem gesetzmäßigen, unmittelbaren Kontakt verbunden und für beide Partner von Nutzen ist, als mutualistische Symbiose bezeichnet. Symbiotische Wechselbeziehung zwischen Pflanzenwurzeln und Pilzen (= Mykorrhiza) sind dabei von besonderer Bedeutung. Eine spezielle Symbiose, die sogenannte Ektomykorrhiza, wird von zahlreichen Basidio-, Asko- und Zygomyzeten sowie Fungi Imperfecti gebildet und ist dadurch charakterisiert, daß das Myzelium des Pilzpartners (Mykobiont) die Feinwurzeln in Form eines Hyphemantels umhüllt, wobei die Hyphen zwischen, aber nicht in die Wirtszellen eindringen. Der Pilzmantel ermöglicht der Pflanze (dem Phykobionten) ein effizientes Wachstum infolge einer verbesserten Nährstoffaufnahme und eine raschere Aktivierung des Stoffwechsels zu Beginn der Wachstumsperiode, was vor allem in suboptimalen Standorten, wie z. B. in Hochlagen, von großer Bedeutung ist. Weiters kann der Pilzmantel als wirksamer Schutz gegen Infektionen betrachtet werden. Je nach Art können mykorrhizabildende Pilze ein sehr enges, oder auch ein sehr weites Partnerspektrum haben.

In Zusammenhang mit Immissionen wurde bereits mehrfach über eine allgemeine Abnahme von Mykorrhizapilzen berichtet (BENKERT 1982; ARNOLDS 1985, 1988, 1989; DERBSCH & SCHMITT 1987). Besonders in geschädigten Wäldern wird ein bemerkenswerter Rückgang der Fruchtkörperbildung von Mykorrhizapilzen, und eine gleichzeitige, wenn auch weniger drastische Zunahme lignicoler Pilze festgestellt. Dagegen bleibt die Zahl der terricolen Saprophyten mehr oder weniger unverändert (SCHLECHTE 1984).

Um Veränderungen in der Artenzusammensetzung feststellen zu können, ist es notwendig, den Istzustand zu kennen. Es gibt bisher sehr wenige Arbeiten, welche

die Funga ausgewählter Phytozönosen qualifizieren und quantifizieren. Für Buchenmischwälder an kalkalpinen Standorten konnte beispielsweise keine vergleichbare Arbeit ausfindig gemacht werden. Daher liefert diese Arbeit schon allein als mykologische Zustandsaufnahme von kalkalpinen Standorten wichtige Daten, welche für spätere Vergleiche hinsichtlich möglicher Systemveränderungen von Wert sein können.

## 2. Methodik

### Untersuchungsgebiet

Das Projektgebiet Achenkirch wurde bereits 1992 detailliert von ENGLISCH (1992) beschrieben. Die qualitativen Untersuchungen der Pilzgesellschaften wurden im gesamten Höhenprofil Christlum durchgeführt, die Basidiomyzeten der Standorte 1, 4, 5 und 6 (= Bezeichnung unterschiedlicher Höhenstufen) wurden zusätzlich quantitativ erfaßt. Auch am Schulterberg (Süd und NO) wurden Artenvielfalt und Abundanz erfaßt. Weitere Angaben über die einzelnen Probelächen können Tabelle 1 entnommen werden.

### Qualitative Erfassung der Funga

Die qualitative Erfassung der Basidiomyzeten beruhte hauptsächlich in der Anfertigung von Fundlisten, wobei die jeweiligen Arten möglichst differenziert bestimmten Phytozönosen oder Substraten zugeordnet wurden. Aufgrund folgender Faktoren sind mykologische Untersuchungen verhältnismäßig aufwendig: die meist kurzlebigen Fruchtkörper erscheinen nur an wenigen Tagen im Jahr (eine Ausnahme bilden viele Porlinge, die langlebige, zum Teil sogar mehrjährige Fruchtkörper bilden), was ein möglichst häufiges Begehen der Versuchsflächen erfordert. Im Laufe eines Jahres tauchen sukzessiv Pilze verschiedenster Arten auf, wodurch sich jahreszeitliche Aspekte ergeben.

Tab. 1:  
Probelächen im Projektgebiet Achenkirch

Christlum	Seehöhe (m)	Exposition	Neigung	Baumarten	pH (Ah: 0-10 cm)
1	1420	Nord	50 - 100 %	Fi Lä Bu La Ah	7,0
2	1320	Nord	20 - 50 %	Fi Lä Bu	
3	1240	Nordost	10 - 40 %	Fi Lä Bu	
4	1140	Nordost	40 - 60 %	Fi Ki Bu Ah	
5	1050	Nordost	20 - 40 %	Fi Ki Bu	
6	970	Ost	20 - 40 %	Ki Fi Lä	
Schulterberg	Seehöhe (m)	Exposition	Neigung	Baumarten	pH (Auflage-10 cm)
Süd	1686	Südost		Weide:	5,4 - 6,3
		Südost		Wald:	4,4 - 5,1
NO	1686	Nordwest	40 - 100 %	Fi La	4,9 - 6,3

Seehöhe (m), Exposition, Hangneigung und bestandessbildende Baumarten in der Reihenfolge der Häufigkeit:  
Ah = Ahorn, Bu = Buche,  
Fi = Fichte, La = Latsche,  
Lä = Lärche, Ki = Kiefer,  
Ta = Tanne.  
(Angaben nach  
KREHAN und TOMICZEK (1992);  
pH-Werte Christlum 1, 3, 6  
und Schulterberg Süd nach  
RANGER und INSAM (1995),  
pH-Werte Schulterbergprofil  
nach MURSCH (1995).

Infolge wechselnder biotischer und abiotischer Faktoren im Ökosystem ändert sich auch das anhand der Fruchtkörper feststellbare Artenspektrum eines Gebietes jährlich: das heißt, nicht fruktifizierende Arten können nicht erfaßt werden (DARIMONT 1973). Daher muß sich der Untersuchungszeitraum über mindestens drei Vegetationsperioden erstrecken, damit ein repräsentatives Bild der Artenzusammensetzung in einem Gebiet gewonnen werden kann.

#### Quantitative Erfassung der Funga

Die quantitativen Untersuchungen wurde nach der Kleinquadratmethode (MOSER 1959) durchgeführt. Dazu wurden möglichst viele (20-40) 10 m<sup>2</sup> große Quadrate angelegt, deren Lage bei jeder Begehung neu und zufällig festgelegt wurde. Die vorgefundenen Basidiomata wurden auf Artniveau bestimmt und ausgezählt; die Abundanz kann aus dem Quotienten der Gesamtzahl der in allen Quadranten gezählten Fruchtkörper und der Anzahl der Quadrate errechnet werden und ist somit ein Maß (in absoluten Zahlen) für die Anzahl der Fruchtkörper je Flächeneinheit (10 m<sup>2</sup>). Liegen Daten über die Abundanz von Basidiomyzeten vor, so läßt sich mit Hilfe des durchschnittlichen Trockengewichts der Fruchtkörper der jeweiligen vorkommenden Basidiomyzetenarten die Biomasseproduktion (Trockengewicht pro Flächeneinheit) errechnen. Dazu wurden von allen häufigen Pilzarten zahlreiche Fruchtkörper gesammelt, gezählt und trocken gewogen. Ein Teil dieser Fruchtkörper wurde für die am selben Standort durchgeführten Schwermetallmessungen verwendet (vgl. PEINTNER 1995).

Die quantitative Erfassung von Pilzen aus der Gruppe der Aphyllorales (Nichtblätterpilze) ist aus folgenden Gründen schwierig: die Fruchtkörper sind schlecht individualisiert, da sie zusammenfließen oder das gesamte Substrat krustenförmig überziehen. Das Holz, auf dem diese Pilze wachsen, wird bei Abbruch je nach Größe und Windverhältnissen im Areal verstreut oder durch Menschen verschleppt. Man muß sich somit mit der Bestimmung der Stetigkeit nach JAHN (1979) begnügen, welche lediglich die drei Kategorien "selten", "verbreitet" und "häufig" unterscheidet.

### 3. Ergebnisse

#### Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten am Höhenprofil Christlum

Im Untersuchungszeitraum von August 1991 bis November 1993 konnten am Höhenprofil Christlum 285 Basidiomyzetenarten festgestellt werden. Die höchste Artenvielfalt wiesen die Fichten-Buchenmischwälder um die Flächen 5 und 4 mit 213 bzw. 141 Arten auf. In der subalpinen Zone (S1) konnten 130 Pilzarten gefunden werden, im Kiefernwald um Fläche 6 fruktifizierten 37 Arten, während auf der Schipiste 29 Arten festgestellt werden konnten. Die Flächen 2 und 3 wurden nur qualitativ untersucht; hier konnten 24 bzw. 75 Arten gefunden werden.

Die im Höhenprofil Christlum festgestellten Arten verteilen sich auf 14 Familien, wobei die Tricholomataceae mit 52 Arten die artenreichste Familie im Gebiet darstellen. Die Vertreter dieser sehr gattungsreichen Familie (mehr als 90 Gattungen) können verschiedenen ökologischen Gruppen zugeordnet werden. Dagegen sind die Cortinariaceae (41 Arten) und Russulaceae (39 Arten), welche ebenfalls mit vielen Arten vertreten sind, durchwegs obligate Ektomykorrhizabildner. Die artenreichsten Gattungen sind die Mykorrhizabildner *Cortinarius* (24), *Russula* (21), *Lactarius* (18), und die Saprophyten *Mycena* (16) und *Entoloma* (15).

Artenvielfalt und Fruchtkörperproduktion (Abundanz) zeigen an allen quantitativ untersuchten Standorten (1, 4, 5, 6) gleiche Trends: ihre Maxima liegen im September bzw. Anfang Oktober. Die Anzahl der zum gleichen Zeitpunkt feststellbaren Arten lag 1992 und 1993 mehr oder weniger im selben Bereich und übertraf die Ergebnisse von August bis November 1991. Die höchsten Abundanzen waren in allen Flächen im Herbst 1991 zu verzeichnen, 1992 und 1993 wurden derartige Werte, sehr wahrscheinlich infolge der für das Pilzwachstum ungünstigen Witterung nicht mehr erreicht. In Abbildung 1 werden die Entwicklung von Artenvielfalt und Abundanz am Beispiel der Fläche 5 dargestellt.

Der prozentuelle Anteil der Abundanz einer Pilzart an der Gesamtabundanz ist ein Maß für ihre Dominanz im Untersuchungsgebiet. Im subalpinen Standort 1 sind die 10 dominierenden Basidiomyzeten mit Lärchen und Fichten auf unterschiedliche Weise assoziiert: 5 Arten sind in der ökologischen Gruppe der Mykorrhizabildner einzuordnen, 4 gehören zu den Saprophyten und eine Art (*Armillaria borealis*) ist parasitisch (Abbildung 2). Auf den Flächen 4 und 5 do-

minieren Fruchtkörper von Basidiomyzeten, die für Buchen-Fichtenmischwälder typisch sind (z.B. *Collybia confluens*, *Lactarius scrobiculatus*, *Boletus luridus*). Am Standort 4 sind sechs dominierende Arten Mykorrhizabildner, am Standort 5 sind es sogar acht. Die restlichen 4 bzw. 2 Arten gehören zu den terricolen Saprophyten (Abbildungen 3 und 4). Im Kiefernwald um Standort 6 bilden typische Kiefernbegleiter (*Chroogomphus rutilus*, *Suillus granulatus*) einen Großteil der Fruchtkörper. Sieben dominierende Arten werden den obligaten Mykorrhizabildnern, drei den terricolen Saprophyten zugeordnet (Abbildung 5). Der für Fichtenwälder an Kalkstandorten typische "Fichtenreizker" (*Lactarius deterrimus*) ist die einzige an allen Standorten zu den 10 dominierenden Arten gehörende Basidiomyzetenart. Natürlich ist der Symbiosepartner dieser Pilzart, die Fichte, an allen Waldstandorten in diesem kalkalpinen Gebiet vorzufinden.

*Boletus luridus*, *Lactarius scrobiculatus* und *Lactarius deterrimus* bilden aufgrund ihrer relativ großen Basidiomata an den Standorten 1, 4 und 5 zwischen 77 % und 94 % der in Form von Fruchtkörpern erfassten Biomasse. In Standort 6 bilden die mit Kiefern assoziierten, dominierenden Arten *Suillus granulatus* und *Chroogomphus rutilus* gemeinsam mit *B. luridus*, der mit verschiedenen Laub- und Nadelbäumen eine Symbiose eingehen kann, 98 % der Biomasse.

Auf der Piste bilden stickstoffliebende Arten (*Lacrymaria lacrymabunda*, *Coprinus comatus*) einen Großteil der Fruchtkörper. Eine Hallimaschart (*Armillaria borealis*) fruktifiziert hier an Fichtenwurzeln, welche sich vom Waldrand her in den Bereich der Piste erstrecken; dieser Wund- und Schwächerparasit gehört auf den verdichteten Böden der Piste zu den dominierenden Pilzen, die restlichen neun Arten sind terricole

Saprophyten (Abbildung 6). Mykorrhizabildende Arten können bis zu einer Distanz von 50 m von ihrem Symbiosepartner fruktifizieren, ihr Anteil an der Gesamtabundanz ist auf der Piste jedoch äußerst gering.

Im Laufe der Jahre steigt die Zahl der insgesamt im Gebiet festgestellten Arten kontinuierlich, da jährlich eine andere Kombination der im Substrat vorkommenden Myzelien durch Fruktifikation in Erscheinung tritt. Es gibt aber in jedem Gebiet auch konstant auftretende Arten, welche als stete Arten bezeichnet werden, wobei es sich dabei nicht unbedingt um dominante Arten handeln muß. Die steten Arten der Standorte 1, 4, 5, 6 und der Piste werden mit Informationen über ihre Funktion im Ökosystem, ihre Bindung an Wurzeln, Symbiosepartner oder Substrate im Anhang (Tabelle 3) angeführt.

#### Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten am Schulterberg

Im Untersuchungszeitraum von August 1991 bis November 1993 konnten am Schulterberg (Standorte Süd und NO, 1500-1686 m) 300 Basidiomyzetenarten festgestellt werden. Die artenreichsten Familien sind hier die Cortinariaceae mit 70 Arten, die Tricholomataceae mit 64 Arten und die Russulaceae mit 23 Arten. Allein aus der Gattung *Cortinarius* konnten 35 Arten festgestellt werden, während die Gattungen *Mycena* und *Entoloma* (Entolomataceae) mit je 21 Arten vertreten waren. Die Anzahl der festgestellten Arten stieg im Laufe der Untersuchung kontinuierlich, wobei das anteilmäßige Verhältnis von Mykorrhizabildnern (44 %, 132 Arten), terricolen Saprophyten (40 %, 119 Arten), lignicolen Saprophyten (15 %, 45 Arten) und Parasiten (1 %, 4 Arten) nahezu gleich blieb.

Die Artenvielfalt am Schulterberg war relativ groß; sie stieg von der Schneeschmelze - mit einer Stagnati-

Tab. 2:  
Stete Arten des Schulterberges mit ihren ökologischen Nischen, bevorzugten Substraten oder Symbiosepartnern  
(Reihung nach Dominanz).

Charakterarten, Schulterberg	Funktion	assoziiert mit	Dominanz
<i>Marasmius wettsteinii</i>	terricoler Saprophyt	Fichtenstreu	27,6 %
<i>Marasmius androsaceus</i>	terricoler Saprophyt	Fichtenstreu	25,8 %
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	Mykorrhizabildner	Fichten auf kalkhaltigen Böden	6,6 %
<i>Albatrellus subrubescens</i>	terricoler Saprophyt	ubiquitär	6,1 %
<i>Lactarius deterrimus</i>	Mykorrhizabildner	Fichten auf kalkhaltigen Böden	4,5 %
<i>Armillaria borealis</i>	Parasit	Fichte	3,0 %
<i>Hydnus repandum</i>	Mykorrhizabildner ?	ubiquitär	1,3 %
<i>Russula queletii</i>	Mykorrhizabildner	Fichten	1,2 %
<i>Bovista nigrescens</i>	terricoler Saprophyt	Weide	1,1 %
<i>Cortinarius odorifer</i>	Mykorrhizabildner	Fichten auf kalkhaltigen Böden	1,1 %
<i>Inocybe rimosa</i>	Mykorrhizabildner	Fichten auf kalkhaltigen Böden	1,0 %
<i>Inocybe nitidiuscula</i>	Mykorrhizabildner	ubiquitär	0,9 %
<i>Collybia tuberosa</i>	terricoler Saprophyt	ubiquitär	0,8 %
<i>Cortinarius variecolor</i>	Mykorrhizabildner	Fichte	0,6 %

on im Hochsommer - kontinuierlich an und fiel dann infolge des in der subalpinen Zone früh einsetzenden Frostes bzw. Schneefalls rapide ab. Das Maximum der bei einer einzigen Begehung feststellbaren Arten lag im September 1992 und 1993 bei rund 70 (Abbildung 7). 15 % (42 Arten) der festgestellten Arten traten jährlich auf, in Tabelle 2 werden nur die 14 dominierenden und stetig auftretenden Arten dargestellt.

Am Schulterberg gehörten alle 10 Arten mit dem höchsten Anteil an der Fruchtkörperproduktion auch zu den steten Arten des Gebietes: 6 dieser dominierenden Basidiomyzeten sind obligate Mykorrhizabildner, drei sind terricole Saprophyten, einer ist parasitisch. Die höchsten Abundanzen wiesen das Käsepilzchen (*Marasmius wettsteinii*) und der Roßhaarsswindling (*Marasmius androsaceus*) auf, welche beide Saprophyten sind, und zusammen mehr als 50 % der Fruchtkörper bilden (Abbildung 8). In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß die Abundanz nicht mit Biomasseproduktion gleichzusetzen ist: so handelt es sich z.B. bei den zuletzt genannten Arten um Pilze mit sehr kleinen Fruchtkörpern (= minimales Trockengewicht), sodaß die produzierte Biomasse trotz der hohen Abundanz äußerst gering ist. *Lactarius deterrimus* und *L. scrobiculatus* allein bilden 71 % der Biomasse, die zwei dominanten *Marasmius* Arten weniger als 1 %.

#### 4. Diskussion

Die Verteilung der Basidiomyzetenarten auf ökologische Gruppen war auf den Probeplänen 1 bis 5 annähernd gleich: der Anteil der Mykorrhizabildner lag zwischen 39 % und 45 %, jener der lignicolen Saprophyten zwischen 27 % und 33 %, der der terricolen Saprophyten zwischen 24 % und 28 %. Am Standort 6 und am Schulterberg war der Anteil der terricolen Saprophyten (41 % bzw. 40 %) höher, dafür kamen weniger lignicole Pilzarten (3 % bzw. 15 %) vor. Weniger als 1 % der Pilzarten waren Parasiten (Abbildung 9). Einige dieser 3 bzw. 4 parasitischen Pilzarten waren jedoch sehr häufig: Beispielsweise waren die mehrjährigen Fruchtkörper des Wurzelschwamms (*Heterobasidion annosum*) an fast allen Standorten des Projektgebietes Achenkirch über den gesamten Untersuchungszeitraum zu finden, während die ebenfalls mehrjährigen Fruchtkörper des Zunderschwamms (*Fomes fomentarius*) an allen Flächen der Christlum, an denen Buchen vorkommen (3, 4, 5), außer-

gewöhnlich häufig waren. Eine Hallimaschart (*Armillaria borealis*) fruktifizierte jeweils im Herbst an vielen Standorten reichlich. Bei diesen Pilzarten handelt es sich um Schwächerparasiten. Eine Zunahme ihrer Abundanz und Biomassenproduktion in nicht überalterten Beständen kann auf eine Schwächung der Bäume infolge von Streßsituationen hinweisen.

Der Anteil der mykorrhizabildenden Arten liegt in den Untersuchungsflächen zwischen 39 % und 56 %. Die Artenzusammensetzung der Mykorrhizabildner war am Schulterberg und in der Christlum unterschiedlich: am Schulterberg fruktifizierten sehr viele *Cortinarius*- Arten (Agaricales), während in der Christlum der Artenreichtum der Gattungen *Russula* und *Lactarius* (Russulales) auffiel. Die beiden Gebiete können aufgrund der unterschiedlichen Vegetationsformen allerdings nicht direkt miteinander verglichen werden.

Mykosoziologische Untersuchungen können im Vergleich mit Daten aus anderen Gebieten Aufschluß über den physiologischen Zustand des Waldes geben (ARNOLDS 1988, 1989). Für die nördlichen Kalkalpen existiert allerdings bisher nur eine vergleichbare Arbeit (SCHMIDT-HECKEL 1985): im Nationalpark Berchtesgaden wurden nicht nur Artenlisten erstellt (qualitativ), sondern auch umfassende quantitative Untersuchungen in Fichtenwäldern im Höhenbereich von 800-1600 m (Standorte: Schappach, Kühroit, Röth) vorgenommen. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit denen vom Schulterberg verdeutlicht die große am Schulterberg festgestellte Artenvielfalt (300 Arten). Selbst die Summe aller Arten, welche in allen drei untersuchten Flächen aus dem Nationalpark Berchtesgaden festgestellt wurden, liegt mit 200 Spezies noch weiter unter den Ergebnissen vom Schulterberg (Abbildung 10).

Infolge der engen Verknüpfung von Mykorrhizabildnern, Saprophyten und Parasiten mit bestimmten Lebensstadien der Bäume spiegelt die anteilmäßige Zusammensetzung der ökologischen Gruppen den physiologischen Zustandes des Waldes wider (ARNOLDS 1988). Im Vergleich zu den Berchtesgadener Ergebnissen liegen keine Hinweise auf einen anteilmäßigen Rückgang der mykorrhizabildenden Basidiomyzeten vor: die prozentuelle Verteilung der Arten auf ökologische Gruppen ist annähernd gleich, lediglich der Standort Röth hat einen etwas über dem Durchschnitt (50 %), aber immer noch unter den Werten von Probeplatte 6 (56 %) liegenden Anteil an mykorrhizabildenden Pilzen. Die hohe Abundanz von parasitischen Pilzarten kann zwar auf einen schlechteren physiologischen Zustand der Bäume hinweisen,

sollte jedoch aufgrund der mehr als normalen Artenvielfalt nicht überbewertet werden, insbesondere da auch keinerlei Hinweise auf einen anteilmäßigen Rückgang der symbiotischen Pilzarten vorliegen.

Somit besteht aus mykosoziologischer Sicht für den Schulterberg kein Hinweis darauf, daß sich der physiologische Zustand des Waldes und somit auch jener der damit eng verknüpften Pilzgesellschaften, z.B. infolge der nachgewiesenen erhöhten Gehalte an Blei und Cadmium in den Fruchtkörpern (PEINTNER 1995), von den Verhältnissen in Berchtesgaden unterscheidet. Für das Vergleichsgebiet liegen allerdings keine Angaben über die Blei- und Cadmiumgehalte von Pilzen vor. Der Schulterberg kann als ein für diese Höhenstufe normales Gebiet bezeichnet werden, es besteht kein Hinweis auf eine Belastungssituation.

Die geringe Artenvielfalt der einzelnen Standorte im Höhenprofil Christlum kann wegen der unterschiedlichen Vegetationsformen nicht mit der hohen Artenvielfalt am Schulterberg verglichen werden. Auf eine Störung in diesem Ökosystem kann aufgrund der ermittelten Daten nicht geschlossen werden. Es fehlen direkte Vergleichsmöglichkeiten, um konkretere Aussagen treffen zu können. Die diesbezüglich im Projektgebiet Achenkirch ermittelten Daten können als Grundlage für weitere vergleichende mykologische bzw. ökologische Untersuchungen an Waldökosystemen dienen.

#### Danksagung

Allen Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt und des Institutes für Mikrobiologie der Universität Innsbruck sei für ihre tatkräftige Unterstützung herzlich gedankt. Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

#### Literatur

- ARNOLDS E. 1988: *The changing macromycete Flora in the Netherlands*. Trans. Brit. Mycol. Soc. 90, 391-406.
- ARNOLDS E. 1989: *Changes in frequency and distribution of macromycetes in the Netherlands in a relation to a changing environment*. Atti IV Convegno Intern. Mic. 27-30/IX/1987. Borgotaro Italy: 163-232.
- BENKERT D. 1982: *Vorläufige Liste der verschollenen und gefährdeten Großpilzarten der DDR*. Boletus 6, 21-32.

- DARIMONT F. 1973: *Recherches mycosociologiques dans les forêts de haute Belgique. Essay sur les fondements de la sociologie des champignon supérieurs*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen Verhandeling Nr. 170.
- DERBSCH H. & SCHMITT J. A. 1987: *Atlas der Pilze des Saarlandes. Teil 2: Nachweise, Ökologie, Vorkommen und Beschreibungen*. "Aus Natur und Landschaft im Saarland", Sonderband 3, Saarbrücken: 1-816.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- EVELING D. W. , WILSON R. N. , GILLESPIE E. S. & BATAILLE A. 1990: *Environmental effects on sporocarp counts over fourteen years in a forest area*. Mycol. Res. 94, 998-1002.
- FELLNER R. 1989: *Mycorrhiza-forming fungi as bioindicators of air pollution*. In V. MEJSTRIK (ed), Ecological and applied aspects of ecto- and endomycorrhizal associations 1, 115-120; Praha , Czech. Acad. Science.
- FRIEDRICH K. 1937: *Zur Ökologie der höheren Pilze II*. Berichte der deutschen Botanischen Gesellschaft, Jahrgang 1937, Band LV, Heft 8.
- FRIEDRICH K. 1940: *Untersuchung zur Ökologie der höheren Pilze*. Pflanzenforschung Heft 22, 1-53, Verlag Gustav Fischer.
- GULDEN G., HOILAND K., BENDIKSEN K. & LABER D. 1990: *Einflüsse der Luftverschmutzung auf die Pilzflora*, Beiträge zur Kenntnis der Pilze Mitteleuropas VII: 111-131.
- JAHN H. 1963: *Mitteleuropäische Porlinge. (Polyporaceae s. lato) und ihr Vorkommen in Westfalen*. Westfälische Pilzbriefe 4, 1-143.
- JAHN H. 1971: *Stereoid Pilze in Europa*. (Stereaceae Pil. emend Parm. u. a. Hymenochaete) mit besonderer Berücksichtigung ihres Vorkommens in der Bundesrepublik Deutschland. Westfälische Pilzbriefe, 8 (4/7), 69-176
- JAHN H. 1979: *Pilze die an Holz wachsen*. Büssesche Verlagshandlung, Herford.
- JANSEN A. E. & DEIGHTON J. 1990: *Effects of air pollutants on ectomycorrhizae*. Air Poll. Res. Rep. 30, 408-416.
- JANSEN A. E. & NIE H. W. de 1988: *Relations between mycorrhizas and fruiting bodies of mycorrhizal fungi in Douglas fir plantations in the Netherlands*. Acta. Bot. Neerl. 37, 243-249.
- JULICH W. 1989: *Guida alla determinazione dei funghi*. Vol. 2. *Aphyllophorales, Heterobasidiomycetes, Gastromycetes*. Arti Grafiche Saturnia Trento.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probeflächen und der Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- MOSER M. 1959: *Pilz und Baum*. Schweizer Zeitschrift für Pilzkunde, Jahrgang 37, Heft 3, Sondernummer 36, 37-52.
- MOSER M. 1983: *Die Röhrlinge und Blätterpilze*. Kleine Kryptogamenflora Band II d/2, Verlag Gustav Fischer.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- PEINTNER U. 1995: *Schwermetallgehalte von Basidiomyceten und deren Eignung als Bioindikatoren*. FBVA-Berichte 87, 161-168.
- PETERSON P. M. 1970: *Chances of the fungus flora after treatment with various chemicals*. Bot. Tidskr. 65, 264-280.

RANGGER A. & INSAM H. 1995: *Bodenmikrobiologische Untersuchungen des Höhenprofils Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 215-220.

SCHLECHTE G. 1986: *Zur Mycorrhizapilzflora in geschädigten Forstbeständen*. Z. f. Mycol. 52, 225-232.

SCHLECHTE G. 1991: *Zur Struktur der Basidiomyceten-Flora von unterschiedlich immissionsbelasteten Waldstandorten in Südniedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der Mycorrhizabildung*. Habilitationsschrift Okt. 1989. Verlag Jahn & Ernst Hamburg.

SCHMID-HECKEL H. 1985: *Zur Kenntnis der Pilze in den Nördlichen Kalkalpen*. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Nr. 8.

TERMOSHUIZEN N A. J. & SCHAFFERS A. P. 1987: *Occurrence of carpopores of the ectomycorrhizal fungi in selected stands of Pinus sylvestris in the Netherlands in relation to stand vitality and air pollution*. Plant and Soil 104, 209-217.

Verfasser: Mag. Ursula Peintner  
Univ.Prof. Dr. Dr. M. Moser  
Institut für Mikrobiologie  
Leopold Franzens Universität Innsbruck  
Technikerstraße 25  
A-6020 Innsbruck

## Anhang

Tab. 3:

Höhenprofil Christlum, Flächen (PF) 1, 4, 5, 6 und Piste: jährlich auftretende Arten (= stete Arten).

Die Funktion im Ökosystem und die Bindung an Wirte, Symbiosepartner oder Substrate wird angegeben. Die Anordnung der Arten erfolgt nach ihrer Dominanz (D %).

Stete Arten, PF1	Funktion	assoziiert mit	D
<i>Armillaria borealis</i>	Parasit	Fichte	10%
<i>Heterobasidion annosum</i>	Parasit	Fichte	häufig
<i>Lactarius deterrimus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	3%
<i>Suillus tridentinus</i>	Mykorrhizabildner	Lärche	4%
<i>Suillus viscidus</i>	Mykorrhizabildner	Lärche	5%
<i>Boletus luridus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Cortinarius odorifer</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Cortinarius variecolor</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Mycena pura</i>	terricoler Saprophyt	Fichtenmischwälder	<2%
<i>Russula queletii</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Suillus granulatus</i>	Mykorrhizabildner	Kiefer	<2%
<i>Suillus porninsis</i>	Mykorrhizabildner	Lärche	<2%
Stete Arten, PF4	Funktion	assoziiert mit	D
<i>Fomes fomentarius</i>	Schwächerparasit	Buche	häufig
<i>Heterobasidion annosum</i>	Parasit	Fichte	häufig
<i>Collybia confluens</i>	terricoler Saprophyt	Buchenmischwälder	42%
<i>Lactarius deterrimus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	12%
<i>Collybia hariolorum</i>	terricoler Saprophyt	Buchenmischwälder	6%
<i>Lactarius acris</i>	Mykorrhizabildner	Buche auf kalkhaltigen Böden	3%
<i>Lactarius uvidus</i>	Mykorrhizabildner	Buchenmischwälder	2%
<i>Russula emetica</i>	Mykorrhizabildner	Fichte	<2%
<i>Hebeloma sinapizans</i>	Mykorrhizabildner	Mischwälder auf Kalk	<2%
<i>Hydnum repandum</i>	Mykorrhizabildner ?	ubiquitär	<2%
<i>Sarcodon imbricatum</i>	Mykorrhizabildner	Fichte	<2%
Stete Arten, PF5	Funktion	assoziiert mit	D
<i>Fomes fomentarius</i>	Schwächerparasit	Buche	häufig
<i>Lactarius deterrimus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	17%
<i>Collybia confluens</i>	terricoler Saprophyt	Buchenmischwälder	10%
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	9%
<i>Boletus luridus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte	6%
<i>Mycena galopus</i>	terricoler Saprophyt	Fichtenmischwälder	2%
<i>Amanita vaginata</i>	Mykorrhizabildner	Mischwälder	<2%
<i>Cortinarius odorifer</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Cortinarius variecolor</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Hydnum repandum</i>	Mykorrhizabildner ?	ubiquitär	<2%
<i>Lactarius acris</i>	Mykorrhizabildner	Buche auf kalkhaltigen Böden	<2%
<i>Xerula radicata</i>	terricoler Saprophyt	Buche	<2%
<i>Sarcodon imbricatum</i>	Mykorrhizabildner	Fichte	<2%
Charakterarten, PF6	Funktion	assoziiert mit	D
<i>Suillus granulatus</i>	Mykorrhizabildner	Kiefer	35%
<i>Boletus luridus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	15%
<i>Chroogomphus rutilus</i>	Mykorrhizabildner	Kiefer	17%
<i>Lactarius deterrimus</i>	Mykorrhizabildner	Fichte auf kalkhaltigen Böden	5%
Charakterarten, Piste	Funktion	assoziiert mit	D
<i>Lacrymaria lacrymabunda</i>	terricoler Saprophyt	nährstoffreiche Böden	24%
<i>Coprinus comatus</i>	terricoler Saprophyt	nährstoffreiche Böden	20%

Tab. 4 folgende Seiten:  
Fundliste der im Projektgebiet Achenkirch von August 1991 bis November 1993 festgestellten Pilzarten (Basidiomyzeten, Askomyzeten und Myxomyzeten). SB = Schülterberg, Pi = Piste Christlum, C1-C6 = Standort 1-6 Christlum.  
M = Mykorrhizabildner, ST = terricoler Saprophyt, SL = lignicoler Saprophyt, S\* = coprophiler Saprophyt, P = Parasit.

Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993		SB	Pi	S1	S2	S3	S4	S5	S6	
		1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
<b>Basidiomyceten</b>										
<b>Boletales</b>										
1 <i>Boletinus cavipes</i> (Klotzsch ex Fr.) Kaltbr.	M			S1	S1	S2				
2 <i>Boletus edulis</i> (Bull.) Fr. var. <i>edulis</i>	M	SB	SB		S1	S1	S2	S4	S5	
3 <i>Boletus luridus</i> Schaeff. Fr.	M	SB	SB		S1	S1	S2	S5	S6	
4 <i>Cheliporus pinnatus</i> (Bull.) Fr. Bef.	M	SB	SB							
5 <i>Chroogomphus helveticae</i> (Pil.) Kuitman & Sing. oder (Sing.) Moser	M	SB	SB	S1			S4	S5	S5	
6 <i>Chroogomphus tulius</i> (Schaeff.) Fr. O. K. Miller	M	SB	SB							
7 <i>Gomphidius glutinosus</i> (Schaeff.) Fr. Fr.	M	SB					S3	S5	S6	
8 <i>Suillus bovinus</i> (L.) Fr. Roussel	M									
9 <i>Suillus collinitus</i> Fr. sensu Flury. Moser. Pilzt nicht sensu Ricken	M									
10 <i>Suillus granulatus</i> (L.) Fr. Roussel	M	SB	SB	S1	S1		S4	S5	S6	
11 <i>Suillus revillei</i> (Klotzsch.) Fr. Sing.	M	SB	SB							
12 <i>Suillus tridentinus</i> (Bres.) Sing.	M	SB	SB	S1	S1		S3	S3	S6	
13 <i>Suillus variegatus</i> (Sw.) Fr. Kunze	M						S3	S3		
14 <i>Xerocomus badium</i> (Fr.) Kühn. ex Gilb.	M	SB	SB	S1	S1	S2	S3	S3	S4	
15 <i>Xerocomus chrysenteron</i> (Bull.) Quel.	M	SB								
<b>Agaricales</b>										
17 <i>Agaricus langei</i> (Möll.) Möll.	M	SB								
18 <i>Agaricus subperonatus</i> (Lange) Sing.	M	SB								
19 <i>Agrocybe pediades</i> (Fr.) Fayod = <i>A. semiroticularis</i> (Bull.) Fayod	ST									
20 <i>Amanita submembranacea</i> (Bon) Gröger	M	SB	SB							
21 <i>Amanita muscaria</i> (L.) Fr. Hook	M	SB	SB							
22 <i>Amanita rubescens</i> (Pers.) Fr. S. F. Gray var. <i>rubescens</i>	M	SB	SB							
23 <i>Amanita spissa</i> (Fr.) Kummer	M	SB								
24 <i>Amanita verna</i> (Bull.) Fr. var. <i>vagina</i> Fr.	P	SB	SB	P	P	S1	S4	S4	S5	
25 <i>Armillaria borealis</i> Marxmüller & K. Kotheen	M	SB	SB	S1	S1	S2	S3	S4	S5	
26 <i>Boletus luridus</i> Schaeff. Fr. var. <i>luridus</i>	M	SB								
27 <i>Camarophyllospis atrocincta</i> (Pers.) Fr. Arnolds	S	SB								
28 <i>Camarophyllospis foetens</i> (Phell.) ex Berk. & Br. Arnolds	ST	P								
29 <i>Camarophyllospis luscascens</i> (Bres.) Moser	M	P								
30 <i>Camarophyllospis villosus</i> (Wulf.) Fr. Kumm. = <i>C. niveus</i> (Scop.) Wünsche	M	P								
31 <i>Ciliocybe brunnula</i> (Fr.) Quel. s. auct.	S	SB								
32 <i>Ciliocybe costata</i> Kühn. & Romagn.	ST	SB	SB	P	S1	S2	S3	S4	S5	
33 <i>Ciliocybe distreta</i> (Fr.) Fr. Kumm.	S	SB								
34 <i>Ciliocybe elefantula</i> Favre	S	SB								
35 <i>Ciliocybe fragrans</i> (Wulf.) Fr. Kumm. = <i>C. suaveolens</i> (Schum.) Fr. Kumm.	S									
36 <i>Ciliocybe geotropa</i> (Bull.) Quel.	ST	SB								
37 <i>Ciliocybe gibba</i> (Pers.) Fr. Kumm. = <i>C. infundibuliformis</i> (Schaeff.) Quel. ss. auct.	ST	SB								
38 <i>Ciliocybe phaeophthalma</i> (Pers.) Kuyper. = <i>C. hydrogramma</i> (Bull.) Fr. Kumm.	ST	SB								
39 <i>Ciliocybe sinopica</i> (Fr.) Fr. Kumm.	ST	SB								
40 <i>Citopilus hobsonii</i> (Berk. & Br.) Orton	S	SB	SB							

Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993



Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993	SB	PI	S1	S2	S3	S4	S5	S6				
	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
127 <i>Entoloma poliopus</i> (Romagn.) Noordel. var. <i>piligerus</i>												
128 <i>Entoloma rhodopodium forma nidoreosum</i> (Fr.) Noordel.	S	S8	S8	S	S	S1						
129 <i>Entoloma roseum</i> (Longe) Hesler	ST	S8	S8									S5
130 <i>Entoloma sarcitulum</i> (Orton) Arnolds var. <i>sarcitulum</i>	S	S8	S8									
131 <i>Entoloma sericeum</i> (Bull.) Quel. var. <i>sericeum</i>	ST	S8	S8	S1	S1	S3						
132 <i>Entoloma serulatum</i> (Fr.) Hesler				S1	S1	S4						
133 <i>Entolome</i> sp.					S1	S4						
134 <i>Entolome</i> sp.					S2	S5						
135 <i>Entoloma turbidum</i> (Fr.) Quel. var. <i>turbidum</i>	S	S8	S8	S	S	S4						
136 <i>Entoloma velutosyl</i> (Noordel.)	S	S8	S8	S	S	S4						
137 <i>Flammula carophilius</i> (Fr.) Ehr.	SL											S5
138 <i>Galerina autumniana</i> A. H. Smith	S	S8	S8	S	S	S3						
139 <i>Galerina calytritaria</i> Orton	S	S8	S8	S	S	S4						
140 <i>Galerina cernualiflora</i> Kühn.	SL			PI	PI	PI						S5
141 <i>Galerina manihotaria</i> (Bartsch.) Kühn.	SL	S8	S8	S1	S1	S3						
142 <i>Galerina pruinata</i> Smith	S	S8	S8	S	S	S4						
143 <i>Galerina</i> sp.	S	S8	S8	S	S	S5						
144 <i>Galerina stylifera</i> (Ach.) Smith & Sing.	S	S8	S8	S	S	S4						
145 <i>Galerina trispora</i> (Fr.) Kühn.	S	S8	S8	S	S	S5						
146 <i>Galerina uncinalis</i> (Britz.) Kühn.	S	S8	S8	S	S	S4						
147 <i>Galerina vitilimis</i> (Fr.) Sing.	S	S8	S8	S	S	S5						
148 <i>Gymnopilus penitans</i> (Fr.) Murr.	SL	S8	S8	S	S	S4						
149 <i>Hebeloma circinans</i> Quél.	M	S8	S8	S	S	S5						
150 <i>Hebeloma crustuliniforme</i> (Bull.) Quél.	M	S8	S8	S	S	S4						
151 <i>Hebeloma edule</i> ex Bon	M	S8	S8	S	S	S5						
152 <i>Hebeloma mesophaeum</i> var. <i>strrophosum</i> (Fr.) Quadrac.	M	S8	S8	S	S	S4						
153 <i>Hebeloma sinuulatum</i> (Peint.) Gill.	M	S8	S8	S	S	S5						
154 <i>Hebeloma stenorhynchus</i> Favre	M	S8	S8	S	S	S1						
155 <i>Hemimycena phlebia</i> (Fr.) Dörfelt = <i>H. gracilis</i> (Quel.) Sing.	ST	S8	S8	S	S	S1						
156 <i>Hemimycena mauretanica</i> (Maire) Sing.	ST	S8	S8	S	S	S1						
157 <i>Hygrocybe brevispora</i> Moll.	SB											
158 <i>Hygrocybe chlorophana</i> (Fr.) Karst.												
159 <i>Hygrocybe conica</i> (Scop.) Kumm. = <i>H. nigrescens</i> (Quel.) Kühn.	ST	S8	S8	S	S	S4						
160 <i>Hygrocybe formata</i> (Fr.) Sing. = <i>H. streptophylla</i> (Fr.) Bon	S	S8	S8	S	S	S4						
161 <i>Hygrocybe miniatula</i> (Fr.) Kumm.	ST	S8	S8	S	S	S5						
162 <i>Hygrocybe nitra</i> (Pers.) Wünsche ss. auct. = <i>H. murinacea</i> (Bull.) Moser	S	S8	S8	S	S	S6						
163 <i>Hygrocybe persistens</i> (Britz.) Sing. = <i>H. ecuadorica</i> Clemenc. Sing.	ST	S8	S8	S	S	S1						
164 <i>Hygrocybe quietia</i> (Kühn.) Sing. = <i>H. obscursea</i> (Fr.) Wünsche ss. Arnolds	S	S8	S8	S	S	S6						
165 <i>Hygrocybe subglobispora</i> (Orton) Moser	M	S8	S8	S	S	S6						
166 <i>Hygrocybe sphagnicola</i> (Fr.) Fr.	M	S8	S8	S	S	S6						
167 <i>Hygrocybe chrysodon</i> (Batch.) Fr.	M	S8	S8	S	S	S6						
168 <i>Hygrocybe cassis</i> (Sow.) Fr.	M	S8	S8	S	S	S6						
169 <i>Hygrocybe dictyoxanthus</i> (Fr.) Rea = <i>H. cossus</i> (Sow.) Fr. Moser non ss. <i>Sow.</i> et auct. <i>et alii</i>	M	S8	S8	S	S	S6						

Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993										
		SB	P <sub>1</sub>	S <sub>1</sub>	S <sub>2</sub>	S <sub>3</sub>	S <sub>4</sub>	S <sub>5</sub>	S <sub>6</sub>	S <sub>7</sub>
170	<i>Hygrophorus erubescens</i> (Pers.: Fr.) Fr.	M	SB	1991	1992	1993				
171	<i>Hygrophorus furcatus</i> Kalchbr.	M	SB	P <sub>1</sub>						
172	<i>Hygrophorus olivaceoalbus</i> (Fr.: Fr.) Fr.	M	SB							
173	<i>Hygrophorus piceae</i> Kühn.	S	SB							
174	<i>Hygrophorus pudorinus</i> (Fr.) Fr.	M								
175	<i>Hygrophorus pusillus</i> (Pers.: Fr.) Fr.	M	SB							
176	<i>Hygrophorus russula</i> (Scop.: Fr.) Quel.	M								
177	<i>Hygrophorus sephalohectus</i> (Fr.: Fr.) Fr.	M	SB							
178	<i>Hypoholoma crenuloides</i> (Fr.) Kühn.	SL	SB							
179	<i>Hypoholoma fasciculare</i> (Huds.: Fr.) Kühn.	SL	SB							
180	<i>Inocybe assimilata</i> (Britz.) Secc. = <i>I. umbrina</i> Bres.	M	SB							
181	<i>Inocybe bongardii</i> (Weinm.) Quel.	M	SB							
182	<i>Inocybe cervicolor</i> (Pers.: Quel.)	M	SB							
183	<i>Inocybe dulcamara</i> (Pers.: P. Kühn.)	M								
184	<i>Inocybe fibrose</i> (Sow.) Gill.	M								
185	<i>Inocybe flocculosa</i> var. <i>flocculosa</i>	M	SB							
186	<i>Inocybe fraudans</i> (Britz.) Sacc. = <i>I. pyriodora</i> (Pers.: Fr.) Kühn.	M	SB							
187	<i>Inocybe fuscidula</i> Vell. var. <i>fuscidula</i>	M	SB							
188	<i>Inocybe geophylla</i> (Sow.: Fr.) Kühn. var. <i>geophylla</i>	M	SB							
189	<i>Inocybe leptoensis</i> Alk.	M	SB							
190	<i>Inocybe mixtilis</i> Britz.	M	SB							
191	<i>Inocybe muricellata</i> Bres.	M	SB							
192	<i>Inocybe nitidiuscula</i> (Britz.) Sacc.	M	SB							
193	<i>Inocybe phaeoceras</i> (Pers.: Fr.) Kühn var. <i>major</i> (S. Petersen) Kühn = <i>I. obscura</i> ss. auct.	M	SB							
194	<i>Inocybe rufescens</i> Stanzl. & Schwöbel = <i>I. oblectabilis</i> (Britz.) Sacc. f. <i>macrospora</i> Kühn.	M	SB							
195	<i>Inocybe tintosa</i> (Bull.: Fr.) Kühn. = <i>I. fastigiata</i> (Schaeff.) Quel.	M	SB							
196	<i>Inocybe sindonia</i> (Fr.) Kühn.	M	SB							
197	<i>Inocybe scutula</i> Vell. = <i>I. brevispora</i> Huijsman	M	SB							
198	<i>Inocybe striata</i> Bres. = <i>I. acuta</i> ss. auct. non <i>Boud.</i>	M	SB							
199	<i>Kuehneromyces lignicola</i> (Prest.) Redhead = <i>K. venetus</i> (Prest.) Sing. & Smith ss. <i>Favre</i> . <i>K. myrmecophilum</i> (Orton) Pelet. & Young	SL	SB							
200	<i>Kuehneromyces mutabilis</i> (Schaeff.: Fr.) Sing. & Smith	SL	SB							
201	<i>Laccaria amethystina</i> Cooke	ST	SB							
202	<i>Laccaria laccata</i> (Scop.: Fr.) Berk. & Br.	ST	SB							
203	<i>Laccaria sinclairiana</i> (Bull.: Fr.) Pat. = <i>Peltigera laciniata</i> (Bull.: Fr.) Mozer = <i>P. velutina</i> (Pers.: Fr.) Sing.	SL	P <sub>1</sub>							
204	<i>Lerista cristata</i> (Bull.: Fr.) Kühn.	M	SB							
205	<i>Lepista oradiformis</i> Vel.	M	SB							
206	<i>Lepista glaucocina</i> (Bres.) Sing.	S	SB							
207	<i>Lepista nuda</i> (Bull.: Fr.) Cooke	S	SB							
208	<i>Lepista venterospora</i> Reid	S	SB							
209	<i>Lepista rufa</i> (Bull.: Fr.) Sing.	ST	SB							
210	<i>Lepista sordida</i> (Schum.: Fr.) Sing.	S	SB							
211	<i>Lycoperdon connatum</i> (Schum.: Fr.) Sing.	ST	SB							
212	<i>Lycoperdon dolichatum</i> (Bres.: Kühn.) = <i>infundatum</i> (Bres.: Kühn.)	S	SB							





Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993											
	Russulales	SB		P1		S1		S2		S3	
		1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991
299	<i>Lactarius acris</i> (Boltz.) S. F. Gray	M	SB		S1	S1		S2	S2		S4
300	<i>Lactarius badiosanguineus</i> Kühn. & Romagn.	M	SB	SB		S1					S5
301	<i>Lactarius biminius</i> (Fr.) Fr. Fr.	M	SB								S5
302	<i>Lactarius citriolens</i> Puot.	M	SB								S3
303	<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Fr.) S. F. Gray	M	SB								S6
304	<i>Lactarius deterrimus</i> Gröger = <i>L. semisanguineus</i> Heim & Leclair ss Neuhauf	M	SB	SB		S1					
305	<i>Lactarius fuligineus</i> (Fr.) Fr. Fr.	M	SB	SB		S1					
306	<i>Lactarius fulvissimus</i> Romagn. = <i>L. ochraceus</i> (Batsch) Fr. ss. Neuhauf	M	SB			S1					
307	<i>Lactarius ignobilis</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
308	<i>Lactarius mitissimus</i> (Fr.) Fr.	M	SB	SB		S1					
309	<i>Lactarius pallidus</i> (Pers.) Fr. Fr.	M	SB	SB		S1					
310	<i>Lactarius pictus</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
311	<i>Lactarius porcinus</i> Röhl.	M	SB	SB		S1					
312	<i>Lactarius pteroporus</i> Romagn.	M	SB	SB		S1					
313	<i>Lactarius rufus</i> (Scop.) Fr. Fr.	M	SB	SB		S1					
314	<i>Lactarius salmonicolor</i> Heim & Leclair	M	SB	SB		S1					
315	<i>Lactarius scrobiculatus</i> (Scop.) Fr. Fr.	M	SB	SB		S1					
316	<i>Lactarius subulatus</i> (Pers.) Fr.) S. F. Gray	M	SB	SB		S1					
317	<i>Lactarius titubans</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
318	<i>Lactarius uviferus</i> (Fr.) Fr.	M	SB	SB		S1					
319	<i>Lactarius violaceus</i> (Ott.) Fr. Fr.	M	SB	SB		S1					
320	<i>Russula acrifolia</i> Romagn.	M	SB	SB		S1					
321	<i>Russula aeruginosa</i> Link.	M	SB	SB		S1					
322	<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr. f. cyanoxantha	M	SB	SB		S1					
323	<i>Russula cyanoxantha</i> f. pallens Sing.	M	SB	SB		S1					
324	<i>Russula delica</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
325	<i>Russula densifolia</i> Gill.	M	SB	SB		S1					
326	<i>Russula emetica</i> (Schaeff.) Fr. var. <i>emeticus</i>	M	SB	SB		S1					
327	<i>Russula emetica</i> var. <i>alivestris</i> Sing.	M	SB	SB		S1					
328	<i>Russula Integra</i> (L.) Fr. ss. Maine	M	SB	SB		S1					
329	<i>Russula maculata</i> Quéti. var. <i>maculata</i>	M	SB	SB		S1					
330	<i>Russula maleoi</i> Sing.	M	SB	SB		S1					
331	<i>Russula nauseosa</i> (Pers.) Fr.	M	SB	SB		S1					
332	<i>Russula nigricans</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
333	<i>Russula ochroleuca</i> Pers.	M	SB	SB		S1					
334	<i>Russula olivacea</i> (Schaeff.) Pers. = <i>R. olivacea</i> ss Lange	M	SB	SB		S1					
335	<i>Russula postiana</i> Romell = <i>R. divaricata</i> Pers. ss Brasadóta	M	SB	SB		S1					
336	<i>Russula queletii</i> Fr.	M	SB	SB		S1					
337	<i>Russula rosea</i> Bres.	M	SB	SB		S1					
338	<i>Russula sanguineo</i> (Bull.) Fr.	M	SB	SB		S1					
339	<i>Russula velutipes</i> (Mater & Zvara)	M	SB	SB		S1					

		Pilzfundliste Achenkirch, 1991-1993											
		S1			S2			S3			S4		
		SB	Pi	SB	SB	SB	SB	SB	SB	SB	SB	SB	SB
341	<i>Russula vesca</i> Fr.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
342	<i>Russula vinosa</i> Lindb.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
343	<i>Russula xanthopilea</i> (Schaeff.) Fr.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
<b>Aphyllophorales</b>		M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
344	<i>Albatrellus ovinus</i> (Schaeff. ex Fr.) Kotl. & Puoz.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
345	<i>Albatrellus subrubescens</i> (Murr.) Puoz.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
346	<i>Amphinema byssoides</i> (Pers.: Fr.) J. Erikss.	SL			1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
347	<i>Amphistereum ericinum</i> (Cheilli. in Fr.) Boid.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
348	<i>Amphistereum chailletii</i> (Pers.: Fr.) Boid.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
349	<i>Antrodia xantha</i> (Fr.) Fr.	SL			1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
350	<i>Antrodiaella hochstetlii</i> (Bres. ex Höhn.) Niem.	SL			1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
351	<i>Antrodiaella semisquamata</i> (Berk. & Curt.) Fr.	SL			1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
352	<i>Auriscalpium vulgare</i> S. F. Gray	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
353	<i>Basidiodendron cinnereum</i> (Bres.) Luck. Allen	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
354	<i>Bathybasiidium candidum</i> Erikss.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
355	<i>Bathybasiidium obtusipodium</i> Erikss.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
356	<i>Berry-basiidium subcoronatum</i> (vHohn. & Litsch.) Donk.	ST	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
357	<i>Bovista nigrescens</i> Pers.: Pers.	S	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
358	<i>Bovista temenosea</i> (Vitt.) Quélet	S	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
359	<i>Calocera cornnea</i> (Batsch.) Fr.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
360	<i>Calocera viscosa</i> (Pers.: Fr.) Fr.	ST	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
361	<i>Calvatia excipuliformis</i> (Scop.) Pers.: Perdeck	ST	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
362	<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
363	<i>Cantharellus tubaeformis</i> (Bull.) Fr.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
364	<i>Cantharellus xanthopus</i> (Pers.) Duby = <i>C. lutescens</i> (Pers.: Fr.) Fr. <i>nomen confusum</i>	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
365	<i>Ceratosticum notabile</i> (Jacks.) Jülich & Stalpers	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
366	<i>Ceripariopsis viridis</i> (Berk. & Bro.) Donk	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
367	<i>Cinereomyces lindbladii</i> (Berk.) Jülich = <i>Antrodia lindbladii</i> Bres. in Str.	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
368	<i>Clavariadelphus ligula</i> (Schaeff.: Fr.) Donk	ST	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
369	<i>Clavariadelphus pistillaris</i> (L.) Donk.	S	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
370	<i>Clavariadelphus truncatus</i> (Quélet) Donk	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
371	<i>Clavulinopsis corrugata</i> (L.) Schraet = <i>C. cristata</i> (Holmsk.) Fr. Schoot	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
372	<i>Clavulina rugosa</i> (Bull.) Fr.: Schoot	M	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
373	<i>Climeocystis borealis</i> (Fr.) Kotl. & Puoz.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
374	<i>Conocybe austroalpina</i> (Schum.) Boud. & Galz. = <i>Crustulina austroalpina</i> (Schum.) Boud. & Galz.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
375	<i>Coniochaeta putarea</i> (Schum. ex Fr.) Karsf.	ST	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
376	<i>Cyathus striatus</i> (Huds.) Willd.: Pers.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
377	<i>Cyatostereum subbrunneum</i> (Boud. & Galz.) Fr. = <i>Crustulina austroalpina</i> (Schum.) Boud. & Galz.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
378	<i>Dacryobolus sudans</i> (Fr.) Fr.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
379	<i>Dacryomyces chrysospermus</i> (Berk. & Curt.)	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
380	<i>Dacryomyces stillatus</i> Nees.: Fr.	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993
381	<i>Dacryomyces variisporus</i> McNabb	SL	SB	SB	1991	1992	1993	1991	1992	1993	1991	1992	1993







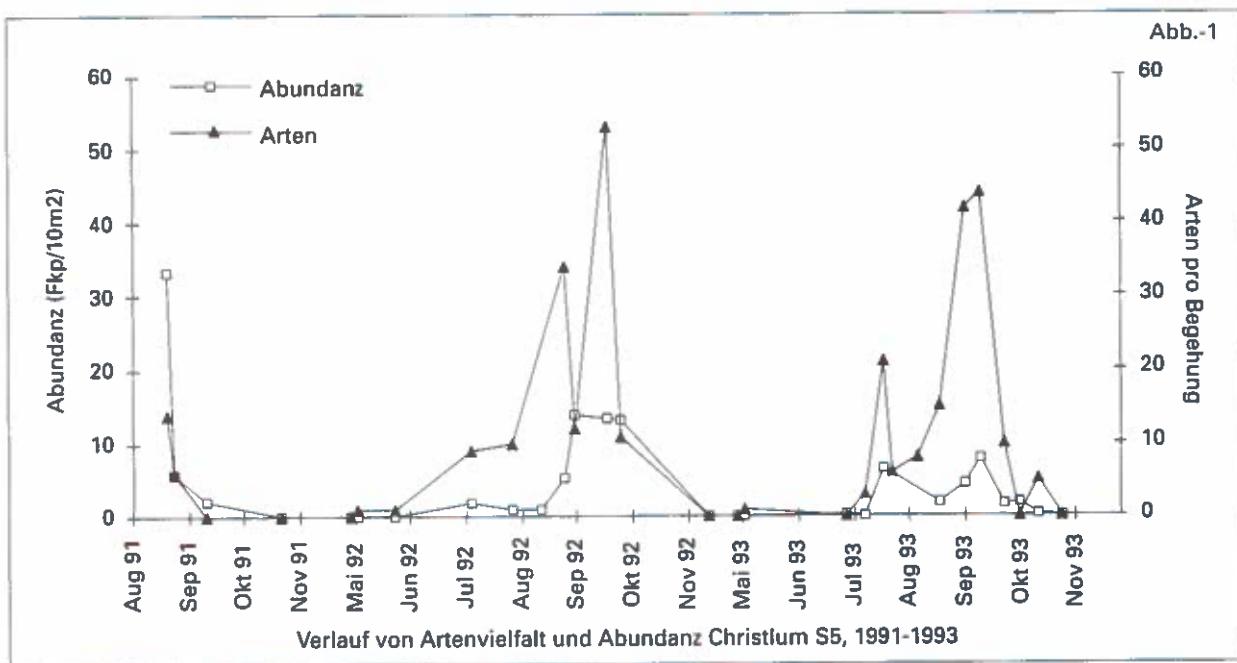


Abb. 1:  
Verlauf von Artenvielfalt und Abundanz der 1991-93 in Fläche S5, Höhenprofil Christlum festgestellten Basidiomyzetenarten

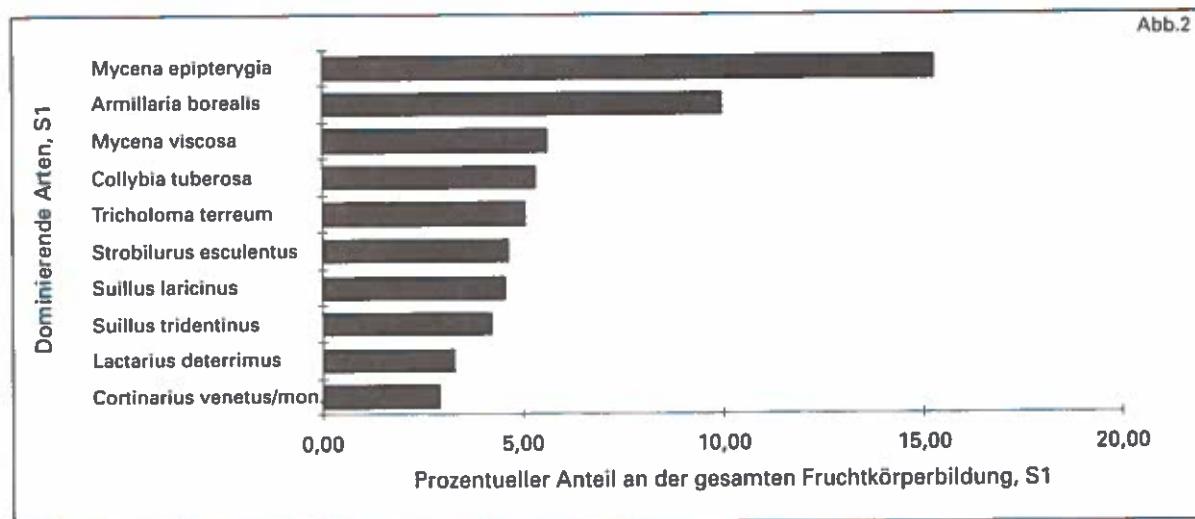


Abb. 2: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Fläche 1, Höhenprofil Christlum.

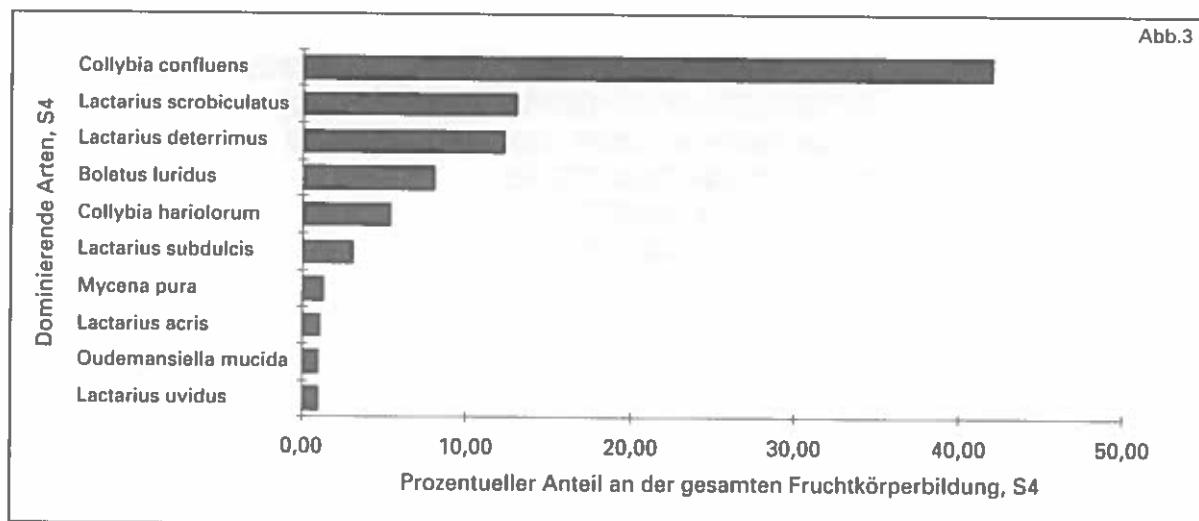


Abb. 3: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Fläche 4, Höhenprofil Christlum.

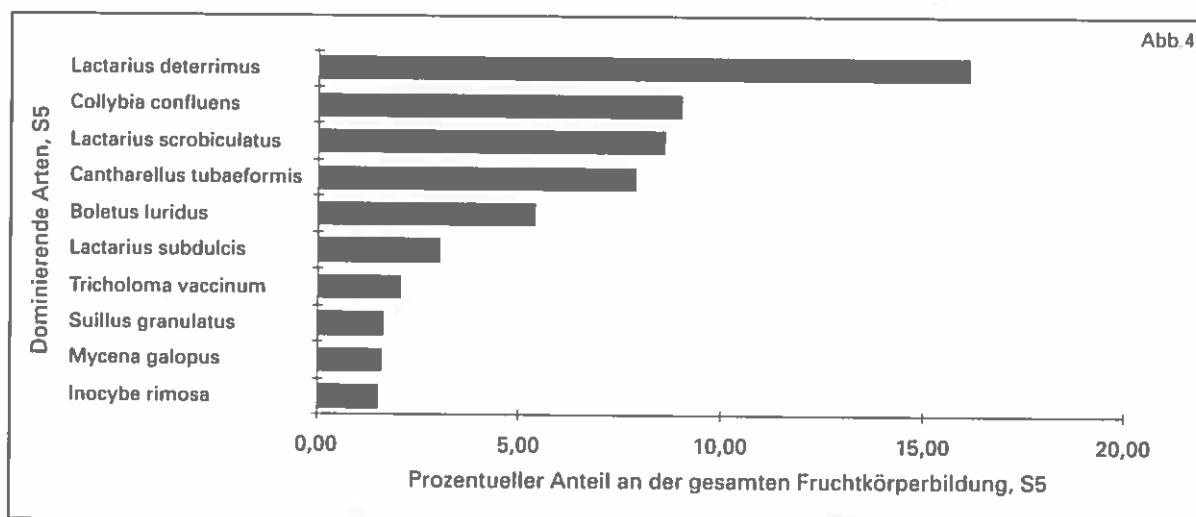


Abb. 4: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Fläche 5, Höhenprofil Christlum.

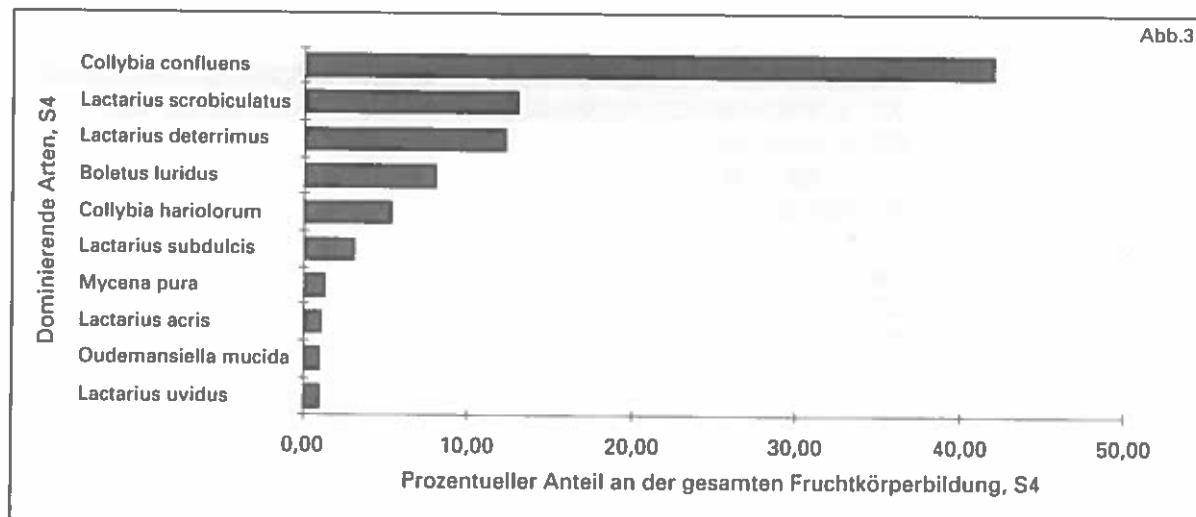


Abb. 5: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Fläche 6, Höhenprofil Christlum.

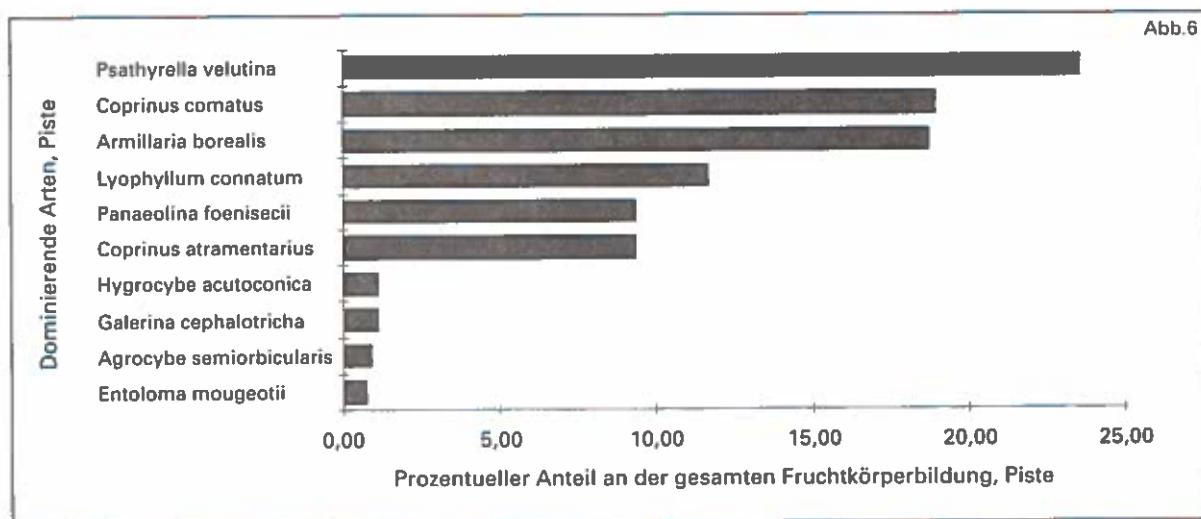


Abb. 6: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Piste, Höhenprofil Christlum.

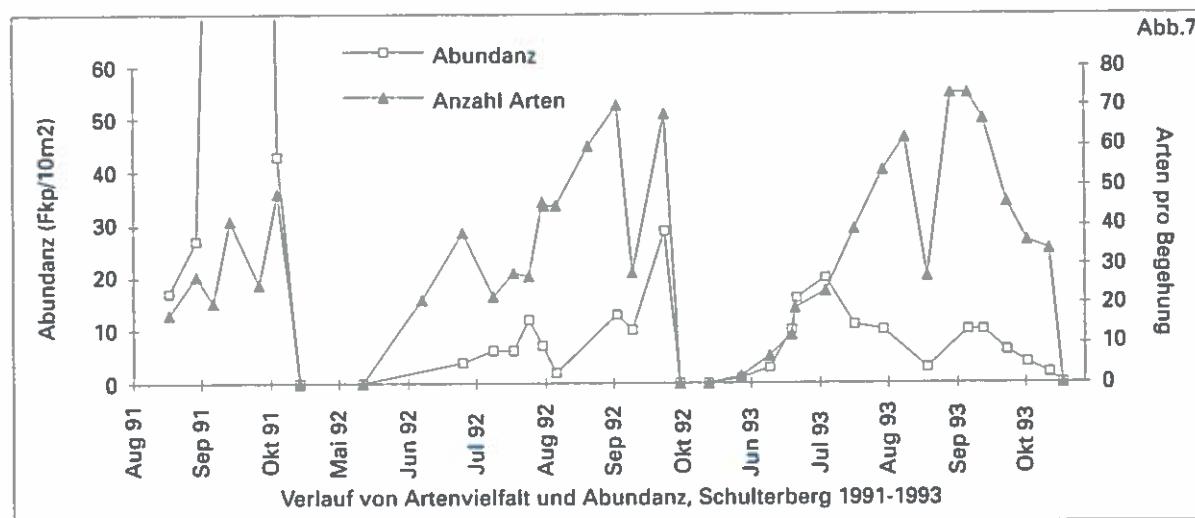


Abb. 7: Verlauf von Artenvielfalt und Abundanz der 1991-93 am Schulterberg festgestellten Basidiomyzetenarten.

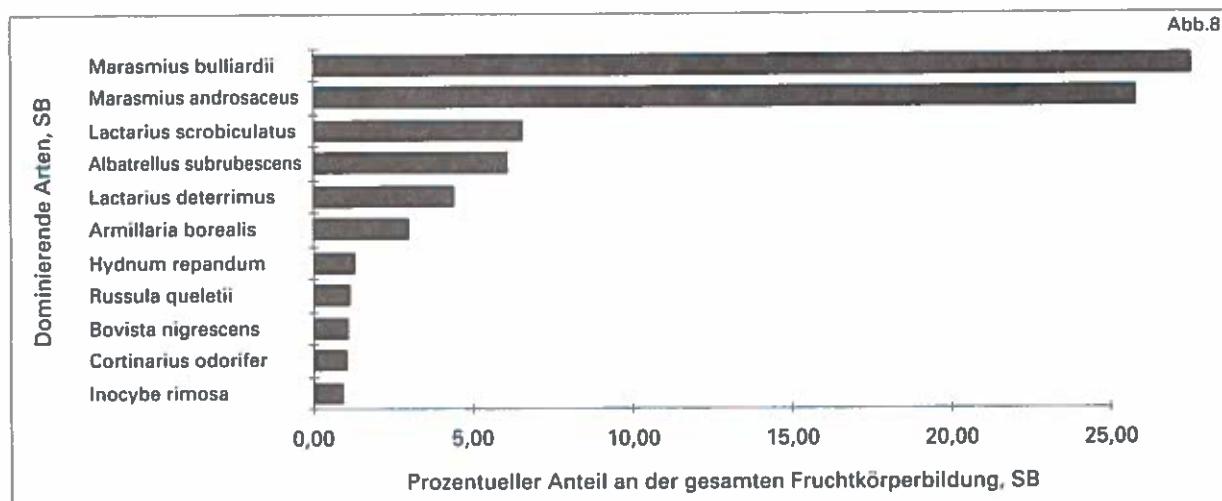


Abb. 8: Prozentueller Anteil der Arten mit der höchsten Abundanz an der gesamten Fruchtkörperproduktion (= Dominanz); Schulterberg (= SB).

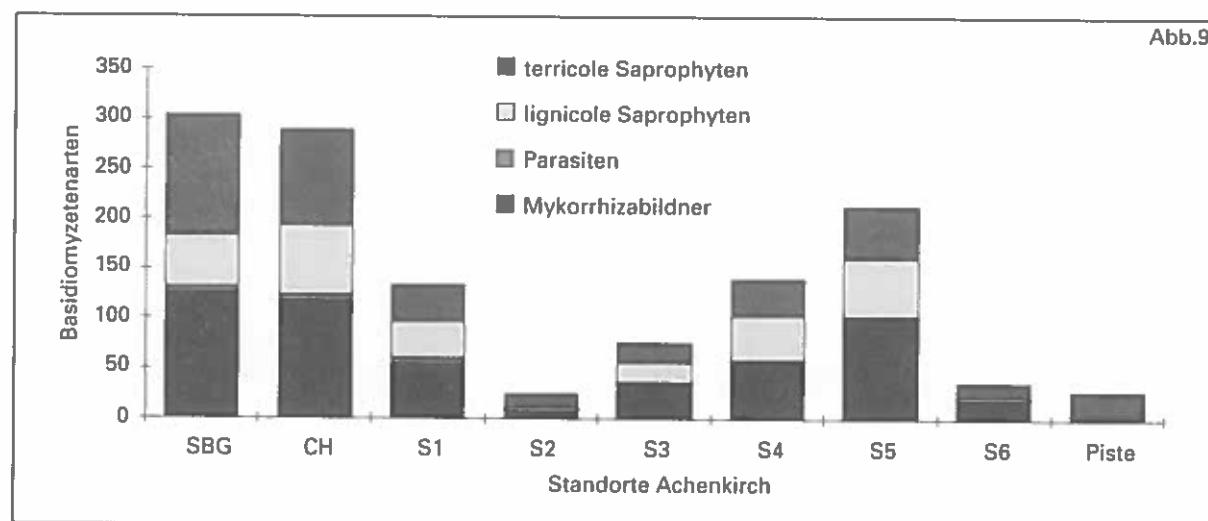


Abb. 9: Vergleich der Artenvielfalt am Schulterberg (= SB), an der gesamten Christlum (= CH) und deren einzelnen Standorten (1-6 und Piste).

(Die von August 1991 bis November 1993 im Projektgebiet festgestellten Arten werden in ökologische Gruppen (terricole und lignicole Saprophyten, Parasiten und Mykorrhizabildner) unterteilt.)

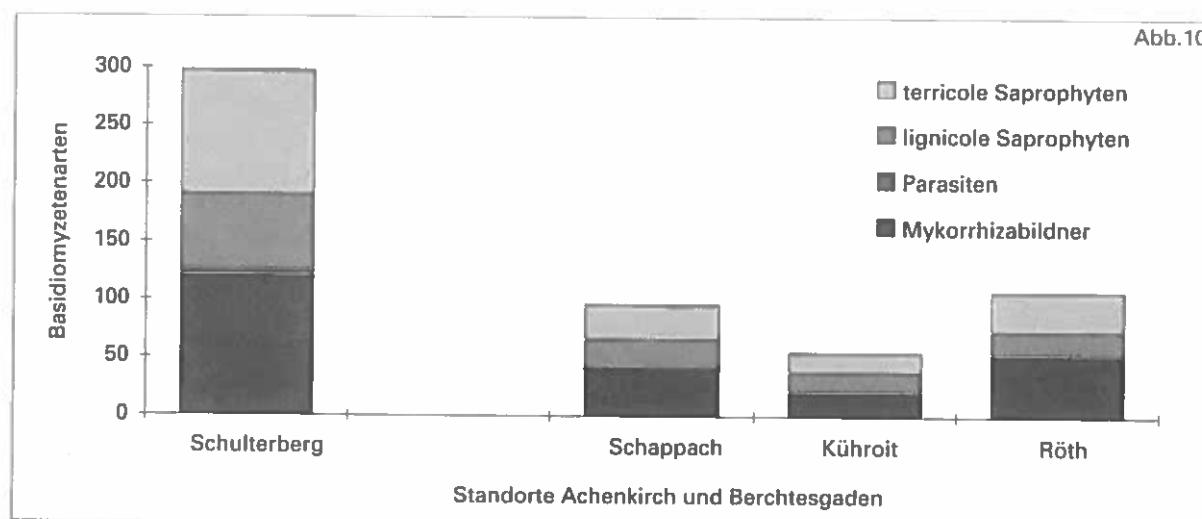
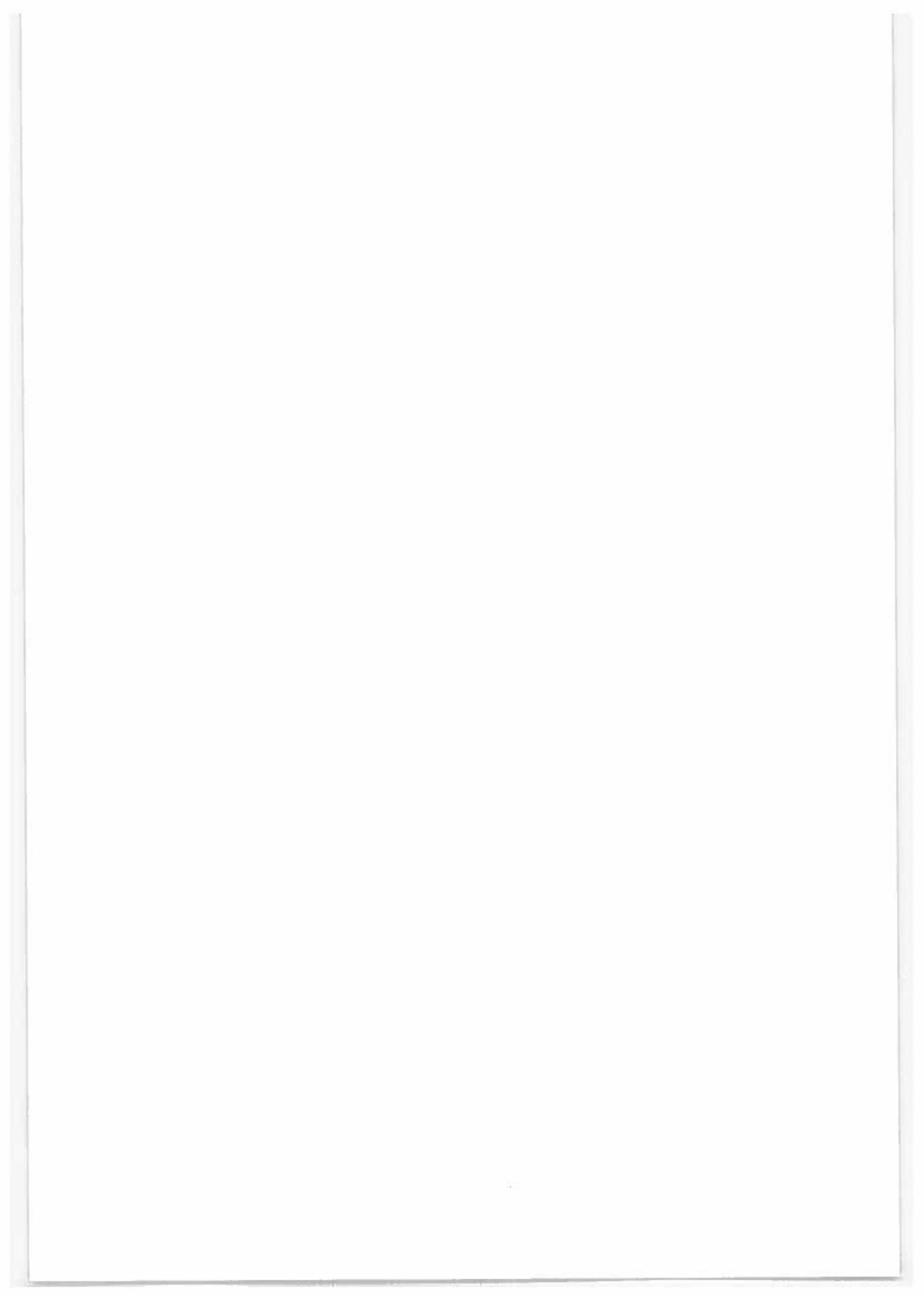


Abb. 10: Vergleich der Artenzusammensetzung am Schulterberg mit Daten von Schmidt-Heckel H. (1985) von vergleichbaren Fichtenwäldern aus dem Nationalpark Berchtesgaden (Standorte: Schappach, Kühroit, Röth).

(Die verschiedenen ökologischen Gruppen [terricole und lignicole Saprophyten, Parasiten und Mykorrhizabildner] sind gesondert gemustert.)



# Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhenprofils in den Nordtiroler Kalkalpen

A. RANGGER & H. INSAM

*Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck*

**Kurzfassung.** Die Arbeit ist ein Teil der ökosystemaren Studie im Kalkalpin "Höhenprofile Achenkirch" der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Untersucht wurden bodenbiologische Parameter entlang des Christlum-profiles (1050 m, 1240 m und 1400 m Seehöhe) in drei Bodenhorizonten (0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm). Die Biomasse C - Werte lagen zwischen 1340 und 2253  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden, die Basalatmungswerte zwischen 7 und 13  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$  Boden  $\text{h}^{-1}$ . Die N-Mineralisationsrate lag zwischen -0,14 und 4,72  $\mu\text{g N}_{\text{min}} \text{ g}^{-1}$  Boden  $\text{d}^{-1}$ . Der  $q\text{CO}_2$  bewegte sich zwischen 13 und 16 ( $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} \text{ h}^{-1}$ )  $\cdot 10^{-4}$ . Das  $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis lag zwischen 14 und 19  $\text{mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$ . Die bisherigen Untersuchungen ergaben weder für die Basalatmung ( $\text{CO}_2$ -Produktion) noch für die Stickstoffmineralisation (im Brutversuch), noch für die mikrobielle Biomasse (substratinduzierte Methode) signifikante Einflüsse der Höhenstufe. Auch die ökophysiologischen Kenngrößen  $q\text{CO}_2$  (metabolischer Quotient) und das  $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis wurden nicht beeinflußt, da kleintopographische Standortsfaktoren die klimatischen überwiegen.

**Schlüsselworte:** Mikrobielle Biomasse, Wald, Höhenprofil, Boden, organischer Kohlenstoff

**Abstract.** [Microbial Activities and Biomass along an Altitude Profile of the Northern Tyrolean Limestone Alps.] Soil microbiological properties were investigated along an altitudinal gradient of forest stands in the calcareous alps in Austria (1050 m, 1240 m and 1400 m a.s.l.). The parameters studied were microbial biomass (substrate-induced-respiration), basal respiration and N-mineralisation. The microbial biomass C ranged from 1340 - 2253  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  dry soil. Basal respiration reached 7 to 13  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$  dry soil  $\text{h}^{-1}$ . N-Mineralisation varied from -0,14 to 4,72  $\mu\text{g N}_{\text{min}} \text{ g}^{-1}$  dry soil  $\text{d}^{-1}$ . Neither of these parameters, nor the metabolic quotient of  $\text{CO}_2$  (13 to 16 ( $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} \text{ h}^{-1}$ )  $\cdot 10^{-4}$ ) and the  $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$  ratio (14 to 19  $\text{mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$ ) were influenced by altitude. The altitudinal effects were superimposed by other site properties (humidity, topography).

**Keywords:** Microbial biomass, forest, altitude profile, soil, organic carbon

## 1. Einleitung

Die durchgeführte ökophysiologische Untersuchung der Bodenmikroflora ist ein Teil der "Ökosystemaren Studie im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch" der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (HERMAN 1992, 1994).

Die hier vorliegende Arbeit steuert zu dieser ökosystemaren Studie folgendes bei:

- Auswirkung eines Höhengradienten (1040 m - 1400 m Seehöhe) auf die Bodenmikroflora,
- Charakterisierung und Bestandsaufnahme derselben im Untersuchungsgebiet.

Der Berg stellt nach LARCHER (1970) auf Grund der sich ändernden makroklimatischen Faktoren ein mit zunehmender Höhe immer engmaschigeres Selekti-

onssieb für Pflanzen dar. Betrachtet man die enge Vernetzung zwischen Vegetationsdecke, Klima und Boden, so ergibt sich daraus, daß sich mit der zunehmenden Höhe auch die Umweltbedingungen für die Bodenmikroflora ändern und diese - wie auch immer - beeinflußt wird.

Inwieweit diese Beinflußung der Bodenmikroflora durch makroklimatische Faktoren wie Luttemperatur, Niederschlag und Anzahl der eisfreien Tage gehen könnte, beschrieben INSAM et al. (1989) und INSAM (1990b, 1993) für Ackerböden in Nordamerika: mit steigender Temperatur (2-23,3 °C, Jahresmittel) nahmen die mikrobielle Biomasse sowie die Basalatmung ab, der metabolische Quotient  $q\text{CO}_2$  (Atmung/Biomasse) dagegen zu (INSAM et al. 1989, INSAM 1990b). Das bedeutet, daß in wärmeren Klimaregionen die Biomasse ab-, die Basalatmung - in Relation zur Biomasse - hingegen zunimmt. Die Folge wäre ein Verlust

an organischem Kohlenstoff. Auch ANDERSON & DOMSCH (1985a, b) fanden, daß sich der Erhaltungsbedarf - die Menge an Kohlenstoff, die für den Energiestoffwechsel nötig ist, aber nicht zur Zellvermehrung genutzt wird (ANDERSON & DOMSCH 1990) - bei einer Temperaturzunahme von 13 °C fast verdoppelt. Es handelte sich dort allerdings um Böden, die aus einem Gebiet mit einer mittleren Jahrestemperatur von 10 °C stammen und die im Labor bei 15 °C bzw. 28 °C inkubiert wurden. NICOLARDOT et al. (1994) untersuchten den Kohlenstoff - und Stickstoffkreislauf in Kalkbraunlehm-Böden und fanden, daß der Abbau von organischen Verbindungen mit zunehmender Inkubationstemperatur (4 °C, 13 °C, 20 °C und 28 °C) steigt. Die N-Immobilisationsrate nahm gleichzeitig mit der C-Mineralisationsrate zu. Bei 28°C wurde eine Remineralisierung von Stickstoff beobachtet. Neben der Lufttemperatur ist der Niederschlag einer der wichtigsten Klimafaktoren. Das  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnis korreliert nicht mit der steigenden Temperatur (INSAM 1990b), nimmt jedoch mit zunehmendem Niederschlag/Verdunstungsverhältnis ab (INSAM et al. 1989). Das bedeutet, daß das  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnis dort am niedrigsten ist, wo sich Niederschlag und Verdunstung die Waage halten. Nimmt allerdings die Niederschlagsmenge im Vergleich zur Verdunstung zu, laufen die Abbauprozesse verlangsamt ab. Diese Untersuchungen wurden an landwirtschaftlichen Böden durchgeführt. Ziel der vorliegenden Arbeit war herauszufinden, ob solche Klimaeinflüsse auch bei Waldstandorten unterschiedlicher Höhenlage gefunden werden können.

Die Primärproduzenten bilden organische Masse, die ihren Vegetationskörper aufbaut. Totes organisches Material wird als Streulage auf dem Boden angesammelt. Mikroorganismen zersetzen die anfallende Streu und wandeln sie zu schwer aufschließbaren Stoffen wie Huminsäuren um bzw. mineralisieren sie bis zu anorganischen Endstufen (LARCHER 1984). Wichtige Pflanzennährstoffe wie Stickstoff, Schwefel und Phosphor werden in der mikrobiellen Biomasse festgelegt (MARTENS 1991, DIAZ-RAVINA 1993c). Nährstoffe, die ansonsten ausgewaschen würden, werden so im Boden bewahrt. Zu Zeiten eines großen Nährstoffangebots füllt sich dieser Pool auf. Nimmt die mikrobielle Populationsdichte auf Grund sich ändernder Umweltbedingungen ab, werden diese Nährstoffe dosiert freigesetzt (MARUMOTO et al. 1982) und können von den Pflanzen aufgenommen werden. Das bedeutet, daß Zersetzer und Produzenten eng miteinander verknüpft sind.

Neben der Rolle als Nährstoffreservoir kann die mikrobielle Biomasse auch als Indikator für Schadstoff-

einträge dienen: BAATH et al. (1979) registrierte eine verringerte mikrobielle Aktivität und Biomasse bei künstlich simuliertem sauren Regen. OTHONEN et al. (1990) beobachteten eine Abnahme der Bodenatmung mit zunehmender Luftverschmutzung im Bereich von Schwerindustrie. BAATH et al. (1991) stellten eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse in kupfer- und zinkbelasteten Waldböden in der Umgebung von Schmelzöfen fest. All diese Untersuchungen wurden an leicht sauren bis sauren Nadelwaldböden in Skandinavien durchgeführt. FLIESSBACH et al. (1994) untersuchten leicht saure Ackerböden, die mit Klärschlämmen unterschiedlicher Schwermetallkonzentrationen gedüngt wurden. Bei diesem Versuch nahm die mikrobielle Biomasse bei einer höheren Schwermetallkonzentration im Vergleich zu niedrigeren Konzentration ab, während der  $qCO_2$  zunahm. Dieselbe Beobachtung machten auch BROOKES et al. (1986).

Anhand von ökophysiologischen Parametern wie dem metabolischen Quotienten (Atmung/Biomasse) und dem  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnis, lassen sich Aussagen über den Reifezustand eines Ökosystems treffen. INSAM & DOMSCH (1988) und INSAM & HASEIWANDTER (1989) zeigten, daß diese beiden ökophysiologischen Kenngrößen mit der Reife eines Ökosystems abnehmen.

## 2. Material und Methoden

**Untersuchungsraum:** Der Untersuchungsraum lag am Christlumprofil, in den Nordtiroler Kalkalpen. Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgebietes und der einzelnen Probenflächen ist bei ENGLISCH (1992) zu finden. Im Untersuchungsgebiet überwiegend seichtgründige Rohböden und schwachentwickelte Rendzinen auf Steilhängen und konvexen Geländeformen sowie seicht- bis mittelgründige Mull- und Moderrendzinen auf mäßig geneigten Hängen. An Hangverebnungen, Mulden und Plateaus findet man kleinflächig Kalk-Braunlehme und rendzinaartige Kolluvien mit Beimengung von Kalk-Braunlehmmaterial (ENGLISCH 1992). Die Böden sind gut bis sehr gut mit Nährstoffen versorgt. Sie weisen einen hohen pH-Wert ( $pH[H_2O]$  7,2 bis 7,6), hohe Kationenaustauschkapazität (über 250 mmol  $kg^{-1}$  Feinboden) und eine hohe Basensättigung von 100 % bis in 20 cm Tiefe auf (BERGER 1994).

**Probennahme - und aufbereitung:** Es waren drei Versuchsflächen entlang eines Höhenprofiles (1050 m,

1250 m und 1400 m Seehöhe) angelegt. In der Vegetationsperiode 1992 wurden pro Probenfläche jeweils 31 Proben im Mai, Juli, und Oktober mit einem Bodenbohrer von 7 cm Durchmesser gezogen und drei Bodenhorizonte (0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm) beprobt. In der Vegetationsperiode 1993 wurden in den Monaten Mai, Juli, September und November jeweils 8 Proben gezogen und zwei Bodenhorizonte (0 - 10 cm, 10 - 20 cm) beprobt. Nach Entfernen der organischen Auflage wurden die Proben im Feld horizontaliert, von größeren Steinen befreit, in Polyethylen-Säcken (gas-, aber nicht wasserdurchlässig) transportiert, und im Labor auf 2 mm gesiebt. Der Wassergehalt wurde mit destilliertem Wasser nach Erfahrungswerten auf etwa 300 kP Saugspannung eingestellt.

**Analytik:** Es wurden folgende Parameter erhoben: Basalatmung (PARKINSON et al. 1978), mikrobielle Biomasse (INSAM et al. 1992) metabolischer Quotient ( $q\text{CO}_2$ ) (ANDERSON & DOMSCH 1993),  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis (ANDERSON & DOMSCH 1986) und Stickstoffmineralisation (BECK 1983). Als Basalatmung bezeichnet man die Freisetzung von  $\text{CO}_2$  eines gesiebten Bodens ohne Zusatz von Kohlenstoff- oder Nährstoffquellen (angegeben in  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$  Boden). Die Basalatmung ist also ein Maß für die respiratorische Aktivität, abhängig von den im Boden zur Verfügung stehenden Energiequellen. Mikrobielle Biomasse wird definiert als der Anteil organischer Substanz im Boden, der aus lebenden Mikroorganismen besteht. Der metabolische Quotient ( $q\text{CO}_2$ ) entspricht der in einem Boden pro Biomasseeinheit freigesetzten Menge an  $\text{CO}_2$ -C. So entsteht eine spezifische Maßeinheit: Leistungseinheit pro Zellmasse und Zeit (ANDERSON & DOMSCH 1990). Milieuänderungen und die dadurch entstehenden Änderungen im Energiebedarf der Mikroorganismen schlagen sich in  $q\text{CO}_2$  Werten nieder (INSAM 1990a). Wird der Gehalt an mikrobiellen Kohlenstoff auf den Gehalt an organischen Kohlenstoff bezogen, erhält man das  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$  - Verhältnis. Hat ein Ökosystem ein Klimaxstadium erreicht, so ist der Gehalt an organischem Material zu dem Gehalt an mikrobieller Biomasse in einem Gleichgewicht: das organische Material von Agrarböden beinhaltet 2,3 - 4 % mikrobiellen Kohlenstoff (ANDERSON & DOMSCH 1986). In landwirtschaftlichen Böden bedeuten höhere  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$  - Verhältnisse in der Regel Humusgewinne, niedrigere  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$  ( $\text{mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}$ ) - Werte in der

Regel Humusverluste (ANDERSON & DOMSCH 1986). Diese Beziehungen können auf forstliche Ökosysteme nicht direkt umgelegt werden, da Forstböden meist nicht wie landwirtschaftliche C-limitiert sind. ANDERSON & DOMSCH (1993) fanden allerdings bei Waldböden mit neutralem pH ähnliche Werte wie bei Ackerböden. Der mikrobielle Kohlenstoff machte hier 2 - 3 % vom organischen Kohlenstoff aus. Dieses  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$  - Verhältnis wird, wie INSAM (1990) zeigte, von klimatischen Faktoren der Bewirtschaftungsweise und von der Art des Düngers beeinflusst (ANDERSON & DOMSCH 1986). Bei der Stickstoffmineralisation handelt es sich um zwei grundverschiedene Stoffumsetzungen: der Ammonifikation und der Nitrifikation. Der Prozeß der Nitrifikation reagiert sehr empfindlich auf Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel (BECK 1981) und sauren Regen (ALEF 1991). So ist die Generationszeit der beteiligten Bakterien bei einem pH-Wert von 6 bereits 2,5 mal länger als bei einem optimalen pH-Wert von 8 (GISI 1990). Im Gegensatz dazu kommt es zu einer Erhöhung der N-Mineralisationsrate, wenn die natürliche Sukzession eines Waldökosystems durch Kahlschläge gestört wird oder bei einer pH-Erhöhung durch Kalkung von Waldböden (MARTIKAINEN 1986). Eine zu hohe N-Mineralisation könnte ein Auswaschen des Pflanzennährstoffes Stickstoff aus dem Ökosystem oder zumindest aus dem Wurzelraum zur Folge haben, da  $\text{NO}_3^-$  viel mobiler als  $\text{NH}_4^+$  ist (ROBERTSON 1982). Die N-Mineralisationsrate bietet daher eine gute Möglichkeit, die Wirkungen von Umweltfaktoren auf die Leistung von Bodenmikroorganismen zu belegen (ALEF 1991).

Die Basalatmungsmessungen wurden mit einer automatisierten Meßanlage nach HEINEMEYER et al. (1989) durchgeführt. Die Biomasse wurde nach der Substratinduktionsmethode von ANDERSON & DOMSCH (1978) ermittelt. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) wurde mittels trockener Verbrennung gemessen (ÖNORM L 1080). Die Stickstoffmineralisation wurde im Brutversuch nach BECK (1983) bestimmt. Die Bestimmung von Ammonium- und Nitratstickstoff erfolgte mit einem Ammoniumanalyser (CARLSSON et al. 1990). Der pH-Wert wurde in Wasser und in 0,01M  $\text{CaCl}_2$  bestimmt. Die statistische Auswertung erfolgte mittels einfaktorieller Varianzanalyse. Zum Vergleich der Mittelwerte wurde der Tukey Honestly Significant Difference Test für ein Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  herangezogen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Basalatmung nahm mit jeder Tiefenstufe ab. In den obersten 10 cm des Bodens lag die Basalatmung 1992 zwischen 10 und 13  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ , 1993 zwischen 7 und 9  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ . Im Horizont 10 - 20 cm lagen die Werte 1992 zwischen 4 und 6, 1993 zwischen 3 und 5  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ . Im Horizont 20 - 30 cm, der nur in der Vegetationsperiode 1992 beprobt wurde, lagen die Basalatmungswerte zwischen 2 und 3  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ . Ein Transport von Nährstoffen von der obersten nährstofffreien Lage in untere Bodenhorizonte erfolgt bei Waldböden nur durch Bioturbation und Wasserbewegung (Gisi 1990). Die natürliche Horizontierung - die Abnahmen an C und Energiequellen mit der Tiefe spiegelt sich bei ungestörten Waldböden in der Abnahme der mikrobiellen Populationsdichte, in einem geringeren  $\text{CO}_2$ -Output wider.

In der Vegetationsperiode 1993 zeigte sich eine geringere  $\text{CO}_2$ -Produktion als 1992 (Abbildung 1 und 2). Die  $\text{CO}_2$ -Werte lagen 1993 im obersten Horizont um  $3,6 \pm 0,9 \mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$  signifikant niedriger als 1992. Die hohen Niederschlagsmengen in der Vegetationsperiode 1993 (SMIDT et al. 1994) machten ein Lufttrocknen der Proben für  $\text{CO}_2$ -Messungen unmöglich. Laut ALEF (1991) vermindert Lufttrocknen die Basalatmung signifikant. 1993 könnte sich auch das wesentlich feuchtere Wetter negativ auf die mikrobielle Aktivität ausgewirkt haben. So zeigte INSAM (1990b), daß die Basalatmung in Böden von ariden Klimazonen höher liegt als in Böden von humiden Klimazonen. Auch sollen sich Abbauprozesse verlangsamen, wenn die Niederschlagsmenge im Vergleich zur Verdunstung zunimmt (INSAM et al. 1989, INSAM 1990b), wie im Falle der Vegetationsperiode 1993. Die Niederschlagsmenge nahm im Gegensatz zu 1992 stark zu, während die durchschnittliche Lufttemperatur (von Mai bis Oktober) 1993 nur um 1 °C niedriger war als 1992 (SMIDT et al. 1994).

Ein Einfluß der Höhenlage konnte zu keinem Zeitpunkt festgestellt werden (Abbildung 1 und 2). Die klimatischen Bedingungen änderten sich mit zunehmender Höhe zu gering, um sich auf die mikrobielle Aktivität auszuwirken. Im Vergleich der 3 Probeplänen zeigte die in 1250 m Seehöhe gelegene für den ersten Horizont signifikant höhere Werte. Der Grund könnte in der unterschiedlichen Baumstruktur liegen, da die fast flächendeckende Beschattung durch Buchen auf dieser Probeplatte ein Austrocknen der oberen Bodenschichten mehr verzögert als

bei den großteils lichteren Beständen der Flächen auf 1050 m und 1400 m Seehöhe.

Die Ergebnisse sind größtenteils vergleichbar mit Ergebnissen aus ungestörten Waldstandorten (WOLTERS & JOERGENSEN 1991) untersuchten den mikrobiellen C-Umsatz in Buchenwaldböden, die sich im pH-Wert unterschieden. Bei Böden, deren pH-Werte im gleichen Bereich lagen wie die hier untersuchten Böden, lagen die Basalatmungswerte zwischen 6,7 und 8  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ . DIAZ-RAVINA (1993a, b, c) fand in einem Kiefernwaldboden in Spanien mit pH (H<sub>2</sub>O) 6,5 einen Basalatmungswert von 4,7  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ .

Abb. 1:  
Basalatmung [ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ ], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller drei Probennahmen ( $n=93$ ) in der Vegetationsperiode 1992. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante (TUKEY-HSD Test mit  $p < 0,05$ ) Unterschiede zwischen den Flächen.

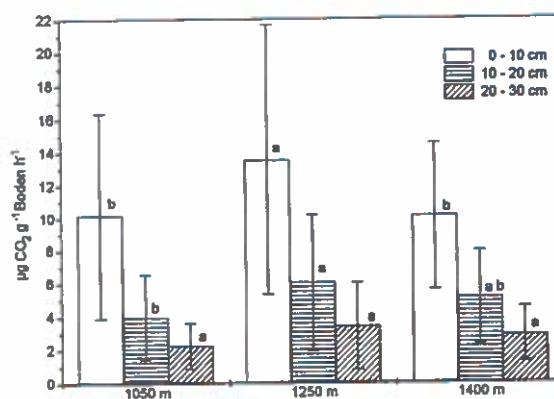
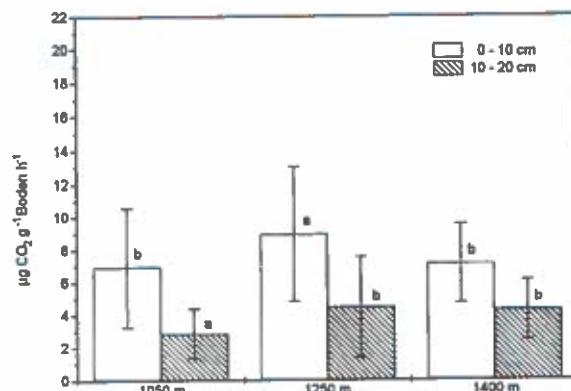


Abb. 2:  
Basalatmung [ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ ], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller vier Probennahmen ( $n=24$ ) in der Vegetationsperiode 1993. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante (TUKEY-HSD Test mit  $p < 0,05$ ) Unterschiede zwischen den Flächen.



Die mikrobielle Biomasse nahm mit der Bodentiefe, auf Grund der natürlichen Horizontierung des Waldbodens, signifikant ab. Im obersten Horizont lag die mikrobielle Biomasse 1992 zwischen 2006 und 2253, 1993 zwischen 1340 und 1548  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden. Im Horizont 10 - 20 cm lagen 1992 die Werte für die mikrobielle Biomasse zwischen 610 und 900  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden, 1993 zwischen 370 und 600  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden. Im untersten Horizont lagen die Biomassewerte 1992 zwischen 259 und 403  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden.

Die mikrobielle Biomasse nahm 1993 gegenüber 1992 im obersten Horizont um  $725,1 \pm 24,1 \mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden ab. Wie bei den zur Messung der Basalatmung

Abb. 3:

Biomasse [ $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller drei Probennahmen ( $n=93$ ) in der Vegetationsperiode 1992. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante (TUKEY-HSD Test mit  $p < 0,05$ ) Unterschiede zwischen den Flächen.

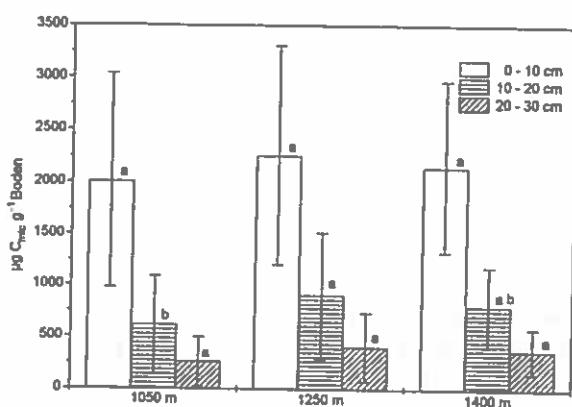
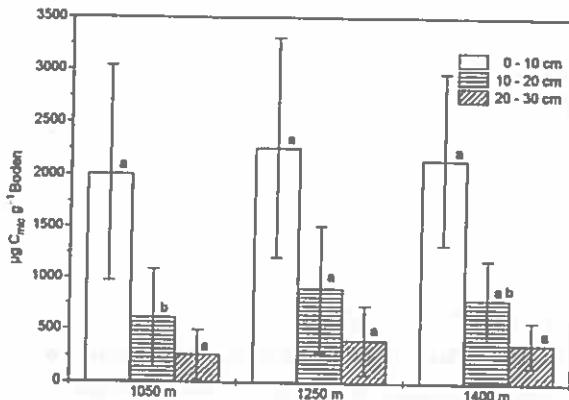


Abb. 4:

Biomasse [ $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller vier Probennahmen ( $n=24$ ) in der Vegetationsperiode 1993. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante (TUKEY-HSD Test mit  $p = 0,05$ ) Unterschiede zwischen den Flächen.



gewonnenen Proben könnte es durch das Antrocknen der Proben im Labor zu einer Verminderung der mikrobiellen Biomasse gekommen sein. Es ist aber auch nicht auszuschließen, daß die hohen Niederschlagsmengen bei gleichbleibender Lufttemperatur in der Vegetationsperiode 1993 zu einer Abnahme der mikrobiellen Biomasse geführt hat. Laut CLARK & GILMOUR (1983) laufen Abbauprozesse in staunassen Böden verlangsamt ab.

Wie bei der Basalatmung konnte auch bei der Biomasse kein Einfluß der zunehmenden Seehöhe gefunden werden. Die in der Mitte des Höhengradienten gelegene Fläche wies minimal höhere Biomassewerte auf als die beiden anderen Untersuchungsflächen.

Die Jahresmittel der mikrobiellen Biomasse [ $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden] wurden zur besseren Vergleichbarkeit in die in der Forstwirtschaft übliche Einheit [ $\text{t ha}^{-1}$ ] umgerechnet (Tabelle 1). Der Biomasse-Stickstoff [ $\text{t N ha}^{-1}$ ] wurde ebenfalls unter der Annahme eines mikrobiellen C/N-Verhältnisses von 7:1 berechnet.

Tab. 1:

Biomasse-C und -N [ $\text{t ha}^{-1}$ ] der Vegetationsperioden 1992 und 1993, Mittelwerte ( $n=93$  bzw.  $n=24$ )

	Horizont (m)	1992	1993	1992	1993	1992	1993
		1050	1050	1250	1250	1440	1440
Biomasse-C [t ha <sup>-1</sup> ]	0 - 30 cm	1443	1045	1464	1059	1314	875
Biomasse-N [t ha <sup>-1</sup> ]	0 - 30 cm	206	149	209	151	188	125

Bei dieser Bilanzierung, welche die Bodenmächtigkeit mit einbezieht, sieht man deutlich, daß sich die Untersuchungsflächen nicht signifikant unterscheiden. Auch die Werte der Fläche in 1250 m Seehöhe lagen nicht deutlich höher als jene der anderen Flächen.

Vergleicht man diese Ergebnisse mit Biomassewerten vergleichbarer Standorte, so zeigt sich, daß die Biomassewerte im Untersuchungsgebiet höher lagen. Am besten zu vergleichen sind die Daten mit jenen von WOLTERS & JOERGENSEN (1991), die einen unbelasteten Buchenwald untersuchten. Bei Böden von einem pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) zwischen 7,5 und 8,3 lag die mikrobielle Biomasse zwischen 1170 und 1520  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden. INSAM & DOMSCH (1988) untersuchten Proben aus Braunkohleabbaugebieten. Die Biomassewerte lagen hier bei 222  $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$  Boden. Dies bestärkt den Eindruck, daß es sich bei dem hier untersuchten Waldgebiet des Christlumprofils um ein nicht belastetes, gut mit Nährstoffen versorgtes Waldökosystem handelt.

Der metabolische Quotient ( $q\text{CO}_2$ ) nahm, wie aus den Abbildungen 5 und 6 zu ersehen, mit der Bodentiefe zu, was auf eine abnehmende Verfügbarkeit von Kohlenstoff mit der Bodentiefe hinweist und für ungestörte Waldökosysteme typisch ist.

Die  $q\text{CO}_2$ -Werte der beiden Untersuchungsjahre unterschieden sich nicht signifikant, wiewohl der  $q\text{CO}_2$  im zweiten Jahr bei den Flächen auf 1400 m und 1050 m Seehöhe in dem Horizont 0-10 cm tendenziell höher war. Trotz der unterschiedlichen Basalatmungswerte und Biomassewerte kann man auf Grund der  $q\text{CO}_2$ -Daten sehen, daß sich der physiologische Zustand innerhalb dieser zwei Jahre nicht wesentlich geändert hat.

Im Vergleich der drei Probenflächen ergaben sich für den metabolischen Quotienten weder im ersten noch im zweiten Jahr signifikante Unterschiede zwischen den Höhenstufen (Abbildung 5 und 6).

Im Vergleich mit jungen Rekultivierungswaldböden lagen die Daten vom Christlumkopf niedrig. Erstere wiesen einen  $q\text{CO}_2$  von 22,5 (INSAM & DOMSCH 1988) auf. In naturbelassenen, reifen Buchenwaldgebieten des Göttingerwaldes (ANDERSON & DOMSCH 1993) lagen die  $q\text{CO}_2$ -Werte zwischen 9 und 18. INSAM (1990a) stellte die These auf, daß der  $q\text{CO}_2$  mit der Entwicklung des Ökosystems abnimmt. INSAM (1990a) erklärte das damit, daß das Substratangebot besser genutzt wird, da sich möglicherweise die Populationsstruktur von r-Strategen zu K-Strategen hin verändert. r-Strategen verarbeiten das zur Verfügung stehende Substratangebot weniger effizient. Die hier festgestellten  $q\text{CO}_2$ -Werte von 13 bis 16 deuten demnach auf ein weitentwickeltes, ausgeglichenes Ökosystem hin.

Das  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis nahm mit der Bodentiefe auf Grund der abnehmenden Verfügbarkeit von C-Quellen signifikant ab.

Die  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Werte der Vegetationsperiode 1993 lagen tendenziell tiefer als in der Vegetationsperiode 1992. Die durch die erhöhten Niederschläge 1993 verminderten Biomassewerte haben sich auf das Ergebnis negativ ausgewirkt.

Ein signifikanter Einfluß der Höhenlage auf das  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis konnte nicht festgestellt werden (Abbildung 7 und 8).

ANDERSON & DOMSCH (1993) fanden, daß bei naturbelassenen Waldböden mit neutralem pH der mikrobielle Kohlenstoff 2 - 3 % vom organischen Kohlenstoff ausmacht. In den hier untersuchten Böden wurden 1,4 bis 1,9 %  $C_{\text{mic}}$  von  $C_{\text{org}}$ -Gehalt festgestellt. Etwaige Sörungen des Kohlenstoffkreislaufs lassen sich aus den vorliegenden Daten daher nicht ableiten.

Zur Beschreibung der Stickstoffmineralisation wurden zwei verschiedene Inkubationsmethoden angewandt: zum einen die Oxidation des bodeneigenen Ammoniums (aktuelle Nitrifikation), zum anderen die Oxidation von zugesetztem Ammonium in Nitrat (potentielle Nitrifikation). Die aktuelle Nitrifikationsleistung wird hier (Tabelle 2) in  $\mu\text{g N}_{\text{min}} \text{ g}^{-1} \text{ Boden d}^{-1}$  angegeben und variierte zwischen -0,14 und 4,72 im obersten Horizont. Die potentielle Nitrifikation wird hier (Tabelle 2) in %  $N_{\text{min}} \text{ d}^{-1}$  angegeben und schwankte in den ersten 10 cm des Bodens zwischen 2,33 und 4,84. Es konnte keinerlei Einfluß der Höhenlage festgestellt werden. Durch die erneute Assimilation von mineralischem N durch die Mikroorganismen wurde das Ergebnis (negative Werte) merklich verfälscht.

Abb. 5:  
 $q\text{CO}_2 / (\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \mu\text{g}^{-1} C_{\text{mic}} \text{ h}^{-1}) \cdot 10^4$ , Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller drei Probennahmen ( $n=93$ ) in der Vegetationsperiode 1992.

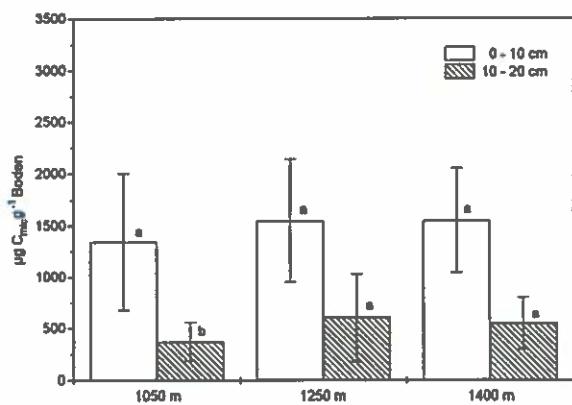


Abb. 6:  
 $q\text{CO}_2 (\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{C} \mu\text{g}^{-1} C_{\text{mic}} \text{ h}^{-1}) \cdot 10^4$ , Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller vier Probennahmen ( $n=24$ ) in der Vegetationsperiode 1993, Christlumkopf.

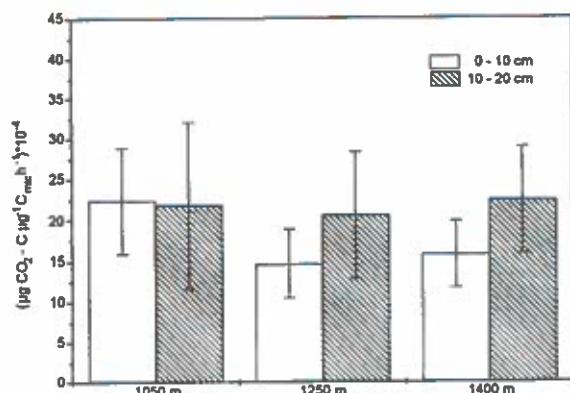


Abb. 7:

$C_{\text{mc}}/C_{\text{org}}$  [mg  $C_{\text{mc}}$  g<sup>-1</sup>  $C_{\text{org}}$ ], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller drei Probennahmen ( $n=93$ ) in der Vegetationsperiode 1992 am Christlumprofil.

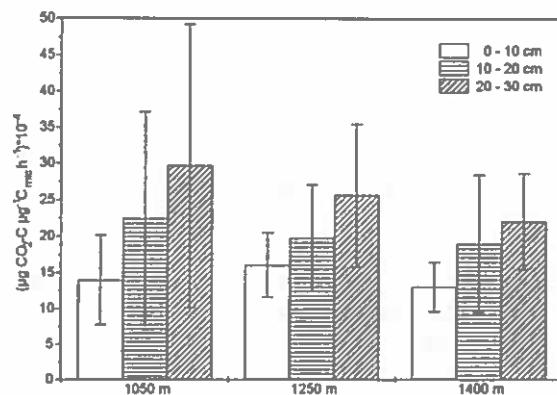
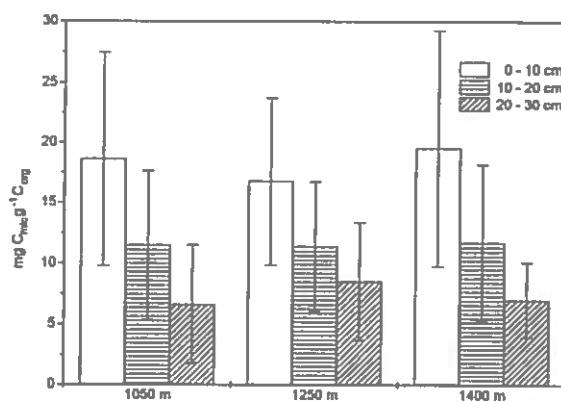


Abb. 8:

$C_{\text{mc}}/C_{\text{org}}$  [mg  $C_{\text{mc}}$  g<sup>-1</sup>  $C_{\text{org}}$ ], Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung aller vier Probennahmen ( $n=24$ ) in der Vegetationsperiode 1993 am Christlumprofil.



#### 4. Schlußfolgerungen

Für die untersuchten Parameter konnte kein Einfluß der Meereshöhe und der damit verbundenen klimatischen Unterschiede festgestellt werden. Die makroklimatischen Faktoren wie Temperatur und Niederschlag änderten sich zu wenig und/oder waren von anderen Faktoren zu stark überlagert, um sich signifikant auszuwirken. Die Probenflächen unterschieden sich eher auf Grund kleintopographischer Faktoren wie Vegetation, Bodentyp, pH und Wassergehalt. Die Probefläche auf 1250 m Meereshöhe war wesentlich flacher als die anderen beiden Probeflächen, durch den höheren Laubbaumanteil war der Streueintrag am höchsten, durch die Beschattung war die Gefahr des Austrocknens der oberen Bodenschichten mini-

miert. Diese Bedingungen dürften von entscheidendem Einfluß auf die erhöhte mikrobielle Aktivität und Biomasse dieser Fläche gewesen sein.

Ganz allgemein kann festgehalten werden, daß die gemessenen mikrobiellen Aktivitäten und Biomassen sowie die erhobenen ökophysiologischen Parameter für einen relativ ungestörten, naturnahen Standort sprechen. Dieser Eindruck wurde auch von anderen beteiligten Arbeitsgruppen bestärkt: MUTSCH (1994) konnte bezüglich Schwermetalle keine außergewöhnliche Belastung des Untersuchungsraumes feststellen. BERGER & GLATZEL (1994) fanden eine geringe Belastung durch atmosphärische Schadstoffeinträge und eine gute Ernährungssituation des Bodens. GÖBL (1994) fand Mykorrhizaschäden weniger im Baumfußbereich als außerhalb desselben und schloß deshalb eher auf Trittschäden als auf Schäden infolge von

Tab. 2:  
Aktuelle [ $\mu\text{g N}_{\text{min}}$  g<sup>-1</sup>

Boden d<sup>-1</sup>] und potentielle [ $\%N_{\text{min}}$  d<sup>-1</sup>] Nitritifikation der Vegetationsperioden 1992 und 1993,  
Mittelwerte ( $n = 12$ ) und Standardabweichung (std)

		0-10 cm	std	10-20 cm	std	20-30 cm	std
$\mu\text{g N}_{\text{min}} \text{ g}^{-1} \text{ Boden d}^{-1}$	1992						
1050 m	-0,14	1,30	0,45	0,56	0,27	0,27	
1250 m	1,36	2,34	0,83	0,98	0,59	0,58	
1400 m	1,43	0,75	-0,39	0,65	0,60	0,31	
$\%N_{\text{min}} \text{ d}^{-1}$	1992						
1050 m	4,17	2,21	2,63	1,20	2,33	1,72	
1250 m	4,84	1,29	2,38	1,99	3,21	1,00	
1400 m	2,95	1,60	2,15	1,12	2,86	1,36	
$\mu\text{g N}_{\text{min}} \text{ g}^{-1} \text{ Boden d}^{-1}$	1993						
1050 m	0,97	1,44	0,84	0,98			
1250 m	1,36	2,90	0,87	1,25			
1400 m	4,72	3,91	2,49	2,23			
$\%N_{\text{min}} \text{ d}^{-1}$	1993						
1050 m	2,33	1,58	1,77	1,97			
1250 m	3,22	1,34	2,49	1,29			
1400 m	4,21	0,76	2,47	0,32			

Schadstoffeinträgen. PEINTNER (1994) konnte bei Schwermetallmessungen von Pilzfruchtkörpern keine wesentlichen Unterschiede zwischen einem Vergleichsstandort und dem hier untersuchten Gebiet feststellen.

#### Danksagung

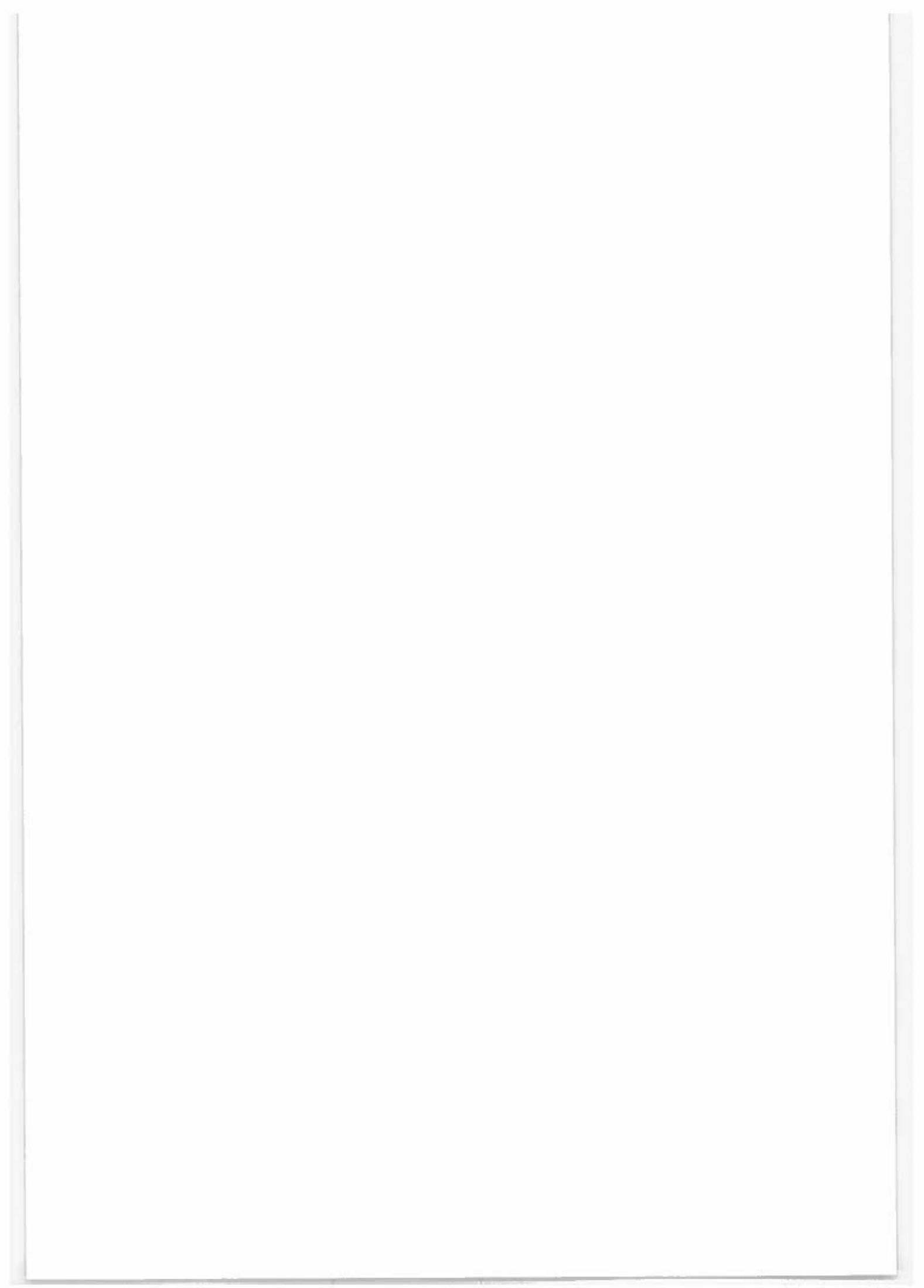
Die durchgeführten ökophysiologischen Untersuchungen der Bodenmikroflora sind ein Teil der "Ökosystemare Studie im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" der Forstlichen Bundesversuchsanstalt und wurde vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

### 5. Literatur

- ALEF K. 1991: *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten*. Landsberg/Lech, Ecomed.
- ANDERSON J.P.E. & DOMSCH K.H. 1978: *A Physiological method for the quantitative measurements of microbial biomass in soils*. Soil Biol. Biochem. 10: 215 - 221.
- ANDERSON T.H. & DOMSCH K.H. 1985a: *Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state*. Biol Fert Soils 1: 81-89.
- ANDERSON T.H. & DOMSCH K.H. 1985b: *Maintenance carbon requirements of actively-metabolizing microbial populations under in situ conditions*. Soil Biol. Biochem. 17: 197-203.
- ANDERSON T.H. & DOMSCH K.H. 1986: *Carbon link between microbial biomass and soil organic matter*. Proc. of the Fourth Int. Symp. on microbial ecology. Ljubljana: 467-471.
- ANDERSON T.H. & DOMSCH K.H. 1990: *Anwendung ökophysiologischer Parameter zur Charakterisierung mikrobieller Biomassen im Boden*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIX/II: 324 - 329.
- ANDERSON T.H. & DOMSCH K.H. 1993: *The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils*. Soil Biol. Biochem. 25: 393-395.
- BAATH E., LUNDGREN B. & SODERSTROM B. 1979: *Effects of artificial acid rain on microbial activity and biomass*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 737-740.
- BAATH E., ARNEBRANT K., NORDGREN A. 1991: *Microbial biomass and ATP in smelter-polluted forest humus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47: 278-282.
- BECK TH. 1981: *Untersuchungen über toxische Wirkung der in Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144: 613-627.
- BECK TH. 1983: *Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 146: 243-252.
- BERGER T.W. & GLATZEL G. 1994: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*, 2. Zwischenbericht, Universität für Bodenkultur, Wien.
- BROOKES P.C., HEINEN C.E., MCGRATH S.P. & VANCE E.D. 1986: *Soil microbial biomass estimates in soils contaminated with metals*. Soil Biol. Biochem. 18: 383-388.
- CARLSON R.M., CABRERA R.I., PAUL J.I., QICK J. & EVANS R.Y. 1990: *Rapid direct determination of ammonium and nitrate in soil and plant extracts*. Comm. Soil Plant Anal. 21: 1519-1529.
- CLARK M.R. & GILMOUR J.T. 1983: *The effect of temperature on decomposition at optimum and saturated soil water contents*. Soil Science Society of America Journal 47: 927-929.
- DIAZ-RAVINA M. 1993a: *Microbial biomass and C and N mineralization in forest soils*. Bioresource Technology 43: 161-167.
- DIAZ-RAVINA M. 1993b: *Microbial biomass and its contribution to nutrient concentrations in forest soils*. Soil Biol. Biochem. 25: 25-31.
- DIAZ-RAVINA M. 1993c: *Seasonal fluctuations in microbial populations and available nutrients in forest soils*. Biol. Fert. Soils 16: 205-210.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70: 13-18.
- FLEISBACH A., MARTENS R. & REBER H.H. 1994: *Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge*. Soil Biol. Biochem. 26: 1201-1205.
- GISI U. 1990: *Bodenökologie*. Stuttgart, New York. Thieme.
- GÖBL F. 1994: Bericht am Achenkirchtag vom 25. bis 26.3.1994.
- HEINEMEYER O., INSAM H., KAISER E. & WALENZIK G. 1989: *Soil microbial biomass measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis*. Plant Soil 116: 191-195.
- HERMAN F. 1992: Höhenprofile Achenkirch Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA Berichte 70: 5-11.
- HERMAN F. 1994: Ökosystemare Studien im Kalkalpin Höhenprofile Achenkirch. FBVA Berichte 78: 9-15.
- INSAM H. & DOMSCH K.H. 1988: *Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites*. Microb. Ecol. 15: 177-188.
- INSAM H., PARKINSON D. & DOMSCH K.H. 1989: *Influence of macroclimate on soil microbial biomass*. Soil Biol. Biochem. 21: 211-221.
- INSAM H. & HASELWANDTER K. 1989: *Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession*. Oecologia 79: 174-178.
- INSAM H. 1990a: *Anwendung des mikrobiellen Respirations - / Biomasse - Verhältnisses für bodenökologische Studien*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIX/II: 330 - 334.
- INSAM H. 1990b: *Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime*. Soil Biol. Biochem. 22: 525-532.
- INSAM H., BERRECK M., HASELWANDTER K. 1992: *Neue Anwendungen und Meßtechniken für Atmungsmessungen bei Waldböden*. Österreichische Forstzeitung 6: 36-39.
- INSAM H. 1993: *External factors determining the interaction between the soil microflora and the soil organic carbon pool*. Habilitationsschrift, Universität Innsbruck.

- LARCHER W. 1970: *Aufgaben und Möglichkeit ökophysiologischer Forschung im Gebirge*. Mittl. Ostal.-Din. Ges. f. Veget.kde. 11: 95-100.
- LARCHER W. 1984: *Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage*. 4. Auflage. Stuttgart, Ulmer.
- MARTENS R. 1991: *Methoden zur quantitativen Bestimmung und Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse im Boden*. Braunschweig.
- MARTIKAINEN P. 1986. *Nitrification in two fertilized pine forest soils*. Academic dissertation, Helsinki.
- MARUMOTO T., ANDERSON J.P.E. & DOMSCH K.H. 1982. *Mineralization of nutrients from soil microbial biomass*. Soil Biol. Biochem. 14: 469 - 475.
- MUTSCH F. 1994: Bericht am Achenkirchtag vom 25. bis 26.3.1994.
- NICOLARDOT B., FAUVET G. & CHENEBY D. 1994: *Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at various temperatures*. Soil Biol. Biochem. 26: 253-261.
- OTHONEN R., MARKKOLA A.M., HEINONEN-TANSKI H. & FRITZE H. 1990: *Soil biological parameters as indicators of changes in scots pine forests caused by air pollution*. In: KAUPPI et al. Berlin, Heidelberg, Springer. 373-393.
- ÖNORM L 1038. *Bestimmung der Acidität*.
- ÖNORM L 1080. *Humusbestimmungen durch trockene Verbrennung von Kohlenstoff*.
- PARKINSON D., DOMSCH K.H. & ANDERSON J.P.E. 1978: *Die Entwicklung mikrobieller Biomassen im organischen Horizont eines Fichtenstandortes*. OEcol. Plant. 13: 355-366.
- PEINTNER U. 1994: Bericht am Achenkirchtag (25. bis 26.3.1994), Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien.
- ROBERTSON G.P. 1982: *Nitrification in forested ecosystems*. Phil. Trans. R. Soc. Lond. 296: 445-457.
- SMIDT S., LEITNER J. & HERMAN F. 1994: *Höhenprofile Achenkirch - Meßbericht 1993, Meteorologische Messungen*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Bericht G3 -2/1994.
- WOLTERS V. & JOERGENSEN R.G. 1991: *Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification*. Soil Biol. Biochem. 23: 897-902.

Verfasser: Univ. Doz. H. Insam  
Mag. A. Rangger  
Universität Innsbruck  
Institut für Mikrobiologie  
Technikerstraße 25  
A-6020 Innsbruck



# Bewertung von Waldstandorten durch eine Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln

F. GÖBL & S. THURNER

*Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Mit Hilfe von Mykorrhizen- und Feinwurzeluntersuchungen wurden drei Probeflächen eines Höhenprofils bewertet. Als Bewertungskriterien wurden die Durchwurzelungsdichte, die Mykorrhizenhäufigkeit, die Vitalität der Feinwurzeln und Mykorrhizen, die Anzahl der Mykorrhizatypen und abnormale Wuchsformen beschrieben. Auf der Basis dieser Kriterien befinden sich die untersuchten Waldstandorte in einem guten Zustand, eine Instabilität konnte nicht nachgewiesen werden. Es konnte eine Abhängigkeit der Parameter von der Seehöhe und ein Zusammenhang der Feinwurzeldichte mit der Weidefreistellung aufgezeigt werden, ebenso zwischen der Blattentfaltung von Buche und der Entwicklung von Mykorrhizen. Es zeigte sich ferner, daß die Blattentwicklung der Buche als Indikator für die Entwicklungsvorgänge im Wurzelraum herangezogen werden kann.

**Schlüsselworte:** Mykorrhizen, Feinwurzeln

**Abstract.** [Evaluation of Forest Sites by Means of Condition Assessment of Mycorrhizae and Fine Roots.] Three sample plots of an altitude profile were evaluated by means of mycorrhizas and fine roots. As evaluation criteria, the penetration by roots (density), the frequency of mycorrhizas, the state of health of the fine roots and the mycorrhizas, the number of different types of mycorrhizas, and abnormal forms of growth were described. Judging from these criteria, the investigated forest sites are in a good and stable condition. A correlation between parameters and altitude, between the density of fine roots and the use of pasture, and between the development of beech leaves and that of mycorrhizas was proved. Furthermore, it turned out that the development of beech leaves may be used as an indicator of the processes going on in the root system.

**Keywords:** Mycorrhizas, fine roots

## 1. Einleitung

Mykorrhizen und Feinwurzeln sind für den Baum die wichtigsten Organe für die Wasser- und Nährstoffaufnahme. Sie haben auf die Verfestigung von Streu wesentlichen Einfluß und tragen auch entscheidend zur Stabilität der oberen Bodenschichten bei (GÖBL 1991). An Waldstandorten im Gebirge, also in Bereichen mit extremen Klimabedingungen, Erosionsgefährdung, Waldweidenutzung und natürlich oder anthropogen bedingten erhöhten Photooxidantienkonzentrationen (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989, SMIDT & LEITNER 1992) kommt ihrer Ausbildung und Vitalität besondere Bedeutung zu.

Mykorrhizen und Feinwurzeln reagieren empfindlich auf Milieuveränderungen, die zum Beispiel durch Schadstoffeinträge (BLASCHKE 1986, EICHHORN 1987), mechanische Belastung (GÖBL 1995) oder Trockenheit ausgelöst werden können. Sie eignen sich daher sowohl für die Charakterisierung und Bewertung von Standorten als auch für Standortsvergleiche.

In der vorliegenden Arbeit werden die Mykorrhiza- und Feinwurzelverhältnisse von drei Probeflächen des Christlumprofils im Projektgebiet Achenkirch dargestellt, um dieses im Hinblick auf einige Bodenparameter zu charakterisieren, um Rückschlüsse auf mögliche anthropogene und natürliche Stressoren abzuleiten und um den Einfluß der Seehöhe auf die Bildung auf Feinwurzeln und Mykorrhizen zu beschreiben.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Probeflächen

Die drei Probeflächen des Christlumprofiles (HERMAN & SMIDT 1995) unterscheiden sich im Hinblick auf den Bodentyp:

Probefläche	m Seehöhe	Bodentyp
1	1420	seichtgründige Rendsina
3	1240	Mullrendsina
5	1050	Kalk-Braunlehm

Erhebungen auf diesen Flächen wurden mit Hilfe von Standortsparametern (ENGLISCH 1992), der forstlichen Beschreibung (KREHAN & TOMICZEK 1992), der mikrobiologischen Charakterisierung (RANGGER & INSAM 1995) und mykosoziologischer Untersuchungen (PEINTNER 1995) durchgeführt.

Für die Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen wurden innerhalb der Probeflächen nordostexponierte Kleinstandorte mit Kronenschluß von Fichte und Buche ausgewählt. Da sich die Probeflächen in Mischbeständen befinden, ist das Vorkommen von Wurzeln anderer Baumarten (Kiefer, Lärche, Tanne, Latsche, Ahorn) nicht auszuschließen.

### 2.2 Probenahme

Die Probenahme erfolgte an drei Beprobungsterminen im Mai 1992 und an 5 Terminen im April und Mai 1994; lediglich Probefläche 1 konnte im April 1992 wegen Schneelage nicht beprobt werden.

Pro Fläche und Probenahmetermin wurden 12 Proben mit 100 ml Stechzylindern in 0 - 5 cm Tiefe geworben. (Voruntersuchungen hatten gezeigt, daß die Hauptmasse der Mykorrhizen und Feinwurzeln vorwiegend auf diese Bodenschicht konzentriert ist.) Die Proben wurden in Doppelreihen und Abständen von einem Meter entnommen. Die Entferungen zu Stämmen betrugen mindestens einen Meter.

### 2.3 Bewertungskriterien

Für jede Einzelprobe wurden sowohl lebende als auch abgestorbene Feinwurzeln und Mykorrhizen präpariert und in Ethanol fixiert. Die Beurteilung ihrer Ausbildung und Schädigung, also ihrer Qualität, erfolgte durch verschiedene Bewertungskriterien, wobei die

Proben mittels Stereomikroskop (bei 20facher Vergrößerung) und Lichtmikroskop bewertet wurden.

Für die Charakterisierung der Standorte wurden die unten genannten Parameter erhoben, sodaß die Standortsqualität, die Reproduktions- und Regenerationskraft der Böden sowie ihre Verfestigung beurteilt werden konnten. Darüber hinaus bot die Beurteilung der Wuchsformen der Mykorrhizen die Möglichkeit, Schadstoffbelastungen aufzuzeigen.

Durchwurzelungsdichte (Maß für die Standortsqualität und Verfestigung des Bodens): Die Beurteilungsskala wurde auf Grund von Gewichtsbestimmungen zufällig entnommener Proben erstellt und ist aus Tabelle 1 zu ersehen.

Tab. 1:  
Beurteilungsskala der Durchwurzelungsdichte  
(Gramm, n = 40)

Durchwurzelung	Mittelwert	Standardabweichung
0 - fehlt	-	-
1 - schlecht	0,13	0,05
2 - mittel	0,35	0,11
3 - stark	0,62	0,17
4 - sehr stark	0,98	0,18

Mykorrhizahäufigkeit (Maß für Standortsqualität): Die Beurteilungsskala wurde aufgrund von Zählungen mykorrhizierter Wurzelspitzen in zufällig entnommenen Proben erstellt (Tabelle 2).

Tab. 2:  
Häufigkeitsbewertung und Zahl der Mykorrhizen

Klasse - Mykorrhizierung	Zahl der Mykorrhizen
0 - fehlt	0
1 - wenig zahlreich	< 100
2 - mäßig	100 - 250
3 - zahlreich	250 - 750
4 - sehr zahlreich	> 750

Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen: Die Beschreibung erfolgte aufgrund einer sechsteiligen Skala und dient als Maß für die Leistung, Reproduktions- und Regenerationskraft dieses Teils des Ökosystems (Tabelle 3). Die Skala reicht von "guter Entwicklung" (Klasse I) bis Klasse VI, welche den "völligem Zerfall" verschiedener Stadien von natürlicher Seneszenz oder von Schädigung umfaßt (GOBL 1989, 1995). Die Normalausbildung liegt in der Regel im mittleren Bereich, da eine Differenzierung von Mykorrhizen selten völlig gleichzeitig erfolgt und auch natürliche Alterungsprozesse eine Verminderung der Vitalität bedeuten.

**Tab. 3:**  
Vitalitätsklassenbestimmung für Feinwurzeln und Mykorrhizen

<b>I. Gute Entwicklung</b>
Wurzeln mit glatter Rinde und ungestörtem Spitzenwachstum. Mykorrhizen mit der für Pilz und Baum typischen Wuchsform.
<b>II. Erkennbare Schäden</b>
Fallweise Rindenschäden, vorzeitige Alterung von Mykorrhizen.
<b>III. Deutliche Schäden</b>
Rindenschäden, Stauchung von Wurzelspitzen, vorzeitige Alterung sowie Formveränderung von Mykorrhizen.
<b>IV. Sehr deutliche Schäden</b>
Rindenschäden, sichtbarer Sekundärbefall durch Schadpilze, stark gestauchte oder abgestorbene Wurzelspitzen. Vorzeitige Alterung von Mykorrhizen, Formveränderungen wie Stauchungen oder büschelförmiges Wachstum.
<b>V. Starke Schäden</b>
Teilweise abgestorbene Wurzeln, sichtbarer Sekundärbefall durch Schadpilze; stark gestauchte, abgebrochene oder abgestorbene Wurzelspitzen. Mykorrhizen abgestorben oder kümmerliche Neubildungen, Formveränderungen wie Stauchungen oder büschelförmiges Wachstum.
<b>VI. Extrem starke Schäden</b>
Wurzeln und Mykorrhizen zur Gänze abgestorben.

**Tab. 4:**  
Zeitlicher Verlauf der Mykorrhizadifferenzierung

<b>0 Ruhestadium</b>
Kein Spitzenwachstum, Mykorrhizaspitzen in der Regel vom Pilzmantel überzogen; keine oder sehr geringe Farbunterschiede (Reifestadium nach KOTTKE & OBERWINKLER 1986).
<b>1 Spitzenwachstum</b>
Spitzenwachstum infolge Bildung aktiver Meristemzellen. Neugebildete Spitzen sind nicht verpilzt, manchmal angeschwollen, häufig transparent oder heller als der Pilzmantel. Dicke, robuste Pilzmäntel reißen in diesem Stadium häufig auf.
<b>2 Streckungswachstum</b>
Deutliche, wesentlich hellere Streckungszone als Pilzmantel (Micorrhizal infection zone nach MARKS & FORSTER 1973). Weiterhin Spitzenwachstum entsprechend Entwicklungsstadium 1.
<b>3 Differenzierung von Seitenachsen 1. Ordnung</b>
Differenzierung von Seitenachsen entsprechend den Entwicklungsstadien 1 und 2. Beginnende Differenzierung des Pilzmantels in den neugebildeten Streckungszonen. Neugebildete Pilzmäntel mit deutlich helleren Farben.
<b>4 Differenzierung von Seitenachsen 1. und 2. Ordnung</b>
Differenzierung von Seitenachsen entsprechend dem Verzweigungsmodus des Mykorrhizatyps und den Entwicklungsstadien 1 - 3. Gleichzeitig Einlagerung von Gerbstoffen und Suberin in Rindenzellen der Partien mit abgeschlossener Pilzmanteldifferenzierung, dadurch keine oder geringe Farbunterschiede zum Ausgangsstadium 0.

**Anzahl von Mykorrhizatypen und abnormale Wuchsformen:** Mykorrhizen werden nach ihren wesentlichen Merkmalen, nach Bau und Pilzmantel, also nach ihrer Wuchsform charakterisiert (GÖBL 1975). Auch wenn verschiedene Pilze ähnliche Wuchsformen bilden (EGLI et al. 1993), eignen sie sich für eine Bewertung bestimmter Standorte und Gebiete. Die Typenvielfalt erlaubt Aussagen über die Standortsqualität (GÖBL 1993, 1995).

Abnormale Veränderungen der Wuchsform und deren Häufigkeit können Hinweise auf eine Instabilität eines Waldökosystems geben.

Da die Beschreibung und Bewertung der Vorgänge im Wurzelraum hinsichtlich der genannten Mykorrhizatypen sehr aufwendig ist, wurde versucht, Zusammenhänge zwischen phänologischen Stadien der Buchen (die als typische Holzart der Randketten

der Alpen auf allen Probestandorten vorkommen) mit Entwicklungsstadien von Mykorrhizen zu finden.

Zu diesem Zweck werden der zeitliche Verlauf der Mykorrhizadifferenzierung nach einer fünfteiligen Skala aufgrund von Verzweigung, anatomischen Merkmalen der Spitzenregion und des Pilzmantels bestimmt (Tabelle 4) und die charakteristischen Farbunterschiede der Mykorrhizatypen nach der in Tabelle 5 aufgezeigten Kurzcharakteristik beschrieben.

Die Stadien der Blattentfaltung von Buche wurden nach ELLENBERG (in: SEIBT & ELLENBERG 1986) bewertet und in Tabelle 6 dargestellt. Da die Blattentfaltung im Zusammenhang mit der Temperatur steht, wurden jene Perioden der Lufttemperatur herangezogen, in welchen 8 °C eine Woche vor der Beurteilung überschritten wurde. Solche Perioden wurden anhand der Ergebnisse der Klimastationen des Christlumprofils und des Mühleggerköpfls ermittelt.

Tab. 5:  
Kurzcharakteristik von Mykorrhizatypen

Typ	Kurzcharakteristik
1	Schwarz, Oberfläche mit langen, starren Borsten besetzt ( <i>Cenococcum geophilum</i> )
2	Dunkelbraun - schwarzbraun, mit matter, rauher Oberfläche (flaschenförmige Cystiden), meist kompakte Systeme mit kräftigen Achsen (entspricht der Beschreibung von <i>Fagirhiza spinulosa</i> nach AGERER 1987-1993)
3	Hellbraun-bronzefarben, Pilzmanteloberfläche glatt, meist reich verzweigte Systeme
4	Gelb-olivfarben, mit zunehmenden Alter auch grau-oliv verfärbend, Pilzmanteloberfläche glatt.
5	Grau-silbrig, Pilzmantel hellgrau, Oberfläche mit Cystiden besetzt, mit zunehmendem Alter kahl und metallisch - silbrig glänzend
6	Rosa-grau, Pilzmanteloberfläche mit Cystiden besetzt, mit zunehmendem Alter kahl, grau verfärbend, kleine gedrungene Systeme
7	Rötlich-braun, Pilzmantel mit silbrig-weißem Belag (entspricht der Beschreibung von <i>Fagirhiza globulifera</i> nach AGERER 1987 bis 1993).
8	Spangrün, Pilzmantel rotbraun, Oberfläche glatt, mit zunehmendem Alter spangrün verfärbend

Tab. 6:  
Stadien der Blattentfaltung nach SEIBT & ELLENBERG (1986)

- 0 - winterlich
- 1 - Knospen geschwollen
- 2 - erstes Grün
- 3 - Blatt zur Hälfte entfaltet
- 4 - Blatt ganz entfaltet

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### Durchwurzelungsdichte

Es zeigte sich, daß die Durchwurzelung der 3 Probe- flächen gemäß der Beurteilungsskala in Tabelle 1, im Christlumprofil auffallende Unterschiede aufwies (Anhang 1): Für die höchstgelegene *Probefläche 1* (1420 m) ergaben sich die Klassen 2 und 3 entsprechend einer mittleren bis starken Durchwurzelungsdichte (die Feinwurzelmasse betrug 0,4 - 0,6 g pro 100 ml Boden). Die talnahe *Probefläche 5* (1050 m) war schwächer durchwurzelt, die Feinwurzelmasse betrug 0,4 g pro 100 ml Boden.

*Probefläche 3* (1240 m) wies gegenüber den beiden anderen Flächen eine deutlich bessere Bewertung auf;

die starke Durchwurzelung spiegelte sich auch im Gewicht der Feinwurzelmasse wider (0,6 und 1,0 g pro 100 ml). Auffallend war das leichte Ansteigen der Werte während des Untersuchungszeitraumes von 28 Tagen im Jahr 1994 bzw. von 14 Tagen im Jahr 1992, das auf eine Neudifferenzierung von Wurzel spitzen hinweist (GÖTTSCHE 1986). Die Standortsunterschiede waren in beiden Untersuchungsjahren ähnlich; dies deutet darauf hin, daß Bodentyp und Humusform wesentliche Einflußfaktoren für die Wur zeldichte sind. Da die Probefläche 3 geäumt und dadurch dem Weidevieh nicht zugänglich war, könnte die gute Bewurzelungsdichte durch die Weidefreistellung bedingt sein (GOBL 1995). Auch die Ergebnisse anderer bodenbiologischer Erhebungen wiesen diese Fläche gegenüber den beiden anderen Flächen des Profils als besser aus. So wurde in der Bodenschicht von 0 - 10 cm eine signifikant erhöhte mikrobielle Aktivität und Biomasse festgestellt (RANGGER & INSAM 1995), wobei die Autoren dies primär dem erhöhten Streueintrag durch den höheren Laubbau manteil auf dieser Fläche zuwiesen.

Die Feinwurzelmasse und Durchwurzelungsdichte sind ein geeignetes Kriterium zur Beschreibung der Qualität eines Standortes, sie bieten aber keine Anhaltspunkte für die Differenzierung unterschiedlich geschädigter Bäume oder Bestände (EICHHORN 1987).

#### Mykorrhizahäufigkeiten

Die Ergebnisse der Mykorrhizahäufigkeiten sind Anhang 2 zu entnehmen. Es zeigte sich, daß in allen Proben zu allen Untersuchungsterminen gut ausgebilde te Mykorrhizen vorhanden waren.

An den beiden höher gelegenen Standorten entsprach die Mykorrhizahäufigkeit den Klassifikationen 3 und 4 (= hohe bis sehr hohe Mykorrhizahäufigkeit). Die hohe Dichte der Wurzel spitzen konnte für den talnahen Standort nicht mehr nachgewiesen werden: Diese Probefläche entsprach lediglich einer Bewertung von mäßig bis zahlreich.

Während des Beprobungszeitraumes 1994 war ein deutlicher Anstieg der Mykorrhizahäufigkeiten zu verzeichnen, was auf eine Neudifferenzierung hinweist. Innerhalb von kurzer Zeit konnte Unterschiede bis zu einer Bewertungseinheit gefunden werden; demgegenüber wurde 1992 keine Veränderung in der Mykorrhizahäufigkeit festgestellt.

Ein relativ dichter Mykorrhizabesatz scheint für Waldstandorte höherer Lagen charakteristisch zu sein. Vergleichbare Bewertungen in den verschiedenen Höhenstufen wurden auch an anderen Standorten nachgewiesen: So konnte die Häufigkeitsbewertung

“sehr zahlreich” auch in einem Profil am nahegelegenen Schulterberg für den Seehöhenbereich um 1200 m und weiters für Standorte in 1240 m an einem weiteren Höhenprofil in der Steiermark gefunden werden (GÖBL, in Vorbereitung).

Bisher wurde der Abhängigkeit der Bildung von Mykorrhizen mit der Seehöhe wenig Bedeutung beigemessen bzw. wurden Unterschiede der Mykorrhizahäufigkeit ausschließlich mit Einflußfaktoren des Bodens, der mykorrhizabildenden Pilzpopulation und des Bestandesalters diskutiert. Neue Betrachtungsweisen ergeben sich jedoch auf Grund der Forschungsansätze von RANTANEN et al. (1994) und REICH et al. (1985). Diese Autoren berichten über Versuche mit Fichten- und Kiefernpflanzen, die zwei Vegetationsperioden einer um das 1,3 und 1,6 fach gegenüber der Umgebungskonzentration erhöhten Ozonkonzentration ausgesetzt waren, eine Stimulation des Mykorrhizabesatzes. Zwischen der Dichte des Mykorrhizabesatzes an höher gelegenen Waldstandorten und der erhöhten Ozonkonzentration in höheren Lagen könnte demnach ein Zusammenhang bestehen.

#### Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen

Im Hinblick auf die Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen ergab sich, daß die drei Probestandorte durchwegs den Bewertungsklassen III und IV entsprachen, was nach bisherigem Wissensstand auf einen noch guten Wald- und Bodenzustand hinweist (Anhang 3). 1992 war die Vitalität etwas schlechter als 1994 und im Laufe des Beprobungszeitraumes war keine Verbesserung erkennbar. Eine Prüfung von Einflußfaktoren ergab als mögliche Ursache eine für das Gebiet ungewöhnliche Trockenperiode im Frühjahr (Niederschlag im Mai: 14 mm). Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes 1994 verbesserte sich die Vitalität auffallend, was mit der Neudifferenzierung der Feinwurzeln und Mykorrhizen im Zusammenhang steht; die Unterschiede betrugen nahezu eine Bewertungseinheit. Am höchstgelegenen Standort zeigte sich unmittelbar nach der Schneeschmelze die außergewöhnlich gute Vitalitätsbewertung von 2,8, was einem sehr aktiven Zustand der Feinwurzeln und Mykorrhizen entspricht.

Im Vergleich dazu entsprachen Fichtenbestände der Waldschadensgebiete Gleingraben/Stmk. (GÖBL 1989) und Böhmerwald/OÖ. (GÖBL 1993) den Klassen IV bis VI, was sowohl den schlechten Gesundheitszustand dieser Waldstandorte als auch die schweren Schäden im Wurzelraum und die Erosionsgefährdung der Böden dokumentiert (GÖBL 1991).

#### Anzahl von Mykorrhizatypen

Die Anzahl von Mykorrhizatypen pro Einzelprobe lag im Mittel zwischen 5 und 8 und war damit nach dem bisherigen Wissensstand einheitlich und relativ hoch (Anhang 4).

An den Standorten in 1420 m und 1240 m Seehöhe war die Anzahl etwas höher als an der talnächsten Probefläche. Ein Ansteigen der Typenanzahl um 2 Typen pro Probe während des Untersuchungszeitraumes 1994 wurde nur am mittleren Standort (1240 m) festgestellt und ist auf die Neudifferenzierung von Mykorrhizen zurückzuführen.

#### Abnormale Wuchsformen von Mykorrhizen

Abnormale Wuchsformen von Mykorrhizen, wie perlenschnurartige Einschnürungen, Verdünnung der Spitzen, sogenannte “Zündholzformen” oder der Wechsel der Pilzpartner an Einzelmykorrhizen, waren in nur völlig unbedeutender Anzahl vorhanden. Auf Grund der zu vernachlässigenden Zahl an abnormalen Veränderung der Wuchsform kann das bewertete Waldökosystem als stabil bewertet werden.

Bemerkenswert ist das Vorkommen des von *Cenococcum geophilum* gebildeten Mykorrhizatyps in 68 % aller untersuchten Proben. Nach THURNER (1993) handelt es sich um einen wenig effizienten Mykorrhizatyp und Konkurrenten für andere Pilzarten, nach PÖDER & PERNFUSS (1994) um einen Stresszeiger. Obwohl dieser Typ ziemlich regelmäßig verteilt war, erlaubte die relativ geringe Abundanz keine Rückschlüsse auf Schadstoffeinwirkung. Weiters wurden keine intrazellulären Hyphen beobachtet, wie dies von HOLOPAINEN (1989) für belastete Waldgebiete beschrieben wird.

#### Entwicklungsstadien von Mykorrhizen

Für die Beurteilung der Mykorrhizaentwicklung wurde eine Gruppe von 8 Wuchsformen von Fichte und Buche herangezogen. Die Beurteilung erfolgte gemäß der Charakteristik in Tabelle 5, die Häufigkeitsverteilung wird in Tabelle 6 wiedergegeben. Die Wuchsformen waren an allen Probestandorten vorhanden, in der Regel wurden mehr als eine dieser Typen pro Probe gefunden. Die Beurteilung einer Kollektion verschiedener Typen hat den Vorteil, daß mögliche Unterschiede im Wuchsverhalten einzelner Typen, z.B. zeitliche Unterschiede der Differenzierung (GÖBL 1977), ausgeglichen werden.

Wie aus Tabelle 7 zu ersehen, konnten alle Klassifizierungen der Wuchsformen auf den 3 Probeflächen bestimmt werden. Das bedeutet, daß vergleichbare

Tab. 7:  
Häufigkeitsverteilung von 8 Mykorrhizatypen von Fichte und Buche

Mykorrhizatyp Farbe des Pilzmantels	Probefläche		
	1	3	5
schwarz	79,2	63,3	62,4
dunkelbraun	29,2	60,0	78,3
hellbraun	29,2	31,2	30,0
gelb-oliv	70,8	51,2	46,7
grau-silbrig	41,7	50,0	43,3
rosa-grau	41,7	46,7	40,0
rötlich-braun	29,2	16,7	38,3
spanggrün	38,3	21,6	11,6

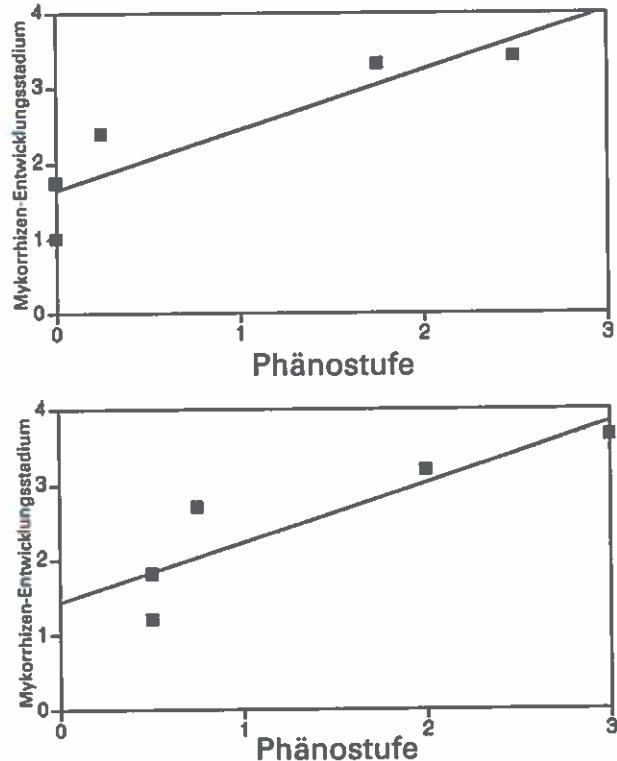
Standorte gewählt wurden und die Prüfung des Zusammenhangs zwischen Mykorrhizaentwicklung und Blattentwicklung zulässig ist. Der Verlauf der Blattentwicklung von Buche ist aus Tabelle 8 ersichtlich. Es zeigte sich sowohl die typische Verzögerung der Blattbildung mit zunehmender Seehöhe (ROSENKRANZ 1951) als auch der Einfluß von Temperatur auf den Verlauf der Blattentwicklung.

In den Abbildungen 1a und 1b werden die Entwicklungsstadien der Mykorrhizen mit den Stadien der Blattentfaltung von Buche für die beiden höher gelegenen Standorte verglichen. Es zeigte sich deutlich, daß die Mykorrhizadifferenzierung im Frühjahr vor dem Knospenschwellen (Phänostufe 1) und damit vor der Blattentwicklung der Buche eintritt; ab der Entwicklungsstufe 3 verläuft sie langsamer und mit der Entwicklung der Buche parallel.

Die Mykorrhizadifferenzierung im Frühjahr weist eine deutliche Abhängigkeit von der Seehöhe auf. Phänologische Merkmale der Buche, welche auch klimati-

Abb. 1:  
Zusammenhang zwischen den Mykorrhizen-Entwicklungsstadien (1994) und den Phänostufen der Buche

1a (oben): Probefläche 3 ( $y = 1,66 + 0,78x; r = 0,89$ )  
1b (unten): Probefläche 5 ( $y = 1,40 + 0,81x; r = 0,88$ )



sche Faktorenkomplexe widerspiegeln, können als Indikator für Wachstumsprozesse im Wurzelraum herangezogen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden:  
- Die Feinwurzeldichte war am talnahen Standort am geringsten, am mittleren Standort, der durch einen

Tab. 8:  
Phänostufen für Buche (1992, 1994)

Probefläche Beprobungstermin	1			3			5		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c
14. Mai 1992	1+	2,5	-	2-2+	2,65	10,2	3	3,3	-
21. Mai 1992	3-	2,6	-	3+	3	15,0	4-	3	12,6
27. Mai 1992	4	2,9	-	4	3,85	10,8	4	3,45	10,6
4. Juni 1992	4+	-	-	4	-	-	4	-	-
12. April 1994	-	-	-	0	1	1,6	0-1	1,15	2,0
19. April 1994	-	-	-	0	1,75	6,5	0-1	1,81	7,3
26. April 1994	-	-	-	0+	2,4	8,3	0-1+	2,65	8,0
3. Mai 1994	1	2,6	-	2-	3,25	8,3	2-2+	3,3	8,3
10. Mai 1994	1-2	3,1	-	2-3	3,4	10,1	3	3,65	10,2
18. Mai 1994	3+	-	-	4	-	-	4	-	-

a Beurteilung der Blattentwicklung nach SEIBT & ELLENBERG (1986)

b Beurteilung der Mykorrhizen-Entwicklungsstadien an Buchenwurzeln, basierend auf dem Beurteilungsschlüssel in Tabelle 4

c Wochenmittel der Temperaturen für die Woche vor dem Beurteilungstermin

- Weidezaun geschützt ist, am höchsten. Die Unterschiede werden auf die Weidefreistellung und den Bodentyp bzw. die Humusform zurückgeführt.
- Die Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen weist auf einen guten Waldzustand hin. Im Frühjahr 1994 konnte im Verlauf der Untersuchungsperiode eine Verbesserung der Vitalität als Folge von Neudifferenzierung von Feinwurzeln und Mykorrhizen festgestellt werden, während im Frühjahr 1992 schlechtere Vitalitätswerte den Einfluß der extremen Trockenperiode anzeigen.
  - Die Typenzahl der Mykorrhizen wird als reichhaltig bewertet.
  - Abnormale Veränderungen an Mykorrhizen, die auf eine Instabilität des Ökosystems hinweisen, wurden an keinem Standort gefunden.
  - Die Entwicklung an Mykorrhizen im Frühjahr zeigte eine deutliche Höhenabhängigkeit, bei allen anderen untersuchten Merkmalen ergaben sich keine Abhängigkeiten von der Seehöhe.
  - Die Blattentwicklung der Buche kann als Indikator für die Entwicklungsvorgänge im Wurzelraum hinzugezogen werden.

## Literatur

- AGERER R. 1986-1993: *Colour atlas of ectomycorrhizae*. Einhorn, Schwäbisch Gmünd.
- BLASCHKE H. 1986: *Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die Biomasse und Mykorrhizierung der Feinwurzeln von Fichte*. Forstw. Cbl. 105, 324-329.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E. 1989: *Synopse streßbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte*. Phyton (Austria) 29 (3), 255-301.
- EGLI S., AMIET R., ZOLLINGER M. & SCHNEIDER B. 1993: *Characterization of Picea abies [L.] Karst. Ectomycorrhizas: discrepancy between classification according to macroscopic versus microscopic features*. Trees 7, 123-129.
- EICHHORN J. 1987: *Vergleichende Untersuchungen von Feinwurzelsystemen bei unterschiedlich geschädigten Altfichten*. Forschungsberichte Hessische Forstl. Versuchsanst. 3.
- ENGLISCH M. 1992: *Standortliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- GOBL F. 1975: *Mykorrhizau Untersuchungen in subalpinen Wäldern*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 75, 335-356.
- GOBL F. 1977: *Mykorrhizau Untersuchungen in österreichischen Douglasienbeständen*. Centralblatt ges. Forstw. 94 (4), 185-194.
- GOBL F. 1989: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe. I. Zustandserhebung in der Probefläche "Hexenkreuzung"*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 163, 171-196.
- GOBL F. 1991: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe. I. Mykorrhiza-Erosionen*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 163, 31-49.
- GOBL F. 1993: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in Fichtenbeständen des Böhmerwaldes*. Österreichische Forstztg. 2, 35-38.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Waldweidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-214.
- GÖTTSCHE D. 1986: *Zur Biomasseverteilung der Buchenwurzeln mit weniger als 5mm Durchmesser*. In: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes, Hrsg. H. ELLENBERG, Eugen Ulmer. 119-127.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: *Einleitung und Zielsetzungen*. FBVA-Berichte 87, 9-18.
- HOLOPAINEN T. 1989: *Ecological and ultrastructural response of Scots Pine mycorrhizas to industrial pollution*. Agriculture, Ecosystem and Environment 28, 185-189.
- KOTTKE I. & OBERWINKLER F. 1986: *Mykorrhiza of forest tree structure and function*. Trees 1, 1-24.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probeflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- MARKS G.C. & FORSTER R.C. 1973: *Structure, morphogenesis and ultrastructure of ectomycorrhiza*. In: G.C. MARKS & T.T. KOZLOWSKI (Editors), *Ectomycorrhiza, their Ecology and Physiology* 7 Academic Press, New York, 7, 1-41.
- PEINTNER U. 1995: *Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyceten im Projektgebiet Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 69-94.
- PÖDER R. & PERNFUSS B. 1994: *Monitoring von Ektomykorrhizen*. Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. 48/49, 127-138.
- RANGGER A. & INSAM H. 1995: *Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhengradienten in den Nördlichen Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 95-104.
- RANTANEN L., PALOMAKI & HOLOPAINEN T. 1994: *Interactions between exposure to ozone and nutrient status of trees: effect on nutrient content and uptake, growth, mycorrhiza and needle ultrastructure*. New Phytol. 128, 679-687.
- REICH P.B., SCHOETTLE W.A., STROO H.F., TROJANO J. & AMUNDSEN R.G. 1985: *Effects of O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and acid rain on mycorrhizal infection in northern red oak seedlings*. Can. J. Bot. 63, 2049-2055.
- ROSENKRANZ E. 1951: *Grundzüge der Phänologie*. Verlag Georg Fromme.
- SEIBT G. & ELLENBERG H. 1986: *Entwicklung und Leistung der Buchen- und Fichtenbestände*. In: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes (Hrsg. H. ELLENBERG), 103-109, Eugen Ulmer.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: *Lufschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 25-76.
- THURNER S. 1993: *In vitro - Synthesen von Ektomykorrhizen an Picea abies: Konkurrenzverhalten von Amanita muscaria und Cenococcum geophilum*. Diplomarbeit Leopold-Franzens Universität Innsbruck.

Verfasser: Dr. Friederike Göbl  
Schneeburggasse 43 a  
A-6020 Innsbruck

Mag. S. Thurner  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Forstökologie  
Rennweg 1  
A-6020 Innsbruck

**Anhang 1**

Bewertung der Durchwurzelung der Probeflächen  
(Mittelwerte aus 12 Proben pro Entnahmetermin; in Klammern: Standardabweichungen)

Probefläche	14.5.92	22.5.92	27.5.92	12.4.94	19.4.94	26.4.94	3.5.94	10.5.94
1 (1420 m)	2,6 (0,4)	2,8 (0,8)	3,1 (0,6)	-	-	-	2,4 (0,6)	2,9 (0,5)
3 (1240 m)	3,4 (0,6)	3,7 (0,7)	3,9 (0,2)	3,0 (0,3)	3,0 (0,4)	3,3 (0,5)	3,8 (0,4)	3,7 (0,6)
5 (1050 m)	2,0 (0,8)	1,8 (0,9)	2,2 (0,9)	2,2 (1,3)	2,3 (0,9)	2,4 (0,8)	2,4 (0,8)	2,4 (0,7)

**Anhang 2**

Bewertung der Mykorrhizahäufigkeit  
(Mittelwerte aus 12 Proben pro Entnahmetermin; in Klammern: Standardabweichungen)

Probefläche	14.5.92	22.5.92	27.5.92	12.4.94	19.4.94	26.4.94	3.5.94	10.5.94
1 (1420 m)	3,8 (1,2)	3,8 (1,1)	3,6 (1,4)	-	-	-	4,0 (1,1)	3,9 (1,1)
3 (1240 m)	3,4 (1,1)	3,4 (1,1)	3,3 (0,6)	3,3 (0,6)	3,2 (1,1)	3,8 (1,2)	4,0 (1,1)	3,8 (1,4)
5 (1050 m)	2,7 (0,6)	2,7 (1,1)	2,6 (0,9)	2,5 (1,4)	2,6 (0,8)	3,1 (1,8)	3,4 (1,1)	3,0 (1,2)

**Anhang 3**

Bewertung der Anzahl von Mykorrhizatypen pro Einzelprobe  
(Mittelwerte aus 12 Proben pro Entnahmetermin; in Klammern: Standardabweichungen)

Probefläche	14.5.92	22.5.92	27.5.92	12.4.94	19.4.94	26.4.94	3.5.94	10.5.94
1 (1420 m)	3,9 (0,4)	3,6 (0,6)	3,6 (0,6)	-	-	-	2,8 (0,4)	3,1 (0,4)
3 (1240 m)	3,7 (0,5)	3,2 (0,7)	3,6 (0,6)	3,9 (0,7)	3,6 (0,4)	3,5 (0,4)	3,1 (0,5)	3,0 (0,5)
5 (1050 m)	3,6 (0,6)	3,5 (0,5)	4,0 (0,6)	3,7 (0,4)	3,5 (0,4)	3,0 (0,8)	3,0 (0,4)	3,4 (0,4)

**Anhang 4**

Bewertung der Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen  
(Mittelwerte aus 12 Proben pro Entnahmetermin; in Klammern: Standardabweichungen)

Probefläche	14.5.92	22.5.92	27.5.92	12.4.94	19.4.94	26.4.94	3.5.94	10.5.94
1 (1420 m)	-	-	-	-	-	-	6,3 (1,2)	6,5 (1,3)
3 (1240 m)	-	-	-	5,7 (0,8)	6,0 (1,4)	6,9 (1,7)	7,8 (1,3)	6,9 (1,4)
5 (1050 m)	-	-	-	5,5 (1,3)	4,9 (1,1)	6,0 (1,9)	5,7 (1,4)	5,4 (1,1)

# Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhiza-bildenden Basidiomyzeten an Hand ihres Glycerinaldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (*gpdA*) Gens

F. GRUBER, N. KREUZINGER, R. PODEU, S.B. HAUDEK, F. GÖBL<sup>1)</sup> & C.P. KUBICEK

Abteilung für Mikrobielle Biochemie, Institut für Biochemische Technologie und Mikrobiologie,  
Technische Universität Wien

<sup>1)</sup> Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt

**Kurzfassung.** Es wurde eine Methode entwickelt, die es erlaubt, mykorrhizabildende Pilze anhand des Glycerinaldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (*gpdA*) Gens zu identifizieren und zu quantifizieren. Die Methode basiert auf der Verwendung der Polymerase-Kettenreaktion (PCR) zur Amplifikation von Fluoreszin-markierten *gpdA*-Genfragmenten und deren Anwendung in Southern- bzw. Slot-Blot Verfahren unter Bedingungen hoher Stringenz. Zur Identifizierung unbekannter Pilzproben aus mykorrhizierten Wurzeln wurde chromosomal DNA isoliert und geeignete *gpdA*-Fragmente mit Hilfe der sog. "nested"-PCR amplifiziert. Diese Fragmente konnten mit der oben angeführten Methode zum spezifischen Nachweis der beteiligten Pilze verwendet werden.

**Schlüsselworte:** Glycerinaldehyd-3-phosphatdehydrogenase; Polymerase Kettenreaktion; Southern Analyse; RAPD-Analyse; Mykorrhizen; Genklonierung

**Abstract.** [Identification and Quantification of Mycorrhiza-forming Basidiomycetes by Means of their Glyceraldehyde-3-Phosphate Dehydrogenase (*gpdA*) Gene.] A method is described which allows the identification and quantification of mycorrhizal fungal species by means of the *gpdA* (glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase-encoding) gene. The method includes preparation of fluoresceine-labelled *gpdA* gene fragments by the polymerase chain reaction (PCR) and their use in Southern and Slot Blots under high stringency condition. For the analysis of samples of unknown fungi collected from infected roots, chromosomal DNA was prepared from mycorrhizal root tips and subjected to nested PCR using the optimized *gpdA*-flanking primers. The respective amplified fragments yielded positive results with the method described above.

**Keywords:** Glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase, polymerase chain reaction, Southern analysis, RAPD analysis, mycorrhizal fungi, molecular cloning

## 1. Einleitung

Ektotrophe Mykorrhizen haben für die Versorgung der Waldbäume mit Nährlementen (und die dadurch bedingte Wachstumsbeschleunigung) auf ärmeren Böden besondere Bedeutung für die Stabilisierung der Bestände. Zusätzlich ist die Frage, ob in Böden überalteter Schutzwälder Myzelien von sog. "first stage" Pilzen vorkommen, welche für die Mykorrhizierung von Jungpflanzen geeignet sind, für das Gelingen von Aufforstungen entscheidend. Bedingt durch die große Ausdehnung entsprechender Aufforstungsstandorte mit teilweise limitierend vorhandenen Nährlementen im Bereich der Schutzwälder der

nördlichen Kalkalpen kommt einer Identifizierung der mykorrhizabildenden Pilze entscheidende Bedeutung zu. Die Häufigkeit ihres Auftretens ist ein Kriterium zur Qualitätsbeurteilung von Standorten (READ 1991; GÖBL 1995). Pilzfruchtkörper sind aufgrund morphologischer Merkmale relativ leicht zu bestimmen, Mykorrhizen dagegen konnten bisher nur sehr eingeschränkt durch zeitraubende Verfahren über Kultivierung identifiziert werden. Diese - auch für andere schwer kultivierbare Mikroorganismen zutreffende - Problematik hat in den letzten Jahren zur Entwicklung molekularbiologischer Methoden geführt, die auf der Erfassung spezifischer DNA Sequenzen beruhen (BRUNS et al. 1991). Da unterschiedliche Gene einen unterschiedlichen Grad an evolutionärer

Konservierung aufweisen, kann deren Nachweis bzw. Analyse zur Unterscheidung und Identifizierung von Organismen auf verschiedenen Verwandtschaftsebenen dienen (Abbildung 1). Mit Hilfe der Polymerase-Kettenreaktion (PCR) kann jedes bekannte Gen selbst aus geringsten DNA-Mengen in für die Analyse ausreichender Menge gewonnen werden. Dadurch ist grundsätzlich jeder auch in geringsten Mengen isolierbare Organismus identifizierbar.

Aufbauend auf diesem Wissen wurde ein Analysensystem entwickelt, welches das Ziel hatte, eine auf DNA-Amplifikation und Hybridisierung aufbauende Methodik zu entwickeln, mit der eine Charakterisierung und Identifizierung von mykorrhizabildenden Pilzen sowie eine Quantifizierung ihres Myzels in Bodenproben möglich war. Dazu wurde das Gen für das glykolytische Enzym Glycerinaldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (*gpdA*) ausgewählt (KUBICEK 1994). Dieses Enzym ist evolutionär hochvariabel, aber besitzt genügend konservierte Sequenzbereiche, sodaß die Klonierung ohne größeren Aufwand möglich ist (MICHELS et al. 1991). Für drei charakteristische mykorrhizabildende Pilzarten des Untersuchungsgebietes Achenkirch (*Amanita muscaria*, *Boletus edulis*, *Lactarius deterrimus*) und andere Arten derselben Gattungen als Vergleichsspezies wird in der vorliegenden Arbeit die Klonierung des *gpdA* Gens beschrieben. In der weiteren Folge wurde in den Reinkulturen dieser drei Pilzarten der qualitative und quantitative Nachweis des Gens erbracht und in Freilandproben des Probegebietes von mykorrhizierten Fichtenwurzeln die Identifizierung der Mykorrhizen durchgeführt.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war, auf der Basis molekularbiologischer Techniken eine Methode zu entwickeln, welche es erlaubt, Mykorrhizen innerhalb kurzer Zeit spezifisch zu identifizieren. Die beschriebene Methode hat den Vorteil, daß sie innerhalb von 48 Stunden Ergebnisse erbringt und hohe Empfindlichkeit besitzt. Damit kann mit wenigen Mykorrhizen als Probematerial gearbeitet werden. Da die Methode auf einem nicht-radioaktivem Nachweisverfahren beruht, kann eine größere Probenanzahl am Standardarbeitsplatz analysiert werden.

Für das Projekt Achenkirch ergibt sich durch die Ausarbeitung dieser Methode die Möglichkeit der raschen und sicheren Identifikation der Pilzpartner bestimmter Mykorrhizen, der routinemäßigen Bestimmung einer großen Anzahl von Mykorrhizen sowie der Kartierung des Verteilungsmusters bestimmter Mykorrhizen. Mit diesem detaillierten Kenntnisstand ist durch die Analyse von Feldmaterial eine der

Grundlagen für Sanierungskonzepte im Hinblick auf Schutzwald und Aufforstungen geschaffen.

## 2. Material und Methoden

### Verwendete Pilzstämme

Die zur Testung herangezogenen Stämme unterschiedlicher Pilzarten stammten aus der Kultursammlung des Bodenbiologielabors der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Die mit \* bezeichneten Arten kommen im Untersuchungsgebiet häufig vor; sie wurden im Bereich der Schulterbergkuppe gesammelt und für die vorliegende Untersuchung kultiviert (Kulturmedium: Agrarnährboden Moser b). Von *Lactarius scrobiculatus* wurde nur Material aus Fruchtkörpern bearbeitet.

*Amanita muscaria* \*)

*Amanita porphyrea*

*Amanita rubescens*

*Boletus aereus*

*Boletus calopus*

*Boletus edulis* \*)

*Boletus erythropus*

*Lactarius deliciosus*

*Lactarius deterrimus* \*)

*Lactarius porninensis*

*Lactarius scrobiculatus*

Die Wurzelproben wurden aus dem Untersuchungsgebiet Schulterberg aus Bodentiefen von ca. 5-10 cm entnommen.

Die Isolierung chromosomaler DNA erfolgte sowohl für auf Agarplatten kultivierte Myzelien als auch für Fruchtkörper gemäß GRUBER et al. (1990). Zur Isolierung der DNA aus Mykorrhizen-Wurzelspitzen gelangte die bei GARDES & BRUNS (1993) beschriebene Vorgangsweise zur Anwendung. Die molekularbiologischen Methoden wurden nach standardisierten Arbeitsvorschriften nach SAMBROOK et al. (1989) durchgeführt.

### Amplifikation und Sequenzierung von Fragmenten der *gpdA* Gene aus *Boletus edulis*, *Amanita muscaria* und *Lactarius deterrimus*

Zur Amplifizierung der Genfragmente gelangten die in Tabelle 2 gezeigten Primer zur Anwendung. Die Syntheseansätze setzten sich wie folgt zusammen: 1 µl chromosomaler DNA des jeweiligen Pilzes, 10 µl MgCl<sub>2</sub> (2,5 mM), 10 µl PCR-Puffer (Fa. Promega), je 2 µl der beiden Primer (Tabelle 2), sowie jeweils 2 µl von jedem der 4 Desoxi-Nukleotidtriphosphate (20 mM). Der An-

satz wurde mit sterilem, doppelt destilliertem Wasser auf 99  $\mu$ l aufgefüllt, 3 min bei 100 °C inkubiert, auf Eis gestellt und durch kurzes Abschleudern in der Eppendorf-Zentrifuge gemischt. Dann wurden 1  $\mu$ l Taq-Polymerase (Promega; 5 U/ $\mu$ l) sowie 100  $\mu$ l Mineralöl zugesetzt, und das Gemisch in einem Hybaid-Thermocycler dem folgenden PCR-Programm unterworfen: 8 Zyklen (95 °C, 90 sec; 54 °C, 30 sec; 48 °C, 90 sec; 72 °C, 60 sec), gefolgt von 40 Zyklen (jeweils 60 sec bei 95, 30 bei 54, 50 bei 48 und 60 bei 72 °C), und einem letzten Zyklus von 60 sec 95 °C, 20 sec 54 °C, 20 sec bei 50 °C und 10 min bei 72 °C. Nach Beendigung der Amplifikation wurden die Reaktionsprodukte mittels Agarose-Elektrophorese analysiert und durch Elution aus dem Gel präparativ gewonnen. Die Fragmente wurden mit Klenow-Enzym zu stumpfen Enden aufgefüllt, in den mit EcoRV linearisierten Vektor pGEM5Zf(+) (Promega) ligiert, und sequenziert (SANGER et al. 1977).

#### Herstellung der zur Hybridisierung verwendeten Genfragment-Sonden

Nicht-radioaktiv markierte Fragmente der *gpdA* Gene wurden mit Hilfe der PCR hergestellt. Die Synthesearnsätze setzten sich wie folgt zusammen: 1  $\mu$ l chromosomaler DNA des jeweiligen Pilzes, 10  $\mu$ l Mg<sup>Cl2</sup> (25 mM), 10  $\mu$ l PCR-Puffer (Fa. Promega), je 2  $\mu$ l der beiden nunmehr für Mykorrhizapilze an Hand der ermittelten Sequenzen neu entworfenen Primer (5'-GCT CCT AGA CCC TCG TGT CAA GG-3'; sowie 5'-ATG CCC TTG AGA GGG CCA TCG GC-3'), jeweils 2  $\mu$ l von jedem der 4 Desoxi-Nukleotidtriphosphate (20 mM), sowie 5  $\mu$ l Fluoreszein-12-dUTP (1 mM; Boehringer-Mannheim, FRG). Der Ansatz wurde mit sterilem, doppelt destilliertem Wasser auf 99  $\mu$ l aufgefüllt, 3 min bei 100 °C inkubiert, auf Eis gestellt und durch kurzes Abschleudern in der Eppendorf-Zentrifuge gemischt. Dann wurden 1  $\mu$ l Taq-Polymerase (Promega; 5 U/ $\mu$ l) sowie 100  $\mu$ l Mineralöl zugesetzt, und das Gemisch in einem Hybaid-Thermocycler dem folgenden PCR-Programm unterworfen: 5 Zyklen (95 °C, 90 sec; 56 °C, 90 sec; 72 °C, 60 sec), gefolgt von 35 Zyklen (jeweils 60 sec bei 95, 55 und 72 °C), und einem letzten Zyklus von 90 sec 95 °C, 60 sec 55 °C und 10 min bei 72 °C. Nach Beendigung der Amplifikation wurden die Reaktionsprodukte mittels Agarose-Elektrophorese analysiert und durch Elution aus dem Gel präparativ gewonnen.

Die Herstellung radioaktiv markierter Sonden erfolgte mittels "random priming" (SAMBROOK et al. 1989).

#### Nachweis der Pilzgene durch Hybridisierung

Zum Nachweis der Pilzgene in Untersuchungsproben gelangten zwei Methoden zur Anwendung: "Southern Blotting", welches eine qualitative Unterscheidung zuläßt, sowie "Slot-Blotting", welches über densitometrische Auswertung auch eine Quantifizierung zuläßt. "Southern Blotting" wurde unter Bedingungen hoher Stringenz (68 °C, 0,1 % SSC) durchgeführt. Für "Slot-Blotting" wurden jeweils 1  $\mu$ l unterschiedlicher Verdünnungen (1: 10 bis 1 : 10000) der DNA-Proben denaturiert (3 min Inkubation bei 100 °C), auf zuvor mit 20 x SSC äquilibrierten Hybond-N-Membranen (Amersham) aufgebracht, und durch UV-Bestrahlung an der Membran fixiert. In beiden Fällen erfolgte der Nachweis der Hybridisierung mit Hilfe eines anti-Fluoreszein Antikörper-alkalische Phosphatase Proteinkonjugats, wobei die Aktivität mit 5'-Brom-4-chlor-3-indoxylphosphat als Substrat sichtbar gemacht wurde (PODEU 1993). Die densitometrische Auswertung erfolgte bei 600 nm in einem CAMAG TLC-Scanner.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Klonierung der *gpdA* Gene aus *Amanita muscaria*, *Boletus edulis* und *Lactarius deterrimus*

Im Rahmen einer umfangreichen Voruntersuchung wurden zahlreiche für Glycerinaldehyd-3-Phosphat-Dehydrogenase kodierende Gene aus Pilzen (Tabelle 1) einem Homologievergleich unterzogen. Aus den daraus ermittelten homologen Bereichen wurden jeweils ein 5' und ein 3' liegender Sequenzabschnitt zum Entwurf von Oligonukleotiden herangezogen und mit diesen die korrespondierenden Fragmente aus chromosomaler DNA von *B. edulis*, *L. deterrimus* und *A. muscaria* amplifiziert, subkloniert und sequenziert. Die Nukleotidsequenz der 3 Genfragmente ist in Abbildung 1 gezeigt. Ein Vergleich der daraus deduzierten Aminosäuresequenz mit der jener in Tabelle 1 zitierten *gpd*-Gene anderer Pilze beweist auf Grund der hohen Homologie (> 80 % mit anderen Basidiomyzeten) eindeutig das Vorliegen eines *gpd*-Gens. Weiters konnte diesen Vergleichen entnommen werden, daß mehr als 90 % der kodierenden Sequenzen in den isolierten Fragmenten enthalten sind. Eine Isolierung der vollständigen Gene (d.h. von DNA-

Fragmenten, welche auch für die Expression relevante 5' und 3' Bereiche beinhalten) wurde nicht angestrebt, da dies die Konstruktion einer Genbank vorausgesetzt hätte, und für die nachfolgend entwickelte Methode ohne Belang ist.

Die von uns entwickelten PCR-Primer sind auch zur Isolierung von *gpdA*-Genen aus anderen Ectomycorrhizapilzen geeignet, wie an Hand der DNA aus *Amanita porphyrea*, *A. rubescens*, *Boletus aereus*, *B. callopus*, *B. erythropus*, *Lactarius deliciosus*, *L. porninensis*, sowie *L. scrobiculatus* gezeigt werden konnte. Die dabei erhaltenen Fragmente waren erwartungsgemäß von gleicher Größe, lieferten jedoch bei Hydrolyse mit ausgewählten Restriktionsnukleasen unterschiedlich große Fragmente. Eine Unterscheidbarkeit dieser Pilze an Hand eines Restriktionslängen-Polymorphismus der *gpdA*-Fragmente ist daher angezeigt.

### 3.2 Anwendung der *gpdA*-Genfragmente zum spezifischen Nachweis individueller mykorrhizabildender Pilze

Nachdem sichergestellt war, daß unter Verwendung der beschriebenen Oligonukleotidprimer aus einer Vielzahl von in Frage kommenden Basidiomyzeten das entsprechende *gpdA*-Fragment isolierbar ist, wurde nun geprüft, ob dieses Spezies-spezifisch nachweisbar ist. Die dazu benötigte DNA-Sonden wurden ebenfalls durch PCR-Amplifikation hergestellt, wobei jedoch zur Markierung Fluoreszin-12-dUTP zugesetzt wurde was den immunologischen Nachweis der Hybridisierung ermöglichte. Unter zuvor optimierten Hybridisierungsbedingungen erkannten die Sonden im Southern Blot aus einer Mischung von DNA verschiedener anderer (auch nicht Mykorrhizabildender) Pilze (z.B. *Trichoderma*; Hefe), stets nur das homologe Gen (Abbildung 3).

Zum Zweck der Quantifizierbarkeit dieses Nachweises wurden die Bedingungen des Southern Blots auf das Slot-Blotting übertragen. Dieses besitzt den Vorteil, daß die dabei entwickelten DNA-Banden hinreichend scharf sind, um densitometrisch auswertbar zu sein. Abbildung 4 zeigt eine Slot-Blot Analyse und das Ergebnis der korrespondierenden densitometrischen Auswertung. Die dabei mitgeführten Proben von Stücken von Plattenmyzel von *L. deterrimus* 1 - 3 ergeben Werte von 7 ( $\pm 4$ ; n=5), 19 ( $\pm 7$ ; n=4) und 16 ( $\pm 7$ ; n=5) ng DNA, was (einem Myzelgehalt von 1 % DNA voraussetzend) auf das Vorliegen von 0,7, 1,9 und 1,6  $\mu$ g Pilzmyzel (Trockengewicht) schließen läßt. Wenngleich die hohe Standardabweichung nur eine

grobe Quantifizierung zuläßt, könnte sie dennoch für populationsdynamische Untersuchungen wertvoll sein, da die dabei relevanten Unterschiede sich in Zehnerpotenzen unterscheiden sollten. Die hohe Empfindlichkeit scheint ferner zum Nachweis der Pilze direkt an der Pflanzenwurzel ausreichend zu sein.

### 3.3 Nachweis von Mykorrhizabildnern aus Mykorrhizawurzeln

Um die oben beschriebene Methode zur Identifizierung der Pilze an im Freiland geernteten Mykorrhizawurzeln anwenden zu können, wurde vorerst eine Methode optimiert, welche die Isolierung von DNA aus Wurzeln gestattete, wobei die in Kapitel 2 beschriebene Methode sich als am reproduzierbarsten darstellte.

Da in einigen Fällen ein gelbes Pigment mitextrahiert wurde und dieses die folgende Amplifikation vollständig hemmte, erfolgte die Entfernung durch Agarose-Elektrophorese und Elution der DNA aus dem Gel. Die so erhaltene DNA war zur PCR-Amplifikation geeignet. Die Ausbeuten waren allerdings so gering, daß in vielen Fällen das amplifizierte Genfragment nicht nachweisbar war. Aus diesem Grund wurden die Amplifikationsprodukte einer zweiten vollständigen PCR-Vervielfältigung unterworfen ("Nested PCR"). Unter diesen Bedingungen lieferten alle DNAs das gewünschte *gpd*-Fragment. Durch Hybridisierung im Southern Blot konnten danach die meisten der Mykorrhizen spezifisch einem der drei Pilzarten des Untersuchungsgebietes Achenkirch zugeordnet werden. Als Beispiel wird in Abbildung 5 *Lactarius deterrimus* gezeigt.

### Literatur

- BRUNS T.D., WHITE, T.J. & TAYLOR J.W. 1991: *Fungal molecular systematics*. Annu. Rev. Ecol. Syst. 22, 525 - 564.
- GARDES M. & BRUNS T.D. 1993: *ITS-primers with enhanced specificity for basidiomycetes: application to identification of mycorrhizae and rusts*. Mol. Ecol. 2, 113 - 118.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet*. FBVA Berichte 87, 261-214.
- GRUBER F., VISSER J., KUBICEK C.P. & DE GRAAFF L. 1990: *The development of a heterologous transformation system for the cellulolytic fungus Trichoderma reesei*. Curr. Genet. 18, 71 - 74.
- KUBICEK C.P. 1994: *Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhizapilzen anhand spezifischer, PCR-amplifizierter DNA-Sequenzen*. Abschlußbericht 1992-1994, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

- MICHELS P.A.M., MARCHAND M., KOHL L., ALLERT S., WIERENGA K. & OPPERDOES F.R. 1991: *The cytosolic and glycosomal isoenzymes of glycerinaldehyde-3-phosphate dehydrogenase of Trypanosoma brucei have a distant phylogenetic relationship*. Eur. J. Biochem. 198, 328 - 336.
- PODEU R. 1993: *Nicht-radioaktive Hybridisierungsverfahren als Werkzeug zum Nachweis und zur Unterscheidung von Mykorrhizapilzen*. Diplomarbeit TU Wien.
- READ D.J. 1991: *Mycorrhizas in ecosystems*. Experientia 47, 376 - 391.
- SAMBROOK J., FRITSCH E.F. & MANIATIS T. 1989: *Molecular Cloning: a laboratory manual*. 2<sup>nd</sup> edition. Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor, New York.
- SANGER F., NICKLEN S. & COULSON A.R. 1977: *DNA sequencing with chain termination inhibitors*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 74, 5463 - 5467.
- Verfasser: Dr. Franz Gruber  
Dr. Norbert Kreuzinger  
Dipl.-Ing. Renate Podeau  
Dipl.-Ing. Sandra Haudek  
Univ. Prof. Dr. Christian Kubicek  
Technische Universität Wien  
Institut für Biochemische Technologie und  
Mikrobiologie, Abteilung für Mikrobielle Biochemie  
Getreidemarkt 9  
A-1060 Wien
- HR Dr. Friederike Göbl  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Forstökologie  
Rennweg 1  
A-6020 Innsbruck

Tabelle 1.

Zu Beginn der Untersuchungen bekannte Sequenzen Glycerinaldehyd-3-Phosphat-kodierender Gene aus Pilzen, und deren Zugriffssnummer in der EMBL-Sequenzdatenbank

<i>Aspergillus nidulans</i>	M19694; M22758
<i>Cryphonectria parasitica</i>	X53996
<i>Ustilago maydis</i>	X07879
<i>Agaricus bisporus</i>	M81727; M81728
<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	M81754
<i>Schizophyllum commune</i>	M81724

Abb. 1.

Zusammenfassung molekularer Methoden in deren Anwendungsbereich in der Spezifizierung von Organismen.

Schwarze Färbung kennzeichnet den Bereich, in welchem mit einer statistisch ausreichenden Anzahl von Untersuchungsproben relevante Aussagen erhalten werden können. Wie aus der untersten Reihe ersichtlich kann an Hand von konservierten Genen ein breiter Verwandtschaftsbereich analysiert werden (nach BRUNS et al. 1991).

Tabelle 2.

Sequenz der zur Amplifikation der *gpdA* Fragmente aus Mykorrhizapilzen verwendeten Primer

5'-Primer: 5' TCG GCC GTA TCG TCC TCC GTA ATG C 3'  
3'-Primer: 5' G AGT AAC CGC ATT CGT TAT CGT ACC 3'

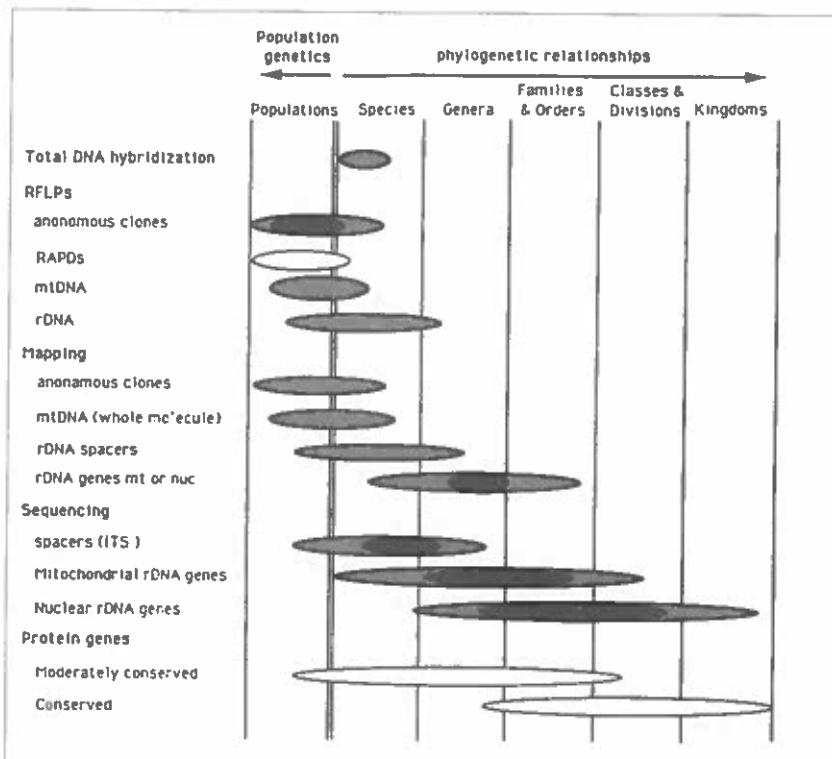


Abb. 2. Vergleich der Nukleotidsequenzen der im Rahmen der Arbeit isolierten gpDA Gene aus *A. muscaria*, *B. ciliata* und *L. determinus*. Klein geschriebene Nukleotide bezeichnen die Einträge der jeweiligen Gene

Abb. 3.

Gelelektrophorese der PCR-Amplifikationsansätze (A) und Hybridisierung mit dem *L. deterrimus* *gpdA* Gen als Sonde (B). Als Template zur Amplifikation diente chromosomal DNA von (1) *A. muscaria*, (2) *B. edulis*, (3) *L. deterrimus*, (4) *Saccharomyces cerevisiae*, (5) *Trichoderma reesei*, sowie Mischungen gleicher Teile von DNA von 1 und 3 (6), 2 und 3 (7), 4 und 3 (8), 5 und 3 (9), sowie aller Pilze mit Ausnahme (9) bzw. unter Einbeziehung von *L. deterrimus* (10).

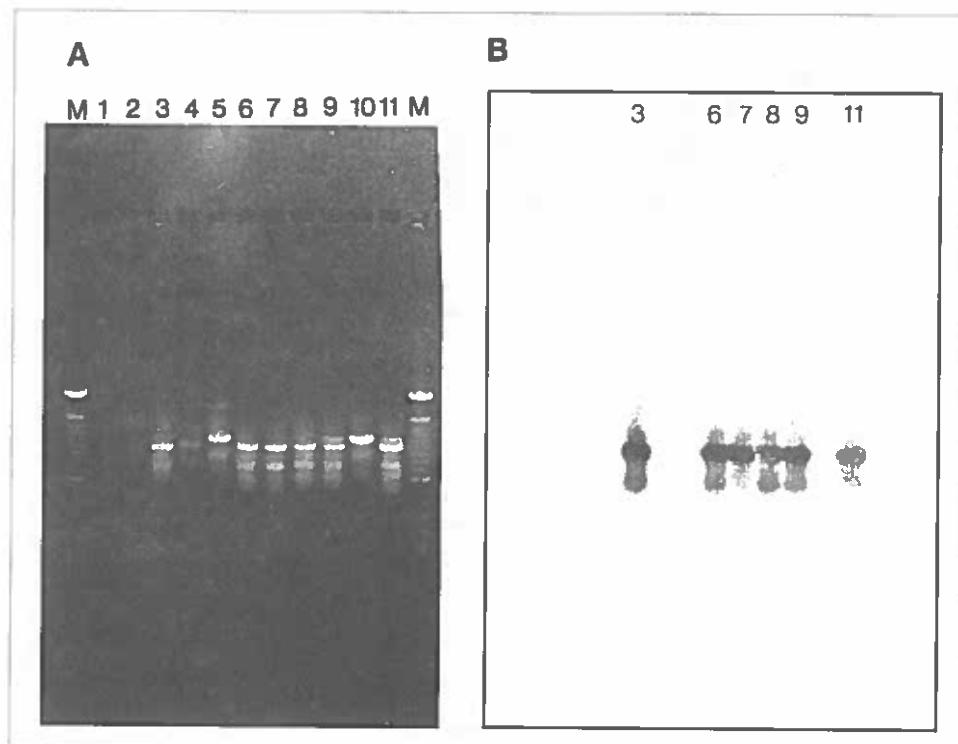


Abb. 4.

(A) Kalibrierung eines Slot-Blots mit DNA von *L. deterrimus* sowie Analyse von drei unbekannten Myzelproben desselben. Die aufgebrachten DNA Mengen betrugen: (1) 80 ng; (2) 64 ng; (3) 48 ng; (4) 32 ng; (5) 16 ng; (6) 8 ng; (7) 4 ng; (8) 3.2 ng; (9) 96 ng; (10), (11), (12), Proben 3, 2, 1. Die Peakfläche im Abbildungsteil B ist in arbitrary units angeführt.

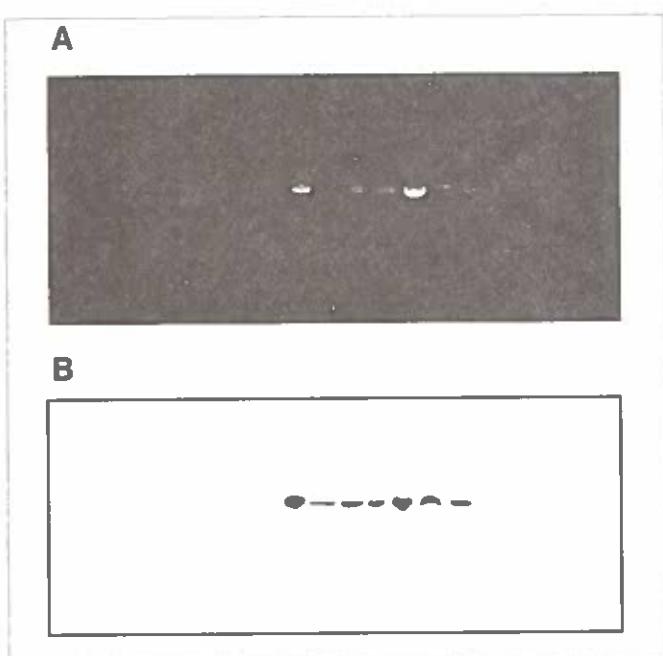
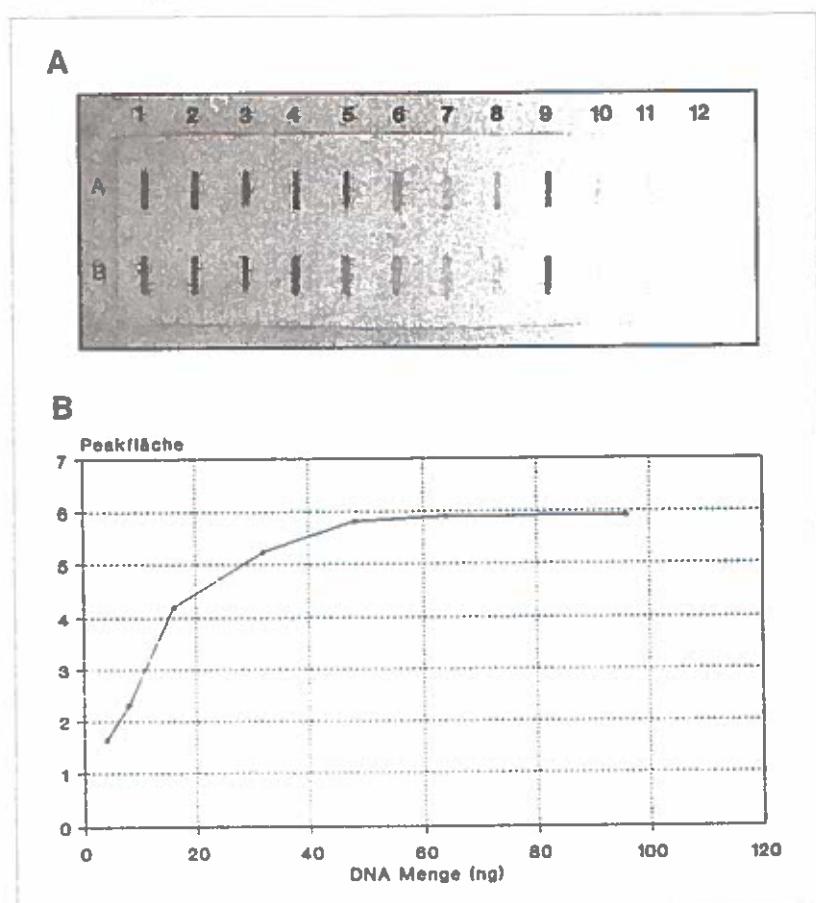


Abb. 5.

"Nested PCR" von DNA Proben, welche aus diversem Wurzelmaterial präpariert worden war, mit einem *Lactarius gpd* spezifischen Primer; sämtliche aufgetragenen Proben entsprachen Fichtenwurzeln, welche am Schulterberg entnommen worden waren. (A) zeigt eine Gelektrophorese der PCR-Produkte; der Nachweis von *L. deterrimus* konnte mittels Hybridisierung (B) erbracht werden.

# Erstellung einer Nutzungspotentialanalyse für den Raum Achenkirch

## Teilergebnisse aus dem Projekt "Nutzungspotentialanalyse Achenkirch"

A. OTTITSCH

*Institut für Forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik, Universität für Bodenkultur Wien*

**Kurzfassung.** Im Rahmen des Projektes Förderungsfonds für Umweltstudien (FUST) werden im Raum Achenkirch auf einer Gesamtfläche von rund 7.500 ha Informationen über Leitfunktionen gemäß Waldentwicklungsplan, waldbaulicher Maßnahmenbedarf (Verjüngung, Pflege etc.), Erholungswert und Belastung durch den Tourismus, Beweidung sowie weiterer Risikofaktoren (Erosion, Lawinen etc.) im Hinblick auf die Gefährdung des Waldökosystems dargestellt.

Eine Nutzungspotential- und Konfliktanalyse des Untersuchungsraumes ergab, daß aktuelle Nutzungskonflikte durch die gleichzeitige Nachfrage nach hohen Nutzungsintensitäten unterschiedlicher Landnutzungen verursacht werden. So stellen die Waldbeweidung auf Schutzfunktionsflächen sowie die hohe Ausstattung mit touristischer Infrastruktur und die damit einhergehende Beunruhigung des Wildes lokale Nutzungskonflikte dar.

Für die Entflechtung von Nutzungskonflikten werden lokale Schwerpunktsetzungen wie etwa die Schaffung von Wildruhezonen und die örtliche Regelung der Erholungsnutzungen vorgeschlagen.

**Schlüsselworte:** Nutzungspotentialanalyse, Nutzungskonflikte, forstliche Raumplanung

**Abstract.** [Preparation of a Landuse Potential Analysis for the Area of Achenkirch, Intermediate Project Results.] In the framework of a project entitled Fund for the Support of Environmental Studies (FUST) information on chief functions under the forest development plan is supplied; forestry measures (regeneration, care, etc.), recreational effects and stress by tourism, grazing and other risk factors (erosion, avalanches etc.) are described with a view to the dangers imminent on forest ecosystems.

An analysis of the landuse potential and of conflicting interests in the area of investigation showed that such conflicts are due to the simultaneous demand for high-intensity exploitation of different forms of landuse. For instance, forest grazing on areas that have a protective function, the provision of a good touristic infrastructure and the troubling effect on the game are conflicting forms of landuse.

To solve these conflicts it is suggested to choose different foci for the individual areas, e.g. to create game refuges and to establish local rules regulating the recreational functions.

**Keywords:** Landuse potential analysis, landuse conflicts, forestry landuse planning

## 1. Einleitung

Seit Jahrhunderten steht der alpine Raum unter dem Einfluß menschlicher Tätigkeit. Zur traditionellen land- und forstwirtschaftlichen sowie jagdlichen Nutzung, die über lange Zeiträume auf annähernd gleichem Niveau geblieben ist, haben sich besonders seit der Mitte des 20. Jahrhunderts neue Nutzungssformen gesellt. Insbesondere ist die Belastung der alpinen Ökosysteme in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen. Der Strukturwandel im ländlichen Raum hat aber auch bisherige Nutzungssformen verändert, was zu weiteren Beanspruchungen und Interessenskonflikten geführt hat.

Der alpine Raum steht nun an der Grenze seiner Belastbarkeit, weshalb jede Nutzung seiner Potentiale einer weitreichenden Planung unter Berücksichtigung aller Einflußfaktoren bedarf.

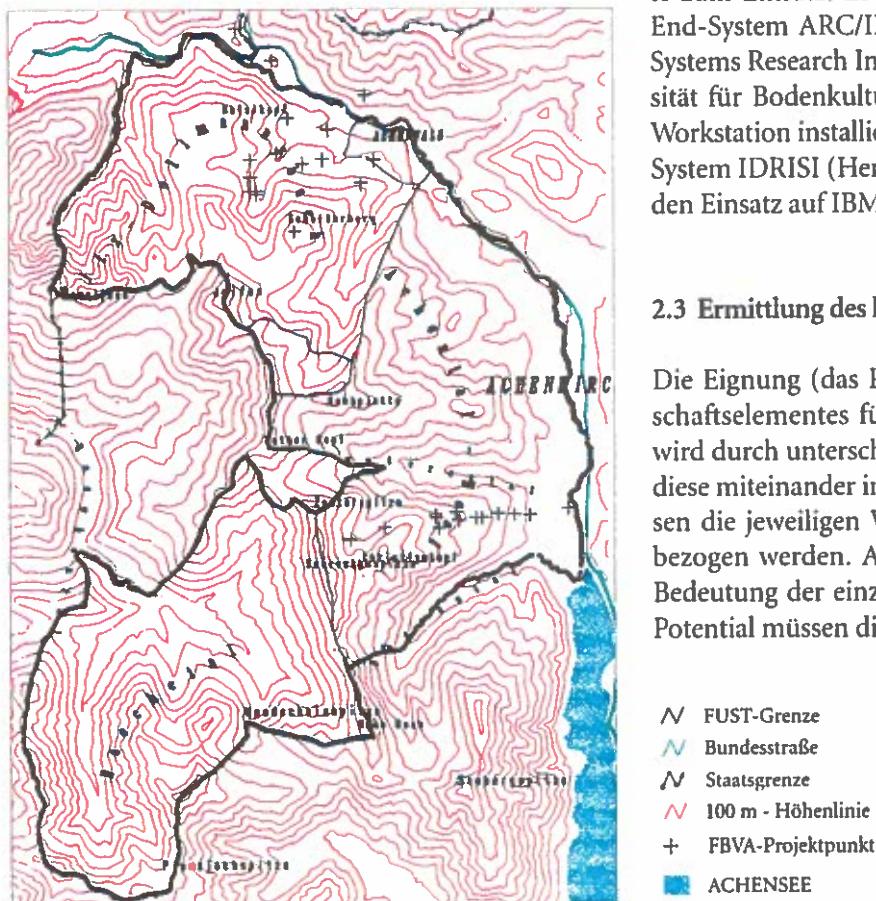
Im Raum Achenkirch werden im Rahmen des Förderungsfonds für Umweltstudien (FUST) seit zwei Jahrzehnten Untersuchungen über die verschiedenen Raumnutzungen im alpinen Raum, insbesondere für Land- und Forstwirtschaft sowie Jagd, durchgeführt (Abbildung 1). Dabei wurden auch Modelle zur Konfliktbearbeitung, wie etwa das "Traktverfahren", für das Konfliktfeld Jagd-Forstwirtschaft entwickelt (OTTITSCH & GLOCK 1995). Aufbauend auf diesen Erfahrungen und dem nun vorliegenden Datenmaterial plant das

Projekt "Nutzungspotentialanalyse Achenkirch" die Entwicklung eines optimierten Raumnutzungskonzeptes, das vor allem die Bereiche Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Naturschutz, Jagd, Tourismus und Siedlungsentwicklung einbeziehen soll. Dabei sollen auch Fragen des Erosions-, Wildbach- und Lawinenschutzes im alpinen Raum besonders berücksichtigt werden.

Durch den Aufbau eines raumbezogenen Informationssystems werden integrale Planung und Beurteilung raumbezogener Nutzungen in ihren Auswirkungen auf die Landeskultur ermöglicht. Das Rauminformationssystem (RIS) soll die Möglichkeit bieten, ihre Zielsetzungen räumlich darzustellen, Gefährdungen in ihrer Gesamtheit zu erkennen und den Umfang erforderlicher Gegenmaßnahmen zu bestimmen.

Der vorliegende Beitrag bietet eine kurze Übersicht über die im RIS Achenkirch gespeicherten Daten und versucht am Beispiel der Dienstleistung "Schutz vor Katastrophen" das Prinzip einer Nutzungspotentialanalyse darzulegen.

Abb. 1:  
Grundkarte des FUST-Projektsgebietes



## 2. Methodik

### 2.1 Informationen des Rauminformationssystems Achenkirch

Die nachfolgende Zusammenstellung gibt einen Überblick über die im RIS Achenkirch gespeicherte Information entsprechend der im Datenbankkonzept vorgesehenen Gliederung nach Primär-, Sekundär- und Tertiärinformation.

Primäre Informationen sind solche, die auf Messungen oder Erhebungen im Gelände beruhen. Sekundäre Information entsteht durch die Kombination primärer Daten. Tertiäre Information entsteht durch Kombination und Interpretation von Primär- und/oder Sekundärinformation.

### 2.2 Technologie der geographischen Informationssysteme (GIS)

Um die Systemunabhängigkeit des Rauminformationssystems Achenkirch (RIS Achenkirch) in der Konzeption zu gewährleisten, kamen im Projekt zwei ihrer Konzeption nach sehr unterschiedliche GIS-Pakete zum Einsatz. Es waren dies einerseits das High-End-System ARC/INFO (Hersteller: Environmental Systems Research Institute, ESRI), das an der Universität für Bodenkultur Wien auf einer HP7500-Unix Workstation installiert ist, andererseits das Low-Cost-System IDRISI (Hersteller: Clark-University), das für den Einsatz auf IBM-kompatiblen PCs konzipiert ist.

### 2.3 Ermittlung des landschaftlichen Potentials

Die Eignung (das Potential) eines konkreten Landschaftselementes für eine bestimmte Landnutzung wird durch unterschiedliche Faktoren bestimmt. Um diese miteinander in Bezug bringen zu können, müssen die jeweiligen Werte auf eine einheitliche Skala bezogen werden. Aufgrund der verschieden hohen Bedeutung der einzelnen Faktoren in Bezug auf das Potential müssen diese gewichtet werden:

- ✓ FUST-Grenze
- ✓ Bundesstraße
- ✓ Staatsgrenze
- ✓ 100 m - Höhenlinie
- ✓ FBVA-Projektpunkt
- ACHENSEE

<b>• Primäre Informationsebene</b>	
Topographie	Geländemodell des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen
Vegetation	potentielle Vegetation aus Standortkartierung
Standortinformation	aktuelle Vegetation aus Operaten der Österreichischen Bundesforste (ÖBF)
Hydrologie	aktuelle Vegetation aus Biotopbeschreibung aus Planquadratinformation
Fauna	Standortkartierung
Infrastruktur	Standortbeschreibungen aus ÖBF-Operaten
Allgemeine Infrastruktur	Gewässernetz
Jagdliche Infrastruktur	Schalenwildbeobachtungen
Landwirtschaftliche Infrastruktur	
Forstwirtschaftliche Infrastruktur	
Touristische Infrastruktur	
Rechtliche Information	
<b>Nutzungsinformation</b>	
Forstliche Nutzung	forstliche Nutzungsinformation aus Operaten der ÖBF
Landwirtschaftliche Nutzung	forstliche Nutzungsinformation aus Planquadratbeschreibungen
Tourismus	Meldung der Ausübung der Weiderechte (ÖBF)
Jagdliche Nutzung	Abschätzung der Beweidungsintensität durch lokale Information
Naturschutz	Weidefreistellungen
Sicherheit vor Naturgewalten	Beurteilung der Intensität touristischer Nutzung durch lokale Information
Abschußdaten	
Verteilung von Störquellen im Gebiet	
Verteilung der Bewaldung, Vorhandene Sicherungseinrichtungen	
<b>• Sekundäre Informationsebene</b>	
Jagdliche Nutzung	Wildlebensräume (Kartierung von P. SCHWAB)
	Verhältnis Abschuß/Wildbeobachtung
	Zeitreihenanalysen der Beobachtungsdaten
Forstliche Nutzung	Einfluß von Störquellen
	Beurteilung aufgrund lokaler Information (Struktur und Textur)
<b>• Tertiäre Informationsebene</b>	
<b>Nutzungen</b>	
Jagd	Ziel
Forstwirtschaft	Attraktivitätsbeurteilung
Naturschutz	Potentialbewertung
Landwirtschaft	Potentialbewertung
Sicherheit vor Naturgewalten	Potentialbewertung
Nutzungskonflikte	Potentialbewertung (Bedarf Schutzleistung)
Maßnahmenplanungen	Konfliktbeurteilungen aus Attraktivität und Beeinträchtigungen
	Maßnahmenplanungen zu einzelnen Landnutzungen
Jagd	
Forstwirtschaft	
Naturschutz	
Landwirtschaft	
Sicherheit vor Naturgewalten	

$$P = w_i x_i$$

- $P$  = Potential  
 $w_i$  = Gewicht des Faktors i  
 $x_i$  = Skalenwert des Faktors i

Der Skalenwert  $x$  ist nicht der tatsächlich gemessene Wert des Faktors. Um unterschiedliche Größen miteinander vergleichbar zu machen, werden die Meßwerte für alle Faktoren auf eine einheitliche Skala normiert. Dies erfolgt nach folgender Formel:

$$x = [(x_{\max} - x_{\min}) / (y_{\max} - y_{\min})] * y$$

- $x$  = Skalenwert  
 $y$  = Meßwert  
 $x_{\max}$  = maximaler Skalenwert  
 $x_{\min}$  = minimaler Skalenwert  
 $y_{\max}$  = maximaler erhobener Meßwert (im Projektgebiet)  
 $y_{\min}$  = minimaler erhobener Meßwert (im Projektgebiet)

## 2.4 Ermittlung des Nutzungspotentials am Beispiel der forstlichen Dienstleistung "Sicherheit vor Katastrophen" (Schutzfunktion)

### 2.4.1 Auswahl geeigneter Indikatoren

Die Nutzung "Sicherheit vor Naturgewalten" ist im alpinen Raum von besonderer Bedeutung. Im Waldentwicklungsplan (WEP) kommt der Schutzfunktion auf dem Großteil der Flächen im Projektgebiet des FUST die Wertigkeit 3 zu, womit sie zur Leitfunktion wird. Die Schutzfunktionsbewertung des WEP ist als Bewertung einer Nachfrage nach Schutzleistung zu sehen, wobei das Hauptkriterium der Schutz von Waldboden gegen Erosion ist. Solche Schutzwälder (nach § 21 Forstgesetz) unterscheiden sich von den mit Bescheid ausgewiesenen Bannwäldern (nach § 36 Forstgesetz), dadurch, daß bei letzteren ein konkreter Objektschutz durch einen Interessenten (z.B. die Bundesstraßenverwaltung) nachgefragt wird, der auch zur Finanzierung von mit der Schutzleistungser-

bringung verbundenem Aufwand verpflichtet werden kann.

Im alpinen Raum stellt der Schutz gegen Erosion die umfassendste Definition der Schutzfunktion dar, mit der auch der Begriff des speziellen Objektschutzes der Bannwälder abgedeckt ist. Der Schutz gegen Lawinen stellt einen Spezialfall dar, der gesondert zu berücksichtigen ist.

Anders als zum Beispiel bei der Holzproduktion ist es bei der Schutzleistung des Waldes nicht sehr zielführend, das Potential zu bewerten, diese Funktion zu erfüllen, denn dieses ist auf einem flachen, edaphisch unproblematischen Standort am höchsten. Es scheint sinnvoller, den Bedarf für diese Leistung zu bewerten, die sich aus dem standortsbedingten Risiko ergibt. Das Potential der Schutzleistung wäre demnach zu diesem Risiko umgekehrt proportional. Die gegenwärtige Bestockung ist als Angebot, das diesem Bedarf gegenübersteht, zu betrachten.

Das standörtliche Risiko wird durch Geologie, Hangneigung und Höhenlage beeinflußt. Die in Teilen des Projektgebietes durchgeführte Standortkartierung weist nicht auf besondere, geologisch bedingte lokale Risikofaktoren hin, die etwa eine besondere Hangrutschgefahr mit sich bringen. Da es sich überwiegend um Kalkstandorte handelt, ist jedoch auf die leichte Erodierbarkeit (Verkarstungsgefahr) dieses Gesteins hinzuweisen.

Das standörtliche Risiko nimmt mit steigender Höhenlage und Hangneigung zu. In Bezug auf die Exposition sind Nord- und Ost-Expositionen kritischer als West- und Südexposition zu bewerten.

Diese Aufstellung gilt für das Risiko im Bezug auf Bodenabtrag und Schwierigkeit der Wiederbewaldung. Das Risiko für den Abgang von Lawinen ist ebenfalls eine Funktion von Höhenlage, Hangneigung und Exposition. Das Risiko steigt mit der Höhenlage. Besonders kritisch sind Hangneigungsbereiche von 28 bis 55 %, sowie Expositionen von SE bis SW.

## 2.4.2 Beschränkungen

Wenn das Potential für die Erbringung der Schutzleistung als Reziprokwert des standörtlichen Risikos definiert ist, dann gelten als Beschränkungen all jene Bereiche, in denen kein solches Risiko besteht. Es handelt sich hier um Flächen geringer Neigung im Talbereich.

## 2.4.3 Indikatoraggregation und -gewichtung

### Erosionsschutz

Als bedeutendster Faktor für die Ermittlung des Schutzfunktionspotentials wird die Geländeneigung gesehen, höhere Hangneigung bedeutet auch ein höheres Risiko. Der Neigungsindikator (N) entspricht dem auf die Einheitsskala normierten Wert der Hangneigung.

Als weiterer Faktor geht die Höhenlage in die Indikatorermittlung ein, der Höhenindikator (H) wird durch Übertragung der Seehöhe auf die normierte Einheitskala errechnet.

Die Ermittlung des Teilindikators E' für das Risiko in Bezug auf die Erosion ergibt sich daher wie folgt:

$$SE' = SN + SH$$

SE' = Erosionsrisikoindikator  
SN = Neigungsindikator (skalennormierte Hangneigung)  
SH = Höhenindikator (skalennormierte Seehöhe)

### Lawinenschutz

Die Ermittlung des Indikators für den Abgang von Lawinen erfolgt zunächst über die Höhenlage, da die Höhe der Schneedecke stark von dieser abhängig ist. Als nächster Faktor wird die Exposition eingeführt, wobei sonnenexponierte Standorte ein höheres Risiko bedeuten. Entscheidender Faktor ist die Hangneigung. Als Risikobereich werden Gebiete mit Neigungen zwischen 28° und 45° eingestuft, besonders disponent sind Bereiche zwischen 35° und 45° Neigung.

Für die Ermittlung der geländebedingten Wahrscheinlichkeit eines Lawinenabganges sind noch weitere Faktoren (z.B. die Struktur des Kleinreliefs und die Hanglage: Ober-/ Mittel- / Unterhang) von Interesse. Sie gehen jedoch nicht in die vorliegende Bewertung ein. Einschränkend muß bemerkt werden, daß das Geländemodell des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen mit seiner Punktdichte von 50 m x 50 m nicht den für eine exakte Beurteilung notwendigen Genauigkeitsgrad aufweist, diese jedoch für die generelle Planung, wie sie im Rahmen der Nutzungspotentialanalyse erfolgt, als ausreichend bezeichnet werden kann.

Die Ermittlung des Indikators für das Lawinenrisiko erfolgt in folgender Weise:

$$L' = (SH + SA) * SNL$$

SL' = Lawinenrisikoindikator  
SH = Höhenindikator (normierter Höhenwert)  
SA = Expositionsindikator  
SNL = lawinenrelevanter Neigungsindikator

In Abhängigkeit von der Exposition nimmt SA folgende Werte an:

Exposition	SA-Wert
S	16
SW	12
SE	12
W	10
E	10
NW	8
NE	8
N	8

Für den lawinenrelevanten Neigungsfaktor werden in Abhängigkeit von der Neigung (Angabe in Altgrad) folgende Werte angenommen:

Neigung	NL-Wert
0	0
0,1-28	0
28,1-35	12
35,1-45	16
45,1-90	0

**Ermittlung des Schutzfunktionspotentialindikators**  
Der Schutzfunktionspotentialindikator wird aus der Aggregation der Indikatoren für Erosions- und Lawinenschutz nach folgender Formel ermittelt:

$$SP' = SE + SL$$

SP' = Schutzfunktionspotentialindikator  
SE = normierter Wert für E' (Erosionsrisikoindikator)  
SL = normierter Wert für SL' (Lawinenschutzindikator)

## 2.5 Landschaftliches Belastungspotential der Erholungsnutzung

Der Wintertourismus (v.a. das Schigebiet Christlum sowie Langlaufloipen im Talbereich) und der Sommertourismus (im Bereich der Wanderwege und des Achensees) ist der bedeutendste Wirtschaftszweig im Raum Achenkirch. Der Waldentwicklungsplan der Bezirksforstinspektion Schwaz weist für den Bereich des Christlum-Schigebietes sowie für Waldflächen am Nord- und am Ostufer des Achensees die Erholungsfunktion als Leitfunktion aus.

### 2.5.1 Indikatorfindung

Von den untersuchten Nutzungen ist die touristische Nutzung jene, die am stärksten von Infrastruktureinrichtungen abhängig ist. Naturräumliche Faktoren spielen insofern eine Rolle, als sie die Eignung eines

konkreten Landschaftslementes für die Errichtung von bestimmten Infrastruktureinrichtungen beeinflussen, doch lässt sich diese Eignung auch künstlich beeinflussen. Um die gegenwärtige - zumindest potentielle - Belastung eines Gebietes durch die Erholungsnutzung zu ermitteln, bietet sich die Ermittlung des Infrastrukturbedingten Potentials an.

### 2.5.2 Beschränkungen

Auch bei den Beschränkungen muß zwischen solchen unterschieden werden, die sich aus der naturgegebenen Ausstattung der Landschaft ergeben und solchen, die auf menschlichen Einfluß zurückzuführen sind.

Aufgrund der erläuterten Infrastrukturabhängigkeit des Erholungspotentials und der unterschiedlichen Formen von Erholung gibt es wenig naturgegebene Beschränkungen. Absolute Beschränkungen sind lediglich aufgrund von Faktoren vorstellbar, die den Aufenthalt von Menschen unmöglich machen. Als Beschränkung könnten sehr labile Hangstandorte gesehen werden, wie sie etwa im Bereich von Murenabbruchgebieten anzutreffen sind.

Im Projektgebiet werden keine naturgegebenen Beschränkungen für die Erholungsnutzung angenommen. Letztere sind Flächen, deren derzeitige Nutzung eine Nutzung zu naturgebundenen Erholungszwecken unmöglich macht; als solche werden Flächen mit Befreiungsverbot (eingezäunter Privatgrund, Sperrgebiete) und Flächen, deren Nutzung mit Erholung inkompabil ist, gesehen (Straßen, Steinbrüche).

### 2.5.3 Indikatoraggregation und Indikatorgewichtung

#### Infrastruktur anderer Landnutzungsformen

Land- und forstwirtschaftliche Güterwege erhöhen die Zugänglichkeit und damit den Erholungswert einer Landschaft, auch wenn sie nicht als Wanderwege markiert sind. Als Beispiel sei etwa die, wenngleich in Österreich zum gegenwärtigen Zeitpunkt illegale, Nutzung solcher Wege durch Mountainbikefahrer genannt.

Als Indikator für vorhandene Wege wird die Distanz zum nächstgelegenen Weg verwendet, wobei der Indikatorwert EIL mit steigender Distanz sinkt.

#### Indikatorermittlung für vorhandene Erholungsinfrastruktur

Die vorhandene Erholungsinfrastruktur wird in Punkt-, Linien- und Flächenelemente unterteilt, wobei die Raumbeanspruchung der mit der jeweiligen Infrastruktur zusammenhängenden Erholungsform als Gliederungskriterium verwendet wird.

Punktelemente sind demnach Einrichtungen, die stationäre Formen der Erholung ermöglichen, hiezu zählen Rast- und Gasthäuser, aber auch Lager- oder Campingplätze. Charakteristisch für diese Elemente ist, daß sie punktuell einen intensiven Einfluß auf das Ökosystem ausüben, der aber eine relativ geringe Flächenwirkung hat.

Der Indikator EDP für den Faktor Punktelemente wird zunächst durch Subtraktion der auf die Einheitsdistanz normierten Entfernung von Punktelementen vom Wert 16 errechnet.

Linienelemente sind Einrichtungen für liniengebundene Erholungsformen. Es handelt sich hier vor allem um markierte Wanderwege, Loipen oder Radwege. Entlang der Linie ist die Intensität der Auswirkungen auf das Ökosystem dabei geringer, dafür wird durch gelegentliches Abweichen von der Linie, sowie durch Korridoreffekte eine höhere Flächenwirkung erzielt.

Der Indikator EDL für den Faktor Linienelemente wird durch Subtraktion der auf die Einheitsdistanz normierten Entfernung von Linienelementen errechnet.

Flächenelemente werden für flächenbeanspruchende Formen der Erholung errichtet. Hierunter zählen vor allem alpine Schipisten, aber auch Golfplätze.

Im Bereich des Schigebietes Christlum beträgt der Wert des Indikator EDF für Flächeninfrastruktur 16.

Die Beanspruchung von Luftraum für Erholungszwecke, wie dies durch Paraglider und Drachenflieger geschieht, wird ebenfalls als flächenbezogene Erholungsaktivität verstanden. Die dazu benötigte Infrastruktur besteht vor allem in Formen der Aufstiegshilfe jedweder Art (Seilbahn- und Liftanlagen, Zubringerdienste auf Forst- und Güterwegen). Die Flächenwirkung dieser Infrastruktur wird durch regelmäßig verwendet Flugrouten ermittelt. Der Paraglidingbetrieb im Bereich Christlum-Oberautal wird in der Bewertung durch Belegung des Indikators EDF mit dem Wert 8 auf der entsprechenden Fläche berücksichtigt.

Die Indikatorermittlung für die Erholungsinfrastruktur erfolgt nach folgender Formel:

$$EIE' = 4 \times EDP + 3 \times EDL + 3 \times EDF$$

EIE' = Absolutwert des Erholungsinfrastrukturindikators

EDP = Indikator der Punktelement-Infrastruktur

EDL = Indikator der Linienelement-Infrastruktur

EDF = Indikator der Flächenelement-Infrastruktur

Die Vergabe der Gewichtungen berücksichtigt die höhere Flächenwirkung von Linienelement-Infrastruktur.

Durch Normierung von EIE' auf die Einheitsskala wird der Erholungs-Infrastrukturindikatorwert EIE errechnet.

### Errechnung des Erholungspotentialindikators

(= potentielle Belastung durch Erholungsnutzung)

Der Indikator EP für das Erholungspotential wird wie folgt ermittelt:

$$EP' = 2 \times EIL + 4 \times EIE$$

EIL = Absolutwert des Erholungspotentialindikators

EIL = Indikator des Einflusses land- und forstwirtschaftlicher Infrastruktur auf das Erholungspotential

EIE = Indikator des Einflusses von Erholungsinfrastruktur auf das Erholungspotential

In Bezug auf das Erholungspotential wird der Einfluß sonstiger Infrastruktur geringer als der der Erholungsinfrastruktur gewertet.

## 2.6 Zusatzinformationen aus dem Projektgebiet

### 2.6.1 Wild- und Weideschäden

#### Wildschäden

Flächenhafte Information über die Verteilung von Wildschäden im Projektgebiet kann, soweit Gebiet mit hoher oder erhöhter Schutzfunktionswertigkeit betroffen sind, dem Landeskonzzept zur Schutzwaldverbesserung der Landesforstdirektion (LFD) Tirol entnommen werden (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). Ergänzt werden diese Angaben durch Aufnahmen der Bezirksforstinspektion (BFI) Schwaz und des FUST in den übrigen Gebieten. Vorwiegend handelt es sich hier um Flächen, die in den letzten Jahren Gegenstand von Konflikten zwischen jagdlicher und forstlicher Nutzung gewesen sind.

#### Weideschäden

Der größte Teil des Untersuchungsgebietes wird für Weidezwecke genutzt. Informationen über die Beeinträchtigung der Schutzfunktion durch Beweidung gibt das Landeskonzzept zur Schutzwaldverbesserung der LFD Tirol (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Funktionen laut Waldentwicklungsplan (WEP)

Das System der Funktionsbewertung des Österreichischen Waldentwicklungsplanes ist durch den § 9 des Österreichischen Forstgesetzes sowie durch die Richt-

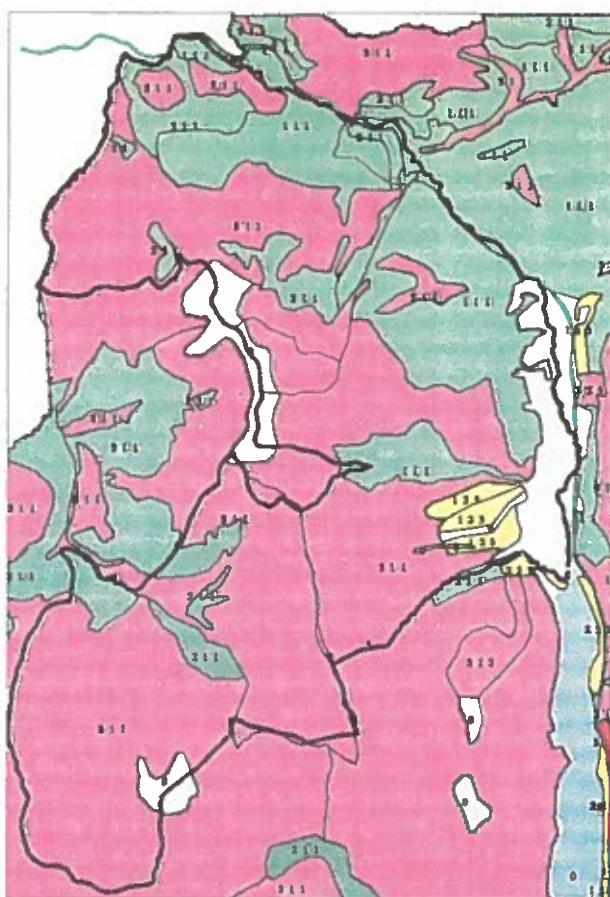


Abb. 2:  
Ausschnitt aus der WEP-Karte der  
BFI Schwaz

Leitfunktion:

- Nutzung
- Erholung
- Schutz
- Schutz-Bannwald
- Funktionskennzahl

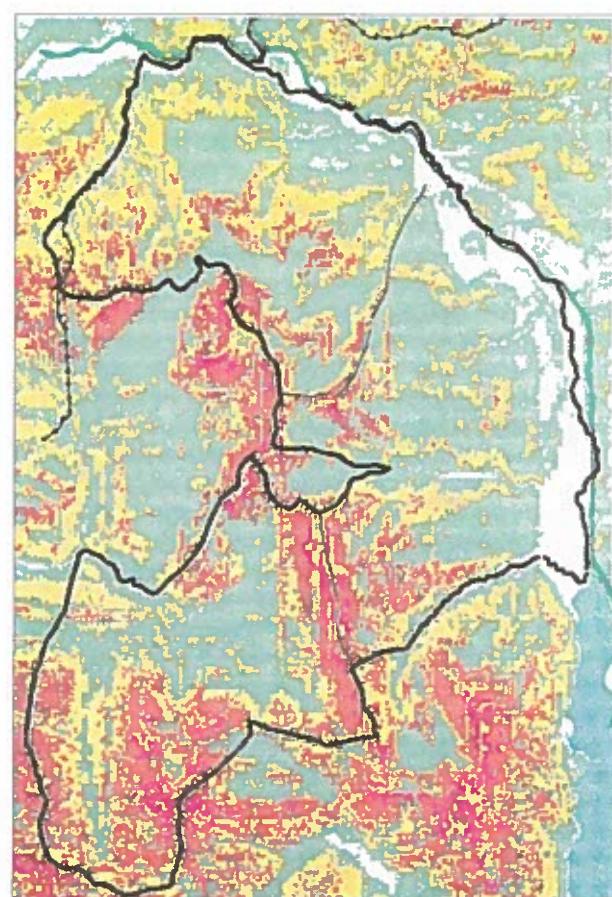


Abb. 3:  
Geländebedingte Erfordernis in  
Bezug auf die Erbringung der  
Schutzfunktionsleistung

SP = 0

- SP = 1 - 4
- SP = 5 - 8
- SP = 9 - 12
- SP = 13 - 16

linien zur Ausgestaltung des Waldentwicklungsplanes geregelt.

Der Waldentwicklungsplan für die Bezirksinspektion Schwaz weist für den größten Teil des Projektgebiets der Schutzfunktion die Wertigkeit 3 zu, womit sie auf diesen Flächen jeweils zur Leitfunktion wird (Abbildung 2). Auch die erhöhte Wertigkeit 2 wurde oft vergeben. Im Bereich des Schigebietes Christlum erhält die Erholungsfunktion die Wertigkeit 3, sie ist hier die Leitfunktion, die Wohlfahrtsfunktion erhält hier erhöhte Wertigkeit. Die Nutzfunktion ist vor allem in den Tallagen und auf flacheren Hochflächen Leitfunktion. Die Ausweisung der Schutzfunktion im WEP stellt ebenso einen Bedarf an der Erbringung der Schutzfunktion dar wie der in Abbildung 3 dargestellte Schutzfunktionspotentialindikator SP, doch erlaubt letzterer eine lokale Differenzierung des Bedarfes.

Bemerkenswert ist, daß im Projektgebiet die Erholungsfunktion nur in dem durch Aufstiegshilfen er-

schlossenen Schigebiet mit höchster Wertigkeit belegt wurde, obwohl auch andere Flächen sowohl im Winter als im Sommer touristisch genutzt werden. Erwähnt seien hier Waldflächen im Bereich der Loipen in der Umgebung von Achenkirch, im Ober- und Unterautal oder im Einzugsbereich der Wanderwege, die die verschiedenen touristischen Attraktionspunkte erschließen. Der Vergleich mit der durch den Autor erstellten Karte "Erholungspotential" (Abbildung 4) zeigt, daß das Ausmaß der durch die verschiedenen Formen der Erholungsnutzung betroffenen Waldflächen und das damit verbundene Konfliktpotential größer ist, als dies im WEP (LFD Tirol 1988) zum Ausdruck kommt.

Zwar kann der Waldentwicklungsplan als Dokumentation gesellschaftlicher Ansprüche an den Wald gesehen werden, die Praxis der Funktionsbewertung und die farbliche Darstellung der Leitfunktionen berücksichtigen jedoch nicht die mit diesen An-



Abb. 4:  
*Infrastrukturbedingtes Erholungspotential  
 (potentielle Belastung durch Erholung)*

sprüchen einhergehenden Nutzungskonflikte, was am Beispiel der Beurteilung der Erholungsfunktion im Projektgebiet ebenfalls erkennbar ist.

### 3.2 Geländebedingte Risiken

Beim Vergleich der Schutzfunktionsbeurteilung der WEP-Karte mit der flächenmäßigen Verteilung des Risikonindikators SP fällt zunächst die grobe Übereinstimmung der beiden Beurteilungsverfahren auf. Die dunkelroten, roten und orangen Bereiche der Risikoindikatorkarte liegen durchwegs in Gebieten, denen im WEP hohe oder erhöhte Schutzfunktionswertigkeit zugesprochen wird. Im Gegensatz zur großflächigen Funktionszuweisung im WEP bietet die Risikoindikatorbewertung jedoch ein lokal differenzierteres Bild des Bedarfs an der Schutzfunktionsleistung des Waldes.

Das hier verwendete System der Risikobewertung bedarf für eine breitere Anwendung noch einer Ver-

feinerung, insbesondere in Bezug auf die Gewichtung der einzelnen Faktoren, doch hat es den Vorteil, daß die verwendeten Indikatoren über das digitale Geländemodell des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen ermittelt wurden und somit für das gesamte Bundesgebiet vorliegen.

### 3.3 Belastungen durch Erholungsnutzung

Der auf Basis der vorhandenen Infrastruktur ermittelte Erholungswertindikator EP zeigt im Projektgebiet das Nutzungspotential für die Erholungssuchenden an. Die mit der Ausnutzung dieses Potentials verbundene Wildbeunruhigung stellt ein Konfliktpotential in Bezug auf die jagdliche Nutzung und den Naturschutz dar. Besonders belastet sind die in Abbildung 4 dunkelrot eingezeichneten Flächen im Bereich des Oberautals und des Schigebietes Christlum. Die hellroten Flächen stellen die nächsttiefere Belastungsstufe dar, es handelt sich hier um die Umgebung von Ausflugszielen und die dazugehörigen Anmarschrouten. Die gelben Flächen beinhalten zwar keine Attraktionen, wohl aber sind hier Wege vorhanden. Geringes Belastungspotential ist in den abgelegenen Flächen im Revier Bächental vorhanden.

Die Verteilung dieses Belastungspotentials und die daraus abgeleiteten Attraktivitätsminderungen für die jagdliche Nutzung entsprechen auch der Beurteilung des Jagdpersonals.

### 3.4 Wildschäden

Die Wildschadensgebiete weisen auf Nutzungskonflikte zwischen der jagdlichen und der forstlichen Nutzung beziehungsweise zwischen jagdlicher Nutzung und der Erbringung der Schutzfunktionsleistung hin.

Schälschäden treten vorwiegend in Tallagen in der Umgebung der Rotwildfütterungen auf. Die in Abbildung 5 dargestellten Schälschadensbereiche haben insgesamt eine Fläche von rund 570 ha, was einem Anteil von 76 % an der Gesamtprojektfläche des FUST (ca. 7500 ha) entspricht. Auf dieser Fläche treten Schälschäden in unterschiedlicher Intensität und Dichte auf (es handelt sich nicht um ein Flächenäquivalent für die geschälten Bestände). Im Bereich des flächenmäßig größten Schälschadensgebietes der sogenannten Schweinau im Norden des Reviers Achental-West befinden sich Standorte hoher Bonitäten (Fichten-Ertragsklassen), auf denen die Baumartenzusammensetzung

zung anthropogen stark zugunsten der Fichte von der natürlichen Waldgesellschaft abgeändert wurde. Eine Übersicht über die Verteilung von Bestandesphasen im Projektgebiet weist für diese Flächen auch das großflächige Auftreten von schadensfälligen Altersklassen (Jungwuchs und Dickung) auf. Die vorliegende Situation ist als das Zusammentreffen hoher Nutzungsansprüche durch unterschiedliche Landnutzungsinteressenten, das letztlich zu der heute bestehenden Konfliktlage geführt hat, zu interpretieren.

Verbißschäden treten auf rund 1050 ha des Projektgebietes auf, wobei es sich dabei zum Teil um beweidete Flächen handelt. Schutzwaldflächen nach Waldentwicklungsplan und Landeskonzept zur Schutzwaldverbesserung sind im Ausmaß von rund 750 ha betroffen.

### 3.5 Weide und Weideschäden

Abbildung 6 gibt einen Überblick über die Situation von Beweidung und Weideschäden im Projektgebiet. Rund 4.200 ha des FUST-Gebietes sind durch Weiderechte betroffen und werden beweidet, 1.100 ha davon sind Reinweideflächen, auf den übrigen 3.000 ha wird Waldweide ausgeübt. Auf rund 1.100 ha innerhalb des FUST-Projektgebietes weist das Landeskonzept für die Schutzwaldverbesserung weidebedingte Beeinträchtigungen für die Erbringung der Schutzfunktionsleistung auf. Es sind somit 14,7 % der FUST-Projektfläche von diesen Schäden betroffen.

In den letzten Jahren wurden auf rund 200 ha Weidefreistellungen durchgeführt; Der größte Teil wurde im Rahmen eines Schutzwaldsanierungsprojektes im Unterautal freigestellt.

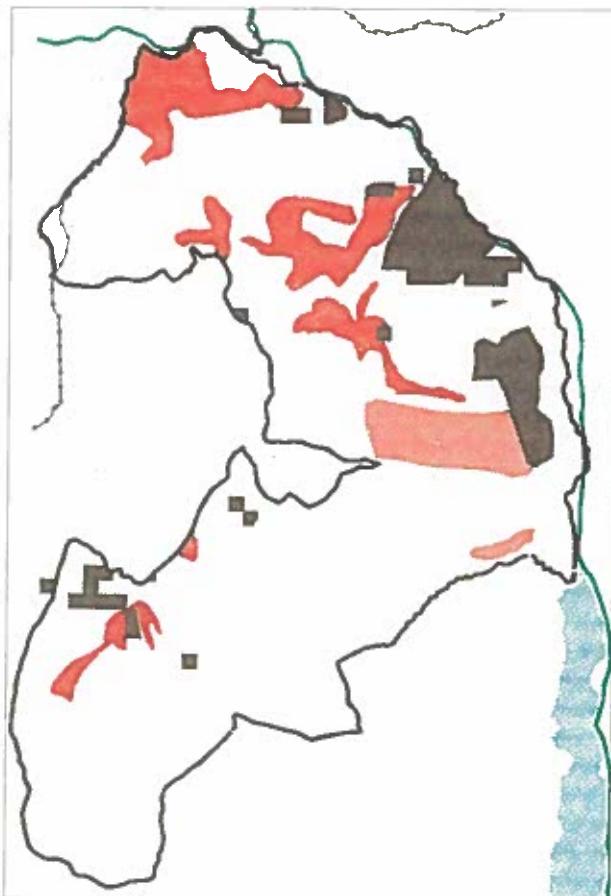


Abb. 5:  
Verteilung der Wildschäden (Verbiß- und Schälschäden)

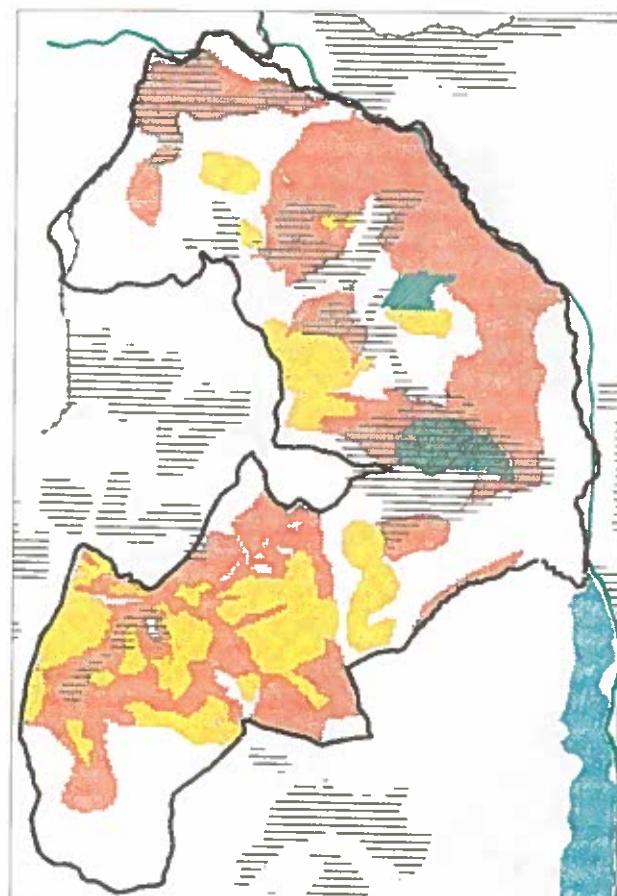


Abb.6:  
Verteilung von Weideflächen und Weideschäden

### 3.6 Planungskarte und Regelungsstrategien

Die Maßnahmenplanung hat eine Regelung der vorhandenen Nutzungskonflikte zum Ziel. Nachfolgend werden die in diesem Beitrag erörterten Nutzungskonflikte und die diesbezüglich vorgeschlagenen Regelungsstrategien angeführt. Die räumliche Verteilung dieser Maßnahmen ist aus Abbildung 7 ersichtlich.

Konflikt	Regelungsstrategie
Forstwirtschaft - Jagd	Intensivbejagung in Schwerpunktshadensgebieten
Schutzleistung - Jagd	Intensivbejagung in Schwerpunktshadensgebieten
Jagd - Erholungsnutzung	räumliche Entflechtung (Wildruhezonen und Erholungsbereiche)
Forstwirtschaft - Weidenutzung	Weidefreistellung in Schadensbereichen
Schutzleistung - Weidenutzung	Weidefreistellung in kritischen Zonen

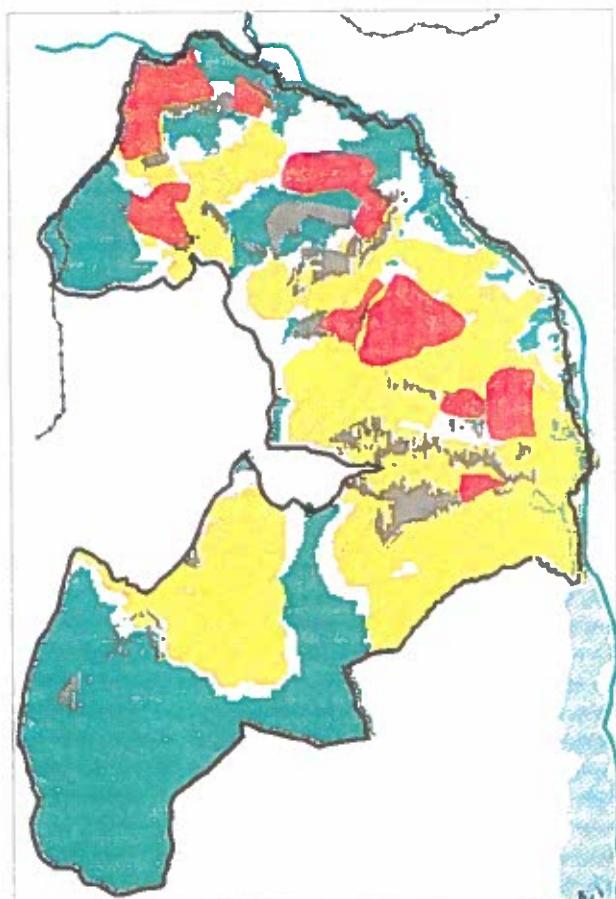


Abb. 7:  
Planungskarte

### Regelungsstrategien

**Intensivbejagung in Schwerpunktgebieten:** Die jagdlichen Maßnahmen entstammen einem von REIMOSER (1993) erstellten Konzept für die Schalenwildbewirtschaftung in den FUST-Revieren. Die Intensivbejagung sieht einen ständigen Jagddruck auch in den akut durch Wildschäden betroffenen Gebieten vor. Durch diesen Jagddruck soll das Wild aus diesen schadenspnierten Bereichen verdrängt werden. Schälschadensgebiete im Nahbereich von Fütterungen sollen durch einen verstärkten Jagddruck in den Sommereinstandsgebieten des hier im Winter einstehenden Wildes entlastet werden.

**Räumliche Entflechtung von Jagd und Erholungsnutzung:** Die bestehende Infrastrukturverteilung wird zum Ausgangspunkt der Entflechtung von jagdlicher und Erholungsnutzung, da der Rückbau vorhandener Anlagen in der Praxis kaum realisierbar ist. Bislang nur gering erschlossene Gebiete sollen als Wildruhezonen ausgewiesen werden, in denen zusätzliche Beunruhigungen vermieden werden sollen. Dies bezieht sich insbesondere auf die Errichtung neuer Tourismus-Attraktionspunkte. Andererseits sollen Gebiete, die ohnehin bereits stark durch touristische Aktivitäten beeinflusst sind, diese durch Schaffung zusätzlicher Leiteinrichtungen konzentriert werden. Ein Beispiel für diese Strategie ist die Ausweisung von Mountainbikerouten, wobei die Haftungsfrage für den Waldeigentümer u.a. der Wegerhalterfunktion durch Gemeinde oder Fremdenverkehrsverein gelöst werden könnte.

**Weidefreistellung in Schwerpunktbereichen:** Besondere Dringlichkeit hat diese Maßnahme dort, wo die Erbringung der Schutzfunktionsleistung durch Weideschäden gefährdet ist. Im Bereich des Schutzwaldsanierungsprojektes Unterautal wurde eine solche Freistellung 1993 bis 1994 erfolgreich vollzogen. Bedingt durch den großen Anteil von Weideflächen im Projektgebiet stehen jedoch nicht genug potentielle Reinweideflächen zur Verfügung, was besonders für die Beweidung im Privatwald gilt.

### Schlußbetrachtung

Die vorgeschlagenen Maßnahmen stellen lokal anwendbare Strategien zur Entflechtung der unterschiedlichen Nutzungsinteressen dar. Ihre praktische Umsetzung kann nur durch eine Zusammenarbeit aller Nutzungsinteressenten erfolgen. Das vorliegende Konzept kann jedoch die Frage der Abgeltung der mit diesen Maßnahmen verbundenen Kosten nicht be-

antworten, doch sollen Handlungsnotwendigkeiten aufgezeigt und durch die lokale Zuweisung der vorgeschlagenen Maßnahmen konkretisiert werden. Mit dem Rauminformationssystem Achenkirch steht jedoch ein Werkzeug zur Verfügung, das in der Lage ist, ausführliche Planungsunterlagen für allfällige Projektvorschläge für verschiedene Förderungsprogramme zu erstellen, wobei nicht zuletzt auch an Mittel aus dem Bereich der Strukturförderung durch die Europäische Union gedacht werden kann.

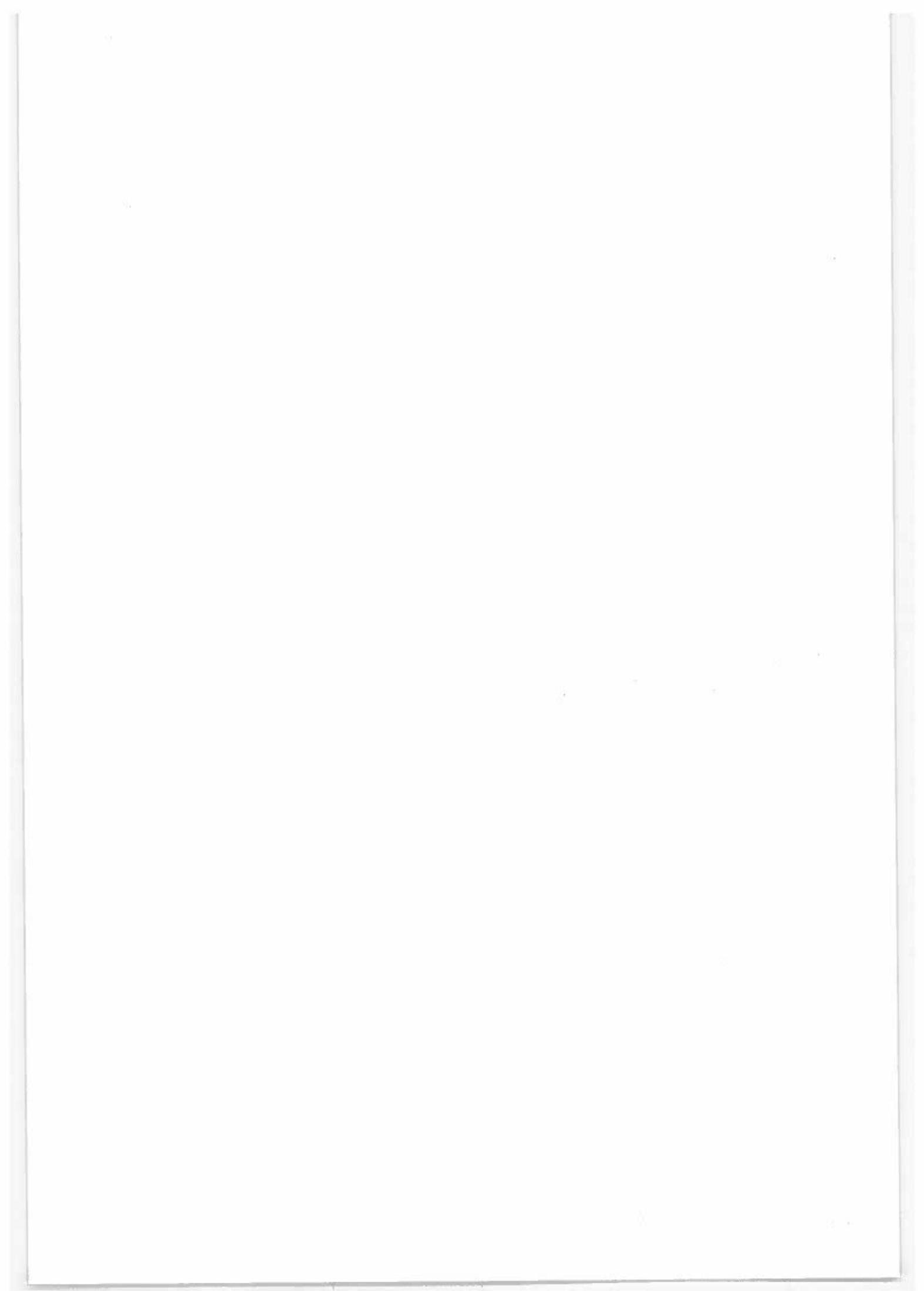
#### Danksagung

Die Finanzierung der Arbeiten erfolgte durch das BOKU-Underberg-Assistentenstipendium, für dessen Stiftung Frau Christiane Underberg besonders gedankt wird. Für Angaben zur räumlichen und zeitlichen Verteilung der Erholungsnutzung im Projektgebiet wird dem Obmann des Fremdenverkehrsverein Achenkirch gedankt, ebenso dem Jagdpersonal für Aufzeichnungen der jagdlichen Wahrnehmungen.

#### Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: *Landeskonzept zur Schutzwaldverbesserung*.
- DOUGLAS W.R. 1993: *Forest Recreation (Fourth Edition)*, Wave-land Press, Inc., Prospect Heights, Illinois.
- EASTAM J.R., KYEN P.A.K., TOLEDÁNO J. & JIN W. 1993: *GIS and decision making: explorations in Geographic Information Systems Technology*, Vol. 4. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), Genf.
- LANDESFORSTDIREKTION (LFD)-TIROL 1987: *Waldentwicklungsplan*. BFI Schwaz, Innsbruck 1987
- OTTITSCH A. & GLÜCK P. 1995: *Nutzungspotentialanalyse Achenkirch - Projektendbericht*. Institut für forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik, Universität für Bodenkultur Wien.
- REIMOSER F. 1993: Persönliche Mitteilung.

Verfasser: Dipl.-Ing. Andreas Ottitsch  
Universität für Bodenkultur  
Institut für Betriebswirtschaft  
und Forstwirtschaftspolitik  
Gregor Mendelstraße 33  
A-1180 Wien



# Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschatdstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen

T.W. BERGER

*Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur Wien*

**Kurzfassung.** Das vorliegende Teilprojekt im Rahmen des Projektes "Höhenprofil Achenkirch" beschäftigt sich vor allem mit dem Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschatdstoffe. Zu diesem Zweck wurden in zwei Fichten(misch)beständen in 1400 m und 1050 m Seehöhe Depositionsmessungen und Bodenwasseruntersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse eines Meßjahres (August 1992 bis Juli 1993) zeigten, daß der Eintrag atmosphärischer Spurenstoffe gering war: Die jährlichen Stickstoffflüsse unter dem Kronendach betrugen  $12 \text{ kg.ha}^{-1}$ , die Sulfatschwefelflüsse  $8 \text{ kg.ha}^{-1}$ . Der Protoneneintrag  $0,2$  bis  $0,3 \text{ kmol H}^{\cdot}\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Unterschiedliche Belastungen in Abhängigkeit von der Höhenlage konnten bei dem vorgegebenen Höhenunterschied von 350 m nicht nachgewiesen werden.

Säurestreß scheidet aus, da die Böden der untersuchten Standorte ein sehr hohes Puffervermögen besitzen. Die Bedeutung der Protonenpufferung und der verstärkten Auswaschung von Nährstoffen aus dem Kronendach ist jedoch daran ersichtlich, daß den untersuchten Beständen näherungsweise je nach Element 16-73 % (K: 67-73 %, Ca: 16-20 %, Mg: 28-32 %) der zur Bildung des Assimilationsapparates aufgenommenen Elemente durch "Leaching" verloren gehen. Eine Wiederaufnahme ist mit einem erhöhten Energieaufwand verbunden und bewirkt eine Verlagerung der Pufferwirkung in den ökotoxikologisch besonders kritischen Bereich der unmittelbaren Rhizosphäre.

Die höchsten Jahresmittelwerte für Nitrat in der Bodenlösung betrugen nur  $3 \text{ mg.l}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Auch die Stickstoffgehalte der Nadeln belegen, daß Stickstoff einen limitierenden Faktor für die Bestände darstellt. Die gemessenen Stickstoffeinträge dienen vorerst als Beitrag zur Deckung des N-Bedarfes. Stickstoffeutrophierung und Bodenversauerung durch Nitratauswaschung liegen daher nicht vor.

**Schlüsselworte:** Einträge, Kronentraufe, Streufall, Bodenwasser

**Abstract.** [The Deposition of Atmospheric Pollution and Its Impact on Forest Ecosystems of the Northern Tyrolean Limestone Alps.] The present subproject of the interdisciplinary "Achenkirch Altitude Profile" focuses on the deposition of long-term effective atmospheric pollution and its impact on forest ecosystems of two (mixed-wood) spruce stands located at altitudes of 1,400 m and 1,050 m. The deposition input was monitored by bulk sampling of throughfall and the soil water was investigated by lysimetry.

The results obtained during a one-year period (August 1992 to July 1993) indicate only little input by the deposition of atmospheric pollutants. Deposition rates under the canopy were  $12 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  and  $8 \text{ kg S.ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Proton rates ranged from  $0.2$  to  $0.3 \text{ kmol H}^{\cdot}\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . No indication of a correlation between stress and altitude was observed along the given difference in elevation (350 m).

It is very unlikely that soil acidification is the cause of a decreased vitality, especially since the buffering capacities of the investigated soils are very high. The significance of the protone buffering and of the increased leaching of nutrients from the canopy is, however, evident from the fact that leaching reduces the stands' annual uptake of elements needed for the formation of the green parts of the plants by approximately 16 % to 73 % (K: 67 % - 73 %; Ca: 16 % - 20 %; Mg: 28 % - 32 %). Renewed uptake of these elements requires a higher amount of energy and transfers the buffering effect to the ecotoxicologically highly sensitive area of the immediate rhizosphere.

The highest mean annual nitrate concentrations of the soil solution amounts to only  $3 \text{ mg.l}^{-1}\text{a}^{-1}$ . This fact and N foliar analyses prove that nitrogen has an inhibiting effect on the stands. As the investigated spruce stands are not nitrogen-saturated, the nitrogen inputs measured serve to meet the N demand of the stands. Nitrogen leaching therefore does not cause soil acidification or associated nutrient losses.

**Keywords:** Atmospheric input, throughfall, litter fall, soil solution

## 1. Einleitung

Die Schutzwaldbestände in den nördlichen Kalkalpen Tirols zeigen ausgeprägte Kronenverlichtungen, die deutlich über dem Landesdurchschnitt liegen. Als mögliche Ursachen werden biotische und abiotische Faktoren, z.B. Schadstoffeinträge und Klimaextreme, in Erwägung gezogen (AMT DER TIROLER LANDESRE- GIERUNG 1993). Zu Schadstoffeinträgen liegen für den kalkalpinen Raum jedoch nur wenige Informationen über langzeitwirksame Schadstoffdepositionen vor, und ebenso stehen keinerlei Basisdaten über den Stoffhaushalt solcher Systeme zur Verfügung. Daher war es notwendig, grundlegende Daten zum Stoff- haushalt zu erheben. So sind besonders Fragen der Stoffeinträge in Abhängigkeit von der Topographie und vor allem von der Höhenlage und der im Kro- nenraum wirksamen Depositionsmechanismen und Umsetzungen von Interesse. Da es weiters kaum Ar- beiten über die Stoffumsetzung in Braunlehm- und Rendsinaböden gibt, war die Erhebung von Boden- parametern unumgänglich. Es sollte geprüft werden, ob durch eine Verknüpfung der Bodenwasser- und Depositionsmeßergebnisse Aussagen über die Stabi- lität und Belastbarkeit dieser typischen Braunlehm- und Rendsinastandorte gemacht werden können. Die quantitative und qualitative Bestimmung des Streu- falles stellt eine zusätzliche Information über ökosy- steminterne Nährstoffkreisläufe dar. Die Erfassung der Stoffflüsse mit dem Streufall dient zur Abschät- zung, in welchem Ausmaß bei Elementauswaschung (Pufferung) im Kronenraum die unmittelbare Rhizo- sphäre durch deren Wiederaufnahme ( $H^+$ -Abgabe) belastet wird.

## 2. Methodik

### 2.1 Probeflächen

Die Untersuchungen dieses Teilprojektes wurden auf den Probeflächen 1a (1400 m) und 5 (1050 m) durch- geführt, welche entlang der West-Ost-Achse des Christlumprofiles angeordnet sind. Die genaue Lage der Probeflächen ist HERMAN & SMIDT (1994) zu ent- nehmen.

Das durch die Probeflächen repräsentierte Unter- suchungsgebiet ( $11^{\circ}40' - 11^{\circ}50' E$ ,  $47^{\circ}30' - 47^{\circ}36' N$ ) liegt im niederschlagsreichen, subatlantisch getönten,

nördlichen Randalpengebiet. Eine ausführliche Zu- sammenstellung der Klimadaten aus dem Raum Achenkirch gab MARGL (1994).

Ausgangssubstrat für die Bodenbildung ist vorwie- gend Hauptdolomit. Dieser besteht im Mittel zu 30 % aus CaO, zu 20 % aus MgO, und der Glühverlust be- trägt ca. 45 % (FABICH & PRODINGER 1957). Die enge Klüftung des Gesteines führt zu starker Zerfurchung in der Morphologie und zu Schuttbildung. Zwischen den Bankflächen sind häufig lehmig-tonige Beläge aufzufinden (ENGLISCH 1992).

#### 2.1.1 Probefläche 1a

Die Probefläche 1a befindet sich auf einem steil ( $20-30^{\circ}$ ) nach Osten geneigten Oberhang in 1400 m See- höhe. Der für diese Höhe berechnete mittlere jährli- che Niederschlag (1931 -1990) betrug 1836 mm, das langjährige Jahresmittel der Lufttemperatur  $4,1^{\circ}C$  (MARGL 1994). Auf der gezäunten Probefläche ( $500 m^2$ ) stocken 7 Fichten, 1 Lärche und 1 Buche (Ab- bildung 1). Die mittlere Baumhöhe beträgt 17 m, der mittlere BHD 38 cm, der Bestockungsgrad 0,3. Das Be- standesalter liegt zwischen 150 und 200 Jahren. Die Kronenverlichtung der Fichten betrug nach KREHAN & TOMICEK (1992) 2,2 auf einer fünfteiligen Skala (Öster- reichische Waldzustandsinventur, 1 = keine Verlich- tung, 5 = tot). Die natürliche klimabedingte Schluß- waldgesellschaft ist das Adenostylo-glabrae-Abieti-Fa- getum (Karbonat-Alpendost-Fi-Ta-Bu-Wald), die wichtigsten Bodenpflanzen, d.h. jene mit den höch- sten Werten für die Kombination aus Abundanz-Do- minanz (+, 1 bis 5; Angabe in Klammern) sind *Apose- ris foetida* (3), *Sesleria varia* (3), *Carex humilis* (2), *Car- ex ferruginea* (2) und *Polygala chamebuxus* (2). Der Boden wurde als seichtgründige Rendsina, Humus- form moderartiger Mull, angesprochen. Die Boden- profilformel lautet (Horizontsymbole siehe BLUM et al. 1986):  $L/F (1,5-1 cm)$ ,  $H (1-0 cm)$ ,  $A_{biog} (0-8 cm)$ ,  $A_{biog/C} (8-20 cm)$ ,  $C_v (20-30 cm)$ ,  $C_n (30 cm +)$ .

#### 2.1.2 Probefläche 5

Die Probefläche 5 befindet sich auf einem stark ( $10-20^{\circ}$ ) nach Osten geneigten Mittelhang in 1050 m Seehöhe. Der für diese Höhe berechnete mittlere jährli- che Niederschlag (1931 -1990) betrug 1553 mm, das langjährige Jahresmittel der Lufttemperatur  $5,2^{\circ}C$  (MARGL 1994). Auf der gezäunten Probefläche ( $600 m^2$ ; Abbildung 1) befinden sich 9 Fichten, 1 Kie- fer und 1 Buche. Die mittlere Baumhöhe beträgt 20 m, der mittlere BHD 40 cm, der Bestockungsgrad 0,8. Das Bestandesalter liegt zwischen 150 und 200 Jahren. Die Kronenverlichtung der Fichte wurde mit

1,3 taxiert. Die natürliche klimabedingte Schlußwaldgesellschaft ist das Asperulo-Abieti-Fagetum (Braunerde-Waldmeister-Fi-Ta-Bu-Wald), die wichtigsten Bodenpflanzen sind *Sesleria varia* (4), *Carex alba* (4), *Aposeris foetida* (3) und *Polygala chamebuxus* (3). Der Boden wurde als Kalk-Braunlehm, verzahnt mit Rendsina, Humusform moderartiger Mull, angesprochen. Die Bodenprofilformel lautet:  $L$  (4-2 cm),  $F$  (2-0,5 cm),  $H$  (0,5-0 cm),  $A_{biog}$  (0-12 cm),  $B_{vrel}$  (12-40 cm),  $B_{vert/C}$  (40-50 cm),  $C_v$  (50 cm +).

## 2.2 Depositionsmessungen

### 2.2.1 Bulk-Sammler

Auf jeder Probefläche wurden 15 Bulk-Sammler in zufälliger Verteilung aufgestellt. Sowohl Anzahl als auch Meßmethodik entsprechen den Vorschlägen für ein österreichisches Meßprogramm zur Messung der Deposition von Luftschatstoffen nach SMIDT & SONDEREGGER (1983). Ein Bulksammler besteht aus einem Polypropylen-Auffangtrichter mit 17,6 cm Durchmesser, der auf eine 5 Liter Vorratsflasche aufgesteckt ist. Diese Vorrichtung wurde in ein senkrecht in den Boden eingegrabenes, lichtundurchlässiges PVC-Kanalrohr gestellt, sodaß sich die Oberkante des Trichters in 65 cm Höhe (5 cm über der Kanalrohroberkante) befand, wodurch eine Kontamination der Proben durch Staub und aufspritzendes Niederschlagswasser verhindert wurde.

Die Proben des Kronendurchlasses wurden zu Mischproben vereinigt. Die Reinigung der Auffangtrichter erfolgte bei jeder wöchentlichen Probennahme, die Säuberung der Sammelgefäße je nach Bedarf in etwas größeren Zeitintervallen mit deionisiertem Wasser. Sichtbar verunreinigte Proben wurden verworfen. Die pH-Messung erfolgte elektrometrisch. Es wurden NH<sub>4</sub> (FIA, flow injection analysis), die Kationen Ca, Mg, Na und K (Atomabsorptionsspektroskopie) und die Anionen Cl, NO<sub>3</sub> und SO<sub>4</sub> (Ionenchromatographie) bestimmt.

### 2.2.2 Schneekübel

Schneefall bzw. Vereisung machte bereits ab Herbst 1992 die Verwendung des Bulk-Sammlers unmöglich. Bei derartigen Niederschlagsereignissen wurden pro Probefläche 10 Polyethylenimer mit 25,5 cm Aufangdurchmesser und 11 Liter Volumen verwendet. Da Schneeverwehungen das Ergebnis der Depositionsmessungen beeinträchtigen, wurde versucht, den Schneekübel stets der momentanen Schneehöhe anzupassen, sodaß immer etwa 5 - 10 cm des Kübels

aus der Schneedecke herausragten. Zu diesem Zweck war jeder Schneekübel vom oberen Ende einer vertikalen Stange (150 cm Höhe über dem Boden) mittels beweglichem Kragarm (150 cm Länge) in einer Höhe von 0 bis 300 cm über dem Boden justierbar. Die Einstellung des Kragarmes und die Horizontierung des Schneekübels erfolgte jeweils über eine Winkelschelle.

### 2.2.3 Schneesonde

Bei sehr großen Neuschneemengen war eine Werbung des Schneefalles mit Hilfe der Schneekübeln nicht mehr möglich. Nach solchen Ereignissen wurde mit einer Schneesonde (Rohr aus PMMA - Polymethylmethacrylat - von 100 cm Länge und 7 cm Durchmesser, Krone und Versteifungsring aus Edelstahl) die Schneedecke bis zum Kübelboden beprobt.

## 2.3 Bodenwasseruntersuchungen

Zur Messung der Elementkonzentrationen im Bodenwasser wurde auf beiden Untersuchungsflächen jeweils eine Lysimeteranlage eingerichtet. Dazu wurden in 5 cm Bodentiefe jeweils 5 Plattenlysimeter (auf zwei Stationen mit 2 bzw. 3 Stück aufgeteilt) und in 15 und 30 cm je 5 bzw. 4 Saugkerzenlysimeter installiert. Die Probennahme erfolgte mit Ausnahme der Wintermonaten wöchentlich. Die chemische Analyse wurde analog wie jene der Regenproben durchgeführt. Zusätzlich wurde der DOC-Gehalt (dissolved organic carbon) mittels eines DC 180 Carbon Analyzer der Fa. Dohrmann bestimmt.

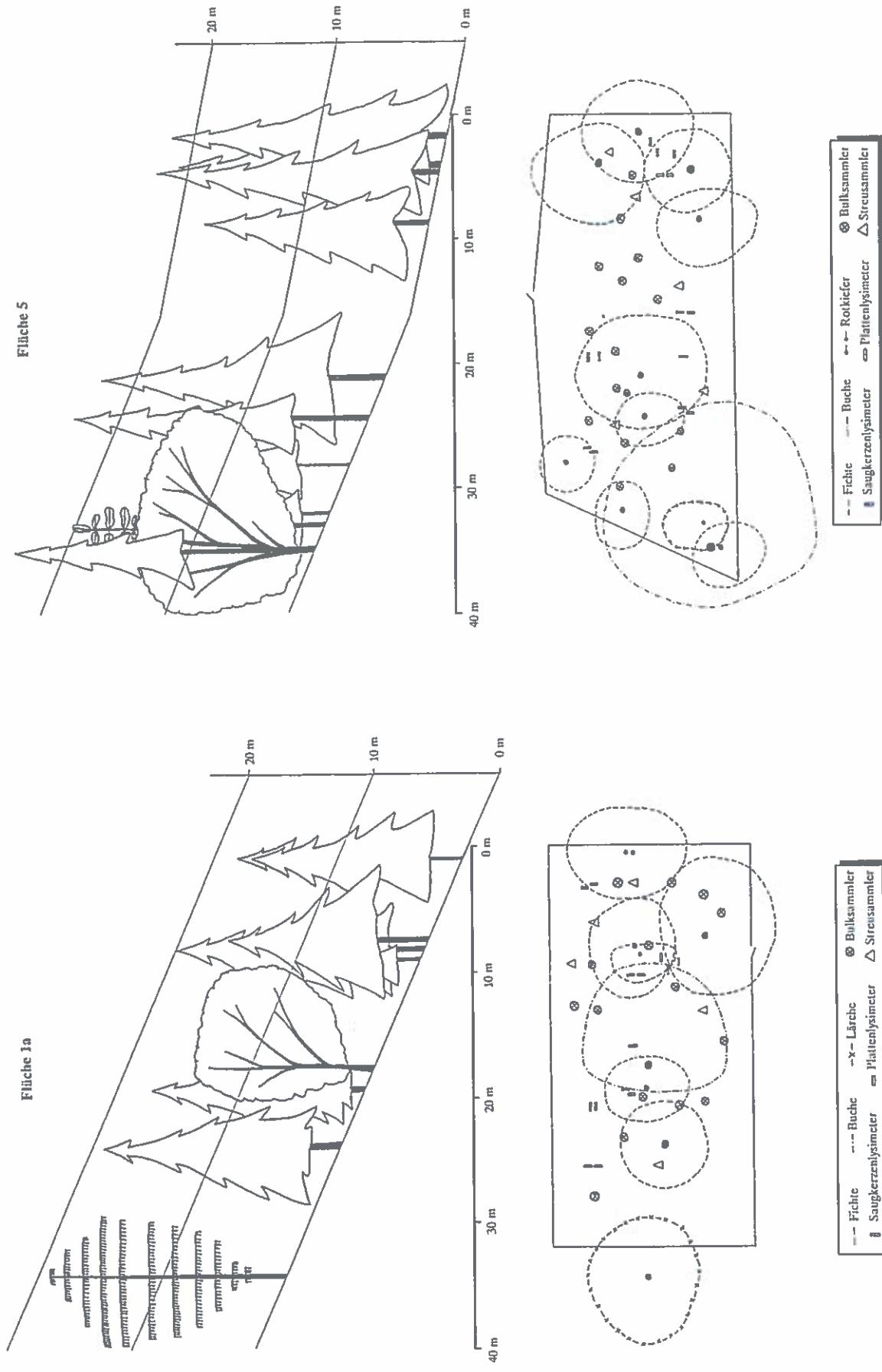
### 2.3.1 Saugkerzenlysimeter

Es wurden keramische Zellen der Fa. Soil Moisture verwendet. Nach entsprechender chemischer Vorbehandlung und Reinigung (BERGER 1991) wurden die Lysimeter in vorgebohrte Löcher gesetzt und mit der wässrigen Suspension des zu untersuchenden Bodens wurde ein grobporenfreier Kontakt zwischen Keramikzelle und dem umgebenden Boden hergestellt. Zur Probengewinnung wurde mit einer Handpumpe ein Unterdruck von 0,5 bar angelegt. Die Wasserprobe stellt somit eine leicht pflanzenverfügbare Fraktion des Bodenwassers dar. Die wöchentliche Probennahme (Mischproben pro Tiefenstufe) erfolgte unter Anlegung eines Überdruckes mittels einer Fahrradpumpe.

### 2.3.2 Plattenlysimeter

Keramikplatten der Fa. Soil Moisture mit einem Durchmesser von 79 mm wurden in einen Polyethylen-Trichter eingeschweißt und vorsichtig der Auflage

Abb. 1:  
Grund- und Aufriß der Bestände der Probeflächen 1a und 5 und Messeinrichtungen



und des Oberbodens in 5 cm Tiefe parallel zur Oberfläche eingegraben. Die gesammelte Bodenlösung gelangte über einen PVC-Schlauch in ein 250 ml Sammelflaschen, welches leicht austauschbar in einer Kiste untergebracht war. Ein kontinuierlicher Unterdruck von ca. 0,14 bar wurde durch eine hängende Wassersäule erzeugt, da der Abstand der Wasserspiegel zwischen Vorrats- und Auffangbehälter am Wochenbeginn 145 cm betrug. Eine Tiefe von 5 cm wurde einheitlich gewählt, obwohl dieser Wert nicht exakt einem Humuslysimeter entspricht, da die Auflagen auf der Probefläche 1a unter 2 cm betragen und somit kein luftdichter Abschluß zu erwarten gewesen wäre. Der Inhalt der fünf Sammelflaschen wurde jede Woche entleert und zu einer Mischprobe vereinigt.

#### 2.4 Streufallmessungen

Pro Probefläche wurden fünf Streusampler aufgestellt. Jede Sammeleinrichtung bestand aus einem 120 cm tiefen, verschließbaren Stoffsack, der an einem Metallring mit 80 cm Durchmesser befestigt war; die Sammeloberkante wurde mit vier Holzpfosten in ca. 150 cm Höhe befestigt. Der Inhalt aller Streusampler wurde flächenweise jeweils am Monatsanfang zu Mischproben vereinigt. Die getrockneten Proben wurden auf den Gesamtgehalt an Stickstoff (nach Kjeldahl), Schwefel (Leco-Schwefelanalyser) und Hauptnährstoffen (Phosphor: spektrometrisch, Fließinjektionsanalyse; Kationen: Atomabsorptionspektroskopie, beide im nassen Aufschluß mit  $\text{HNO}_3$  und  $\text{HClO}_4$ ) untersucht.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Depositionsmessungen

##### Niederschlagsmengen

Im Beobachtungszeitraum 1. August 1992 bis 31. Juli 1993 wurden folgende Niederschlagssummen für die Bestandesmeßflächen errechnet:

Probefläche 1a (1400 m): 2003 mm

Probefläche 5 (1050 m): 1898 mm

Diese Bestandesniederschlagssummen lagen über den für diese Höhenstufen (für den Raum der nördlichen Kalkalpen zwischen Innsbruck und dem Achenatal bzw. für das Karwendelgebirge) errechneten mitt-

leren Freiflächenniederschlägen 1931-1990 (1a: 1836 mm; 5: 1553 mm) nach MARGL (1994). Auch die Messungen der Freiflächenniederschläge in unmittelbarer Nähe der Bestandesflächen erbrachten Niederschlagsmengen, welche geringer waren als jene im Bestand: So wurde im gleichen Meßzeitraum am Talboden (930 m) 1582 mm Niederschlag gemessen; für die Stationen Christlumkopf (1758 m) und Christlumalm (1280 m) wurde der Jahresniederschlag mit 1980 mm bzw. 2000 mm aus den Meßmonaten 8/92-3/93 hochgerechnet; diese beiden Werte sind auch wegen der Meßunsicherheiten nach Schneefällen (Schneeverwehungen und -zuwehungen) als Näherungswerte zu betrachten.

Der im Vergleich zu den Freiflächen höhere Traufniederschlag ist umso bemerkenswerter, als die in der Literatur beschriebenen Interceptionsverluste in Fichtenbeständen 30-50 % betragen (LANG 1971, GÜNTHER & KNABE 1976, EVERE 1985, HÜSER & REHFUESS 1988, BRECHTEL 1989, BLOCK et al. 1991). Eine denkbare Erklärung wäre, daß die Probeflächen, welche sich innerhalb eines relativ schmalen Waldstreifens befinden, von Freiflächen (Schipisten) umgeben sind; auch der geringe Bestockungsgrad dürfte auf der Probefläche 1a eine Rolle spielen und die Eintragssituation verändern.

Interessant ist die Tatsache, daß sich die Niederschlagssummen der beiden Bestandesmeßflächen kaum voneinander unterscheiden, obwohl im Untersuchungsgebiet nach MARGL (1994) bei einer Höhendifferenz von 350 m mittlere Unterschiede von fast 300 mm p.a. zu erwarten wären.

##### Jahres-Stoffflüsse

In Tabelle 1 sind die jährlichen Stoffflüsse im Bestandesniederschlag der Probeflächen 1a und 5 sowie jene der Freifläche Talboden (SMIDT, pers. Mitt.) angeführt. Die mittleren Schwefel- und Stickstoffeinträge zeigten auf den Bestandesflächen keine ausgeprägte Höhenabhängigkeit. Der aus dem pH-Wert berechnete Protoneneintrag nahm mit der Höhe leicht zu.

Tab. 1:

Jahreselementflüsse (kg/ha) im Bestandesniederschlag  
(August 92 bis Juli 93)

Vergleich mit Freilandmessungen

Ort	Ca	Mg	K	Na	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{SO}_4\text{-S}$	Cl	H <sup>+</sup>
Bestandesniederschlag									
1a	15,6	4,6	11,0	4,8	4,0	8,0	7,9	8,1	0,3
5	13,3	4,5	7,6	3,9	4,4	7,1	7,8	6,2	0,2
Freiflächenniederschlag									
Talboden	6,3	1,6	1,6	3,1	5,9	5,2	6,6	4,6	0,2

Auf der Freifläche am Talboden wurden im gleichen Meßzeitraum deutlich geringere Einträge gemessen als auf den Bestandesmeßstellen, lediglich für Ammonium war die Kronendachdifferenz im Jahresfluß negativ (Tabelle 1).

Bei der Betrachtung der monatlichen Flüsse anhand des Bestandes- bzw. Freiflächen niederschlag (BERGER & GLATZEL 1994) zeigte sich, daß negative Kronendachdifferenzen während des Sommerhalbjahres durch die Aufnahme der Blätter (Buche) und Nadeln (Fichte) entstanden. Die Aufnahme von Ammonium-Stickstoff (Verhältnis Bestand/Freifläche: 0,4-0,5) war bedeutsamer als jene von Nitrat-Stickstoff (Verhältnis Bestand/Freifläche: 0,9-1,0). Die Bulksammelmethode unterschätzt insbesondere die Stickstoffeinträge, weil beträchtliche Mengen aus der trockenen und nassen Deposition direkt in die Blattmasse eingebaut werden.

Diese Ergebnisse entsprechen im wesentlichen den 1992 durchgeföhrten Freilanddepositionsmessungen (Stationen Talboden, Christlumalm und Christlumkopf) von SMIDT & RENDL (1994); ebenso liegen sie im Bereich der von 1983 bis 1993 gemessenen Werte der Tiroler WADOS-Freilandstationen Achenkirch - Mühleggerköpfel (Umweltbundesamt) sowie Reutte und Kufstein (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG; Tabelle 2).

Tabelle 2:  
Jahreseinträge 1984 - 1993  
(KOVAR & PUXBAUM 1992; KALINA 1994, pers. Mitt.)

	H-Eintrag	SO <sub>4</sub> -S-Eintrag	N-Eintrag (NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> )
Achenkirch - Mühleggerköpfli (Zollstation)	0,14-0,39	3,5-10,3	5,6-13,6
Kufstein	0,17-0,56	5,3-12,5	10,1-16,9
Reutte	0,09-0,34	5,1- 8,8	8,1-13,4

### Vergleich mit Kronentraufmessungen

Zum Vergleich der oben angeführten Ergebnisse wird in Tabelle 3 eine Übersicht über jährliche Stoffflüsse unter dem Kronendach von verschiedenen Waldökosystemen wiedergegeben. Die Stickstoff-, vor allem jedoch die Schwefelflüsse, waren auf beiden Probenflächen in Achenkirch geringer als auf anderen Fichtenstandorten Österreichs, an denen sehr unterschiedliche Immissionssituationen herrschen: Judenburg ist durch das Kohlekraftwerk Fohnsdorf unmittelbar beeinflußt, Immissionen auf der Wurzeralm sind möglicherweise auf einen regionalen Transport

aus dem Großraum Linz, jene in Schöneben auf Importe aus Tschechien zurückzuführen.

Möglicherweise sind die geringeren Protonenflüsse der angeführten Laubwaldökosysteme (Eiche) auf eine stärkere Kronendachpufferung oder eine geringere Auskämmung im laubfreien Zustand zurückzuführen (vgl. KENNEL & LECHLER, 1993).

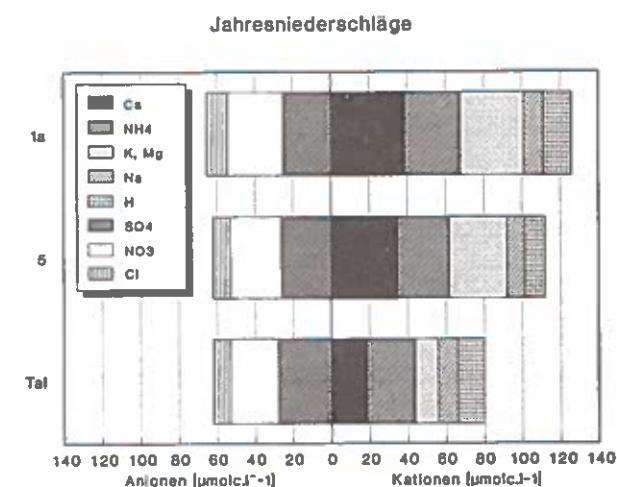
Die im Untersuchungsgebiet gefundenen Ionenkonzentrationen und Eintragsmengen weisen das Untersuchungsgebiet somit - in Übereinstimmung mit anderen Meßwerten aus diesem Gebiet (vgl. Tabelle 2 und SMIDT & RENDL 1994) - als gering mit nassen Depositionen belastet aus.

### Bilanzierung der Anionen- und Kationenäquivalente

Zur Bilanzierung der Anionen- und Kationenäquivalente wurden die mengengewichteten, mittleren jährlichen Anionen- und Kationenkonzentrationen der Probeflächen 1a, 5 und Talböden dargestellt.

Während die Bilanz für die Freifläche relativ ausgeglichen war, überwogen im Bestandesniederschlag die Kationen deutlich. Dies ist durch das Auftreten größerer Mengen organischer Anionen in der Kronentraufe (ULRICH 1983) erkläbar, welche analytisch nicht erfaßt wurden. Der Kationeneintrag insgesamt ist als gering zu werten, ein vergleichsweise hoher Prozentsatz davon ist jedoch der aus dem pH-Wert ermittelte Protoneneintrag (Tabelle 3).

Abb. 2:  
Jährliche, mengengewichtete Anionen- und Kationenkonzentrationen in  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  im Bestandesniederschlag der Probeoberflächen 1a und 5 sowie im Freiflächenniederschlag der Station Talboden (Tal; SMIDT, pers. Mitt.)



Tab. 3:

Jährliche Stoffflüsse unter dem Kronendach ausgewählter Waldökosysteme [kg.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>].

Die Werte dieser Arbeit (4) sind fett gedruckt.

Ort (Literatur)	Seehöhe	Jahr	Baumart	Ca	N <sub>ges</sub>	N <sub>NO<sub>3</sub></sub>	N <sub>NO<sub>3</sub></sub> /N <sub>ges</sub>	S <sub>SO<sub>4</sub></sub>	H <sup>+</sup>
Exelberg NÖ. (1)	500 m	83/84	Buche	-	32	15	0,47	32	-
Judenburg 1 Stmk. (2)	900 m	85/86	Fichte	13	15	6	0,40	21	0,3
Judenburg 2 Stmk.	1300 m	85/86	Fichte	14	12	6	0,50	21	0,3
Wurzeralm 1 OÖ (3)	1000 m	85/86	Fichte	23	24	8	0,33	18	0,1
Wurzeralm 2 OÖ.	1140 m	85/86	Fichte	15	15	6	0,40	15	0,1
Wurzeralm 3 OÖ.	1400 m	85/86	Fichte	13	13	5	0,38	39	0,5
Hausruck 1 OÖ. (3)	720 m	86/87	Fichte	25	49	24	0,49	54	1,5
Hausruck 2 OÖ.	750 m	86/87	Fichte	15	28	14	0,50	39	0,5
Schöneben 1 OÖ (3)	800 m	85	Fichte	13	16	6	0,38	25	0,7
		86		7	19	6	0,32	18	0,3
		87		8	14	5	0,36	19	0,5
Schöneben 2 OÖ.	1000 m	87	Fichte	10	18	7	0,39	28	0,7
Schöneben 3 OÖ.	940 m	87	Fichte	12	24	11	0,46	30	0,7
Achenkirch 1a Ti. (4)	1400 m	92/93	Fichte	16	12*	8	0,67	8	0,3
Achenkirch 5 Ti.	1050 m	92/93	Fichte	13	12*	7	0,58	8	0,2
Hochleithen 1 NÖ. (5)	250 m	89/90	Eiche	14	13*	6	0,46	22	0,01
Hochleithen 2 NÖ.	245 m	89/90	Eiche	9	11*	6	0,55	15	0,03
Raschala NÖ. (6)	330 m	89/90	Eiche	10	10*	5	0,50	15	0,04
		90/91		12	12*	6	0,50	17	0,02
Ernstbrunn 1 NÖ. (6)	300 m	89/90	Eiche	8	10*	4	0,40	13	0,02
Ernstbrunn 2 NÖ.	400 m	89/90	Eiche	14	11*	5	0,45	18	0,03
Ernstbrunn 3 NÖ.	420 m	89/90	Eiche	21	10*	5	0,50	20	0,00
		90/91		23	10*	6	0,60	20	0,01

\* Summe aus NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-NLiteratur: (1) SONDEREGGER (1984), (2) KÜHNERT (1988), (3) GLATZEL et al. (1988),  
(4) diese Arbeit, (5) BERGER et al. (1991), (6) BERGER (1991)

Ort	n	Ca	Mg	K	Na	DOC
<i>Probefläche 1a</i>						
5 cm	26	8,70 (1,89)	4,60 (1,28)	0,25 (0,20)	0,42 (0,20)	18,35 (3,23)
15 cm	23	17,40 (5,21)	10,80 (3,70)	0,36 (0,33)	0,48 (0,29)	11,68 (1,43)
30 cm	23	29,73 (4,31)	18,66 (2,46)	0,36 (0,26)	0,44 (0,18)	9,65 (2,28)
<i>Probefläche 5</i>						
5 cm	32	16,54 (2,74)	10,64 (2,48)	0,87 (0,60)	0,73 (0,35)	25,51 (7,16)
15 cm	32	31,00 (6,02)	19,23 (4,25)	0,74 (0,45)	0,60 (0,34)	13,36 (3,83)
30 cm	33	34,70 (4,51)	20,22 (3,42)	0,49 (0,36)	0,59 (0,17)	8,19 (2,15)
Ort	n	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	pH
<i>Probefläche 1a</i>						
5 cm	26	0,13 (0,13)	0,71 (0,96)	1,91 (0,93)	0,46 (0,45)	7,1 (0,2)
15 cm	23	0,09 (0,14)	1,85 (2,82)	2,29 (1,16)	0,76 (0,73)	7,4 (0,2)
30 cm	23	0,06 (0,03)	1,38 (2,15)	2,06 (0,65)	0,50 (0,48)	7,8 (0,2)
<i>Probefläche 5</i>						
5 cm	32	0,19 (0,22)	1,76 (2,20)	3,24 (2,05)	1,30 (1,34)	7,5 (0,3)
15 cm	32	0,15 (0,27)	0,55 (0,62)	3,69 (1,85)	1,79 (1,88)	7,6 (0,2)
30 cm	33	0,07 (0,12)	2,95 (2,27)	3,73 (1,42)	1,53 (1,44)	7,7 (0,2)

## 5.2 Bodenwasseruntersuchungen

Die mittleren Elementkonzentrationen in der Bodenlösung vom 1. August 1992 bis 31. Juli 1993 in den verschiedenen Tiefenstufen der Probeflächen 1a und 5 sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Die höhere Kationenfracht im lehmigen Boden der Probefläche 5 deutet auf größere Kationenaustauschkapazitäten als im sandig-lehmigen Boden der Probefläche 1a hin.

Der Großteil der Anionen (ca. 90 %) wurde analytisch nicht erfaßt. Die pH-Werte (7,1 bis 7,8) kennzeichneten durchwegs den Karbonatpufferbereich, sodaß das dominierende, nicht analysierte Anion das Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) sein dürfte. Gelöste organische Kohlenstoffverbindungen (DOC-Gehalt), die ebenfalls einen Teil der nicht erfaßten Anionenfracht ausmachen, wurden nicht berücksichtigt, da der Beitrag des DOC zu den verschiedenen, organischen Anionen nicht bestimmt werden kann. Sulfat und Nitrat spielen als mobile Anionen keine Rolle.

Die hohen Kalzium- und Magnesiumwerte sind auf das Ausgangsgestein für die Bodenbildung zurückzuführen. Die Gehalte an Mangan und Aluminium lagen, wie aufgrund der pH-Werte nicht anders zu erwarten war, an bzw. unter der Nachweigrenze und sind deshalb in Tabelle 4 nicht angeführt.

Die mittleren monatlichen Verläufe der pH-Werte sowie der  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Werbung des Bodenwassers mußte auf der Probefläche 1a (1400 m) in den Monaten November bis April, auf der Probefläche 5 (1050 m) in den Monaten Jänner bis April (Frost, Schnee) eingestellt werden. Leichte Anstiege der Ammonium- und Nitratkonzentrationen waren im August 1992 (sehr heiß, Monatsmittelwert in 920 m: 17,9 °C) und im Mai 1993 (beginnende Nitrifikation bei fehlender Pflanzenaufnahme) festzustellen. Ansonsten waren keine deutlichen saisonalen Schwankungen im Konzentrationsverlauf der analysierten Elemente festzustellen.

Im allgemeinen darf die Nährstoffversorgung der Böden als gut angesprochen werden. Kurzfristige Nährstoffmängel (z.B. an Kalium, Phosphor, Mangan) könnten jedoch infolge antagonistischer Wirkungen oder Festlegung im Boden aufgrund hoher pH-Werte auftreten. Eine Bewertung des Stickstoffhaushalts ist allenfalls indirekt möglich, da die Ausgung von Stickstoffverbindungen aus dem Boden und die Höhe des N-Outputs aus dem System unbekannt sind. Die Nitratkonzentration im Bodenwasser ist gering. Der Verlauf der mittleren Nitratkonzentrationen über die Meßperiode (Abbildung 3) zeigt nach

zunehmender Mineralisierung im Frühjahr, wie auch LIU et al. (1991) am Wank (Loisachtal, Bayern; Spitzenkonzentrationen von 75 mg.l<sup>-1</sup> in 10 cm Tiefe) feststellten, eine deutliche Abnahme der Nitratkonzentrationen mit Einsetzen der Vegetationsperiode (Probefläche 1a: Juni bis Juli, Probefläche 5: Juli). Auf beiden Probeflächen steigt die Nitratkonzentration im Monat August wieder deutlich.

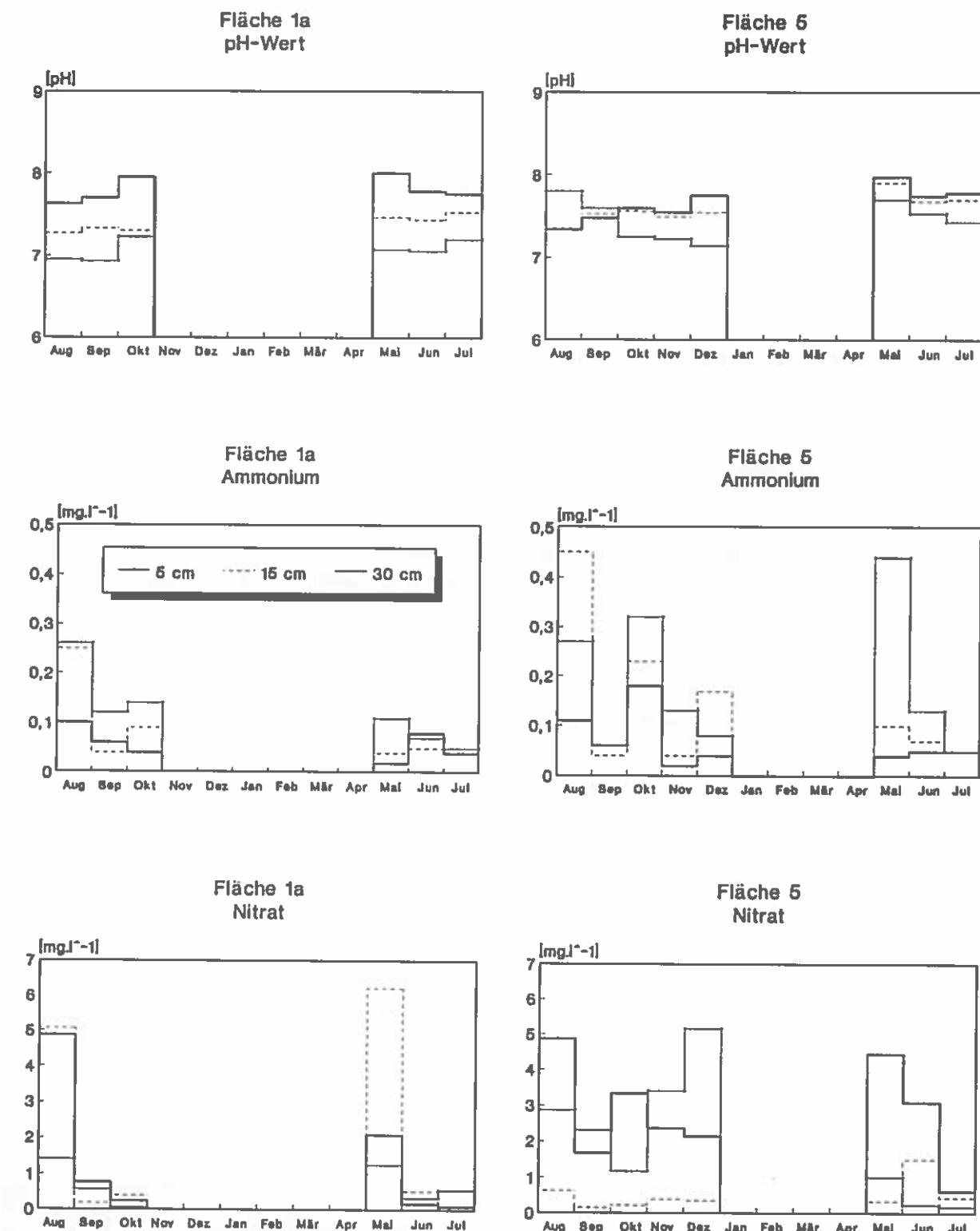
Aus der Tatsache geringer Nadelspiegelwerte der Fichtennadeln (10-14 mg/g TS; MÖSSNANG, zitiert in LIU et al. 1993) und Nitratkonzentrationen unter der Nachweigrenze während der Vegetationsperiode schlossen LIU et al. (1991) aufgrund von Untersuchungen am Wank auf einen Engpaß der N-Versorgung für die aufstockenden Fichten. Die Stickstoffinträge werden als Beitrag zur Deckung des N-Bedarfs interpretiert und werden daher mittelfristig als positiv gewertet. Die auf Probefläche 1a getätigten Beobachtungen lassen ähnliche Schlüsse zu. Neben den erwähnten geringen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser wurden Nadelspiegelwerte an Fichten der Untersuchungsbestände von 11,0 - 11,7 mg.g<sup>-1</sup> TM (HERMAN 1994) festgestellt, welche damit im Mangelbereich von < 13 mg.g<sup>-1</sup> TM liegen. Die nur kurze Periode sehr geringer mittlerer Nitratkonzentrationen auf Probefläche 5 läßt zusammen mit Stickstoffvorräten von etwa 3500 kg.ha<sup>-1</sup> bei einem C/N-Verhältnis von 16,3 im Oberboden von 0-20 cm (ENGLISCH & STARLINGER 1994) und damit günstigen Voraussetzungen für die N-Mineralisierung die N-Versorgung als wesentlich günstiger als auf Probefläche 1a erscheinen.

Stickstoffeutrophierung und Bodenversauerung durch Nitratauswaschung liegen in beiden Fällen nicht vor.

Im Rahmen der Critical Loads (CL) Diskussion wird neben dem Protonen- und Stickstoffeintrag auch der Schwefeleintrag diskutiert. Aufgrund der erhobenen S-Einträge und S-Konzentrationen in der Bodenlösung sind keine Veränderungen im Boden zu erwarten. Die Festsetzung eines bestimmten Wertes (CL), unter welchem selbst längerfristig keine Veränderungen im Boden hervorgerufen werden, erscheint aufgrund der Komplexität des Systems wissenschaftlich nicht gerechtfertigt. Der prozentuelle Anteil der Sulfationen an der gesamten Anionenfracht (äquivalente Kationensumme) betrug für die untersuchten Böden lediglich 1,3 bis 5,0 %. Da die Anionenadsorption in Böden gering ist und insbesondere bei solch hohen pH-Werten Aluminium- oder Eisen(hydr)oxide zur Bindung von Sulfat fehlen, wirkt Sulfat als mobiles Anion, für dessen Neutralisierung

Abb.3:

pH-Werte sowie Ammonium- und Nitratkonzentrationen an den Probeflächen 1a und 5



auch längerfristig äquivalente Mengen von Dolomit aufgelöst werden können. LIU et al. (1993) berechneten, daß für die Böden am Wank bei höherer atmosphärischer Belastung und teilweise silikatischem Ausgangsmaterial für die Bodenbildung dem Säureeintrag nur 7 % des gemessenen Ca-Austrages entsprechen. Auch am Christlumprofil ist die atmogen bedingte Mg- bzw. Ca-Auswaschung sehr gering und auf interne Säureproduktion des Systems bzw. hohe CO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Boden zurückzuführen. Die Nadelspiegelwerte (Fichte) für Schwefel (0,07-0,08 %; HERMAN 1994) am Christlumprofil zeigten keine Überschreitung der Grenzwerte der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBL. Nr. 199/1984).

### 5.3 Streufall

Aus den flächenbezogenen Trockenmassen des Streufalles in den Probeflächen 1a und 5 (Tabelle 5) können Vergleiche zwischen den Beständen angestellt werden. Während von August bis September ein paralleler Verlauf vorlag, setzte im Oktober auf der höher gelegenen Probefläche 1a der vermehrte, herbstliche Streufall früher ein. Von November bis Anfang April wurden die Streusampler nicht entleert, da diese in wechselndem Ausmaß mit Schnee gefüllt waren. Es ist wahrscheinlich, daß in diesem Zeitraum die Streumenge unterschätzt wurde. Im allgemeinen konzentriert sich der Streufall bei den Laubbäumen (Buche) auf den Herbst und bei der Fichte auf den Herbst und das Frühjahr, sodaß dieser Fehler klein ist. Trotzdem sind die ermittelten Trockenmassen des Streufalles mit 1,3 (Probefläche 1a) und 1,2 t.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> (Probefläche 5) sehr gering. LÜSCHER (1989) gibt beispielsweise für ausgewählte Fichten-Baumholzbestände des Kantons Zürich zwischen 1,94 und 7,11 t und für Buchenbestände 2,52 bis 7,64 t Streu pro Hektar und Jahr an. Dieses Ergebnis ist neben der möglichen, erwähnten, systematischen Unterschätzung auf die typische Rottenstruktur des anzutreffenden Waldbildes zurückzuführen (die Untersuchungsbestände sind durch große Bestandeslücken von den anschließenden Baumgruppen getrennt). Die aus diesen Trockenmassen und den

chemischen Analysen resultierenden Stoffflüsse mit dem Streufall sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Unter der Annahme, daß für K, Ca, und Mg die Pflanzenauswaschung durch den Niederschlag die Hälfte der Kronendachdifferenz beträgt, ist es möglich, die Auswaschung in Prozenten der jährlichen Aufnahme (Aufnahme = Auswaschung + Streufall; Tabelle 5) anzugeben. (Der Faktor 0,5 ist ein aus der Literatur abgeleiteter, durchschnittlicher Wert für Fichtenbestände in Österreich, welcher nach ULRICH (1983) über die Elemente Na oder Cl berechnet wird). Je nach Element gehen 16-73 % (K: 67-73 %, Ca: 16-20 %, Mg: 28-32 %) der zur Bildung des Assimulationsapparates aufgenommenen Elemente durch die Pflanzenauswaschung verloren. Eine Wiederaufnahme dieser Mengen durch die Untersuchungsbestände ist mit einem erhöhten Energieaufwand verbunden und führt zu einem stark beschleunigten Elementumsatz (REUSS & JOHNSON 1986). Die Pflanzenauswaschung von Kationen verursacht keinen Nährstoffmangel, solange die Aufnahme dieser Ionen nicht behindert ist, wie dies in der vorliegenden Arbeit der Fall ist. GUDERIAN et al. (1987) sowie SKEFFINGTON & ROBERTS (1985) konnten sogar eine Zunahme der Nährstoffgehalte in den Blättern trotz verstärkter Auswaschung beobachten. Diese, gerade auf Kalkstandorten beschleunigte H<sup>+</sup>-Abpufferung im Kronenraum bedeutet keine Entlastung der Puffersysteme des Bodens, sondern lediglich eine Verlagerung dieser Pufferung von der Bodenoberfläche in einen, vom ökologischen Standpunkt aus gesehen, sehr kritischen Raum, dem Apoplast der Wurzelrinde und der unmittelbaren Rhizosphäre.

### Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1993: *Zustand der Tiroler Wälder*. Innsbruck.
- BERGER T.W. 1990: *Die Messung des Schadstoffeintrages und Bodenzustandes in einem Eichenwaldökosystem des Weinviertels*. Diplomarbeit Aufbaustudium Technischer Umweltschutz. Technische Universität Wien und Univ. f. Bodenkultur Wien.
- BERGER T.W. 1991: *Untersuchungen zum Eichensterben: Aspekte des Stoffhaushaltes von Eichenmittelwäldern des Weinviertels unter besonderer Berücksichtigung des atmosphärischen Schadstoffeintrages*. Dissertation. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- BERGER T.W., HAUPOLTER M. & GLATZEL G. 1991: *Ökologische Untersuchungen in Eichenwäldern - Ökosysteminventur, Bodenwasserhaushaltsuntersuchungen, Depositionsmessungen, Untersuchungen des Bodenwasserchemismus*. Forschungsbericht 2/1991. Institut für Forstökologie. Univ. f. Bodenkultur Wien.

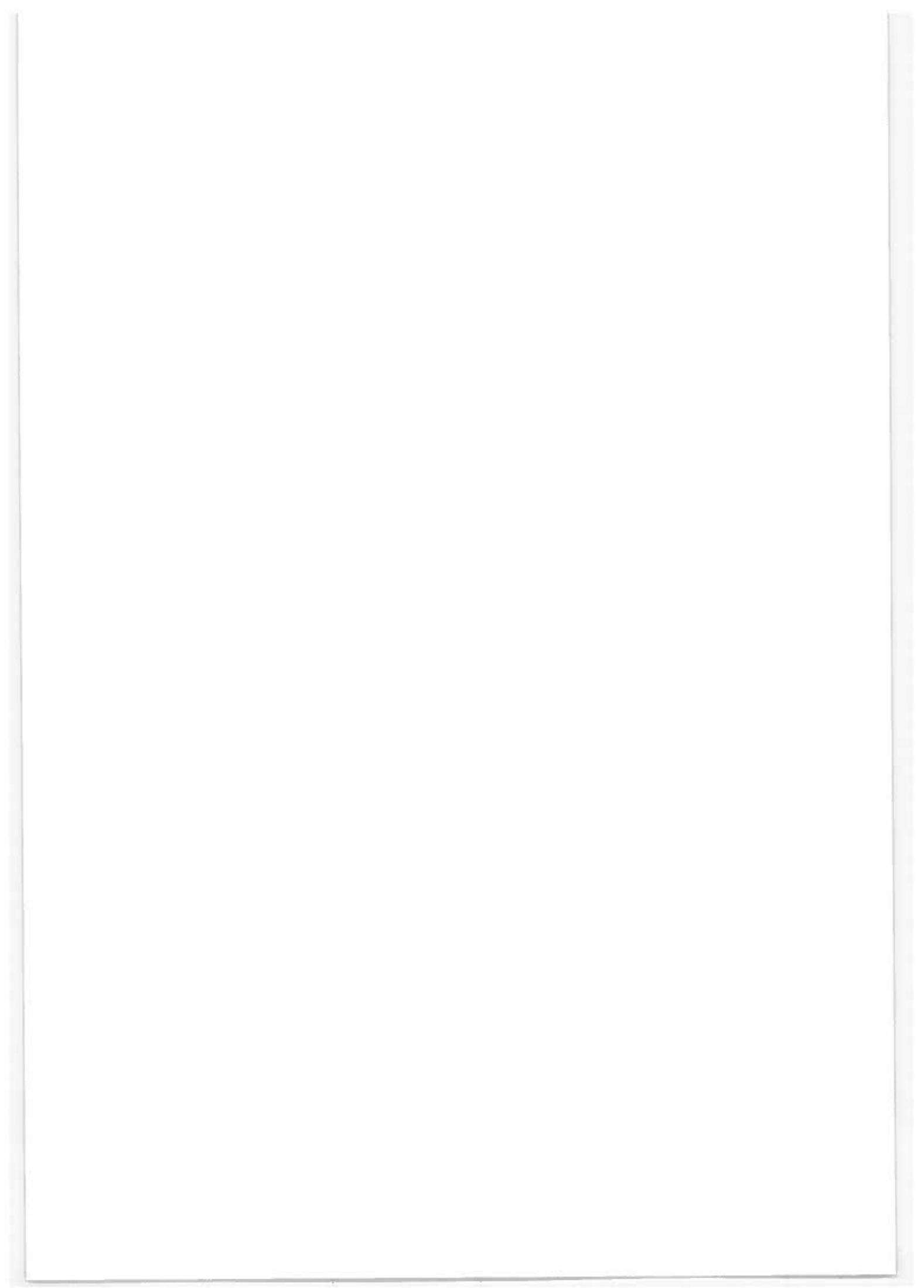
Tab. 5:

Trockenmassen (TM) und Stoffflüsse mit dem Streufall [g.m<sup>-2</sup>]

Ort	TM	N	P	Ca	Mg	K	Mn
1a	132	1,24	0,05	1,32	0,28	0,20	0,010
5	124	1,27	0,07	1,18	0,21	0,19	0,014

- BERGER T. & GLATZEL G. 1994: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschatstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. 2. Zwischenbericht, Inst. f. Waldökologie, Universität für Bodenkultur Wien.
- BLOCK J., BOCKHOLT B., HEIDINGSFELD N., BORCHERT H., SCHRÖCK H.W. & FINGERHUT M. 1991: *Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz, Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989*. Mitt. Forstl. Vers. Anst. Rheinland-Pfalz 16/1991.
- BLUM W., DANNEBERG H., GLATZEL G., GRALL H., KILIAN W., MUTSCH F. & STÖHR D. 1986: *Waldbodenuntersuchung - Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich*. Österr. Bodenkundl. Ges. Wien, 1-59.
- BRECHTEL H.M. 1989: *Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer*. Forschungsberichte der Hessischen Versuchsanstalt 8/1989.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1994: *Standorte und Waldgesellschaften im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*, FBVA-Berichte 87, 25-54.
- EVERS F.H. 1985: *Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Nadelwaldbeständen*. Mitt. des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 31, 31-36.
- FABICHI K. & PRODINGER W. 1957: *Verhandlungen der Geologischen Bundesanstalt Wien*. Heft 1.
- FLIRI F. 1975: *Das Klima der Alpen im Raume Tirol*. Monographien zur Landeskunde Tirols.
- GLATZEL G., KATZENSTEINER K., KAZDA M., KOHNERT M., MARGKART G. & STOHR D. 1988: *Deposition langzeitwirksamer Luftschatstoffe in Wäldern und Einfluß auf den Ionenhaushalt*. Forschungsbericht 1988, Institut für Forstökologie, Univ. f. Bodenkultur Wien.
- GUDERIAN R., KLUMPP A. & KÜPPERS K. 1987: *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Giessen, 1986) 16, 311-322.
- GÜNTHER K.H. & W. KNABE 1976: *Messung der Schwefel- und Säureniederschläge im Ruhrgebiet in der Zeit von Juli 1973 - März 1975*. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen 39, 36-44.
- GUSSONE H.A. 1964: *Faustzahlen für Düngung im Walde*. Bayr. Landw. Verl. München, Basel, Wien.
- HERMANN F. 1994: *Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und Borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 59-72.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 9-16.
- HUSER R. & K.H. REHFUESS 1988: *Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen*. Forstl. Forschungsberichte, Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät Universität München und d. Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt 86/1988.
- KENNEL M. & LECHLER H. H. 1993: *Langfristiges Monitoring belasteter Waldökosysteme an den Bayerischen Waldklimastationen*. - In: PBWU (Hrg.): *Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA*, Berchtesgaden, 27.-29.4.1993, GSF-Bericht 39/93, 58-63.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probfächen und Kronenzustände der Probebitüme an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- KOHNERT M. 1988: *Eintrag kationischer und anionischer Schadstoffe im Raum Judenburg*. Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- LANG W. 1971: *Ökologische und hydrologische Untersuchungen in verschiedenen stark durchforsteten Fichten- und Lärchenbeständen des Schwarzwaldes*. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg.
- LINDBERG S.E. & GARTEN C.T. 1988: *Sources of sulphur in forest canopy throughfall*. Nature 336, 148-151.
- LIU J.C., PFIRRMANN Th., PAYER H.D., RUNKEL K.H. & SCHRAMEL P. 1991: *Wasser- und Stoffdynamik der Böden am Wank und ihr möglicher Einfluß auf die Fichten*. In: PBWU, GSF-Bericht 26/91, 237-251.
- LIU J.C., KELLER T., RUNKEL K.H. & PAYER H.D. 1993: *Stoffeinträge und -austräge im Fichtenökosystem Wank (Kalkalpen) und ihre boden- und ernährungskundliche Bewertung*. In: PBWU (Hrsg.): *Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA*, Berchtesgaden, 27.-29.4.1993, GSF-Bericht 39/93, 294-310.
- LOSCHER P. 1989: *Streueintrag und Humusformen - Beobachtungen in Waldbeständen des Kantons Zürich 1985-1988*. Schweiz. Z. Forstwes. 140, 6, 482-487.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 17-26.
- MEIWES K.J., KÖNIG N., KHANNA P.K., PRENZEL J. & ULRICH B. 1984: *Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden*. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 7.
- MUTSCH F. & SMIDT S. 1994: *Durch Protoneneintrag gefährdete Waldgebiete in Österreich - Beurteilung anhand von Daten der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur*. Centralbl. f.d.ges. Forstwes. 1, 57-66.
- REUSS J.O. & JOHNSON D.W. 1986: *Acid deposition and the acidification of soils and water*. Ecological Studies 59. Springer Verlag.
- SKEFFINGTON R.A. & ROBERTS T.M. 1985: *The effects of ozone and acid mist on Scots pine saplings*. Oecologia 65, 201-206.
- SMIDT S. & RENDL J. 1994: *Depositionsmessungen im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 33-38.
- SMIDT S. & SONDEREGGER E. 1983: *Probennahme und Analyse von Depositionen langzeitwirksamer Luftschatstoffe*. In: GLATZEL G. (Hrsg.): *Die Messung der Deposition langzeitwirksamer Luftschatstoffe in Wäldern, Vorschläge für ein Meßprogramm, Arbeitsmethoden*. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- SONDEREGGER E. 1984: *Schadstoffdeposition in einem Buchenwald im nordöstlichen Wienerwald*. Dissertation. Univ. f. Bodenkultur Wien.

Versasser: Dipl.-Ing. Dr. Torsten Berger  
 Universität für Bodenkultur  
 Institut für Waldökologie  
 Peter Jordanstraße 82  
 A-1190 Wien



# Pestizideinträge durch nasse Depositionen

ST. SMIDT <sup>1)</sup>, R. WOMASTEK <sup>2)</sup> & G. LORBEER <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

<sup>2)</sup> Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien

<sup>3)</sup> Umweltbundesamt Wien

**Kurzfassung.** Organische Luftverunreinigungen sind im Zusammenhang mit Waldschädigungen in den letzten Jahren in zunehmendem Maße in den Blickpunkt des Interesses gerückt. Vor allem die anthropogenen Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) können auf Pflanzen schädigend wirken, wobei im Freiland vermutlich die indirekten Wirkungen, etwa über die Bildung reaktiver Intermediate, größere Bedeutung haben als direkte Wirkungen. Zahlreiche Komponenten werden großräumig verbreitet und sind ubiquitär nachweisbar. Von besonderem Interesse sind Komponenten, die als Herbizide eingesetzt werden oder als solche wirken. Sie werden entweder als Pflanzenschutzmittel ausgebracht oder können, wie z.B. die Trichloressigsäure, im Zuge der photochemischen Umwandlung aus C<sub>2</sub>-Chlorkohlenwasserstoffen entstehen. Die Bedeutung ihrer Einträge für Waldökosysteme lässt sich derzeit noch nicht abschätzen.

**Schlüsselworte:** VOC, Pestizide, Boden, Deposition

**Abstract.** [Input of Pesticides Through Wet Deposition.] In connection with forest damage organic air pollutants have increasingly come into the centre of interest during the last years. Primarily the anthropogenous emissions of volatile organic compounds (VOCs) can have a damaging effect on plants; in the open land, the indirect effects, caused for instance by the formation of reactive intermediates, will probably be of more significance than the direct effects. Numerous components are distributed over large areas and can be proved ubiquitously. Of special interest are components which are used as herbicides or which have the effect of herbicides. They are either applied as herbicides or develop as for instance from C<sub>2</sub>-hydrochlorocarbons (e.g. trichloroacetic acid) in the course of the photochemical transformation. It is not possible by now to assess the significance of their inputs for forest ecosystems.

**Keywords:** VOCs, pesticides, soil, deposition

## 1. Einleitung

### 1.1 Quellen organischer Komponenten

Mehr oder weniger flüchtige organische Luftverunreinigungen (volatile organic compounds = VOC, semivolatile organic compounds = SOC) werden zum Teil biogen, zum Teil anthropogen emittiert, wobei jedoch eine Reihe von Verbindungen sowohl biogenen als auch anthropogenen Ursprungs sein kann. Ausschließlich biogenen Ursprungs sind Isopren und Monoterpene (z.B.  $\alpha$ - und  $\beta$ -Pinen). Ausschließlich anthropogenen Ursprungs sind Halogenkohlenwasserstoffe (mit Ausnahme der Methylhalogenide), Trichloressigsäure (TCA), Alkine, Alkylbenzole, verschiedene Pestizide und Tri-/Tetraethylblei. Alkane

(v.a. Methan), Alkene (v.a. Ethen), Alkohole, Ester, Methylhalogenide, polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK's), Dioxine (entstehen auch bei Waldbränden), Peroxyacetylinitrat (PAN) und Phenole entstehen sowohl biogen als auch anthropogen.

Biogene Quellen sind v.a. pflanzliche Emissionen (v.a. Waldökosysteme), Böden und aquatische Ökosysteme. Anthropogene Quellen sind v.a. Verdunstungsemissionen z.B. von Lösungsmitteln, der KFZ-Verkehr und Prozeßemissionen. Viele der anthropogenen emittierten Komponenten kommen in "reiner Luft" bzw. in Organismen nicht vor; diese als "Xenobiotika" bezeichneten Verbindungen werden z.B. als Pestizide in großen Mengen ausgebracht.

Die global emittierten biogenen Komponenten werden mit über 800 Millionen Tonnen p.a. weit höher eingeschätzt als die anthropogenen (weniger

als 100 Millionen Tonnen; vgl. FEHSENFELDT et al. 1992). Konzentrationen von VOCs in der Luft unterschiedlich stark belasteter Gebiete wurden von SMIDT (1994a) zusammengestellt; Konzentrationen von Einzelkomponenten liegen in Ballungsräumen je nach Mittelungszeit meist weit unter 100 µg/m<sup>3</sup> (Ethen: unter 100 µg/l, PAN: meist unter 10 µg/m<sup>3</sup>), Hintergrundkonzentrationen betragen mit Ausnahme von Methan (ca. 1500 µg/m<sup>3</sup>) meist weniger als 10 µg/m<sup>3</sup>.

## 1.2 Direkte und indirekte Wirkungen organischer Luftverunreinigungen auf Pflanzen

In den letzten Jahren wurden VOCs in zunehmendem Maße als Mitverursacher von Waldschädigungen ins Kalkül gezogen (FRANK 1988, 1989; SMIDT 1994a, b). Sie können grundsätzlich direkt oder indirekt auf Pflanzen und Ökosysteme einwirken.

### Direkte Wirkungen

- Veränderung der Gehalte verschiedener Blattinhaltsstoffe,
- Erhöhung der Glutathion-S-Transferaseaktivität,
- Oxidation von SH-Gruppen (und damit Inhibition von SH-Enzymen und Verringerung des Reduktionspotentials),
- Zerstörung von Organellen(teilen) u.a. ultrastrukturelle Veränderungen,
- Zerstörung von Nadelpigmenten, Ausbildung von Chlorosen,
- Störung der Photosynthese,
- Reduktion der Transpiration,
- Nekrosen, Bronzierung der Blattoberfläche,
- vorzeitiger Blattabwurf.

### (Mögliche) indirekte Wirkungen

- Wirkung einiger Komponenten als Präkursoren photochemischer Oxidantien (aber auch als ozonabbauende Verbindungen),
- Vorstufen von herbizidwirksamen Komponenten bzw. starker phytotoxischen Verbindungen,
- Wirkung als klimabeeinflussende Gase bzw. Treibhausgase,
- Korrosion der Kutikula (mögliche Folgen: höhere Auswaschbarkeit von Ionen, erhöhte Infektionsgefahr),
- Anreicherung einiger Komponenten (z.B. der Chlorkohlenwasserstoffe) im Boden, im Grundwasser, in der Nahrungskette und in der Stratosphäre (Mitverursacher des antarktischen Ozonloches),

- negative Beeinflussung über den Boden durch Schädigung der Mykorrhiza und damit Störung der Ernährung.

Viele phytotoxische organische Verbindungen kommen ubiquitär vor, einige werden in Blattorganen und im Boden akkumuliert. Die Rolle der flüchtigen bzw. "halbflüchtigen" Verbindungen bei der Gefährdung von Waldökosystemen ist derzeit jedoch noch ungeklärt. Eine potentielle Gefährdung aufgrund ihrer direkten Wirkungen besteht lediglich in Ballungsräumen, wo einzelne Komponenten (z.B. Ethen) in phytotoxischen Konzentrationen auftreten können. In Wald- und "Reinluftgebieten" Mitteleuropas werden nach bisherigen Angaben phytotoxische Konzentrationen in der Luft jedoch nicht erreicht. Allerdings dürfte den indirekten Wirkungen, auch jenen über den Boden und das Wurzelsystem, eine größere Bedeutung zukommen, da Schwellenwerte bzw. akut oder chronisch toxische Konzentrationen in Waldgebieten kaum erreicht werden. Hinsichtlich der direkten Wirkungen wurden je nach Schadstoff und Baumart verschiedene Dosis - Wirkungsbeziehungen bei Forstbäumen gefunden (s. Zusammenstellung von SMIDT 1994c).

Die im Hinblick auf Forstpflanzenschädigungen bisher am besten untersuchten flüchtigen Komponenten sind Ethen (das auch bei Stresszuständen von Pflanzen emittiert wird), Kraftfahrzeugabgase (in denen jedoch NO<sub>2</sub> eine größere phytotoxische Bedeutung hat), PAN, Chlorkohlenwasserstoffe (v.a. solche mit einem oder zwei C-Atomen) und Halogenessigsäuren (v.a. Monochlor- und Trichloressigsäure). Sie scheinen nach bisherigem Wissen hinsichtlich einer Pflanzengefährdung die relativ größte Relevanz der organischen Komponenten zu haben. Über die Wirkungen der in Waldgebieten gemessenen, zumeist sehr geringen Konzentrationen (meist bis wenige 100 ppt) ist jedoch kaum etwas bekannt.

## 1.3 Pestizide und andere organische Verbindungen in der Umwelt

Im Gegensatz zu den Konzentrationen von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Ozon und Staub werden jene von organischen Luftverunreinigungen im Rahmen von Umweltmonitoringprogrammen meist nicht routinemäßig erfaßt. Einige Ergebnisse aus europäischen Sondermeßprogrammen zur Messung der Konzentrationen in der Luft, in Niederschlägen, in Pflanzenorganen und im Boden liegen jedoch vor.

Herbizide bzw. herbizidwirksame Verbindungen (Halogenessigsäuren als atmosphärische Umwandlungsprodukte von C1- und C2-Halogenkohlenwasserstoffen) werden - abgesehen von der Ausbringung dieser Stoffe bei der Applikation von Pflanzenschutzmitteln - jährlich in großen Mengen in Form von nasser und trockener Deposition abgesetzt. Die Mengen der eingetragenen Stoffe liegen in der Größenordnung von wenigen Gramm pro Hektar und Jahr. Die global deponierten Halogenessigsäuremengen belaufen sich nach FRANK [pers. Mitt.] auf mehrere 10.000 Tonnen p.a.

In Österreich sind derzeit 268 Wirkstoffe zugelassen, der jährliche Wirkstoffverbrauch beträgt rund 4000 Tonnen (davon rund 47 % Herbizide).

Folgende Wirkstoffmengen in Pflanzenschutzmitteln, die dem Pflanzenschutzmittelgesetz unterliegen, wurden in Österreich von 1991 bis 1993 ausgebracht (gerundete Werte):

Wirkstoff (kg)	1991	1992	1993
Lindan	29.240	16.920	14.430
Atrazin	405.990	304.900	282.510
Alachlor	76.210	53.450	-
TCA	230	70	-

Akute Schäden an Kulturpflanzen wurden in der Regel jedoch bisher nur bei Überdosierungen von Pflanzenschutzmitteln beobachtet (NEURURER & WOMASTEK 1991).

### 1.3.1 Vorkommen in der Luft und in Depositionen

**Luft:** Organische Luftschaadstoffe werden direkt oder nach photochemischer Umsetzung naß oder trocken auf Pflanzenoberflächen und dem Boden deponiert. Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe können in der Atmosphäre zu TCA umgesetzt werden, welches von Blattorganen aufgenommen und akkumuliert wird oder direkt in den Boden gelangt, wo es über die Wurzel aufgenommen werden kann. TCA wird im Boden decarboxyliert, wobei der entstehende flüchtige Chlorkohlenwasserstoff (VCH) ausgegast wird.

**Depositionen:** Unter den organischen Komponenten werden Herbizide zur Vernichtung bzw. Hintanhaltung von Unkräutern und "Unhölzern" ausgebracht. Die Wirkstoffe gelangen entweder direkt oder - nach dem Blattfall - indirekt in den Boden. In der Luft kann es gelegentlich zu einer Fernverfrachtung in entlegene Gebiete kommen. Das erste zum Pflanzenschutz 1947 eingesetzte Herbizid war die Trichlor-

essigsäure, welche als Natriumsalz ("NaTCA") in Österreich für die Verwendung in der Landwirtschaft bis 1992, im Forst bis 1987 zugelassen war (der Wirkstoff ist in der Landwirtschaft seit 20.2.1992 verboten). Die Mengen der in der Landwirtschaft ausgebrachten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe liegen in der Regel unter 3 kg/ha. Die während der Zeit ihrer Zulassung in Österreich vorgeschriebenen Wirkstoffmengen betrugen für Atrazin (seit 1994 mit kurzer Unterbrechung verboten) 0,5-1 kg/ha, für Alachlor (ab 1993 verboten) 1,7-2,4 kg/ha und für  $\gamma$ -HCH (Lindan (ab 1992 nur mehr als Saatgutbeizmittel zugelassen) bis 1991 1,8 - 2,25 kg/ha.

An drei Standorten in Deutschland betrug der Gehalt an verschiedenen Pestiziden (Atrazin, Isoproturon, Lindan,  $\alpha$ -HCH u.a.) im nassen Niederschlag 0,003-0,30  $\mu$ g/l, im Jahresmittel meist unter 0,050  $\mu$ g/l und die Einträge bis 371,2 mg/ha.a, wobei die trockene Deposition 10-20 % der Gesamtdeposition betrug; zwischen den Anwendungszeiträumen und den Höchstkonzentrationen war ein deutlicher Zusammenhang festzustellen (GATH et al. 1993). Von SCHARF et al. (1992) wurden Pestizidgehalte bis 0,8  $\mu$ g/l gefunden. Chlorkohlenwasserstoffgehalte im Regen von Berlin erreichten Werte bis 0,9  $\mu$ g/l (Freiland) bzw. 2,12  $\mu$ g/l (Kronentraufe; PLÜMACHER & RENNER 1991), Nitrophenole 15 nmol/l (REISCHL et al. 1989). WOMASTEK (diese Arbeit) fand in Regenproben des Zillertales / Tirol und des Lavanttales / Kärnten bis 0,16  $\mu$ g/l bzw. 0,55  $\mu$ g/l Atrazin; die  $\gamma$ -HCH-Konzentrationen waren in diesen beiden Gebieten höher (bis 0,48  $\mu$ g/l bzw. 0,58  $\mu$ g/l) als jene des Atrazins.

PAK-Konzentrationen (Summenwert) betrugen bis 0,524  $\mu$ g/l (LEVSEN et al. 1991), PAK-Einträge (Einzelkomponenten) bis 1000 mg/ha.a (MATZNER 1984) bzw. unter dem Kronendach bis 1190 mg/ha.a (ULRICH & MATZNER 1983). Detaillierte Angaben zu Konzentrationen und Einträgen sind im Anhang 1 angeführt. Deutlich höhere Werte wurden im Nebel gefunden (MILLET 1994, pers. Mitt.; Anhang 1b).

Atrazin wird nach HERTERICH (1991) in der Partikelphase verfrachtet. NEURURER & WOMASTEK (1991) fanden, daß von Glasoberflächen innerhalb der ersten 24 Stunden je nach Wirkstoff bis zu 80 % (Lindan) verdunsten können, nicht jedoch Atrazin.

### 1.3.2 Vorkommen im Boden

Böden stellen eine wirkungsvolle Senke für viele emittierte Stoffe dar. Neben den Schwermetallen und radioaktiven Stoffen sind v.a. organische Xenobiotika für den Waldboden problematisch. Ihre Umweltrelevanz hängt u.a. von ihrer Wasserlöslichkeit, Persistenz

(bzw. chemischen und mikrobiellen Abbaubarkeit) und ihrer Toxizität ab. Im Boden können sie adsorbiert, chemisch gebunden oder ausgefiltert werden, aus der Bodenlösung können sie von Pflanzen aufgenommen werden oder ins Grundwasser gelangen.

Die thermisch und chemisch sehr stabilen polychlorierten Biphenyle (PCBs) wurden im Boden häufig nachgewiesen (z.B. aufgrund von Klärschlammdüngung). Meist liegen die Konzentrationen im Boden zwischen 0,001 und 0,01 mg/kg. PCBs werden oft von Pflanzen aktiv aufgenommen, in weiterer Folge kann Wachstumshemmung die Folge sein; auch die Wasseraufnahme und das Frischgewicht können reduziert werden (WALLNÖFER & ENGELHARDT 1984). Dioxine sind Verbindungen mit hoher Persistenz; sie können auch als Verunreinigung in bestimmten Pflanzenschutzmitteln vorkommen, werden aber nicht über Blätter oder Wurzeln transloziert; über Pflanzentoxizität liegen keine Angaben vor.

Über pflanzentoxische Wirkungen von polzyklischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) auf Forstpflanzen liegen keine Angaben vor; bei Algen können sie in Konzentrationen von 10 ppm Photosynthesehemmung bewirken. Auch eine Hemmung von Mikroben kann durch PAKs erfolgen (TEBAAY 1994).

MATZNER et al. (1981) fanden in Buchen- und Fichtenböden (Solling/Niedersachsen, BRD) deutlich (um 1-2 Zehnerpotenzen) höhere PAK-Konzentrationen im Humus (bis 545 µg/kg Einzelkomponente) als im Mineralboden (bis 28,3 µg/kg Einzelkomponente) und im Fichtenbestand höhere Konzentrationen als im Buchenbestand; an einem Kokereistandort wurde sogar eine Konzentration von 30 mg/kg erreicht (Summen-PAK). Die Wirkungen dieser Komponenten in der Humusschicht auf Waldbäume sind unbekannt. MÜNCH (1992) fand deutlich erhöhte PAK-Gehalte (Benzo[a]pyren) in Straßennähe (bis 58,2 ppm) sowie eine exponentielle Abnahme mit der Entfernung von der Straße; in einer Entfernung von 5-10 m wurde bereits der Minimalwert erreicht.

TCA-Gehalte von maximal 380 µg/kg wurden von FRANK (1988) gefunden; von diesem Stoff ist die hohe Mobilität im Boden bekannt (MÜLLER & FREIDHAGER 1993). Nähere Angaben zu Pestizid- und Kohlenwasserstoffgehalten im Boden siehe Anhang 2.

## 2. Methodik

Zum Zwecke des orientierenden Umweltmonitorings wurden für die Niederschlagsanalysen einige Pestizide herangezogen. Die Gehalte dieser nicht mehr oder

nur mehr beschränkt zugelassenen Wirkstoffe können einen ersten Hinweis auf eine großräumige Verbreitung geben.

Die Beprobungen im Raum Achenkirch erfolgten für Atrazin-, Alachlor- und  $\gamma$ -HCH an den Regensammelstellen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (Bulk-Stationen: Talboden/930 m; Christlum-alm/1280 m; Christlumkopf/1758 m; WADOS-Station: 920 m; HERMAN 1992). Die primär für die Ionenanalysen geworbenen Proben konnten jedoch nicht volumsgerecht zu Mischproben vereinigt werden. Proben, in denen TCA- und  $\gamma$ -HCH bestimmt wurden, wurden im Bereich des Mühleggerköpfls mittels eines WADOS-Sammlers (820 m) ereignisweise gesammelt (nasser Anteil der Absetzdeposition) und zu Monatsmischproben vereinigt.

Die Extraktion von Atrazin, Alachlor und  $\gamma$ -HCH erfolgte durch das Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien durch dreimaliges Ausschütteln von je einem Liter Regenwasser mit Dichlormethan, welches 10 g NaCl enthielt, Trocknen mit Natriumsulfat, Filtrieren, Eindampfen im Rotavapor und Aufnehmen in 1 ml Aceton. Die gaschromatographisch-massenspektrometrische Detektion (GC-MS Detection Single Ion Monitoring) wurde mit einem Varian Moduline 2700 (GC) und Varian MAT CH 7 (MS) durchgeführt (Säule: J & W DB 5, 30 m, 0,25 ID., 0,25 micron Filmdicke; Trägergas: He, ca. 1 ml/min; Split: 10 ml/min.; Injektortemperatur: 250 °C; Interfacetemperatur: 250 °C; Ionisierungsspannung: 70 eV; SEV: 2 kV).

Die TCA-Extraktion und -analyse durch das Umweltbundesamtes Wien erfolgte nach LORBEER et al. (1994).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Atrazin, Alachlor und $\gamma$ -HCH

In den Regenwasserproben (1991-1993) des Untersuchungsgebietes Achenkirch wurden maximale Konzentrationen von 0,06 µg/l Atrazin, 0,25 µg/l Alachlor und 0,64 µg/l  $\gamma$ -HCH gefunden (Tabelle 1). Die Gehalte waren, wie auch an der Vergleichsstation Gumpenstein/Stmk., in den Monaten der Pflanzenschutzmittelanwendung (zwischen Frühjahr und Frühsommer) am höchsten.

An der WADOS-Station (Mühleggerköpfl) wurden von LORBEER (1994) auch  $\gamma$ -HCH-Konzentrationen gemessen. Die Gehalte der Einzelproben lagen - eben-

so wie jene der anderen Stationen (vgl. Anhang 3) - deutlich unter 0,20 µg/l (die Jahresmittelwerte lagen zwischen 0,01 µg/l und 0,02 µg/l; lediglich die Station Silberberg/Steiermark wies Gehalte bis fast 1,20 µg/l in Einzelproben auf). Die im Vergleich zu den oben genannten Ergebnissen geringeren γ-HCH-Werte dürften damit zusammenhängen, daß hier nur der nasse Anteil der Deposition analysiert wurde; es ist dies ein Hinweis darauf, daß vermutlich ein Großteil über die trockene Fraktion deponiert wird.

Das Insektizid Lindan (γ-HCH) ist in der Umwelt persistent und besitzt eine Tendenz zur Bioakkumulation; Konzentrationen von über 1 µg/l, wie sie in Silberberg nachgewiesen wurden, sind außergewöhnlich hoch und überschreiten den Trinkwassergrenzwert (0,10 µg/l) um eine Zehnerpotenz.

Tab. 2:  
TCA-Konzentrationen in Regenproben von Achenkirch  
(Wet-only-Sammler, Station Mühleggerköpfl, 1991-1993);  
Analysen: Umweltbundesamt Wien

TCA-Konzentrationen (µg/l)		
Januar	1993:	0,22
Februar	1992:	0,02
	1993:	0,15
März	1993:	0,35
April	1992:	0,25
	1993:	0,27
Mai	1993:	0,38
Juni	1991:	<0,10
	1993:	0,42
Juli	1993:	0,39
August	1991:	0,3
	1993:	0,29
September	1993:	0,21
November	1992:	0,22
	1993:	0,06
Dezember	1992:	0,22
	1993:	0,32

Tab. 1:  
Bandbreiten der Atrazin-, Alachlor- und γ-HCH-Gehalte in Mischproben von Regenwasser der Stationen in Achenkirch  
(Christlumprofil und Mühleggerköpfl) (Analysen: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien)

		Atrazin (µg/l)	Alachlor (µg/l)	γ-HCH (µg/l)
Talboden *) (930 m)	1991	<0,01 - 0,06 (n= 7)	< 0,02 (n= 7)	0,13 - 0,56 (n= 7)
	1992	<0,01 - 0,04 (n=13)	<0,02 - 0,07 (n=13)	0,07 - 0,24 (n=13)
	1993	<0,01 - 0,02 (n=25)	<0,02 - 0,06 (n=25)	0,04 - 0,25 (n= 9)
Mühleggerköpfl **) (820 m)	1991	<0,01 (n= 4)	<0,02 (n= 4)	0,11 - 0,16 (n= 4)
	1992	<0,01 - 0,04 (n=12)	<0,02 - 0,04 (n=12)	0,06 - 0,27 (n=12)
	1993	<0,01 - 0,02 (n=14)	<0,02 - 0,04 (n=14)	0,12 - 0,29 (n= 5)
Christlumalm *) (1280 m)	1991	<0,01 - 0,04 (n= 7)	< 0,02 (n= 7)	0,08 - 0,24 (n= 7)
	1992	<0,01 - 0,05 (n=15)	<0,02 - 0,25 (n=15)	0,14 - 0,64 (n=15)
Christlumkopf *) (1758 m)	1991	<0,01 (n= 3)	<0,02 (n= 3)	0,12 - 0,29 (n= 3)
	1992	<0,01 - 0,05 (n=12)	<0,02 - 0,06 (n=12)	0,08 - 0,43 (n=12)

n: Anzahl der Einzelproben

\*) Bulk-Probenahme

\*\*) Wet-only-Probenahme

### 3.2 Trichloressigsäure

In Tabelle 2 sind die von LORBEER & KOHLERT (1994) ermittelten TCA-Gehalte der Monatsmischproben wiedergegeben. Im Vergleich zu den anderen sechs vom Umweltbundesamt Wien betriebenen Regensammlern in Österreich waren die Werte in Achenkirch am höchsten (vgl. Anhang 3), verglichen mit den Freilandgehalten in Berlin (0,90 µg/l im Jahresmittel) jedoch gering (Anhang 1a).

### 3.3 Abschätzung und Bewertung der jährlichen Einträge

Unter Zugrundelegung von 1420 mm Jahresniederschlag (welcher dem 30jährigen Durchschnitt - 1961-1990 - entspricht; HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1983) würden sich bei geschätzten mittleren Konzentrationen von 0,02 µg/l Atrazin, 0,05 µg/l Alachlor und 0,2 µg/l γ-HCH im Untersuchungsgebiet jährliche Einträge von 0,28 g Atrazin/ha, 0,70 g/ha Alachlor und 2,80 g/ha γ-HCH ergeben.

Die jährlichen TCA-Einträge würden sich bei der angenommenen mittleren Konzentration von 0,25 µg/l auf 3,5 g/ha belaufen. Aufgrund der Messungen des Jahres 1993 und der langjährigen Meßreihen der Niederschlagshöhen sind in den Sommermonaten (maximaler Niederschlag im Juli; MARGL 1994) die höchsten TCA-Konzentrationen und in den Monaten Mai bis Juli die höchsten Einträge zu erwarten.

Verglichen mit den bei der landwirtschaftlichen Anwendung pro Hektar ausgebrachten Mengen belaufen sich die mit der Gravitationsdeposition eingetragenen

Mengen auf etwa nur 1/1000. Aus diesem Grunde ist eine direkte Gefährdung der forstlichen Vegetation nicht anzunehmen, wenngleich die Stoffe großflächig deponiert werden und somit auch auf empfindliche Pflanzen in Waldökosystemen fern von deren Applikationsort einwirken könnten. Die zu erwartende Pestizidbelastung durch forstlich ausgebrachte Wirkstoffe ist im Vergleich zu jener der Landwirtschaft gering, da nur ca. 1-2 % der Wirkstoffe im Forst ausgebracht werden (MÜLLER & FREIDHAGER 1993); relativ große Mengen werden als Wildabwehrmittel und in Forstgärten ausgebracht, insgesamt ist der Trend zum Pestizideinsatz im Forst abnehmend.

Die Bedeutung der in der Bodenluft gemessenen Chlorkohlenwasserstoffkonzentrationen von bis zu 5 µg/m<sup>3</sup> (FRANK et al. 1989) im Hinblick auf ihre Wirkung auf das Wurzelsystem, die Mykorrhiza oder auf Bodenmikroben kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden, da Angaben über Dosis-Wirkungsbeziehungen fehlen; auch die Auswirkung ihrer Bindung an Huminstoffe ist derzeit nicht abschätzbar.

Die Nachweisbarkeit dieser mittlerweile in Österreich verbotenen Wirkstoffe deutet jedoch auf ihre großräumige Verbreitung und ihre lange Verweildauer hin, die bei langsamer Abbaubarkeit zu einer Anreicherung im Boden und zur Kontamination des Grundwassers führen kann. Auch der mikroökologische Einfluß der Umwandlungsprodukte kann von Bedeutung sein.

## Literatur

- BACH, W. & LESCH K.H. 1989: *Gefahr für unser Klima - Was können wir tun?* Landschaftsverband Westfalen Lippe (Hrsg.), Münster.
- BERTEIGNE M., LEFEBRE Y. & ROSE C. 1988: *Accumulation de polluants organiques (H.P.A.) dans les horizons humifères des sols.* Eur. J. Path. 18, 310-318.
- BOSKE J., LAHL U., EHMANN J. & KURZ R. 1992: *Dioxinemission und Müllverbrennung.* Staub Reinh. Luft 52, 339-345.
- FEHSENFELDT F., CALVERT J., FALL R., GOLDAN P., GÖNTHER A.B., HEWITT C.N., LAMB B., LIU S., TRAINER M., WESTBERG H. & ZIMMERMAN P. 1992: *Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry.* Global Biogeochemical Cycles 6 (4), 389-430.
- FIGGE K. 1989: *Wirkungen halogenierter Aliphäten auf Pflanzen.* VDI-Berichte 745, 527-562.
- FRANK H. 1988: *Trichloressigsäure im Boden: eine Ursache neuartiger Waldschäden.* Nachr. Chem. Tech. Lab. 36, 889.
- FRANK H. 1989: *Neuartige Waldschäden und luftgetragene Chlorkohlenwasserstoffe.* Z. Umweltchem. Ökotox. 4, 7-11.
- FRANK H., FRANK W. & THIEL D. 1989: *C<sub>1</sub>- and C<sub>2</sub>-halocarbons in soil-air of forests.* Atmos. Environment 23, 1333-1335.
- GATH B., JÄSCHKE W., KUBIAK R., RICKER I., SCHNEIER F. & ZIEZ E. 1993: *Eintrag von Pflanzenschutzmitteln durch nasse Deposition auf den Kleinen Feldberg/Taunus.* GSF-Bericht 39/93, 460-464.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 78, 9-16.
- HERTERICH R. 1991: *Atrazin - atmosphärischer Eintrag und Immisionskonzentrationen.* Z. Umweltchem. Ökotox. 3, 196-200.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1983: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Jahrbücher.
- LAHMANN E. 1987: *Vorkommen und Verbreitung der wichtigen potentiell den Boden beeinflussenden Luftverunreinigungen.* Schriftenreihe der VDI-Kommission "Reinhaltung der Luft", Band 5, 39-58.
- LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN 1993: *Drei Jahrzehnte Luftqualitätsüberwachung.* LIS-Berichte 110.
- LEVSEN K., BEHNERT S., WINKELE H.D.R. 1991: *Organic compounds in precipitation.* Fresenius J. Anal. Chem. 340, 665-671.
- LORBEER G., HARTL W. & KOHLERT R. 1994: *Determination of TCA in rainwater from Achenkirch and other sites in Austria.* Phyton 34 (3), 57-61.
- LORBEER G. 1994: *Auffällige Lindankonzentrationen im Niederschlag.* UBA-INFO Juli/August 1994, 2-3.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch.* FBVA-Berichte 78, 17-26.
- MATZNER E., HÜBNER D. & THOMAS W. 1981: *Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany.* Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144, 283-288.
- MÜLLER A. & FREIDHAGER R. 1993: *Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Forstwirtschaft.* Umweltbundesamt, Monographien, Bd. 34.
- MÜNCH D. 1992: *Waldbodenbelastung an einer Straße durch Zink, Blei, Cadmium und Benzo(a)pyren.* Allg. Forstztg. 47, 756-757.
- NEURER H. & WOMASTEK R. 1991: *Über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in der Luft.* Bodenkultur 42, 57-70.
- PLUMACHER J. & RENNER I. 1991: *Biomonitoring von Immissionsbelastungen mit der Bestimmung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure in Koniferenadlu.* VDI-Berichte 901, 217-233.
- PRINZ B., KRAUSE G.M.H. & RADERMACHER L. 1990: *Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane.* Staub Reinh. Luft 50, 377-381.
- REISCHL A., REISSINGER M., THOMA H. & HUTZINGER O. 1989: *Accumulation of organic air constituents by plant surfaces: Part IV. Plant surfaces: a sampling system for atmospheric polychlorodibenzo-p-dioxin (PCDD) and polychlorodibenzo-p-furan (PCDF).* Chemosphere 18 (1-6), 561-568.
- SCHARF J., WIESOLLEK R., BÄCHMANN K. 1992: *Pesticides in the atmosphere.* Fresenius J. Anal. Chem. 342, 813-816.
- SMIDT S. 1992a: *Überlegungen zur Bedeutung organischer Luftschadstoffe für Waldschäden.* Angew. Botanik 66, 180-186.

- SMIDT S. 1992b: *Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 77-81.
- SMIDT S. 1993: *Emissions and input of VOC's in Austria and their possible contribution to forest decline*.- *Proceedings of the 2nd IMTOX-workshop on "Volatile Organic Pollutants: Levels, Fate and Exotoxicological Impacts"* (P. SCHRODER, H. FRANK & B. RETHER, eds.), 10.-11.12.1992, Fraunhofer Institut für Atmosphärische Umweltforschung, Band 23/93, 12-27.
- SMIDT S. 1994a: *Über die Gefährdung von Waldbäumen durch organische Luftschadstoffe*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht 1/1994.
- SMIDT S. 1994b: *Gefährdung von Waldbäumen durch organische Luftschadstoffe*. Z. Pflanzenkrankh. Pfl.schutz 101 (4), 423-445.
- SMIDT S. 1994c: *Waldgefährdung durch organische Luftverunreinigungen?* ECO-Informa '94, Technische Universität Wien, 5.-9.9.1994, Tagungsband, Vol. 9, 531-544.
- TEBAAY R.H., WELP G. & BRÜMMER G. 1993: *Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden*.- Z. Pflanzenernährung Boden. 156, 1-10.
- THOMAS W., RIESS W. & HERRMANN R. 1983: *Processes and rates of deposition of air pollutants in different ecosystems*. In: B. ULRICH & J. PANKRATH (eds.): *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, 65-82.
- ULRICH B. & MATZNER E. 1983: *Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen*.- Inst. f. Bodenkunde und Waldernährung der Univ. Göttingen, Forschungsbericht Nr. 104-02-615.
- UMWELTBUNDESAMT 1991: *Bodenuntersuchungen auf PAH im Bereich der Inntal - und Brennerautobahn*. Interne Berichte, UBA-IB-319.
- UMWELTBUNDESAMT 1994: *Umwelt in Österreich, Daten und Trends*. Österreichisches Statistisches Zentralamt und Umweltbundesamt (Hrsg.).
- WALLNOFER P.R. & ENGELHARDT G. 1984: *Schadstoffe, die aus dem Boden aufgenommen werden*.- In: *Pflanzentoxikologie* (B. HOCK & E.F. ELSTNER, Hrsg.), Wissenschaftsverlag, Bibliographisches Institut, 97-117.
- Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Stefan Smidt  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
Seckendorff-Gudentweg 8  
A-1131 Wien
- Dipl.-Ing. Robert Womastek  
Bundesamt und Forschungszentrum  
für Landwirtschaft Wien  
Trunnerstraße 5  
A-1020 Wien
- Mag. Gundl Lorbeer  
Umweltbundesamt  
Spittelauer Lände 5  
A-1090 Wien

## Anhang 1a

## Pestizidgehalte in Regenwasserproben

Komponente	Konzentration			Eintrag	Autoren
$\alpha$ -HCH	0,0018 -	0,0032	$\mu\text{g/l}$	8,7 - 23,4	mg/ha.a
Alachlor (Monatsmischproben, Gumpenstein / Strmk.; 1990-93)	<0,02 -	0,04	$\mu\text{g/l}$ (n=39)		WOMASTEK, pers. Mitt.
Alachlor (Mischproben, Zillertal / Tirol, 1990)	<0,02 -		$\mu\text{g/l}$ (n=12)		WOMASTEK, pers. Mitt.
Alachlor (Mischproben, Lavanttal / Ktn, 1990-1993)	<0,02 -	1,05	$\mu\text{g/l}$ (400 m, n=37)		WOMASTEK, pers. Mitt.
	<0,02 -	0,11	$\mu\text{g/l}$ (1080 m; n=36)		
Atrazin (Monatsmischproben, Gumpenstein / Strmk.; 1990-1993)	<0,01 -	0,14	$\mu\text{g/l}$ (n=39)		WOMASTEK, pers. Mitt.
Atrazin (Mischproben, Zillertal / Tirol, 1990)	<0,01 -	0,16	$\mu\text{g/l}$ (n=12)		WOMASTEK, pers. Mitt.
Atrazin (Mischproben, Lavanttal / Ktn, 1990-1993)	<0,01 -	0,55	$\mu\text{g/l}$ (400 m, n=37)		WOMASTEK, pers. Mitt.
	<0,01 -	0,35	$\mu\text{g/l}$ (1080 m; n=36)		
Atrazin				0,13 mg/m <sup>2</sup> .a (exponiert)	HERTERICH 1991
				0,012 mg/m <sup>2</sup> a (Alpenraum)	
Atrazin	0,0107 -	0,0228	$\mu\text{g/l}$	72,8 - 102,8	mg/ha.a
Atrazin	bis 0,55		$\mu\text{g/l}$		NEURURER & WOMASTEK 1991
Atrazin (Bereich / Mittel)	0,017 -	0,094 / 0,032	$\mu\text{g/l}$		SCHARF et al. 1992
DDD (Bereich / Mittel)	0,009 -	0,102 / 0,040	$\mu\text{g/l}$		SCHARF et al. 1992
DDT (Bereich / Mittel)	0,003 -	0,087 / 0,040	$\mu\text{g/l}$		SCHARF et al. 1992
$\gamma$ -HCH (Monatsmischproben, Gumpenstein/Strmk.; 1990-1993)	<0,01 -	0,15	$\mu\text{g/l}$		WOMASTEK, pers. Mitt.
$\gamma$ -HCH (Mischproben, Zillertal / Tirol, 1990)	<0,16 -	0,48	$\mu\text{g/l}$ (n=12)		WOMASTEK, pers. Mitt.
$\gamma$ -HCH (Mischproben, Lavanttal / Ktn, 1990-1993)	<0,06 -	0,46	$\mu\text{g/l}$ (400 m, n=36)		WOMASTEK, pers. Mitt.
	<0,10 -	0,58	$\mu\text{g/l}$ (1080 m; n=36)		GATH et al. 1993
Isoproturon	0,0085 -	0,0448	$\mu\text{g/l}$	35,9 - 327,4	mg/ha.a
Lindan	0,0349 -	0,0519	$\mu\text{g/l}$	162,9 - 371,6	mg/ha.a
Lindan (Bereich / Mittel)	0,020 -	0,833 / 0,208	$\mu\text{g/l}$		SCHARF et al. 1992
Nitrophenole:					
2-Nitrophenol	4,3		nmol/l		
3-Methyl-2-nitrophenol	2,0		nmol/l		REISCHL et al. 1989
2,4-Dinitro-6-methylphenol	15		nmol/l		
PAK (Einzelkomp.)	4 -	700	$\mu\text{g/m}^2\text{.a}$		LAHMANN 1987
PAK (Einzelkomp.)	3 -	65	$\mu\text{g/m}^2\text{.a}$		THOMAS et al. 1983
PAKs (4 Einzelkomp.)	0,0029 -	0,090	$\mu\text{g/l}$ (Jahresmittelwert)	22 - 1000	mg/ha.a
PAKs, 11 Einzelkomponenten Summenkonzentration	0,004 -	0,1601	$\mu\text{g/l}$		LEVSEN et al. 1991
	0,5247		$\mu\text{g/l}$		
PAK, Einzelkomp. Freiland / Kronentraufe	70 -	680	mg/ha.a		ULRICH & MATZNER 1983
	119 -	1190	mg/ha.a		
Parathionethyl	0,0018 -	0,0215	$\mu\text{g/l}$	12,4 - 78,7	mg/ha.a
PCDD + PCDF trockene Deposition, n=12 (8 Stationen Nordrhein-Westfalen)	0,67 -	4,62	ng/m <sup>2</sup> .d		LIS 1993
Pirimicarb	0,0027 -	0,0104	$\mu\text{g/l}$	11,4 - 76	mg/ha.a
Triadimenol	0,0037 -	0,0109	$\mu\text{g/l}$	26,6 - 46,1	mg/ha.a
VCHs Bestand / Freiland:			Jahresmittel ( $\mu\text{g/l}$ )		
Trichlormethan	0,048 /	0,027			
1,1,1-Trichlorethan	0,007 /	0,006			
Tetrachlormethan	0,003 /	0,002			
Trichlorethen	0,003 /	0,002			
Tetrachlorethen	0,004 /	0,003			
TCA	2,120 /	0,900			

## Anhang 1b

Pestizidkonzentrationen im Nebel, im Regen, und in der Luft (Partikel- und Gasphase);  
MILLET, pers. Mitt., Mittelwerte aus ca. 20-30 Proben, Meßstation nahe Straßburg / Frankreich.

Compound	Nebel µg/l (lösliche Phase)	Regen µg/l	Partikel ng/m <sup>3</sup>	Gas ng/m <sup>3</sup>
pp-DDD	1,2	0,32	0,45	0,14
Aldrine	3,7	0,05	0,57	0,68
Dieldrine	5,1	0,47	0,73	0,75
Lindane	2,4	0,16	0,31	0,89
HCB	1,8	0,07	0,20	0,32
Aldicarb	42,0	1,67	2,85	7,12
Atrazin	14,2	0,22	0,52	2,24

## Anhang 2

## Pestizid- und Halogenkohlenwasserstoffgehalte in Böden

C <sub>1</sub> - und C <sub>2</sub> -Halogenkohlenwasserstoffe in Bodenluft, 3 Standorte				FRANK et al. 1989
CFCl <sub>3</sub>	1,7	-	3,5	µg/m <sup>3</sup>
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub>	0,1	-	0,7	
CHCl <sub>3</sub>	0,1	-	0,3	
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	0,8	-	1,9	
CCl <sub>4</sub>	0,5	-	0,8	
C <sub>2</sub> HCl <sub>3</sub>	0,2	-	1,1	
C <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	0,5	-	5,1	
Dioxine (Müllverbrennung)	≤ 1,2			
PAK (Kokereistandort) Summe	2,3	-	30,0	ng/kg mg/kg
PAK, 20 Einzelkomponenten	14	-	611	µg/kg
Summe, bis 30cm Bodentiefe	42	-	137	µg/kg
Inntalautobahn (5m Distanz)	64			µg/kg
Brennerautobahn (5m Distanz)				
Obernberg (Referenzprobe)				
PAKs (15 Einzelkomponenten)				
Straßen Nähe	1,8	-	58,2	ppm
Hintergrund	0,07	-	0,48	ppm
PAKs (4 Einzelkomponenten)	109	-	425 / 0,8 - 28,3	µg/kg
Buche Humus / Mineralboden	147	-	545 / 0,9 - 9,4	µg/kg
Fichte Humus / Mineralboden				
PAKs (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Anthrazen, Benzo(a)pyren u.a.), wenig belastete Region	≤ 0,7			ppm TS
PCDF/D (landwirtschaftl. Flächen)	bis 67			ng/kg TS
TCDF (Müllverbrennung)	≤ 16			ng/kg
Trichloressigsäure (20cm Tiefe)	65	-	380	µg/kg

## Anhang 3

TCA-Gehalte in Regenproben österreichischer Meßstationen  
(Monatsmischproben, 1992 und 1993) aus LORBEER et al. (1994)

Station	1992				1993			
	Total n	Min.-Max. µg/l	Median µg/l	Mittel µg/l	Total n	Min.-Max. µg/l	Median µg/l	Mittel µg/l
Achenkirch/Tirol	4	0,02-0,25	0,22	0,18	11	0,06-0,42	0,29	0,28
Hetzendorf/Wien	7	0,06-0,22	0,15	0,15	8	0,04-0,33	0,28	0,24
St. Koloman/Salzburg	10	0,03-0,25	0,13	0,13	11	0,04-0,27	0,13	0,14
Krippenstein/Oberösterreich	11	0,03-0,25	0,08	0,10	12	0,04-0,27	0,15	0,14
Sieghartskirchen/Niederösterreich	7	0,13-0,29	0,23	0,21	6	0,03-0,28	0,10	0,13
Silberberg/Steiermark	5	0,11-0,29	0,18	0,19	-	-	-	-
Sonnblick/Salzburg	12	0,01-0,21	0,05	0,07	9	0,02-0,20	0,09	0,08

# Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch

F. MUTSCH

*Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien*

**Kurzfassung.** Um den Waldboden in seiner Eigenschaft als Senke für Schwermetallimmissionen zu untersuchen, wurden am Nordhang des Schulterbergs auf 6 sich über eine Höhendifferenz von 800 m erstreckende Probeflächen die Schwermetalle Cu, Zn, Cr, Ni, Pb und Cd analysiert und ihre Eignung als Immissionsindikatoren geprüft. Es wurden der Gesamtgehalt der einzelnen Schwermetalle und ihr mobiler Anteil einander gegenübergestellt. Dabei erwies sich ausschließlich für das sonst wenig lösliche Pb das Verhältnis seiner Gesamtgehalte zu den mobilen Anteilen als auffallend eng. Dieser hohe Anteil an mobilem Pb lässt Einträge aus atmosphärischem Ferntransport wahrscheinlich und Pb als Immissionsindikator geeignet erscheinen.

**Schlüsselworte:** Bodenuntersuchung, Immissionsindikatoren, Schwermetalle

**Abstract.** [The Use of Heavy Metals Detected in the Soil as Air-Pollution Indicators on an Undercut Bank in the Area of Achenkirch.] To investigate forest soils as sinks for heavy metal input at the northern slope of the Schulterberg, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, and Cd were analysed on six sample plots (altitudinal difference of 800 m) also with a view to their suitability as air pollution indicators. Both the total heavy metal content and the mobile shares were compared with each other. Only in the case of Pb, which is otherwise little soluble, the correlation between the total content and the mobile shares proved to be extraordinarily narrow. The high share of mobile Pb indicates inputs from atmospheric far-distance transport; Pb therefore appears to be suited as air pollution indicator.

**Keywords:** Soil investigation, air pollution indicators, heavy metals

## 1. Einleitung

Im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) wurde ein signifikanter Anstieg der Pb- und Cd-Gehalte im Boden mit zunehmender Seehöhe festgestellt (MUTSCH 1992). Auch andere Autoren konnten ähnliche Zusammenhänge nachweisen (HEINRICH & MAYER 1982; KAZDA et al. 1986; LINDEBNER 1990). Dabei spielte aber nicht nur die Seehöhe, sondern auch die witterungsbedingte Exposition des Standorts (höhere Niederschlagsraten) eine wesentliche Rolle (GLAVAC et al. 1987; KATZENSTEINER 1994; ZECHMEISTER 1994). Der Ursprung dieser über den Luftpfad transportierten und schließlich auf dem Waldboden abgelagerten Schwermetalle wurde anthropogenen Emittenten zugeordnet. Insbesondere auf den west- bis nordexponierten Prallhängen des Alpenrandrandes sollten deutliche Anreicherungen dieser Schwermetalle nachweisbar sein. Der Nordhang des Schulterbergs mit einer Höhendifferenz von rund 800 m, ohne abschirmende Vorberge zum mittel- und

nordwesteuropäischen Industrieraum, stellt daher für die Untersuchung seehöhenabhängiger Depositionen von Schwermetallen ein ideales Untersuchungsgelände dar. ZECHMEISTER (1994) ging daher am selben Höhenprofil der Frage einer Eignung von Moosen, PEINTNER (1995) auf denselben Probeflächen der Frage einer Eignung von Pilzen zur Erfassung atmosphärischer Schwermetalldepositionen nach. Ziel dieser Arbeit ist es, den Boden in seiner Eigenschaft als Senke für Schwermetallimmissionen zu untersuchen.

## 2. Methodik

### 2.1 Auswahl der Probepunkte und Probenahme

Am Nordabhang des Schulterbergs wurden 6 Probeflächen im Höhenabstand von etwa 100-200 m beprobt. Auf jeder Probefläche wurden 3 Profilgruben angelegt, wobei jeweils von 3 Wänden der Profilgrube

Proben tiefenstufenweise entnommen wurden. Für jede Tiefenstufe einer Probefläche wurden daher 9 Proben geworben und zu einer Mischprobe vereint. Folgende Tiefenstufen des Mineralbodens wurden für die Untersuchung herangezogen: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm.

## 2.2 Analytik

Für die Analyse wurde der lufttrockene Feinboden verwendet. Zur Bestimmung der Gesamtausstattung mit Schwermetallen wurden 2 g Probe mit 16 ml eines Gemisches aus 5 Teilen Salpetersäure und 1 Teil Perchlorsäure aufgeschlossen. Der fertige Säureextrakt wurde für die Analyse mit doppelt entionisiertem Wasser auf 100 ml aufgefüllt (ÖNORM L 1085 1989).

Neben diesem Gesamtgehalt bzw. „verwitterbaren“ Vorrat wurde zur Abschätzung anthropogener Einträge auch ein sogenannter „mobiler“ Anteil der Schwermetalle erfaßt. Es wird derzeit eine Reihe von Verfahren diskutiert, doch hat sich bis jetzt noch keine in Frage kommende Methode international durchgesetzt, da es kein Extraktionsmittel gibt, welches selektiv anthropogen eingetragene Schwermetalle erfaßt. Für diese Arbeit wurde NH<sub>4</sub>-Acetat-EDTA als Extraktionsmittel gewählt, da es sich in einer schweizer Pilotstudie für eine ähnliche Fragestellung bewährt hat (ZIMMERMANN & BLASER 1993). Das Extraktionsmittel ist 0,5 molar bezüglich Ammoniumacetat und 0,02 molar bezüglich EDTA (in H-Form) und hat einen pH von 4,65. LAKANEN & ERVIO (1971) zeigten, daß die damit extrahierten Elemente einen mobilen, potentiell pflanzenverfügbarer Pool darstellen. Diese extrahierten Elementgehalte sind operativ definiert, d.h. der Extrakt wirkt in keiner Weise chemisch selektiv.

Um reproduzierbare und vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, muß die Extraktion unter wohldefinierten Bedingungen durchgeführt werden. Für die Interpretation ist es wichtig, die wesentlichen Eigenschaften dieses Extraktes zu kennen:

- Er wirkt als Kationen-Austausch-Agens mit NH<sub>4</sub><sup>+</sup> als tauschstarkem Ion.
- Das stark komplexierende EDTA extrahiert stärker fixierte Schwermetalle aus verschiedenen chemischen Verbindungen.
- Er wirkt als schwache Säure, weil er Essigsäure als Puffersubstanz enthält.

Die letzte Eigenschaft ist vor allem in kalkhaltigen Böden von Bedeutung. Wegen der sauren Eigenschaften löst der Extrakt einen Teil des Kalkgestein auf.

Dieser Anteil ist abhängig von Extraktionszeit und -temperatur, die daher genau eingehalten werden müssen. Für die Extraktion der meisten Spurenelemente kann dieser Effekt jedoch vernachlässigt werden, weil der Spurenelementgehalt des Kalkgestein meist sehr gering ist.

Für die Analyse wurden 5 g Feinboden mit 50 ml Extraktionslösung versetzt und bei Zimmertemperatur 1 Stunde am Horizontalschüttler geschüttelt. Die Schwermetallgehalte beider Extrakte wurden auf einem sequentiellen Plasmaemissionsspektrometer (Varian Liberty 200) bestimmt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Folgende Schwermetalle wurden im Zusammenhang mit möglichen Schwermetalleinträgen analysiert: Cu, Zn, Cr, Ni, Pb und Cd. Zur Interpretation der Ergebnisse ist einerseits die unterschiedliche ökologische Einstufung der einzelnen Schwermetalle zu berücksichtigen (Cu und Zn sind wichtige Spurenelemente, von Pb und Cd sind nur toxische Wirkungen bekannt), andererseits sind die verschiedenen immissionsrelevanten Eigenschaften dieser Schwermetalle ins Kalkül zu ziehen: Es sind dies einerseits die Quantitäten der anthropogenen Emissionen, andererseits die Eignung der emittierten Schwermetallverbindungen für den atmosphärischen Ferntransport. Nach LANTZKY & MCKENZIE (1979) spielt Pb bezüglich dieser Faktoren die mit Abstand bedeutendste Rolle, gefolgt von Zn, Cd und Cu. Nahezu unbedeutend sind atmosphärische Transporte von Cr und Ni. Es wird daher im folgenden besondere Aufmerksamkeit auf Pb als Immissionsindikator gelegt.

Die Einzelergebnisse sind im Anhang tabellarisch aufgelistet.

Die Gesamtgehalte für Cu, Zn, Cr und Ni stimmen gut mit den Ergebnissen auf karbonatbeeinflußten Böden überein, wie sie MURSCH (1992) für die Österreichische Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) fand: Die Cu-Gehalte zeigen kaum einen Tiefengradienten im Profilverlauf, für Zn ist eine deutliche Abnahme mit der Bodentiefe feststellbar, Cr hat in der Auflage deutlich geringere Gehalte als im Mineralboden. Gleicher gilt für Ni, dessen Gehalte im Mineralboden überdies mit der Bodentiefe zunehmen. Eine Abhängigkeit der Konzentration dieser 4 Schwermetalle von der Seehöhe ist am Schulterberg-Nordhang ebenso wie bei der WBZI nicht feststellbar.

Die Abnahme der Pb- und Cd-Gesamtgehalte mit der Bodentiefe, wie sie bei der WBZI meist auftrat, kann auf den 6 Probeflächen des Schulterberges nicht beobachtet werden. Nicht zu finden ist auch eine Zunahme der Pb- und Cd-Gehalte mit der Seehöhe, wie sie von MUTSCH (1992) für die Waldböden Österreichs und von ZECHMEISTER (1994) bezüglich Pb in Moosen sogar für denselben Untersuchungsraum am Schulterberg beschrieben wurde. Berechnet man für Pb die mittlere Konzentration über alle Mineralbodentiefenstufen der einzelnen Probeflächen, so erhält man eine seehöhenunabhängige Verteilung (Tabelle 1).

**Tab. 1:**  
Mittlere, über alle Mineralbodentiefenstufen (0-30 cm) gewichteten Pb-Konzentrationen (µg/g) der einzelnen Probeflächen des Schulterberg-Nordhangs.

Seehöhe der Probefläche	Säureauszug X Pb (µg/g)	NH4-Ac-EDTA-Auszug X Pb (µg/g)
N0: 1650 m	101	2,01
N1: 1505 m	101	4,87
N2: 1350 m	83	1,62
N3: 1145 m	116	1,86
N4: 955 m	94	3,11
N5: 840 m	118	5,90

Die Differenz zwischen dem niedrigsten Gesamtgehalt (83 µg/g) und dem höchsten (118 µg/g) ist nicht groß. Ein ähnliches Bild wie die Gesamtgehalte des Säureauszugs liefert die mit dem NH4-Ac-EDTA-Auszug fassbare mobile Fraktion, wobei die Differenz zwischen niedrigstem und höchstem Gehalt (1,62 µg/g bzw. 5,90 µg/g) relativ größer ist. Die höchsten Pb-Gehalte finden sich auf der tiefstgelegenen Probefläche. Diese Tatsache steht damit der Hypothese zunehmender Schwermetallimmissionen mit zunehmender Seehöhe entgegen.

Eine mobile Schwermetallfraktion wurde neben den Gesamtgehalten deshalb bestimmt, weil die Schwermetalle, aus ihrem ursprünglichen Mineralverband befreit, nur in kleinmolekularen und gut löslichen Verbindungen (Aerosole von bestimmter Maximalgröße) über größere Entfernung in der Atmosphäre transportiert, schließlich am Boden deponiert werden. Dort vergrößern sie den Pool des aus Verwitterung und biogenen Prozessen entstandenen Anteils leicht löslicher Elemente (ZIMMERMANN & BLASER 1993). Je größer der Anteil mobiler Fraktionen am Gesamtgehalt, je enger also das Verhältnis Gesamtgehalt/mobiler Anteil ist, desto größer sollte somit der Anteil immissionsbedingter Depositionen und Anreicherungen sein.

Welchen Anteil an der mobilen Fraktion immissionsbedingte Depositionen haben und welcher Anteil auf biogene Akkumulationen oder Verwitterungsprozesse zurückzuführen ist, hängt vom jeweiligen Element und seinem Muttergestein am Standort ab. Einige grundlegende Eigenschaften der diskutierten Schwermetalle sind für die Beurteilung dieser Differenzierung hilfreich. Dazu gehören die Bindungsstärke von Metallionen (Tabelle 2) und ihr Transferkoeffizient vom Boden in die Pflanze (Tabelle 3).

**Tab. 2:**  
Relative Bindungsstärke für Metallionen in Abhängigkeit von Bodenbestandteilen bei gegebenem Grenz-pH (nach DVWK 1988).

Element geordnet nach steigender Bindungsstärke	Grenz-pH	Substratbedingte Bindungsstärke unterhalb Grenz-pH		
		Humus	Ton	Sesquioxide
Cd	6,0	4	2	3
Zn	5,5	2	3	3
Ni	5,5	3,5	2	3
Cu	4,5	5	3	4
Cr (III)	4,5	5	4	5
Pb	4,0	5	4	5

Die Bindungsstärke nimmt von 1 nach 5 zu. Oberhalb des Grenz-pH tritt starke Immobilisierung durch Bildung von Oxiden oder Hydroxokomplexen auf.

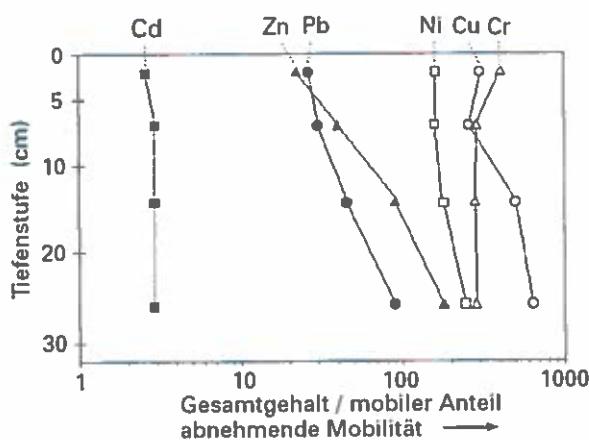
**Tab. 3:**  
Transferkoeffizient Boden-Pflanze einiger Schwermetalle (nach KLOKE et al. 1984)

Element	Transferkoeffizient
Cd	1,00 - 10,00
Zn	1,00 - 10,00
Ni	0,10 - 1,00
Cu	0,10 - 1,00
Cr	0,01 - 0,10
Pb	0,01 - 0,10

Werte > 1 entsprechen einer Anreicherung in der Pflanze

Im Anhang sind neben den Gesamtgehalten der Schwermetalle im Säureauszug und deren mobilen Anteilen im NH4-Ac-EDTA-Auszug auch die Verhältnisse der Gehalte entsprechend dieser unterschiedlichen Extraktionsmethoden angeführt. Diese Quotienten sind teils abhängig von der Tiefenstufe, teils schwanken sie in recht weiten, für jedes Element jedoch charakteristischen Grenzen. In Abbildung 1 sind diese über alle 6 Probeflächen nach Tiefenstufen gemittelten Quotienten elementweise dargestellt.

Abb. 1:  
Quotient Gesamtgehalt/mobile Fraktion von Schwermetallen am Schulterberg Nordhang nach Tiefenstufen getrennt



Folgt man der steigenden Bindungsstärke für Metallionen bei gegebenem Grenz-pH nach Tabelle 2, welche etwa die Mobilität der einzelnen Schwermetalle beschreibt, so zeigen diese eine Reihenfolge, wie sie von einer einzigen Ausnahme (nämlich Pb) abgesehen, mit der Darstellung von Abbildung 1 übereinstimmt: Auf Cd folgen Zn, Ni, Cu, Cr und Pb; beim Quotienten Gesamtgehalt/mobile Anteil liegt Pb jedoch an 2. Stelle und zeigt somit eine viel höhere Mobilität (geringe Bindungsstärke) als Tabelle 2 angibt.

Über die Aufnahme durch die Pflanzenwurzel können einige Elemente biogen mobilisiert und schließlich in leicht verfügbarer Form im Boden angereichert werden. Die Elementabfolge nach abnehmendem Transferkoeffizienten (Tabelle 3) stimmt wieder mit der zunehmenden Bindungsstärke der Metallionen genau überein. Der sehr niedrige Transferkoeffizient für Pb erlaubt keine biogene Mobilisierung dieses Elements und bietet somit ebenfalls keine Erklärung für dessen auffallend enges Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil.

Die in dieser Arbeit untersuchten Böden des Schulterbergs weisen alle pH-Werte (in  $\text{CaCl}_2$ -Suspension) zwischen 4,5 und 7 auf (MUTSCH 1995), also Bereiche, die nach Tabelle 2 nur für Pb messbare Mobilität mit Sicherheit ausschließen und somit ebenfalls keine Erklärung für dessen enges Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil liefern.

Für Cd ist der sehr enge Quotient Gesamtgehalt/mobile Anteil einerseits durch den sehr hohen Grenz-pH (6,0), andererseits aber durch den trotz der Toxizität des Cd, hohen Transferkoeffizienten erklärbar.

Die in ihrer Bindungsstärke nach Tabelle 2 ähnlich mobilen Elemente Zn und Ni unterscheiden sich aber

hinsichtlich des Transferkoeffizienten Boden/Pflanze deutlich, was dazu beiträgt, daß das Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil zwischen diesen beiden Elementen erst im Unterboden nahe beisammen liegt: Durch sein biogenes Anreicherungsvermögen wird mobiles Zn über den Bestandesabfall im Oberboden akkumuliert. Cu und Cr verfügen über ähnlich hohe Bindungsstärken, Cr sogar über etwas höhere als Cu. Dennoch weist Cu nur in den obersten 10 cm ein engeres Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil auf, vermutlich auf das stärkere biogene Anreicherungsvermögen von Cu im Vergleich zu Cr zurückzuführen ist.

Klassiert nach Bindungsstärke und Transferkoeffizient müßte Pb eindeutig weitere Verhältnisse von Gesamtgehalt zu mobilem Anteil als Cu oder Cr aufweisen, Verhältnisse also, die um den Faktor 10-20 weiter liegen sollten als die gefundenen Resultate. Eine plausible Erklärung für das enge Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil des Pb liegt in Immissionseinträgen über den Luftpfad (großräumige Verfrachtung in Form von Aerosolen), bei welchen Pb in feinverteilter, mobiler Verbindung am Boden deponiert wird und dort den Anteil von mobilem Pb deutlich erhöht. Erst allmählich wird es in weniger mobile Bindungsformen übergeführt.

Zur identen Schlußfolgerung einer starken (atmosphärischen) Bleibelastung kommt auch PEINTNER (1995): Im Vergleich mit anderen Untersuchungsgebieten sind die Pb-Konzentrationen in den Fruchtkörpern von Pilzen vom Schulterberg, trotz im Vergleich zu anderen Schwermetallen niedrigen Absolutgehalten, deutlich erhöht.

Die hohen Anteile an mobilem Cd und teilweise auch an mobilem Zn könnten in unterschiedlichem Umfang wohl ebenfalls auf anthropogen bedingte Einträge zurückzuführen sein.

#### 4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Es bleibt zunächst die Frage offen, weshalb für Pb einerseits über das auffallend enge Verhältnis Gesamtgehalt/mobile Anteil Immissionen nachgewiesen werden konnten, andererseits der bei der WBZI beschriebene Höhengradient von Pb-Deposition am Schulterberg-Nordhang nicht gefunden wurde. Mögliche Gründe sind:

Der gesamte Schulterberg-Nordhang wird in Er-mangelung markanter Vorberge von Wetterereignissen relativ gleichmäßig erfaßt und ist daher gleich-

mäßig von Immissionen betroffen. Bei den zahlreichen Probeplänen der WBZI bedeutet zunehmende Seehöhe hingegen im Mittel auch (deutlich) zunehmende witterungsbedingte Exposition und damit zunehmende Depositionsbelastung. Außerdem ermöglicht der besonders steile Hang des Schulterberges mit z.T. mächtigen Humusauflagen einen starken Abfluß und somit Verlagerungen von Immissionseinträgen in Richtung Hangfuß. Tatsächlich sind die höchsten Pb-Gehalte (sowohl die Gesamtgehalte als auch die Gehalte der mobilen Fraktion) auf der bereits in einer Verebnung liegenden untersten Probepläne zu finden (Tabelle 1).

Die in den Böden des Schulterberg-Nordhangs gefundenen Konzentrationen der toxischen Schwermetalle Pb und Cd sind für die Biosphäre des Waldes noch ohne Relevanz. Die Bedeutung der Ergebnisse liegt vielmehr im erbrachten Nachweis bereits bestehender, weiträumiger Schadstoffverfrachtungen. Dabei werden nicht nur Pb (und Cd) sondern zweifelsfrei viele weitere schädliche Komponenten wie Säuren und organische Schadstoffe aus dem mittel- und nordwesteuropäischen Großraum bevorzugt in den exponierten Hochlagen der nördlichen Kalkalpen deponiert. Die Alpen als Wetterscheide scheinen dabei als Senke für Luftschatdstoffe zu fungieren.

Aus analytisch-methodischer Sicht hat sich die Beurteilung von Schwermetallimmissionen von Böden mittels zweier verschiedener Auszugsmethoden ([annähernder] Gesamtgehalt, mobile Fraktion) und anschließender Quotientenbildung bewährt. Die aus den Ergebnissen abgeleiteten Aussagen korrelieren gut mit anderen Befunden (ZECHMEISTER 1994; PEINTNER 1995). Der aus einer Vielzahl möglicher Methoden ausgewählte Auszug nach LAKANEN & ERVIO (1971) erwies sich dabei für die Erfassung der mobilen Fraktion als einfache, robuste und für den Einsatz moderner Analysegeräte geeignete Methode.

Eine genaue Quantifizierung der eingetragenen Schadstoffe ist mit den beschriebenen Methoden nicht möglich. Werden Proben auch aus tieferen Horizonten (> 50 cm), möglichst aus dem Muttergestein, entnommen, sollten jedenfalls Anschätzungen der eingetragenen Mengen möglich sein (ZIMMERMANN & BLASER 1993). Genaue Quantifizierungen erlaubt die Isotopen trennungsanalyse, mit der in Zukunft vielleicht sogar die Frage der Herkunft mancher Schadstoffe geklärt werden könnte (KLÖTZLI 1995).

## Literatur

- DVWK 1988: *Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Merkblätter 212.
- GLAVAC V., KOENIES H., JOCHHEIM H. & HEIMERICH R. 1987: *Relief Effects on the Deposition of Air Pollutants in Forest Stands - Lead Deposition as an Example*. In: *Pollution Climates in Europe and their Perception by Terrestrial Ecosystems*. Commission of the European Communities. Air Pollution Research Report G. 116-175.
- HEINRICH H. & MAYER R. 1982: *Die räumliche Variabilität von Schwermetall-Konzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorte des Sollings*. Z. Pflanzernähr. Bodenkunde 45, 202-206.
- KATZENSTEINER K. 1994: *Mineralstoffernährung und Bodenzustand in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes (Oberösterreich)*. Forstl. Schriftenreihe der Univ. f. Bodenkultur 7, 57-66.
- KAZDA M., GLATZEL G. & LINDEBNER L. 1986: *Schwermetallanreicherung und -mobilität im Waldboden*. Mitt. Österr. Geolog. Ges. 131-142.
- KLOKE A., SAUERBECK D.R. & VETTER H. 1984: *The Contamination of Plants and Soils with Heavy Metals and the Transport of Metals in the Terrestrial Food Chains*. In: *Changing Metal Cycles and Human Health*. Herausgeber: J.O. Nriagu. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo. 113-141.
- KLÖTZLI U. 1995: *Zircon lead-lead evaporation and uranium-lead techniques at the geochronology Laboratory, University of Vienna*. Mitteilung der Österr. Geolog. Gesellschaft. Im Druck.
- LAKANEN E. & ERVIO R. 1971: *A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils*. Acta Agr. Fenn. 123, 223-232.
- LANTZKY R.J. & MCKENZIE F.T. 1978: *Atmospheric Trace Metals: Global Cycles and Assessment of Man's Impact*. Geochim. Cosmochim. Acta 43, 511-525.
- LINDEBNER L. 1990: *Der Bodenzustand in Buchenwäldern des Wienerwaldes unter besonderer Berücksichtigung von Veränderungen als Folge der Einträge von Luftschatdstoffen*. FIW-Forschungsberichte 1990/2.
- MUTSCH F. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VI: Schwermetalle*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien 168, 145-192.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- ÖNORM L 1085, 1989: *Österreichisches Normungsinstitut. Chemische Bodenuntersuchungen. Bestimmungen der mineralischen Nähr- und Schadstoffe im Säureaufschluß*.
- PEINTNER U. 1995: *Schwermetallgehalte von Basidiomyzeten und deren Eignung als Bioindikatoren*. FBVA-Berichte 87, 153-160.

ZECHMEISTER H. 1994: *Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profils.* FBVA-Berichte 78, 41-47.

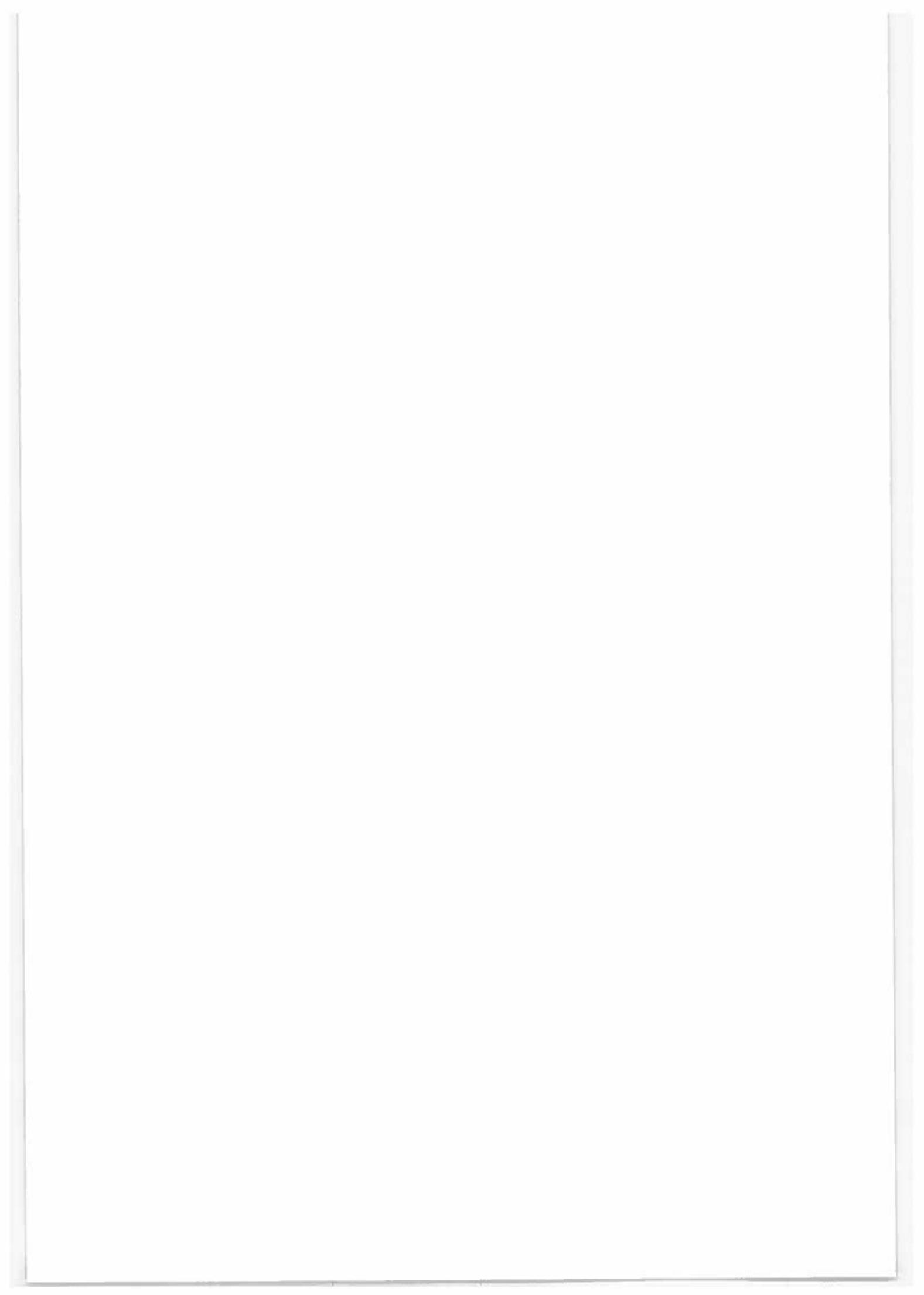
ZIMMERMANN St. & BLASER P. 1993: *Resultate einer Pilotstudie zur Durchführung einer schweizerischen Waldbodeninventur.* ARGE ALP Proceedings. Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA. GSF-Bericht 39/93, S 179-205.

Verfasser: Dr. Franz Mutsch  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Forstökologie  
Seckendorff-Gudentweg 8  
A-1131 Wien

## ANHANG

Schwermetallgehalte im Säureauszug (SA) und im  $\text{NH}_4\text{-Ac-EDTA}$ -Auszug (mob) der Probepunkte vom Schulerberg in  $\mu\text{g/g}$  sowie Verhältnis der beiden Extraktionsmethoden zueinander (SA/mob)

Probenfläche	Seehöhe	Cu		Zn		Cr		Ni		Pb		Cd	
		SA	mob	SA	mob	SA	mob	SA	mob	SA	mob	SA	mob
Nö: 1650 m													
Auflage		13	0,08	163	121	12,78	9,5	29	0,06	483	18	0,17	106
0- 5 cm		15	0,03	500	119	4,72	25,2	42	0,09	467	26	0,26	100
5-10 cm		14	0,06	233	115	4,13	27,8	40	0,12	333	32	0,22	145
10-20 cm		12	0,03	400	92	1,7	54,1	43	0,12	358	37	0,31	119
20-30 cm		12	0,02	600	66	0,6	110	42	0,16	262	45	0,19	237
N1: 1505 m													
Auflage		15	0,09	167	134	15,21	8,8	27	0,3	90	30	0,4	75
0- 5 cm		11	0,07	157	140	7,29	19,2	36	0,23	157	60	0,72	83
5-10 cm		13	0,05	260	138	5,17	26,5	40	0,23	174	65	0,44	148
10-20 cm		13	0,03	433	118	1,62	73,8	47	0,31	152	82	0,6	137
20-30 cm		11	0,02	550	81	0,51	159	47	0,3	157	82	0,66	124
N2: 1350 m													
Auflage		17	0,06	283	139	9,93	14	24	0,23	104	25	0,13	192
0- 5 cm		18	0,05	360	165	6,19	26,7	37	0,06	617	40	0,3	133
5-10 cm		16	0,05	320	176	2,97	59,3	46	0,15	307	57	0,42	136
10-20 cm		17	0,05	340	178	1,64	108	56	0,21	267	65	0,54	120
20-30 cm		17	0,03	567	166	0,82	202	54	0,26	208	71	0,46	154
N3: 1145 m													
Auflage		9	0,07	129	114	16,13	7,1	7	0,02	350	7	0,13	414
0- 5 cm		16	0,05	320	160	10,02	15,9	39	0,06	650	36	0,23	157
5-10 cm		16	0,06	267	109	2,16	50,5	46	0,11	418	42	0,34	124
10-20 cm		17	0,06	283	110	1,15	95,7	55	0,13	423	53	0,3	177
20-30 cm		18	0,03	600	112	0,32	350	62	0,13	477	62	0,29	214
N4: 955 m													
Auflage		13	0,1	130	94	15,86	5,9	20	0,03	667	6	0,08	75
0- 5 cm		15	0,05	300	118	5,08	23,2	53	0,14	379	35	0,15	233
5-10 cm		15	0,04	375	115	2,09	55	60	0,19	316	34	0,23	148
10-20 cm		12	0,01	1200	63	0,44	143	41	0,23	178	48	0,15	320
20-30 cm		11	0,01	1100	38	0,2	190	34	0,14	243	49	0,19	258
N5: 840 m													
Auflage		10	0,08	125	90	16,35	5,5	11	0,02	550	9	0,05	180
0- 5 cm		10	0,05	200	93	6,08	15,3	36	0,08	450	34	0,27	126
5-10 cm		7	0,04	175	86	4,99	17,2	43	0,21	205	40	0,3	133
10-20 cm		11	0,03	367	77	0,91	84,6	51	0,23	222	43	0,23	187
20-30 cm		9	0,02	450	69	0,76	90,8	53	0,21	252	45	0,13	346



# Schwermetallgehalte von Basidiomyzeten und deren Eignung als Bioindikatoren

U. PEINTNER

*Institut für Mikrobiologie, Leopold Franzens Universität Innsbruck*

**Kurzfassung.** Im Rahmen der interdisziplinären Waldökosystemstudie "Ökosystemare Studien in Kalkalpin" wurden am Schulterberg im Projektgebiet Achenkirch 33 häufig vorkommende Basidiomyzetenarten mit ausreichend großen Basidiomata gesammelt und auf ihre Gehalte an Cadmium, Kupfer, Blei und Zink untersucht. Insbesondere sollte die Belastungssituation anhand der Blei- und Cadmiumgehalte beurteilt werden. Die Bleikonzentrationen der gesammelten Fruchtkörper sind im Vergleich zu Daten aus anderen Gebieten sehr hoch, sie liegen in einem Bereich von 0,1-232 µg/g Trockengewicht (Tg) mit einem Median von 10 µg/g Tg. Blei wird vor allem in den Stielen der Pilze aufgenommen und dort, bezogen auf die extrahierbaren Bodengehalte, 2-8 fach angereichert. Die Cadmiumgehalte liegen in einem für den Alpenraum hohen Bereich (zwischen 0,1-85 µg/g Tg; Median 4,8 µg/g Tg); dieses Element wird in den Hüten mit einem Faktor 10-35 angereichert. Die Zinkgehalte liegen zwischen 2-385 µg/g Tg und sind als normal einzustufen. Auch Zink wird in den Hüten der Fruchtkörper mit einem Faktor 15-20 akkumuliert. Die Kupfergehalte sind mit 1-121 µg/g Tg als sehr niedrig einzustufen, obwohl dieses Element im Hut mit einem Faktor 700 angereichert wird. Weiters wurden die untersuchten Arten auf ihre Verwendbarkeit als leicht zu handhabende Bioindikatoren überprüft. Dazu bieten sich verschieden zur Gattung *Cortinarius* gehörende Arten an. Sie eignen sich vor allem zur Indikation von Cadmium, Zink und Kupfer. Das Anreicherungsverhalten muß jedoch erst an Standorten mit unterschiedlichen Konzentrationsbereichen auf seine Konstanz überprüft werden.

**Schlüsselworte:** Pilze, Basidiomyzeten, Blei, Zink, Cadmium, Kupfer, Biomonitoring

**Abstract.** [Heavy Metal Concentrations of Basidiomycetes and their Suitability as Bioindicators.] In the course of an interdisciplinary study carried out on the Schulterberg in Achenkirch (Tyrol, Austria), fleshy fruitbodies of 33 basidiomycete species were collected and their heavy metal concentrations (Cd, Cu, Pb, Zn) measured. The measured lead contents (range: 0.1-232 µg/g dry weight, median: 10 µg/g dw) are much higher than those reported from other investigations. The basidiomatal stipes show the highest uptake of lead, accumulating 2 to 8-fold more lead compared to the extractable contents of soil. The cadmium values, which ranged between 0.1 and 85 µg/g dw (median 4,8 µg/g dw), are remarkably high for alpine areas. Moreover, this element is accumulated by the basidiomatal caps with a factor of 10-35. zinc levels (2-385 µg/g dw) seem to be normal; also zinc is enriched in the caps with an accumulation factor of 15 to 20. The copper contents of the measured fruit bodies are comparably very low (1-121 µg/g dw), in spite of the fact that copper is accumulated by the caps to a very high degree (700-fold). Different taxa were examined for their usefulness as effective bioindicators. The results suggest that some *cortinarius* species could be suitable for the bioindication of cadmium, zinc and copper. The specific accumulation patterns of the different taxa are still unclear. More detailed information about the constancy of their accumulation behaviour is required.

**Keywords:** Mushrooms, lead, zinc, cadmium, copper, bioindicators

## 1. Einleitung

Pilze sind für die Anreicherung von Schwermetallen in ihren Vegetationsorganen (Substratmyzel und Fruchtkörper) bekannt (TYLER 1982, DIETL 1987, SCHMITT 1987, GAST et al. 1988, ZABOVSKI et al. 1990).

Die Eigenschaft von Lebewesen oder Lebensgemeinschaften, auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen (z.B. eingeschränkte Fruchtkörperbildung) oder mit biologischer Akkumulation (z.B. Anreicherung von Schwermetallen) zu reagieren, wird für die Bioindikation ausgenutzt. Neben der Erfassung der unter dem Einfluß von Schad-

stoffen veränderlichen Populations- bzw. Artenspektren sind Basidiomyzeten vor allem als Akkumulatoren von Schwermetallen von Interesse. Unter Berücksichtigung ihres artspezifischen Anreicherungsvermögens können Pilze als allgegenwärtiger Bestandteil des komplexen Systems "Boden" das Vorhandensein oder Fehlen eines Schwermetalls anzeigen.

## 2. Methodik

### Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Fruchtkörper stammen vom Schulterberg im Projektgebiet Achenkirch (Tirol, Österreich) und wurden von September 1991 bis Oktober 1993 in einer Seehöhe von 840-1685 m (Nordprofil Schulterberg) gesammelt. Der Boden des durch Weidenutzung geprägten subalpinen Fichtenwaldes ist eine tiefgründige, bindige Mull- und Moderrendzina mit Merkmalen von Kalkbraunlehmen auf Plattenkalk (ENGLISCH 1992). Die Bodenparameter der einzelnen Standorte wurden von MUTSCH (1995) ermittelt.

### Probennahme und Probenbereitung

Bei der Probennahme wurde darauf geachtet, Kollektionen einer Art aufzusammeln, wozu die auf einer Fläche von bis zu 1 m<sup>2</sup> vorkommenden Fruchtkörper zu einer Probe zusammengefaßt wurden. Die einzelnen Kollektionen bestehen aus mindestens zwei Fruchtkörpern einer Art. Von 33 Basidiomyzetenarten wurden insgesamt 245 Fruchtkörperkollektionen untersucht. Bei weniger als zwei Kollektionen pro Art wurden je nach Größe der vorhandenen Kollektion 2-5 parallele Aufschlüsse hergestellt und gemessen. An den Fruchtkörpern haftendes Substrat bzw. Erde wurde schon am Standort entfernt, im Labor wurden die Pilze zunächst auf einem Trockengerät (Dörrex) und anschließend bei 105 °C im Trockenschränk getrocknet. Bis zum Erkalten wurden die Proben in einem Exsikkator aufbewahrt. Das trockene Material wurde in Hut und Stiel getrennt und durch Pressen zwischen Filterpapier grob zerkleinert.

### Analysen

Von den Proben wurde je 1 g zerkleinertes Fruchtkörpergewebe (Trockengewicht = Tg) und 5 ml Salpetersäure pur (Merck 456) in 50 ml Meßkolben gegeben, welche vorher mit Salpetersäure ausgekocht worden waren. Der Aufschluß erfolgte im Sandbad bei 185 °C; anschließend wurden die Proben mit bidest. Wasser

auf 50 ml aufgefüllt, filtriert und mit Salpetersäure bzw. KOH pur (Merck 5032) auf pH 2 eingestellt.

Die Messungen der Elemente Blei, Cadmium, Zink und Kupfer erfolgten mittels Atomabsorptionsspektroskopie (Perkin-Elmer HGA-400 2380) und/oder einem polarografischen Analysator (Metrohm 646 VA-Processor). Das Flammen-Atomabsorptionsspektrometer wurde zur Bestimmung relativ großer Mengen eines Elements im Säureaufschluß verwendet, während geringe Mengen mittels Graphitrohrküvette bestimmt wurden. Messungen mit dem Polarografiegerät erlauben die gleichzeitige Messung der Elemente Zink, Blei, Cadmium und Kupfer mit hoher Empfindlichkeit. Ein Vergleich beider Meßmethoden ergab eine weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen zeigten bei Basidiomyzeten in Abhängigkeit vom untersuchten Element erhebliche artspezifische Unterschiede.

Die Cadmiumkonzentrationen lagen bei 33 untersuchten Arten in einem Bereich von 0,1-85 µg/g Tg, der Median liegt bei 4,8 µg/g Tg. Vergleiche mit den extrahierbaren Cadmiumgehalten des Bodens (MUTSCH 1995) zeigten, daß die Fruchtkörper aller untersuchten Arten Cadmium anreichern. Die Hüte wiesen meist mehr als die doppelte Cadmiumkonzentration der Stiele auf; sie akkumulierten das Element mit einem Faktor 10-35 gegenüber den extrahierbaren Cadmiumkonzentrationen des Bodens. Die Arten mit den höchsten gemessenen Cadmiumkonzentrationen waren *Tricholoma saponaceum*, *Cortinarius anomalus* und *Cortinarius infractus*.

Kupfer konnte in den am Schulterberg gesammelten Basidiomata in einem Bereich von 1-121 µg/g Tg festgestellt werden, der Median lag bei 29 µg/g Tg. Dieses Element wurde in den Fruchtkörpern äußerst stark angereichert. Bezogen auf die extrahierbare Kupfermenge des Bodens wiesen Pilze 700fach höhere Werte auf (= medianer Anreicherungsfaktor), wobei bei den einzelnen Fruchtkörpern die Konzentration in den Hüten ca. doppelt so hoch wie in den Stielen waren. In Fruchtkörpern von *Lycoperdon foetidum*, *Lactarius lignyotus* und *Cortinarius anomalus* wurden die höchsten Kupferkonzentrationen gemessen.

Blei war das einzige der untersuchten Elemente, das in den Fruchtkörperstielen höhere Konzentrationen als in den Hüten aufwies. Es wurde dort im Verhältnis zu

den extrahierbaren Bodengehalten 2-8fach angereichert. Von Akkumulation kann jedoch erst ab einer 10fachen Anreicherung gesprochen werden. Die Blei-gehalte der 33 Arten lagen zwischen 0,1 und 232 µg/g Tg mit einem medianen Gehalt von 10 µg/g Tg im Stiel. Die höchsten Konzentrationen wiesen Basidiomata von *Cortinarius venetus*, *Cortinarius odorifer* und *Tricholoma vaccinum* auf.

Die Zinkkonzentrationen der Fruchtkörper lagen in einem Bereich von 2-385 µg/g Tg. Die mediane Konzentration der Hüte betrug 141 µg/g Tg und war damit fast doppelt so hoch als jene der Stiele. Das Element wurde in den Hüten mit einem Faktor 15-20 akkumuliert. Basidiomyzetenarten mit den höchsten Zinkkonzentrationen in den Hüten waren *Lactarius lignyotus*, *Cortinarius anomalus* und *Tricholoma saponaceum*.

Viele Pilze reichern Schwermetalle in erheblich höheren Konzentrationen als Pflanzen an. Vergleicht man z.B. die Schwermetallgehalte von Pilzen und Bryophyten (ZECHMEISTER 1994), so weisen am selben Standort fruktifizierende Pilze wesentlich höhere Zink-, Kupfer- und Cadmiumkonzentrationen auf. Die Zinkkonzentrationen (µg/g Tg) von Basidiomata sind ca. doppelt so hoch wie die der Moose; Kupfer wird in Pilzen in 4-7fachen Konzentrationen gemessen, während die Cadmiumkonzentrationen mehr als 10mal so hoch sind. Blei hingegen wird in Moosen 2-4mal stärker als in Pilzen angereichert. Basidiomyzeten eignen sich somit als Akkumulationsindikatoren für Cadmium, Kupfer und Zink.

Das Verhalten von Basidiomyzeten unter dem Einfluß erhöhter Schwermetallkonzentrationen ist stark artabhängig. Veränderungen des Populations- bzw. Artenspektrums eines (genau definierten) Waldökosystems können auf diesbezüglich veränderte Umweltbedingungen hinweisen (ARNOLDS 1988, 1989). Ein abweichendes Fruktifikationsverhalten einzelner Arten aufgrund veränderter Umweltbedingungen ist in der Praxis jedoch schwer feststellbar: erstens mangelt es bisher an mykologischen Untersuchungen, welche den quantitativen und qualitativen Istzustand der Pilzgesellschaften unterschiedlicher Waldökosysteme erfassen. Darüber hinaus wachsen die Myzelien (= Hyphengeflechte, deren fädige Einzelzellen nur wenige Tausendstel Millimeter dick sind) im Boden oder Substrat und sind somit einer (vor allem qualitativen) Erfassung nicht zugänglich. Die Fruktifikation der meist schnell vergänglichen Fruchtkörper erfolgt nur unter ganz bestimmten, aufgrund ihrer Komplexität (Wechselwirkungen mit vielen externen und internen Faktoren des Ökosystems) weitgehend unbekannten Bedingungen. Aus diesem Grund sind solche Veränderungen

im Populations- bzw. Artenspektrum mit Vorsicht zu interpretieren bzw. nicht eindeutig einer bestimmten Ursache zuzuordnen. Ohne genaue Prüfung darf daher eine z.B. massenhafte Fruktifikation einzelner Arten - genausowenig wie das Fehlen von Pilzfruchtkörpern in bestimmten Regionen oder Jahren - nicht als Hinweis auf eine Belastungssituation gewertet werden.

Die Methode der Schwermetallmessung von Fruchtkörpern eignet sich zur Beurteilung der Belastungssituation eines Untersuchungsgebietes, wenn in diesem Gebiet genügend Proben (mindestens 8-10 Basidiomyzetenarten) untersucht werden (GAST et al. 1988). Die in Achenkirch ermittelten Konzentrationsbereiche, Mediane und Mittelwerte wurden mit den verfügbaren Literaturdaten über die Schwermetallkonzentrationen von in Europa gesammelten Pilzen verglichen (vgl. BYRNE et al. 1976; TYLER 1980, 1982; IRLET-RIEDER 1985; GAST 1988; BORELLA et al 1991; TURNAU et al 1991). Aufgrund der sehr hohen Bleikonzentrationen von Fruchtkörpern aus den Tiroler Untersuchungsflächen kann man von einer starken Bleibelastung im Gebiet sprechen. Auch die Cadmiumgehalte liegen in einem für den Alpenraum verhältnismäßig hohen Bereich, während die Zinkgehalte als normal und die Kupferkonzentrationen als vergleichsweise niedrig einzustufen sind. Die Ergebnisse der am Schulterberg durchgeföhrten Untersuchungen zur chemischen Bewertung der Böden (MUTSCH 1995) und die Schwermetallmessungen an Moosen, welche der Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition am Schulterbergprofil dienten (ZECHMEISTER 1994), bestätigen die vorliegenden Befunde.

Neben der möglichen Gewichtung der jeweiligen Belastungssituation durch Schwermetallmessungen an Pilzen wäre eine verbesserte Kenntnis der Akkumulationsmuster einzelner Pilzarten in Bezug auf die Bioindikation von Blei und Cadmium von großem praktischen Interesse. Zeigerarten für Blei und Cadmium sollten beispielsweise konstant auftretende, häufige und genügend Biomasse bildende Pilzarten sein, welche beide Elemente in ihren Fruchtkörpern in ausreichender Menge anreichern. Von den 33 untersuchten Arten reichern verschiedene Arten der Gattung *Cortinarius* (Schleierlinge) beide Elemente in auffallend hohem Maße an: *Cortinarius anomalus*, *C. venetus*, *C. infractus*, *C. variegatus* und *C. odorifer* würden sich unter den vorgegebenen Bedingungen als Bioindikatoren anbieten. Das Anreicherungsverhalten dieser Arten muß jedoch an verschiedenen Standorten mit unterschiedlicher Belastungssituation auf seine Konstanz überprüft werden.

Pilze sind für den Großteil der Bevölkerung weniger von ökologischem oder systematischem, sondern viel-

mehr von kulinarischem Interesse. Gesetzlich festgelegte Grenzwerte für die Blei- und Cadmiumbelastung von Wildpilzen liegen weder für Österreich noch für die Bundesrepublik Deutschland vor. Die österreichischen Richtwerte für Zuchtchampignons, bezogen auf das Trockengewicht, liegen bei 1 µg/g Tg Blei und bei 0,5 µg/g Tg Cadmium (Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln und Verzehrprodukten; Erlasse des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz). Laut Toxikologieempfehlung können diese Werte um bis zu 100 % überschritten werden. Die Gehalte fast aller untersuchten Pilzarten lagen zum Teil weit über diesen Richtwerten; nur 5 Arten wiesen Blei- und Cadmiumkonzentrationen auf, welche kleiner als 2 µg/g Tg waren (*Hydnus repandum* "Semmelstoppelpilz", *Lactarius acris*, *Mycena maculata*, *Pholiota squarrosa* "Sparriger Schüppling" und *Stiellus grevillei* "Goldröhrling"). Aufgrund der allgemein hohen Belastung mit Blei und Cadmium muß von einem übermäßigen Genuss von aus dem Untersuchungsgebiet stammenden Wildpilzen abgeraten werden.

#### Danksagung

Allen Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt und des Institutes für Mikrobiologie der Universität Innsbruck sei für ihre tatkräftige Unterstützung herzlich gedankt. Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

#### Literatur

- ARNDT U., NOBEL W. & SCHWEIZER B. 1987: *Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ARNOLDS E. 1988: *The changing macromycete Flora in the Netherlands*. Trans. Brit. Mycol. Soc. 90:391-406.
- ARNOLDS E. 1989: *Chances in frequency and distribution of macromycetes in the Netherlands in a relation to a changing environment*. Atti IV Convegno Intern. Mic. 27-30/IX/1987. Borgotaro Italy: 163-232.
- BORELLA P., QUAGLIO G.P., CASELGRANDI E. & CASSINADRI M. 1991: *I funghi accumulano cadmio rame e piombo in concentrazioni significative*. Hygiene moderna 95, 9-25.
- BYRNE A. R., DERNEIL M. & VAKSELJ T. 1979: *Silver akkumulation by fungi*. Chemosphere 10, 815-821.
- DIETL G. 1987: *Abhängigkeit der Schwermetallaufnahme höherer Pilze von der Substratzusammensetzung und von Standortfaktoren*. Bibliotheca Mycologica Band 110.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- GAST C.H., JANSEN E. & BIERLING J. 1988: *Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics*. Chemosphere Vol. 17: 789-799.
- IRLET B. & RIEDER K. 1985: *Cadmium und Blei in den Pilzen aus der alpinen Stufe der Schweizer Alpen*. Mycol. Helv. 1, 6: 393-399.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- SCHMITT J.A. 1987: *Fungi and heavy metals*. Centro studi per la flora mediterranea Borgo Val di Taro. Atti del IV Convegno internazionale di Micologia, 27-30/IX/1987.
- TURNAU K. & KOZŁOWSKA H. 1991: *The influence of industrial dust on the heavy metal content of fungi*. Zesz nauk uniw Jagiellonsk Pr. Bot.: 135-144. Inst. Botany, Jagiellonian Univ. Dep. Plant Taxonomy Phytogeography, ul Lubicz 46, 31-512 Krakow, Pol.
- TYLER G. 1980: *Metals in Sporophores of basidiomycetes*. Trans. Br. Mycol. Soc. 74, 41-49.
- TYLER G. 1982: *Accumulation and Exclusion of metals in Collybia peronata and Amanita rubescens*. Trans. Br. Mycol. Soc. 79, 239-245.
- ZABOVSKI D., ZASOSKI R. J., LITKE W. & AMMIRATI J. 1990: *Metal content of Fungal Sporocarps from Urban, Rural, and Sludge-Treated Sites*. J. Environ. Qual., Vol. 19, July-September 1990.
- ZECHMEISTER H. 1993: *Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profiles*. FBVA-Berichte 78, 41-47.

Verfasser: Mag. Ursula Peintner  
 Institut für Mikrobiologie  
 Leopold Franzens Universität Innsbruck  
 Technikerstraße 25  
 A-6020 Innsbruck

## Anhang

Tab.1:

## Cadmiumgehalte von Basidiomyzeten

Die Mediane, Maxima (Max), Minima (Min), und Mittelwerte (Mw) beziehen sich auf  $\mu\text{g/g}$  Trockengewicht. n = Anzahl der untersuchten Kollektionen, Sd = Standardabweichung, Fkp = Fruchtkörper.

	Arten Schutterberg		n	( $\mu\text{g/g Tg}$ )		Cd	Mw	Sd
				Median	Max			
1	A. borealis	Hut	1	10,0	10,0	10,0	10,0	
2	A.muscaria	Hut	3	23,5	25,1	21,9	23,5	1,6
		Stiel	4	7,8	9,8	2,3	6,9	2,9
4	C.arnianthinum	Hut	1	10,2	10,2	10,2	10,2	
		Stiel	1	2,0	2,0	2,0	2,0	
5	C.anomalus	Hut	3	44,4	47,6	16,5	36,2	14,0
		Stiel	2	10,9	14,2	7,5	10,9	3,3
6	C.cacharias	Hut	1	25,1	25,1	25,1	25,1	
		Stiel	1	7,6	7,6	7,6	7,6	
7	C.infractus	Hut	17	26,7	59,7	11,0	31,1	14,3
		Stiel	14	12,6	32,7	7,6	13,9	5,8
8	C.odorifer	Hut	19	13,0	24,0	3,1	14,0	6,5
		Stiel	19	3,4	29,7	0,3	6,2	8,5
9	C.russoeoides	Hut	8	11,5	28,1	4,8	14,2	7,6
		Stiel	8	2,5	11,5	0,1	3,5	3,3
10	C.variecolor	Hut	5	18,8	25,0	7,3	17,3	5,8
		Stiel	5	6,3	11,5	0,2	5,9	3,4
11	C.varius	Hut	1	7,3	7,3	7,3	7,3	
		Stiel	1	3,6	3,9	3,3	3,6	0,3
12	C.venetus/montanus	Hut	8	7,1	14,5	4,9	8,3	3,3
		Stiel	9	2,5	4,3	0,2	2,4	1,4
13	H.chrysodon	Hut	1	6,0	6,0	6,0	6,0	
		Stiel	1	3,0	3,0	3,0	3,0	
14	H.eburneus	Hut	2	7,0	8,0	6,0	7,0	1,0
		Stiel	2	1,6	2,3	1,0	1,6	0,6
17	L.deterrimus	Hut	12	4,6	11,0	1,3	5,6	3,0
		Stiel	12	1,3	5,6	0,1	1,8	1,5
18	L.lignyotus	Hut	1	4,1	4,1	4,1	4,1	
		Stiel	1	3,2	3,2	3,2	3,2	
19	L.picinus	Hut	4	1,2	3,3	1,1	1,9	1,0
		Stiel	4	0,2	3,3	0,2	1,0	1,3
21	L.salmonicolor	Hut	3	6,0	10,0	6,0	7,3	1,9
		Stiel	3	5,0	5,4	3,0	4,5	1,0
22	L.scrobiculatus	Hut	8	2,0	8,8	0,2	3,2	2,8
		Stiel	7	0,8	2,3	0,1	1,0	0,7
23	M.pura	Hut	1	3,4	3,4	3,4	3,4	
25	S.imbricatus	Hut	4	4,1	4,7	1,2	3,3	1,3
		Stiel	4	0,9	1,1	0,3	0,8	0,3
26	T.vaccinum	Hut	9	2,1	5,0	0,9	2,9	1,6
		Stiel	10	0,6	1,5	0,1	0,7	0,4
27	T.saponaceum	Hut	1	85,5	85,5	85,5	85,5	
		Stiel	1	20,9	20,9	20,9	20,9	
29	H.repandum	Fkp	3	2,1	3,5	0,7	2,1	1,4
30	I.pyriodora	Fkp	1	1,6	1,6	1,6	1,6	
31	L.foetidum	Fkp	2	3,0	4,1	1,9	3,0	1,1
33	L.pyriforme	Fkp	2	11,9	20,9	2,9	11,9	9,0

Tab.2:

## Kupfergehalte von Basidiomyzeten

Die Mediane, Maxima (Max), Minima (Min), und Mittelwerte (Mw) beziehen sich auf  $\mu\text{g/g}$  Trockengewicht. n = Anzahl der untersuchten Kollektionen, Sd = Standardabweichung, Fkp = Fruchtkörper.

	Arten Schulterberg	n	Cu			Mw	Sd
			( $\mu\text{g/g Tg}$ ) Median	Max	Min		
1	<i>A. borealis</i>	Hut	1	15	15	15	
	<i>A. borealis</i>	Stiel	1	7	7	7	
2	<i>A.muscaria</i>	Hut	3	38	39	38	1
	<i>A.muscaria</i>	Stiel	4	9	21	11	7
3	<i>C. butyracea / asema</i>	Hut	2	78	83	78	6
	<i>C. butyracea / asema</i>	Stiel	2	88	88	88	1
4	<i>C. amianthinum</i>	Hut	1	29	29	29	
	<i>C. amianthinum</i>	Stiel	1	12	12	12	
5	<i>C.anomalus</i>	Hut	3	102	106	82	31
	<i>C.anomalus</i>	Stiel	2	43	54	43	11
6	<i>C.cacharias</i>	Hut	1	31	31	31	
	<i>C.cacharias</i>	Stiel	1	17	17	17	
7	<i>C.infractus</i>	Hut	17	34	116	42	28
	<i>C.infractus</i>	Stiel	14	23	41	22	11
8	<i>C.odorifer</i>	Hut	19	18	53	20	10
	<i>C.odorifer</i>	Stiel	19	11	37	13	8
9	<i>C.russeoides</i>	Hut	8	20	109	33	29
	<i>C.russeoides</i>	Stiel	8	16	92	22	26
10	<i>C.variecolor</i>	Hut	5	71	109	77	18
	<i>C.variecolor</i>	Stiel	5	50	92	48	26
11	<i>C.varius</i>	Hut	1	59	59	59	
	<i>C.varius</i>	Stiel	1	17	31	17	14
12	<i>C.venetus/montanus</i>	Hut	8	30	44	31	10
	<i>C.venetus/montanus</i>	Stiel	9	14	41	19	13
13	<i>H.chrysodon</i>	Hut	1	24	24	24	
	<i>H.chrysodon</i>	Stiel	1	28	28	28	
14	<i>H.eburneus</i>	Hut	2	50	61	50	11
	<i>H.eburneus</i>	Stiel	2	31	42	31	12
15	<i>L.lacris</i>	Hut	1	13	13	13	
16	<i>L.blennius</i>	Hut	1	19	19	19	
	<i>L.blennius</i>	Stiel	1	10	10	10	
17	<i>L.deterrimus</i>	Hut	12	12	121	20	29
	<i>L.deterrimus</i>	Stiel	12	11	29	13	6
18	<i>L.lignyotus</i>	Hut	1	121	121	121	
	<i>L.lignyotus</i>	Stiel	1	41	41	41	
19	<i>L.picinus</i>	Hut	4	16	17	13	7
	<i>L.picinus</i>	Stiel	4	15	15	13	3
20	<i>L.porninsis</i>	Hut	1	8	8	8	
	<i>L.porninsis</i>	Stiel	1	7	7	7	
21	<i>L.salmonicolor</i>	Hut	3	10	12	10	1
	<i>L.salmonicolor</i>	Stiel	3	9	11	10	1
22	<i>L.scrobiculatus</i>	Hut	8	16	21	15	5
	<i>L.scrobiculatus</i>	Stiel	7	13	17	13	3
23	<i>M.pura</i>	Hut	1	62	62	62	
	<i>M.pura</i>	Stiel	1	2	2	2	
24	<i>R. queletii</i>	Hut	1	12	12	12	
	<i>R. queletii</i>	Stiel	1	12	12	12	
25	<i>S. imbricatus</i>	Hut	4	35	48	30	15
	<i>S. imbricatus</i>	Stiel	4	31	37	29	8
26	<i>T. vaccinum</i>	Hut	9	22	35	22	9
	<i>T. vaccinum</i>	Stiel	10	7	16	8	3
27	<i>T.saponaceum</i>	Hut	1	85	85	85	
	<i>T.saponaceum</i>	Stiel	1	32	32	32	
28	<i>H.lucorum</i>	Fkp	1	12	12	12	
29	<i>H.repandum</i>	Fkp	3	24	37	26	8
30	<i>I.pyriodora</i>	Fkp	1	81	81	81	
31	<i>L.foetidum</i>	Fkp	2	158	195	158	37
32	<i>L.nuda</i>	Fkp	1	110	110	110	
33	<i>L.pyriforme</i>	Fkp	2	88	114	88	26

Tab. 3:

## Bleigehalte von Basidiomyzeten

Die Mediane, Maxima (Max), Minima (Min), und Mittelwerte (Mw) beziehen sich auf  $\mu\text{g/g}$  Trockengewicht. n = Anzahl der untersuchten Kollektionen, Sd = Standardabweichung, Fkp = Fruchtkörper.

Arten	Schulterberg	n	Pb	( $\mu\text{g/g Tg}$ )		Pb	
			Median	Max	Min	Mw	
1	<i>A. borealis</i>	Stiel	1	7,8	7,8	7,8	7,8
2	<i>A. muscaria</i>	Hut	3	8,5	16,0	1,1	8,5
	<i>A. muscaria</i>	Stiel	4	4,0	14,0	1,5	5,9
3	<i>C. butyracea / asema</i>	Hut	2	10,5	12,0	9,0	10,5
	<i>C. butyracea / asema</i>	Stiel	2	26,0	30,0	22,0	26,0
4	<i>C. amianthinum</i>	Hut	1	4,0	4,0	4,0	4,0
	<i>C. amianthinum</i>	Stiel	1	8,0	8,0	8,0	8,0
5	<i>C. anomalous</i>	Hut	3	3,8	4,9	1,9	3,5
	<i>C. anomalous</i>	Stiel	2	18,0	26,0	10,0	18,0
6	<i>C. carcharias</i>	Hut	1	6,2	6,2	6,2	6,2
	<i>C. carcharias</i>	Stiel	1	6,6	6,6	6,6	6,6
7	<i>C. infractus</i>	Hut	17	4,4	8,4	2,8	4,7
	<i>C. infractus</i>	Stiel	14	16,3	36,1	8,8	17,9
8	<i>C. odorifer</i>	Hut	19	8,9	25,0	0,5	10,8
	<i>C. odorifer</i>	Stiel	19	21,0	52,3	1,8	27,8
9	<i>C. russooides</i>	Hut	8	5,4	23,0	0,1	7,9
	<i>C. russooides</i>	Stiel	8	6,0	20,9	0,8	7,1
10	<i>C. variegatus</i>	Hut	5	14,5	89,3	1,5	33,7
	<i>C. variegatus</i>	Stiel	5	3,5	55,4	1,3	20,0
11	<i>C. varius</i>	Hut	1	10,0	10,0	10,0	10,0
	<i>C. varius</i>	Stiel	1	11,9	22,4	1,3	11,9
12	<i>C. venetus/montanus</i>	Hut	8	15,3	21,0	2,2	14,0
	<i>C. venetus/montanus</i>	Stiel	9	32,0	69,1	12,7	33,5
13	<i>H. chrysodon</i>	Hut	1	11,0	11,0	11,0	11,0
	<i>H. chrysodon</i>	Stiel	1	34,0	34,0	34,0	34,0
14	<i>H. eburneus</i>	Hut	2	5,2	8,0	2,4	5,2
	<i>H. eburneus</i>	Stiel	2	16,3	29,0	3,5	16,3
15	<i>L. lacris</i>	Hut	1	1,2	1,2	1,2	1,2
16	<i>L. blennius</i>	Hut	1	1,1	1,1	1,1	1,1
	<i>L. blennius</i>	Stiel	1	1,4	1,4	1,4	1,4
17	<i>L. deterimus</i>	Hut	12	2,7	12,4	1,1	5,0
	<i>L. deterimus</i>	Stiel	12	13,0	232,0	1,6	36,5
18	<i>L. lignyotus</i>	Hut	1	2,4	2,4	2,4	2,4
	<i>L. lignyotus</i>	Stiel	1	5,0	5,0	5,0	5,0
19	<i>L. picinus</i>	Hut	4	13,0	32,0	2,2	15,0
	<i>L. picinus</i>	Stiel	4	6,0	9,0	1,7	5,7
20	<i>L. porninensis</i>	Hut	1	1,2	1,2	1,2	1,2
	<i>L. porninensis</i>	Stiel	1	8,0	8,0	8,0	8,0
21	<i>L. salmonicolor</i>	Hut	3	15,0	21,0	10,0	15,3
	<i>L. salmonicolor</i>	Stiel	3	30,0	64,0	8,0	34,0
22	<i>L. scrobiculatus</i>	Hut	8	7,3	46,0	2,2	13,1
	<i>L. scrobiculatus</i>	Stiel	7	12,0	55,6	4,8	14,3
23	<i>M. pura</i>	Hut	1	1,8	1,8	1,8	1,8
	<i>M. pura</i>	Stiel	1	1,3	1,3	1,3	1,3
24	<i>R. queletii</i>	Hut	1	1,5	1,5	1,5	1,5
	<i>R. queletii</i>	Stiel	1	11,0	11,0	11,0	11,0
25	<i>S. imbricatus</i>	Hut	4	7,1	16,7	0,2	7,6
	<i>S. imbricatus</i>	Stiel	4	9,5	30,9	1,4	11,0
26	<i>T. vaccinum</i>	Hut	9	2,6	11,7	0,2	3,9
	<i>T. vaccinum</i>	Stiel	10	19,1	30,6	0,8	10,6
27	<i>T. saponaceum</i>	Hut	1	1,3	1,3	1,3	1,3
	<i>T. saponaceum</i>	Stiel	1	1,7	1,7	1,7	1,7
28	<i>H. lucorum</i>	Fkp	1	0,6	0,6	0,6	0,6
29	<i>H. repandum</i>	Fkp	3	6,3	12,0	0,5	6,3
30	<i>I. pyriodora</i>	Fkp	1	18,9	18,9	18,9	18,9
31	<i>L. foetidum</i>	Fkp	2	13,0	23,5	2,4	10,5
32	<i>L. nuda</i>	Fkp	1	2,2	2,2	2,2	2,2
33	<i>L. pyriforme</i>	Fkp	2	11,8	12,5	11,0	0,8

Tab.4:

## Zinkgehalte von Basidiomyzeten

Die Mediane, Maxima (Max), Minima (Min), und Mittelwerte (Mw) beziehen sich auf  $\mu\text{g/g}$  Trockengewicht. n = Anzahl der untersuchten Kollektionen, Sd = Standardabweichung, Fkp = Fruchtkörper.

Arten Schulterberg		n	Zn	( $\mu\text{g/g Tg}$ )	Min	Zn	Sd
			Median	Max		Mw	
1	<i>A. borealis</i>	Hut	1	89	89	89	
	<i>A. borealis</i>	Stiel	1	51	51	51	
2	<i>A.muscaria</i>	Hut	3	216	290	143	216
	<i>A.muscaria</i>	Stiel	4	97	214	60	74
3	<i>C. butyracea / asema</i>	Hut	2	171	175	166	171
	<i>C. butyracea / asema</i>	Stiel	2	182	246	118	5
4	<i>C.camianthinum</i>	Hut	1	39	39	39	182
	<i>C.camianthinum</i>	Stiel	1	17	17	17	58
5	<i>C.anomalus</i>	Hut	3	151	155	150	152
	<i>C.anomalus</i>	Stiel	2	96	116	77	2
6	<i>C.cacharias</i>	Hut	1	140	140	140	34
	<i>C.cacharias</i>	Stiel	1	34	34	34	34
7	<i>C.infractus</i>	Hut	17	172	284	106	181
	<i>C.infractus</i>	Stiel	14	98	126	13	56
8	<i>C.odorifer</i>	Hut	19	83	140	27	87
	<i>C.odorifer</i>	Stiel	19	58	138	37	29
9	<i>C.russeoides</i>	Hut	8	162	231	69	153
	<i>C.russeoides</i>	Stiel	8	75	125	62	51
10	<i>C.variecolor</i>	Hut	5	146	203	96	83
	<i>C.variecolor</i>	Stiel	5	79	125	56	21
11	<i>C.varius</i>	Hut	1	96	96	96	96
	<i>C.varius</i>	Stiel	1	69	82	56	13
12	<i>C.venetus/montanus</i>	Hut	8	142	199	106	147
	<i>C.venetus/montanus</i>	Stiel	9	84	88	42	29
13	<i>H.chrysodon</i>	Hut	1	133	133	133	133
	<i>H.chrysodon</i>	Stiel	1	95	95	95	95
14	<i>H.eburneus</i>	Hut	2	273	370	175	273
	<i>H.eburneus</i>	Stiel	2	204	277	131	98
15	<i>L.acris</i>	Hut	1	36	36	36	20
	<i>L.acris</i>	Stiel	1	45	45	45	24
16	<i>L.blennius</i>	Hut	1	90	90	90	90
	<i>L.blennius</i>	Stiel	1	45	45	45	45
17	<i>L.deterrimus</i>	Hut	12	151	385	102	164
	<i>L.deterrimus</i>	Stiel	12	96	158	15	72
18	<i>L.lignyotus</i>	Stiel	1	57	57	57	57
	<i>L.lignyotus</i>	Hut	4	50	94	44	59
19	<i>L.picinus</i>	Stiel	4	47	96	31	20
	<i>L.picinus</i>	Hut	4	55	225	225	55
20	<i>L.porninsis</i>	Stiel	1	92	92	92	92
	<i>L.porninsis</i>	Hut	1	225	225	89	225
21	<i>L.salmonicolor</i>	Stiel	3	93	96	70	101
	<i>L.salmonicolor</i>	Hut	3	101	112	77	12
22	<i>L.scrobiculatus</i>	Stiel	7	54	68	45	49
	<i>L.scrobiculatus</i>	Hut	8	55	198	23	50
23	<i>M.pura</i>	Hut	1	77	77	77	77
	<i>M.pura</i>	Stiel	1	2	2	2	2
24	<i>R. queletii</i>	Hut	1	145	145	145	145
	<i>R. queletii</i>	Stiel	1	87	87	87	87
25	<i>S. imbricatus</i>	Hut	4	171	289	60	185
	<i>S. imbricatus</i>	Stiel	4	222	377	118	82
26	<i>T. vaccinum</i>	Hut	9	128	210	68	235
	<i>T. vaccinum</i>	Stiel	10	65	104	29	41
27	<i>T.saponaceum</i>	Hut	1	225	225	225	225
	<i>T.saponaceum</i>	Fkp	1	150	150	150	150
28	<i>H.lucorum</i>	Fkp	3	53	64	49	55
	<i>H.lucorum</i>	Hut	1	165	165	165	6
29	<i>H.repandum</i>	Fkp	2	175	190	160	165
	<i>H.repandum</i>	Stiel	2	64	64	64	15
30	<i>I.pyniodora</i>	Fkp	1	165	165	160	64
	<i>I.pyniodora</i>	Hut	2	113	120	106	25
31	<i>L.foetidum</i>	Fkp	1	64	64	64	64
	<i>L.foetidum</i>	Stiel	2	175	190	160	175
32	<i>L.nuda</i>	Fkp	1	64	64	64	64
	<i>L.nuda</i>	Hut	2	113	120	113	7
33	<i>L.pyriforme</i>	Fkp	1	113	120	106	113

## Cytogenetische Bioindikation an den "Höhenprofilen Achenkirch" - Untersuchungen von Chromosomen-Aberrationen im Wurzelmeristem der Fichte

M. MÜLLER

*Institut für Pflanzenphysiologie, Karl-Franzens-Universität Graz*

**Kurzfassung.** Von 1991 bis 1993 wurde an den Probeflächen der "Höhenprofile Achenkirch" die Beobachtung von Chromosomen-Aberrationen als pflanzliches Testsystem angewendet, um die Standorte zu klassifizieren. Seit 1989 in Österreich angewendet, erweist sich diese cytogenetische Methode als vielversprechend und gut anwendbar. Während in niedrigen Seehöhen die Ergebnisse zwischen der "Cytogenetischen Bioindikation" und anderen Bioindikationsmethoden (z. B. Schwefelgehalt der Nadeln) gut korrelierten, zeigte sich in größeren Seehöhen keine Übereinstimmung. Auch an den Höhenprofilen in Achenkirch konnte beobachtet werden, daß in den Seehöhen von ca. 1.000 m bis 1.400 m eine Beeinflussung der Pflanzen vorlag, die sich in einer erhöhten Aberrationsrate auswirkte. Welche Einflüsse diese erhöhten Aberrationsraten bewirken bzw. ob es sich um ein natürliches, von Schadstoffen unbeeinflußtes Phänomen handelt, muß noch geklärt werden.

**Schlüsselworte:** Fichte, Höhenprofil, Chromosomen-Aberrationen, Cytogenetische Bioindikation

**Abstract.** [Cytogenetic Bioindication of the "Achenkirch Altitude Profiles" - Investigations on Chromosomal Aberrations in the Root Meristems of Spruce Trees.] The observation of chromosomal aberrations was used as a plant test system to classify the different sites of the "Achenkirch Altitude Profiles". Since 1989 we have applied this cytogenetic method in Austria and it has proved practicable and promising. At lower altitudes a good correlation between the 'cytogenetic bioindication' and other methods (e. g. sulphur content of the needles) could be observed. At higher altitudes there was no correlation between the results of the different methods. Also at the "Achenkirch Altitude Profiles" the results showed an influence on the plants at the altitudes between 1,000 m and 1,400 m causing an increased number of chromosomal aberrations. The question, which influences affect these increased aberration rates or whether that phenomenon is independent of pollution effects still needs to be cleared up.

**Keywords:** Norway spruce, altitude profile, chromosomal aberrations, cytogenetic bioindication

### 1. Einleitung

Seit Mitte der 70er Jahre wurde eine Verschlechterung des Waldzustandes besonders in mittleren und höheren Lagen von Fichtenwäldern in Europa (ELSTNER 1983, ELSTNER & OSSWALD 1984, BLANK 1985) und Nordamerika (HORNBECK & SMITH 1985) konstatiert. Die Ursachen der Verschlechterung des Waldzustands, welcher zu Beginn der Waldschadensdiskussion mit dem Begriff "Waldsterben" beschrieben wurde, ist nach dem derzeitigen Stand des Wissens in einer Kombination von natürlichen und anthropogenen Faktoren (Luftschadstoffen) einbezogen (MC LAUGHLIN 1985).

Aus diesen Gründen ist es notwendig, die Möglichkeit eines schnellen und effektiven Screenings zu schaf-

fen, das Einflüsse von Luftschadstoffen (akkumulierbaren, und nicht akkumulierbaren) beschreibt, bevor sichtbare Schädigungen offensichtlich werden. Neben vielen anderen Methoden, die zum Erkennen und Einschätzen diverser Einflüsse natürlicher und anthropogener Art geeignet sind, kann man davon ausgehen, daß Veränderungen im genetischen Material das Ausmaß dieser Einflüsse deutlich darstellen. Höhere Pflanzen scheinen sich sehr gut als Testorganismen zur Beurteilung von genotoxischen Einflüssen aus der Umwelt zu eignen. Verschiedenste pflanzliche Testsysteme stehen zur Zeit in Verwendung und scheinen sensitiv und zuverlässig zu reagieren (GRANT et al. 1981). Pflanzliche cytogenetische Testsysteme werden in Versuchsreihen in erster Linie für Kurzzeit-Tests unter Laborbedingungen (bisher selten unter Freilandkondi-

tionen) durchgeführt, wobei sich im Zusammenhang mit diesen Untersuchungen besonders verschiedene Spezies von *Allium* als gute Testpflanzen erwiesen. Bei allen diesen Testsystemen werden die Veränderungen von Chromosomen, sogenannte Chromosomen-Aberrationen aufgezeigt, die als Indikatoren für genetische Schädigungen herangezogen werden (MA 1982).

Chromosomen-Aberrationen umfassen alle Veränderungen der Längsstruktur eines Chromosoms durch den Gewinn oder Verlust von DNA-Segmenten, oder durch eine Rekombination zwischen nicht-homologen DNA-Molekülen. Es ist bekannt, daß verschiedene Chemikalien und auch Strahlung strukturelle Chromosomenstörungen hervorrufen. Diese Chromosomen-Anomalien entstehen primär durch Brüche der Chromatide oder ganzer Chromosomen. In der Folge kommt es zu strukturellen Umbauten der Chromosomen, zur Verminderung oder Vermehrung von Genen und damit zur Vitalitätsänderung.

Aufbauend auf diesem Wissen und auf Vorarbeiten einer slowenischen Arbeitsgruppe (DRUSKOVIC 1988) wurde 1989 in Österreich ein Testsystem mit der Fichte als Bioindikatorpflanze ausgearbeitet (MÜLLER et al. 1991a, b). Dieses pflanzliche Testsystem wurde als "Cytogenetische Bioindikation" bezeichnet und sollte dazu dienen, Zusammenhänge zwischen Schadstoffeinflüssen und der Vitalität von Fichten am natürlichen Standort aufzuzeigen. Die ersten in der Steiermark erhaltenen Ergebnisse zeigten (MÜLLER et al. 1991a, c), daß dieses Testsystem, das auf einer Beurteilung von Chromosomen-Aberrationen beruht, an Freilandstandorten gut angewendet werden kann. Die Methode arbeitet mit ca. fünfjährigem, bodenständigem Fichtenmaterial und es zeigte sich, daß die Methode mit Jungfichten erfolgreich durchgeführt werden kann. Die Ergebnisse der jungen Bäume ließen sich gut auf die Altfichten des Bestandes übertragen, da die Anzahl der Chromosomen-Aberrationen bei jungen und alten Fichten an einem Standort annähernd gleich hoch war (MÜLLER et al. 1992). Die Arbeit mit Jungbäumen erwies sich dabei in weiterer Folge als positiv. Die Untersuchungen konnten vereinfacht werden, da die Beerntung der Wurzelspitzen der getopften Jungbäume wesentlich einfacher durchzuführen ist als die der Altfichten.

Für den praktischen Einsatz dieses pflanzlichen Testsystems war zu überprüfen, in welchem Ausmaß Störungseinflüsse auf das genetische Material von Wurzeln vom Pflanzenmaterial selbst, von der umgebenden Erde oder aus der Luft kommen. Wie die Ergebnisse der dazu durchgeführten Experimente zeigten, scheint sich weder der Einfluß des Bodens noch

der der Pflanze selbst wesentlich auf die Anzahl der Chromosomenstörungen auszuwirken, d.h. die Einteilung der Standorte in Vitalitätsklassen spiegelte im wesentlichen die Einflüsse der Luftsabststoffe wider (MÜLLER et al. 1992; MÜLLER et al. 1994).

An den bisher untersuchten Standorten wurde in Seehöhen ab ca. 1000 m eine erhöhte Anzahl von Chromosomen-Aberrationen beobachtet, was einen Hinweis auf Schädigungen des genetischen Materials gab (MÜLLER et al. 1991c). Woher diese Einflüsse kommen, war zunächst nicht klar. Ein möglicher Grund war, daß in großen Seehöhen nicht akkumulierbare Luftsabststoffe wie z. B. Oxidantien auftreten. Ob jedoch Ozon einen Einfluß auf die Wurzelspitzen-Chromosomen ausüben kann, war dabei die Frage. Untersuchungen, die mit definiertem Material in Klimakammern und Open-top-Kammern durchgeführt werden, zeigten bereits nach kurzer Behandlungsdauer einen intensiven Einfluß von Ozon auf das genetische Material in Form einer Erhöhung der Chromosomen-Aberrationen verglichen mit den Kontrollvarianten (MÜLLER & GRILL 1994). Diese Beeinflussung lag bereits zu einem Zeitpunkt vor, an dem sonst noch keinerlei Beeinträchtigung der Fichten zu beobachten war. Nach Beendigung der Begasung war kein Absinken der Anzahl der Chromosomenstörungen der begasten Untersuchungsvarianten zu beobachten. Dieser Effekt, der als Langzeiteffekt von Ozon für eine Anzahl anderer Untersuchungsparameter in der Literatur bereits bekannt ist (LAISK et al. 1989; LANGEBALELS et al. 1990; LOTZ 1992), tritt auch im genetischen Material der Wurzelspitzen von Fichten auf (MÜLLER et al. 1994).

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse der Chromosomen-Untersuchungen an den Probeflächen der Höhenprofile Achenkirch dargestellt, wobei es sich bei den hier dargestellten Daten um vorläufige Ergebnisse handelt, da Resultate anderer Arbeitsgruppen noch nicht eingearbeitet werden konnten.

## 2. Material und Methodik

### Probeflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt im niederschlagsreichen, subatlantisch getönten, nördlichen Kalkalpen-Randgebiet (Fichten - Tannen - Buchen - Waldgebiet) mit ozeanischem Klima. Die im Untersuchungsgebiet eingerichteten Profile unterscheiden sich in ihren waldbaulichen Voraussetzungen und in ihrer Belastungssituation. Das Christlum-Profil zeich-

net sich durch zersplitterte Kleinwaldflächen aus, welche durch die Schaffung von Weideflächen und die während der letzten beiden Jahrzehnte angelegten Schipisten entstanden sind. Das nord-ost-exponierte Schulterbergprofil zeichnet sich durch geschlossene, autochthone und naturnahe Bestände aus und setzt sich aus den Probeplänen Christlumkopf, PF 7 und Mühleggerköpf zusammen.

Alle Probeplänen der 3 Profile wurden für die cytogenetische Methode herangezogen und sind in Tabelle 1 beschrieben.

### Pflanzen

Als Bioindikatorpflanzen wurden 1991 und 1992 fünf Jahre alte Anflugfichten und 1993 auch Klonfichten (Klon Nr. 4611 - Forstliche Bundesversuchsanstalt Mariabrunn - *Picea abies* [L.] Karst.) verwendet. Die Jungbäume wurden in Tontöpfen mit Standorterde (12 cm Durchmesser) eingesetzt.

### Methodik (nach MÜLLER et al. 1991b)

Die Wurzelspitzen getopfter Jungfichten und Altfichten des Bestandes wurden beerntet, mit Bromnaphthalin versetzt (zum Erhalten einer entsprechend großen Anzahl von Metaphasen) und in Alkohol:Eisessig (3:1, v/v) fixiert. Nach der Fixierung wurden die Wurzelspitzen in 3 n HCl drei Minuten hydrolysiert und in frisch zubereitetem Schiff'schen Reagenz gefärbt. Im Anschluß wurde das Meristem herauspräpariert und in Karmin-Essigsäure gequetscht.

### Auswertung und Statistik

Veränderungen des genetischen Materials wurden an Zellen, die sich im Metaphase-Stadium befanden, klassifiziert:

- Chromosomen-Aberrationen, von Einzelchromosomen wie Lückenbildungen, Brüche/Fragmenten, Ringbildungen und

Tab. 1:

Standorte für die "Cytogenetische Bioindikation" Christlum-Profil (1-6), Nord-Süd-Profil (7, 8) und des Schulterberg-Profil (7, 9, 10)

Probepläne	Seehöhe	eingerichtet	Beprobungsjahr
1	1.420 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x) 1994
1a	1.400 m	1992	1992, 1993 (2x), 1994
2	1.320 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x), 1994
3	1.240 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x), 1994
4	1.140 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x), 1994
5	1.050 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x), 1994
6	970 m	1991	1992 (2x), 1993 (2x), 1994
7	1.686 m	1991	1992 (2x), 1993 (2x), 1994
8	920 m	1991	1991, 1992 (2x), 1993 (2x), 1994
9	1.220 m	1993	1993
10	1.030 m	1993	1993, 1994

- Chromosomen-Anomalien, die den gesamten Chromosomensatz umfassen, wie Verbindungen, Verklumpungen und amorphe Chromatinmassen.

Pro Baum wurden bis zu 200 Metaphasen im Hinblick auf Chromosomen-Aberrationen untersucht. Jede gestörte Metaphase wurde als eine Aberration gezählt und die Prozentsätze der Störungen berechnet. Aus den Prozentsätzen der untersuchten Bäume eines Standortes wurde der Mittelwert gebildet und so der Prozentsatz an Aberrationen pro Standort berechnet. Der Standort mit der niedrigsten Aberrationsrate (= Kontrollstandort - 4 %) erhielt den Cytogenetischen Standortsindex (= CSI) 1,00. Wenn z.B. ein anderer Standort 10 % Aberrationen zeigte, führte dies zu einem CSI von 2,50 ( $10 : 4 = 2,50$ ). Mit Hilfe dieser CSI wurden die Standorte empirisch in 4 Klassen (insg. 10 Stufen) unterteilt, wobei 1 die beste und 4 die schlechteste Klasse darstellte (nach MÜLLER et al. 1991b, Tabelle 2).

Statistische Analysen wurden mit den Software-Paketen für PC's Origin und Statistica durchgeführt. Als Korrelationsmaße wurden je nach Verteilungsvoraussetzungen bzw. Stichprobengröße PEARSONS r bzw. SPEARMANS  $\rho$  verwendet.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Chromosomenanalyse

In den Meristemzellen der Wurzelspitzen konnten Interphasekerne und alle Teilungsstadien beobachtet werden (intensiv dunkelrosa gefärbt - MÜLLER & GRILL 1992). Aufgrund des Einflusses von 1-Bromnaphthalin konnten Metaphasestadien am häufigsten beobachtet werden. Diese Teilungsstadien eignen sich bestens für

Tab. 2:

Klasseneinteilung aufgrund cytogenetischer Standortsindices (MÜLLER et al. 1991b) unter Berücksichtigung besserer und schlechterer Indizes innerhalb einer Klasse.

Cytogenetischer Standortsindex	Klasse
1,00-1,14	1
1,15-1,20	-1
1,21-1,33	+2
1,34-1,47	2
1,48-1,60	-2
1,61-1,85	+3
1,86-2,10	3
2,11-2,35	-3
2,36-3,05	+4
>3,06	

die Beobachtung von Chromosomen-Anomalien, da die Spaltung in Tochterchromosomen verzögert und dadurch die Analyse von Chromosomen-Aberrationen erleichtert wird. Die normale, ungestörte Metaphase von Fichten besitzt  $2n = 24$  Chromosomen (MIYAKE 1903, SAX & SAX 1933, PRICE 1989). Die Untersuchung der Metaphasen ergab als häufigste Chromosomen-Anomalien Brüche/Fragmente und Chromosomenverklebungen, zu denen Verbindungen, Verklumpungen und amorphe Massen zählen. Für Chromosomen-Verklebungen werden verschiedene Ursachen angegeben, wie etwa Verwicklungen von Chromatinfäden (MCGILL et al. 1974), sowie Brüche und Austausche von Chromatinfäden an der Oberfläche angrenzender Chromosomen oder Chromatiden (KLASTERSKA et al. 1976). STEPHEN 1979 stellte fest, daß die Chromosomen-Verklebungen auf physikalische Adhäsion, die die Proteinmatrix des Chromatinmaterials einschließt, beruht. Verklumpte Metaphasen traten bei ca. 75 % aller beobachteten Chromosomenstörungen auf. Diese Chromosomen-Verklebungen weisen auf erhöhte toxische Effekte hin, die wahrscheinlich zum Zelltod führen (LIU et al. 1993). Weitere beobachtete Chromosomenstörungen waren Ring- und Lückenbildungen, die wesentlich seltener vorkamen. DRUSKOVIC (1988) unterschied zwischen unspezifischen Aberrationen (z. B. verklumpte Metaphasen), hervorgerufen durch langandauernde Einflüsse und spezifischen Aberrationen (z.B. Brüche bzw. Fragmente), die durch akute Einwirkungen bzw. Strahlung bewirkt werden. Ob jedoch an der Art der Chromosomen-Aberrationen tatsächlich verschiedenartige Einflüsse erkannt werden können, ist noch Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Nach dem heutigen Stand des Wissens ist die Tatsache bestätigt, daß diese strukturellen Veränderungen der Chromosomen zu einer Vermehrung oder Verminderung in der Anzahl der Gene und dadurch zu einer Änderung in der Vitalität führen.

### 3.2 Vergleich der Ergebnisse der alten Bestandesfichten mit der Naturverjüngung

Aus bisherigen Untersuchungen war bekannt, daß junge getopfte Fichten und alte Bestandesfichten am gleichen Standort annähernd gleiche Aberrationsraten zeigten (MÜLLER et al. 1991b, 1992). Um auch an den Profilen in Achenkirch überprüfen zu können, ob die gewonnenen Ergebnisse der jungen, getopften Fichten Aussagen über den Zustand der Altfichten einer Probefläche zulassen, wurden an den einzelnen Standorten neben den Wurzelspitzen der getopften Jungfichten auch die Wurzeln der Altfichten beerntet und ausgewertet. Die Ergebnisse, die über mehrere Jahre hinweg an diesen Höhenprofilen gewonnen wurden, zeigten eindeutig, daß es eine gute Übereinstimmung in der Anzahl der Chromosomen-Anomalien zwischen jungen und alten Fichten gab (Abbildung 1) und es kam meist zu einer Einordnung von jungen und alten Fichten in die gleiche Vitalitätsklasse: Bei der Untersuchung der Standorte (aller 3 Probeflächen) aus mehreren Jahren ergab sich zwischen jungen und alten Fichten ein Signifikanzniveau von  $p < 0,001$  und ein Korrelationskoeffizient von 0,88.

### 3.3 Vergleich der jungen getopften Fichten mit Klonfichten

Im Herbst 1993 wurden auch die ausgesetzten Klonfichten untersucht, die sich zum Untersuchungszeitpunkt ca. 3 Monate an den einzelnen Standorten der Profile befanden. Beim Vergleich der Ergebnisse der jungen Standortsfichten mit denen der Klonfichten ergaben sich trendmäßig gleiche Ergebnisse ( $p = 0,72$ ,  $p < 0,05$ ), d. h. diese Ergebnisse zeigten, daß die Herkunft der Bäume für die Einschätzung der Beeinflussung an den verschiedenen Probeflächen eine eher untergeordnete Rolle spielte (Abbildung 2). Solche Ergebnisse konnten an ausgewählten Standorten in der Steiermark bereits beobachtet werden (MÜLLER et al. 1992, 1994).

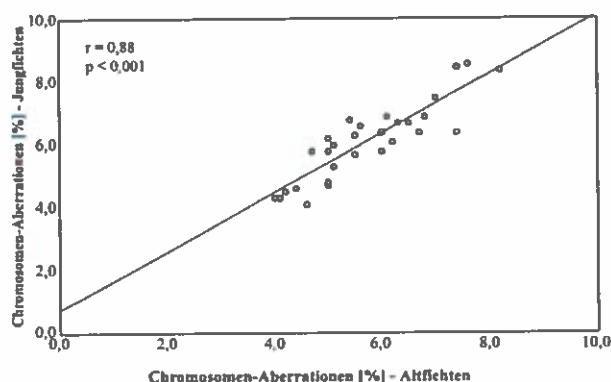


Abb. 1:  
Chromosomen-Aberrationen von jungen, getopften Standortsfichten und Altfichten des Bestandes an verschiedenen Standorten der Profile in Achenkirch von 1991 bis 1993 ( $n = 30$ )

Abb. 2:

Chromosomen-Aberrationen von jungen, getopften Fichten und Klonfichten, sowie von jungen getopften Fichten und Altfichten des Bestandes an den Standorten der Profile in Achenkirch 1993.

n = Anzahl der untersuchten Standorte

	Spearmans p	Signifikanzniveau
Standortfichten jung : Klonfichten (n = 10)	0,72	0,02
Standortfichten jung: Bestandesfichten (n = 8)	0,65	0,08

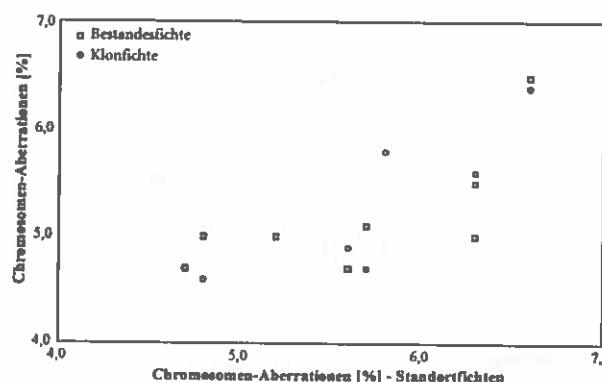
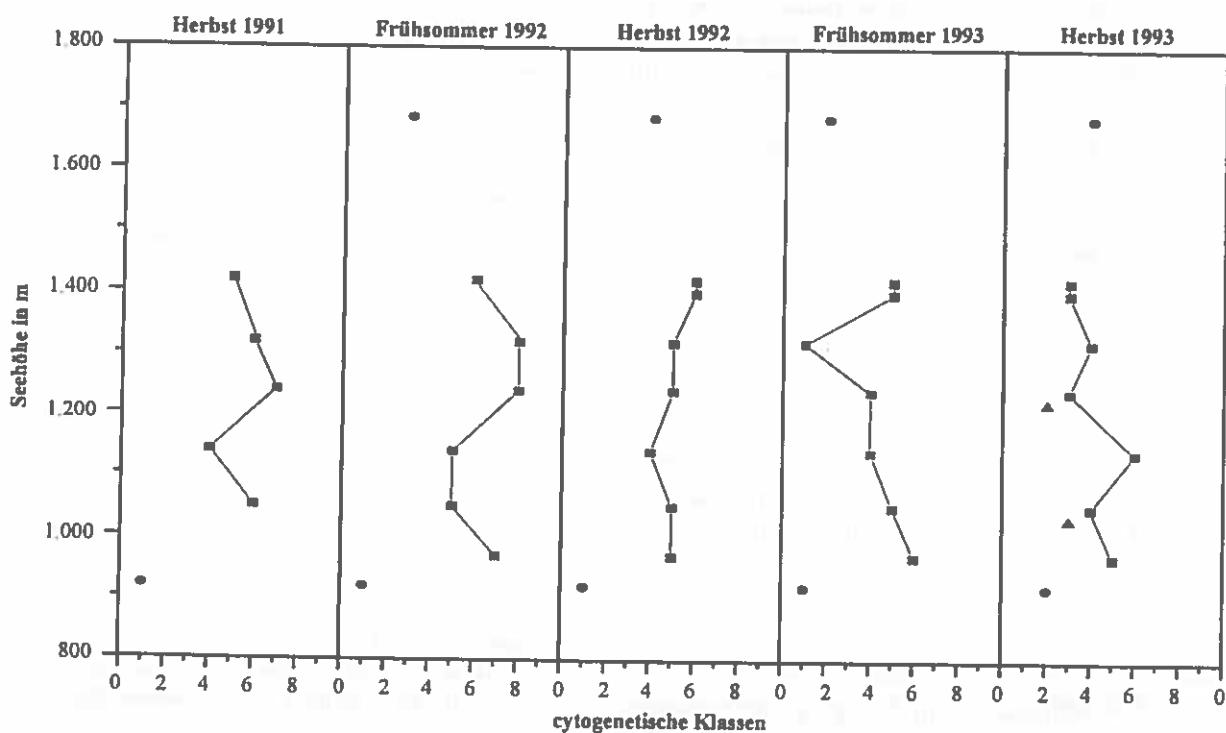


Abb. 3:

Die Ergebnisse der "Cytogenetischen Bioindikation" von 1991 bis 1993 an den Höhenprofilen in Achenkirch. Die Probe-  
flächen wurden in 4 Vitalitätsklassen (in 10 Stufen) eingeteilt.



### 3.4 Klassifizierung der Probeflächen

1991 bis 1993

#### Ergebnisse 1991

Die Auswertung der Chromosomen-Aberrationen ergab folgende Ergebnisse (Anhang 1, Abbildung 3): Von allen untersuchten Standorten war 8 (920 m) als unbelastet einzustufen, d.h. das genetische Material der untersuchten Jung-, sowie auch Altfichten des Bestandes wies mit  $4,2\% \pm 0,2$  (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung) Chromosomen-Aberrationen keine erhöhten Aberrationsraten im Vergleich mit anderen Kontrollstandorten auf und konnte in die Klasse 1 eingeordnet werden. Die Fichten der anderen Standorte wiesen erhöhte Aberrationsraten auf und wurden ihren Indizes entsprechend in die Stufen 4-7 der zehnteiligen Skala eingeordnet; das bedeutet für diese Standorte, daß eine Beeinflussung der Pflanzen bereits vorliegt, die aber noch nicht eingeordnet bzw. Einflüssen konkret zugeordnet werden kann.

#### Ergebnisse 1992

1992 wurde im Frühsommer der Standort 1a (1.400 m) als zusätzliche Untersuchungsfläche mit jungen, getopften Standortsfichten bestückt. In diesem Jahr konnten alle Standorte zweimal beurteilt werden (1a nur im Herbst). Die Ergebnisse (Anhang 2, 3) zeigten, daß die Probefläche 8 mit  $4,4\% \pm 0,1$  bzw.  $0,2$  Aberrationen wieder in die cytogenetische Klasse 1 eingeordnet werden kann. Alle anderen Standorte schienen beeinflußt und wiesen erhöhte Aberrations-

raten auf (zwischen 5,0 und 8,9 % im Frühsommer und zwischen 5,7 und 7,0 % im Herbst). Die Frühsommer-Ergebnisse zeigten eine ähnliche Einteilung der Standorte (zwischen Stufe 3 und Stufe 8 der 10-teiligen Skala) wie im Jahr 1991 (Tendenz leicht verschlechtert). Im Herbst 1992 zeigte sich trendmäßig an den meisten Probeflächen eine geringere Belastung der Pflanzen, was sich durch eine verminderte Anzahl von Chromosomen-Aberrationen ergab.

### Ergebnisse 1993

Im Frühsommer 1993 wurden die einzelnen Standorte zusätzlich mit Klonfichten bestückt und zwei weitere Probeflächen 9 und 10 (Schulterberg-Profil) wurden als Untersuchungsgebiete ausgewählt. In diesem Jahr konnten wieder fast alle Standorte zweimal beerntet werden (9 und 10 nur im Herbst). 1993 hielt der Trend einer Verbesserung an (Anhang 4, 5). Für den Frühsommertermin konnte außer dem Standort 8 auch noch die Probefläche 2 (1.320 m Seehöhe) in die Klasse 1 eingeordnet werden. Die anderen untersuchten Flächen konnten in die Stufen 2 bis 6 eingeteilt werden (Anhang 5).

In Abbildung 3 erkennt man für die einzelnen Probeflächen über den gesamten Untersuchungszeitraum einen ähnlichen Kurvenverlauf, wobei zu einzelnen Untersuchungsperioden verschiedene Standorte durch ihre Ergebnisse etwas herausfallen. Was jedoch sehr auffällig war, war der Standort 4 (1.140 m Seehöhe), der im Verlauf der Untersuchungen sich zwar nur leicht trendmäßig verschlechterte, der aber bei der Beobachtung des Kurvenverlaufes am Höhenprofil Christlum in den einzelnen Jahren vom im Jahr 1991 auffallend unbelasteten (d.h. er wies 1991 im Verhältnis zu den anderen Standorten in diesen Seehöhen eine geringere Anzahl an Chromosomen-Anomalien auf) bis zum Herbst 1993 zum "am stärksten belasteten" Standort wurde.

Die Ergebnisse der drei Untersuchungsjahre zeigten, daß in den Seehöhen von ca. 1.000 m bis 1.400 m eine Beeinflussung der Pflanzen vorliegt, was sich durch eine erhöhte Aberrationsrate der jungen Standortsfichten, der Klonfichten, sowie der Altfichten des Bestandes dokumentieren ließ. Auch die Daten der bisher untersuchten Standorte im Bundesland Steiermark zeigten eine Belastung der Fichten in Seehöhen über 1.000 m an, wobei saure Luftschadstoffe als Ursacher der beobachteten Erhöhung von Chromosomen-Aberrationen ausgeschlossen werden konnten (MÜLLER et al. 1991a, b, c, 1992). Die bisher in Achenkirch durchgeführten Schadstoffmessungen weisen keinerlei Auffälligkeiten im Bezug auf die Zunahme

von Photooxidantiengehalten bzw. Abnahme von SO<sub>2</sub> und Stickstoffoxiden und der sauren Depositionen mit zunehmender Seehöhe (SMIDT 1992, SMIDT & LEITNER 1992) auf. Die physiologischen Daten zeigten in den Seehöhen von 1.140 m bis 1.320 m stark verminderte Gehalte an Ascorbinsäure und Thiolen und eine deutlich erhöhte Aktivität der Peroxidase. Diese Ergebnisse könnten Hinweise auf Störungen im antioxidativen Schutzsystem der Zelle liefern und eine verminderte Vitalität der Bäume dieser Höhenstufen widerspiegeln (vgl. POLLE et al. 1991; BERMADINGER-STABENTHEINER 1994). Da ein einzelner Einflußfaktor nach bisherigem Wissen nicht für die Besonderheiten in diesen Seehöhen verantwortlich gemacht werden kann, sind synergistische Effekte verschiedener Schadstoffe in Betracht zu ziehen. Warum jedoch im Verlauf des Untersuchungszeitraumes eine Abnahme der Chromosomen-Aberration an einzelnen höher gelegenen Standorten auftrat, wird im Zusammenhang mit anderen Ergebnissen, sowie der Meterologie noch zu überprüfen und zu interpretieren sein.

### Danksagung

Herrn Univ. Prof. Dr. D. GRILL wird für die zahlreichen Anregungen herzlichst gedankt, ebenso Herrn Mag. M. TAUSZ für die statistischen Berechnungen, sowie zahlreichen Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Frau Dr. E. BERMADINGER-STABENTHEINER wird für die Unterstützung bei den praktischen Arbeiten und bei der Interpretation der Daten gedankt. Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

### Literatur

- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994: *Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte 78, 73-82.
- BLANK L.W. 1985: *A new type of forest decline in Germany*. Nature 314, 311-314.
- DRUSKOVIC B. 1988: *Citogenetska bioindicacija I - Uporaba citogenetske analize pri odkrivanju delovanja genotoksicih polutantov na gozdrovno drevje (Material in metoda)*. Biol. Vestn. 36, 1-18.
- ELSTNER E. 1983: *Baumkrankheiten und Baumsterben*. Naturwiss. Rundschau 36. Jahrgang 9, 381-388.
- ELSTNER E.F. & OSSWALD W. 1984: *Fichtensterben in "Reinluftgebieten": Strukturresistenzverlust*. Naturwiss. Rundschau 37. Jahrgang 2, 52-61.
- GRANT W.F., ZINOVEVA-STAHLEVITCH A.E. & ZURA K. D. 1981: *Plant genetic test systems for the detection of chemical mutagens*. In: STICH H.F. & SAN R.H.C. (eds.): *Short-term tests for chemical carcinogens topics in environmental physiology and medicine*, Springer Verlag, New York, 201-216.

- HERMAN F. & SMIDT ST. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch*. FBVA Berichte 78, 9-15.
- HORNBECK J.W. & SMITH R.B. 1985: *Documentation of red spruce growth and decline in the northern Appalachians*. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 85, 5369-5373.
- KLASTERSKA I., NARAJAN A.T. & RAMEL C. 1976: *An interpretation of the origin of subchromatid aberrations and chromosome stickiness as a category of chromatid aberrations*. Hereditas 83, 153-162.
- LAISK A., KULL O. & MOLDAU H. 1989: *Ozone concentration in leaf intercellular air spaces is close to zero*. Plant Physiol. 90, 1163-1167.
- LANGEBARTELS C., HELLER W., KERNER K., LEONARDI S., ROSEMAN D., SCHRAUDNER M., TROST M. & SANDERMANN H. 1990: *Ozone induced defence reactions in plants*. In: PAYER H.D., PFIRRMANN T. & MATHY P. (eds.): Environmental research with plants in closed chambers CEC - Air Pollution Report No. 26, 358-368.
- LIU D., JIANG W. & LI D. 1993: *Effects of aluminium ion on root growth, cell division, and nucleoli of garlic (Allium sativum L.)*. Environ. Poll. 82, 295-299.
- LÜTZ C. 1992: *Reaktionen von Fichten bei unterschiedlichen Immissionsbelastungen*. In: GUTTENBERGER H., BERMADINGER E. & GRILL D. (eds.): Pflanze, Umwelt, Stoffwechsel 87-98.
- MA T. 1982: *Vicia cytogenetic tests for environmental mutagens. A Report of the US Environmental Protection Agency*. Gene Toxicology Program. Mut. Res. 99, 257-271.
- MCGILL M., PATHAK S. & HSU T.C. 1974: *Effects of ethidium bromide on mitosis and chromosomes: a possible material basis for chromosome stickiness*. Chromosoma 47, 157-167.
- MCLAUGHLIN S.B. 1985: *Effects of air pollutants on forests: a critical review*. J. Air Poll. Contr. Ass. 35, 512-521.
- MIYAKE K. 1903: *On the development of the sexual organs and fertilization in Picea excelsa*. Ann. For. 17, 351-372.
- MÜLLER M., GUTTENBERGER H., GRILL D. & DRUSKOVIC B. 1991a: *Die Anwendung der "Cytogenetischen Bioindikation" zur Früherkennung von Vegetationsschäden in der Steiermark*. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 121, 43-50.
- MÜLLER M., GUTTENBERGER H., GRILL D., DRUSKOVIC B. & PARADIZ J. 1991b: *A cytogenetic method for examining the vitality of spruces*. Phytton (Horn, Austria) 31, 143-155.
- MÜLLER M., GUTTENBERGER H., SCHÖGGL W., GRILL D. & DRUSKOVIC B. 1991c: *Eine cytogenetische Methode zur Vitalitätssprüfung von Fichten*. VDI Berichte 901, 337-347.
- MÜLLER M. & GRILL D. 1992: *Cytogenetische Bioindikation - Eine neue Methode zur Beurteilung der Vitalität von Fichten*. Der Wald 42 (9), 328-329.
- MÜLLER M., GUTTENBERGER H., BERMADINGER-STABENTHEINER E. & GRILL D. 1992: *Die praktischen Erfahrungen mit der Cytogenetischen Bioindikation zur Früherkennung von Vegetationsschäden*. Allg. Forst- und Jgdz. 163, Jahrgang 9, 164-168.
- MÜLLER M. & GRILL D. 1994: *Induction of chromosomal damage by ozone in the root meristems of Norway spruce*. Proc. Royal Soc. Edinburgh 102B, 49-54.
- MÜLLER M., KOHLER B., GRILL D., GUTTENBERGER H. & LÜTZ C. 1994: *The effects of various soils, different provenances and air pollution on root tip chromosomes in Norway spruce*. Trees 9, 73-70.
- POLLE A., CHIRAKRABARTI K. & RENNENBERG H. 1991: *Entgiftung von Peroxiden in Fichtenadeln (Picea abies L.) am Schwerpunktstandort Kalkalpen (Wank)*. GSF-Berichte 26, 151-160.
- PRICE R.A. 1989: *The genera of Pinaceae in the Southeastern United States*. J. Arn. Arbor. Harv. Univ. 70, 247-305.
- REHFUESS K.E. & BOSCH C. 1986: *Experimentelle Untersuchungen zur Erkrankung der Fichte (Picea abies Karst.) auf sauren Böden der Hochlagen: Arbeitshypothese und Versuchsplan*. Forstwiss. Centralbl. 105, 201-206.
- SAX K. & SAX H.J. 1933: *Chromosome number and morphology in the conifers*. J. Arn. Arbor. Harv. Univ. 14, 356-375.
- SMIDT ST. 1992: *Analysen nasser Deposition im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. In: FBVA-Berichte 70, 77-82.
- SMIDT ST. & LEITNER J. 1992: *Lufschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 25-76.
- STEPHEN J. 1979: *Cytological causes of spontaneous fruit abortion in Haemanthus katherinae Baker*. Cytol. 44, 805-812.

Verfasser: Dr. Maria Müller  
 Universität Graz  
 Institut für Pflanzenphysiologie  
 Schubertstraße 51  
 A-8010 Graz

**Anhang 1:**

*Standorte des Christlum-Profil, des Nord-Süd-Profil und des Schulterberg-Profil mit den Ergebnissen der "Cytogenetischen Bioindikation" (Beprobung Herbst 1991)*

Standorte Seehöhe	1 1.420 m	1a 1.400 m	2 1.320 m	3 1.240 m	4 1.140 m	5 1.050 m	6 970 m	7 1.686 m	8 920 m	9 1.220 m	10 1.030 m
Anzahl der untersuchten Metaphasen	445	-	252	383	357	287	-	-	478	-	-
Aberrationen in % (Standardabweichung)	6,2 (0,3)	-	7,1 (0,4)	8,2 (0,6)	5,7 (0,3)	6,7 (0,5)	-	-	4,2 (0,2)	-	-
CSI	1,55	-	1,78	2,05	1,43	1,68	-	-	1,05	-	-
Klasse	5	-	6	7	4	6	-	-	1	-	-

**Anhang 2:**

*Standorte des Christlum-Profil, des Nord-Süd-Profil und des Schulterberg-Profil mit den Ergebnissen der "Cytogenetischen Bioindikation" (Beprobung Frühsommer 1992)*

Standorte Seehöhe	1 1.420 m	1a 1.400 m	2 1.320 m	3 1.240 m	4 1.140 m	5 1.050 m	6 970 m	7 1.686 m	8 920 m	9 1.220 m	10 1.030 m
Anzahl der untersuchten Metaphasen	520	-	250	351	279	198	342	212	550	-	-
Aberrationen in % (Standardabweichung)	6,7 (0,2)	-	8,9 (0,3)	8,5 (0,4)	6,4 (0,4)	6,1 (0,0)	8,2 (0,3)	5,0 (0,2)	4,4 (0,1)	-	-
CSI	1,67	-	2,23	2,14	1,60	1,53	2,05	1,25	1,10	-	-
Klasse	6	-	8	8	5	5	7	3	1	-	-

**Anhang 3:**

*Standorte des Christlum-Profil, des Nord-Süd-Profil und des Schulterberg-Profil mit den Ergebnissen der "Cytogenetischen Bioindikation" (Beprobung Herbst 1992)*

Standorte Seehöhe	1 1.420 m	1a 1.400 m	2 1.320 m	3 1.240 m	4 1.140 m	5 1.050 m	6 970 m	7 1.686 m	8 920 m	9 1.220 m	10 1.030 m
Anzahl der untersuchten Metaphasen	277	346	390	409	324	251	239	429	651	-	-
Aberrationen in % (Standardabweichung)	6,8 (0,1)	7,0 (0,5)	6,1 (0,3)	6,0 (0,4)	5,7 (0,6)	6,0 (0,3)	6,2 (0,3)	5,8 (0,1)	4,4 (0,2)	-	-
CSI	1,70	1,75	1,53	1,50	1,43	1,50	1,55	1,45	1,10	-	-
Klasse	6	6	5	5	4	5	5	4	1	-	-

**Anhang 4:**

*Standorte des Christlum-Profil, des Nord-Süd-Profil und des Schulterberg-Profil mit den Ergebnissen der "Cytogenetischen Bioindikation" (Beprobung Frühsommer 1993)*

Standorte Seehöhe	1 1.420 m	1a 1.400 m	2 1.320 m	3 1.240 m	4 1.140 m	5 1.050 m	6 970 m	7 1.686 m	8 920 m	9 1.220 m	10 1.030 m
Anzahl der untersuchten Metaphasen	242	284	285	239	244	306	183	233	309	-	-
Aberrationen in % (Standardabweichung)	6,3 (0,1)	6,4 (0,4)	4,3 (0,2)	5,6 (0,4)	5,6 (0,5)	6,3 (1,2)	6,6 (0,0)	4,6 (0,4)	4,3 (0,2)	-	-
CSI	1,58	1,60	1,08	1,40	1,40	1,58	1,65	1,15	1,08	-	-
Klasse	5	5	1	4	4	5	6	2	1	-	-

**Anhang 5:**

*Die Standorte des Christlum-Profil, des Nord-Süd-Profil und des Schulterberg-Profil mit den Ergebnissen der "Cytogenetischen Bioindikation" (Beprobung Herbst 1993)*

Standorte Seehöhe	1 1.420 m	1a 1.400 m	2 1.320 m	3 1.240 m	4 1.140 m	5 1.050 m	6 970 m	7 1.686 m	8 920 m	9 1.220 m	10 1.030 m
Anzahl der untersuchten Metaphasen	969	961	181	885	385	734	636	421	845	789	802
Aberrationen in % (Standardabweichung)	5,2 (0,2)	4,9 (0,2)	5,6 (0,6)	5,2 (0,4)	6,5 (0,1)	5,4 (0,4)	5,9 (0,2)	5,7 (0,1)	4,7 (0,1)	5,1 (0,1)	4,7 (0,1)
CSI	1,30	1,23	1,40	1,30	1,63	1,35	1,48	1,43	1,18	1,28	1,18
Klasse	3	3	4	3	6	4	5	4	2	3	2

## Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Wald- und Reinweideflächen der Nordtiroler Kalkalpen

M. SOBOTIK & M. POPPELBAUM

Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning

**Kurzfassung.** Um den Einfluß der Beweidung auf die Zusammensetzung der Pflanzendecke und auf die Ausbildung unterirdischer Wurzelmasse nachzuweisen, wurden beweidete und unbeweidete Waldweide- und Reinweideflächen kartiert und untersucht. Die Probeflächen liegen in einem als Waldweide in 1620 m und 1640 m und in einem als Reinweide genutzten, ebenfalls in 1640 m liegendem Gebiet. Im Gebiet der Waldweide konnte die Auswirkung der Nutzungsform auf Flächen, die ein bis drei Jahre im Gebiet der Reinweide und auf solchen, die ein bis 8 Jahre nicht beweidet wurden, untersucht werden. Die Untersuchungen erfolgten insgesamt auf 35 Dauerversuchsf lächen. Zu Beginn der Arbeiten im Jahre 1992 standen bereits eine zwei Jahre unbeweidete Waldweide und eine acht Jahre alte Reinweidefläche zur Verfügung. Weitere Versuchsf lächen wurden 1992 angelegt. Die Unterschiede in der Beweidung ließen in den Pflanzenbeständen nach zwei bis drei Jahren beginnende, nach sechs Jahren fortschreitende und dadurch deutlicher ausgeprägte Veränderungen erkennen. Von den auf den Probeflächen insgesamt festgestellten 118 Arten reagierten bis zu 8 Arten deutlich auf die fehlende Beweidung; sie fielen durch Fehlen oder Vorkommen, niedrigeren oder höheren Deckungswert auf. Diese sind: *Agrostis capillaris*, *Festuca nigrescens*, *Nardus stricta*, *Deschampsia cespitosa*, *Crepis aurea*, *Leontodon hispidus*, *Phleum commutatum*, *Vaccinium myrtillus* und *Chaerophyllum hirsutum*. Entsprechend den unterschiedlichen Standorten der Hauptversuchsf lächen zeigten sich unterschiedliche Verhaltensmuster. Die veränderten Wuchsbedingungen infolge des Fehlens der Beweidung waren auch in einem höheren Wuchs der Arten feststellbar.

Auf die Menge der Wurzelmasse wirkte sich die fehlende Beweidung auf der Waldweidefläche in 1620 m in einer Weise aus, daß die Masse der Feinwurzeln von 1992 bis 1994 weniger als auf den beweideten Flächen zunahm. Auf den übrigen Flächen ließen sich keine eindeutigen Unterschiede zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen feststellen. Nahezu gleichsinnig reagierten dagegen die Wurzelmassen auf allen Probeflächen mit einer Zunahme auf die ungewöhnlich große Wärme des Jahres 1994. Im Bereich der Waldweide in 1620 m betrug der Unterschied im Durchschnitt 48,26 dt/ha, in jenem der Reinweide 22,22 dt/ha.

Als weitere empfindliche Merkmale erwiesen sich die Gesamtlänge der Wurzelstücke je Probe sowie die Länge der Wurzelhaare. Die Gesamtlänge der Wurzelstücke schwankte insgesamt zwischen ca. 5.900 und 33.400 km/ha. Für eine Bewertung sind jedoch noch weitere Arbeiten erforderlich. Auf den bereits seit 8 Jahren unbeweideten Flächen ließen sich bis zu 4 mm lange Wurzelhaare feststellen. Auf den Vergleichsflächen erreichten die Wurzelhaare 0,5 bis 0,8 mm.

**Schlüsselworte:** Waldweide, Reinweide, Krautschicht, Wurzeltiefenverteilung, Wurzelmasse

**Abstract.** [Vegetational and Root Ecological Investigations on Forest Pastures and Pure Pastures of the Northern Tyrolean Limestone Alps.] To prove the influence of grazing on the make-up of the vegetational cover and on the formation of subterranean root mass, grazed and ungrazed forest pasture and pure pasture areas were mapped and investigated. The sample plots are located in areas used as forest pastures, 1,620 m and 1,640 m, and in a pure pasture which is equally located at an altitude of 1,640 m. As to the forest pasture, the influence of the *type of utilization/exploitation* on areas that had not been used for grazing during one to three years was investigated; as far as pure pasture is concerned, the influence on areas not used for grazing for one to eight years was studied. Altogether, the investigations were carried out on 35 permanent sample plots. When the studies began in 1992, a forest pasture which had not been grazed for two years and an eight-year old pure pasture were available. Additional sample plots were established in 1992. After two or three years the differences in respect of grazing began to show the first changes in vegetation, which became more significant after six years. 8 out of the 118 species found on the sample plots responded markedly to the fact that grazing was no longer applied. They either were not found any more or appeared newly and showed either a lower or a higher dominance. These eight species include *Agrostis capillaris*, *Festuca nigrescens*, *Nardus stricta*, *Deschampsia cespitosa*, *Crepis aurea*, *Leontodon hispidus*, *Phleum commutatum*, *Vaccinium myrtillus*, and *Chaerophyllum hirsutum*. Corresponding to the different sites of the main sample plots, different patterns were observed. The different growth conditions, caused by the fact that grazing was no longer applied, also showed in greater heights of the species.

The termination of grazing on the forest pasture at 1,620 m influenced the root mass in such a manner that, from 1992 to 1994, the fine-root substance increased less than on the grazed plots. On the other plots, no obvious differences were found between grazed and other plots. As opposed to this, the root masses of nearly all sample plots increased as a result of the extraordinary heat of the year of 1994. On the forest pasture at 1,620 m the difference averaged 48.26 dt/ha, on the pure pasture 22.22 dt/ha.

The total length of the root pieces per sample and the length of the root hairs also proved to be sensitive properties. The total length of the root pieces varied between approx. 5,900 km/ha and 33,400 km/ha. However, additional studies are required to allow a valuation of these observations. On the areas that had not been used as grazing grounds for 8 years, root hairs of up to 4 mm length were found, while on the control plots they were only between 0.5 mm and 0.8 mm long.

**Keywords:** Forest pasture, pure pasture, herb layer, spatial distribution of root growth, root mass

## 1. Einleitung

Die Schutzwälder auf Karbonatstandorten weisen überdurchschnittlich starke Schäden auf (ANIT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, 1991; KREHAN & TOMICZEK 1992), die auf der Nutzung durch Waldweide, auf standortsbedingtem Mangel an Nährstoffen, auf biotischen Schadfaktoren und auf Schäden infolge von Schadstoffeinträgen beruhen können.

Laut Österreichischer Waldinventur sind 223.238 ha Wald (5,95 % der Gesamtwaldfläche bzw. 27,63 % der Schutzwaldfläche im Ertrag) von Weideschäden betroffen. Die Weideschäden verteilen sich auf alle Besitzkategorien (Kleinwald, Wald der Forstbetriebe und Bundesforste). In Tirol wurden 67.722 ha Wald als weidegeschädigt angesprochen, davon allein fast die Hälfte der Fläche (32.868 ha) im Schutzwald im Ertrag (AGRARISCHES INFORMATIONSZENTRUM 1990). Insgesamt sind in Tirol 93.084 ha Waldfläche mit Weiderechten belastet.

Ein gedeihliches Miteinander von Wald und Weide ist erst nahe der natürlichen Waldgrenze bzw. im weitgehend natürlichen subalpinen Fichten-, Lärchen- oder Zirbenwald möglich, wo die Standweite der Bäume deutlich größer ist als in tieferen Lagen (LICHTENEGGER 1985). Das Untersuchungsgebiet des Schulterberges bietet ein Beispiel für einen solchen lichten subalpinen Fichtenwald. Für eine schonende Nutzung in Form der Waldweide im lichten subalpinen Wald ist es daher erforderlich, mehr Kenntnisse über die Auswirkungen von Über- wie auch Unterbeweidung zu erhalten.

Die Waldweide wird heute vielfach als eine der Ursachen einer Destabilisierung der Böden angesehen. Der Mangel an genauen Kenntnissen über die Beeinflussung der Pflanzendecke in ihrem unterirdischen Bereich und der damit zusammenhängenden bodenbiologischen Vorgänge erfordert zusätzlich zu bisher

üblichen Untersuchungen besonders die Erfassung der Entwicklung der Wurzeln. Die Zusammenhänge von Wurzelkonkurrenz zwischen Arten der Krautschicht und Arten der Baumschicht einschließlich der Sämlinge und Jungpflanzen macht deshalb die Quantifizierung von Wurzelmassen und bodenbiologischen Vorgängen notwendig. Diese erfolgt einerseits durch Freilegung ganzer Wurzelsysteme oder Teilen davon, andererseits durch Entnahme von Proben mittels Bohrkernen.

Durch die Untersuchung der Krautschicht in ihren ober- und unterirdischen Teilen können wichtige Kennwerte über den Einfluß der Beweidung auf die Entwicklung der Baumbestände und auf die Stabilität der Böden erarbeitet werden. Die gewonnenen Daten sind darüber hinaus die Grundlage für das Studium von Veränderungsabläufen und für ein Monitoring, wobei durch die kontinuierliche Wiederholung der Aufnahme Aussagen über die Sukzession möglich sind. Bereits vergleichende Beobachtungen der Wuchshöhen einzelner Arten vermögen über Veränderungen des Bodenzustandes Auskunft zu geben. Die Erweiterung des Bewertungsrahmens ergibt sich durch die Charakterisierung der unterirdischen Pflanzenorgane im Hinblick auf Wurzelmasse, Tiefenverteilung und Wurzellänge. Diesen wurzelökologischen Parametern kommt im Hinblick auf Erosionsschutz und Stabilisierung der Böden besondere Bedeutung zu.

Eine Vielzahl an Untersuchungsergebnissen, die den Einfluß der Beweidung auf die verschiedensten Bodenmerkmale betreffen, wurde in den letzten Jahrzehnten publiziert. Sie beziehen sich auf Reinweideflächen bzw. auf Waldweideflächen und berücksichtigen dabei vorwiegend oder ausschließlich die oberirdischen Teile der Pflanzen, namentlich für Waldweideflächen fehlt die Untersuchung der unterirdischen Teile nahezu vollständig. Für Reinweideflächen liegen Untersuchungen von Sproß- und Blattlängen im Verhältnis zu Wurzellängen vor (ZAUPER 1991). Sie wurden in unmittel-

barer Nähe des Untersuchungsgebietes Schulterberg durchgeführt. Auf der höchstgelegenen, den Standorten des Schulterberges am meisten entsprechende Fläche waren bei 28 % der Arten die Blatt- und Sproßlängen größer als jene der Wurzeln, bei 72 % entsprachen sie einander. In der vorliegenden Arbeit wird auch die Bildung von Blaiken besprochen. Nach NEUWINGER (1982) sollen tiefgreifende Rutschungen durch Viehtritt begünstigt werden. CZELL (1972) und BUNZA (1982) wiesen darauf hin, daß die stärkere Ausbildung von Verdichtungs- und Stauhorizonten durch Viehtritt weitgehend vom Ausmaß der Bestoßung abhängt. So fand auch ZAMBANINI (1992), daß erst eine zu hohe Intensität der Beweidung zu Weideschäden führt. SCHWEIGHOFER (1989) fand ebenfalls nur auf einer stark beweideten Fläche eine deutlich erhöhte Abflußgeschwindigkeit des Niederschlagswassers und somit ein deutlich verringertes Rückhaltevermögen der Böden. Wurzeluntersuchungen können zur Erkennbarkeit beitragen, ab welchem Ausmaß von Beweidung solche Schäden eintreten.

Seit den Arbeiten von TROLL (1944) ist es allgemein bekannt, daß vor allem im Gebirge ein mehr oder weniger starkes Fließen der Böden stattfindet, das durch erhöhte Schwankungen der Temperatur und vermehrte sowie heftigere Niederschläge beschleunigt wird. Durch den Viehtritt werden diese Auswirkungen verstärkt, d.h., daß beispielsweise die durch das Bodenfließen auftretenden Bodenwellen in terassiformig angeordnete Bodenstufen übergehen. Solche Abstufungen werden schon durch den einseitig verstärkten Pflanzenwuchs auf den geneigten Flächen als Folge einseitig erhöhten Wärme- und Lichteinfalls gefördert. Ein besonders eindrucksvolles Beispiel sind die Treprenrasen des Seslerio - Semperviretum, der Elfengras-immergrünen Seggengesellschaft (KUTSCHERA 1979). Auch die Entstehung von Blaiken ist zunächst auf das Bodenfließen zurückzuführen. Um sie zu verhindern, haben die Bergbauern während oder nach heftigen Niederschlägen gefährdete Stellen grasreicher Rasendecken durchlöchert, um den Abfluß des Bodenwassers zu erleichtern und damit eine Unterwaschung der Rasendecke zu verhindern.

Das Ziel der vorliegenden Erhebungen am Schulterberg ist es, unter besonderer Berücksichtigung der Wurzelentwicklung vegetationskundliche Kennzahlen zu erarbeiten, die eine Bewertung der Folgen der Beweidung erlauben. In einem ersten Schritt wird hierbei die Untersuchung der Pflanzendecke durch Bestimmung der krautigen Vegetation und wurzelökologische Untersuchungen auf beweideten und unbeweideten Flächen vorgenommen.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Lage der Probeflächen und ihre Nutzungsart

Die untersuchten Flächen befinden sich im Projektgebiet Achenkirch am Schulterberg im Bereich der aktuellen Waldgrenze. Die Waldbestände weisen eine geringe Bestockung und ein hohes Durchschnittsalter auf. Sie sind ein typisches Beispiel für überalterte, aufgelichtete Schutzwälder der subalpinen Stufe der Nördlichen Kalkalpen, die zusätzlich durch jahrhundertealte Weiderechte belastet sind.

Die Durchführung der Untersuchungen erfolgten auf 35 Kleinversuchsflächen von etwa 1 m<sup>2</sup> Größe, die zum Teil beweidet und zum Teil unbeweidet sind. Diese Kleinversuchsflächen sind auf 3 Hauptversuchsflächen verteilt (Abbildung 1, Tab. 1).

Die Hauptversuchsflächen sind etwa 1000 m<sup>2</sup> groß und zur Hälfte gezäunt. Zwei der Hauptversuchsflächen liegen im Waldweidegebiet (1, 2) und eine im Reinweidegebiet (3).

Die Hauptversuchsfläche 1 liegt in 1620 m. Die Probeflächen 21-24 sind unbeweidet und befinden sich innerhalb einer bereits 1991 errichteten Zäunung. Die Probeflächen 17-20 befinden sich nördlich der obigen Zäunung und werden als Waldweide genutzt.

Die Hauptversuchsfläche 2 liegt in 1640 m Seehöhe. Ihre Einzäunung erfolgte 1992. Die Probeflächen 2, 3, 7, 10 und 11 sind unbeweidet und die Flächen 1, 4, 5, 6, 8 und 9 beweidet.

In den Waldweideflächen stehen die Bäume schütter und ermöglichen so einen noch guten Lichteinfall auf die Bodenvegetation.

Der höher liegende Standort grenzt unmittelbar an die bis in den Gipfelbereich weitgehend baumfreie Zone. Daher besitzen auch die Stämme größere Stammdurchmesser und dem entsprechend eine weiter herabreichende Bestzung.

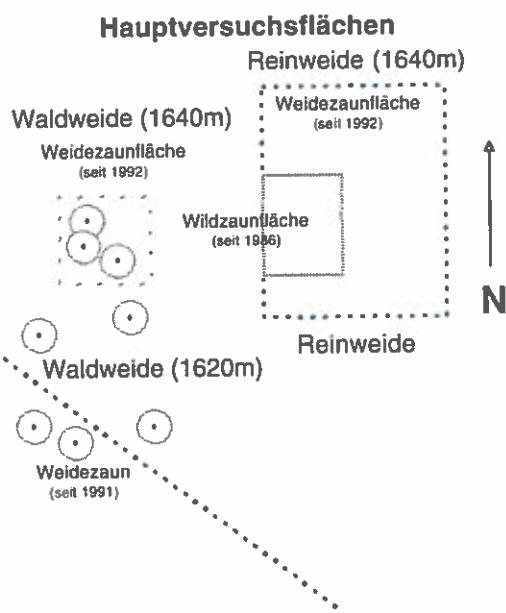
Die Hauptversuchsfläche 3 befindet sich östlich der höher gelegenen Waldweidefläche in ebenfalls 1640 m. Sie gliedert sich in eine mit einem Wildzaun bereits 1986 eingezäunte Fläche, in eine 1992 mit einem Weidezaun eingezäunte Fläche sowie in eine nicht eingezäunte alte Reinweidefläche. Die Teilflächen weisen etwa die gleiche Größe auf. Die Probeflächen 12-16 und 14A sind unbeast und unbeweidet, jene von 25-29 unbeweidet und jene von 30-35 beweidet.

Der Schutz vor Beweidung bzw. Beäusung und Beweidung erfolgte durch Zäunungen. Zum Teil konnten vorhandene Zäunungen, die von den Österreichischen Bundesforsten bereits errichtet waren, verwendet wer-

den und zum Teil wurden sie zu Versuchsbeginn vom Nutzungsberechtigten genehmigt. Die Bestoßung der Waldweide- und Reinweideflächen des Schulterberges erfolgt mit etwa 50 Kühen an 50 Weidetagen.

*Abb. 1:*  
*Schematische Darstellung der Lage der Probeflächen*

Hauptversuchsflächen	Probeflächennummern
1 Waldweide (1620 m, südwestlich gelegen)	unbeweidet: 21 - 24 beweidet: 17 - 20
2 Waldweide (1640 m, nordwestlich gelegen)	unbeweidet: 2, 3, 7, 10, 11 beweidet: 1, 4, 5, 6, 8, 9
3 Reinweide (1640 m)	Wildzaunfläche: 12 - 16, 14A Weidezaunfläche: 25 - 29 beweidet: 30 - 35



Das gesamte Probeareal am Schulterberg ist durch ein kleinfächiges Muster aus Mulden und Buckeln charakterisiert. Es eignet sich daher aufgrund der großen Unterschiede hinsichtlich Artvorkommen und der Art der Zusammensetzung der Vegetationsdecke besonders gut zur Untersuchung. Die Auswirkung der verschiedenen Geländeformen auf die kleinklimatischen Bedingungen wird in der Literatur oftmals beschrieben (LICHTENEGGER 1979).

Zusätzlich gibt es für eine Vielzahl der Flächen eine eingehende Standortsbeschreibung (ENGLISCH 1992) und eine Beschreibung des Bodens und der Waldvegetation (ENGLISCH & STARLINGER 1995); über die klimatischen Bedingungen des Untersuchungsraumes be-

richtete MARGL (1994). Eine Vernetzung der Daten mit bodenbiologischen Untersuchungen ist durch die Arbeiten von GÖBL (1995) und INSAM (1995) möglich. Die Größe der in der Folge beschriebenen Probeflächen richtete sich nach den Vegetationseinheiten und betrug durchschnittlich 1 m<sup>2</sup>.

## 2.2 Vegetationskundliche Erhebungen

Auf den 35 Dauerversuchsflächen, verteilt auf Mulden und Buckeln, erfolgten die Vegetationsaufnahmen auf beweideten und unbeweideten Flächen nach der Abundanz-Dominanzskala von BRAUN-BLANQUET (1964). Die wissenschaftlichen Namen entsprechen jenen der Exkursionsflora von Österreich (ADLER et al. 1994), die pflanzensoziologische Zuordnung größtenteils der Terminologie von OBERDORFER (1990) bzw. GRABHERR & MUCINA (1993) und MUCINA et al. (1993). Die Vegetationsaufnahmen wurden 1x jährlich während der Sommermonate durchgeführt.

## 2.3 Wurzelökologische Untersuchungen

### 2.3.1 Probenahme

Für die Probenahme von Bohrkernen wurde ein Bohrer mit einem Durchmesser von 7 cm und einer Länge von 10 cm verwendet. Die Beprobung beschränkte sich größtenteils auf Muldenstandorte, da bei grober Durchsteinung keine Probenahme möglich war.

### 2.3.2 Wurzelmassenbestimmung

Aus den Bohrkernen erfolgte die Trennung der Wurzeln von der Erde mit Hilfe einer Wurzelwaschmaschine nach SMUCKER et al. 1982 und MURER 1987. Die unterirdische, ausgewaschene Pflanzenmasse wurde in Grundachsen (= oberirdische Sproßmasse) und Wurzeln getrennt und die Wurzeln nach einem Durchmesser von < 0,2 mm, 0,2 - 2 mm und > 2,0 mm sortiert, 12 Stunden lang bei 70 °C getrocknet und gewogen. Die Umrechnung der getrockneten Masse in dt/ha erfolgte durch Hochrechnung der erhaltenen Werte. Für die Diagnose der Bodenbewurzelung wurden die dünnen Wurzeln (Durchmesser < 0,2 mm) und die mitteldicken Wurzeln (0,2 - 2,0 mm Durchmesser) herangezogen.

Die Wurzeln mit einem Durchmesser > 2 mm sind größtenteils Baumwurzeln. Sie wurden in den textlichen Ausführungen nicht weiter berücksichtigt, ihre Wurzelmassen wohl aber in der graphischen Darstellung angegeben.

### 2.3.3 Bestimmung der Wurzellänge

Die getrockneten und nach verschiedenen Stärkeklassen getrennten Wurzeln wurden wieder befeuchtet und zur Längenbestimmung auf einem Raster ausgelegt. Die Berechnung der Länge erfolgte nach der Formel von NEWMAN (1966):  $R = pNA/2H$

( $R$  = Wurzellänge,  $H$  = Gesamtlänge der Schnittlinien,  $N$  = Anzahl der Schnittpunkte zwischen den Schnittlinien und den Wurzelstücken,  $A$  = Fläche, über der die Wurzelabschnitte ausgetragen sind).

### 2.3.4 Anatomische Wurzeluntersuchungen

Aufgrund der Kenntnis der Artenzusammensetzung der Umgebung des Bohrkernes können die einzelnen Wurzelstücke anhand der Wurzelquerschnitte den Familien und zum Teil auch den Arten zugeordnet werden. Im Wurzelatlas von KUTSCHERA & LICHTENEGGER (1982) und KUTSCHERA & SOBOTIK (1992) ist ein Entwurf eines Bestimmungsschlüssels enthalten. Für diese Untersuchungen können auch die bereits getrockneten Wurzeln verwendet werden. Die Wurzeln werden kurz aufgekocht und dann geschnitten.

Hochstaudenfluren (Adenostyletalia) sowie auf den Waldweidestandorten auch von Arten der Fichtenwälder (Piceion) und der Buchenwälder (Fagetalia). Weiters ist zu bemerken, daß die Bestände sowohl dem Crepido-Festucetum commutatae (LÜDI 48) wie dem Caricetum ferrugineae (LÜDI 21) nahestehen. Die von WÖRZ (1993) beschriebenen Rostseggenrasen im bayerisch-tiroler Nordalpenraum zeigen vor allem im Auftreten von Bayerischer Sterndolde (*Astrantia bavarica*) und Stinklattich (*Aposeris foetida*) eine Ähnlichkeit mit den untersuchten Beständen.

Die für den Schulterberg, und zwar besonders für die Schulterbergkuppe, wo die Versuchsflächen liegen, kennzeichnende kleinfächige Verteilung von Mulden- und Buckelstandorten bewirkt große Unterschiede in den Pflanzenbeständen. Auf der Reinweide (Hauptversuchsfläche 3; Anhang 1) waren die Unterschiede größer als zwischen jenen der Waldweide (Anhang 2 und 3). Im Bereich der Reinweide treten als lokale Kennarten der Buckel wie der Mulden der Horst-Rotschwingel (*Festuca nigrescens*), die Silberdistel (*Carlina acaulis*) und der Alpenwegerich (*Plantago alpina*), auf (*Plantago alpina*-*Festuca nigrescens* Ges. lok.; Aufnahmen 1-43). Sie sind daher kennzeichnend für den gesamten Bereich der Reinweide. Der Alpenwegerich erreicht dort in den nördlichen Kalkalpen seine Ostgrenze. Für Muldenstandorte kennzeichnend waren das Auftreten von Stinklattich, Rassenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und mit geringerer Stetigkeit von Alpen-Lieschgras (*Phleum commutatum*).

Kennzeichnend für die Buckel war in diesem Bereich besonders das Auftreten von Gamsenschwingel (*Festuca rupicaprina*) und Kalkalpen-Silbermantel (*Alchemilla alpigena*) sowie Kriech-Quendel (*Thymus praecox*). Die Bestände der Mulden und der Buckel

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Vegetationskundliche Erhebungen

Die Vegetation des gesamten Versuchsareals bildet ein Mosaik von Arten mehrerer Verbände und Ordnungen wie der Bergfettweiden (*Poion alpinae*), Goldhaferwiesen (*Polygono-Trisetion*), Rostseggenrasen (*Caricion ferrugineae*), Bürstlingsrasen (*Nardion*), alpigenen Kalkmagerrasen (*Seslerietalia*), der

Tab.1:  
Probeflächen der verschiedenen Standorte

Weideform		Seehöhe	Nutzung	Probeflächen	Geländeform
Waldweide	Hauptversuchsfläche 1	1620 m	beweidet	17,19,20 18	Mulden Buckel
			unbeweidet seit 1991	21,22,23 24	Mulden Buckel
Waldweide	Hauptversuchsfläche 2	1640 m	beweidet	4,5,8,9 1,6	Mulden Buckel
			unbeweidet seit 1992	2,3,10N,10S,11, 7	Mulden Buckel
Reinweide	Hauptversuchsfläche 3	1640 m	beweidet	32,33,34,35 30,31	Mulden Buckel
			unbeweidet seit 1992	25,26,29 27,28	Mulden Buckel
			unbeweidet seit 1986	12,13,14,15,16 14A	Mulden Buckel

gehören zur *Plantago alpina* - *Festuca nigrescens* Gesellschaft, die der Mulden zu der Untergesellschaft mit *Aposeris foetida* - *Deschampsia cespitosa*, die der Buckel zu der mit *Festuca rupicaprina* - *Alchemilla alpigena* (Aufnahmen 1-27, UG1 bzw. Aufnahme 31-43, UG2; s. Anhang).

Auf beiden Waldweidestandorten kamen Alpenwegerich und Silberdistel als Kennarten der *Plantago alpina* - *Festuca nigrescens* Ges. des Reinweidegebietes nur mit geringer Stetigkeit vor oder fehlten. Die *Aposeris foetida* - *Deschampsia cespitosa* UG1 (Aufnahmen 1-23 und Aufnahmen 1-23) fand sich sowohl auf den Buckeln als auch in den Mulden. Hingegen blieben charakteristische Arten der Buckel auch dort auf die Buckel beschränkt. Dem lichten Fichtenbestand entsprechend kamen auch Arten des Piceion und der Fageta (Fichten- und Buchenwälder) vor.

### 3.2 Veränderung der Pflanzendecke durch Schutz vor Beweidung - oberirdisch

Der Schutz vor Beweidung wirkte sich gegenüber den beweideten Flächen kaum auf eine Veränderung der Artenzahl, sondern mehr auf die Unterschiede im Artenvorkommen aus. Die Summe aller auf den Kleinprobeflächen vorkommenden Arten ergab 118. Auf beiden Waldweideflächen (Hauptversuchsfächen 1 und 2) kamen je 68 und auf der Reinweide (Hauptversuchsfäche 3) 101 Arten vor.

#### 3.2.1 Vorkommen und Deckungswert der Arten

Die höchste Anzahl von Arten je Probefläche wurde auf den Buckeln der Reinweideflächen in der *Festuca rupicaprina*-*Alchemilla alpigena* UG2 mit 26-47 festgestellt. Auf den Buckeln mit *Aposeris foetida*-*Deschampsia cespitosa* UG1 der Waldweideflächen wurden 22-38 Arten gefunden. Auf den Standorten der Mulden wurden je Probefläche größtenteils 13 bis 34 Arten festgestellt. Aus der Zahl der vorgefundenen Arten ist nicht abzuleiten, daß die Beweidung zu einer Artenverarmung führt.

#### Reinweide

Besonders deutlich sind die Veränderungen anhand des Vergleiches von Flächen mit kurzem, 1-3jährigem und längerem (6-8jährigem) Schutz vor Beweidung zu erkennen. Dies zeigt sich bei der Gegenüberstellung der Teilstücken unbeweidet und unbeäst bzw. beweidet und beäst der Hauptversuchsfäche 3. Innerhalb der länger vor Beweidung geschützten Fläche kam das Alpen-Lieschgras 1992 nicht und 1993/94 nur selten

vor. Auf der beweideten Fläche wurde es immer und mit höherem Deckungswert gefunden. Auch der Horst-Rotschwingel und der Bürstling (*Nardus stricta*) hatten auf der unbeweideten Fläche geringere Deckungswerte im Versuchsjahr 1992. Im gleichen Jahr erreichten dort Rauher Löwenzahn (*Leontodon hispidus*) und Rotes Straußgras (*Agrostis capillaris*) auffallend hohe Deckungswerte. Bis zum Jahre 1994 zeigte der Horst-Rotschwingel dort Zunahmen, der Rauhe Löwenzahn zeigte in diesem Zeitraum keine weiteren Veränderungen mehr. Auf einigen Probeflächen war als Folge der fehlenden Beweidung eine deutliche Verkrautung festzustellen, wie z.B. Rauher Kälberkopf (*Chaerophyllum hirsutum*). Innerhalb des Wildzaunes und außerhalb der Probeflächen kamen die Himbeere (*Rubus idaeus*) und Arten der Hochstaudenfluren mit steigendem Deckungswert hinzu.

#### Vergleich der Flächen von Reinweide und Waldweide

Auf den Standorten der Reinweide bewirkte der Schutz vor Beweidung vor allem eine Zunahme des Roten Straußgrases und eine Abnahme des Bürstlings. Auf den Versuchsfächen der Hauptversuchsfäche 1 nahmen besonders der Horst-Rotschwingel und die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) zu, während die Rasenschmiele und der Alpen-Brandlattich (*Homogyne alpina*) abnahmen. Die Abnahme der Rasenschmiele ist im Zusammenhang mit dem Bodenschutz nicht immer als günstig zu bewerten: sie erhöht durch ihre Dichte und tiefreichende Bewurzelung die Festigkeit des Bodens (LICHENEGGER 1994).

#### 3.2.2 Veränderung der Wuchshöhe durch Beweidung

Auf nahezu allen Flächen nahm die Wuchshöhe der Arten nach Ausschalten der Beweidung und Beästung zu. Gegenüber der Reinweidefläche betrug die Zunahme bei Alpen-Lieschgras bis zu 134 %, bei Rauhem Löwenzahn 66 %, bei Kahlem Frauenmantel (*Alchemilla glabra*) 242 % und bei Gewöhnlichem Ehrenpreis (*Veronica chamaedrys*) 48 % (Tab. 2).

#### 3.2.3 Veränderung des Gras-Kraut-Verhältnisses durch Beweidungsschutz

Das Verhältnis von Gräsern zu Kräutern ist besonders für die Güte des Futters von Bedeutung. Bei zu hohem Grasanteil nimmt häufig die Schmackhaftigkeit des Futters ab. Auf allen Versuchsfächen wurden die krautreicher Buckelstandorte deutlich stärker befressen als die grasreicher Muldenstandorte. Die höchsten Grasanteile (70-90 %) wurden in den Mulden der Reinweideflächen festgestellt. Im Bereich der *Plantago*

Tab. 2:  
Wuchshöhen charakteristischer Arten im Reinweidegebiet

	unbeweidet		beweidet	
	Blütenstandshöhe (cm)	Blattlänge bzw. Beblätterungshöhe (cm)	Blütenstandshöhe (cm)	Blattlänge bzw. Beblätterungshöhe (cm)
<i>Phleum commutatum</i>	110	70	47	29
<i>Leontodon hispidus</i>	50	30	30	10
<i>Alchemilla glabra</i>	65	50	19	11
<i>Veronica chamaedrys</i>	40	35	27	13

*alpina* - *Festuca nigrescens* Gesellschaft waren höhere Anteile an Horst-Rotschwingel und geringere von Rasenschmiele zu finden (Hauptversuchsfläche 3). Als eine Veränderung durch den Schutz vor Beweidung wurden innerhalb des Wildzaunes Werte zwischen 50 % und 80 %, bei Facies mit *Chaeophyllum hirsutum* 5 % beobachtet, wobei besonders Rotes Straußgras an den Grasanteilen beteiligt war. Innerhalb des Weidezaunes waren es 55-80 %, auf den Hauptversuchsflächen 1 und 2, den Flächen der Waldweide, dem Standort der *Aposeris foetida* - *Deschampsia cespitosa* UG1, zeigten sich in den Mulden kaum Unterschiede zwischen unbeweideten und beweideten Flächen. Die Grasanteile lagen zwischen 40 % und 90 % und fielen zu einem großen Teil der Rasenschmiele zu. Der höchste Krautanteil war mit 90 % auf der Hauptversuchsfläche 1 (Waldweide; Aufnahme 18, Buckel) zu finden. Dabei erreichten Rauer Löwenzahn, Gewöhnliches Alpenglöckchen (*Soldanella alpina*) und Berghahnenfuß (*Ranunculus montanus*) die höchsten Deckungswerte. Die Krautanteile der *Festuca rupicaprina* - *Alchemilla alpigena* UG2, Hauptversuchsfläche 3, wiesen Werte zwischen 50 und 70 % auf.

### 3.3 Veränderungen der Pflanzendecke durch Schutz vor Beweidung - unterirdisch / wurzelökologische Untersuchungen

Untersucht wurden die Wurzelmasse, die Länge aller Wurzelstücke aneinander gereiht je Raumeinheit in verschiedenen Bodentiefen, sowie die Länge der Wurzelhaare. Dabei erfolgte eine Trennung der Wurzeln in dünne (Durchmesser < 2,0 mm), mittlere (0,2-2,0 mm) und dicke (> 2,0 mm; Abbildungen 2-4, Tabelle 3). Näher besprochen werden im folgenden vorwiegend die dünnen Wurzeln.

#### 3.3.1 Wurzelmassen

Bezogen auf das gesamte Bodenprofil waren die Unterschiede in der Masse der Wurzeln innerhalb der einzelnen Probeflächen und der einzelnen Jahre sehr

groß. Sie schwankten am meisten auf der Hauptversuchsfläche 1 mit 69-137 dt/ha. Unberücksichtigt blieb dabei, wie üblich, der geringste und der höchste Wert. Trotz dieser großen Schwankungen zeigte sich auf dieser Fläche durchwegs eine geringere Zunahme der Wurzelmasse auf den unbeweideten Flächen. Auf den beiden höhergelegenen Versuchsflächen war dies nur vereinzelt der Fall. Nahezu gleichsinnig reagierten dagegen alle Probeflächen auf die ungewöhnlich hohe Wärme des Jahres 1994. Die Wurzelmasse lag auf allen Probeflächen mit einer Ausnahme von 1994 höher als 1992. Am größten war der Unterschied auf der Hauptversuchsfläche 1. Hier betrug der Unterschied im Durchschnitt 48,26 dt/ha und auf der Hauptversuchsfläche 3 war er 22,22 dt/ha. Auf der Hauptversuchsfläche 2 mußte 1994 wegen eines Windbruches die Probenahme unterbleiben (Tabelle 3).

Die großen jahrweisen Veränderungen auf allen Probeflächen lassen auf einen hohen Einfluß der jährlichen Wetterbedingungen schließen, was 1994 durch den extrem trockenen und heißen Sommer erklärbar wäre. Die großen Mengenunterschiede in den einzelnen Jahren sind nach den vorliegenden Untersuchungen größtenteils der intensiveren Wurzelbildung des bestehenden Pflanzenbestandes zuzuschreiben. So nahm z.B. auf den Waldweidestandorten von 1992 auf 1994 sowie innerhalb der Weidezäune Stinklattich deutlich zu, wobei durch die üppige, flache, sproßbürtige Bewurzelung dieser Pflanze die Zunahme der Wurzelmasse verursacht sein könnte.

Für die Bestimmung der Wurzelverteilung im Boden wurden jeweils Schichten von 10 cm Mächtigkeit bis zu einer Tiefe von 40 cm und in einzelnen Fällen von 90 cm getrennt (Anhang 4). Unter dem Einfluß der Beweidung war 1992 der Anteil der Wurzelmasse in den obersten 10 cm höher als auf der unbeweideten Fläche. In 20-30 cm Bodentiefe war sie geringer. In dem besonders warmen Jahr 1994 war die Masse der Feinwurzeln in den obersten 10 cm geringer als auf der unbeweideten, in 20-30 cm war sie höher. Die Anteile an mitteldicken Wurzeln waren in 0-10 cm wie in 20-30 cm etwa gleich hoch.

Abb. 2:

Wurzelmassen (dt/ha, 1992-1994)

A1-3 Waldweide in 1620 m, Hauptversuchsfläche 1, B1-3 Waldweide in 1640 m, C1-3 Reinweide in 1640 m

1 = Gesamtwurzelmasse, 2 = Wurzelmasse in 0-10cm, 3 = Wurzelmasse in 10-20cm

□ Ø > 2,0 mm  
 ■ Ø 0,2-2,0 mm  
 ▨ Ø < 0,2 mm

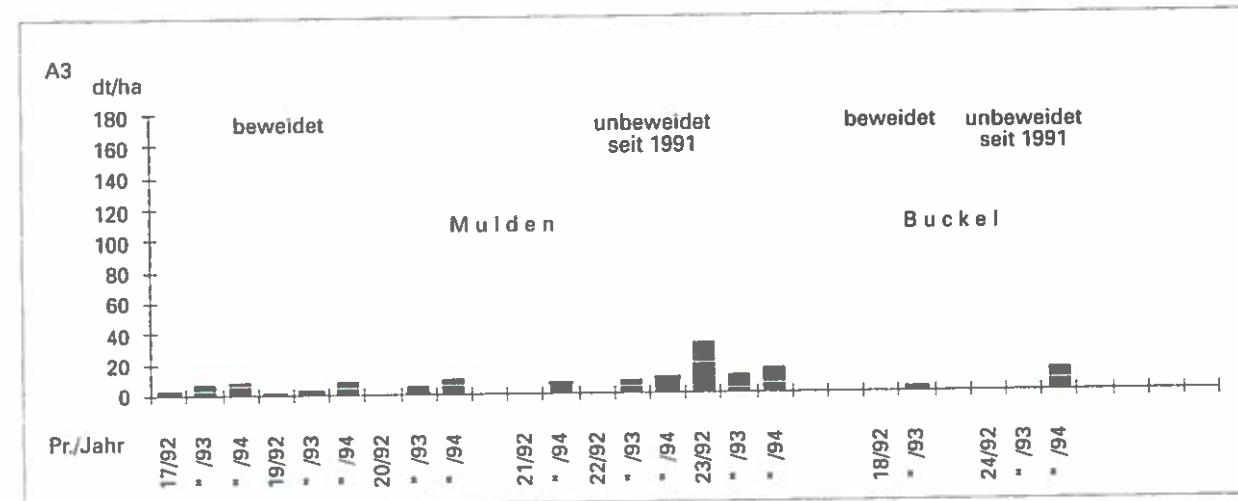
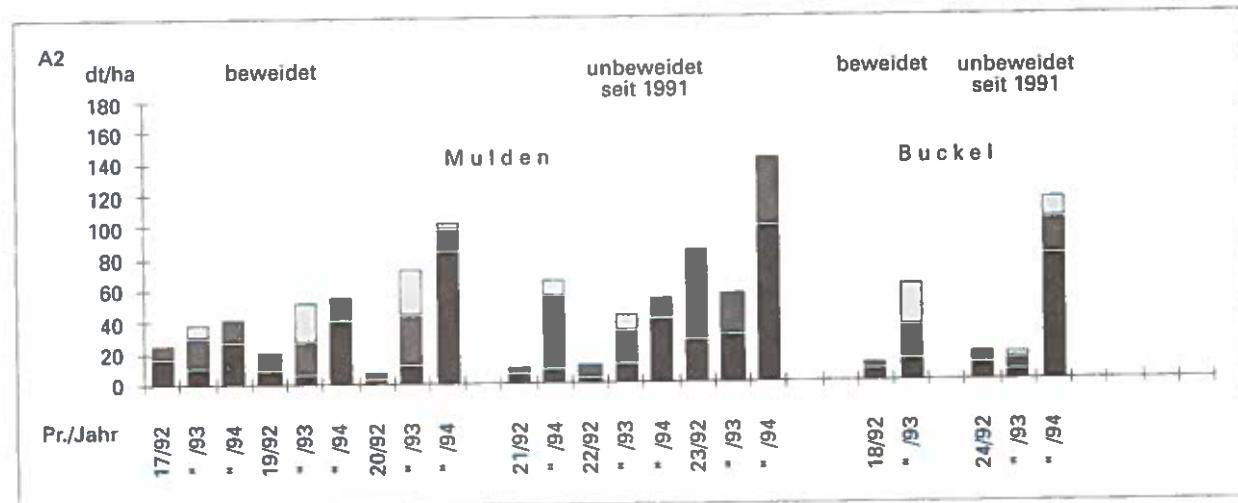
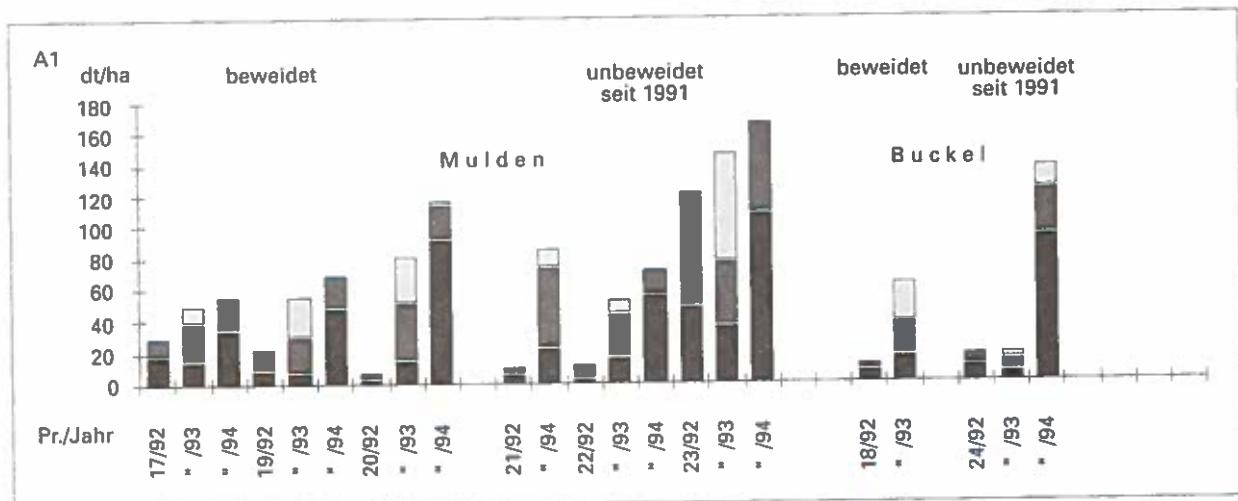


Abb. 2 - Fortsetzung:

Wurzelmassen (dt/ha, 1992-1994)

A1-3 Waldweide in 1620 m, B1-3 Waldweide in 1640 m, Hauptversuchsfläche 2, C1-3 Reinweide in 1640 m  
 1 = Gesamtwurzelmasse, 2 = Wurzelmasse in 0-10cm, 3 = Wurzelmasse in 10-20cm

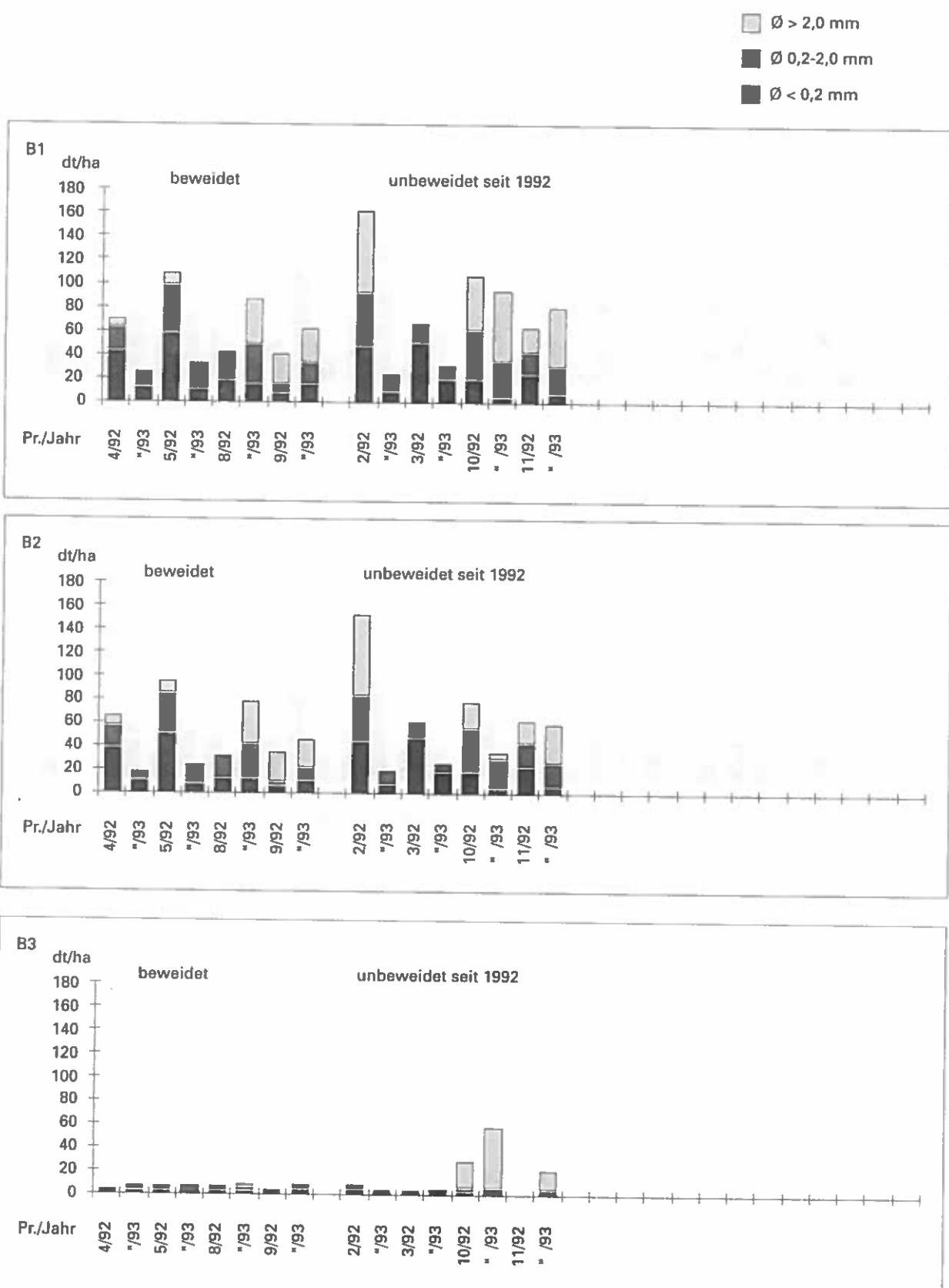
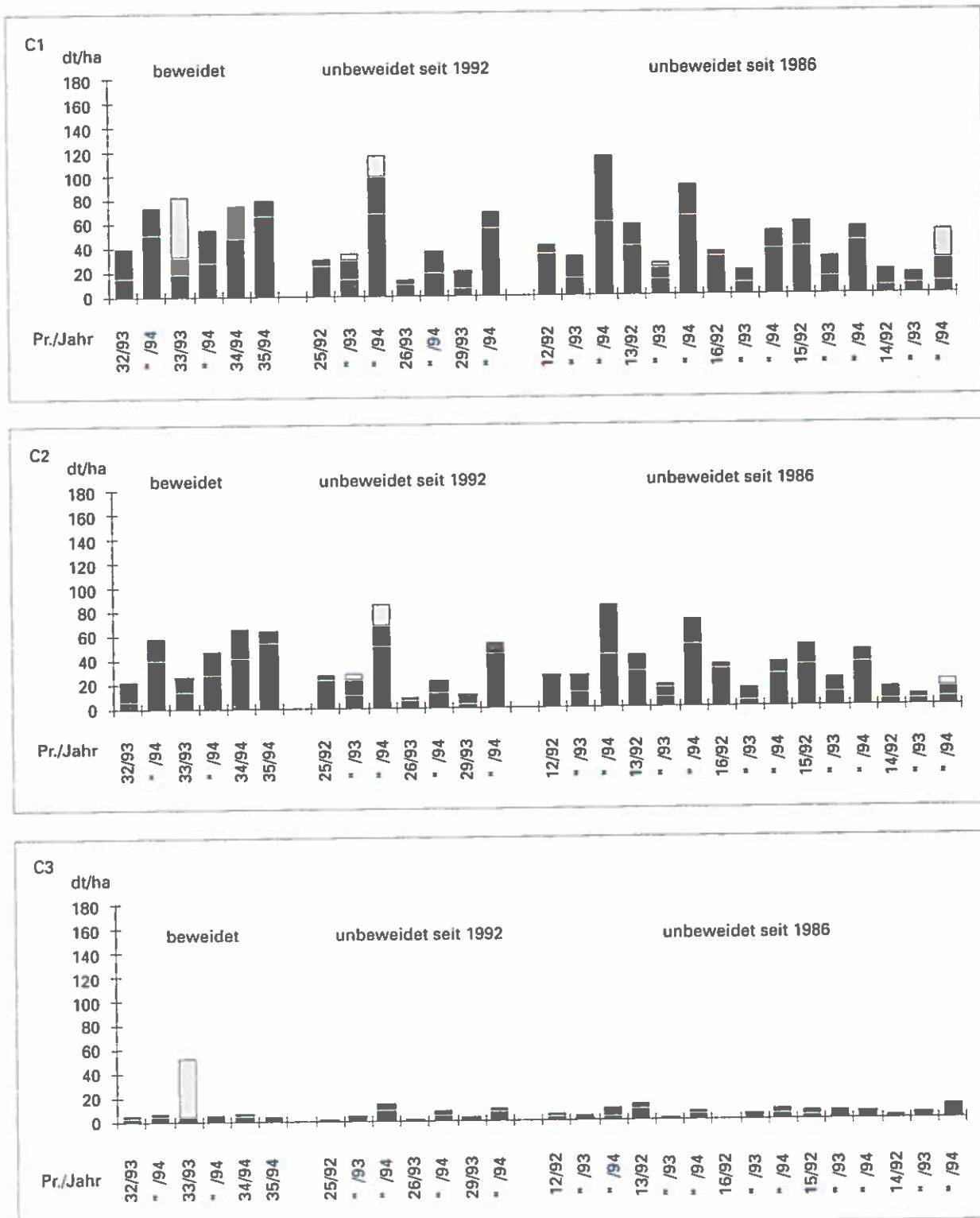


Abb. 2 - Fortsetzung:

Wurzelmasse (dt/ha, 1992-1994)

A1-3 Waldweide in 1620 m, B1-3 Waldweide in 1640 m, C1-3 Reinweide in 1640 m, Hauptversuchsfläche 3  
 1 = Gesamtwurzelmasse, 2 = Wurzelmasse in 0-10cm, 3 = Wurzelmasse in 10-20cm

□ Ø > 2,0 mm  
 ▒ Ø 0,2-2,0 mm  
 ■ Ø < 0,2 mm



Tab. 3:  
Mittelwerte der unterirdischen Wurzelmasse in dt/ha (ohne Probefläche 14)

	Jahr seit	Hauptversuchsfläche 1 (1620 m)		Hauptversuchsfläche 2 (1640 m)		Hauptversuchsfläche 3 (1640 m)		
		beweidet	unbeweidet 1991	beweidet	unbeweidet 1992	beweidet	unbeweidet 1992	unbeweidet 1986
Wurzel Ø < 0,2 mm	1992	10,07	18,83	31,19	35,48	-	24,48	35,03
	1993	12,15	26,31	13,61	9,96	16,54	9,81	11,46
	1994	58,33	61,98	-	-	39,32	46,70	51,04
Wurzel Ø 0,2-2,0 mm	1992	9,64	28,90	23,30	30,40	-	5,47	13,93
	1993	27,78	33,20	21,81	20,64	19,79	10,24	14,33
	1994	21,09	42,19	-	-	23,24	21,70	27,87
Grund-achsen	1992	10,42	22,92	12,57	22,26	-	5,47	32,36
	1993	9,90	6,78	7,49	5,01	7,69	4,25	21,23
	1994	16,93	7,03	-	-	10,36	20,83	12,96
unterirdische Pflanzenmasse	1992	30,13	70,65	67,06	88,14	-	35,42	81,32
	1993	49,83	66,29	42,91	35,61	44,02	24,30	47,02
	1994	96,35	111,20	-	-	81,78	89,23	91,87

Tab. 4:  
Wurzellängen auf beweideten und unbeweideten Flächen

Weideform	Wurzellänge < 0,2 mm (km/ha)	Wurzellänge 0,2-2 mm (km/ha)
beweidet	33.385	5.885
Wildzaunfläche (seit 1986 unbeweidet)	16.250	11.068
Weidezaunfläche (seit 1992 unbeweidet)	16.406	12.474

Anhand wurzelanatomischer Untersuchungen ließ sich feststellen, daß die meisten der tiefreichendsten Wurzeln der Rasenschmiele bzw. dem Bürstling zuordnen sind.

Eine ausgewogene Verteilung der Wurzeln in den verschiedenen Bodenhorizonten verbessert die Bodenstabilität; diese ist in der subalpinen Stufe v.a. auf Südlagen gegeben (KÜTSCHERA - MITTER 1971). Die Verteilung der Wurzelmasse betrug für die Feinwurzeln in 0-10 cm Tiefe innerhalb aller Probeflächen zwischen 54 und 92 %, in 10-20 cm Tiefe zwischen 5 und 15 % und in Ausnahmefällen bis zu 41 %, in 20-30 cm Tiefe zwischen 1,4 und 5,3 %. Die Gewichtsanteile der mitteldicken Wurzeln erreichten ähnliche Werte. Im Anhang sind Beispiele für die Wurzelverteilung einzelner Probeflächen dargestellt.

Die Tatsache, daß v.a. trockene Jahre zu einer Verschlechterung des Waldzustandes führen, könnte auch damit in Zusammenhang stehen, daß der Unterwuchs mit einer übermäßigen Zunahme der Wurzelmenge eine starke Konkurrenz zu den Baumwurzeln bildet (WELLER 1965). Das Jahr 1994, das durch besondere Wärme- und Trockenperioden charakterisiert war, brachte eine Zunahme der Wurzelmenge bis zu 479 % auf der Waldweide in 1620 m Seehöhe. Die Beobachtung, daß zudem der Hauptteil der Wur-

zeln in den obersten 2 bis 10 (20) cm zu finden ist, verstärkt noch diesen Effekt bei der flach wurzelnden Fichte.

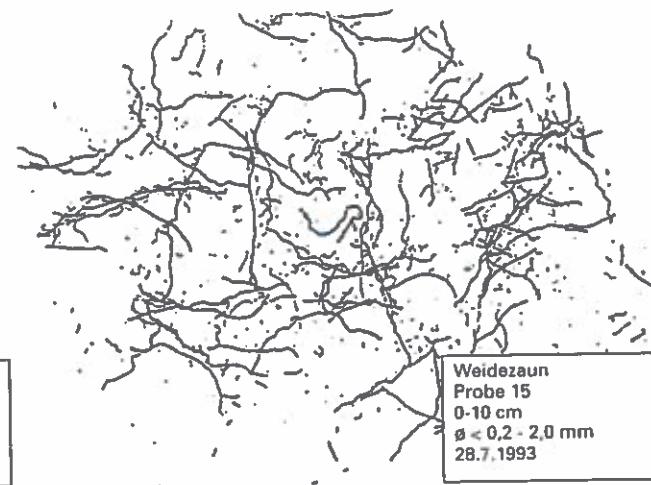
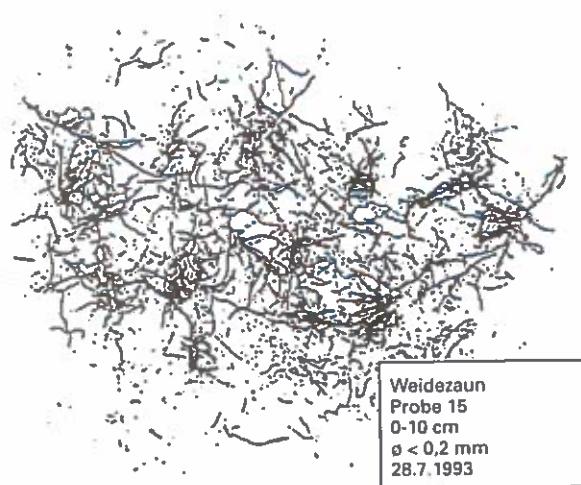
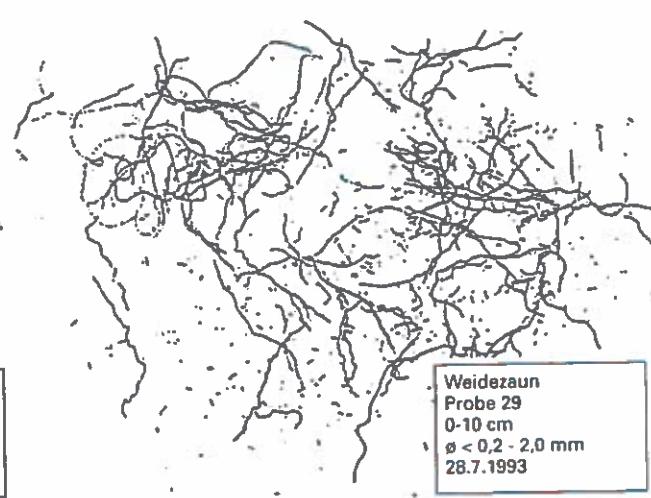
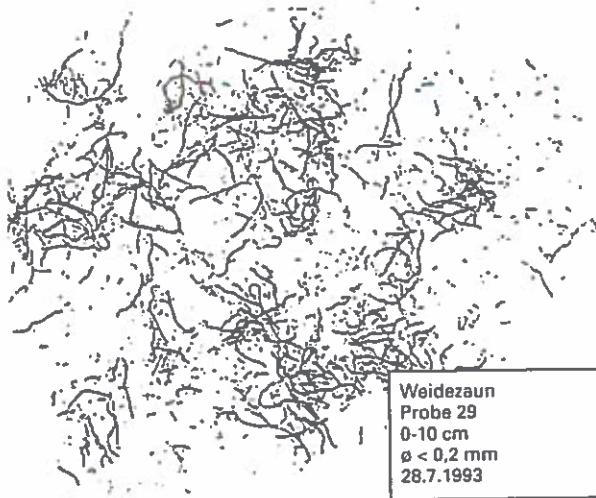
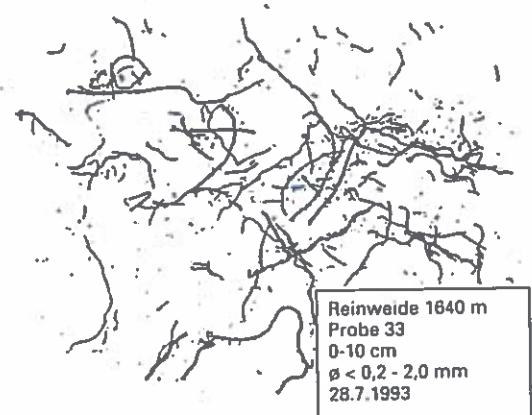
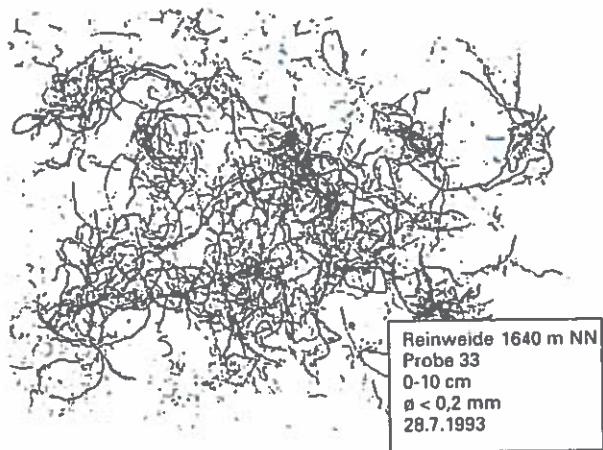
### 3.3.2 Gesamtlänge der Wurzelstücke

Die Gesamtlänge der Wurzelstücke wurde nur in der obersten Bodenschicht (0-10 cm Bodentiefe) bestimmt. Außerdem wurde diese Untersuchung nur auf der Hauptversuchsfläche 3 durchgeführt. Der hohe Arbeitsaufwand erforderte diese Beschränkung. Die Gesamtlänge der Wurzelstücke schwankte insgesamt zwischen ca. 5.900 und 33.400 km/ha (Tabelle 4).

Auf der beweideten Fläche war die Gesamtlänge der Feinwurzeln am größten. Die größere Gesamtlänge der Feinwurzeln und die geringere der mitteldicken Wurzeln auf den beweideten Flächen dürfte zu einem großen Teil auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes zurückzuführen sein. So ist auf den beweideten Flächen das Alpen-Lieschgras mit seinen besonders feinen Wurzeln häufiger anzutreffen (Abbildung 3). Es könnte aber auch darauf hinweisen, daß durch die Beweidung die Anlage junger, dünner Wurzeln gefördert wird, während die Anlage und Lebensdauer mitteldicker Wurzeln abnimmt. Zur Klärung dieser Fragen bedarf es weiterer Untersuchungen.

Abb. 3:  
Wurzellängenvergleich in 0-10 cm Tiefe (Probenahme am 28. 7. 1993)  
links: Durchmesser < 0,2mm; rechts: Durchmesser 0,2 - 2mm

oben: Reinweidefläche (1640 m, Probe 33),  
Mitte: innerhalb des Weidezaunes (Probe 29)  
unten: innerhalb des Wildzaunes (Probe 15)



### 3.3.3 Wurzelhaare

Die Länge der Wurzelhaare wurde nur auf der Hauptversuchsfläche 3 bestimmt. Auf der beweideten Fläche waren Wurzelhaarlängen bis zu 0,8 mm zu finden, auf der seit 1992 unbeweideten Fläche solche bis zu 0,5 mm. Auf der seit 1986 unbeästen und unbeweideten Fläche erreichten die Wurzelhaare bis zu 4,0 mm. Die Ursache dafür dürfte u.a. in der erhöhten relativen Luftfeuchte in den auf dieser Probefläche großen Bodenhohlräumen gelegen sein.

Interessante Ergebnisse erbrachten die Auswirkungen des Beweidungsschutzes im Hinblick auf die Lockerung des Bodens und die unterschiedliche Ausbildung der Wurzelhaare in den gelockerten Bodenzonen. Abbildung 4 zeigt als Beispiel Bodenprofile innerhalb der seit 1986 gezäunten Flächen im Vergleich zur Reinweidefläche. Abbildung 5 gibt eine Darstellung von Wurzelhaarzonen in diesen Bodenschichten.

## 4. Diskussion

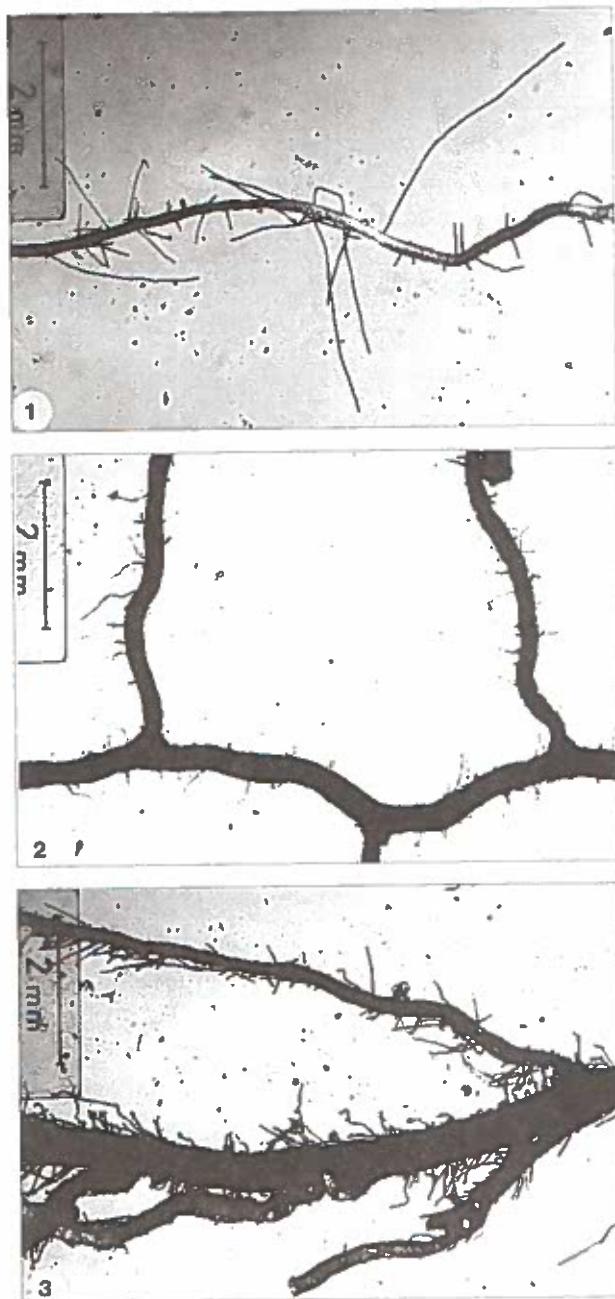
Der Beweidungsschutz auf den Probeflächen wirkte sich auf die Artenzahl und Artenverschiebung in den Mulden nur geringfügig aus. Bei ähnlich durchgeführten Dauerbeobachtungen wurde dies auch am Pifkar (Glocknergebiet) von GRIEHSER (1993) festgestellt. Der Beweidungsschutz bedingte 1992 in den Mulden innerhalb des Wildzaunes die geringste Artenzahl, seither ist eine geringe, aber stete Zunahme zu beobachten. Relativ rasch war innerhalb des Weidezaunes der Waldweidefläche in 1620 m eine Zunahme von Heidelbeere festzustellen. Auch SPATZ & KLUG-PÜMPFL (1978) wiesen auf diese Erscheinung auf aufgelassenen Almflächen hin. Die stärkste Veränderung der Vegetationsdecke infolge Beweidungs- und Beästungsschutz wurde innerhalb des bereits 1986

Abb. 4: Einfluß des Beweidungsschutzes auf die Lockerung des Bodens, links innerhalb, rechts außerhalb des Weidezaunes



Abb. 5:

Unterschiedliche Ausbildung der Wurzelhaare in der gelockerten Bodenzone auf den weidefrei gestellten Flächen (1 seit 1986, 2 seit 1992) und auf Reinweideflächen (3)



erstellten Wildzaunes festgestellt, wobei darauf hinzuweisen ist, daß die auffälligsten Veränderungen bereits im 6. Jahr im Vergleich zu den unbeweideten Flächen zu beobachten waren. Neben dem weitgehenden Verschwinden von Alpen-Lieschgras, der deutlichen Abnahme von Rot-Schwingel und der Zunahme von Rauhem Löwenzahn war unter Einbeziehung der gesamten Fläche innerhalb des Wildzaunes eine Zunahme von weideempfindlichen Arten (von 8 auf 13) festzustellen.

Die Gesamtwurzelmengen waren im Vergleich zu anderen Ergebnissen eher gering: So wurden auf kalkalpinen Standorten der Steiermark in vergleichbarer Seehöhe Wurzelmassen zwischen 52,37 und 310,12 dt/ha ermittelt. Die große Schwankungsbreite der Wurzelmassen zeigte sich auch in Ergebnissen aus Untersuchungen auf der Mitteralm am Nordabfall der Glocknerstraße, wo Wurzelmassen zwischen 7,47 und 107,0 dt/ha festgestellt wurden. Demgegenüber waren auf Weiden in 1770 m und 2420 m Seehöhe durch STEMMER & PEER (1993) im Mittel 184,4 dt/ha und auf unbeweideten Flächen 236,7 dt/ha festgestellt worden.

Von einem Standort in der Steiermark (Irdning, 700 m Seehöhe) liegen mehrjährige Untersuchungen über den Einfluß der Beweidung im Vergleich zu Mähwiesen vor: So wurden auf einer zweischnittigen Goldhaferwiese 14-21 dt/ha und auf der benachbarten Damtierweide 3,9-4,42 dt/ha Wurzelmasse festgestellt (STEINWENDER et al. 1990). Auf einer Schafweide (Kammgrasweide), ebenfalls in Irdning (648m), waren es 4,43 und auf der ummittelbar benachbarten Mähwiese 5,48 dt/ha. Ebenfalls in tieferen Lagen an Rheindämmen in einer Seehöhe von 400 m stellte LUTZ (1993) Wurzelmassen zwischen 1,56 und 5,46 dt/ha fest, wobei die gedüngten Standorte deutlich niedrigere Werte als die weniger gedüngten oder ungedüngten Standorte erreichten. Die vergleichsweise niedrigen Wurzelmassen sind durch die klimatisch bedingte raschere Umsetzung der Assimilate in Blattmasse erklärbar.

Bezüglich der Wurzellängen stellten GASS & OERTLI (1980) auf den Bracheflächen die höchsten Längen mit 6,665.100 km/ha fest. Auf den vergleichbaren Flächen am Schulterberg waren die höchsten Längen auf der beweideten Flächen mit rund 39.000 km/ha dort sehr viel niedriger.

Auch GIST et al. (1979) und STEMMER & PEER (1993) beschrieben am Beispiel von Bracheflächen die deutliche Lockerung des Oberbodens. ENGLISCH (1992) fand bei der bodenkundlichen Bewertung dieser Flächen Humusauflagen mit 3 cm Mächtigkeit und in der weidefrei gestellten Fläche nur 0 bis max. 0,75 cm außerhalb des Wildzaunes, woraus sich ebenfalls der Einfluß der Beweidung ableiten läßt. Die Wirkung der Humusauf Lagerung und das größere Hohlräumvolumen zeigt sich auch in den Wuchsformen der Arten. Als Beispiele seien Horst-Rotschwingel und Silberdistel angeführt: So ist der horstförmige Wuchs von Horst-Rotschwingel oft undeutlich, während die Silberdistel eine deutlich dickere Polwurzeln und oft mehrköpfig gestielte Blütenstände ausbildet. Auf denselben Probeflächen stellte MUTSCH (1995) nachteilige Bodenveränderungen wie

z.B. eine Versauerung und eine Erweiterung des C/N-Verhältnisses fest; Ergebnisse von Messungen der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein wiesen pH-Werte zwischen 4,1 und 4,7 innerhalb des Wildzaunes auf, während außerhalb desselben pH-Werte zwischen 5,1 und 6,3 gemessen wurden; das C/N Verhältnis lag zwischen 10 und 14 (innen) gegenüber 7 bis 9 (außen).

Die vorliegenden Ergebnisse lassen folgende Schlußfolgerungen zu:

- Veränderungen der Vegetationsdecke ergaben sich innerhalb weniger Jahre nach Aussetzen der Beweidung. Bestimmte Arten eignen sich als Zeiger zur Beschreibung der Auswirkungen fehlender Beweidung.
- Die Beweidung hatte keine Artenverarmung zur Folge.
- Anhand der Wuchshöhen krautiger Pflanzen kann die Beeinflussung durch Beweidung aufgezeigt werden.
- Beweidungsschutz führt zu einem verringerten Auftreten von Rasenschmiele, was negative Auswirkungen auf die Bodenstabilität haben kann.
- Wurzelmassen scheinen durch klimatische Einflüsse stärker beeinflußbar zu sein als durch Beweidung.
- Durch die übermäßige Zunahme besonders dünner Wurzeln in den obersten Bodenschichten wird sowohl die Erosionsgefahr als auch die Wurzelkonkurrenz erhöht.
- Nach der eher kontinuierlich verlaufenden Wurzelmassen-Tiefenverteilung sind Überweidungsschäden nicht nennenswert.
- Die Bodendichte und die Wurzelhaarbildung eignen sich zum Nachweis der Auswirkung der Beweidung.

#### Danksagung

Für zahlreiche Hinweise wird Frau Dr. F. Göbl, Frau Dr. F. Hermann, Hr. Grims und Herrn Dipl. Ing. F. Starlinger herzlich gedankt.

#### Literatur

- ADLER W., OSWALD K. & FISCHER R. 1994: *Exkursionsflora von Österreich*. Ulmer Verlag, Stuttgart, Wien.
- Agrarisches Informationszentrum Nr. 7713, 1990.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: *Bericht über den Zustand der Tiroler Böden-Bodenkataster*. Innsbruck.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: *Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt*. Bericht aus dem Tiroler Landtag; Teilbericht Luft-Vegetation-Boden.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: *Pflanzensoziologie*. 3. Auflage. Springer Verlag, Wien, New York.

- BUNZA G. 1982: *Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in alpinen Grasökosystemen*. In: Verhandlungen d. Ges. f. Ökologie 12, 101-109.
- CREPAZ CH. 1994: *Bewertung von Weiderechten zur Ablösung in Geld unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Tirol*. Beiträge zur alpenl. Wirtschafts- und Sozialforschung, Folge 191.
- CZELL A. 1972: *Wasserhaushaltmessungen in subalpinen Böden*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 98.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 78, 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Standorte und Waldgesellschaften im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- GAß P. & ÖRTL J.J. 1980: *Durchwurzelungsvergleich zwischen Fettwiese und angrenzender Brachwiese*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 143, 208-214.
- GISI U., FROSSARD P. & ÖRTL J.J. 1979: *Bodenkundlicher Vergleich von Kultur- und Brachland im Schweizer Jura*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 142, 639-654.
- GÖBL F. 1995: *Mykorrhiza und Feinwurzeluntersuchung in einem Waldweidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-214.
- GRABHERR G. & MUCINA L. 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Teil II. G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- GRIESHER B. 1993: *Botanische Dauerbeobachtungen im Sonder schutzgebiet Pifkar (Glocknergruppe) - Zwischenbericht Untersuchungen Vegetationsperiode 1992*. Unveröff. Manuskript, Salzburg.
- INSAM H., RANGGER A. & GÖBL F. 1995: *Bodenmikrobiologische Untersuchungen auf Weideflächen und nicht beweideten Flächen am Schulerberg*. FBVA-Berichte 87, 215-220.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Pro bebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- KUTSCHERA L. 1979: *Landschaftsökologische Bedeutung der Almwirtschaft*. Der Alm- und Bergbauer 29 (11), 3-16.
- KUTSCHERA L. & LICHTENEGGER E. 1982: *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen*, Band 1, *Monocotyledoneae*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KUTSCHERA L. & SOBOTIK M. 1992: *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen*, Band 2, *Pteridophyta und Dicotyledoneae*, Teil 2, *Anatomie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- LICHTENEGGER E. 1979: *Bedeutung des Bodentyps und der Bodenart für die Zusammensetzung, Entwicklung und Bewirtschaftung von Grünlandbeständen*. Int. Symposium Gumpenstein (Stmk.), Tagungsband, 15-32.
- LICHTENEGGER E. 1985: *Forst- und Weidewirtschaft, ein naturbedingter Gegensatz*. Der Alm- und Bergbauer 35 (1,2), 32-43.
- LICHTENEGGER E. 1994: *Hochlagenbegrünung*. Eigenverlag Pflanzensoziologisches Institut Klagenfurt.
- LUTZ S. 1993: *Durchwurzelungsverhältnisse verschieden bewirtschafteter Flächen an den Rheindämmen*. Umweltinstitut des Landes Vorarlberg.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 78, 17-25.
- MUCINA L., GRABHERR G. & ELLMAUER T. 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Teil I. G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.

- MUREK E. 1987: *Aus der Forschungs- und Versuchstätigkeit der Bundesanstalt für Kultertechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen*, Information Nr. 13, Eigenverlag.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikator auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- NEUWINGER I. 1982: *Bioelementversorgung, Wasserspeicherung und Erodierbarkeit gestörter Waldböden (durch Weidenutzung)*. Allgem. Forstztg., 93. Jg., 5, 119-121.
- NEWMAN E.I. 1966: *A method of estimating the total length of root in a sample*. J. appl. Ecol. 3, 139-145.
- SCHWEIGHOFER W. 1989: *Gegenüberstellung von Untersuchungen über das Abflussverhalten unterschiedlich bewirtschafteter Böden*. Allgem. Forstztg. 3, 1989.
- SMUCKER A.J.M., McBURNEY S.L. & SRIVASTANA A.K. 1982: *Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the Hydropneumatik Elutriation System*. Agronomy Journal, Vol. 74.
- SPATZ G. & KLUG-POMPFL B. 1978: *Zum Futterwert verschiedener Bestände im Bereich der Zitterauer- und Stubaialm über Badgastein*. Veröff. d. Österr. MAB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern, Bd. 2, 155-162.
- STEINWENDER R., SCHREMPF W. & SOBOTIK M. 1990: *Damntierhaltung als Alternativproduktion. Alternative Formen der Tierhaltung im Grünlandgebiet und deren Wirtschaftlichkeit*. Veröffentlichungen, Heft 13, BAL Gumpenstein, Irdning, Austria.
- STEMMER M. & PEER T. 1993: *Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt beweideter und nicht mehr beweideter Almen im SonderSchutzgebiet Pifkar (Nationalpark Hohe Tauern)*. Institut f. Botanik der Universität Salzburg.
- TROLL C. 1944: *Strukturböden, Solifluktion und Frostklima der Erde*. Geologische Rundschau 34, 545-694.
- WELLER F. 1965: *Die Ausbreitung der Pflanzenwurzeln im Boden in Abhängigkeit von genetischen und ökologischen Faktoren*. Arbeiten der Landw. Hochschule Hohenheim, Band 32, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- WORZ A. 1993: *Astrantia bavarica-reiche Rostseggenhalden im bayerisch-tiroler Nordalpenraum*. Tuexenia 13, 247-256.
- ZAMBANINI A. 1992: *Die Praxis der Ordnung von Wald und Weide im Montafon*. Österr. Forstztg. 5, 43-45.
- ZAUPER A. 1991: *Auswirkungen der Beweidung auf die Bodenbeschaffenheit in der montanen und subalpinen Waldstufe der Nördlichen Kalkalpen, dargestellt an Beispielen aus dem Bereich nördlich des Achensees*. Diss. Universität Erlangen - Nürnberg.

Verfasser: Dr. Monika Sobotik  
 Dr. Ch. Poppelbaum  
 Bundesanstalt für Alpenländische  
 Landwirtschaft Gumpenstein  
 A-8951 Irding

**Erklärung der im Anhang nach der Schätzungsskala von BRAUN-BLANQUET angeführten Zeichen und Zahlen:**

- r = äußerst spärlich, mit sehr geringem Deckungswert
- + = spärlich mit sehr geringem Deckungswert
- 1 = reichlich, aber mit geringem Deckungswert oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungswert
- 2 = sehr zahlreich oder mindestens 1/20 der Aufnahmefläche deckend
- 3 = 1/4 bis 1/2 der Aufnahmefläche deckend, Pflanzenzahl beliebig
- 4 = 1/2 bis 3/4 der Aufnahmefläche deckend, Pflanzenzahl beliebig
- 5 = mehr als 3/4 der Aufnahmefläche deckend, Pflanzenzahl beliebig
- R = Hinweis auf Vorkommen am Rand

**Weiters verwendete Abkürzungen:**

**Anhang 1:**

- G = Gesellschaft,
- U = Untergesellschaft,
- VA = Variante,
- F = Facies,
- V1 = Arten des Poion alpinæ,
- V2 = Arten des Polygono-Trisetion,
- V3 = Arten des Caricion ferrugineæ,
- V4 = Arten des Nardion auch Nardetalia und Calluno-Nardetea,
- O1 = Arten der Arrhenatheretalia und auch Molinio-Arrhenatheretea,
- O2 = Arten der Seslerietalia,
- O3 = Arten der Adenostyletalia.

**Anhang 2:**

- Arten der *Aposeris foetida*-*Deschampsia cespitosa* Untergesellschaft
- VA1 = Variante nur *Phleum commutatum*,
- VA2 = Variante mit *Carex nigra*,
- V1 = Arten des Poion alpinæ,
- V2 = Arten des Cynosurion,
- V3 = Arten des Polygono-Trisetion,
- V4 = Arten des Caricion ferrugineæ,
- V5 = Arten des Nardion auch Nardetalia und Nardo-Callunetea,
- V6 = Arten des Piceon, auch Piceetalia,
- O1 = Arten der Arrhenatheretalia und Molinio-Arrhenatheretea, Arten der Seslerietalia,
- O3 = Arten der Adenostyletalia.

**Anhang 3:**

- U1 = *Aposeris foetida*-*Deschampsia cespitosa* Untergesellschaft,
- VA = Variante,
- V1 = Arten des Poion alpinæ,
- V2 = Arten des Polygono-Trisetion,
- V3 = Arten des Caricion ferrugineæ,
- V4 = Arten des Nardion auch Nardetalia und Calluno-Nardetea,
- V5 = Arten des Piceon auch Piceetalia,
- O1 = Arten der Arrhenatheretalia,
- O2 = Arten der Seslerietalia,
- O3 = Arten der Adenostyletalia,
- O4 = Arten der Fagetalia.

111

### Reinweide (Hauptversuchsfäche 3)

*Plantago alpina* Festucæ nigræscæ Gesellschaft 1  
*Adonis sibirica* Deschampsia cespitosa Untergesellschaft 1

Weitere kommen vor: *Carex lawa* (1,4) +, *Frangula vesca* (1,4) +, *Frangula alnus* (1,3) +, *Mobignya mucosa* (31,35,36) +, *Dactylis glomerata* (29) I.R. (30) +, *Stellaria nemorum* (28) I.R. (30) +, *Trifolium repens* (33,41) +, *Bellis perennis* (6,37) +, *Liturum catharticum* (40,42)

Logende: GK = Gesellschaftskennarten, U1 = Untergruppeneigenschaft, VA = Variante, F = Facies, V1 = Arten des Polion ephippium, V2 = Arten des *Polygono-Triktionis*, V3 = Arten des *Caricion ferruginea*, V4 = Arten des *Caricion sylvaticae* und *Calluna-Nardetalia*, 01 = Arten der *Arrhenatherion-Arrhenatheretalia* und *Arrhenatheretalia*, 02 = Arten der *Seslerietalia*, 03 = Arten der *Adenostylenia*, WSE = Weidebeschutzeinfluss.

Anhang 2:

## Waldweide (Hauptversuchsfläche 2)



## Waldweide (Hauptversuchsfläche 1)

## Anosseris foetida - Daschamnosa cestitosa Untergruppe I

## Planung & Planungsaufgaben

卷之三

V3 <i>Carex ferruginea</i>	+	+	+	+	+	1	2	2	+	1	+	1	+	2	1	2	1
V3 <i>Astrantia bavarica</i>	+	+	1	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	+	+
V3 <i>Alchemilla pallens</i>	+	+	1	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	+	+
V3 <i>Carduus defloratus</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	+	+
V4 <i>Nardus stricta</i>	+	+	2	2	1	+	1	1	3	2	3	2	2	3	+	1	2
V4 <i>Potentilla aurea</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	2
V4 <i>Campanula scheuchzeri</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Anthoxanthum alpinum</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Potentilla erecta</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
V4 <i>Veronica officinalis</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Euphrasia picta</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Carex pallascens</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Luzula multiflora</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V4 <i>Solidago virgaurea</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
V5 <i>Homogyne alpina</i>	1	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1	+	1	+
V5 <i>Vaccinium myrtillus</i>	2	1	+	+	+	+	+	+	1	2	2	1	+	2	1	+	+R
V5 <i>Luzula sylvatica</i> ssp. <i>sieberi</i>	2	1	2	1	-	-	-	-	1	1	+	+	1	1	1	1	1
V5 <i>Picea abies</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+R
V5 <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V5 <i>Oxalis acetosella</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O1 <i>Agrostis capillaris</i>	2	+	1	2	1	2	2	1	2,95	1	1	+	1	2	1	+	1
O1 <i>Leontodon hispidus</i>	+	+	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	1
O1 <i>Alchemilla glabra</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O1 <i>Trifolium pratense</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Hieracium bifidum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Carex ornithopoda</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Galium antropophyllum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Sesleria albicans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Thymus praecox</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Aster bellidifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Polygala alpestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Persicaria vivipara</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Acinos alpinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2 <i>Carex flacca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O3 <i>Chaerophyllum hirsutum</i>	2	1	2	-	+	2	+	1	1	2	2	1	+	+	-	1	1
O3 <i>Viola biflora</i>	-	+	1	-	+	+	+	1	-	-	-	-	-	+	1	+	1
O3 <i>Cirsium spinosissimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	+
O4 <i>Carex sylvatica</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
O4 <i>Rubus idaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-

Weiters kommen vor: *Leontodon helveticus* (15), 1, *Botrychium lunaria* (20), 1, *Selaginella satagnoides* (23) +, *Acer pseudoplatanus* (14) +R, *Prunella vulgaris* (8) +, *Lotus corniculatus* (8) +, *Veronica apina* (5) +, *Trifolium repens* (18) 1, (5) +, *Bellis perennis* (3,5) +, *Galium mollugo* agg. (22) +, *Taraxacum officinale* (11) +, *Ranunculus aconitifolius* (5) +, *Adenostyles alliariae* (23) r

Legende: U1 = *Apocynum foetida*-Deschampsia cespitosa Untergesellschaft, VA = Variante, V1 = Art der *Poion alpinae*, V2 = Art der *Polygono-Tritsion*, V3 = Art der *Caricion ferruginea*, V4 = Art der *Nardion* auch *Nardetalia* und *Calluno-Nardetalia*, V5 = Art der *Piceion* auch *Piceetalia*, O1 = Arten der *Arrhenatheretalia*, O2 = Arten der *Seslerietalia*, O3 = Arten der *Adenostyletalia*, O4 = Arten der *Fagetalia*.

**Anhang 4/1:**

*Wurzelmassen in dt/ha der Waldweide (Probeflächen 17 und 23, 1620 m) und 3 und 5 (1640 m) und ihre Prozentanteile in verschiedenen Bodentiefen*

Hauptversuchsfläche		1						2						
Nutzung seit		beweidet			unbeweidet 1991			beweidet			unbeweidet 1992			
Seehöhe m NN		1620												
Jahr	Wurzel Ø		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm	
	Bodentiefe in cm		%		%		%		%		%		%	
1992	0-10		16,15	89,9	9,64	86	26,3	54,6	58,33	79,4	47,14	94,3	14,06	79,4
	10-20		1,04	5,8	1,3	11,6	20,05	41,6	13,28	18	1,56	3,1	2,86	16,2
	20-30		0,26	1,4	0,26	2,3	1,82	3,7	1,82	2,4	1,3	2,6	0,78	4,4
	30-40		0,52	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	1,4
1993	0-10		10,94	73,7	18,75	78,3	29,69	82,6	27,34	67,7	17,71	88,3	8,85	77,3
	10-20		2,86	19,3	3,91	16,3	3,39	9,4	8,59	21,3	2,34	11,7	2,6	22,7
	20-30		0,78	5,3	1,04	4,3	1,3	3,6	3,91	9,7	-	-	-	1,04
	30-40		0,26	1,7	0,26	1,1	0,78	2,2	0,26	0,6	-	-	-	0,26
	40-50		-	-	-	-	0,78	2,2	0,26	0,6	-	-	-	-
1994	0-10		26,56	76,7	15,63	74	99,74	92,1	43,49	75,2	-	-	-	-
	10-20		5,21	15	3,65	17,3	5,47	5	10,16	17,6	-	-	-	-
	20-30		1,82	5,3	1,3	6,2	2,86	2,6	3,65	6,3	-	-	-	-
	30-40		1,04	3	0,52	2,5	0,26	0,2	0,52	0,9	-	-	-	-

**Anhang 4/2:**

*Wurzelmassen in dt/ha der Reinweide (Probeflächen 13, 26 und 32, 1620 m) und ihre Prozentanteile in verschiedenen Bodentiefen*

Hauptversuchsfläche		3												
Nutzung seit		beweidet				unbeweidet 1992				unbeweidet 1986				
Seehöhe m NN		1640												
Jahr	Wurzel Ø		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm		< 0,2 mm		0,2-2,0 mm	
	Bodentiefe in cm		%		%		%		%		%		%	
1992	0-10		-	-	-	-	-	-	-	-	28,39	72,2	14,32	72,4
	10-20		-	-	-	-	-	-	-	-	9,64	24,5	4,43	22,4
	20-30		-	-	-	-	-	-	-	-	1,3	3,3	1,04	5,2
1993	0-10		5,99	39	17,71	70,1	5,99	63,9	2,6	62,5	8,07	59,6	7,03	51
	10-20		2,34	15,2	3,13	12,4	1,56	16,6	0,26	6,3	1,04	7,7	0,78	5,7
	20-30		2,6	16,9	2,6	10,3	1,3	13,9	0,78	18,7	0,78	5,8	0,26	1,9
	30-40		2,86	18,6	1,04	4,1	0,52	5,3	0,52	12,5	0,78	5,8	1,3	9,4
	40-50		1,56	10,2	0,78	3,1	-	-	-	-	0,78	5,8	0,52	3,8
	50-60		-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	5,8	0,78	5,7
	60-70		-	-	-	-	-	-	-	-	0,52	3,8	1,04	7,5
	70-80		-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	1,9	1,82	13,2
	80-90		-	-	-	-	-	-	-	-	0,52	3,8	0,26	1,9
1994	0-10		40,1	79,4	18,23	76	11,72	66,2	11,98	63	51,04	78,4	21,61	84,7
	10-20		5,21	10,3	2,6	11	4,43	25	5,21	27,4	4,95	7,6	2,34	9,2
	20-30		5,21	10,3	3,13	13	1,56	8,8	1,82	9,6	2,6	4	1,04	4,1
	30-40		-	-	-	-	-	-	-	-	3,65	5,6	0,52	2
	40-50		-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	1,2	-	-
	50-60		-	-	-	-	-	-	-	-	1,56	2,4	-	-
	60-70		-	-	-	-	-	-	-	-	0,52	0,8	-	-

## Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald- und Weidegebiet

F. GÖBL

*Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Am Schulterberg in 1640 m Seehöhe im Projektgebiet Achenkirch wurden im Bereich der Waldweide nach dem Ende der Weidesaison 1991 Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen durchgeführt. Auf einer Fläche von 400 m<sup>2</sup> ergab die Bewertung von 900 Zylinderproben (100 ml) beachtliche Unterschiede zwischen Kleinstandorten von Wald und Weide. Die Trockengewichte von Mykorrhizenz und Feinwurzeln waren im Bereich der Bäume höher und zeigten einen dichten Besatz an. Die Typenvielfalt der Mykorrhizenz und ihre Vitalität entsprachen einem gutem Waldzustand. Im Weidebereich waren abgestorbene Mykorrhizenz und Feinwurzeln sehr häufig. Als Ursache dieser Schäden und damit der schlechten Vitalität wird eine mechanische Belastung der Böden durch Weidevieh angenommen. Es kommt deutlich zum Ausdruck, daß quantitative Merkmale des Mykorrhizabesatzes zu wenig Aussage über Qualität eines Standortes ermöglichen und deshalb die Einbeziehung qualitativer Merkmale erforderlich ist. Deformationen von Mykorrhizenz infolge von Schadstoffeintrag wurden nicht festgestellt.

Saatversuche, welche Aufschluß über den Erfolg der Naturverjüngung geben, zeigten, daß die Wurzelentwicklung von 2jährigen Sämlingen auf Weidestandorten schlecht, im Bereich von Bäumen mäßig war, dagegen gut bis sehr gut auf Moderholz (bewertet wurden die Wurzellängen). Die Mykorrhizenz zeigten ebenfalls eine stark substratabhängige Ausbildung und sind dementsprechend als Indikator für den Standort heranzuziehen.

**Schlüsselworte:** Mykorrhizenz, *Picea abies*, subalpine Stufe, Nordtiroler Kalkalpen, Schutzwald, Waldweide, Naturverjüngung

**Abstract.** [Investigations on Mycorrhicae and Fine Roots in an Area used as Forest Pasture.] On the Schulterberg, at an altitude of 1,640 m a.s.l. (Achenkirch project area), investigations on mycorrhiza and fine roots were carried out at the end of the 1991 grazing season in an area used as pasture. The evaluation of 900 cylinder samples (100 ml), taken from an area of 400 m<sup>2</sup>, showed considerable differences between small forest and pasture sites. Where there were trees both the dry weight and the density of mycorrhizae and fine roots were higher. The diversity of the mycorrhizae and their vitality were those of a healthy forest in good condition. In areas used for grazing dead mycorrhizae and fine roots were frequently found. It is assumed that this damage, as well as the resulting poorer vitality, is due to the mechanic stress of the soil caused by grazing cattle or sheep. It is evident that the quantitative features which can be established in respect of mycorrhizae do not provide sufficient information to allow an evaluation of the site quality and that qualitative features must be taken into account for that purpose. No pollutant-related deformation of mycorrhizae was observed.

From seed experiments, which can be used to assess natural regeneration, the following results have been obtained: The roots of 2-year old seedlings developed poorly on sites used for grazing, moderately around trees, and well, or even very well, on rotting wood. The feature assessed was the length of the roots. The development of the mycorrhizae also proved to be heavily dependent on the substrate and, therefore, can be used as a site indicator.

**Keywords:** Mycorrhizae, *Picea abies*, subalpine level, Northern Tyrolean Limestone Alps, protection forest, forest pasture, natural regeneration

## 1. Einleitung

Der Ausbildung der Ektomykorrhiza kommt in Wäldern der subalpinen Stufe, also in Bereichen mit extremen Klimabedingungen und kurzer Vegetationszeit, besondere Bedeutung zu. Eine Reduktion des Mykorrhizabesatzes bzw. seine Schwächung durch Verminderung der pilzlichen Komponenten bedeutet für jeden Baum eine Verminderung der Nährstoffversorgung sowie Vitalitätsverlust.

Der Schulterbergwald (1600 m - 1687m Seehöhe) im Projektgebiet Achenkirch ist ein typisches Beispiel für die überalterten, aufgelichteten Schutzwälder der subalpinen Stufe der nördlichen Kalkalpen. Die durchschnittlichen Kronenverlichtungsgrade, ermittelt nach Kriterien des Waldschadensbeobachtungssystems, waren im Sommer 1991 mit 2,08, im Sommer 1992 mit 2,10 eher gering und unter Berücksichtigung des hohen Alters der Bäume nichts außergewöhnliches (KREHAN & TOMICZEK 1992). Im Bereich anthropogener Schadstoffe stellen nach derzeitigem Wissensstand Ozon und die relativ hohen Schwermetalleinträge einen (potentiellen) Belastungsfaktor dar (HERMAN & SMIIDT 1994; MUTSCH 1995). Im Untersuchungsgebiet bestehen alte und ausgeübte Weiderechte. Dementsprechend stellt die Nutzungsform Waldweide, die immer wieder im Zusammenhang mit dem hohen Sanierungsbedarf subalpiner Schutzwälder genannt wird, einen weit zurückreichenden Einflußfaktor dar.

Da Mykorrhizen empfindlich auf Milieuveränderungen reagieren, z.B. auf solche durch Schadstoffeinträge oder mechanische Belastung, eignen sie sich zur Bewertung der Qualität von Standorten, zur Bewertung von Nutzungsformen (z.B. der Waldweide) und im Rahmen von Saatversuchen zur Bewertung des Anwuchsverhaltens der Sämlinge.

Im vorliegenden Bericht werden die Mykorrhizaverhältnisse einer Fläche im Waldweidegebiet beschrieben, um daraus Rückschlüsse auf eine mögliche Belastung der Böden durch das Weidevieh abzuleiten; weiters werden die Ausbildung der Mykorrhizen im Zusammenhang mit Schadstoffeinträgen diskutiert und die Chancen einer zufriedenstellenden Naturverjüngung durch das Wuchsverhalten von Sämlingen getestet.

Mykorrhizauntersuchungen und Versuche mit Jungpflanzen am Schulterberg wurden 1991 begonnen. Sie sind als Grundlage für Sanierungsmaßnahmen und für die Bewertung von Veränderungen, die sich nach Aussetzen der Waldweide oder durch andere Maßnahmen ergeben können, konzipiert.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Probenfläche

Die Lage der Probenfläche und ihrer Strukturierung ist aus Abbildung 1 zu ersehen. Sie hat die Größe von 20 x 20 m, liegt in 1640 m Seehöhe und ist leicht nach Süden geneigt. Sie umfaßt die für die Schulterbergkuppe typischen Kleinstandorte auf Buckeln und in Mulden, die sich durch spezifische Bodenbeschaffenheit und Vegetation unterscheiden und in der Regel scharf gegeneinander abgegrenzt sind.

Auf unmittelbar benachbarten und vergleichbaren Kleinstandorten wurden zahlreiche Beprobungen im Hinblick auf Bodenbeschaffenheit und Vegetation vorgenommen (ENGLISCH & STARLINGER 1995; MUTSCH 1995; SOBOTIK 1995).

Die Probenfläche ist von vier, für den Waldbestand charakteristischen Bäumen mit außergewöhnlich tiefhängenden Ästen bestockt, von einem Randbaum beeinflußt und an zwei Seiten von umgestürzten, mehr oder weniger vermoderten Stämmen begrenzt.

Voruntersuchungen haben gezeigt, daß Wurzeln der über 200 Jahre alten Bäume 8 bis 10 m weit streichen und Feinwurzeln und damit die Mykorrhizen auf die oberste Bodenschicht konzentriert sind. Zusätzlich wurde durch Stichproben sichergestellt, daß die Probenfläche relativ gleichmäßig von Wurzeln der verschiedenen Bäume durchzogen und damit für die Beprobung geeignet war. Mit Hilfe eines Rasters wurden für sechs Kleinstandorte drei typische Teilflächen von je 1m<sup>2</sup>, für zwei weitere wegen der geringen Ausdehnung nur eine Teilfläche gewählt. Die Flächen 1, 2, 3 und 7 lagen im Bereich der Bäume und zeigen vorwiegend Merkmale des Fichtenwaldes, die Flächen 4, 5 und 6 lagen außerhalb des Kronenbereichs; letztere zeigten Merkmale eines Weidestandortes, wobei die Dominanz von *Nardus striata*, von *Poa alpina* und *Plantago alpina* Muldenstandorten, jene von *Alchemilla alpigena* Buckelstandorten entspricht.

### 2.2 Probenahme von Feinwurzeln und Mykorrhizen

Die Probenahme erfolgte für alle Teilflächen mit 100 ml Stechzylindern im Abstand von 25 cm in 0 - 5 und 5 - 10 cm Tiefe, also in der von Mykorrhizen und Feinwurzeln am stärksten besetzten Bodenschicht. Diese Art der Probenahme wurde gewählt, da aus langjährigen Erfahrungen bei Freilanduntersuchun-

gen der Einfluß von Vegetation und Humusform auf die Mykorrhizaausbildung bekannt ist (BJÖRKMAN 1942; GÖBL 1965, 1975).

Der geringe Probenabstand hat sich sowohl bei der Beurteilung von Schäden und deren Verteilung als auch des Verteilungsmusters von Mykorrhizatypen bewährt. Die Probenahme wurde Anfang Oktober 1991 nach Ende der Weidesaison durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt ist in dieser Höhenlage nach eigenen Erfahrungen noch mit Wurzel- und Mykorrhizawachstum zu rechnen.

Für pH-Wertbestimmungen wurden pro Teilfläche und Probekörper zusätzlich Bodenproben in dreifacher Wiederholung entnommen.

### 2.3 Auswertung

Für jede Einzelprobe wurden sowohl lebende als auch abgestorbene Feinwurzeln und Mykorrhizen präpariert und in 7 %iger Ethanollösung fixiert. Die Beurteilung ihrer Ausbildung und Schädigung, also ihrer Qualität, erfolgte mit dem Stereomikroskop bei 20facher Vergrößerung, jene von Feinstrukturen mit Hilfe des Lichtmikroskops.

Eine taxonomische Zuordnung von Mykorrhizen zu bestimmten Mykorrhizapilzen war bis vor kurzem - mit nur wenigen Ausnahmen - ein unlösbares Problem, sie ist aufgrund ausführlicher Beschreibungen von Fein- und Ultrastrukturen (u.a. AGERER 1986-93, HAUG & OBERWINKLER 1987) für Untersuchungen im Gelände aufwendig und daher begrenzt anwendbar, während dies mittels PCR-Methode (GRUBER et al. 1995) mit geringem Aufwand möglich ist. Dieses Verfahren war zum Zeitpunkt der Probenahme erst für einige mykorrhizabildende Pilze anwendbar; deshalb wurden Mykorrhizen weiterhin nach ihren wesentlichen Merkmalen, nach Bau und Pilzmantel, also nach ihrer Wuchsform charakterisiert (GÖBL 1975). Auch unter der Annahme, daß verschiedene Pilze ähnliche Wuchsformtypen bilden (EGLI et al. 1993), eignen

sich diese für eine Unterscheidung und Bewertung bestimmter Standorte und Gebiete. Die Häufigkeit unterschiedlicher Mykorrhizatypen kann als Kriterium für die Standortsqualität gewertet werden.

Für die Funktionsfähigkeit von Mykorrhizen und Feinwurzeln ist ihre Vitalität entscheidend, wobei dieser Parameter als Maß für Leistung, Reproduktions- und Regenerationskraft angesehen wird. Die Vitalität wird anhand einer sechsteiligen Skala beschrieben (Tabelle 1; GÖBL 1989a) und reicht von der Beurteilung "gute Entwicklung" (Klasse I) bis zur Klasse VI, in welcher Wurzeln und Mykorrhizen als zur Gänze abgestorben beurteilt werden. Die Bewertung beruht auf einer Differentialdiagnose für zahlreiche Merkmale, darunter auch Veränderungen als Folge natürlicher Seneszenz. Auch Verletzungen und andere Schädigungen werden beurteilt. Im Schema der Vitalitätsklassen entsprechen neugebildete Mykorrhizen im allgemeinen der mit I bewerteten Klasse. Die Normalausbildung liegt in der Regel im mittleren Bereich, da die Differenzierung von Mykorrhizen selten gleichzeitig erfolgt und auch der natürliche Alterungsprozeß eine Verringerung der Vitalität bedeutet.

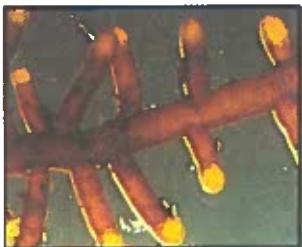
Die Bestimmung der Trockengewichte erfolgte abschließend für jede Probe getrennt nach Feinwurzeln sowie Mykorrhizen bei 105 °C durch Trocknung bis zur Gewichtskonstanz.

### 2.4 Saatversuche

Im Bereich des Probeareals auf der Schulterbergkuppe wurden auf 20 Kleinstandorten im Bereich von Bäumen, der Weide und auf vermodertem Holz Mitte Juni 1992 Fichtensamen ausgebracht (Herkunft IIa/1/13+, Nasserreith, 1700-1800 m Seehöhe).

Die Saatplätze von 20 x 30 cm waren durch Drahtgitter geschützt. Die Samenmenge war für einen Standraum von etwa 15 cm<sup>2</sup> pro Sämling berechnet. Damit war eine Einzelentnahme von Sämlingen ohne Zerstörung der Saatplätze möglich.

Tab.1: Vitalitätsklassen von Feinwurzeln und Mykorrhizen

I.	<p><b>Gute Entwicklung</b> Wurzeln mit glatter Rinde und ungestörten Spitzenwachstum. Mykorrhizen mit der für Pilz und Baum typischen Wuchsform.</p>	
II.	<p><b>Erkennbare Schäden</b> Fallweise Rindenschäden, vorzeitige Alterung von Mykorrhizen.</p>	
III.	<p><b>Deutliche Schäden</b> Rindenschäden, Stauchung von Wurzelspitzen, vorzeitige Alterung sowie Formveränderung von Mykorrhizen.</p>	
IV.	<p><b>Sehr deutliche Schäden</b> Rindenschäden, sichtbarer Sekundärbefall durch Schadpilze, stark gestauchte oder abgestorbene Wurzelspitzen. Vorzeige Alterung von Mykorrhizen, Formveränderungen wie Stauchungen oder büschelförmiges Wachstum.</p>	
V.	<p><b>Starke Schäden</b> Teilweise abgestorbene Wurzeln, sichtbarer Sekundärbefall durch Schadpilze; stark gestauchte, abgebrochene oder abgestorbene Wurzelspitzen. Mykorrhizen abgestorben, oder kümmerliche Neubildungen, Formveränderungen wie Stauchungen oder büschelförmiges Wachstum.</p>	
VI.	<p><b>Wurzeln und Mykorrhizen zur Gänze abgestorben</b></p>	

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Charakterisierung der Kleinstandorte

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die pH-Werte, die Durchwurzelung und die Trockengewichte der Wurzeln und Mykorrhizen.

##### 3.1.1 pH-Werte

Beträchtliche Unterschiede ergaben sich für die pH-Werte: Sie lagen im Bereich der Bäume zwischen 3,31 und 4,04, im Nardetum bei 3,41 und in den kräuterreichen Flächen der Buckel und Mulden zwischen 4,89 und 5,86. Die Standardabweichung der Mittelwerte von Einzelflächen liegt zwischen 1 und 11 %, ist damit gering und zeigt relativ gleichmäßige Bodenverhältnisse der Teilflächen an.

##### 3.1.2 Durchwurzelung

Im Bereich der Bäume waren 94 % bis 100 % aller Proben durchwurzelt, was einer sehr guten Durchwurzelung entspricht. Ähnliche Verhältnisse (94 %) wurden im Nardetum, das den Mulden im Weidebereich zuzuordnen ist, gefunden, während an Muldenstandorten mit *Poa alpina* und an Buckelstandorten mit *Alchemilla alpigena* weniger als die Hälfte der Proben durchwurzelt waren.

#### 3.1.3 Trockengewichte der Feinwurzeln und Mykorrhizen

Die Trockengewichte der Feinwurzeln (in Tabelle 2 sind die Gesamtgewichte der Feinwurzeln und Mykorrhizen angegeben) und für Mykorrhizen alleine ergaben keine auffallenden Unterschiede zwischen den beiden Bodenschichten (0-5 cm und 5-10 cm Tiefe). Deshalb wurden die Ergebnisse zusammengefaßt: Die Standardabweichung der Mittelwerte der Einzelflächen lag für Mykorrhizen zwischen 50 % und 168 %, für die Gesamtgewichte zwischen 51 % und 149 % und damit außerordentlich hoch.

Die Mittelwerte sämtlicher Einzelflächen der Kleinstandorte wiesen im Bereich der Bäume auf einen um ein Mehrfaches dichteren Besatz an Mykorrhizen und Feinwurzeln hin als die im Weidebereich und außerhalb der Baumkronen liegenden Flächen.

##### 3.1.4 Mykorrhizatypen

Die Kleinstandorte der Untersuchungsfläche zeigten auffallende Unterschiede in der Typenhäufigkeit, die den Einfluß von Boden und Vegetation deutlich machen (Tabelle 3). Eine Auflistung der Mykorrhizatypen für 7 Kleinstandorte zeigt bezüglich ihrer Verteilung sehr ähnliche Ergebnisse (Tabelle 4).

Die größte Typenvielfalt und -häufigkeit war auf den Bereich der Bäume beschränkt. Einige Typen sind mit unterschiedlicher Häufigkeit über die ganze Pro-

Tab.2:  
Charakteristik der Kleinstandorte

Signatur	dominante Pflanzenarten	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Durchwurzelung (% aller Proben) gesamt	Trockengewichte (g) der Wurzeln	Trockengewichte (g) der Mykorrhizen	Anzahl Mykorrhizatypen
	ohne Bewuchs (Nadelstreu)	3,31	92	0,66	0,14	21
	<i>Vaccinium myrtillus</i> *)	3,14	98	0,12	0,05	16
	Moose	4,04	100	0,31	0,06	14
	<i>Nardus stricta</i>	3,41	94	0,32	0,05	14
	<i>Alchemilla alpina</i> , <i>Carlina acaulis</i> , <i>Thymus</i> sp.	5,86	37	0,08	0,02	6
	<i>Poa alpina</i> , <i>Plantago alpigena</i> , <i>Deschampsia cesp.</i>	4,86	45	0,15	0,03	12
	<i>Luzula sylvatica</i>	4,02	94	0,64	0,11	17
	ohne Bewuchs (vermodertes Holz)	3,94	98	0,19	0,10	10

Tab.3:

Anzahl von Mykorrhizatypen von Fichte an verschiedenen Untersuchungsflächen und Waldgebieten

Versuchsstandort		Seehöhe	Bodenart	Anzahl der Typen	Autoren
Schulterbergkuppe/T.	Kronenbereich	1640 m	Rendsina und Braunerde	17-21	
Schulterbergkuppe/T.	Weidebereich	1640 m	Rendsina und Braunerde	6-14	
Zillertal/T.	Waldstandort ohne Streunutzung	1060 m	Braunerde podsoliert	13-15	GÖBL (1989b)
Zillertal/T.	Waldstandort mit Streunutzung	1520 m	Braunerde podsoliert	7-10	GÖBL (1992)
Zillertal/T.	Waldstandort	1420 m	Braunerde podsoliert	14-18	GÖBL (1965)
Gleingraben/Stmk.	Waldstandort	1270 m	Braunerde podsoliert	14-16	GÖBL (1990)
Gaisbergkuppe/Sbg.	Waldstandort	1240 m	Terra fusca	17-21	GÖBL (unveröff.)
Davos/CH.	Waldstandort	1660 m	Eisenhumuspodsol	11-15	EGU (1991)
Lägeren/CH.	Waldstandort	685 m	Braunerde	13-15	EGU (1991)

Tab.4:

Verteilung verschiedener Mykorrhizatypen in unterschiedlichen Kleingesellschaften der untersuchten Waldweidefläche (Häufigkeit entsprechend dem Volumen in den untersuchten Teilflächen)

	Nadelstreu ohne Bewuchs	1	2	3	4	5	6	Vacc. myrtillus sylvatica und Moore	Deschampsia cesp., <i>Luzula</i> <i>sylvestris</i>	Nardus stricta	Poa alpina, <i>Plantago alpina</i>	Alchemilla alpina, 2: <i>Thymus spec.</i>
								Nr.				
1	gelbbraun, matte Oberfläche	1	3	1	4	3	4	-	8	1	2	-
2	schwarz, matte Oberfläche	4	10	6	1	10	4	11	3	-	-	-
3	schwarze Borsten (Cenococcum)	1	6	8	2	23	2	2	3	-	2	-
4	braun, matte Oberfläche	9	8	2	4	7	-	1	-	1	-	-
5	rosabrun, glatte Oberfläche	20	8	17	2	5	-	-	-	-	1	-
6	weiß, glatt, dicht verzweigt	3	12	9	1	-	3	2	9	4	2	2
7	weiß, runde Hyphenstränge	5	4	1	-	-	-	-	-	1	-	1
8	rotbraun, glatte Oberfläche	2	8	6	6	-	2	1	-	-	-	-
9	rotbraun, dick, matte Oberfläche	4	2	6	-	-	4	2	-	1	1	1
10	orangebraun, glatt	2	1	3	-	-	-	2	-	-	-	-
11	rotbraun, Cystiden	-	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-
12	spangrün	8	4	2	2	3	-	-	5	3	9	3
13	hellbraun, matte Oberfläche	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-
14	weiß, unregelmäßige Achsen	-	3	-	6	4	6	4	4	1	-	2
15	weiß, wolliges Mycel	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	weiß, dick, matte Oberfläche	-	4	3	12	-	1	4	-	-	2	-
17	beige, glatte Oberfläche	25	1	-	-	-	1	-	-	1	2	3
18	rotbraun, dicke, zarte Komplexe	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-
19	rotbraun, dick, glatte Oberfläche	-	5	2	-	-	2	1	-	-	-	-
20	beige, wolliges Mycel	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
21	rosa, matte Oberfläche	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	weinrot, unregelmäßige Achsen	-	-	-	5	-	3	-	-	-	-	-
23	dunkelbraun, wolliges Mycel	-	-	-	-	4	-	2	1	-	-	-
24	gelbbraun, Cystiden	-	-	-	3	-	3	-	-	-	2	1
25	weiß, dünn, lange Achsen	-	-	-	-	-	1	-	-	4	2	2
26	rosa, grau verfärbend	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	weiß, zarte Hyphenstränge	-	-	-	6	6	2	1	-	-	-	-
28	rotbraun, loses Mycel	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
29	weiß, Cystiden	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-
30	gelbbraun, glatte Oberfläche	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
31	dunkelbraun, Cystiden	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1
32	gelbgrün, matte Oberfläche	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
33	dunkelbraun, matte Oberfläche	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
34	graubraun, matte Oberfläche	-	-	-	8	1	-	-	-	-	-	-
35	gelbbraun, wolliges Mycel	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-
36	gelblich, loses Mycel	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
37	weiß, glänzende Oberfläche	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-

befläche verteilt; für die Kleinflächen mit *Vaccinium myrtillus*, mit Moosen und auch mit *Nardus stricta* zeichnen sich Gruppen von spezifischen Typen ab.

Auf der Untersuchungsfläche wurden für die Vegetationsperioden 1991 bis 1993 Fruchtkörper von 24 Pilzarten festgestellt (PEINTNER, pers. Mitt.). Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Verteilung von Fruchtkörpern, Pilzmycelien und Mykorrhizen bzw. deren Identifizierung sind in Vorbereitung.

Um die Untersuchungsfläche bewerten zu können, sind in Tabelle 3 Ergebnisse über die Anzahl von Mykorrhizatypen verschiedener, vorwiegend hochmontaner und subalpiner Waldstandorte der Zentralalpen und des Nordalpenrandes zusammengefaßt. Es handelt sich um charakteristische Standorte der jeweiligen Gebiete, die nach relativ gut vergleichbaren Methoden bearbeitet wurden.

Die Typenvielfalt des Schulterberges zeigt für die Kleinstandorte im Bereich der Bäume 17 bis 21 Typen einen guten Waldzustand an, während im Bereich der Weide mit 6 Typen eine deutliche Reduktion der Mykorrhizatypen festzustellen war.

### 3.1.5 Vitalität der Feinwurzeln und Mykorrhizen

Im Bereich der Bäume mit ihren nahezu bis zum Boden reichenden Ästen entspricht die Vitalität dem mittleren Bereich der Bewertungsskala und etwa der Normalausbildung. In der Teilfläche mit *Vaccinium myrtillus* entsprechen mehr als 25 % gut bewertete Proben einem mäßigen Durchschnitt. Die Kleinflächen mit *Deschampsia cespitosa* und *Luzula sylvatica* im Bereich der Bäume und mit *Nardus stricta* im Weidebereich weisen trotz der guten Werte für die Durchwurzelung schlechte und sehr schlechte Vitalitätsbewertungen auf.

Die Art der Schäden in den Einzelflächen war trotz unterschiedlicher Intensität vergleichbar. In der Regel waren gut ausgebildete, fallweise üppig verzweigte Mykorrhizakomplexe abgestorben. Zum Teil handelte es sich um Neubildungen, erkennbar durch hellgefärbte oder glänzende Spitzen beziehungsweise das Fehlen einer Verkorkung in der Spitzenregion. Achsen dieser Komplexe und vor allem ihre Trägerwurzeln waren eindeutig abgestorben.

Für die Teilflächen Nadelstreu ohne Bewuchs und die Fläche mit *Deschampsia cespitosa* und *Luzula sylvatica* wurden Trockengewichte von 0,66 und 0,64 g pro 100 ml Boden bestimmt. Im Weidebereich sind für die Muldenstandorte des Nardetums die Werte von 0,32 g relativ hoch im Vergleich zu jenen der Muldenstandor-

ten mit *Poanaalpina* und *Plantago alpina* und den Buckelstandorten mit *Alchemilla alpigena*, für welche mit 0,01 g und 0,08 g pro 100 ml Boden sehr niedrige Werte bestimmt wurden. Die geringen Wurzelgewichte für Fichte in der Teilfläche *Vaccinium myrtillus* werden auf deren Wurzelkonkurrenz zurückgeführt.

PÖDER (1994) gibt für Fichtenfeinwurzeln aus Waldbeständen Vorarlbergs Trockengewichte zwischen 0,72 g und 0,2 g pro 100 ml Boden an und Abweichungen vom Mittelwert zwischen 4 % und 15 %.

Bisherige Untersuchungen in verschiedenen österreichischen Fichtenbeständen haben gezeigt, daß die Verteilung von Mykorrhizen und Feinwurzeln trotz äußerer Homogenität von Probeflächen, hoher Dichte beziehungsweise Anzahl der Probestellen sowie sorgfältigster Verarbeitung große Unregelmäßigkeiten aufweisen kann (GOBL 1990). Mögliche Ursachen dafür sind: der Verlauf der Wurzeln, die spezifische und fallweise sehr dichte Verzweigung bestimmter Mykorrhizatypen sowie die Konkurrenz von Wurzeln krautiger Pflanzen und von Gräsern (SOBOTIK 1995), natürlicher Zerfall bestimmter Wurzelpartien, kleinsträumige Bodenunterschiede oder Schädigung als Folge äußerer Einflüsse.

Die Unregelmäßigkeiten in der Verteilung von Mykorrhizen und Feinwurzeln in der Probefläche am Schulterberg können zusätzlich im Zusammenhang mit dem Mosaik der unterschiedlichen Kleinstandorte, der gruppenweisen Verteilung der Bäume und ihrem hohen Alter stehen, es gibt diesbezüglich keine Vergleichsmöglichkeiten.

Diese Befunde deuten auf Streßeinwirkung hin. Ein Befall der Wurzeln durch parasitische Pilze oder andere Schadorganismen wurde allerdings nicht nachgewiesen; auch Trockenschäden scheiden auf Grund der Niederschlagsmeßwerte (PLATTNER & PAUSCH, pers. Mitt.) aus. Die Prüfung anderer, zum Beispiel bodenchemischer Standortsfaktoren, ergab nur eine Beziehung zur Typenhäufigkeit und -verteilung.

Eine Darstellung der Schäden auf der Gesamtfläche durch die Mittelwerte der Vitalitätsklassen der Einzelflächen (Abbildung 1) macht deutlich, daß diese am stärksten in den von Weidevieh begangenen Bereichen außerhalb des nahezu unzugänglichen Kornenbereiches liegen, also in den gras- und krautreichen Kleinstandorten. Demnach bietet sich mechanische Verletzung der Feinwurzeln und das Absterben der Mykorrhizen als Folge von Trittbelaßung durch Weidevieh als Erklärung für die beschriebenen Schäden an.

Eine Abschuppung der Vegetationsdecke an diesen Stellen wird im Frühjahr vor dem Austrieb von Grä-



Abb. 1:

Untersuchungsfläche im Waldweidegebiet Schulterberg mit Lage der Kleinflächen und Verteilung der Schäden auf der Untersuchungsfläche gemäß den in Tabelle 1 angegebenen Vitalitätsklassen

sern und Kräutern sichtbar und macht die Belastung dieser Kleinstandorte deutlich. Nach ZAUPER (1990) wird auf benachbarten, intensiv beweideten Almen die Grasnarbe wesentlich stärker bis zu 10 % zerstört beziehungsweise abgeschuppt.

### 3.1.6 Bewertung der Schäden

Die beschriebenen Veränderungen im Feinwurzelbereich nach Ende einer Weidesaison entsprechen einer Abnahme der Dichte von Feinwurzeln und Mykorrhizen und damit einer Reduktion der Absorptionsorgane. Da die Schäden kein unbedeutendes Ausmaß haben, können verringerte Wasserversorgung, verringerte Nährstoffaufnahme oder Mangelerscheinungen für bestimmte Nährstoffe als unmittelbare Folge für die Bäume abgeleitet werden.

Die Annahme scheint berechtigt, daß entsprechende Schäden, je nach Weidegang, wiederholt auftreten.

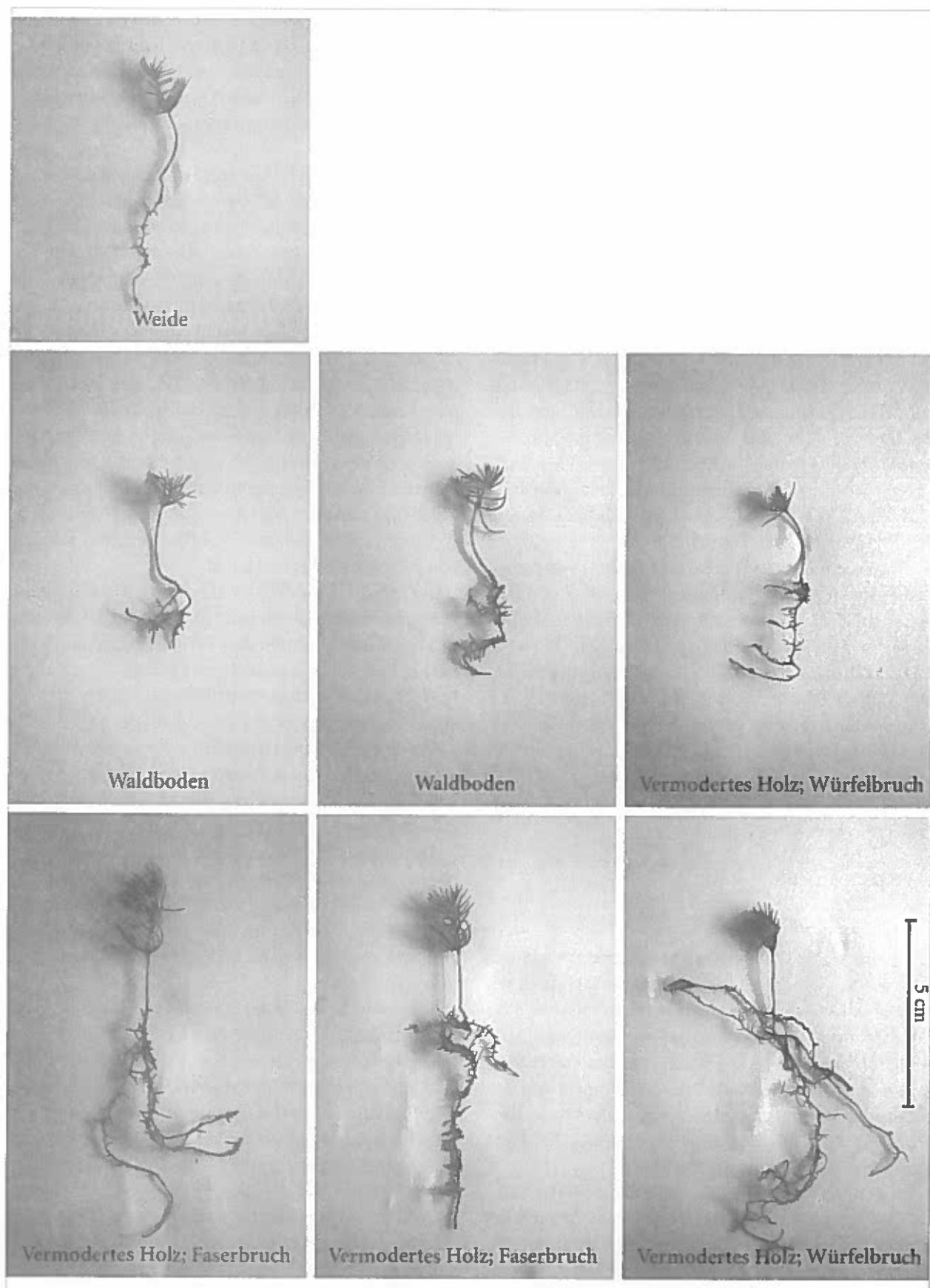
Wenn die langjährige Weidenutzung und das hohe Alter der Bäume mit in Betracht gezogen werden, können die Schäden als Ursache für eine Schwächung der Bäume beurteilt werden.

Tab. 5:

Beteilung der Vitalitätsklassen für Feinwurzeln und Mykorrhizen in verschiedenen Kleingesellschaften einer Waldweide (Angaben in Prozent der durchwurzelten Proben ( $n = 150$ , bzw.  $n = 50^*$ ))

Kleinstandorte, charakterisiert nach dominanten Pflanzen	Vitalitätsklassen					
	I	II	III	IV	V	VI
ohne Bewuchs (Nadelstreu)	1,4	22,3	28,1	18,7	29,5	
<i>Vaccinium myrtillus</i> *)		13,6	25,0	29,5	31,9	
Moose *)	7,8	14,6	27,5	45,1		
<i>Alchemilla alpina</i> , <i>Thymus</i> sp.	3,6	3,6	14,3	78,5		
<i>Deschampsia cesp.</i> , <i>Luzula sylvatica</i>	1,4	5,0	10,8	82,7		
<i>Nardus stricta</i>		2,2	3,6	94,2		
<i>Poa alpina</i> , <i>Plantago alpina</i>		5,0	95,0			

Abb. 2:  
2jährige Fichtensämlinge auf Weide, Waldboden und Moderholz



### 3.2 Mykorrhizaausbildung und Zusammenhänge mit Schadstoffeinträgen

Perlenschnurartige Einschnürungen an Mykorrhizen oder Verdünnung ihrer Spitzen lassen auf kleinräumigen (periodenweisen) Wechsel von Umweltbedingungen bezüglich Wasser- und Nährstoffversorgung oder Schadstoffeinträge schließen. Auch diese Formveränderungen wurden nur vereinzelt in einer geringen Probenzahl gefunden und sind im Bereich der Waldweide ohne Bedeutung. Das häufige Auftreten dieser Wuchsform im Bereich der Reinweide (Abbildung 2) weist auf schlechte Bedingungen für die Wurzelentwicklung von Forstpflanzen hin (GOBL, in Vorbereitung).

Abnormale Ausbildungen von Mykorrhizen wie Form- und Strukturveränderungen und ihre Häufigkeit können Hinweise auf eine Instabilität von Waldökosystemen geben. Der Wechsel des mykorrhizabildenden Pilzpartners an Einzelmykorrhizen - meist in der Spitzenregion und deutlich zu erkennen an unterschiedlichen Farben und Strukturen der Pilzmäntel - zeigt eine Störung im Konkurrenzverhalten der Pilzpartner an. MARKS & FOSTER (1973) fanden in einem 40jährigen Kiefernbestand etwa 4 % solcher Mykorrhizen. Für ein Waldschadensgebiet wurden an den Wurzeln gepflanzter Jungfichten nach einer Vegetationsperiode bis zu 62,8 % abnormaler Ausbildungsformen von Mykorrhizen festgestellt (GOBL, in Vorbereitung). Für die Untersuchungsfläche am Schulterberg wurde diese Ausbildungsform nur in 7 von 900 Einzelproben gefunden. Auch wenn die Vergleichsmöglichkeiten sehr gering sind, ist damit kein Hinweis auf Schadstoffeinträge gegeben.

### 3.3 Saatversuche

Die Keimung der Fichtensamen, welche auf Waldweiden, auf Waldböden und vermodertem Holz durch Ausbringung von Sämlingen erfolgte, begann drei Wochen nach der Saat annähernd gleichzeitig. Die weitere Entwicklung der Sämlinge, insbesondere ihrer Wurzeln, erfolgte in deutlicher Abhängigkeit von den Substratbedingungen der Saatplätze. Die charakteristischen Wuchsformen sind am Beispiel 2jähriger Sämlinge aus Abbildung 4 ersichtlich.

Im Bereich der Weide waren die Wurzeln der Sämlinge sehr zart und wenig verzweigt, im Bereich der Bäume auf Waldböden kurz kompakt (Abbildung 2). Ein völlig anderes Wuchsverhalten zeigten die Pflan-

zen auf vermodertem Holz. An diesen Standorten wurden bereits nach der ersten Vegetationsperiode mittlere Wurzellängen von 26,5 cm erreicht. Die Pflanzen der Waldstandorte bildeten im gleichen Zeitraum Wurzeln von nur 3,5 cm mittlerer Länge aus.

Es besteht eine gute Übereinstimmung zu Saatversuchen von EICHRODT (1969), die auf Braunerde geringe, auf Moderholzsubstrat große Hauptwurzellängen erbrachten.

Am Abbau des Holzes umgestürzter Bäume sind zwei Hauptgruppen holzzerstörender Pilze beteiligt (JAHN 1973). Braunfäulepilze bauen vorwiegend Zellulose ab, was blockigen Zerfall oder Würfelbruch zur Folge hat. Das Holz bleibt verhältnismäßig hart, die Wurzeln der Fichtenzweigchen folgen fast ausschließlich den Spalten und sind rechtwinkelig gebogen. Sie erreichen je nach Abbaugrad des Holzes beträchtliche Längen im Vergleich zur Gruppe auf Erde. Weißfäulepilze bauen Lignin ab, was zu faserigem Zerfall führt. Bei fortgeschrittenen Zerstörung der Holzsubstanz finden die Wurzeln kaum Widerstand und können das Substrat in verschiedenen Richtungen durchwachsen.

Vorkommen und Verteilung der am Schulterberg vorkommenden, holzzerstörenden Pilzarten wurden von PEITNER (1995) bearbeitet.

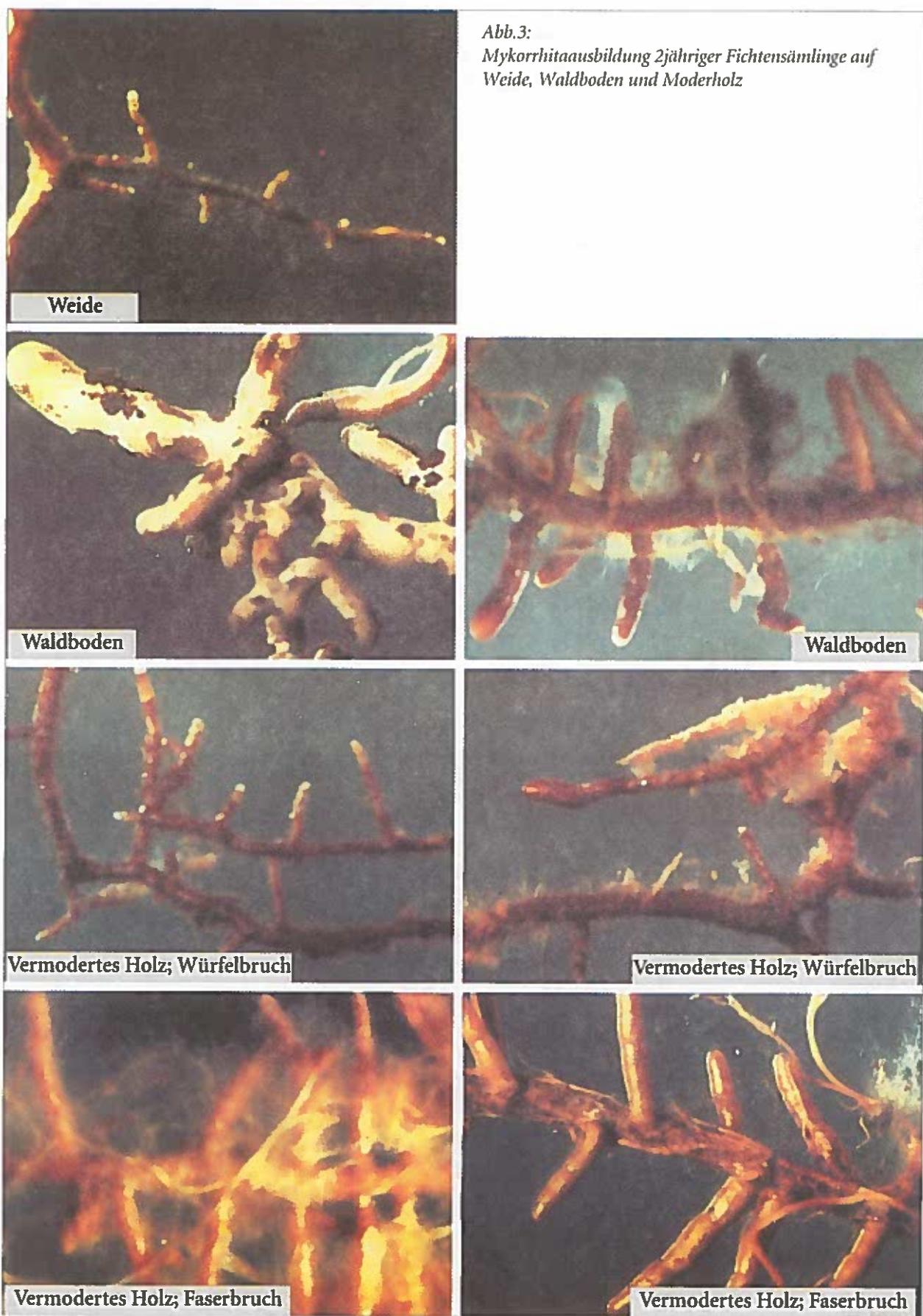
Die Mykorrhizaausbildung der Sämlinge wies ebenfalls große Unterschiede auf (Abbildung 3). Auf Reinweidestandorten waren für die gering und unregelmäßig verpilzten Kurzwurzeln perlenschnurartige Einschnürungen charakteristisch; sie zeigen ungünstige Bedingungen für die Wurzelentwicklung an.

Die schlechte Mykorrhizierung dieser Sämlinge ist ein erster Hinweis, daß der Mykorrhiza bei Sanierungsmaßnahmen auf länger entwaldeten Kalkstandorten besondere Bedeutung zukommt.

Auf den Waldstandorten des Schulterberges waren bereits nach einer (der ersten) Vegetationsperiode einzelne Mykorrhizen differenziert, nach zwei Vegetationsperioden bereits mehrere unterschiedliche Typen, entsprechend dem Mykorrhizierungspotential des Saatplatzes.

Ab einem bestimmten Zerfallsgrad können auch Mykorrhizapilze das Moderholz besiedeln und an den Wurzeln von Sämlingen oder einwandernden Wurzeln älterer Bäume Mykorrhizen bilden (GOBL 1968). Die Feuchtigkeit und ausgeglichene Temperatur des Substrates ermöglichen fortlaufendes Wachstum und mehr oder weniger üppige Mykorrhizadifferenzierung (HARVEY et al. 1978).

Die Feuchtigkeit und die ausgeglichene Temperatur des Substrates ermöglichen zudem fortlaufend Wurzelwachstum und Mykorrhizadifferenzierung. Am



Schulterberg waren an Wurzeln von Sämlingen aus faserig zersetztem Moderholz häufig Mykorrhizen ausgebildet, die der Vitalitätsklasse I und II entsprachen.

Im Schulterbergwald ist die geringe Naturverjüngung auf die vermoderten Stämme und Strünke beschränkt. Diese liefern nicht nur das bessere Substrat für die Wurzel- und Mykorrhizaentwicklung, sie bieten durch die erhöhte Lage den Pflanzen auch Schutz vor Trittverletzung und Verbiß durch Weidevieh und Wild. Nach EICHRODT (1969) schafft Moderholz generell ökologisch wertvolle Voraussetzung für die Entwicklung der Fichte in subalpinen Wäldern. So vermindert zum Beispiel die etwas erhöhte Temperatur von Moderholz die Dauer der Schneebedeckung. Für die Naturverjüngung an diesen Sonderstandorten am Schulterberg kann damit ein geringer Befall durch den

Schadpilz *Herpotrichia nigra* (Schneeschimmel) erklärt werden. Die lange Dauer der Schneebedeckung an Waldbodenstandorten begünstigt die Ausbreitung des Schadpilzes, was zu hohen Ausfällen bei gepflanzten Fichten geführt hat.

Der Schulterbergwald bietet zahlreiche Beispiele dafür, daß der beschriebene Verjüngungsmodus nicht nur heute charakteristisch ist, sondern auch in der Vergangenheit war. Die durch den erhöhten Standort geprägte Wuchsform der Wurzeln bleibt erhalten und läßt sich auch an älteren Bäumen gut erkennen (Abbildung 4). Diese stelzwurzelähnliche Ausbildung der Wurzeln bedeutet eine Gefährdung der Stabilität der Bäume beziehungsweise des Bestandes und es scheint ein enger Zusammenhang zur Anfälligkeit alter Bäume für Windwurf zu bestehen.

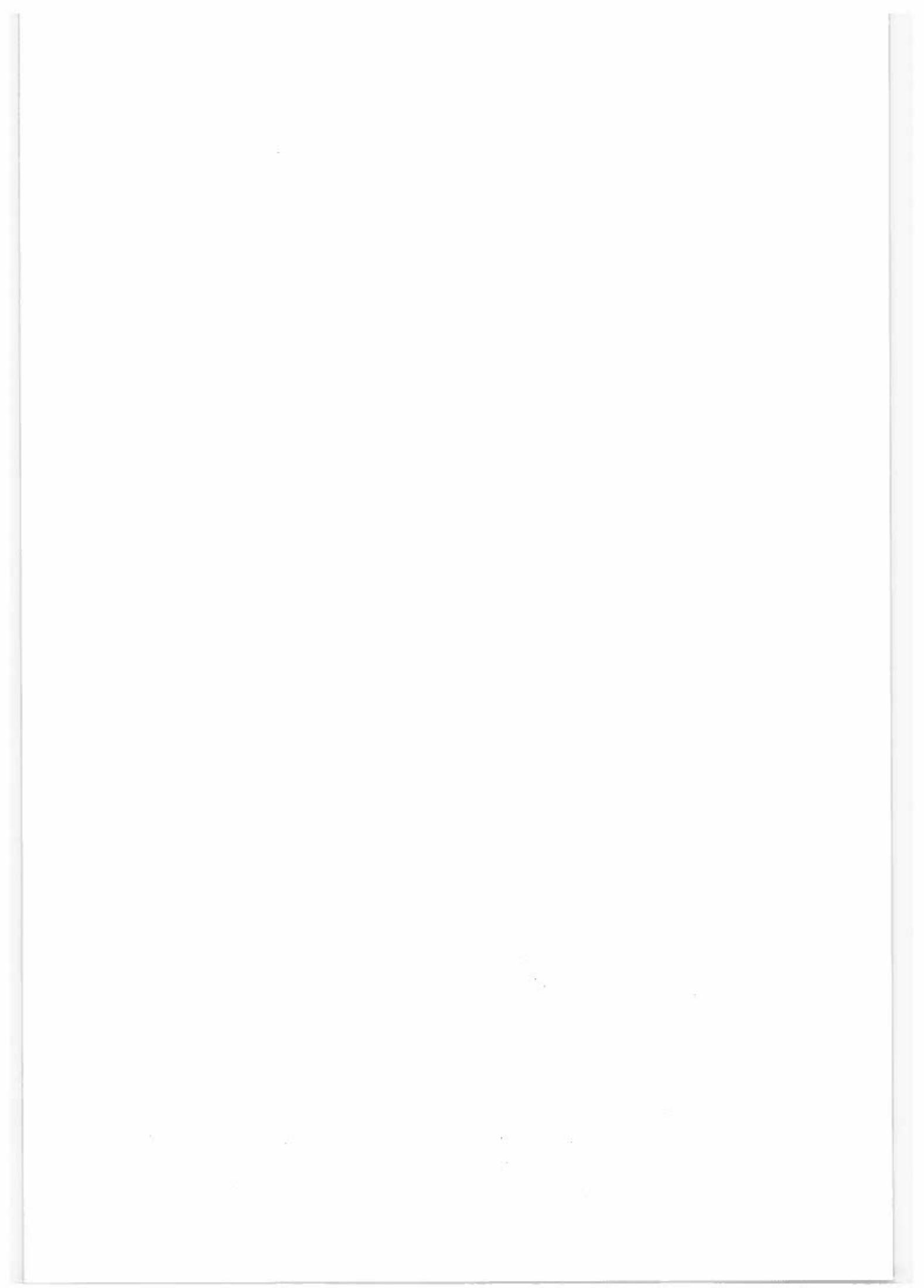
Abb.4:  
Typische Wuchsform von Wurzeln auf einem Moderholzstandort



## Literatur

- AGERER R. 1986-1993: *Colour atlas of ectomycorrhizae*. Einhorn, Schwäbisch Gmünd.
- BJORKMAN E. 1942: *Über die Bedingungen der Mykorrhizabildung bei Kiefer und Fichte*. Symbolae Botanicae Upsaliensis, V 2.
- EGLI S. 1991: *Morphologische Untersuchungen der Mykorrhizaverhältnisse an Fichten auf den Beobachtungsfächten Lägern und Davos*. "Luftschadstoffe und Wald" (STARK M., ed.), Vdf. Zürich, 187-198.
- EGLI S., AMIET R., ZOLLINGER M. & SCHNEIDER B. 1993: *Characterization of *Picea abies* (L.) Karst. ectomycorrhizas: discrepancy between classification according to macroscopic versus microscopic features*. Trees 7, 123-129.
- EICHRODT R. 1969: *Über die Bedeutung von Moderholz für die natürliche Verjüngung in einem subalpinen Fichtenwald*. Diss. Eidg. Techn. Hochschule Zürich.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- GOBL F. 1965: *Mykorrhizauntersuchung in einem subalpinen Fichtenwald*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 66, 173-195.
- 1968: *Mykorrhiza-Untersuchungen an Jungfichten im Urwald von Brigels*. Schweiz. Z. Forstwes. 119, 148-150.
  - 1975: *Mykorrhizauntersuchungen in subalpinen Wäldern*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 75, 335-356.
  - 1989a: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe. I. Zustandserhebung in der Probefläche "Hexenkreuzung"*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 163, 171-196.
  - 1989b: *Mykorrhiza- und Feinwurzelausbildung von Probäumen des Höhenprofils "Zillertal"*. Phyton (Austria) 29 (3) 97-101.
  - 1990: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe. III. Versuche mit Bodenhilfsstoffen*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 163, 5-31.
  - 1992: *Mykorrhiza- und Feinwurzelausbildung an Waldstandorten im Bereich des Höhenprofils Zillertal*. FBVA-Berichte 67, 105-111.
- GRUBER F., KREUZINGER N., PODER R., HAUDEK S.B., GOBL F., & KUBICEK C.P. 1995: *Identifizierung und Quantifizierung vom mykorrhiza-bildenden Basidiomyzeten anhand Ihres Glyceraldehyd-3-Phosphat dehydrogenase (gpd A) Gens*. FBVA-Berichte 87, 113-120.
- HARVEY A.E., JURGENSEN M.F. & LARSEN M. 1978: *Seasonal distribution of ectomycorrhizae in a mature Douglas fir/larch forest soil in Western Montana*. For. Sci. 24, 203-208.
- HAUG I. & OBERWINKLER F. 1987: *Some distinct types of mycorrhizae*. Trees 1, 172-188.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Zusammenschau aus den Bereichen: Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume*. FBVA-Berichte 78, 121-129.
- JAHN H. 1979: *Pilze die an Holz wachsen*. Bussesche Verlagshandlung, Herford.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probeflächen und Kronenzustände der Probäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- MARKS G.C. & FOSTER R.C. 1973: *Structure, morphogenesis and ultrastructure of ectomycorrhiza*. In: MARKS G.C. & KOZLOWSKI T.T. (eds.): *Ectomycorrhiza, their Ecology and Physiology*. No. 7 Academic Press, New York, 1-41.
- MASER C. & TRAPPE J.M. 1984: *The Seen and Unseen World of the Fallen Tree*. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station U.S. Dept. of Agriculture General Technical Report PNW 164, p. 1-56.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikator auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- PEINTNER U. 1995: *Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten im Projektgebiet Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 69-94.
- PODER R. & PERNFUSS B. 1994: *Monitoring von Ektomykorrhizen*. Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. 48/49, 127-138.
- SOBOTIK M. 1995: *Wurzelökologische und vegetationskundliche Untersuchungen im Waldweidegebiet des Schulterberges*. FBVA-Berichte 87, 177-200.
- ZAUPER A. 1990: *Auswirkungen der Beweidung auf die Bodenbeschaffenheit in der montanen und subalpinen Waldstufe der Nördlichen Kalkalpen, dargestellt an Beispielen aus dem Bereich nördlich des Achensees*. Diss. Univ. Erlangen-Nürnberg.

Verfasser: HR. Dr. Friederike Göbl  
Schneeburggasse 43 a  
A-6020 Innsbruck



## Bodenmikrobiologische Untersuchungen auf beweideten und nicht beweideten Flächen am Schulterberg

H. INSAM<sup>1)</sup>, A. RANGGER<sup>1)</sup> & F. GÖBL<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck

<sup>2)</sup> Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt

**Kurzfassung.** In einem multidisziplinären Projekt wurde der Einfluß der Weidenutzung eines bewaldeten und eines unbewaldeten Standortes auf bodenmikrobiologische Parameter untersucht. Die Unterschiede der mikrobiellen Biomasse, der Basalatmung und der ökophysiologischen Parameter (metabolischer Quotient,  $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis) waren klein. Im zweiten Meßjahr (4 bzw. 6 Jahre nach Einzäunung der Waldfläche bzw. der offenen Weide) wurde eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse und des  $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisses gefunden, während der metabolische Quotient erhöht war. Diese Effekte wurden auf eine Änderung der anfallenden Streuqualität mit Auswirkungen auf die Effizienz der am Abbau beteiligten Mikroflora zurückgeführt. Die Versuchsdauer war allerdings zu kurz, um endgültige Schlüsse ziehen zu können.

**Schlüsselworte:** Mikrobielle Biomasse, Basalatmung, Änderung der Landnutzung, Beweidung

**Abstract.** [The Effect of Grazing on Soil Microbial Properties of Alpine Pastures.] Within a multidisciplinary project the effect of protecting grassland and forest from cattle grazing on soil microbial properties was investigated. The changes of microbial biomass, basal respiration and the ecophysiological parameters (metabolic quotient and the  $C_{mic}:C_{org}$  ratio) were small. However, in the second year of observation (4 and 6 years after fencing of the forested area and open pasture, respectively), a decrease of microbial biomass and the  $C_{mic}:C_{org}$  ratio was observed for the protected sites. The metabolic quotient increased. The changes were attributed to a change of litter quality (altered plant species composition and root/shoot ratios) affecting microbial turnover efficiency. However, the observation period was too short to draw any final conclusions on microbial and soil organic matter status.

**Keywords:** Soil microbial biomass, basal respiration, land use change, grazing

### 1. Einleitung

Ökologische Untersuchungen über die Auswirkungen von Änderungen der Landnutzung wurden schon häufig durchgeführt und sind ein hochaktuelles Forschungsthema. Auch die Wirkung von Viehweide auf die Funktion von Ökosystemen wurde mehrfach untersucht. Ergebnisse, insbesondere bezüglich der pflanzlichen Kompensation des Gewebeverlustes durch die Beweidung, sind allerdings kontroversiell (KLEFT, 1994). Während HOLLAND & DETLING (1990) sowie PANDEY & SINGH (1992) fanden, daß oberirdischer Tierfraß die unterirdische Biomasse drastisch reduzierte, fanden RUESS & MCNAUGHTON (1987), daß intensiv beweidetes Grasland höhere Gehalte an organischem und mikrobiellem Kohlenstoff aufwiesen als unbeweidetes. Jedenfalls können Änderungen

der Landnutzung für Veränderungen des Humusstatus von Böden verantwortlich gemacht werden, was eine zunehmende Erosionsgefährdung induzieren kann. Dies kann von besonderer Bedeutung im alpinen Steilgelände sein, oder dort, wo der Wald an seiner klimatischen Grenze steht und eine wichtige Schutzfunktion wahrnimmt. In engem Zusammenhang mit der Humusdynamik steht die mikrobielle Biomasse ( $C_{mic}$ ). Die Mikroorganismen sind ein wichtiger Mediator für die C-Umsetzungen und deren Anteil am organischen C-Pool gilt als sensibler Indikator für Änderungen dieser Poolgröße. So konnten INSAM & DOMSCH (1988) zeigen, daß eine C-Akkumulation in Böden mit einer Erhöhung des  $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisses einhergeht, und ANDERSON & DOMSCH (1989) wiesen nach, daß eine solche Erhöhung von der Art der Bewirtschaftung (Monokultur, Fruchtfolge) abhängig ist. Der respiratorische Umsatz durch die Mi-

koorganismen (Basalatmung) kennzeichnet zudem die interne Verfügbarkeit des Kohlenstoffs im Boden. ANDERSON & DOMSCH (1993) konnten eine enge Beziehung zwischen pH-Werten und dem metabolischen Quotienten in Waldböden zeigen.

In der vorliegenden Arbeit wurden organischer Kohlenstoff ( $C_{org}$ ),  $C_{mic}$  und Basalatmung gemessen und in Beziehung zueinander gesetzt, um die Auswirkungen veränderter Bewirtschaftungsweise auf den C-Haushalt des Bodens zu studieren. Das Ziel war, sowohl Basisdaten für eine längerfristiges Monitoring zu erarbeiten als auch kurzfristig eingetretene Unterschiede zwischen nicht beweideten und beweideten Flächen zu erfassen.

## 2. Material und Methoden

Vier unterschiedliche Landnutzungen bilden die Basis für die vorliegenden Untersuchungen, welche auf dem Schulterberg (im Bereich von 1600 m Seehöhe) durchgeführt wurden:

- Waldweide, eingezäunt (seit 1991)
- Waldweide, ungezäunt
- Weide, eingezäunt (seit 1989)
- Weide, ungezäunt

Eine detaillierte Probeflächenbeschreibung ist bei SOBOTIK et al. (1995) zu finden.

Die Beprobung der Flächen erfolgte am 14.7.1992, 6.7.1993 und 22.9.1993. Im 1. Untersuchungsjahr wurden von jeder Fläche 4 Einzelproben geworben. Aufgrund der großen aufgetretenen Streuungen wurde im 2. Jahr (1993) die Probenzahl auf jeweils sechs erhöht. Die Bodenproben wurden in Abstimmung mit den vegetationskundlichen und bodenkundlichen Arbeitsgruppen in 2 Horizonten (0-10 cm, 10-20 cm) mit Hilfe eines Bohrstockes (7 cm Durchmesser) geworben. Zum Schutz der relativ kleinen Versuchsflächen mußte auf eine weitere Erhöhung der Probenanzahl oder eine häufigere Probennahme verzichtet werden. Die Messungen in den beiden ersten Jahren sollten vor allem die Ausgangsverhältnisse widerspiegeln.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte mit der Substratinduktionsmethode (SIR) (ANDERSON & DOMSCH, 1978). Die Atmungsmessungen für die SIR und die Basalatmung erfolgten mit einer Biomassemeßanlage nach HEINEMEYER et al. (1989). Der

metabolische Quotient ( $qCO_2$ ) sowie das  $C_{mic}:C_{org}$  - Verhältnis wurde aus den Einzeldaten für Basalatmung und Biomasse ( $mg\ CO_2\text{-C g}^{-1}\ C_{mic}\ h^{-1}$ ), beziehungsweise Biomasse und organischem Kohlenstoff ( $mg\ C_{mic}\ g^{-1}C_{org}$ ) errechnet. Eine genauere Beschreibung der erhobenen Parameter ist bei RANGER & INSAM (1995) zu finden.

## 3. Ergebnisse

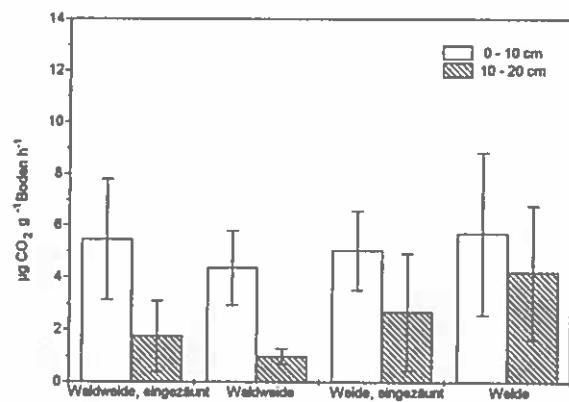
### Basalatmung

Die Basalatmung für den oberen (0-10 cm) Horizont lag zwischen 3 und 9  $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\ Boden\ h^{-1}$ , für den unteren Horizont waren die Werte deutlich niedriger (0,5-5  $\mu\text{g}$ ) (Abbildungen 1a,b,c). Weder für den 1. noch für den 2. Beprobungstermin konnten signifikante Unterschiede zwischen "beweidet" und "unbeweidet" festgestellt werden. Zum 3. Termin (September 1993) wurde im oberen Horizont der eingezäunten Waldweide eine signifikant höhere Basalatmung gemessen als für die nicht eingezäunte Waldweide. Tendenziell ähnlich waren die Verhältnisse bezüglich Weide und eingezäunter Weide. Dieselben Beobachtungen wurden auch für den unteren Horizont gemacht. Der Gradient vom oberen zum unteren Horizont war, zumindest im 2. Versuchsjahr, auf den freiliegenden Flächen kleiner als auf den bewaldeten Flächen.

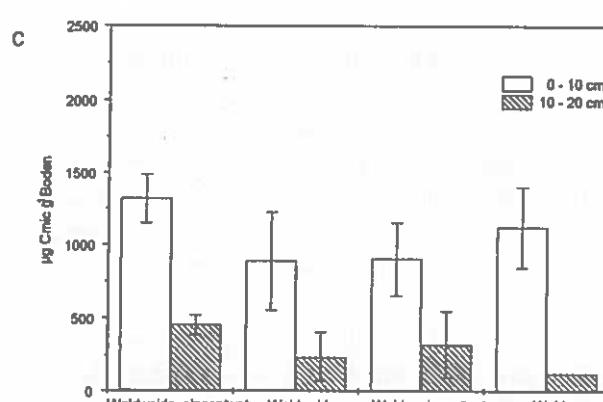
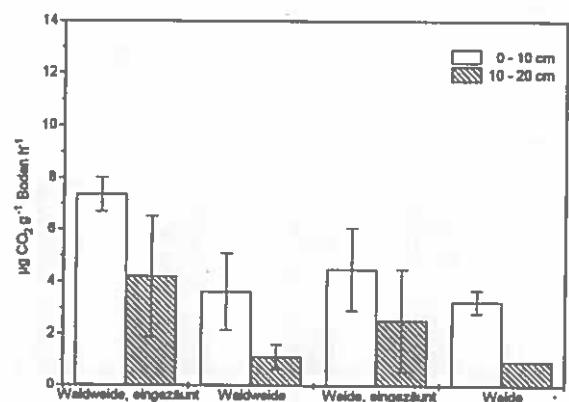
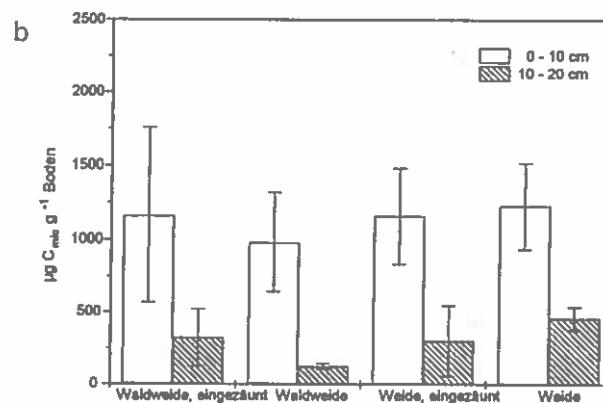
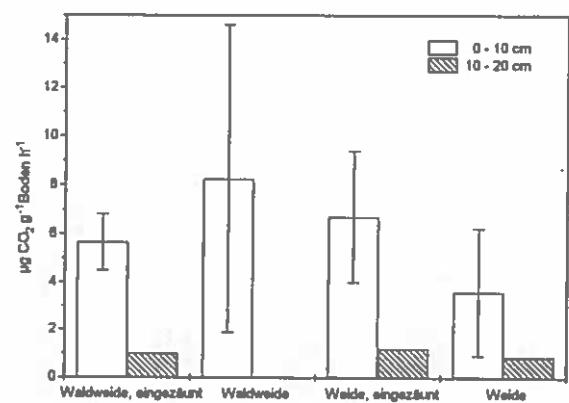
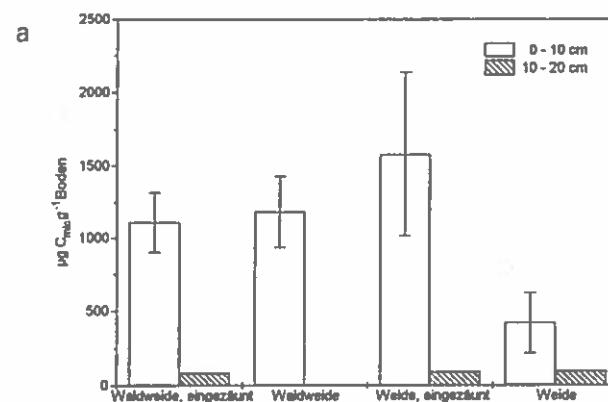
### Mikrobielle Biomasse

Ähnliche Tendenzen wie für die Basalatmung wurden auch für die mikrobielle Biomasse gefunden. Die Biomassewerte lagen um 1000  $\mu\text{g C}_{mic}\ g^{-1}\ Boden$  im oberen, und bei rund 300  $\mu\text{g}$  im unteren Horizont (Abbildungen 2a, b, c). Bei der mikrobiellen Biomasse wurde zwar am ersten Termin (nur 4 Einzelproben) für die Weide ein signifikant niedrigerer Wert gemessen als für die anderen Varianten; diese Beobachtung konnte jedoch später nicht mehr bestätigt werden. Im Verlaufe der weiteren Beprobungen wurde die Differenz zwischen eingezäunter Waldweide und Waldweide immer deutlicher, die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (0-10 cm). Im unteren Horizont (Vergleich Waldweide - eingezäunte Waldweide) war derselbe Trend zu beobachten. Für die Weide konnte diese Beobachtung allerdings nicht bestätigt werden.

**Abb. 1:**  
Basalatmung [ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$ ], Mittelwerte ( $n=4$ )  $\pm$  Standardabweichung Probennahme am (a) 14.7.1992, (b) 6.7.1993 und (c) 22.9.1993.



**Abb. 2:**  
Biomasse [ $\mu\text{g C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} \text{ Boden}$ ], Mittelwerte ( $n=6$ )  $\pm$  Standardabweichung der Probennahme am (a) 14.7.1992, (b) 6.7.1993 und (c) 22.9.1993.



### Metabolischer Quotient

Der metabolische Quotient war zumeist für die unteren Horizonte höher als für die oberen, was typisch ist für natürliche oder naturnahe Ökosysteme (Abbildungen 3a,b,c). Die Berechnung des metabolischen Quotienten für den oberen Horizont ergab vorerst keine signifikanten Unterschiede zwischen eingezäunten und beweideten Flächen. Zum 3. Probenahmezeitpunkt zeichnete sich jedoch ein Anstieg des  $qCO_2$  im unteren Horizont der geschützten Flächen ab, der im Falle Waldweide sogar signifikant war.

### $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis

Beim  $C_{mic}:C_{org}$  -Verhältnis wurde zum ersten Termin für die ungeschützte Weide ein signifikant niedrigerer Wert als für die übrigen Flächen gefunden, was aber, wie schon im Zusammenhang mit der Biomasse erwähnt, nicht erklärbar und eher ein statistischer Zufall war. Bei den weiteren Probennahmen konnte kein Unterschied mehr zwischen den verschiedenen Nutzungsformen gefunden werden. Das  $C_{mic}:C_{org}$  -Verhältnis war auf allen Flächen (oberer Horizont), verglichen mit anderen Ökosystemen, relativ niedrig (im Durchschnitt  $< 10 \text{ mg } C_{mic} \text{ g}^{-1} C_{org}$ ) und allesamt eher typisch für Wald- denn für Weidestandorte. Die Werte im unteren Horizont lagen weitere 50 % tiefer. Unterschiede zwischen den Nutzungsformen waren wieder nicht signifikant (Abbildungen 4a,b,c).

## 4. Diskussion

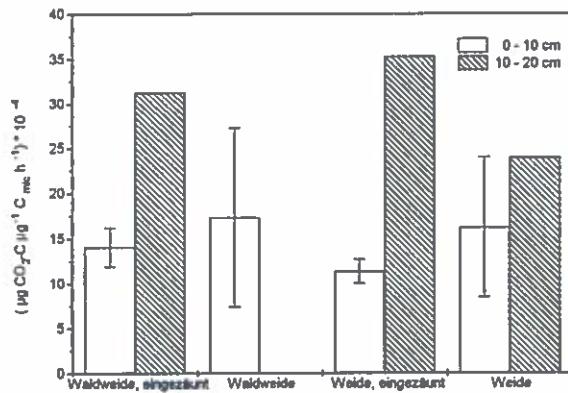
Der Zeitraum zwischen Installation der Schutzzäune und Probenahme war zu kurz, um starke Unterschiede erwarten zu können. Dennoch war die Basalatmung für die eingezäunte Weide zum 3. Probenahmezeitpunkt signifikant höher als für die nicht eingezäunte, und zwar sowohl für den oberen als auch für den unteren Horizont. Dies deutet möglicherweise auf eine einsetzende Entwicklung zu höheren Umsatzraten hin.

Der C-Status von Böden ist vom Input und den Umsetzungsaktivitäten der Mikroorganismen abhängig. Die mikrobielle Biomasse ist ein Frühindikator für Änderungen des C-Status, und dabei insbesondere das Verhältnis von mikrobieller Biomasse zu organischem Kohlenstoff (ANDERSON & DOMSCH 1989; IN-SAM & DOMSCH 1989). Hier konnte jedoch weder für die Biomasse noch für das  $C_{mic}:C_{org}$  -Verhältnis ein Unterschied zwischen den Flächen gefunden werden.

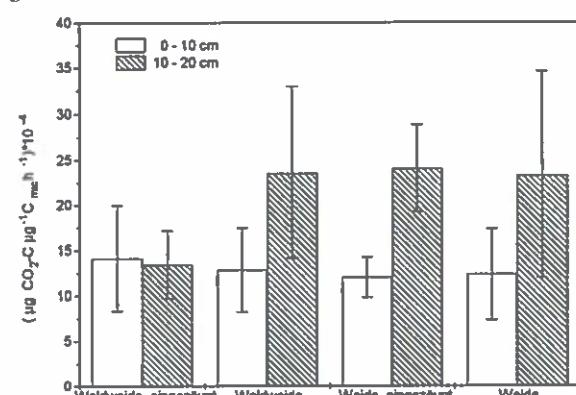
Abb. 3:

Metabolischer Quotient  $qCO_2$  [ $(\mu\text{g } CO_2 \text{-C } \mu\text{g}^{-1} C_{mic} \text{ h}^{-1}) \cdot 10^{-4}$ ], Mittelwerte ( $n=6$ )  $\pm$  Standardabweichung. Probennahme am (a) 14.7.1992, (b) 6.7.1993 und (c) 22.9.1993.

a



b



c

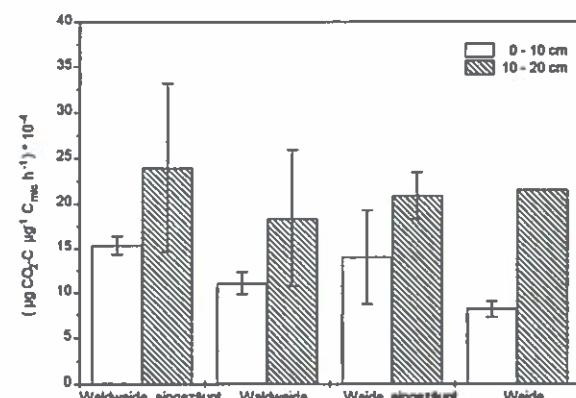
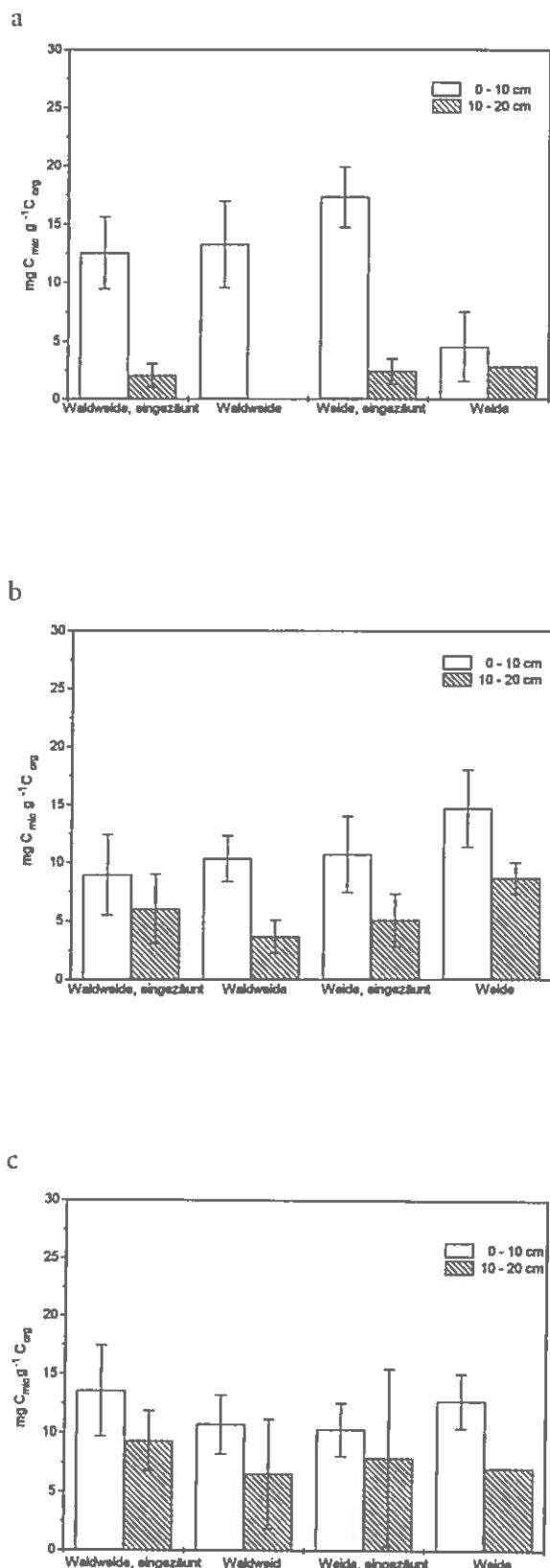


Abb. 4:  
 $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$ -Verhältnis [ $\text{mg } C_{\text{mic}} \text{ g}^{-1} C_{\text{org}}$ ], Mittelwerte ( $n=6$ )  $\pm$  Standardabweichung. Probennahme am (a) 14.7.1992, (b) 6.7.1993 und (c) 22.9.1993.



Aufgrund der Beobachtungen von KIEFT (1994) lässt sich allerdings eine Erhöhung der Biomasse in späterer Folge erwarten. KIEFT (1994) fand 11 Jahre nach Ende der Beweidung eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse und des  $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$ -Verhältnisses.

Ähnliches fanden INSAM et al. (1995) für eine Brachefläche am Monte Bondone (Italien) niedrigere Biomassewerte und ein niedrigeres  $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$  Verhältnis als für eine Weide und eine Mähwiese; sie führten dies auf die Verschlechterung der Abbaubarkeit der produzierten organischen Substanz zurück, was auch durch die Zunahme der Xylanaseaktivität untermauert werden konnte.

Vergleicht man die  $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$  Werte mit Literaturdaten, so sind diese eher typisch für einen Waldstandort als für Grasland. Dies könnte auf die Vegetationsgeschichte des Untersuchungsgebietes zurückzuführen sein, das in früherer Zeit ein Waldstandort war. Aus diesem Grund ist es auch schwierig, aus den bisher vorliegenden Ergebnissen Rückschlüsse auf die Humusdynamik der Böden abzuleiten.

Während der  $q\text{CO}_2$  an den beiden ersten Terminen (im oberen Horizont) keinen Unterschied zwischen beweideten und nichtbeweideten Flächen aufwies, wurden zum 3. Termin für die nicht beweideten Flächen leicht erhöhte Werte gefunden. Elf bzw. sechzehn Jahre nach Ende der Beweidung fand auch KIEFT (1994) eine Zunahme des  $q\text{CO}_2$ . Dies steht auch im Einklang mit INSAM et al. (1995), die auf einer Brachefläche höhere  $q\text{CO}_2$ -Werte als auf einer Weidefläche fanden und dies damit erklärten, daß die für den Abbau zur Verfügung stehende Substanz weniger leicht verwertbar und dadurch der mikrobielle Umsatz weniger effizient war.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt lassen sich die bodenmikrobiologischen Ergebnisse noch nicht mit den Ergebnissen der unterirdischen Stoffproduktion in Einklang bringen. SOBOTIK & POPPELBAUM (1995) fanden innerhalb des Weideaunes eine Verringerung der Wurzelmassen und Wurzellängen. Innerhalb des (schon länger bestehenden) Wildzaunes wurde jedoch wieder eine Erhöhung der Wurzelmassen gefunden, sowie eine deutliche Verschiebung von Gräsern zu krautigen Pflanzen.

## Literatur

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.H. 1978: *A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils.* Soil Biol. Biochem. 10: 215-221.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H. 1989: *Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils.* Soil Biol. Biochem. 21, 471-479.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H. 1993: *The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils.* Soil Biol. Biochem. 25/3, 393-395.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch.* FBVA Berichte 70, 13-18.
- HEINEMAYER O., INSAM H., KAISER E., WALENZIK G. 1989: *Soil microbial biomass measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis.* Plant Soil 116, 191- 195.
- HERMAN F. 1992: *Höhenprofile Achenkirch, Ökosystemare Studien im Kalkalpin.* FBVA Berichte 70, 5-11.
- HOLLAND E.A., DETLING J.K. 1990: *Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling.* Ecology 71, 1040-1049.
- INSAM H., DOMSCH K.H. 1988: *Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites.* Microb Ecol 15, 177-188.
- INSAM H., KUHNERT-FINKERNAGEL R., NUBBAUMER U. 1995: *Mikrobielle Biomasse und Aktivität auf Sukzessionsflächen am Monte Bondone* (in Druck).
- INSAM H., PARKINSON D. & DOMSCH K.H. 1989: *Influence of macroclimate on soil microbial biomass.* Soil Biol. Biochem. 21/2, 211-221.
- KIEFT T.L. 1994: *Grazing and plant-canopy effects on semiarid soil microbial biomass and respiration.* Biol. Fert. Soils 18, 155-162.
- PANDEY C.B., SINGH J.S. 1992: *Influence of rainfall and grazing on belowground biomass dynamics in a dry tropical savannah.* Can. J. Bot. 70, 1885-1890.
- RANGER A., INSAM H. 1995: *Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhenprofils in den nördlichen Kalkalpen.* FBVA Berichte 87, 95-104.
- RUESS R.W., MC NAUGHTON S.J. 1987: *Grazing and the dynamics of nutrient and energy related microbial processes in the Serengeti grasslands.* Oikos 49, 101-110.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Wald- und Reinweideflächen der Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA Berichte 87, 177-200.

Verfasser: Univ. Doz. Dr. Heribert Insam  
 Univ. Doz. Dr. A. Ranger  
 Universität Innsbruck  
 Institut für Mikrobiologie  
 Rennweg 1  
 A-6020 Innsbruck

Dr. Friederike Göbl  
 Schneeburggasse 43 a  
 A-6020 Innsbruck

# Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen anhand der Parameter der Österreichischen Waldinventur

K. SCHADAUER

*Institut für Waldinventur, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Anhand von Daten der Österreichischen Waldinventur werden die Nordtiroler Kalkalpen in Bezug auf den Waldaufbau, die Stammschäden und die Verjüngungssituation beurteilt. Der hohe Schutzwaldanteil dieses Gebietes erfordert u.a. auch die Auswertung speziell erhobener Schutzwaldparameter, um mögliche Gefährdungen abschätzen zu können. So wird v.a. mit den Daten der Österreichischen Waldinventur ab 1992 versucht, flächenhaft auftretende Risikofaktoren, die eine unzureichende Stabilität im Schutzwald nach sich ziehen, zu beschreiben. Es zeigt sich, daß eine mangelhafte Verjüngungsentwicklung, die v.a. vom Verbiß negativ beeinflußt wird, in den teilweise überalteten Schutzwäldern ein wesentliches Gefährdungspotential in diesem Raum darstellt.

**Schlüsselworte:** Österreichische Waldinventur, Nordtiroler Kalkalpen, Schutzwald, Baumarten, Gefährdungspotential

**Abstract.** [Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps with the Help of the Parameters from the Austrian Forest Inventory.] Using data obtained from the Austrian Forest Inventory, the Northern Tyrolean Limestone Alps are judged with regard to the structure of their forests, stem damage, an regeneration. Due to the high share of protection forests found in this area, it is necessary to take into account special protection forest parameters to be able to assess potential risks. Since 1992, for instance, one has tried to use the data of the Austrian Forest Inventory to describe wide-spread risk factors that affect the stability of protection forests. It turned out that insufficient regeneration, for instance due to the negative influence of browsing, represents a high risk in the (partly over-mature) protection forests of that area.

**Keywords:** Austrian Forest Inventory, Northern Tyrolean Limestone Alps, protection forest, tree species, risk potential

## 1. Einleitung

Die Österreichische Waldinventur (ÖWI) führt seit über 30 Jahren Erhebungen auf einem systematischen Stichprobennetz im österreichischen Wald durch. Dabei werden sowohl die Ressourcen (z.B. Holzvorrat, Zuwachs, Baumartenanteile, Aufschließung) für den Rohstoff Holz als auch der Zustand und die Veränderungen im "Ökosystem Wald" (Standortsfaktoren, Vegetationserhebungen, Totholz u.a.m.) nach festgesetzten Ansprachekriterien erhoben (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1994).

Nach der neuen Wuchsgebietsgliederung von KILIAN et al. (1994) liegt der Raum der Nordtiroler Kalkalpen in den Wuchsgebieten 2.1 (Nördliche Randalpen - Westteil) und 4.1 (Nördliche Zwischenalpen -

Westteil). Abbildung 1 zeigt das Gebiet und die Lage der Trakte der Österreichischen Waldinventur.

Dieser Raum, in dem sich das Projektgebiet Achenkirch befindet, ist geoklimatisch relativ einheitlich. Da die Beschreibung dieses Raumes anhand von Daten der ÖWI erfolgt, wird das Untersuchungsgebiet im Norden von der österreichischen Landesgrenze begrenzt, obwohl die nördlich anschließenden Teile der Kalkalpen ähnliche geologische und klimatische Bedingungen aufweisen.

Die Nordtiroler Kalkalpen sind durch einen hohen Schutzwaldanteil charakterisiert, der zum Großteil auf die hohe Reliefenergie und die dadurch verursachten extremen Standortsbedingungen zurückzuführen ist.

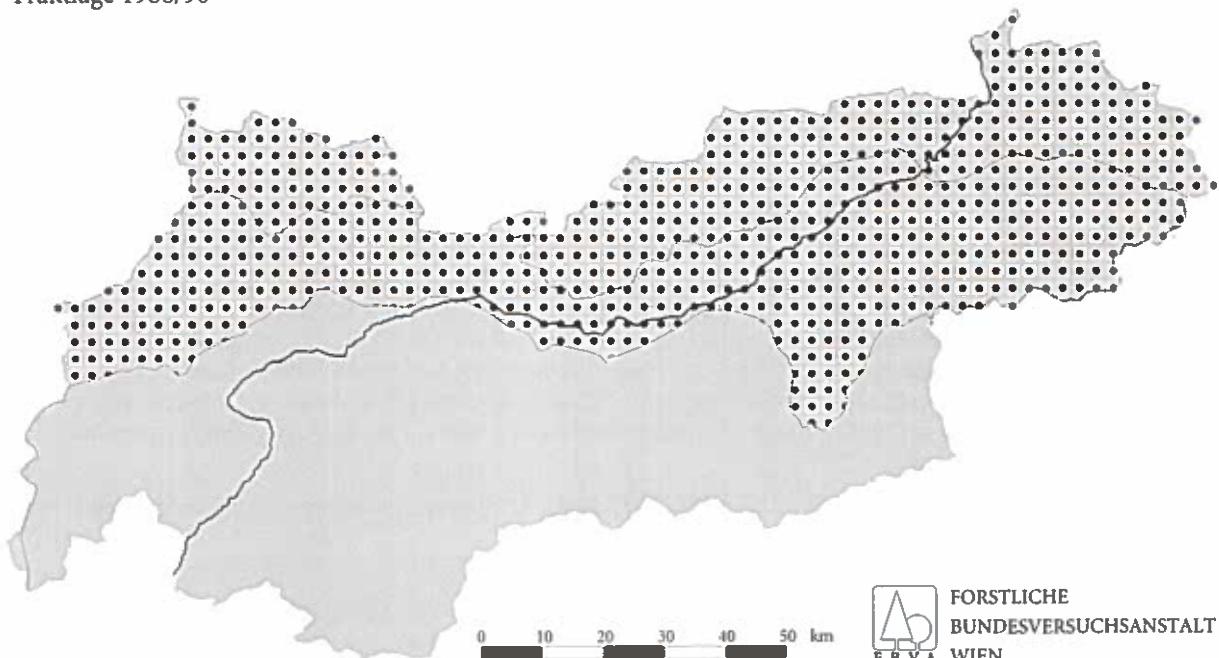
Nach dem Forstgesetz 1975 sind Schutzwälder schützende und zu schützende Wälder auf gefährdeten Standorten, die durch die abtragenden Kräfte von

Abb. 1:

Lage der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 sowie der Trakte der Österreichischen Waldinventur 1986/90 in den Nordtiroler Kalkalpen

## ÖSTERREICHISCHE WALDINVENTUR

Traktlage 1986/90



Wind, Wasser und Schwerkraft insbesondere an Steilhängen, Rutschungen sowie im Bereich der Waldgrenze besonders gefährdet sind. In den Nordtiroler Kalkalpen sind dies vor allem Wälder auf stark erosionsgefährdeten oder zur Verkarstung neigenden Standorten, sowie Wälder in felsigen, schroffen Lagen mit schwierigen Bedingungen für die Wiederbewaldung.

## 2. Methode

Die ÖWI erhebt Parameter, die Aufschluß über die Gefährdung v.a. im Schutzwald geben (Schutzwald im Ertrag [i.E.] bzw. außer Ertrag [a.E.]). Im folgenden werden interpretiert:

- Die *Altersstruktur* ist ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung der Gefährdung des Schutzwaldes, da alte Bestände (> 140 Jahre) ihre Schutzwirkung zunehmend verlieren (im Schutzwald a.E. werden keine diesbezüglichen Erhebungen gemacht; diese wären auch nur zum Teil möglich und sinnvoll, da

dort überwiegend ungleichaltrige Bestandesstrukturen auftreten, die eine flächenhafte Alterszuteilung erschweren).

- *Stammschäden* spielen bei der Beurteilung der Gefährdung eine wichtige Rolle. Sie ermöglichen das Eindringen von Pilzen, was in weiterer Folge die Holzfestigkeit und damit die Stabilität der Stämme beeinträchtigt. Im Rahmen der ÖWI wird nach Schälschäden sowie nach Schäden durch Holzernte und Steinschlag differenziert (im Schutzwald a.E. erfolgen keine Erhebungen der Stammschäden).
- Die *Verjüngung* im Schutzwald i.E. und a.E. stellt ebenfalls ein Kriterium dar, mit dem Aussagen über eine (mittel- und langfristige) Gefährdung gemacht werden können. Hierbei spielt das Ausmaß der Verbißschäden durch Wild- und Weidevieh eine besondere Rolle (inwieweit der Keimlingsverbiß das Ankommen der Verjüngung gänzlich verhindert, kann auf der Basis der Erhebungen der ÖWI nicht beurteilt werden).

Die vorliegende Auswertung bezieht sich auf die Erhebungsperioden 1986/90 sowie 1992/93. Abbildung 1 zeigt die Lage der Erhebungstrakte der Erhe-

bungen 1986/90 (Traktabstand von 2,75 km; jeder Trakt besteht aus vier Probeflächen, die in einem Quadrat von 200 m x 200 m angeordnet sind). In das beschriebene Gebiet fallen 508 Erhebungstrakte mit 1730 Wald-Probeflächen.

Da die Erhebungen erst seit 1992 auf den Schutzwald außer Ertrag ausgedehnt wurden, mußte für Aussagen über den gesamten Schutzwald auf die ersten zwei Erhebungsjahre der laufenden Inventurperiode (1992/96) zurückgegriffen werden. Diese besitzen wegen der niedrigeren Traktdichte naturgemäß eine geringere statistische Aussagekraft (nur 364 Probeflächen).

Die ÖWI unterscheidet in den Nordtiroler Kalkalpen die Betriebsarten Wirtschaftswald, Schutzwald im Ertrag und Schutzwald außer Ertrag; der Schutzwaldbegriff der Waldinventur folgt im wesentlichen der Definition des Forstgesetzes 1975, unterscheidet aber zwei Ausprägungsformen: Schutzwald i.E. ist definitionsgemäß ein Wald, in dem ein möglichst stabiler Bewuchs zu erhalten ist. Schutzwald a.E. hingegen ist dadurch gekennzeichnet, daß eine ökonomische Bewirtschaftung entweder durch die Unzugänglichkeit des Gebietes oder durch die hohe Schutzwirkung, die bei einer ökonomischen Nutzung gefährdet wäre, ausgeschlossen ist; zum Schutzwald a.E. zählen auch Bestände auf dürftigsten Standorten (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1981).

Für eine Bewertung der Gefährdung wurden Teile der Auswertungen des Waldentwicklungsplanes (WEP) (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1993) herangezogen. Dieser soll "als forstliche Rahmenplanung bundesweit die Waldverhältnisse darstellen, die Leitfunktionen (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungswirkung) des Waldes abgrenzen und als vorausschauende Planung dazu beitragen, sämtliche Waldfunktionen nachhaltig und bestmöglich zu erhalten". Der WEP basiert im Gegensatz zu der Stichprobenerhebung der ÖWI auf flächigen Einschätzungen der Bezirksforstorgane. In der vorliegenden Arbeit werden die Schutzfunktionsflächen mit Beeinträchtigungen durch Schädlingschäden und Verbiß dargestellt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Waldflächenanteil

Die Fläche der Nordtiroler Kalkalpen beträgt rund 380.000 Hektar, von denen etwa 260.000 Hektar (68 %) bewaldet sind. Dieser im Vergleich zu den österreichischen Alpen sehr hohe Anteil ist durch die geringeren Seehöhen (der Anteil der waldfreien Hochlagen ist in den Nordtiroler Kalkalpen dementsprechend geringer als in den höheren Zentralalpen) und durch die geringe Besiedlungsdichte bedingt. Die zum Teil sehr seichtgründigen Böden sowie das ozeanisch getönte Klima sind für die landwirtschaftliche Nutzung ungünstige Bedingungen, wodurch der Waldanteil naturgemäß hoch ist. Etwa 50 % der Waldfläche liegen in 1000 m bis 1400 m Seehöhe, nach tieferen und höheren Lagen nimmt die Waldfläche deutlich ab (Abbildung 2).

#### 3.2 Betriebsarten

In den Nordtiroler Kalkalpen haben insgesamt 42 % der Fläche Schutzwaldcharakter, wobei der überwiegende Teil (27 %) auf den Schutzwald a.E. fällt (Abbildung 3). Im Vergleich dazu ist der Schutzwaldanteil im gesamten Bundesgebiet geringer, er beträgt 19 %.

Wie nach der Definition des Schutzwaldes zu erwarten, nimmt der Schutzwaldanteil in den Nordtiroler Kalkalpen mit steigender Seehöhe zu: bis 1000 m beträgt er etwa 15 %, in den höchsten Lagen 85 % (Abbildung 4).

Abb.2:  
Anteile (%) der Waldflächen in den einzelnen Höhenstufen der Nordtiroler Kalkalpen

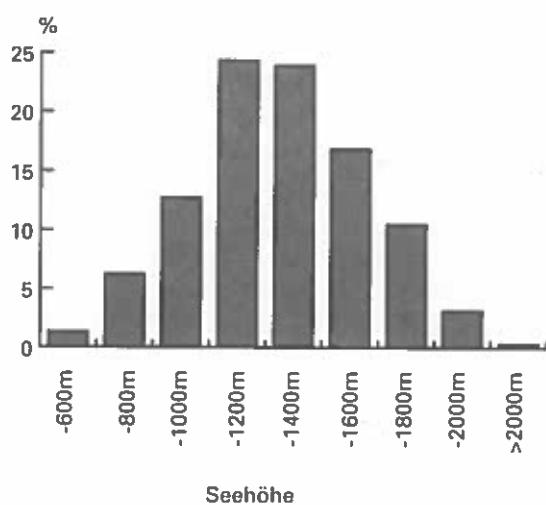
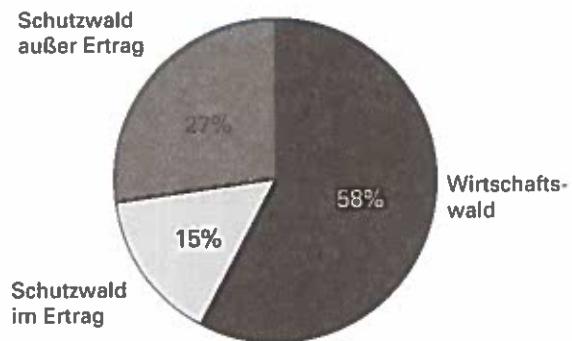


Abb. 3:

Anteile (%) der Betriebsarten Wirtschaftswald, Schutzwald im Ertrag und Schutzwald außer Ertrag in den Nordtiroler Kalkalpen



### 3.3 Baumarten und Baumartengesellschaften

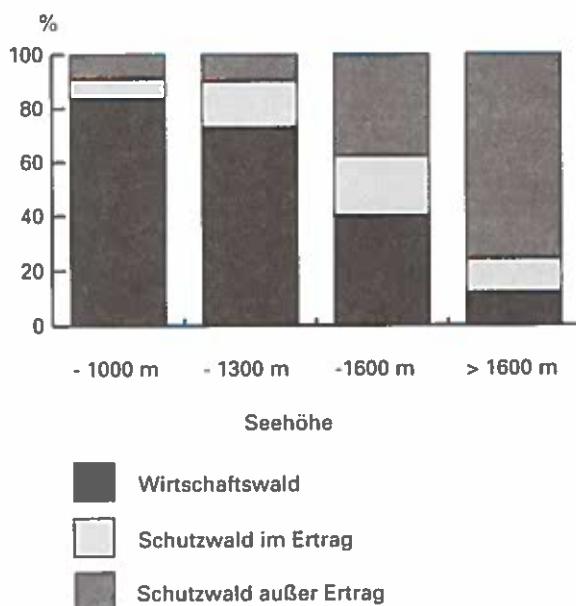
#### 3.3.1 Flächenanteile der Baumarten

Für die Beurteilung eines Waldgebietes sind die vor kommenden Baumarten und deren Mischungsformen wesentlich. Der Anteil der Fichte beträgt im Wirtschaftswald 72 %, im Schutzwald a.E. nur 39 %. Die Latsche hat lediglich im Schutzwald a.E. mit einem Anteil von 36 % Bedeutung. Die Buche ist die zweithäufigste Baumart sowohl im Wirtschaftswald (mit 9 %) als auch im Schutzwald i.E. (mit 14 %). Der Anteil der Lärche (und in geringem Ausmaß auch jener der Zirbe) ist im Schutzwald höher als im Wirtschaftswald, der Anteil der Tanne ist hingegen im Schutzwald geringer (Tabelle 1).

Die Gliederung der Tabelle 1 in zwei Seehöhenstufen berücksichtigt die obere Verbreitungsgrenze der Buche und der Tanne. Diese Baumarten repräsentieren bis in mittlere Höhenlagen der Nördlichen Kalkalpen einen bedeutenden Anteil und haben teilweise Schutzfunktion. Die Mischbestände sind Teile der dort von Natur aus weit verbreiteten Fichten-Tannen-

Abb. 4:

Anteile (%) der Betriebsarten in den einzelnen Höhenstufen der Nordtiroler Kalkalpen



Buchenwaldgesellschaften. Der deutlich niedrigere Anteil der Buche in der Höhenstufe < 1400 m im Wirtschaftswald im Vergleich zum Schutzwald i.E. ist anthropogen durch die Förderung der Fichte bedingt.

#### 3.3.2 Vergesellschaftung

Etwa 60 % der Gesamtwaldfläche werden von Nadelholzreinbeständen (Bestände mit nur einer oder mehreren Nadelholzarten) gebildet. Bestände mit überwiegendem Laubholzvorkommen sind nur auf ca. 13 % der Fläche anzutreffen, im Schutzwald a.E. gibt es fast keine Laubholzbestände (Abbildung 5).

Unterschiede in der Baumartenvergesellschaftung der Nadelholzreinbestände in den Betriebsarten zeigen sich v.a. durch den hohen Anteil der Latsche im Schutzwald a.E. (Tabelle 2); die Fichtenreinbestände werden hier durch Fichten-Latschen-Mischbestände und Latschenreinbestände ersetzt.

Tab. 1:

Anteile (%) der Baumarten in den Nordtiroler Kalkalpen in den einzelnen Betriebsarten  
(in Klammern: < 1400m / > 1400m; \*: nicht erhoben)

Baumart	Wirtschaftswald (%)	Schutzwald i.E. (%)	Schutzwald a.E. (%)
Fichte ( <i>Picea abies</i> )	72 (70/88)	65 (56/80)	39 (2/37)
Tanne ( <i>Abies alba</i> )	8 (9/2)	5 (7/1)	4 (5/3)
Lärche ( <i>Larix decidua</i> )	2 (2/5)	6 (4/10)	5 (1/8)
Weißkiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> )	3 (4/1)	5 (7/0)	2 (5/0)
Zirbe ( <i>Pinus cembra</i> )	0 (0/3)	2 (1/6)	1 (1/1)
Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> )	9 (10/2)	14 (21/2)	5 (11/0)
sonstiges Laubholz	6 (6/0)	3 (4/1)	6 (7/6)
Grünerle ( <i>Alnus viridis</i> )	- *	- *	2 (1/3)
Latsche ( <i>Pinus mugo</i> ssp. <i>mugo</i> )	- *	- *	36 (27/42)

Der Anteil der Reinbestände mit nur einer Baumart liegt mit 35 % im Schutzwald a.E. deutlich unter jenem für den Schutzwald i.E. (52 %) und dem Wirtschaftswald mit 61 %. Die Schutzwirkung von Mischbeständen ist im allgemeinen höher als die von Reinbeständen, wenn auch Reinbestände in der natürlichen Sukzession mancher Waldgesellschaften im Schutzwaldgebiet die Endphase darstellen (MAYER 1976); damit wird von Natur aus die Schutzwirkung herabgesetzt und waldbauliche Eingriffe sind notwendig, um eine schutzwirksame Baumartenmischung zu erhalten.

### 3.4 Artenvielfalt der Holzgewächse

Auf Grund der Erhebungen der ÖWI können über die Mischung der Baumarten und über die Anzahl von gemeinsam vorkommenden Holzgewächsen (Bäume und Sträucher) Aussagen gemacht und so auch zur Beschreibung der Biodiversität beitragen werden. Es zeigt sich, daß der Flächenanteil mit nur einer Holzart mit zunehmender Seehöhe für alle Betriebsarten gemeinsam steigt, während jener mit mehr als zehn Arten sinkt. Im Gegensatz dazu ist der Wirtschaftswald (der in den niedrigen Seehöhen überwiegt) mit durchschnittlich 5,3 Arten pro Probefläche etwas artenärmer als der Schutzwald a.E. mit 5,7 Arten, welcher in den hohen Lagen dominiert (Abbildung 6). Dies weist deutlich auf eine Artenverarmung durch menschlichen Einfluß hin, der im Schutzwald a.E. eine relativ untergeordnete Rolle spielt.

### 3.5 Gefährdungspotential

#### 3.5.1 Altersstruktur

Die Altersverteilung im Wirtschaftswald entspricht ungefähr jener des gesamten Bundesgebietes und weist ein Maximum in den jungen Altersklassen auf. Bestände mit über 140 Jahren sind nur gering repräsentiert (Abbildung 7), liegen aber mit 13 % trotzdem deutlich höher als der österreichische Durchschnitt (5 %).

Tab. 2:  
Anteile (%) der Baumartenmischungen im Nadelholzreinbestand in den Nordtiroler Kalkalpen  
\*: nicht erhoben

Baumartenmischung	Wirtschaftswald (%)	Schutzwald i.E. (%)	Schutzwald a.E. (%)
Fichte rein	61 %	52 %	16 %
Fichte-Lärche	9 %	13 %	13 %
Fichte-Kiefer	6 %	8 %	0 %
Fichte-Latsche	- *	- *	34 %
Latsche rein	- *	- *	19 %
andere	24 %	27 %	18 %

Abb. 5:  
Anteile (%) der Laub- u. Nadelholzbestände nach Betriebsarten

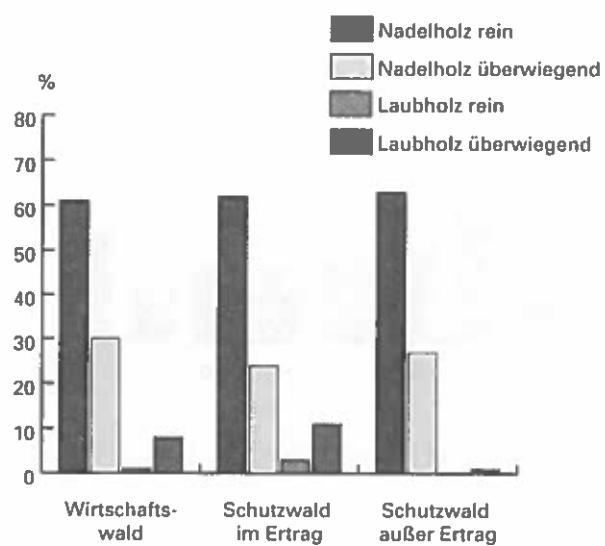


Abb. 6:  
Verteilung der Artenanzahl (%) der Holzgewächse in verschiedenen Höhenstufen der Nordtiroler Kalkalpen (für alle Betriebsarten)

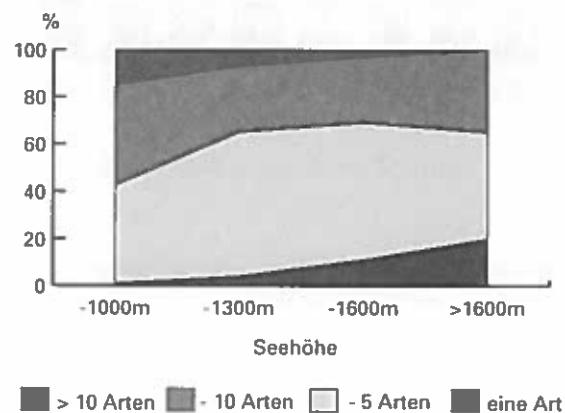
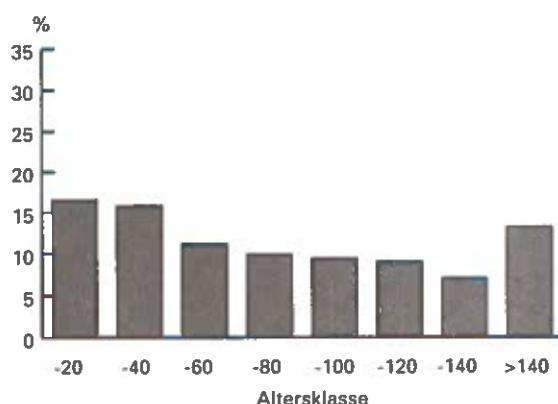
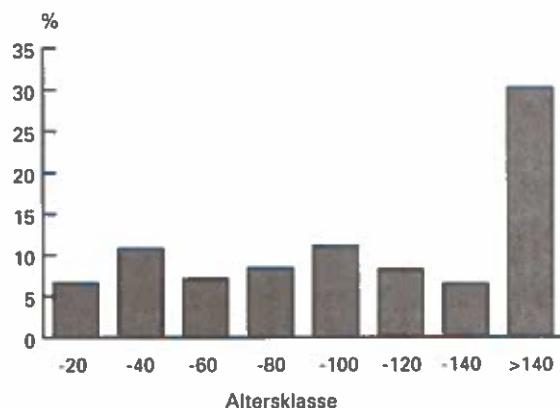


Abb. 7:  
Altersklassenverteilung (%) im Wirtschaftswald der Nordtiroler Kalkalpen



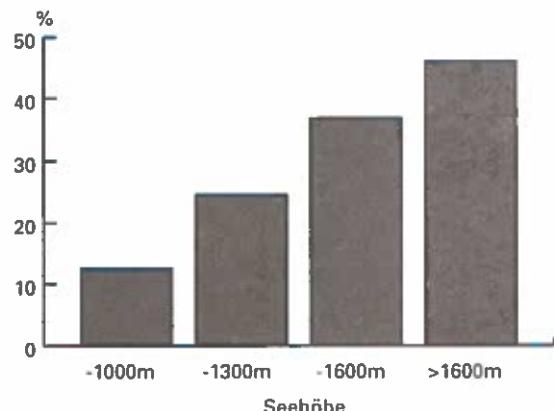
Im Schutzwald i.E. sind 30 % der Wälder älter als

Abb. 8:  
Altersklassenverteilung (%) im Schutzwaldwald i.E. der Nordtiroler Kalkalpen



140 Jahre, während die übrigen Altersklassen ledig-

Abb. 9:  
Flächenanteile (%) der Altersklasse über 140 Jahre im Schutzwald i.E. nach Höhenstufen



lich zu je 6-11 % vertreten sind (Abbildung 8).

Die Anteile der Bestände über 140 Jahre steigen im Schutzwald i.E. mit der Seehöhe von etwa 13 % in den niedrigen Lagen bis auf rund 46 % über 1600 m an (Abbildung 9). Zum Teil ist dieser Anstieg durch das langsamere Wachstum in den Hochlagen bedingt.

### 3.5.2 Stammschäden

#### Schälschäden:

Auf ca. 15 % der Fläche wurden Schälschäden ohne wesentlichen Unterschied zwischen den Betriebsarten Wirtschaftswald und Schutzwald i.E. festgestellt. Diese Schälschäden liegen deutlich unter dem österreichischen Durchschnitt (20 %), besonders zu jenen in den Schälschadenzentren in der Steiermark und im Süden von Niederösterreich (mit Werten bis zu 46 %; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1993; Abbildung 10).

Die Auswertung gemäß WEP zeigt ebenfalls, daß die Schälschäden in den Nordtiroler Kalkalpen nur untergeordnete Bedeutung haben (Abbildung 11).

#### Ernte- und Steinschlagschäden

spielen in den Nordtiroler Kalkalpen eine viel wichtigere Rolle als Schälschäden: Im Schutzwald i.E. sind nur 28 % der Waldfläche schadfrei (Abbildung 12); Schadflächen, auf denen über ein Drittel der Stämme betroffen ist, wurden auf 33 % festgestellt. Im Schutzwald sind 85 % dieser Schadensgruppe durch Steinschlag verursacht, der damit die Hauptursache für Stammverletzungen darstellt, und nur 15 % durch Holzernte.

Abb. 10:  
Flächenanteile der Schälschäden im Wirtschaftswald und Schutzwald i.E. nach Intensität

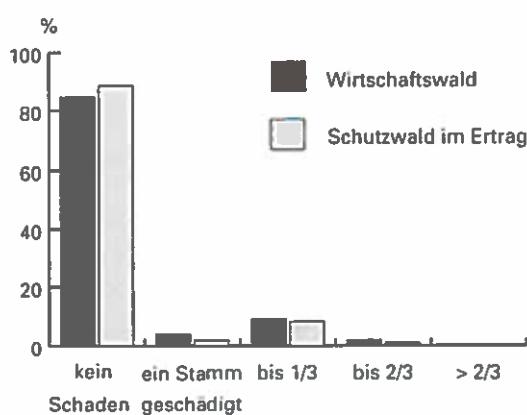


Abb. 11:  
Beeinträchtigungen durch Schälschäden auf Schutzfunktionsflächen gemäß Waldentwicklungsplan

## WALDENTWICKLUNGSPLAN

### Beeinträchtigungen durch Schälschäden

- keine Beeinträchtigung
- Schälschäden

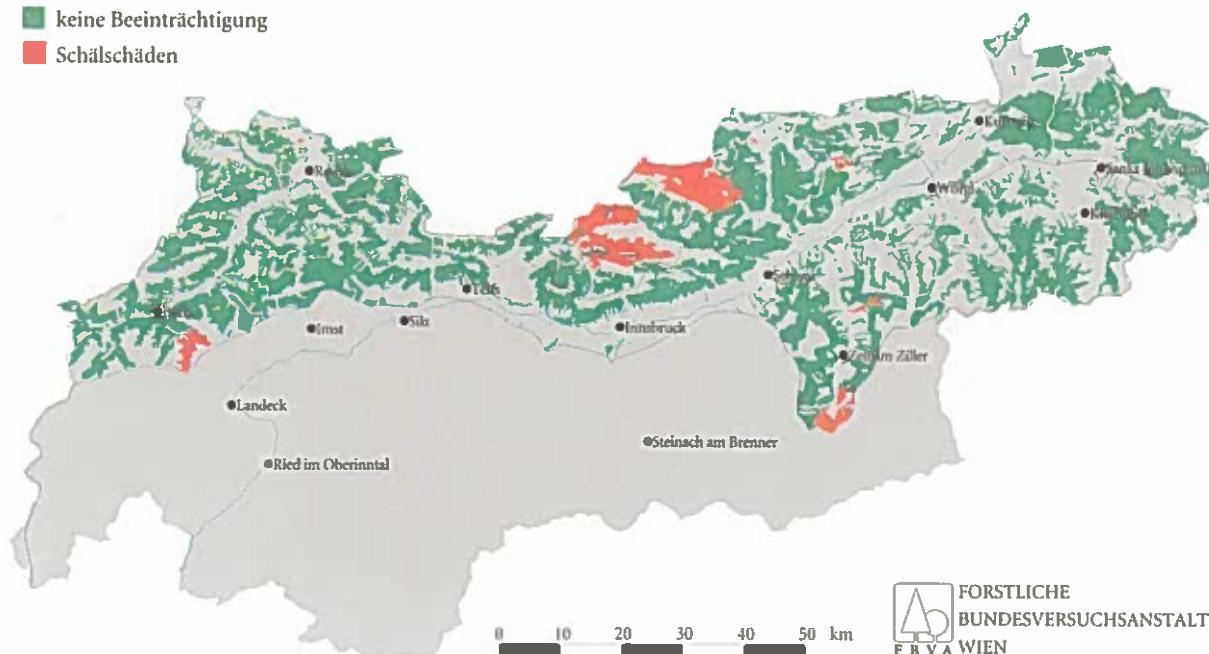
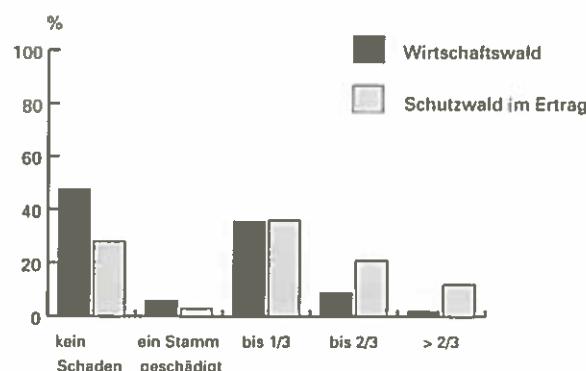


Abb. 12:  
Flächenanteil der Ernte- u. Steinschlagschäden im Wirtschaftswald und Schutzwald i.E. nach Intensität



Der sehr hohe Prozentsatz an Steinschlagschäden ist für die österreichischen Kalkalpen typisch und mit ihrer hohen Reliefenergie erklärbar; auch die schwierigeren Bedingungen für den forstlichen und öffentlichen Straßenbau, die häufig Sprengungen notwendig machen, erhöhen die Häufigkeit der Steinschläge.

### 3.5.3 Verjüngung im Schutzwald im Ertrag und außer Ertrag

Obwohl auf rund 50 % der Schutzwaldfläche eine Verjüngung notwendig wäre, ist sie nur auf 15 % vorhanden, und auf den restlichen 35 % der Fläche kommt keine Verjüngung auf. Trotzdem ist die Verjüngungssituation im Schutzwald der Nordtiroler Kalkalpen noch geringfügig günstiger als im restlichen Schutzwald Österreichs.

Die Naturverjüngung im Schutzwald der Nordtiroler Kalkalpen überwiegt mit 85 % gegenüber der Kunstverjüngung.

Etwa 20 % der Verjüngungsflächen sind zu mehr als 50 % verbissen, 20 % sind bis 50 % und 60 % sind nicht verbissen (infolge der nur 13 Schutzwald-Beobachtungsflächen mit Verjüngung sind genaue Angaben zu den Verbißschäden nicht möglich). Dieser hohe Anteil liegt jedoch im Vergleich zum gesamten Bundesgebiet unter dem Durchschnitt. Der relativ geringe Verbiß ist beachtenswert, da 38 % des Schutzwaldes noch immer beweidet werden (was weit über dem österreichischen Durchschnitt von 25 % liegt).

Auch die Ergebnisse des WEP hinsichtlich der Schutzfunktionsflächen nach Verbißbeeinträchtigung

Abb. 13:

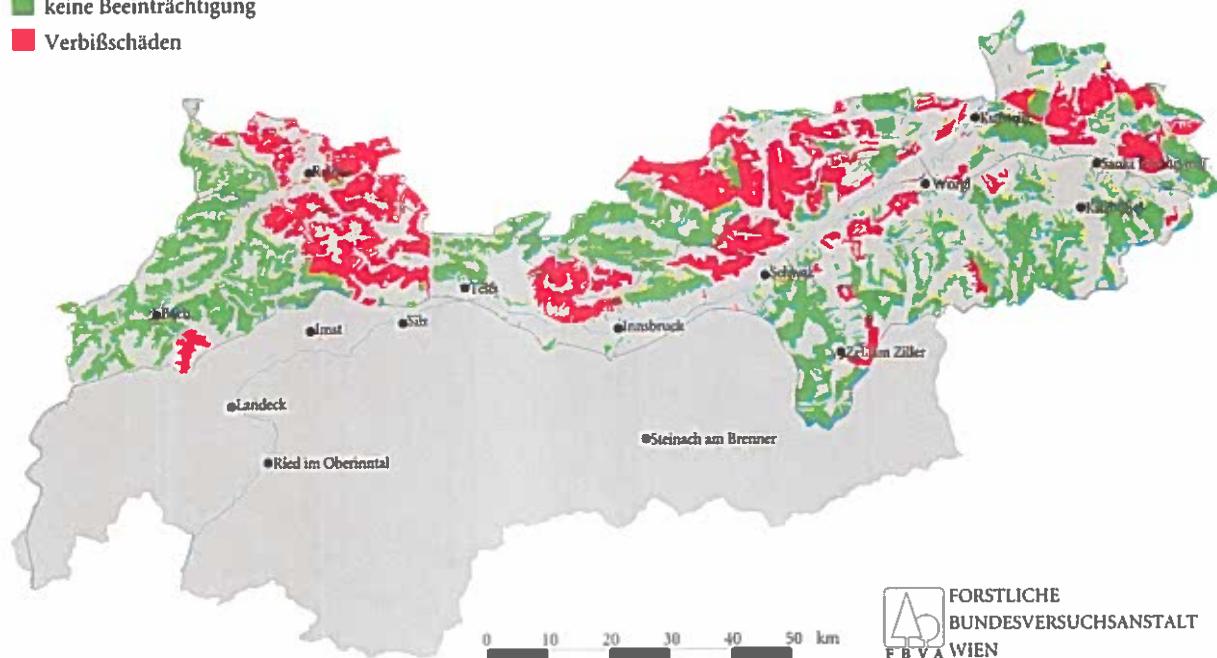
Beeinträchtigungen durch Verbiß auf Schutzfunktionsflächen gemäß Waldentwicklungsplan

## WALDENTWICKLUNGSPLAN

### Schutzfunktionsflächen

#### Beeinträchtigungen durch Verbiß

- keine Beeinträchtigung
- Verbißschäden



zeigen trotz der abweichenden Erhebungsmethoden, daß etwas weniger als die Hälfte der Schutzfunktionsflächen durch Verbiß beeinträchtigt ist. Die betroffene Fläche gemäß WEP ist im Vergleich zu jener der Schälschäden wesentlich geringer (Abbildung 13).

### 4. Schlußbetrachtung

In einer Zusammenschau der verschiedenen Schutzwaldkriterien, die Ausdruck der Stabilität und damit der Fähigkeit sind, das ökologische Gleichgewicht zu erhalten bzw. nach negativen Einflüssen wieder zu erlangen, sind für die Nordtiroler Kalkalpen 53 % der Schutzwaldfläche als stabil beurteilt worden. Nach den Ansprachekriterien der ÖWI (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1994) kann der Schutzwald auf der Hälfte der Fläche für die nächsten 20 Jahre ohne Pflegemaßnahmen seine Schutzfunktion aufrecht erhalten; auf 33 % der Fläche ist jedoch mit Beeinträchtigungen der Schutzfunktion zu rechnen. Für die rest-

lichen 14 % gilt, daß Sanierungsmaßnahmen dringend notwendig sind.

Diese gutachtlichen Erhebungen der ÖWI zeigen auf, daß ohne aktive Eingriffe des Menschen große Teile des Schutzwaldes in den Nordtiroler Kalkalpen in ihrer Schutzwirkung stark beeinträchtigt sind oder diese in den nächsten 20 Jahren einbüßen werden. Zur Erhaltung der Schutzfunktion ist deshalb auf die Förderung der Naturverjüngung besonderes Augenmerk zu lenken, was vor allem eine Verringerung der Belastung durch Wildverbiß und Waldbeweidung erfordert.

### Zusammenfassung

Die Nordtiroler Kalkalpen, deren Fläche rund 380.000 Hektar beträgt, haben einen Waldanteil von 68 %. Die Schutzfunktion des Waldes hat in diesem Gebiet, das zu 80 % in Seehöhen über 1000 m liegt, eine besondere Bedeutung.

Der Mischwaldanteil ist im Schutzwald höher als im Wirtschaftswald (59 % gegenüber 39 %). Durch den hohen Anteil an alten bzw. überalteten Beständen

mit mangelhafter Verjüngung ist der Schutzwald besonders gefährdet, auf 35 % der Schutzwaldfläche fehlt die notwendige Verjüngung.

Bei den durch die ÖWI erhobenen Schäden spielen Verbißschäden durch Wild- und Weidetiere eine wichtige Rolle. Von den Stammschäden dominieren im Schutzwald der Steinschlag (auf 33 % der Schutzwaldfläche sind mehr als ein Drittel der Bäume von Steinschlagschäden betroffen). Schälschäden v.a. durch Rotwild wurden auf 15 % der Flächen festgestellt.

Auf rund der Hälfte der Schutzwaldfläche sind Sanierungsmaßnahmen erforderlich, um mittelfristig eine ausreichende Stabilität wieder herstellen zu können.

## Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1993: *Der Waldentwicklungsplan - Information über forstliche Raumplanung*, Wien, 1. Auflage.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1981: *Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1981 - 1985*, Wien.

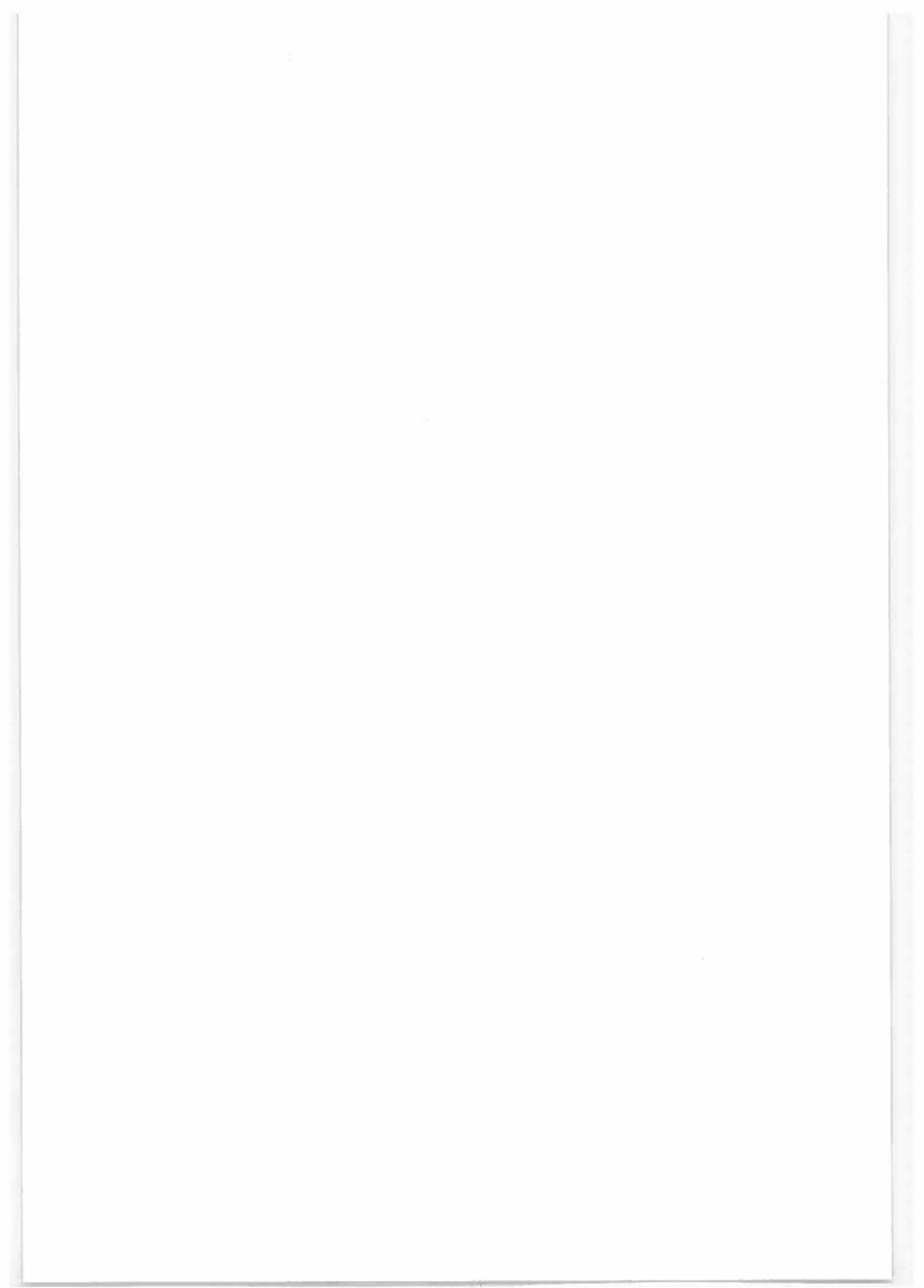
FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1993: *Ergebnisdiskette der Österreichischen Forstinventur 1986/90*, Wien.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1994: *Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur 1992 - 1996*, Wien.

KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82.

MAYER H. 1976: *Gebirgswaldbau - Schutzwaldpflege - Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Verfasser: Dipl.-Ing. Klemens Schadauer  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Waldinventur  
Seckendorff-Gudentweg 8  
A-1131 Wien



# Ergebnisse chemischer Nadelanalysen aus dem Tiroler Kalkalpin

K. STEFAN & F. HERMAN

*Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Mit Hilfe der Nährrelementen taten aus der bundesweiten Erhebung "Bioindikatornetz" kann die Ernährungssituation eines Bereiches des Tiroler Kalkalpins beurteilt werden.

Die schlechte Stickstoff-Versorgungssituation, die im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes nachgewiesen wurde, war auch im Tiroler Kalkalpin zu konstatieren, wobei sich die Verschlechterung der Ernährungssituation im Laufe des Beobachtungszeitraumes 1983-1992 besonders markant darstellte. Für die ungünstige Entwicklung wird eine erhebliche Beteiligung der Witterung (Niederschlagsdefizit und deutlich erhöhte Temperaturen während der Vegetationszeit, insbesondere 1992) angenommen. Die Phosphor- und Kaliumgehalte blieben weitgehend auf dem gleichen Niveau, die Calciumgehalte nahmen zu. Die häufigsten Mängeltypen waren N-, P- und NP-Mangel. 1992 war ein deutlicher Rückgang der Magnesiumgehalte festzustellen. Die Höhenstufe zwischen 1000 m und 1200 m war jene mit der allgemein schlechtesten Nährstoffversorgung, was sich in den letzten 5 Untersuchungsjahren auch im geringsten 100-Nadelgewicht und in den Elementmengen von N, P und K pro 100 Nadeln ausdrückte. Durch die Auswertung der Nährelementdaten der Nadelproben des Bioindikatornetzes für das Tiroler Kalkalpin wurde geprüft, inwieweit die Nährelementsituation in Achenkirch mit der dieses Wuchtraumes übereinstimmt.

Aufgrund der in Achenkirch von Anfang an schlechten Versorgung mit Stickstoff war die im Tiroler Kalkalpin vorkommende deutliche Verschlechterung im Raum Achenkirch nicht so deutlich nachzuweisen. Besonders bemerkenswert war hingegen die Verbesserung der Ernährungssituation an der hochsubalpinen Probefläche (Schulterberg). Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem Kalkalpin, welche keine markanten Veränderungen in der K- und Ca-Versorgung im selben Beobachtungszeitraum zeigten, verschlechterte sich im Bereich des Höhenprofiles Achenkirch die K-Versorgung, während sich die Ca-Versorgung deutlich verbesserte. Ebenfalls unterschiedliche Ergebnisse zeigte die Mg-Versorgung, die im Kalkalpin durch eine Verbesserung bis 1990 und anschließend eine deutliche Verschlechterung charakterisiert war, wogegen die Versorgung mit Magnesium in den Nadelproben des Raumes Achenkirch nahezu gleichblieb. Übereinstimmend war das Gleichbleiben der mittleren P-Konzentrationen beider Untersuchungsräume.

**Schlüsselworte:** Nährstoffgehalte, Bioindikatornetz, Fichte, Klimafaktoren, Höhenstufen, chemische Nadelanalysen

**Abstract.** [Results from Chemical Needle Analyses carried out in the Tyrolean Limestone Alps.] Based on the nutrient data of the Bio-Indicator Grid it is possible to evaluate special areas of the Limestone Alps.

The poor nitrogen supply, which was proved in the framework of the Austrian Bio-Indicator Grid, was found also in the Tyrolean Limestone Alps. In addition, a marked deterioration of the nutrient situation was observed during the period under investigation (1983-1992). It is assumed that the weather played an important part in this unfavourable development (lack of precipitation and significantly higher temperatures during the vegetation periods, particularly in 1992). The concentrations of phosphorous and potassium remained approximately the same; the calcium content increased. The most frequent types of deficiencies were N, P, and NP deficiencies. In 1992, a marked decrease in the magnesium concentrations was found. Generally, the altitudinal zone between 1,000 m and 1,200 m showed the worst nutrient situation, which can also be seen from the fact that, during the last five years of investigation, samples from that zone had the lowest 100-needle weights of N, P, and K. The evaluation of the nutrient data of the needle samples taken from the Bio-Indicator Grid of the Tyrolean Limestone Alps was used as a mean to check in how far the nutrient situation in Achenkirch is similar to that of the corresponding growth region.

So, the nitrogen nutrient situations of the needles of the area of Achenkirch was poor from the very beginning, it was not possible to show the significant deterioration of the situation of the Tyrolean Limestone Alps in the area of Achenkirch. A remarkable improvement of the nutrient situation was observed on the high-altitude sub-alpine sample plot (Schulterberg). As opposed to the results from the Limestone Alps, which did not show any significant changes regarding the supply with K and Ca during the same period, the K supply deteriorated in the area of the Achenkirch Altitude Profile; and the Ca supply improved remarkably. Different results were also obtained in respect of the Mg supply, which, until 1990, improved in the Limestone Alps, but after that deteriorated clearly, while it remained almost at the same level in Achenkirch during the entire period. In both areas of assessment the mean P concentrations remained the same.

**Keywords:** Nutrient concentrations, Bio-Indicator Grid, spruce, climatic factors, altitudinal zones, chemical needle analyses

## 1. Einleitung

Die Nährelementversorgung ist ein wichtiges Kriterium für die Beschreibung des Gesundheitszustandes von Waldbäumen, wobei Nadelanalysen als gute Methode zur Beurteilung der Nährstoffversorgung von Koniferenbeständen herangezogen werden können. Da seit 1983 Nährlementuntersuchungen an Fichten im Rahmen bundesweiter Erhebungen vorgenommen werden (STEFAN 1987, 1991, 1994), können die Wuchsräume 2.1. und 4.1 der Nordtiroler Kalkalpen in bezug auf die Ernährungssituation und die Änderung im Laufe des Beobachtungszeitraumes beschrieben und bewertet werden.

Zusätzlich wird ein Vergleich mit den Nährstoffgehalten in Fichtennadeln, welche im Rahmen eines ökosystemaren Projektes im Raum Achenkirch seit 1983 erhoben werden, möglich. Es kann damit geprüft werden, inwieweit die Beurteilungen des verdichtenen Profiles Achenkirch mit denen des flächendeckenden Beobachtungsnetzes übereinstimmende Ergebnisse erbringen.

## 2. Material und Methode

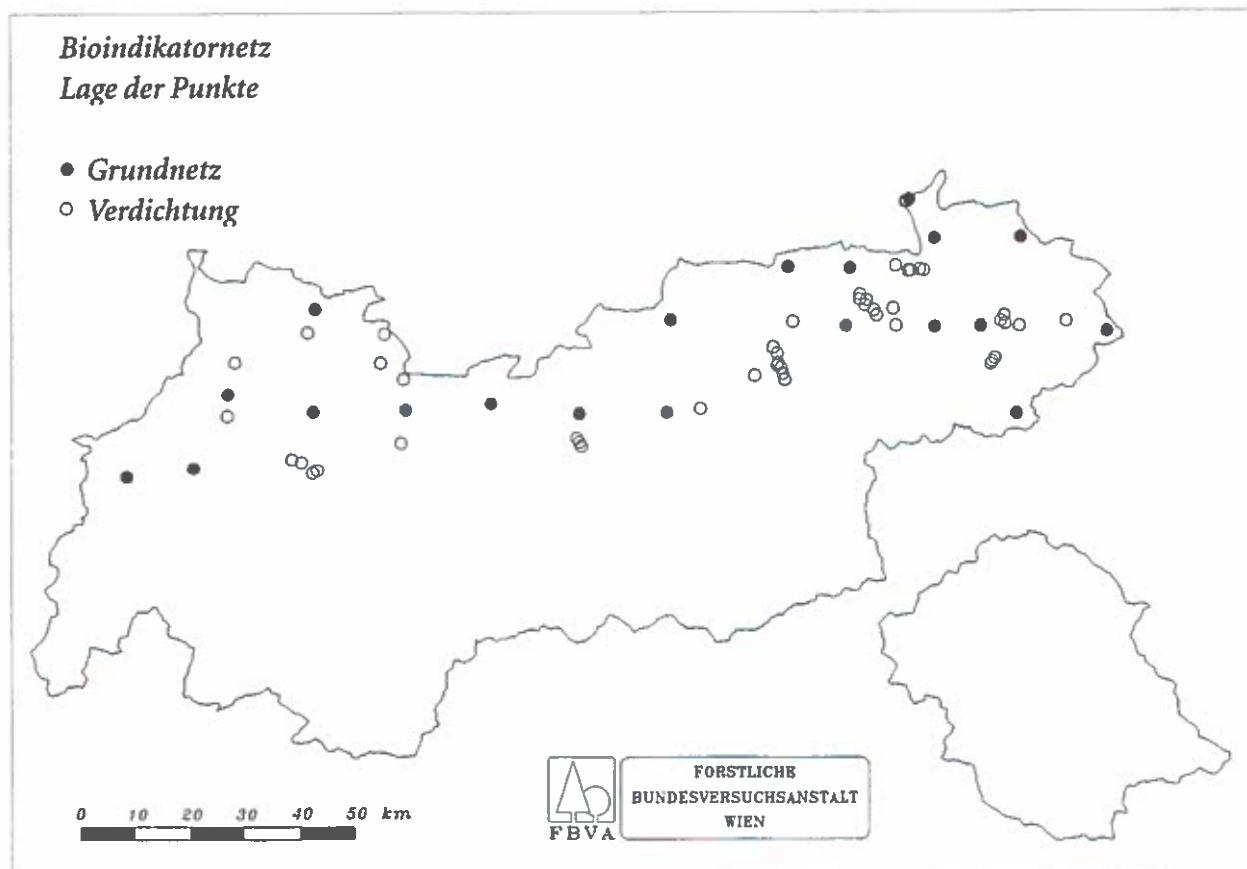
### 2.1 Material

Das zur Beurteilung der Wuchsräume herangezogene Datenmaterial stammt von Fichtennadelproben, welche in den verschiedenen Netzen (Grundnetz, Netz 83, Netz 85) gewonnen wurde. Die Lage der drei Netze im Tiroler Kalkalpin ist aus Abbildung 1 ersichtlich.

Das systematische Grundnetz mit einem 16 x 16 km Raster (19 Punkte) wurde 1983 eingerichtet und in diesem Jahr erstmals beprobt. Zusätzlich kamen 1983 nach topographischen Gesichtspunkten ausgewählte 32 Verdichtungspunkte hinzu, die mit dem Grundnetz das Netz 83 (n=51) ergaben. 1985 wurde eine weitere Verdichtung um 19 Punkte vorgenommen, sodaß im Zeitraum von 1985-1992 die Ergebnisse von 70 Probepunkten (Netz 85) beerntet wurden.

Die Gewinnung der Astproben wurde durch die Landesforstdirektion Tirol gemäß den Bestimmungen der "Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen" (BGBl. Nr. 199/1984) jeweils

Abb.1:  
Lage der Punkte der drei Netze



im Herbst an den zwei dauerhaft markierten Bäumen pro Probepunkt vorgenommen. Das im Rahmen dieses Berichtes besprochene Datenmaterial des Bioindikatornetzes basiert auf dem Nadelmaterial der Jahre 1983-1992 (Grundnetz, Netz 83) und dem der Jahre 1985-1992 (Netz 85). Der Nährstoffvergleich der "Höhenprofile Achenkirch" erfolgte mit Nadelmaterial des Zeitraumes 1983 bis 1993.

## 2.2 Methoden und Beurteilungskriterien

Die Stickstoffgehalte der Nadelproben wurden maßanalytisch nach Kjeldahlauflaufschluß bestimmt, die übrigen Hauptnährelemente aus nassen Aufschlüssen mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie bzw. photometrisch.

Für die Beurteilung der Nährstoffversorgung der Fichten an Hand der chemischen Nadelanalysendaten des Nadeljahrganges 1 (im Entnahmehr Jahr gebildet) wurden die in Tabelle 1 angeführten Werte (GUSSONE 1964) herangezogen.

Außer nach den Kriterien von GUSSONE (1964) wurde die Nährelementsituation auch noch anhand der Ergebnisse der Nährelementquotienten (STEFAN 1993, 1994) beurteilt, wobei die in Tabelle 2 angeführten Bereiche (HÜTTL 1986) als harmonisch angenommen wurden.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ernährungssituation wurde durch die *Bandbreiten und Mittelwerte* der fünf Hauptnährstoffe charakterisiert, wobei die Ergebnisse aller drei Netze in die Bewertung einflossen. Die Darstellung der *zeitlichen Entwicklung* wurde durch die Berechnung der prozentuellen Anteile des Datenmaterials im mangelhaften, nicht ausreichenden und ausreichenden Bereich vorgenommen, wobei ebenfalls das gesamte Datenmaterial zur Berechnung herangezogen wurde. Die *Nährelementquotienten* wurden auf der Basis des Probenmaterials des Netzes 85 berechnet und die pro-

zentuelle Verteilung auf drei Bereiche, ausgehend vom harmonischen Bereich, ausgewiesen. Zur besseren Beurteilung der Ernährungssituation wurde der Prozentanteil jener Probäume ermittelt, welcher mit einem oder mit mehreren Nährelementen mangelhaft versorgt war. Um wiederum die jährlichen Schwankungen und die Entwicklung im Beobachtungszeitraum zu dokumentieren, erfolgten die Berechnungen jahrweise, wobei das Probenmaterial des Grundnetzes und jenes des Netzes 85 beurteilt wurde.

Durch die Ermittlung der *100-Nadelgewichte* und die Berechnung der *mittleren Nährelementmengen* konnte ein Rückschluß auf Verdünnungs- bzw. Anreicherungseffekte oder durch Witterungseinflüsse modifizierte Ernährungszustände getroffen werden (HEINDORF 1966, HÖHNE 1968, HUNGER 1970a, STEFAN 1981, 1982). Für die Bewertung standen die 100-Nadelgewichtsdaten der Jahre 1988-1992 zur Verfügung.

Zur Beantwortung der Frage, ob und inwieweit die *Nährelementversorgung mit der Seehöhe* variiert, wurden am Beispiel des Netzes 85 die Ergebnisse für fünf Seehöhenbereiche ausgewiesen, wobei die Probepunkte, welche unter 600 m Seehöhe liegen, zu einem Kollektiv zusammengefaßt wurden. Die Seehöhenbereiche 601-800 m, 801-1000 m, 1001-1200 m wurden gesondert beschrieben und alle Probepunkte über 1200 m Seehöhe wieder zu einer Gruppe zusammengefaßt. Für diese fünf Höhenstufen wurden die mittleren prozentuellen Anteile ermittelt, welche keinen Mangel bzw. Mangel an einem oder mehreren Nährelementen aufwiesen.

Die Beeinflussung von Nährelementgehalten durch witterungsbedingte Veränderungen wurde anhand der Niederschlagsmengen und Temperaturen aufgezeigt. Meßdaten von vier meteorologischen Stationen im Tiroler Kalkalpin, welche von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in den "Monatsberichten der Witterung in Österreich" publiziert sind, wurden in Relation zum langjährigen Durchschnittswert gesetzt und die Abweichungen sowohl der Niederschlagsmengen als auch der Temperaturen jahresweise berechnet, wobei als Beobachtungszeitraum die Periode von Mai bis September herangezogen wurde.

Tab. 1:  
Beurteilungswerte der Nährelementversorgung (Fichte - Nadeljahrgang 1)

Nährstoffversorgung	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
mangelhaft	≤ 1,30	≤ 0,11	≤ 0,33	≤ 0,10	≤ 0,07
nicht ausreichend	1,31 - 1,50	0,12 - 0,13	0,34 - 0,42	0,11 - 0,36	0,08 - 0,11
ausreichend	> 1,50	> 0,13	> 0,42	> 0,36	> 0,11

Tab. 2:  
Harmonische Bereiche für  
Nährelementquotienten

N/P	7,01	-	10,00
N/K	1,01	-	3,00
N/Ca	2,01	-	7,00
N/Mg	8,01	-	14,00
K/Ca	0,81	-	2,40
K/Mg	2,21	-	6,40
Ca/Mg	2,51	-	5,00

### 3.1 Mittelwerte und Bandbreiten der Nähr-elementgehalte 1983-1992

Die Bereiche und Mittelwerte der Nähr-elementgehalte der Punkte der drei Netze sind aus Anhang 1 zu ersehen. Bis auf wenige Ausnahmen waren die Jahresmittelwerte des Probenmaterials der drei Kollektive hinsichtlich der Hauptnähr-elemente gleichen Schwankungen von Jahr zu Jahr unterworfen. Die Bandbreiten der Einzelwerte in den einzelnen Jahren lagen dagegen beim Grundnetz häufig deutlich unter den entsprechenden Werten der zwei verdichteten Netze, was sich durch den deutlich geringeren Probenumfang des Grundnetzes im Vergleich zu den verdichteten Netzen ergibt und auf eine größere Streuungsbreite im Untersuchungsraum hinweist.

Bis auf zwei Ausnahmen - von 1984 auf 1985 und von 1988 auf 1989 - nahmen die Stickstoff-Mittelwerte ständig ab und wiesen 1992 den deutlich geringsten Wert im Verlauf der 10 bzw. 8 Untersuchungsjahre auf. Die tiefsten Phosphor-Mittelwerte waren bei den seit 1983 bearbeiteten Netzen 1984 und beim Netz 85 1988 vorhanden. Nur verhältnismäßig geringe Schwankungen bestanden bei den Kalium-Mittelwerten, die bei allen 3 Kollektiven 1990 den geringsten Wert aufwiesen, in den darauffolgenden zwei Jahren aber zunahmen. Die Calcium-Mittelwerte, welche bei den drei Kollektiven 1983 und 1986 die geringsten Werte aufwiesen hatten, nahmen von 1991 auf 1992 bei den drei Netzen zwischen 28 % (Grundnetz) und 42 % (Netz 85) zu und wiesen bei allen Netzen 1992 die eindeutig höchsten Werte auf. Die Magnesium-Mittelwerte nahmen dagegen in den zwei letzten Untersuchungsjahren wieder ab, nachdem sie nach den Ergebnissen der seit 1983 bearbeiteten Netze ab 1985 gegenüber 1983 bzw. 1984 eine deutliche Zunahme erbracht hatten.

### 3.2 Beurteilung und Klassifikation der Nähr-elementgehalte

Wie aus Anhang 2 zu ersehen, bestand im Probenmaterial nach den Kriterien von GUSSONE (1964) in erster Linie eine mangelhafte Stickstoff-Versorgung, gefolgt von einer mangelhaften Phosphor-Versorgung. In geringem Umfang kam es in einzelnen Jahren zu Kalium- oder Magnesium-Mangel. Interessant war die Verschlechterung der Ernährungssituation im Laufe des Beobachtungszeitraumes. Nachdem der Anteil der Punkte mit Stickstoff-Mangel von 1983 bis 1989 beim Grundnetz zwischen 21 und 42 % betra-

gen hatte, stieg er in den folgenden drei Jahren von 47 % über 58 % schließlich auf 63 % im Jahre 1992 an. Dieselbe negative Entwicklung bestand auch bei den verdichteten Netzen, wo im letzten Untersuchungsjahr über 60 % der Punkte eine mangelhafte Stickstoff-Versorgung aufwiesen. Gegenüber 1985/86, als bei den 3 Netzen nur etwa ein Viertel der Punkte Stickstoff-Mangel aufgewiesen hatten, kam es im Mittel der letzten zwei Untersuchungsjahre zu mehr als einer Verdopplung der Zahl von Punkten mit Stickstoff-Mangel. Bei einer Beurteilung der Ernährungssituation ist außerdem bemerkenswert, daß bereits 1984 gegenüber dem Vorjahr und den beiden Folgejahren eine drastische Verschlechterung der Stickstoffversorgung zu konstatieren war. Die schlechte Ernährungssituation wurde 1984 auch für Phosphor konstatiert (Grundnetz 47 %, Netz 83 59 % der Probenpunkte im mangelhaften Bereich), wogegen in den übrigen Jahren der Prozentanteil mangelhaft versorgter Bäume zwischen 5 und 16 % (Grundnetz) bzw. 4 und 28 % (Netz 83) lag. Die Kalium- und Calcium-versorgung war im Probematerial des Grundnetzes niemals im mangelhaften Bereich. Bei den verdichteten Netzen, in denen von 1983 bzw. 1985 bis 1991 in Einzelfällen höchstens ein Punkt (Netz 83) bzw. drei Punkte (Netz 85) eine mangelhafte Kaliumversorgung aufgewiesen hatten, wiesen 1992 rund 8 bzw. 10 % der Punkte Kaliummangel auf und der Anteil der Punkte mit einer ausreichenden Kaliumversorgung sank auf den geringsten Wert seit dem Untersuchungsbeginn ab. Auch der Anteil der Punkte mit einer ausreichenden Magnesiumversorgung sank 1992 auf den geringsten Wert ab, wobei die Abnahme gegenüber dem Vorjahr bei Magnesium aber wesentlich stärker als bei Kalium ausfiel.

### 3.3 Beurteilung der Ernährungssituation anhand der Nähr-elementquotienten

Zur Beurteilung einer harmonischen Ernährung wurden die in Tabelle 2 angeführten Bandbreiten nach HÜTTL (1986) herangezogen und die prozentuellen Anteile der Nähr-elementquotienten für drei Bereiche ermittelt. Wie aus Anhang 3 zu ersehen, wiesen das N/P- und Ca/Mg-Verhältnis im Mittel der 8 Untersuchungsjahre mit 61 % bzw. 63 % die geringsten Anteile von Punkten im harmonischen Bereich auf, während die entsprechenden Werte beim N/K-, N/Ca- und K/Ca-Verhältnis mehr als 85 % betrugen. Bis auf eine Ausnahme (N/P) kam es bei allen Nähr-elementquotienten 1992 zum geringsten Anteil von

Punkten im harmonischen Bereich, wobei der Rückgang von 1991 auf 1992 bei N/Ca am ausgeprägtesten war, bei den anderen Quotienten aber auch in einer Größenordnung von 10 % lag.

### 3.4 Mangeltypen und Mangelhäufigkeit

Mangeltypen bezeichnen den Mangel an einem oder den gleichzeitigen Mangel an mehreren Nähr元素en. Aus dem Datenkollektiv wurden die prozentuellen Anteile von Punkten mit einer mangelhaften Nährstoffversorgung an einem oder mehreren Nährstoffen ermittelt.

Wie aus Anhang 4 ersichtlich, kam es im Laufe des Beobachtungszeitraumes zu einer deutlichen Verschlechterung der Ernährungssituation und sowohl beim Grundnetz als auch beim Netz 85 im Jahr 1992 zu der schlechtesten Nährstoffversorgung. Nachdem in den Einzeljahren von 1985 bis 1991 beim Grundnetz zwischen 42 % und 74 % der Punkte und beim Netz 85 zwischen 43 % und 71 % der Punkte keinen Mangel aufgewiesen hatten, war dies 1992 nur noch bei 37 % der Grundnetzpunkte und bei 27 % der Punkte des Netzes 85 der Fall.

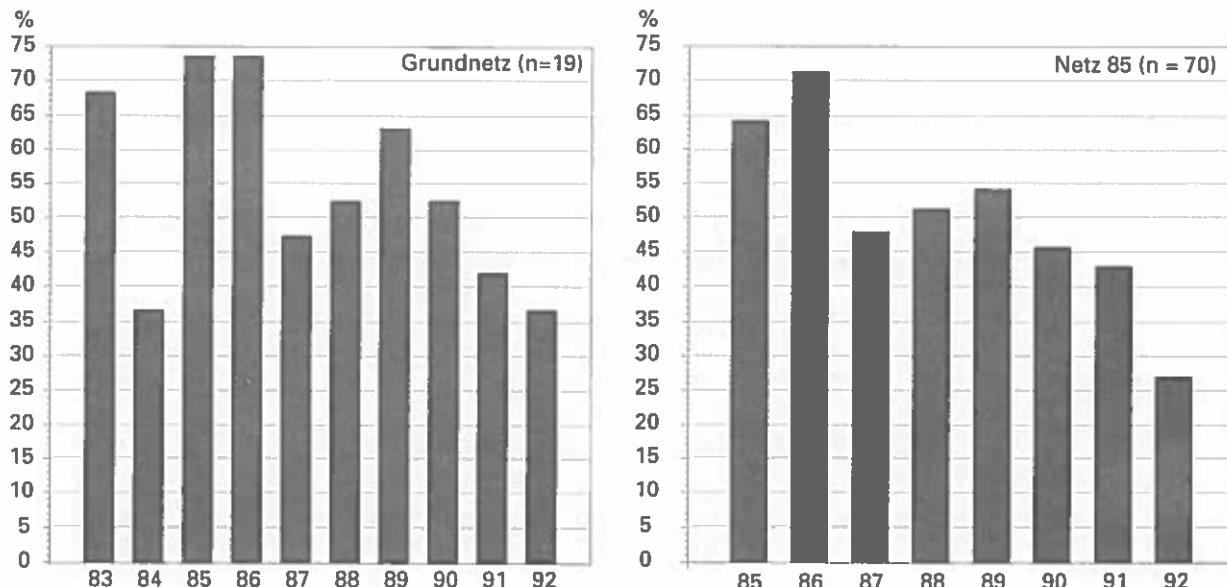
Wie aus Anhang 4 weiters zu ersehen, dominierte sowohl beim Grundnetz als auch beim Netz 85 der alleinige Stickstoffmangel in nahezu allen Untersuchungsjahren. Am zweithäufigsten kam es bei beiden Netzen zum gleichzeitigen N- und P-Mangel, während der alleinige Phosphormangel erst an dritter Stelle rangierte. Die Verschlechterung der Nährre-

mentversorgung in den letzten Jahren (dargestellt in Abb.2) dokumentiert sich auch in den Anteilen von Punkten, die im Verlauf von vier Jahren nie Mangel aufwiesen. Nachdem in der 4-Jahresperiode von 1985-1988 noch 37 % der Grundnetzpunkte und 41 % der Punkte des Netzes 85 nie Mangel aufgewiesen hatten, traf dies in den Jahren von 1989 bis 1992 nur noch bei einem Fünftel der Punkte zu. Mehr als ein Drittel der Grundnetzpunkte und über 40 % der Punkte des Netzes 85 wiesen zwischen 1985 und 1992 in mehr als der Hälfte der 8 Jahre Mangel an mindestens einem Nährelement auf.

### 3.5 100-Nadelgewichte, Nähr元素mengen und Witterung

Da von 80 % der Punkte des Netzes 85 durchgehend für die Jahre 1988-1992 die Werte der 100-Nadelgewichte vorliegen, konnte aus diesen und durch die Berechnung der Nähr元素mengen pro 100 Nadeln der Frage nachgegangen werden, ob es sich beim Rückgang der Nähr元素konzentrationen im Jahre 1992 um Verdünnungseffekte oder durch die Witterung hervorgerufene Veränderungen des Ernährungszustandes handelte. Wie aus Anhang 5 zu ersehen ist, schwankten die mittleren 100-Nadelgewichte von 1989 bis 1991 nur zwischen 576 und 593 mg, nachdem sie von 1988 auf 1989 um fast 20 % zugenommen hatten. Von 1991 auf 1992 sank das mittlere 100-Nadelgewicht dann drastisch um über 40 % ab. Der Verlauf der mittleren Stickstoff-, Phosphor, Kalium- und Magnesiummen-

Abb.2: Prozentuelle Anteile von Punkten ohne Mangel



gen/100 Nadeln korrespondierte von 1988 bis 1992 mit dem Verlauf der mittleren 100-Nadelgewichte. Die mittleren Calciummengen pro 100-Nadeln wiesen dagegen von 1989 bis 1991 im Vergleich zu 1988 nur geringfügig höhere Werte auf und die Abnahme von 1991 auf 1992 fiel mit rund 23 % in etwa nur halb so stark aus wie bei den anderen Elementen bzw. dem 100-Nadelgewicht, wodurch es von 1991 auf 1992 zu einer deutlichen Zunahme der Calciumkonzentration kam.

Diese Resultate erlauben den Schluß, daß es sich bei den Abnahmen der NährElementkonzentrationen im Jahre 1992 nicht um Verdünnungseffekte, sondern um eine witterungsbedingte Beeinflussung der NährElementversorgung handelte, die in der Literatur mehrfach beschrieben wurde (BERGMANN 1983, HEINSDORF 1966 und 1973, HUNGER 1970b, SCHMID 1985, WEHRMANN 1961). Bestätigt wird dies durch die Ergebnisse von vier meteorologischen Stationen im Tiroler Kalkalpin (Tabelle 3). Die Niederschlagsmengen in Prozent der langjährigen Mittel erbrachten an der Station Landeck immer ein Defizit, wobei sich dieses besonders deutlich in den Jahren 1991 und 1992 ergab. Auch an der Station Reutte verringerten sich die jährlichen Niederschlagssummen und ergaben 1992 die geringste Quantität. An der metrologischen Station Innsbruck war 1992 ebenfalls die geringste Niederschlagsmenge im 10jährigen Beobachtungszeitraum zu konstatieren, wobei aber im vorangegangenen Jahr, ebenso wie an der Meßstelle Kufstein - im Vergleich zum langjährigen Mittel - deutlich erhöhte Niederschlagsmengen registriert wurden. Die Station Kufstein erbrachte darüber hinaus, im Vergleich der vier Meßstationen, auch immer wieder

Niederschlagsmengen, welche über dem langjährigen Mittel lagen. Generell ist zu sagen, daß für alle vier Stationen in den Jahren 1984, 1986, 1988, 1990 und 1992 Defizite ermittelt wurden und 1992 das (mit Ausnahme Kufstein 1986) niederschlagsärmste Jahr war. Bedenkt man, daß in die Betrachtungsweise die Monate Mai bis September einflossen, welche für das Wachstum der Vegetation als besonders wichtig gelten, so ergibt sich daraus die witterungsbedingte Beeinflussung des Baumes.

Verstärkt wird die Streßbelastung durch natürliche Faktoren sicher auch noch durch die gegenüber den Normalwerten höheren Temperaturen der Sommermonate in den letzten Jahren der Untersuchung. Gegenüber den in der Literatur beschriebenen witterungsbedingten Veränderungen der NährElementversorgung durch Extreme von Einzeljahren, ist für das Untersuchungsgebiet noch als Verstärkung die mehrjährige "Auslenkung" der Witterungsbedingungen ohne zwischenzeitliche Erholungsmöglichkeiten in besseren Jahren zu berücksichtigen. Für den deutlichen Rückgang der Stickstoff- und Magnesiumgehalte bzw. die deutliche Zunahme der Calciumgehalte und den Rückgang der Zahl von Punkten ohne Mangel dürfte die Witterung ebenso maßgebend gewesen sein wie für die deutliche Abnahme der 100 Nadelgewichte und NährElementmengen/100 Nadeln von 1991 auf 1992. Dafür spricht auch, daß die Abnahmen in höheren Lagen geringer waren, was mit der Niederschlagssituation in inneralpinen Trockentälern erklärbar wäre; für die am Talboden gelegenen Wetterstationen ist ein stärkerer Rückgang der Niederschläge als in höheren Lagen anzunehmen.

Tab. 3:

*Niederschläge in Prozent des langjährigen Mittels und Abweichungen der Temperaturen vom langjährigen Mittel (jeweils Mai bis September)*

Station	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Niederschlagsmengen (in Prozent vom langjährigen Mittel)										
Reutte	102	90	104	89	91	87	91	86	87	67
Landeck	78	76	99	87	85	85	82	87	62	64
Innsbruck	108	93	111	94	111	94	106	90	110	80
Kufstein	105	93	102	78	96	80	92	85	112	80
Abweichungen der Temperaturen vom langjährigen Mittel (°C)										
Reutte	1,2	-1,0	0,0	0,0	0,1	0,6	0,1	-0,1	-0,2	1,3
Landeck	1,0	-0,8	0,3	0,6	0,3	0,9	0,1	0,4	0,4	1,7
Innsbruck	1,2	-0,9	0,2	0,5	-0,1	0,7	-0,2	0,3	0,1	1,7
Kufstein	1,1	-0,9	0,3	0,4	0,3	0,7	0,0	0,2	0,1	1,8

### 3.6 Nährelementversorgung in verschiedenen Höhenstufen

Zur Beantwortung der Frage, ob und inwieweit die Nährelementversorgung mit der Seehöhe variiert, wurden die Bewertungen den jeweiligen Höhenstufen zugeordnet. Tabelle 4 zeigt die mittleren prozentuellen Anteile der Probeflächen, welche keinen Mangel bzw. Mangel an einem oder mehreren Nährelementen aufwiesen (Mangeltypen).

Wie aus Tabelle 4 zu ersehen ist, bestand zumindest bis 1200 m immer ein deutlicher Zusammenhang zwischen Seehöhe und Nährelementversorgung. Während der mittlere Anteil von Punkten ohne Mangel an den Punkten der zwei Höhenstufen bis 800 m bei 60 bzw. 63 % lag, sank er in der daran anschließenden Höhenstufe auf 51 % und in der Höhenstufe von 1001-1200 m auf 31 %, dem geringsten Wert unter allen Höhenstufen ab; über 1200 mm stieg der mittlere Anteil von Punkten ohne Mangel dann wieder deutlich auf rund 48 % an. Der mittlere Anteil von Punkten mit alleinigem Stickstoffmangel nahm dagegen mit zunehmender Seehöhe ständig zu. Betrugen die Anteile in den unteren zwei Höhenstufen lediglich 9 bzw. 17 %, war dies in den zwei anschließenden Höhenstufen bis 1200 m bei rund 31 bzw. 34 % und über 1200 m bei der Hälfte der Punkte der Fall. Beim zweithäufigsten Mangeltyp, dem gleichzeitigen Stickstoff- und Phosphormangel, lag der mittlere Anteil in den drei Höhenstufen bis 1000 m zwischen 10 und 14 % und erreichte in der Höhenstufe von 1001 bis 1200 m mit rund 27 % den höchsten Wert. In der Höhenstufe über 1200 m war der Anteil dieses Mangeltyps - dem gleichzeitigen Stickstoff- und Phosphormangel - am geringsten. In der Summe betrachtet bestand im Vergleich zu den anderen Höhenstufen in der Höhenstufe von 1001-1200 m im Mittel von 1985-1992 am häufigsten eine mangelhafte Nährelementversorgung. In dieser Höhenstufe wies auch das 100-Nadelgewicht und die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliummengen pro 100 Nadeln im Mittel der Jahre von 1988-1992 unter allen 5 Höhenstufen die geringsten Werte auf.

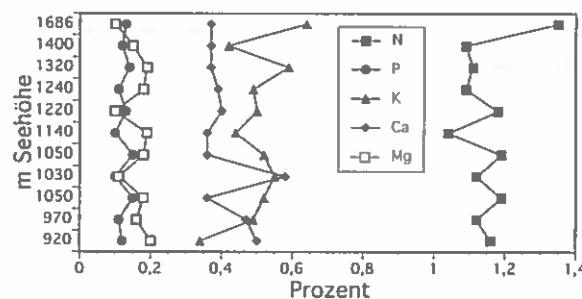
Tab 4:  
Mittlere Anteile (%) der verschiedenen Mangeltypen und Punkte ohne Mangel in den fünf Höhenstufen (Netz 85)

Höhenstufe	kein Mangel	Mangeltyp							
		N	P	K	Mg	NP	NK	NPK	PK
< 600 m	60,4	9,4	12,5	5,2	-	10,4	1,0	-	1,0
601-800 m	62,5	16,7	5,8	0,8	-	14,2	-	-	-
801-1000 m	51,4	30,6	0,7	0,7	0,7	12,5	0,7	2,8	-
1001-1200 m	31,3	33,9	2,7	-	-	26,8	-	5,4	-
>1200 m	47,7	50,0	-	-	-	2,3	-	-	-

### 3.7 Ergebnisse aus Achenkirch und Vergleich mit dem Tiroler Kalkalpin

Im Höhenprofil Achenkirch wurden seit 1983 Nährstoffanalysen in Fichtennadelproben durchgeführt. Die im Anhang 7 angeführten Ergebnisse basieren bei den Beprobungen 1983 bis 1990 auf den Mittelwerten von jeweils 2 Probewäumen, 1991-1993 auf den Mittelwerten von vier bis zehn Probewäumen. Die in der Folge besprochenen Werte basieren bei den Angaben der Probewäume 1-6 (ausgenommen 1A) auf Daten aus 9 bzw. 10 Jahren. Der Mittelwert der höchsten und tiefstgelegenen Probefläche errechnete sich aus 3 Beprobungen, die Flächen des Schulterbergs (9, 10) wurden 1993 erstmals beprobt.

Abb. 3:  
Gesamtmittelwerte der Nährstoffgehalte der Probeflächen Achenkirch (1983-1993 bzw. 1991-1993)



#### Seehöhenabhängigkeit

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, war die Stickstoffversorgung, berechnet aus den Mittelwerten, mit einer Ausnahme (Schulterberg, 1686 m) im mangelhaften Bereich gelegen, wobei die schlechteste Stickstoffversorgung ebenfalls - wie bereits für den Kalkalpinen Raum generell gezeigt - im Bereich um 1100 m lag. In 1686 m war eine Verbesserung der Stickstoffernährung zu konstatieren, wobei diese aber immer noch nicht ausreichend war; der bessere Ernährungszustand könnte mit der nicht erfolgten Schneiteilung der Bestände zusammenhängen. Die Phosphorversorgung war über den gesamten Untersuchungszeitraum ausreichend und zeigte keinen seehöhenabhängigen Verlauf. Die Kaliumwerte waren uneinheitlich und lagen überwiegend im nicht ausreichenden bzw. ausreichend versorgten Bereich. Die Calciumversorgung war in Seehöhenbereichen bis 1000 m Seehöhe größeren Schwankungen unterworfen und stellte sich ab diesem Höhenbereich einheitlich dar. Die Magnesiumversorgung war überwiegend ausreichend, aber in einigen Jahren, besonders an der höchstgelegenen Probefläche, im nicht ausreichenden Bereich.

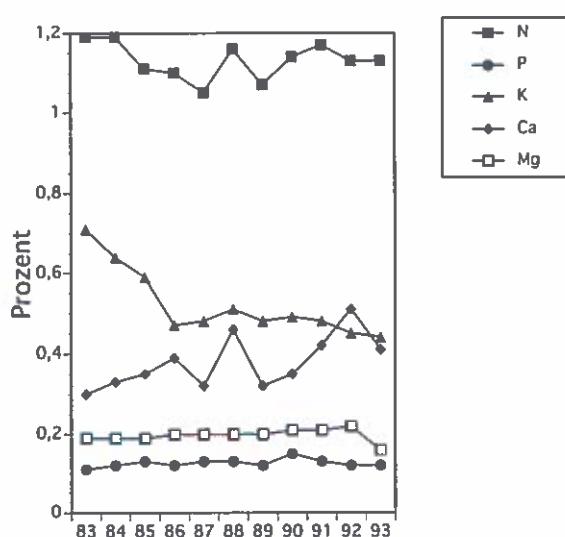
### Jahresverlauf

Aus Abbildung 4 ist ersichtlich, daß sich die Calciumernährungssituation im Beobachtungszeitraum verbesserte, während sich jene der Kaliumernährung bis 1986 deutlich verschlechterte, aber immer noch ausreichend war, um dann nur mehr geringfügig abzunehmen. Die ausreichende Ernährungssituation hinsichtlich Magnesium zeigte keine Veränderung, jene mit Phosphor schwankte ohne markanten Verlauf zwischen mangelhafter und ausreichender Versorgung. Die Stickstoffversorgung war stärkeren Schwankungen unterworfen; Die schlechteste Ernährungssituation war 1987 gegeben, in den Folgejahren kam es zu einer geringfügigen Verbesserung, ohne jedoch den 1983 und 1984 nachgewiesenen Ernährungsstatus wieder zu erreichen. Ergänzend muß erwähnt werden, daß sich all diese Veränderungen im Beurteilungsbereich der mangelhaften Versorgung ergaben. Bemerkenswert ist, daß auch bei der Beurteilung der Schwefelgehalte das Jahr 1987 deutlich durch hohe prozentuelle Anteile der Gesamtklassifikation 3+4 (was eine Immissionsein-

wirkung bzw. starke Immissionseinwirkung bedeutet) gegenüber den vorangegangenen und unmittelbar folgenden Jahren herausfiel.

Bei einer Bewertung der Nährelementversorgung auf der Basis der Nähr-elementquotienten stellte sich am Beispiel der N/P-Quotienten des Höhenprofils Christlum im Beobachtungszeitraum von 10 Jahren eine gewisse Verbesserung der Ernährungssituation dar. Wie aus Tabelle 5 zu ersehen, wurde ab 1989 nur mehr in geringerer Zahl jener Bereich über- bzw. unterschritten, welcher als harmonisch angenommen wird (7,01 bis 10,0; HUTTL 1986). In den Jahren 1983-1988 war hingegen besonders an den talnahen Probeflächen bis knapp über 1200 m Seehöhe überwiegend eine nicht harmonische Nährelementsituation durch Überschreitung, bezogen auf den N/P-Quotienten gegeben. Auch bei dieser Beurteilungsbasis fällt das Jahr 1987 durch unterschiedliche Ergebnisse auf. Bezogen auf den Nähr-elementquotienten N/P war 1987 generell auf allen Probeflächen in den Nadeln der Probetäume der harmonische Bereich nachzuweisen.

Abb.4:  
Gesamtmittelwerte der Nährstoffgehalte der Probeflächen in Achenkirch in den Untersuchungsjahren 1983 - 1993



### 4. Zusammenfassung

Nach den Ergebnissen der chemischen Nadelanalysen von Fichten des österreichischen Bioindikatornetzes ergab sich für das Tiroler Kalkalpin in den Jahren 1983 bis 1992 folgende Situation der Nähr-elementversorgung:

- Im Verlauf der 10 Untersuchungsjahre kam es vor allem zu einem starken Rückgang der Stickstoffgehalte in den Nadeln. Demgegenüber blieben die Phosphor- und Kaliumgehalte bis auf eine Ausnahme weitgehend auf dem gleichen Niveau. Nach Zunahmen der mittleren Magnesiumgehalte bis 1990 kam es vor allem 1992 zu einem deutlichen Rückgang. Im Gegensatz dazu nahmen die Calciumgehalte 1992 zu.
- Bei einer Klassifizierung der Nähr-elementgehalte der einzelnen Probepunkte kam es in erster Linie zu einer mehr oder minder ständig zunehmenden man-

Tab.5:  
Bereiche des Nähr-elementquotienten N/P am Höhenprofil Christlum im Beobachtungszeitraum 1983-1993  
(fett: Über- bzw. Unterschreitung des harmonischen Bereiches in % des Probenumfangs)

PF	SH (m)	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
1	1400	<b>12,4</b>	-	8,5	7,9	8,8	9,9	9,0	<b>6,9</b>	8,2	7,3	7,9
2	1320	<b>8,8</b>	-	7,8	8,2	7,6	7,8	<b>6,7</b>	<b>6,2</b>	8,2	8,2	8,1
3	1240	<b>8,7</b>	-	<b>10,4</b>	<b>10,1</b>	9,1	<b>14,7</b>	9,8	9,3	9,5	<b>10,1</b>	9,4
4	1140	<b>11,6</b>	-	<b>10,4</b>	<b>10,3</b>	9,2	<b>10,4</b>	9,8	9,0	<b>10,1</b>	9,5	<b>10,3</b>
5	1050	<b>10,8</b>	-	<b>6,9</b>	<b>11,2</b>	7,1	<b>5,7</b>	7,8	<b>6,3</b>	9,0	8,9	8,1
6	970	<b>11,9</b>	-	<b>10,4</b>	<b>10,8</b>	9,5	<b>11,0</b>	9,7	9,2	9,1	9,5	9,7

- gelhaften Stickstoffversorgung ( $\leq 1,30\% \text{ N}$ ), gefolgt von einer mangelhaften Phosphorversorgung ( $\leq 0,11\% \text{ P}$ ). Daneben kam es vereinzelt zu Kalium- und Magnesiummangel ( $\leq 0,33\% \text{ K}, \leq 0,07\% \text{ Mg}$ ).
- Neben alleinigem Stickstoff- oder Phosphormangel bestand in größerem Umfang auch ein gleichzeitiger Mangel an beiden Elementen.
  - Der Anteil der Punkte ohne Mangel wies zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren größere Schwankungen auf, wobei ab 1989 eine ständige Abnahme des Anteils von Punkten ohne Mangel zu konstatieren war und sich somit eine Verschlechterung des Ernährungszustandes ergab.
  - Ebenso war eine Verschlechterung der Nähr-elementversorgung mit zunehmender Seehöhe gegeben. Bei einer Zuordnung der Ergebnisse auf 5 Höhenstufen erwies sich die Höhenstufe von 1001 bis 1200 m nach den Ergebnissen der Proben des Netzes 85 als jene mit der ungünstigsten Nähr-elementversorgung. Im Mittel der letzten 5 Untersuchungsjahre wies diese Höhenstufe auch die geringsten 100-Nadelgewichte und geringsten Stickstoff-, Phosphor- und Kaliummengen/100 Nadeln auf.
  - Die Stickstoffversorgung im Höhenprofil Achenkirch war, in Analogie zu den Ergebnissen der BIN-Punkte im Tiroler Kalkalpin, ebenfalls mangelhaft und zeigte die schlechteste Ernährungssituation in der "kritisch" bewerteten Höhenstufe von 1100 m Seehöhe. Im hochsubalpinen Bereich war dagegen die Stickstoffversorgung besser, wogegen die Magnesiumversorgung sich in den mangelhaften Bereich verschob.
  - Für die ungünstigste Entwicklung der Nähr-elementversorgung, besonders für die Veränderungen von 1991 auf 1992, ist eine erhebliche Beteiligung der Witterung, verdeutlicht anhand der Abweichungen der Niederschlagssummen und Temperaturen in den Monaten Mai bis September gegenüber dem langjährigen Mittel, anzunehmen.

- HEINSDORF D. 1973: *Der Einfluß der Jahreswitterung auf den Nährstoffgehalt der Nadeln und das Wachstum ungedüngter Kiefernjugnwüchse*. Beitr. f. d. Forstwirtschaft 2, 75-83.
- HOHNE H. 1968: *Die methodischen Grundlagen der Nadelanalyse unter besonderer Berücksichtigung von Picea abies (L.) Karst. und Pinus sylvestris L.*, Habil.-Schr. TU Dresden (Tharandt), Zit. nach Fiedler, Nebe, Hoffmann (1973): Forstliche Pflanzennährung und Düngung. Gustav Fischer Verl., Stuttgart.
- HUNGER W. 1970a: *Ernährung und Düngung der Fichte auf Pseudogley-Standorten des Hügellandes*. Forschungsber. TU Dresden, Sekt. Forstwirtschaft, Zit. nach Fiedler H.J., Nebe W. und Hoffmann F. (1973). Forstliche Pflanzennährung und Düngung. Gustav Fischer Verl., Stuttgart.
- 1970b: *Über den Ernährungszustand älterer Fichtenbestände auf Pseudogley-Standorten in Jahren mit stark unterschiedlichen Niederschlagsverhältnissen*. Arch. Forstwes. 19, 937-961.
- HÜTTL R.F. 1986: "Neuartige" Waldschäden und Nähr-elementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* [L.] KARST.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundl. Abh. 16.
- SCHMIDT M. 1985: *Die trockenen und warmen Sommer 1976, 1982 und 1983 in Deutschland - Stressfaktoren für den Wald*. VDI Berichte 560 (Waldschäden), 527-544.
- STEFAN K. 1981: *Großdüngerversuche Pinkafeld. Nadelanalytische Ergebnisse*. Mitteilungen Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 136, 75-131.
- 1982: *Darstellung der Immissions- und Ernährungssituation der Wälder im Raum Gailitz-Arnoldstein mit Hilfe chemischer Analysen von Fichtenadeln*. Carinthia II, 39. Sonderh. 289-324.
- 1987: *Ergebnisse der Schwefel- und Nährstoffbestimmungen in Pflanzenproben des Österreichischen Bioindikatornetzes*. VDI Berichte 609, 555-580.
- 1991: *Das Österreichische Bioindikatornetz - Ergebnisse der Schwefel- und Nähr-elementuntersuchungen*. VDI Berichte 901/1, 259-273.
- 1993: *Ergebnisse der Schwefel- und Stickstoffmessungen aus Proben des Österreichischen Bioindikatornetzes*. Proceedings d. Symposiums "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA GSF.- Bericht 39, 255-264.
- 1994: *Die Nähr-elementversorgung der Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.) nach den Ergebnissen des österreichischen Bioindikatornetzes von 1982 bis 1990*. ECO-Informa 1994, 5. Umweltmonitoring und Bioindikation, 253-264.
- WEHRMANN J. 1961: *Die Auswirkung der Trockenheit von 1959 auf die Nähr-elementversorgung bayerischer Kiefernbestände*. Forstwiss. Cbl. 80, 272-287.

## Literatur

- BERGMANN W. 1983: *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. Gustav Fischer Verl., Stuttgart.
- GUSSONE H.A. 1964: *Faustzahlen für Düngung im Walde*. BLV-Bayerischer Landwirtschaftsverl., München-Basel-Wien.
- HEINSDORF D. 1966: *Über den Ernährungszustand von Kiefernkalturen auf Sandböden in den Jahren mit unterschiedlichen Niederschlägen (1961-1963)*. Arch. Forstwes. 15, 7454-773.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Klaus Stefan  
 Dipl.-Ing. Dr. Friedl Herman  
 Forstliche Bundesversuchsanstalt  
 Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
 Seckendorff-Gudent Weg 8  
 A-1131 Wien

## Anhang 1:

## Bereiche und Mittelwerte der Nährelementgehalte

Grundnetz	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
1983	1,19-1,66 1,417	0,10-0,22 0,158	0,41-1,01 0,696	0,15-0,49 0,364	0,08-0,18 0,121
1984	1,15-1,56 1,345	0,05-0,18 0,117	0,44-0,88 0,663	0,24-0,68 0,439	0,09-0,20 0,126
1985	1,17-1,70 1,392	0,11-0,22 0,158	0,40-1,02 0,689	0,21-0,71 0,495	0,10-0,23 0,135
1986	1,13-1,52 1,366	0,12-0,25 0,160	0,41-0,96 0,652	0,22-0,49 0,385	0,09-0,22 0,134
1987	1,05-1,60 1,337	0,10-0,21 0,145	0,40-1,16 0,692	0,24-0,58 0,429	0,10-0,22 0,141
1988	1,04-1,69 1,332	0,09-0,20 0,144	0,43-1,11 0,692	0,20-0,71 0,545	0,10-0,21 0,141
1989	1,17-1,63 1,362	0,12-0,23 0,166	0,39-1,05 0,686	0,26-0,68 0,439	0,09-0,22 0,139
1990	1,14-1,51 1,311	0,12-0,21 0,157	0,38-0,86 0,635	0,25-0,66 0,464	0,10-0,23 0,142
1991	1,04-1,45 1,255	0,09-0,19 0,142	0,42-0,92 0,653	0,21-0,66 0,440	0,10-0,18 0,136
1992	0,95-1,53 1,228	0,09-0,19 0,149	0,38-1,09 0,717	0,28-0,88 0,562	0,07-0,18 0,120
Netz 83	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
1983	1,13-1,77 1,428	0,10-0,23 0,149	0,35-1,01 0,673	0,15-0,63 0,391	0,07-0,19 0,121
1984	0,98-1,59 1,331	0,05-0,20 0,112	0,34-1,11 0,654	0,21-0,68 0,435	0,08-0,20 0,126
1985	0,89-1,83 1,402	0,08-0,24 0,152	0,31-1,02 0,683	0,19-0,92 0,498	0,10-0,23 0,140
1986	1,10-2,10 1,392	0,11-0,27 0,159	0,34-0,96 0,630	0,22-0,84 0,405	0,09-0,28 0,141
1987	1,01-1,66 1,329	0,09-0,23 0,141	0,33-1,16 0,671	0,24-0,80 0,460	0,09-0,22 0,145
1988	1,03-1,69 1,324	0,08-0,23 0,139	0,30-1,11 0,644	0,20-0,88 0,513	0,09-0,21 0,138
1989	0,97-1,65 1,342	0,09-0,24 0,154	0,37-1,05 0,633	0,25-0,70 0,438	0,09-0,23 0,142
1990	0,90-1,61 1,321	0,10-0,25 0,154	0,36-1,03 0,621	0,24-0,66 0,440	0,08-0,23 0,144
1991	0,95-1,48 1,262	0,07-0,22 0,138	0,41-1,11 0,660	0,21-0,81 0,425	0,09-0,23 0,139
1992	0,95-1,59 1,249	0,08-0,20 0,142	0,18-1,29 0,678	0,28-1,05 0,592	0,07-0,31 0,129
Netz 85	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
1985	0,89-1,86 1,412	0,08-0,25 0,163	0,31-0,102 0,664	0,19-0,092 0,494	0,10-0,24 0,142
1986	0,93-2,10 1,402	0,11-0,27 0,162	0,34-0,96 0,622	0,21-0,84 0,400	0,08-0,28 0,140
1987	0,95-1,82 1,342	0,09-0,24 0,146	0,30-1,16 0,653	0,22-0,80 0,455	0,09-0,22 0,142
1988	0,84-1,69 1,334	0,07-0,23 0,140	0,20-1,11 0,621	0,20-0,88 0,500	0,05-0,21 0,136
1989	0,87-1,68 1,349	0,08-0,27 0,157	0,29-1,05 0,617	0,25-0,70 0,435	0,09-0,23 0,141
1990	0,89-1,61 1,322	0,10-0,26 0,159	0,29-1,03 0,604	0,24-0,66 0,434	0,08-0,23 0,144
1991	0,89-1,66 1,267	0,09-0,45 0,156	0,26-1,11 0,637	0,21-0,81 0,424	0,09-0,23 0,139
1992	0,77-1,74 1,253	0,08-0,25 0,145	0,18-1,29 0,641	0,28-1,05 0,600	0,06-0,31 0,132

## Anhang 2:

**Prozentuelle Anteile der Probepunkte  
im mangelhaften (1), nicht ausreichenden (2) und ausreichenden Bereich (3)**

Jahr	N			P			K			Ca			Mg		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<b>Grundnetz</b>															
1983	21,1	57,9	21,1	10,5	26,3	63,2	-	5,3	94,7	-	36,8	63,2	-	47,4	52,6
1984	42,1	42,1	15,8	47,4	15,8	36,8	-	-	100,0	-	26,3	73,7	-	42,1	57,9
1985	26,3	57,9	15,8	5,3	26,3	68,4	-	5,3	94,7	-	10,5	89,5	-	26,3	73,7
1986	26,3	57,9	15,8	-	26,3	73,7	-	5,3	94,7	-	42,1	57,9	-	15,8	84,2
1987	42,1	42,1	15,8	15,8	36,8	47,4	-	10,5	89,5	-	21,1	78,9	-	15,8	84,2
1988	42,1	42,1	15,8	15,8	21,1	63,2	-	-	100,0	-	10,5	89,5	-	21,1	78,9
1989	36,8	47,4	15,8	-	26,3	73,7	-	5,3	94,7	-	15,8	84,2	-	26,3	73,7
1990	47,4	47,4	5,3	-	31,6	68,4	-	5,3	94,7	-	10,5	89,5	-	5,3	94,7
1991	57,9	42,1	-	15,8	31,6	52,6	-	5,3	94,7	-	21,1	78,9	-	15,8	84,2
1992	63,2	31,6	5,3	10,5	26,3	63,2	-	10,5	89,5	-	10,5	89,5	5,3	47,4	47,4
<b>Netz 83</b>															
1983	17,6	58,8	23,5	17,6	27,5	54,9	-	7,8	92,2	-	33,3	66,7	2,0	47,1	51,0
1984	45,1	43,1	11,8	58,8	11,8	29,4	-	5,9	94,1	-	25,5	74,5	-	37,3	62,7
1985	23,5	52,9	23,5	19,6	25,5	54,9	2,0	3,9	94,1	-	15,7	84,3	-	25,5	74,5
1986	27,5	54,9	17,6	3,9	25,5	70,6	-	9,8	90,2	-	37,3	62,7	-	23,5	76,5
1987	49,0	35,3	15,7	25,5	35,3	39,2	2,0	5,9	92,2	-	13,7	86,3	-	17,6	82,4
1988	47,1	39,2	13,7	27,5	23,5	49,0	2,0	5,9	92,2	-	7,8	92,2	-	27,5	72,5
1989	47,1	39,2	13,7	11,8	29,4	58,8	-	11,8	88,2	-	23,5	76,5	-	21,6	78,4
1990	52,9	33,3	13,7	15,7	23,5	60,8	-	7,8	92,2	-	23,5	76,5	-	11,8	88,2
1991	58,8	41,2	-	27,5	21,6	51,0	-	3,9	96,1	-	33,3	66,7	-	17,6	82,4
1992	60,8	33,3	5,9	23,5	23,5	52,9	7,8	9,8	82,4	-	7,8	92,2	5,9	43,1	51,0
<b>Netz 85</b>															
1985	25,7	45,7	28,6	20,0	20,0	60,0	4,3	4,3	91,4	-	15,7	84,3	-	25,7	74,3
1986	27,1	48,6	24,3	5,7	21,4	72,9	-	11,4	88,6	-	37,1	62,9	-	25,7	74,3
1987	45,7	35,7	18,6	25,7	28,6	45,7	2,9	8,6	88,6	-	12,9	87,1	-	18,6	81,4
1988	44,3	40,0	15,7	28,6	20,0	51,4	4,3	5,7	90,0	-	12,9	87,1	1,4	27,1	71,4
1989	40,0	44,3	15,7	12,9	25,7	61,4	2,9	11,4	85,7	-	25,7	74,3	-	20,0	80,0
1990	51,4	34,3	14,3	14,3	21,4	64,3	2,9	8,6	88,6	-	24,3	75,7	-	12,9	87,1
1991	54,3	44,3	1,4	27,1	18,6	54,3	1,4	7,1	91,4	-	32,9	67,1	-	14,3	85,7
1992	61,4	28,6	10,0	24,3	21,4	54,3	10,0	10,0	80,0	-	5,7	94,3	2,9	38,6	58,6

## Anhang 3:

**Prozentuelle Anteile der Nährelementquotienten Netz 85**  
(1: < harmonischer Bereich, 2: harmonischer Bereich, 3: > harmonischer Bereich)

	N/P			N/K			N/Ca			N/Mg		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<b>1985</b>												
1985	10,0	55,7	34,3	-	87,1	12,9	12,9	84,3	2,9	20,0	70,0	10,0
1986	8,6	74,3	17,1	-	84,3	15,7	1,4	97,1	1,4	18,6	70,0	11,4
1987	7,1	54,3	38,6	-	85,7	14,3	4,3	95,7	-	22,9	74,3	2,9
1988	7,1	50,0	42,9	-	90,0	10,0	15,7	82,9	1,4	21,4	74,3	4,3
1989	12,9	64,3	22,9	-	85,7	14,3	5,7	94,3	-	21,4	68,6	10,0
1990	14,3	68,6	17,1	-	84,3	15,7	2,9	97,1	-	25,7	70,0	4,3
1991	15,7	57,1	27,1	-	91,4	8,6	7,1	92,9	-	30,0	68,6	1,4
1992	14,3	61,4	24,3	1,4	82,9	15,7	40,0	60,0	-	21,4	60,0	18,6
<b>1985</b>												
1985	8,6	84,3	7,1	4,3	75,7	20,0	18,6	67,1	14,3			
1986	2,9	90,0	7,1	4,3	72,9	22,9	32,9	62,9	4,3			
1987	5,7	85,7	8,6	2,9	75,7	21,4	25,7	67,1	7,1			
1988	10,0	85,7	4,3	5,7	71,4	22,9	12,9	67,1	20,0			
1989	2,9	92,9	4,3	5,7	75,7	18,6	34,3	58,6	7,1			
1990	5,7	85,7	8,6	5,7	82,9	11,4	31,4	65,7	2,9			
1991	5,7	85,7	8,6	4,3	78,6	17,1	31,4	64,3	4,3			
1992	25,7	72,9	1,4	10,0	52,9	37,1	7,1	52,9	40,0			

## Anhang 4:

## Prozentuelle Anteile von Punkten mit Mangel an einem oder mehreren Elementen

Grundnetz	N	P	Mangeltyp		
			NP	NPMg	
1983	21,1	10,5	-	-	
1984	15,8	21,1	26,3	-	
1985	21,1	-	5,3	-	
1986	26,3	-	-	-	
1987	36,8	10,5	5,3	-	
1988	31,6	5,3	10,5	-	
1989	36,8	-	-	-	
1990	47,4	-	-	-	
1991	42,1	-	15,8	-	
1992	52,6	-	5,3	5,3	

Netz 85	N	P	K	Mg	Mangeltyp				
					NP	NK	NPK	NPMg	PKMg
1985	14,3	8,6	-	-	8,6	-	2,9	-	-
1986	22,9	1,4	-	-	4,3	-	-	-	-
1987	25,7	5,7	-	-	17,1	-	2,9	-	-
1988	20,0	2,9	-	-	21,4	-	2,9	-	1,4
1989	30,0	2,9	2,9	-	10,0	-	-	-	-
1990	37,1	2,9	-	-	11,4	2,9	-	-	-
1991	28,6	2,9	1,4	-	24,3	-	-	-	-
1992	42,9	5,7	4,3	1,4	11,4	-	5,7	1,4	-

## Anhang 5:

## Mittlere 100-Nadeigewichte und Nährelementmengen der Proben der Jahre 1988 bis 1992

Jahr	100 NG. (mg)	Nährelementmengen (mg) pro 100 Nadeln				
		N	P	K	Ca	Mg
1988	487	6,68	0,71	3,09	2,36	0,67
1989	576	7,96	0,95	3,61	2,44	0,83
1990	593	8,04	0,99	3,63	2,50	0,86
1991	576	7,45	0,86	3,69	2,39	0,82
1992	329	4,22	0,50	2,07	1,85	0,42

## Anhang 6:

Mittlere 100-Nadelgewichte und Nährelementmengen von Proben (Netz 85)  
in den einzelnen Höhenstufen

Höhenstufen n=	<600m (12)	601-800m (11)	801-1000m (17)	1001-1200m (11)	>1200m (6)	
100 Nadelgewichte (mg)	1988 1989 1990 1991 1992 MW	532 598 608 580 303 524	511 558 586 572 305 506	469 588 609 596 322 517	437 540 568 563 342 490	496 602 576 537 423 527
mg N/100 Nadeln	1988 1989 1990 1991 1992 MW	7,70 8,78 8,67 7,92 4,18 7,45	7,25 7,70 8,33 7,60 4,15 7,01	6,26 8,20 8,14 7,53 3,94 6,81	5,80 7,16 7,45 6,93 4,22 6,31	6,40 7,59 7,09 6,92 5,21 6,64
mg P/100 Nadeln	1988 1989 1990 1991 1992 MW	0,80 0,98 1,05 0,88 0,45 0,83	0,74 0,91 1,00 0,87 0,48 0,80	0,72 1,03 1,06 0,92 0,52 0,85	0,59 0,84 0,88 0,74 0,49 0,71	0,73 0,92 0,87 0,83 0,63 0,80
mg K/100 Nadeln	1988 1989 1990 1991 1992 MW	3,29 3,43 3,72 3,83 1,93 3,24	3,28 3,38 3,70 3,65 2,10 3,22	2,99 3,80 3,78 3,90 2,07 3,31	2,82 3,64 3,43 3,55 1,86 3,06	3,11 3,81 3,31 3,15 2,67 3,21
mg Ca/100 Nadeln	1988 1989 1990 1991 1992 MW	2,32 2,62 2,62 2,50 1,93 2,40	2,30 2,27 2,26 2,16 1,52 2,10	2,46 2,62 2,69 2,61 1,79 2,43	2,20 2,23 2,26 2,03 2,08 2,16	2,54 2,30 2,60 2,55 2,03 2,40
mg Mg/100 Nadeln	1988 1989 1990 1991 1992 MW	0,72 0,92 0,89 0,85 0,41 0,76	0,74 0,85 0,87 0,83 0,37 0,73	0,59 0,84 0,87 0,80 0,34 0,69	0,63 0,74 0,84 0,80 0,51 0,70	0,73 0,77 0,82 0,82 0,56 0,74

## Anhang 7:

## Nährstoffgehalte der Fichtennadeln 1983-1993

PF	SH	Stickstoff												Mittel
		83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	Mittel	
7	1686									1,43	1,37	1,25	1,35	
9	1220											1,18	-	
10	1030											1,12	-	
1	1420	1,24	1,18	1,19	1,10	1,15	1,19	1,08	1,11	1,15	1,09	1,11	1,14	
1A	1400											1,10	1,07	1,09
2	1320	1,06	1,20	1,09	1,06	0,99	1,17	1,01	1,17	1,23	1,15	1,05	1,11	
3	1240	1,30		1,04	1,11	0,91	1,03	1,17	1,12	1,14	1,01	1,03	1,09	
4	1140	1,04		0,94	1,03	0,92	1,14	0,98	1,08	1,11	1,04	1,13	1,04	
5	1050	1,29		1,37	1,12	1,27	1,19	1,02	1,13	1,17	1,16	1,21	1,19	
6	970	1,19		1,04	1,19	1,04	1,21	1,16	1,20	1,00	1,04	1,16	1,12	
8	920										1,15	1,17	1,17	1,16
Mittel		1,19	1,19	1,11	1,10	1,05	1,16	1,07	1,14	1,17	1,13	1,13		
PF	SH	Phosphor												Mittel
		83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	Mittel	
7	1686									0,15	0,12	0,12	0,13	
9	1220											0,13	-	
10	1030											0,10	-	
1	1420	0,10	0,10	0,14	0,14	0,13	0,12	0,12	0,16	0,14	0,15	0,14	0,13	
1A	1400											0,12	0,12	0,12
2	1320	0,12	0,14	0,14	0,13	0,13	0,15	0,15	0,19	0,15	0,14	0,13	0,14	
3	1240	0,15		0,10	0,11	0,10	0,07	0,12	0,12	0,12	0,10	0,11	0,11	
4	1140	0,09		0,09	0,10	0,10	0,11	0,10	0,12	0,11	0,11	0,11	0,10	
5	1050	0,12		0,20	0,10	0,18	0,21	0,13	0,18	0,13	0,13	0,15	0,15	
6	970	0,10		0,10	0,11	0,11	0,11	0,12	0,13	0,11	0,11	0,12	0,11	
8	920										0,11	0,12	0,13	0,12
Mittel		0,11	0,12	0,13	0,12	0,13	0,13	0,12	0,15	0,13	0,12	0,12		
PF	SH	Kalium												Mittel
		83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	Mittel	
7	1686									0,73	0,64	0,54	0,64	
9	1220											0,50	-	
10	1030											0,55	-	
1	1420	0,45	0,51	0,70	0,46	0,49	0,56	0,56	0,54	0,51	0,50	0,46	0,46	
1A	1400											0,44	0,40	0,42
2	1320	0,56	0,76	0,90	0,47	0,61	0,64	0,52	0,57	0,55	0,50	0,39	0,59	
3	1240	1,10		0,41	0,45	0,39	0,27	0,41	0,43	0,46	0,46	0,49	0,49	
4	1140	0,70		0,46	0,35	0,42	0,48	0,42	0,41	0,42	0,37	0,39	0,44	
5	1050	0,97		0,52	0,51	0,36	0,56	0,43	0,44	0,43	0,45	0,48	0,52	
6	970	0,48		0,57	0,59	0,58	0,53	0,51	0,57	0,32	0,34	0,36	0,49	
8	920									0,38	0,34	0,31	0,34	
Mittel		0,71	0,64	0,59	0,47	0,48	0,51	0,48	0,49	0,48	0,45	0,44		
PF	SH	Calcium												Mittel
		83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	Mittel	
7	1686									0,55	0,44	0,50	0,37	
9	1220											0,40	-	
10	1030											0,58	-	
1	1420	0,39	0,37	0,36	0,26	0,26	0,32	0,21	0,35	0,35	0,44	0,37	0,33	
1A	1400											0,46	0,28	0,37
2	1320	0,33	0,28	0,33	0,33	0,31	0,54	0,37	0,35	0,42	0,42	0,42	0,37	
3	1240	0,24		0,33	0,33	0,31	0,54	0,37	0,35	0,43	0,54	0,42	0,39	
4	1140	0,26		0,41	0,31	0,34	0,33	0,25	0,30	0,41	0,60	0,39	0,36	
5	1050	0,27		0,29	0,57	0,27	0,47	0,28	0,32	0,43	0,43	0,31	0,36	
6	970	0,62		0,39	0,53	0,45	0,57	0,42	0,43	0,35	0,54	0,38	0,47	
8	920									0,38	0,72	0,41	0,50	
Mittel		0,30	0,33	0,35	0,39	0,32	0,46	0,32	0,35	0,42	0,51	0,41		
PF	SH	Magnesium												Mittel
		83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	Mittel	
7	1686									0,11	0,10	0,10	0,10	
9	1220											0,10	-	
0	1030											0,11	-	
1	1420	0,17	0,14	0,12	0,14	0,12	0,13	0,09	0,15	0,17	0,18	0,15	0,14	
1A	1400											0,17	0,13	0,15
2	1320	0,18	0,16	0,20	0,18	0,18	0,24	0,16	0,22	0,18	0,19	0,16	0,19	
3	1240	0,16		0,16	0,19	0,16	0,19	0,21	0,18	0,18	0,20	0,17	0,18	
4	1140	0,15		0,19	0,18	0,19	0,21	0,19	0,19	0,19	0,22	0,17	0,19	
5	1050	0,17		0,15	0,17	0,19	0,24	0,15	0,20	0,20	0,18	0,16	0,18	
6	970	0,21		0,13	0,16	0,15	0,16	0,13	0,16	0,17	0,19	0,16	0,16	
8	920									0,20	0,24	0,17	0,20	
Mittel		0,19	0,19	0,19	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,16		

## Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen

S. SMIDT<sup>1)</sup>, M.H. KNOFLACHER<sup>2)</sup>, F. MUTSCH<sup>3)</sup>, K. STEFAN<sup>1)</sup>, F. HERMAN<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt

<sup>2)</sup> Forschungszentrum Seibersdorf

<sup>3)</sup> Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt

**Kurzfassung.** Anthropogene Belastungen der Waldökosysteme der Nordtiroler Kalkalpen mit Luftscha-dstoffen werden durch örtliche Emissoren und durch den Ferntransport verursacht. Neben den gasförmigen Schadstoffen  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{O}_3$  sind dies vor allem Einträge von Protonen, Stickstoff und Schwermetallen.

Zur Charakterisierung der Nordtiroler Kalkalpen im Hinblick auf ihre Belastung durch Schadstoffdepositionen wurden Ergebnisse bundesweiter Erhebungen (Österreichisches Bioindikatornetz, Österreichische Waldbo-den-Zustandsinventur), Luftmeßdaten des Landes Tirol, Modellrechnungen und Erhebungen aus dem Raum Achenkirch herangezogen. Die Beurteilung der Meßwerte erfolgte anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten bzw. Critical Loads.

Die für den Untersuchungsraum durchgeführten Auswertungen der Luftmeßdaten zeigten, daß sich die Belas-tungsmuster je nach der absoluten Seehöhe bzw. der relativen Höhe über Tal sehr unterschiedlich darstellen. Im Talbereich werden wirkungsbezogene Grenzwerte für  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_2$  in Ballungsräumen überschritten, in höheren Lagen stellt Ozon einen potentiellen Risikofaktor dar, besonders für empfindliche Pflanzenarten. Der Schwefeleintrag ist anhand der Bioindikatorbaumart Fichte bis über 1000 m feststellbar. Auch dem Eintrag von anthropogenem emittierten Schwermetallen, die im Boden mit der Seehöhe zunehmen, ist Augenmerk zu schen-ken, da diese bodenbiologische Abläufe beeinträchtigen können. Während die Säureeinträge im Bereich der Nordtiroler Kalkalpen vom Ausgangsgestein gut abgepuffert werden können, können Stickstoffeinträge eutro-phierend wirken und über Ausgasungen die Atmosphäre erneut belasten.

**Schlüsselworte:** Nordtiroler Kalkalpen, Ozon, saure Depositionen, Stickstoffdepositionen, Schwermetalle

**Abstract.** [Stress on the Northern Tyrolean Limestone Alps by the Depositions of Pollutants.] Anthropoge-nous stresses of the forest ecosystems of the Northern Tyrolean Limestone Alps are caused by local emitters and long distance transport. Apart from the gaseous pollutants  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  and ozone, the deposition of protons, nitrogen and heavy metals are particularly harmful.

Investigation results from all over Austria (Austrian Bio-Indicator Grid, Austrian Forest Soil Monitoring Sy-tem), air monitoring data from the Federal Province of the Tyrol, model calculations, and surveys from the Achenkirch area were used to characterize the stress of the investigation area by pollutant depositions. The mo-nitoring data were evaluated by using effect-related limiting values and/or Critical Loads.

The evaluation of the air monitoring data for the Northern Tyrolean Limestone Alps showed that stress patterns differ significantly depending on the absolute above sea and the relative altitude above valleys. In valleys, effect-related limiting values for  $\text{SO}_2$  and  $\text{NO}_2$  are exceeded in agglomerations; at higher locations, ozone is a poten-tial risk factor, particularly for sensitive plant species. In spruce, which is used as a bio-indicator species, the de-position of sulphur can be determined up to altitudes of more than 1,000 m. Attention should also be paid to the input of heavy metals by anthropogenous emitters. They increase with altitude and are important because they can influence soil-biological processes. While the acid inputs in the area of the Northern Tyrolean Lime-stone Alps are well buffered, nitrogen inputs can cause eutrophication and stress the vegetation indirectly through emanation.

**Keywords:** Northern Tyrolean Limestone Alps, ozone, acid depositions, N-depositions, nitrogen depositions, heavy metals

## 1. Einleitung

Waldökosysteme stehen unter dem Einfluß natürlicher und anthropogener Stressfaktoren. In Tirol stellt sich die Immissionsbelastung in unterschiedlich verkehrsbelasteten Tallagen der Haupt- und Seitentäler und in den Waldgebieten in höheren Lagen sehr differenziert dar. In letzteren kommen zu den anthropogenen Belastungen aus lokalen Quellen und den Ferntransporten noch jene des Tourismus, der Waldbeweidung und des Wildes hinzu. Als weitere Stressoren sind die natürlichen klimatischen Stressfaktoren zu berücksichtigen.

Der Eintrag der Luftschaadstoffe in Waldökosysteme erfolgt durch trockene Deposition (Gase, Stäube), nasse Absetzdeposition (Schadstoffe im Regen, Schnee etc.) und okkulte Deposition (Nebel). In Österreich wird den Wirkungen von Luftschaadstoffen auf Pflanzen große Bedeutung beigemessen, was auch durch gesetzliche Vorschriften bzw. Grenzwerte sowie Richt- und Zielwerte zum Ausdruck kommt (z.B. 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen; Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> und Ozon), wobei zusätzlich noch internationale Bewertungskriterien herangezogen werden (Critical Loads der UN-ECE für Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge). Trotzdem sind die gesetzlichen Regelungen auf Bundes- und Landesebene zum Schutz der Pflanzen noch äußerst lückenhaft, so v.a. im Hinblick auf Stickstoffoxide, Ozon, flüchtige organische Verbindungen, Schadstoffeinträge und ihre kombinierte Wirkungen. Als Gas deponierte Luftschaadstoffe wirken v.a. direkt über die Blattorgane, Absetzdepositio nen sind für die Vegetation v.a. im Hinblick auf Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge von Bedeutung (UN-ECE 1991); sie wirken auf Blattorgane bzw. oberirdische Pflanzenteile z.B. durch die Auswaschung von Nährlementen. Nitrat-, Sulfat und Ammonium-Einträge fördern die Bodenversauerung, Stickstoffeintrag darüber hinaus Nährstoffungleichgewichte und u.U. die Eutrophierung des Bodens.

Im Rahmen des vorliegenden Berichtes soll die Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen bewertet werden, deren Kenntnis als Basis für gezielte Schutzmaßnahmen für den in diesem Wuchsgebiet existentiellen Schutzwald dienen kann. Die Bewertung ist durch zahlreiche flächendeckende Erhebungen und Spezialuntersuchungen, die für den Raum der Nordtiroler Kalkalpen vernetzt interpretiert werden können, möglich.

Die Nordtiroler Kalkalpen (Wuchsgebiete 2.1 und 4.1; KILIAN et al. 1994) repräsentieren rund die halbe Fläche Nordtirols. Der Talbereich des Inntales, der zwischen Kufstein und Telfs in diesem Wuchsgebiet liegt, sowie die Tallagen zahlreicher weiterer, sehr gut dokumentierter alpiner Täler (z.B. des Zillertales; BOLHAR-NORDENKAMPF 1989) sind zum Teil durch hohe Schadstoffbelastungen, im besonderen aus dem Verkehr, gekennzeichnet (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). Während sich die Emissionen und Immissionen von SO<sub>2</sub> in diesem Raum - wie in Österreich allgemein - in den letzten 10 Jahren deutlich verringert haben, nahmen jene der Stickstoffoxide nur geringfügig ab (SMIDT & GÄBLER 1994).

Die Belastung der Vegetation mit Luftschaadstoffen stellt sich je nach der Lage, Exposition und Seehöhe sehr differenziert dar und hängt stark von den orographischen bzw. meteorologischen Voraussetzungen für die Schadstoffausbreitung in den Tälern und von den örtlichen Emittenten ab (KAISER 1994a, 1994b). Im allgemeinen nehmen die mittleren SO<sub>2</sub>- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen oberhalb der Talböden rasch ab, die Ozonkonzentrationen hingegen deutlich zu (HERMAN & STEFAN 1992; SMIDT 1994b).

Trendaussagen für Ozon lassen sich wie für SO<sub>2</sub> und NO<sub>2</sub> aufgrund zu kurzer Meßreihen für diesen Raum noch nicht erstellen (UMWELTBUNDESAMT 1994a; SMIDT & GÄBLER 1994), doch muß auf der Basis der Beurteilung der Jahresmittelwerte und auch anhand des provisorischen Critical Level der UN-ECE (1994) für Forstpflanzen von einer potentiellen Gefährdung der alpinen Vegetation ausgegangen werden.

Eine weitere Gruppe von pflanzenrelevanten Verbindungen sind flüchtige organische Komponenten; eine Reihe von direkt oder indirekt pflanzenrelevanten stammt aus dem KFZ-Verkehr (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991; SMIDT 1994c), eine andere wichtige Gruppe sind C<sub>1</sub>- und C<sub>2</sub>-Chlorkohlenwas serstoffe, welche direkt und v.a. als Umwandlungsprodukte (z.B. als Trichloressigsäure, welche als Herbizid wirkt) wirken und in der Luft (SCHRÖDER 1994) und in Fichtennadeln des Raumes Achenkirch nachgewiesen werden konnten (PLUMACHER & SCHRÖDER 1994).

Ionenkonzentrationen (Sulfat, Nitrat, Ammonium etc.) in nassen Freilanddepositionen nehmen mit der Seehöhe bzw. mit der Höhe über Tal je nach der örtlichen Emissionssituation meist deutlich ab; keine einheitliche Zu- bzw. Abnahme zeigen hingegen die jährlichen Einträge von Protonen, Schwefel und Stickstoff mit der Seehöhe (SMIDT & MUTSCH 1993). Bei diesen zur Zeit vorliegenden Ergebnissen ist zu bedenken, daß die Freilanddepositionen nur einen Teil des Gesam-

teintrages repräsentieren und die Bewertungen nur nach exakter Kenntnis der trockenen und besonders der okkulten Deposition erfolgen kann. Aufgrund der Filterwirkung von Waldbeständen werden die in den Baumkronen ausgefilterten Schadstoffe über die Kronentraufe und den Stammablauf in den Boden eingetragen. Die Depositionen von Protonen und Stickstoff spielen eine wichtige Rolle bei den Stoffkreisläufen von Waldökosystemen, wobei zur Zeit v.a. die Stickstoffkreisläufe international diskutiert werden.

Im folgenden wird die Belastung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von Meßwerten und Grenzwerten aufgezeigt und bewertet.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Grundlagen für die Beschreibung der Schadstoffbelastung in den Nordtiroler Kalkalpen

Die Beschreibung der Luftschastoffbelastung in den Nordtiroler Kalkalpen erfolgt aus den Ergebnissen von bundesweiten Erhebungen, dauerregistrierenden Luftschastoffmessungen, aus punktuellen Spezialerhebungen und durch modellhafte Ansätze, wobei letztere u.a. auf den genannten Erhebungen beruhen. Die Evaluierung der Luftschastoffkonzentrationen und -einträge wird anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten und Luftqualitätskriterien vorgenommen, eine kartenmäßige Darstellung auf der Basis modellhafter Ansätze.

#### 2.1.1 Bundesweite Erhebungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt

SO<sub>2</sub>-Immissionseinwirkungen, ihre zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung können mit Hilfe von Daten des *Österreichischen Bioindikatornetzes* mit der Hauptbaumart Fichte festgestellt werden (STEFAN 1994; Abbildung 1). Die Ergebnisse der *Österreichischen Waldbodenzustandsinventur* (MUTSCH 1992) liefern vor allem auf der Basis der Schwermetalle Hinweise auf atmogene Einträge. Ferner kann aus den erhobenen Bodenparametern eine Abschätzung der Gefährdung gegenüber Protoneneinträgen durchgeführt werden.

#### 2.1.2 Daten des Amtes der Tiroler Landesregierung

*Dauerregistrierende Messungen:* Zur Beurteilung der Immissionssituation stehen Daten von zahlreichen dauerregistrierenden Luftmeßstationen zur Verfügung (SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, Staub, CO; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1990-1993). Ferner liegen Untersuchungsergebnisse vor, die im Rahmen der Tiroler "Transitstudie" zur Abschätzung der Gefährdung durch den Transitverkehr erhoben wurden (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). *Depositionsmeßdaten* aus Tirol liegen von drei WADOS-Stationen sowie einer Bestandesmeßfläche vor.

#### 2.1.3 Spezialerhebungen im Raum Achenkirch

Luft- und Depositionsmessungen aus dem Raum Achenkirch wurden im Rahmen des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt vorgenommen (SMIDT & HERMAN 1994; BERGER 1995). SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- und Ozonmeßdaten (SMIDT & GABLER 1994) sowie Daten über Pestizidgehalte im Regenwasser (LORBEER et al. 1994) und Chlorkohlenwasserstoffgehalte in der Luft (SCHRÖDER 1994) liegen ebenfalls vor.

#### 2.1.4 Modellberechnungen

*Schadstoffeinträge:* Die Berechnungen von Critical Loads (UN-ECE 1988) im Hinblick auf eine Versauerung und Eutrophierung durch Stickstoff erfolgte auf der Basis verschiedener Kartengrundlagen für Waldböden (KNOFLACHER & PIECHL 1992, KNOFLACHER & LOIBL 1993) und der Depositionen durch die Auswertung und flächenbezogene Interpolation von Meßergebnissen (KOVAR et al. 1991). Hierbei werden in Rasterfeldern von 150 x 150 km (künftig 50 x 50 km) die Sensitivitäten von Rezeptoren gegenüber bestimmten Schadstoffen ermittelt und Stoffeinträgen gegenübergestellt. Die Modelle erlauben die Abschätzung der Ionenkonzentrationen in der Bodenwasserlösung unter Berücksichtigung der Ionendepositionen, der Verwitterung, Auswaschung und dem Entzug durch die Vegetation (UN-ECE 1991).

*Ozonkonzentrationen* bzw. die Überschreitung von Critical Levels für Ozon können ebenfalls in Modellberechnungen einbezogen werden (LOIBL et al. 1991; LOIBL 1994).

## 2.2 Beurteilungsgrundlagen

### 2.2.1 Luftschadstoffkonzentrationen (wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen)

SO <sub>2</sub> - Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBI. 199/1984)		
	Halbstunden- mittlerwert (mg/m <sup>3</sup> )	Tages- mittlerwert (mg/m <sup>3</sup> )
Vegetationszeit (April - Oktober)	0,070 *) 0,150 **)	0,050 0,100 ***
Vegetationsruhe (November - März)	0,150 *)	0,100

\*) 97,5-Perzentil  
 \*\*) Die zulässige Überschreitung, die sich aus der Perzentilregelung ergibt, darf höchstens 100% des Grenzwertes betragen  
 \*\*\*) Für Bestände, in denen der Anteil der Nadelbaumarten insgesamt 5% nicht erreicht und der Anteil der Tanne weniger als 2% beträgt

SO <sub>2</sub> - Grenzkonzentrationen des Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (IUFRO 1975/1978; mg/m <sup>3</sup> )			
	HMW	TMW	JMW
*)	0,075	0,050	0,025
**)	0,150	0,100	0,050

\*) Zur Aufrechterhaltung der Schutz- und Sozialfunktion des Waldes auf kritischen und extremen Standorten; HMW: 97,5-Perzentil in der Vegetationszeit  
 \*\*) Zum Schutz der vollen Leistungsfähigkeit des Waldes auf den meisten Standorten, bezogen auf die Empfindlichkeit der Fichte; HMW: 97,5-Perzentil in der Vegetationszeit

Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für NO <sub>2</sub> (1987) und Ozon (1989; mg/m <sup>3</sup> )						
VZ-MW: Vegetationszeitmittelwert, April - Oktober, 9:00-16:00						
*Zielwerte						
Gas	HMW	1h-MW	8h-MW	TMW	VZ-MW	JMW
Ozon	0,30	0,15	0,06	-	0,06	
NO <sub>2</sub>	0,20	-	-	0,08	-	0,03
NO <sub>2</sub> *)	0,08	-	-	0,04	-	0,01

Critical Level für Ozon (UN-ECE 1994)						
Der provisorische Critical Level für Ozon der UN-ECE (1994; "AOT40") basiert auf der Dosis, die sich aus der Summierung der 1 h-Mittelwerte über 40 ppb zwischen 0.00 - 24.00 Uhr ergeben. Eine Überschreitung von 10 ppm·h innerhalb von sechs Monaten höchster Empfindlichkeit kann für empfindliche Forstpflanzen schädigend wirken.						

### 2.2.2 Einträge

(Critical Loads für Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge der UN-ECE 1988)

Als Critical Loads werden höchstzulässige Depositionen einer Substanz definiert, bei der noch keine chemischen Veränderungen in Böden und Gewässern mit langfristigen Schäden an Ökosystemstrukturen oder -funktionen auftreten.

Laub- und Nadelwälder sind hinsichtlich der Critical Loads für Stickstoff unterschiedlich zu beurteilen: Nach BRAUN & FLUCKIGER (1994) werden für Buche 15-20 kg/ha.a angenommen, für Nadelwälder auf Böden mit keiner oder geringer Nitrifikationsrate: ca. 11 kg N/ha.a; in basenreichen Böden mit moderaten oder hohen Nitrifikationsraten sind Critical Loads höher anzusetzen: > 50 kg/ha.a (BOXMAN et al. 1988). Nach UN-ECE (1988) liegen die Critical Loads je nach Standort und Kriterium zwischen 5 und über 20 kg/ha.a (untere Grenze: Hochmoore und Heiden; Nadelwälder: 10-12 bzw. > 20, Laubwälder < 15 kg/ha). Zusammengefaßt wären die kritischen Depositionsraten für atmosphärische Einträge in Waldböden (0-50 cm Tiefe) für Standorte der Nördlichen Kalkalpen folgendermaßen zu formulieren:

Gesamtsäureeintrag (Karbonate / Kalkstein / Mergel) >	2kg H/ha.a
Äquivalenter S-Eintrag (Karbonate / Kalkstein / Mergel) >	32kg S/ha.a
Stickstoffeinträge (Nadelwald)	
*)	10-12 kg N/ha.a
**) >	20 kg N/ha.a
Laubwald ***) <	15 kg N/ha.a

Kriterien:

- \*) Nährstoffungleichgewichte aufgrund von hohem N-Eintrag in Abhängigkeit von der Mg- und Ca-Konzentration und von der Nitrifikationsrate des Bodens
- \*\*) Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten; abhängig von der Aufnahme durch Bäume und von der Basensättigung des Bodens
- \*\*\*) Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten

### 2.2.3 Protoneneinträge auf das Basis von Bodenparametern

Zur Beurteilung der potentiellen Gefährdung von Beprobungspunkten der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur durch Protoneneinträge wurden von MUTSCH & SMIDT (1994) Richtwerte definiert: Eine Unterschreitung der Richtwerte für pH-Wert, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und die Gehalte an Mn, Cu und Zn, integriert über sämtliche

Tiefenstufen des Mineralbodens (0-10, 10-20, 20-30, 30-50 cm), gibt Hinweise auf die Gefährdung durch saure Einträge (s. Abbildung 7):

Parameter	weiß <sup>*)</sup>	schwarz <sup>**)</sup>	Lage im Quadrat (Abb. 7)
pH-Werte	> 4,2	≤ 4,2	links oben
Basensättigung	> 18 %	≤ 18 %	rechts oben
Kationenaustauschkapazität in Ionenäquivalenten	> 100 µmol/g	≤ 100 µmol/g	links unten
Gehalte an			
- Mn	> 200 ppm	≤ 200 ppm	rechts unten
- Cu	> 14 ppm	≤ 14 ppm	rechts unten
- Zn	> 40 ppm	≤ 40 ppm	rechts unten

<sup>\*)</sup> in zumindest einer Tiefenstufe  
<sup>\*\*) in sämtlichen Tiefenstufen</sup>

## 2.2.4 Schadstoffgehalte in Fichtennadeln und -borken

### 2.2.4.1 Schwefelgehalte in Fichtennadeln

Die Basis für die Beurteilung der Gesamtschwefelgehalte (Trockensubstanz) in Blattorganen (Fichtennadeln) sind die Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBL. 199/1984) für Gesamtschwefelgehalte: Sie betragen 0,11 % (Nadeljahrgang 1) bzw. 0,14 % (Nadeljahrgang 2). Die Schwefelgehalte werden nach folgendem Schema klassifiziert:

Klasse	% S im Nadeljahrgang	
	1	2
1	< 0,081	< 0,101
2	0,081 - 0,110	0,101 - 0,140
3	0,111 - 0,150	0,141 - 0,190
4	> 0,150	> 0,190

Die Gesamtklassifikation (GK) ergibt sich aus der Klassensumme der Nadeljahrgänge 1 und 2. SO<sub>2</sub>-Immissionseinwirkungen (IEW) können entweder ausgeschlossen werden (GK 1), möglich sein (GK 2), auf eine Immissionseinwirkung (GK 3) oder starke IEW (GK 4) hinweisen.

Gesamtklassifikation	Summe der Klassenwerte der NJ. 1 und 2	Anmerkung
1	2	keine IEW
2	3 und 4	IEW möglich
3	5 und 6	IEW
4	7 und 8	starke IEW

### 2.2.4.2 Blei- und Cadmiumgehalte in Fichtenborken

Nach HERMAN (1991) geben folgende Blei- und Cadmiumgehalte in Fichtenborken Hinweise auf Immissionseinwirkungen:

Klasse	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	IEW = Immissionseinwirkung
1	0,1 - 8,0	0,05 - 0,60	kein Hinweis auf IEW
2	8,1 - 32,0	0,61 - 0,80	IEW möglich
3	> 32,0	> 0,80	IEW

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Luftsadstoffkonzentrationen

**Schwefeldioxid:** Die Bereiche der Talböden in den Nordtiroler Kalkalpen sind v.a. durch Hausbrand und Industriebetriebe im Vergleich zu den Talflanken relativ stark belastet. Durch die starken Emissionsreduktionen seit dem Beginn der 80er Jahre (UMWELTBUNDESAMT 1994a) gingen die mittleren SO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) deutlich zurück, sodaß die Talbereiche nur mehr wenig stärker belastet sind als die emittentenferneren, höhergelegenen Bereiche (vgl. Jahresmittelwerte 1990-1993 in Abbildung 1); auch an den Stadtmeßstellen wurden nur mehr Jahresmittelwerte von 20 µg/m<sup>3</sup> gemessen (HERMAN & STEFAN 1992 und Anhang 1); der IUFRO-Jahresmittel-Grenzwert von 25 µg/m<sup>3</sup> wurde - wie im gesamten Bundesgebiet - seit 1989 nicht mehr überschritten, wohl aber die Halbstunden- und Tagesmittelgrenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen an einzelnen Stationen in Stadtgebieten (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1990-1993).

**Stickstoffdioxid:** Die NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte lagen zwischen 10 und 90 µg/m<sup>3</sup>, wobei die deutlich höheren Werte in den Talbereichen bzw. in relativ geringen Seehöhen, wie aus Abbildung 2 ersichtlich ist, auftraten. Die prägnante Verringerung der NO<sub>2</sub>-Jahresmittel zu den höheren Lagen hin ergibt sich aus den relativ hohen Konzentrationen in den tieferen Lagen, die in hohem Maße durch den KFZ-Verkehr bedingt sind. So wurde in den Jahren 1990-1993 an den Stadtmeßstellen Hall, Kufstein, Innsbruck und Wörgl der Jahresmittelhöchstwert der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987) von 30 µg/m<sup>3</sup> überschritten (s. Anhang 1).

In den Seehöhenbereichen von 1000 m bis 1400 m, in welchen nach den Erhebungen der Österreichischen Waldinventur 50 % des Waldanteiles stocken, waren nach den derzeitigen Bewertungskriterien der

Abb.1:

*SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte an Meßstellen der Nordtiroler Kalkalpen (1990-1993)*

Kufstein (500 m), Wörgl (510 m), Brixlegg (520 m), Hall (560 m), Innsbruck-Andechsstraße (570 m), Innsbruck-Fallmeyerstraße (580 m), Innsbruck-Olympisches Dorf (580 m), St. Johann (660 m), Landeck (810 m), Achen-tal-Mühleggerköpfl (920 m), Achen-tal-Talboden (930 m), Christlumalm (1280 m), Karwendel West (1730 m), Christlumkopf (1758 m), Innsbruck-Nordkette (1910 m), Zillertaler Alpen (1970 m).

25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ : Grenzwert gemäß IUFRO 1975/78

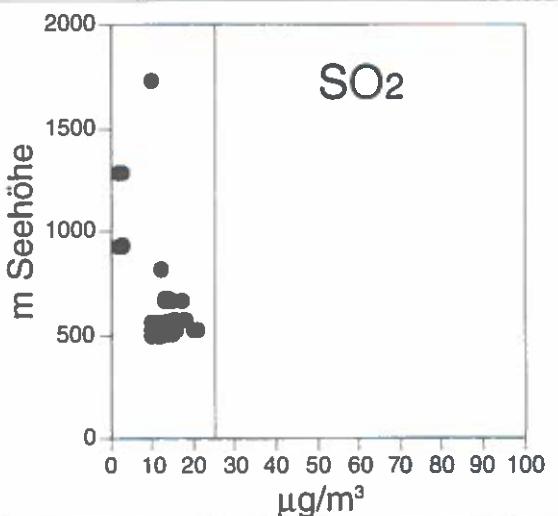
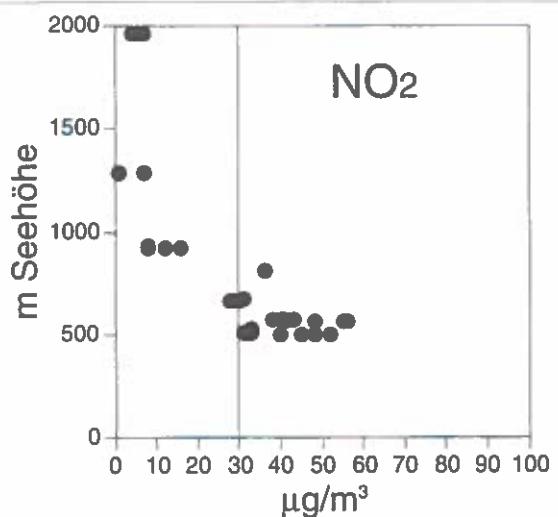


Abb.2:

*NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte an Meßstellen der Nordtiroler Kalkalpen (1990-1993)*

Kufstein (500 m), Wörgl (510 m), Hall (560 m), Innsbruck-Andechsstraße (570 m), Innsbruck-Fallmeyerstraße (580 m), Innsbruck-Olympisches Dorf (580 m), St. Johann (660 m), Landeck (810 m), Achen-tal-Mühleggerköpfl (920 m), Achen-tal-Talboden (930 m), Christlumalm (1280 m), Karwendel West (1730 m), Christlumkopf (1758 m), Innsbruck-Nordkette (1910 m).

30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ : Jahresmittelhöchstwert gemäß ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987)



ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987) keine NO<sub>2</sub>-Überschreitungen mehr zu konstatieren; noch geringere Konzentrationen wurden im Bereich der Waldgrenze gemessen.

Während im Bereich der Nordtiroler Kalkalpen die Konzentrationen von SO<sub>2</sub> in den letzten Jahren stark abgenommen haben, sind die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen nur wenig zurückgegangen; sie belasten vor allem die Tallagen bzw. Ballungsräume. 87 % der Stickstoffoxidemissionen in Tirol stammen aus dem motorisierten Verkehr, an dem Personenkraftwagen und Lastkraftwagen etwa zu gleichen Teilen beteiligt sind (SCHEIRING, pers. Mitt.). So wurden an der Zählstelle in Vomp NO<sub>x</sub>-Emissionen von bis zu 9 kg/km.h für Werkstage des ersten Halbjahres 1988 und 1990 nachgewiesen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). Da zu den NO<sub>x</sub>-Emissionen aus dem KFZ-Verkehr noch jene von Kohlenwasserstoffen, die Vorläufer des

Ozons sind, sowie Blei und Cadmium kommen, kann eine Reduzierung des Verkehrsaufkommens als wirkungsvollste Maßnahme zur Verbesserung der Luftqualität angesehen werden.

**Ozon:** Die Ozon-Jahresmittelwerte lagen in den Jahren 1990-1993 zwischen 30 und 90  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , wobei eine deutliche Zunahme bis zur Waldgrenze zu beobachten war (Abbildung 3). Da sehr empfindliche Pflanzen bereits durch ein Vegetationszeitmittel (welches höher liegt als ein Jahresmittel) von 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gefährdet sind (ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989), stellen Jahresmittel unter diesem Wert bereits eine potentielle Gefährdung dar. Auch aus der Übersicht der Jahresmittelwerte verschiedenster Stationen im alpinen Bereich (Anhang 1) ist ersichtlich, daß besonders ab den mittleren Seehöhen von 1000 m die Ozonkonzentrationen über dem Be-

reich lagen, welcher für empfindliche Pflanzen, auch in viel kürzeren Einwirkungszeiträumen als dies ein Jahresmittelwert ist, Gefährdung bewirken. Demgegenüber wird der Halbstundenmittelhöchstwert (300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) fast nie überschritten, der 1h-Höchstwert (150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nur in geringem Ausmaß, der 8-Stunden- und Vegetationszeitmittel (60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) wiederum in hohem Maße (SMIDT 1994a).

Eine weitere Beurteilung der Ozonkonzentrationen ist anhand des provisorischen Critical Level der UN-ECE (1994) für Forstpflanzen ("AOT40") möglich. Die Auswertung nach diesem Kriterium ergab für Forstpflanzen, daß die kritische Dosis von 10  $\text{ppm} \cdot \text{h}$  für sechs Monate höchster Pflanzenempfindlichkeit an den meisten in die Auswertung einbezogenen österreichischen Stationen bereits im Mai erreicht wird und von April bis September ein Mehrfaches der Höchstgrenze erreicht (SMIDT 1994a).

Abb. 3:  
O<sub>3</sub>-Jahresmittelwerte an Meßstellen der Nordtiroler Kalkalpen (1990-1993)

Kufstein (500 m), Wörgl (510 m), Hall (560 m), Innsbruck-Andechsstraße (570 m), St. Johann (660 m), Landeck (810 m), Achental-Mühleggerköpf (920 m), Achental-Talboden (930 m), Christlumalm (1280 m), Karwendel West (1730 m), Christlumkopf (1758 m), Innsbruck-Nordkette (1910 m), Zillertaler Alpen (1970 m).

60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ : Vegetationszeit-Höchstwert gemäß ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989)

### 3.2 Einträge

#### 3.2.1 Stickstoffeinträge

*Freilandmessungen:* Die Jahreswerte (1985-1993) der nassen N-Freilanddepositionen sind in Abbildung 5 gegen die Seehöhen aufgetragen. Sie betragen 5-20 kg/ha.a, eine Seehöhenabhängigkeit ist für den Raum der Nordtiroler Kalkalpen nicht erkennbar, was sich auch an den Ergebnissen der Messungen weiterer alpiner Höhenprofile zeigte. So wurden im Loisachtal/Bayern und im Zillertal/Tirol im Meßzeitraum 1985-1988 kein Höhenverlauf festgestellt, demgegenüber ergaben die Messungen in den Höhenprofilen Koralpe/Kärnten und Bad Reichenhall/Bayern eine Abnahme der N-Einträge mit der Seehöhe. Gleichförmige Verläufe der Einträge mit der Seehöhe ergeben sich, wenn die mit der Seehöhe bzw. der Höhe über Tal abnehmenden Konzentrationen im Niederschlag durch

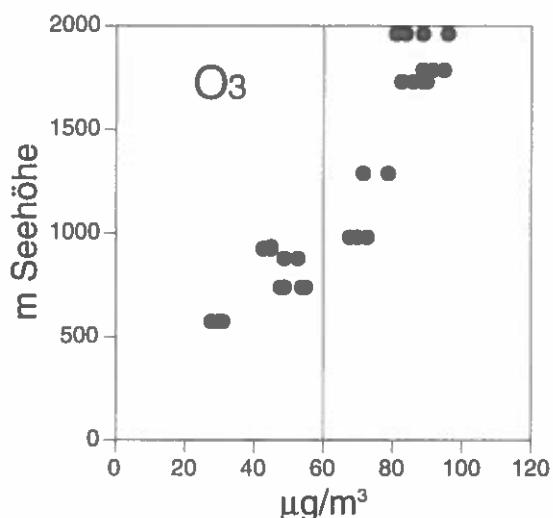
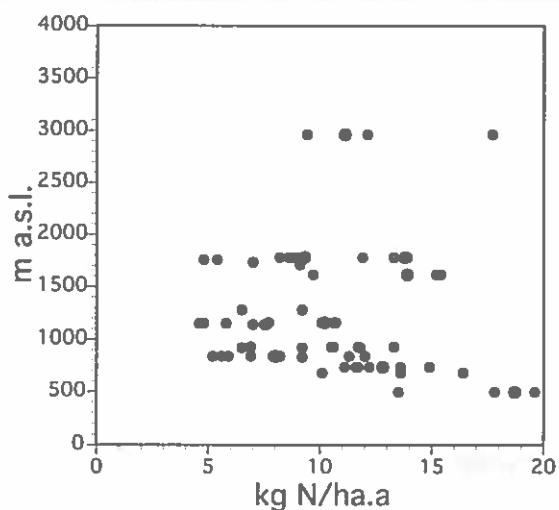


Abb. 4:  
N-Einträge an Stationen der nördlichen Kalkalpen (Wuchsgebiete 2.1 und 4.1) unter Einbeziehung von Stationen des Loisachtals/Bayern

Österreich: Kufstein (680m), Reutte (930m), Achenkirch (900 m; TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN 1994); Achenkirch (920 m, 930 m, 1280 m, 1758 m; FBVA; SMIDT & RENDL 1992 und SMIDT 1994).

Bayern: Garmisch-Partenkirchen (735 m), Wank (1780 m), Zugspitze (2960 m; Fraunhofer Institut Garmisch-Partenkirchen); Bad Reichenhall (495 m), Predigtstuhl (1615 m, zitiert in KOVAR & PUXBAUM 1991).



die zunehmenden Niederschlagsmengen kompensiert werden.

*Kronentraufmessungen* liegen für die Nordtiroler Kalkalpen lediglich aus dem Raum Achenkirch vor. Im Meßzeitraum 1984-1987 wurden mehr als doppelt so hohe mittlere Sulfat- und Nitratkonzentrationen, jedoch um rund 1/3 geringere Ammoniumkonzentrationen im Kronentraufniederschlag eines Fichtenbestandes im Vergleich zum Freilandniederschlag gefunden (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989). Dies bedeutet trotz der Interzeptionsverluste durch das Kronendach eine Erhöhung der Einträge gegenüber dem Freilandniederschlag. Im Rahmen weiterer Messungen im Raum Achenkirch ergaben sich jährliche N-Flüsse unter dem Kronendach eines Mischbestandes von 12 kg/ha.a und waren demnach im Durchschnitt um rund 10 % höher als der nasse Freilandteintrag (BERGER 1994).

Die trockene Deposition betrug im etwa 50 km südlich gelegenen Zillertal nach Hochrechnungen 3,6 kg/ha.a (in 1000 m und 1560 m Seehöhe, etwa 1/3 des nassen Eintrages) bzw. 22,3 kg/ha.a (Talboden, 600 m, etwa das Doppelte des nassen Eintrages; GREGORI 1992). Da zusätzlich die okkulte Deposition nach WINKLER & PAHL (1993) mehr als 50 % des Jahresniederschlages repräsentieren kann, ist die Gesamtdeposition wesentlich höher anzunehmen als die tatsächlich bestimmte nasse Freilanddeposition. (Diese Frage wird in einem gesonderten Projekt der Forstlichen Bundesversuchsanstalt gemeinsam mit der Technischen Universität Wien untersucht, wo in einem Monitoringbetrieb die nasse, trockene und okkulte Deposition in verschiedenen Seehöhen erfaßt wird.)

*Modellrechnungen:* Nach KOVAR et al. (1991) sind die Schwefel- und Stickstoffdepositionen (erstere bis zu 30 kg/ha.a) im Bereich der Nordtiroler Kalkalpen für Österreich relativ hoch (Abbildungen 5a und 5b). Auf der Basis der Datengrundlage für die Berechnung der Critical Loads für Versauerung erfolgte mit Hilfe der Modelle für Stickstoff eine erste Abschätzung der Critical Loads für Stickstoff. Die Ergebnisse zeigen nach KNOFLACHER & LOIBL (1993) sehr niedrige Critical Loads für Stickstoff im alpinen Bereich (zwischen 5 und 10 kg/ha.a; niedrigere Ergebnisse wurden wegen der Unsicherheiten bei den Daten nicht berücksichtigt; Abbildung 7). Im Projektgebiet Achenkirch lagen die Werte zwischen 5 und 15 kg/ha.a, wodurch die Critical Loads (bezogen auf die Gesamtdeposition) überschritten würden.

### 3.2.2 Protoneneinträge

*Freilandmessungen:* Freiland-Protoneneinträge betragen an alpinen Höhenprofilen bis 0,5 kg/ha.a; ihr Verlauf mit der Seehöhe ist nicht einheitlich (SMIDT & MUTSCH 1993). Nach UN-ECE (1988) und UMWELTBUNDESAMT (1993) können für die Nordtiroler Kalkalpen Protoneneinträge von über 2 kg/ha.a als Critical Loads angenommen werden. Der direkte Protoneneintrag aus der nassen Freilanddeposition erreicht demnach den Critical Load Wert bei weitem nicht, jedoch ist auch der trockene Eintrag von SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub> und der unbekannte Anteil der okkulten Deposition (Nebeleintrag) ins Kalkül zu ziehen, weshalb die mit Niederschlagssammlern gemessenen Werte lediglich die Untergrenze der Einträge darstellen.

*Ergebnisse der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur:* Die in den Nordtiroler Kalkalpen gelegenen Probeflächen sind vorwiegend karbonatbeeinflußt und scheiden deshalb als kritische Standorte für Protoneneinträge aus; lediglich im südlichsten Teil dieses Wuchsgebietes liegen an einzelnen Beprobungspunkten Parameter, die Aufschluß über die Säuregefährdung geben und unterhalb der von MUTSCH & SMIDT (1994) angegebenen Richtwerte (vgl. Abschnitt 2) bzw. im kritischen Bereich liegen. Eine akute Gefährdung des Waldbodens durch Protoneneinträge scheint jedoch nicht gegeben, da davon auszugehen ist, daß eine solche nur für jene Punkte anzunehmen ist, an denen alle vier Parameter kritische Werte erreichen (Abbildung 7).

*Modellrechnungen* zeigen für den Bereich der Nordtiroler Kalkalpen nur geringfügige Überschreitungen der Critical Loads (HETTELINGH et al. 1991), woraus geschlossen werden kann, daß für den Bereich der Kalkalpen durch Protoneneinträge keine nachteiligen Veränderungen zu erwarten sind. In Analogie zu den Modellberechnungen der UN-ECE für die Schweiz wären jedoch unter Einbeziehung der Spurengase SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>, welche nach Hydrolisierung und Deposition im Boden ebenfalls Protonen freisetzen, sowie unter einer Reihe von Annahmen (z.B., daß im Boden keine Denitrifikation bzw. Netto-N<sub>2</sub>-Produktion und kein Ammoniumleaching stattfindet) Gesamteinträge wesentlich höher anzusetzen. Aufgrund dieser modellhaften Berechnung wurden für die Schweiz für 1990 Protoneneinträge zwischen 1,5 und 4,5 kg/ha.a berechnet (FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1994).

Abb.5a und 5b:  
Stickstoffeinträge nach KOVAR et al. 1991

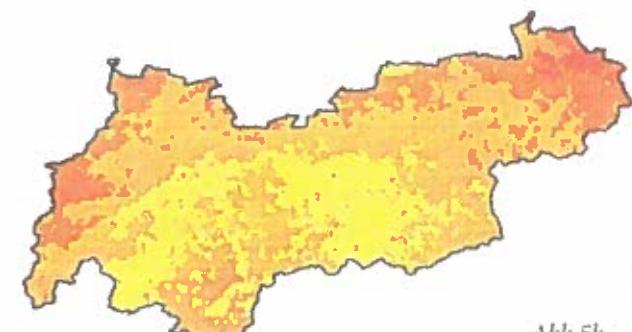
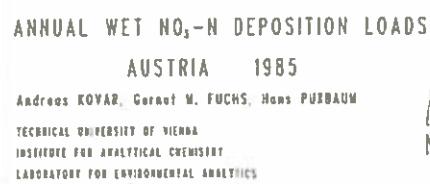
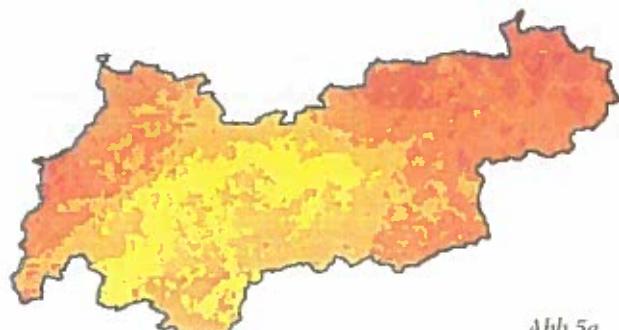
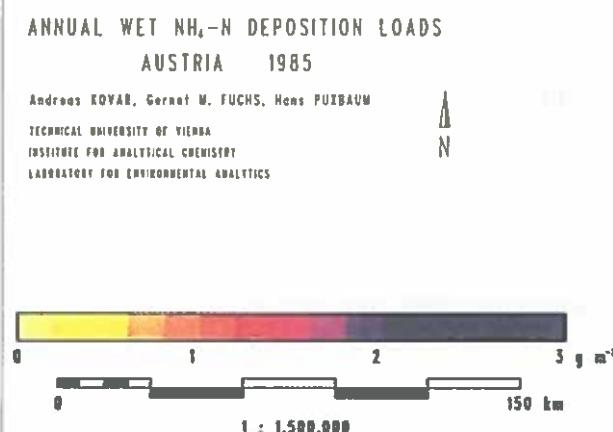


Abb.6:  
Critical Loads für Stickstoff (KNOFLACHER & LOIBL 1993)

Critical Loads of Nitrogen for Austria -  
preliminary version

W. LOIBL, M.H. KNOFLACHER - Seibersdorf Plannig Dept.  
Sources: geological map, soil map, forest map,  
landuse map, mean annual rainfall, elevation model

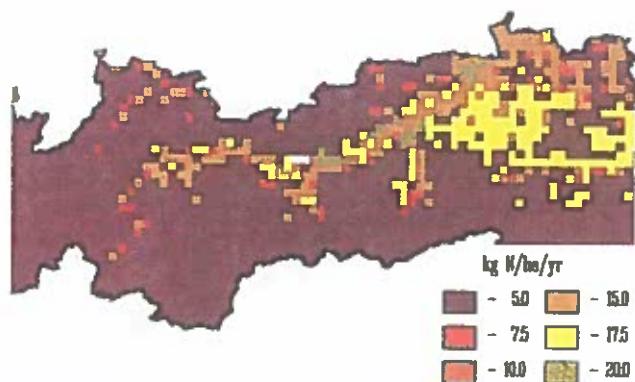
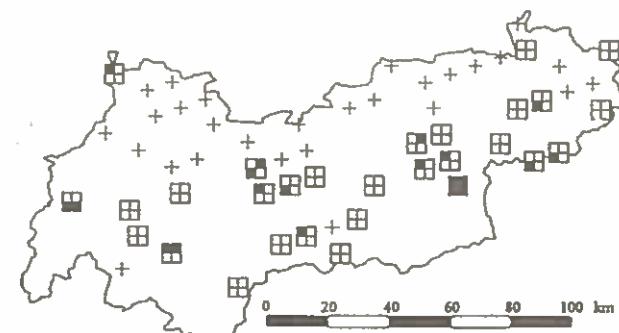


Abb.7:  
Unterschreitung von Richtwerten für pH-Wert, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und Schwermetallgehalte,  
integriert über alle Tiefenstufen (0-50 cm). Die mit einem "+" gekennzeichneten Probepunkte sind karbonatbeeinflusst  
Zur Bewertung der Bodenanalysendaten anhand der Richtwerte s. Abschnitt 2.2.3

WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR im Rahmen des WBS  
Für sämtliche Mineralboden-Tiefenstufen  
(0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm) gilt:

- pH <= 4,2
- Basensättigung <= 18%
- Kationenaustauschkapazität <= 100 µmol/g
- Mn <= 200 ppm und Cu <= 14 ppm und Zn <= 40 ppm
- keine Probe
- +
- karbonatbeeinflusste Probeflächen



### 3.3 Schwermetallgehalte im Boden

In den Nordtiroler Kalkalpen lagen die Bodenbleigehalte zwischen 50 und 120 mg/kg, die Cadmiumgehalte zwischen 0,5 und 3 mg/kg. Wie die Ergebnisse der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur zeigen, besteht in Österreich eine deutliche Zunahme der Blei- und Cadmiumgehalte mit der Seehöhe bzw. mit der Exposition. Die Alpen stellen somit eine bedeutsame Senke u.a. für ferntransportierte Schwermetalle aus dem mittel- und nordwesteuropäischen Großraum (Hauptwindrichtung) dar. Im Oberboden konnte ferner eine auffallende Anreicherung dieser Schwermetalle im Vergleich zum Unterboden nachgewiesen werden (MUTSCH 1992 und 1995), und auch die Differenzen der Absolutgehalte zwischen Oberboden (0-10 cm) und Unterboden (30-50 cm) nahmen mit der Seehöhe zu. In Abbildung 8 sind diese Zusammenhänge für die karbonatbeeinflussten Böden des Nordtiroler Kalkalpins dargestellt. Im Gegensatz zum bezüglich des Ferntransports bedeutsamen Blei reichern sich andere Schwermetalle (Cu, Cr, Ni)

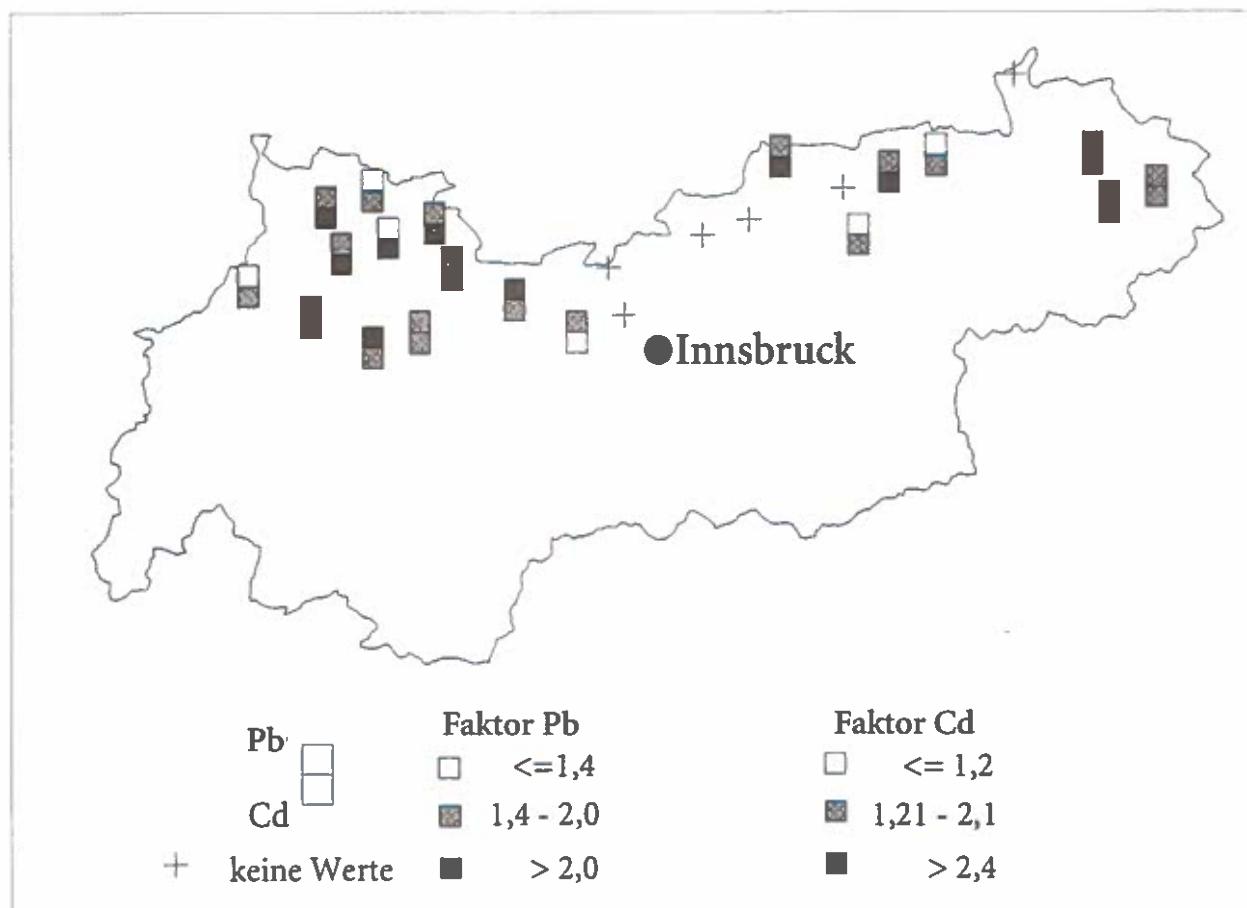
im Oberboden nicht an; geringe Gehalte essentieller Schwermetalle (Mn, Cu, Zn) können überdies zu Mängelscheinungen führen.

Die Größenordnung der Anreicherungen im Oberboden (0-10 cm) im Vergleich zum Unterboden (30-50 cm) lag für das gesamte Bundesgebiet für Blei ( $n = 141$ ) zwischen -218 und +209 ppm (nur 7 Werte waren  $< \text{Null}$ ; im Mittel war der Pb-Gehalt im Oberboden um 32,4 ppm höher als im Unterboden). Am nordexponierten Schulterberg in Achenkirch konnte jedoch keine Höhenabstufung der Bleidepositionen nachgewiesen werden (MUTSCH 1995).

Konkrete Hinweise auf eine unmittelbare Toxizität für Waldökosysteme im Raum der Nordtiroler Kalkalpen fehlen, da keine für Waldökosysteme gültigen bzw. anwendbaren Bewertungskriterien existieren. Unter Zugrundelegung von Richtwerten (ÖNORM L1075/1993) und Orientierungsdaten (KLOKE 1980, 1981), wobei sich die Beurteilung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden und Kulturböden bezieht, ist aufgrund der Angaben aus der Literatur eine Schädigungen der Mykorrhizen und anderen

Abb. 8:

Anreicherung der Pb und Cd Gehalte (mg/kg) im Oberboden (0-10 cm) im Vergleich zum Unterboden (30-50 cm) in den Nordtiroler Kalkalpen



Bodenmikroorganismen nicht auszuschließen (HERMAN 1994a). Cadmium liegt in wesentlich geringeren Konzentrationen als Blei vor, wird jedoch von Pflanzen leicht aufgenommen; konkrete Hinweise auf eine Gefährdung von Waldökosystemen durch Cadmium fehlen ebenfalls.

### 3.4 Schadstoffgehalte der Fichtennadeln und -borken

#### 3.4.1 Schwefelgehalte in Fichtennadeln

Von den durch Hinzunahme der Verdichtungspunkte insgesamt 135 Tiroler BIN-Punkten liegen 66 in den Nordtiroler Kalkalpen. Wie Abbildung 9 für die Jahre 1985 bis 1992 zeigt, kamen die Gesamtklassifikationen (GK) 3 oder 4, welche auf Immissionseinwirkung bzw. starke Immissionseinwirkung hinweisen, im Inntal und im Gebiet um St. Johann am häufigsten vor.

Die Mittelwerte der Schwefelgehalte aller BIN-Probeäume (NJ. 1) der Nordtiroler Kalkalpen lagen zwischen 0,077 und 0,102 % (Abbildung 10; STEFAN 1994) und zeigten keine ausgeprägte Veränderung im Beobachtungszeitraum. Die Verringerung der SO<sub>2</sub>-Emissionen in Österreich wird somit anhand der mittleren S-Gehalte in Fichtennadeln nicht deutlich.

Um die Immissionseinwirkungen prägnanter darzustellen, werden zusätzlich die Ergebnisse der Einzeljahre in die GK 1 bzw. GK 3 oder 4 aufgefächert, um zwischen der Summe der nicht beeinflussten und beeinflussten bzw. stark beeinflussten Flächen zu differenzieren, da diese Betrachtungsweise in der Darstellung der Gesamtmittelwerte nicht zu verdeutlichen ist.

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, unterschieden sich die prozentuellen Anteile in beiden Netzen sowohl hinsichtlich der GK1 wie auch der GK 3+4 nicht deutlich. Im annuellen Verlauf waren hingegen deutliche Unterschiede der Immissionseinwirkungen nachzuweisen: So fielen 1984 und 1985 etwas mehr als die Hälfte der Probeflächen in die GK 1; ähnlich hohe Werte konnten im Laufe des Beobachtungszeitraumes nicht mehr aufgezeigt werden, 1992 waren etwa 30 % der Probepunkte dieser Klasse zuzuordnen. Daraus lässt sich aber keine Verbesserung der Belastungssituation ableiten, da 1993 keine Fläche in diese Klassifizierung fiel. Starke Immissionseinwirkungen wurden, bezogen auf das Netz 83, besonders 1987 deutlich aufgezeigt, 1988 war ebenso wie 1992 eine deutliche Verbesserung gegeben, die sich 1993 in Analogie zum oben Gesagten wiederum verschlechterte. Eine Verbesserung der SO<sub>2</sub>-Immissionssituation von 1983-1993 kann jedoch aus diesen Auswertungen nicht abgeleitet werden.

Abb.9:  
Gesamtklassifikationen der Schwefelgehalte 1985-1992

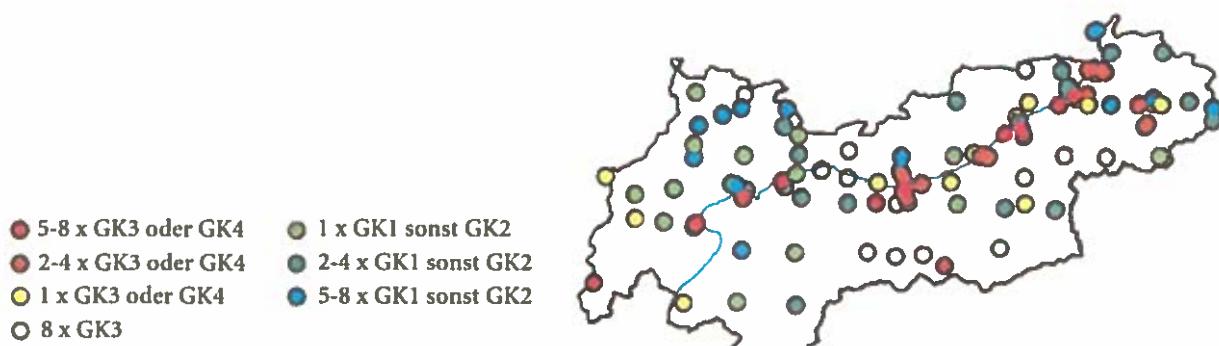
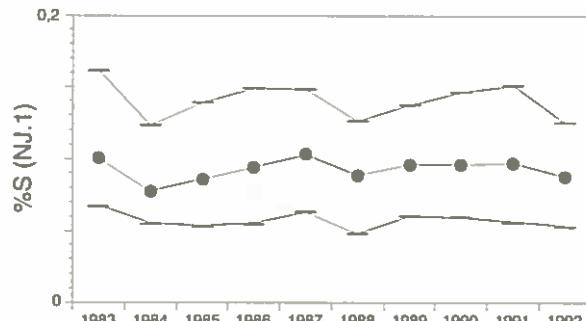


Abb.10:  
Entwicklung der Gesamtschwefelgehalte im NJ. 1 (Mittelwerte und Bandbreiten der einzelnen Probepunkte) in den Nordtiroler Kalkalpen von 1983-1992 (n=66)



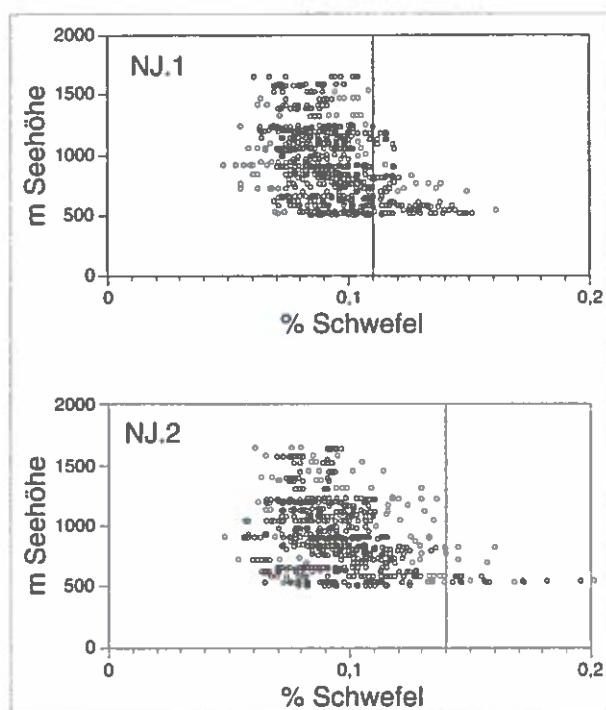
**Tabelle 1:**  
**Anteile der Probepunkte am Netz 83 und am Netz 85, welche in den Jahren 1983-1993 in die GK 1 bzw. GK 3/4 fielen**

Jahr	Netz 83 (n=49) GK1	Netz 85 (n=66) GK1	Netz 83 (n=49) GK 3/4	Netz 85 (n=66) GK 3/4
1983	8,2	-	18,4	-
1984	63,3	-	2,0	-
1985	46,9	40,9	12,2	10,6
1986	24,5	24,2	14,3	12,1
1987	6,1	7,6	26,5	31,8
1988	22,4	24,2	6,1	6,1
1989	16,3	16,7	14,3	13,6
1990	12,2	15,2	20,4	21,2
1991	8,2	9,1	20,4	21,2
1992	28,6	28,8	2,0	3,0
1993	-	3,0	18,4	16,6

Die Gesamtschwefelgehalte im NJ.1 und NJ.2 der Jahre 1983-1992 sind in Abbildung 11 wiedergegeben und verdeutlichen eine Abnahme mit der Seehöhe und Überschreitungen der Grenzwerte bis etwa 1200 m Seehöhe.

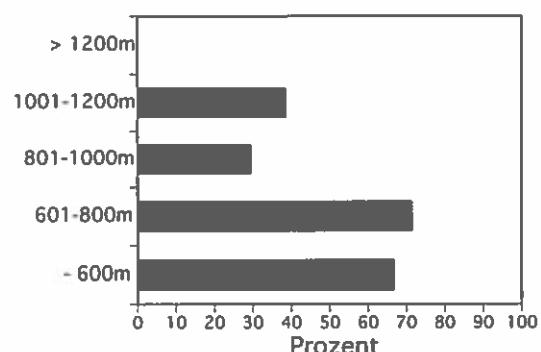
Eine weitere Möglichkeit, den Zusammenhang zwischen Schwefelgehalten in Fichtenadeln und der Seehöhe aufzuzeigen, ist die Darstellung der prozentuellen Anteile der Werte in den verschiedenen Gesamtklassifikationen.

**Abb.11:**  
**Gesamtschwefelgehalte im NJ. 1 und NJ. 2, 1983-1992**  
**0,11 % S: Grenzwert der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen für NJ. 1**  
**0,14 % S: Grenzwert der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen für NJ. 2**



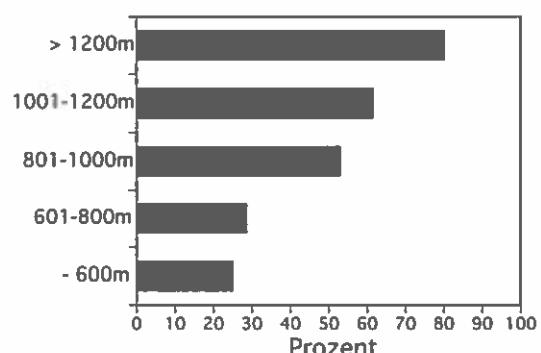
Wie aus Abbildung 12 ersichtlich, fielen nahezu 67 % der BIN-Probeäume der Höhenstufe  $\leq 600$  m zumindest 1x im Beobachtungszeitraum in die Gesamtklassifikationen 3/4; in Seehöhen bis 800 m stieg der Anteil noch an, um sich dann im Seehöhenbereich von 800-1000 m auf < 30 % zu reduzieren. Von Interesse ist die nochmalige Zunahme in der Seehöhe bis 1200 m, wogegen ab 1200 m niemals eine Gesamtklassifikation 3 oder 4 nachzuweisen war.

**Abb.12:**  
**Prozentuelle Anteile der Punkte der einzelnen Höhenstufen mit zumindest einer Grenzwertüberschreitung (Gesamtklassifikation 3/4; 1985-1993, n=66)**



Wie aus Abbildung 13 ersichtlich, steigen die Prozentsanteile der Bäume, welche in GK 1 fielen, mit der Höhenstufe an.

**Abb.13:**  
**Prozentuelle Anteile der Punkte der einzelnen Höhenstufen, für die Immissionseinwirkungen auszuschließen sind (GK 1; 1985-1993, n=66)**



### 3.4.2 Blei- und Cadmiumgehalte in Fichtenborken

Die 1987 beprobten Fichtenstämme der Bäume des Bioindikatornetz ergaben für die Nordtiroler Kalkalpen Bleigehalte zwischen 1,1 - 67,6 mg/kg (Tabelle 2). Die höchsten Werte wurden im Raum Kufstein und Innsbruck nachgewiesen, welche durch den Verkehr besonders stark belastet sind. Diese Gehalte weisen nach dem Bewertungsschema von HERMAN (1991) auf Immissionseinwirkungen hin (Klasse 3). Der Zusammenhang zwischen Verkehrsträgern und Bleigehalten zeigte sich auch in den Ergebnissen der Transitstudie, in welcher Beprobungen des stark verkehrsbelasteten Wipptales durchgeführt wurden und extreme Gehalte an verkehrsbelasteten Standorten erbrachte (HERMAN 1991; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). Prägnant stellten sich hingegen die geringen Beaufschlagungen verkehrsferner Standorte dar, was u.a. am Beispiel der Seitentäler des Lechtals gezeigt wurde. Die Bleigehalte an den Höhenprofilen in Achenkirch wiesen ebenfalls auf eine mögliche Immissionseinwirkung hin. Von Interesse waren die im Vergleich zum Talbereich in Achenkirch hohen Blei- und Cadmiumgehalte in der hochsubalpinen Lage (1686 m), was den Ergebnissen der Nadelanalysen entspricht (HERMAN 1992).

Die Cadmiumgehalte der Borken der BIN-Bäume lagen zwischen 0,05 - 3,28 mg/kg, wodurch häufig auf Immissionseinwirkung geschlossen werden konnte. Im Gegensatz zu den Bleiwerten waren die Cadmiumgehalte des Raumes Innsbruck im Vergleich zu anderen Standorten nicht erhöht. Gering verkehrsbelastete Seitentäler zeigten dagegen wiederum eine minimale Beaufschlagung. Die Cadmiumgehalte der Borken im Raum Achenkirch wiesen Gehalte bis 1,8 mg/kg auf,

wobei ebenso wie bei Blei die höchsten Konzentrationen in den höheren Lagen nachzuweisen waren; sie ergeben einen Hinweis auf Immissionseinwirkung.

## 4. Diskussion

Im Talbodenbereich des Inntales und in Seitentälern kommt es durch NO<sub>2</sub> und in geringem Maße durch SO<sub>2</sub> zu Belastungen, wogegen die wirkungsbezogenen Grenzwerte nur mehr vereinzelt in Ballungsgebieten überschritten werden. Durch die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, die auf Grund der orographischen Gegebenheiten in den alpinen Tälern herrschen, sind die Belastungen insbesondere bei austauscharmen Wetterlagen relativ hoch (die Inversionsgrenze liegt meist etwa 200 m über Tal).

Die Verringerung der SO<sub>2</sub>-Emissionen zeigte sich nicht anhand der Immissionseinwirkungen bzw. der mittleren S-Gehalte der Fichtennadeln. Auch Flechtenkartierungen im Raum der Nordtiroler Kalkalpen zeigten eine Belastung durch saure Schadstoffdepositionen bevorzugt in Talbereichen und gelegentlich auch in höheren Lagen an (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991; HOFMANN 1992a, 1992b). Der Antransport von sauren Spurenstoffen in Höhen oberhalb der Inversionsgrenze in den Bereich der sensiblen Bergflanken ist aufgrund von Hangaufwindschichten während austauscharmer Wetterlagen möglich und wurde auch durch die BIN-Ergebnisse aufgezeigt. Eine Gefährdung höherer Lagen des gesamten Wuchsraumes durch SO<sub>2</sub> als Einzelkomponente ist aufgrund der geringen Konzentrationen auszuschließen. Die Umwandlungsprodukte, v.a. die Protonengehalte in nasen Niederschlägen, tragen jedoch großräumig zu einer Belastung bei. Auch NO<sub>2</sub> selbst stellt kaum eine direkte Gefährdung der Waldökosysteme in Lagen über 1000 m der Nordtiroler Kalkalpen dar; seine Umwandlungsprodukte spielen jedoch im photolytischen Kreislauf bzw. bei der Ozonbildung eine wesentliche Rolle; ferner tragen deponierte Stickstoffverbindungen zur Bodenversauerung und zu einem vielfach erhöhten Stickstoffeintrag bei, sodaß die gemessenen Konzentrationen auch bei Unterschreitung von Immissionsgrenzkonzentrationen als kritisch anzusehen sind.

Im Gegensatz zu SO<sub>2</sub> und NO<sub>2</sub> nimmt die potentielle Gefährdung durch Ozon bis zur Waldgrenze deutlich zu. Auf der Basis wirkungsbezogener Immissionsgrenzkonzentrationen sind sehr empfindliche Pflan-

Tab.2:  
Blei- und Cadmiumgehalte in Fichtenborken der Nordtiroler Kalkalpen; nach HERMAN (1991 und 1994b)

Untersuchungsgebiet	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Achenkirch (1992)		
- Christlumprofil (970 - 1420m; n=20)	1,0 - 17	0,03 - 1,55
- Schulterberg (1686m; n=4)	6,2 - 27,0	0,51 - 1,8
Bäume des Österreichischen Bioindikatornetzes		
Hall/T. (n=2)	3,7 - 7,4	0,54 - 0,76
Imst (n=6)	1,1 - 13,7	0,05 - 0,75
Innsbruck (n=3)	1,1 - 32,3	0,16 - 0,74
Kitzbühel (n=2)	1,7 - 2,7	0,36 - 1,26
Kufstein (n=7)	17,1 - 67,6	0,20 - 3,28
Lechtal (n=3)	2,1 - 16,9	0,21 - 0,43
Valstal (n=2)		
Schwaz (n=2)	11,3 - 16,9	1,19 - 1,60
Wörgl (n=2)	1,9 - 11,3	0,16 - 1,56
Weitere Probgebäume in den Nordtiroler Kalkalpen		
Seitentäler des Lechtals (n=2)	1,0 - 4,8	0,05 - 0,26

zen in hohem Maße durch Ozon gefährdet. Wenngleich weniger ozonempfindliche Pflanzen nicht akut gefährdet sind, so stehen sie insbesondere in höheren Lagen unter einer unterschwelligen Dauerbelastung. Bei einer Bewertung der Gefährdung von Waldökosystemen auf der Basis der Baumartenanteile und der Empfindlichkeit der Einzelbaumarten ist zu berücksichtigen, daß Waldökosysteme mit Fichte als Hauptbaumart als solche durch die geringe Ozonempfindlichkeit dieser Baumart nicht gefährdet sind. Empfindlicher reagierende Mischbaumarten wie z.B. die Rotbuche sind jedoch ebenfalls zu berücksichtigen: Obwohl gemäß den Erhebungen der Österreichischen Waldinventur die Fichte die Hauptbaumart mit 72 % in Wirtschaftswald und mit 65 % im Schutzwald im Ertrag in den Nordtiroler Kalkalpen darstellt, liegt deren Anteil im Schutzwald außer Ertrag bei nur 39 % (SCHADAUER 1995). Im Schutzwald im Ertrag liegt der Anteil der Buche bei 14 %, im Schutzwald außer Ertrag bei 5 % ("sonstige Laubhölzer" repräsentieren dort einen Flächenanteil von 6 %, nahezu den selben Flächenanteil wie die Fichte hat die Latsche in diesen Bereichen). Daraus, daß nach REICH (1987) die Blattorgane der Laubbäume gegenüber jenen der Nadelbäume deutlich empfindlicher reagieren, läßt sich eine Belastung speziell der Schutzwälder durch Ozon ableiten. In einer ökosystemaren Betrachtungsweise müssen jedoch neben den Bäumen auch die krautigen Pflanzen, welche ebenfalls einen Beitrag zur Bodenstabilität leisten, bewertet werden. Bei diesen ist die Ozontoleranz der Blattorgane am geringsten.

Für höhere Lagen ist noch zu bedenken, daß zu den lokal bedingten Immissionen (Depositionen) noch jene aus dem Ferntransport hinzukommen. Schadstoffimporte sind für das gesamte Bundesgebiet wesentlich höher als die im Lande produzierten Eigendepositionen (die S-Importe sind fast 13 x und die N-Importe fast 3 x so hoch wie die Eigendepositionen Österreichs; Abbildung 14).

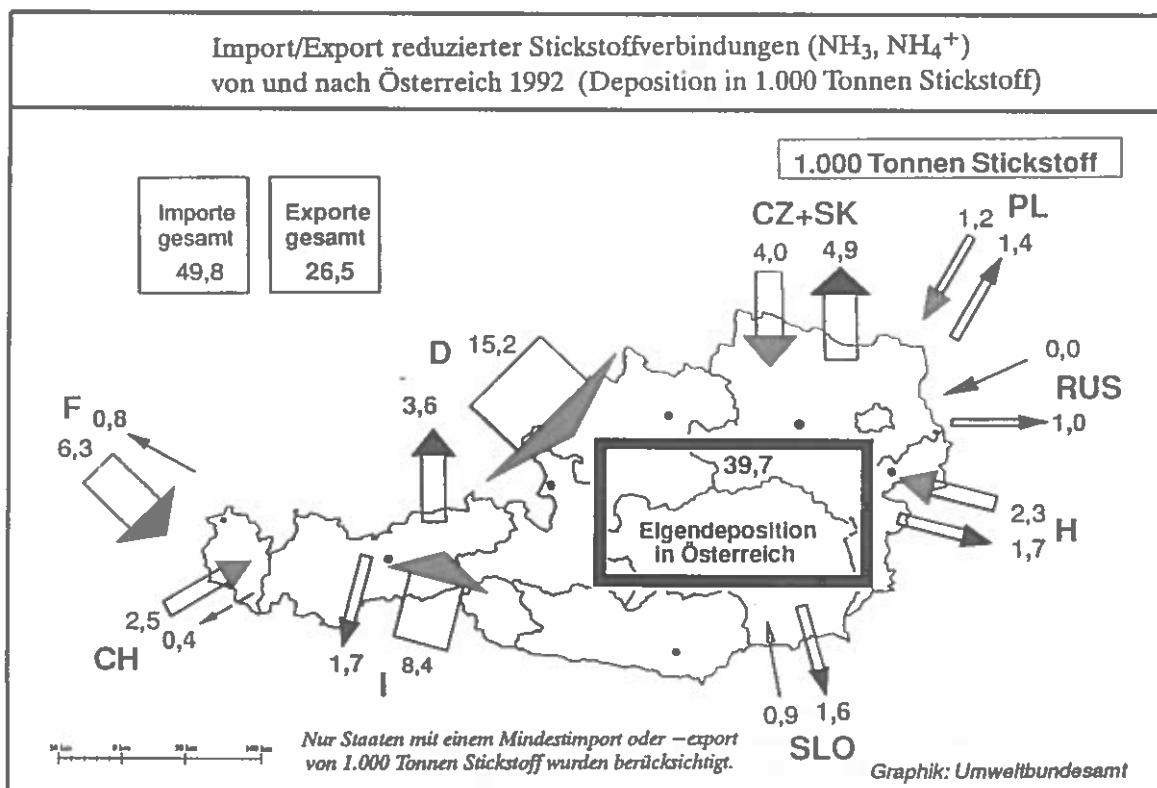
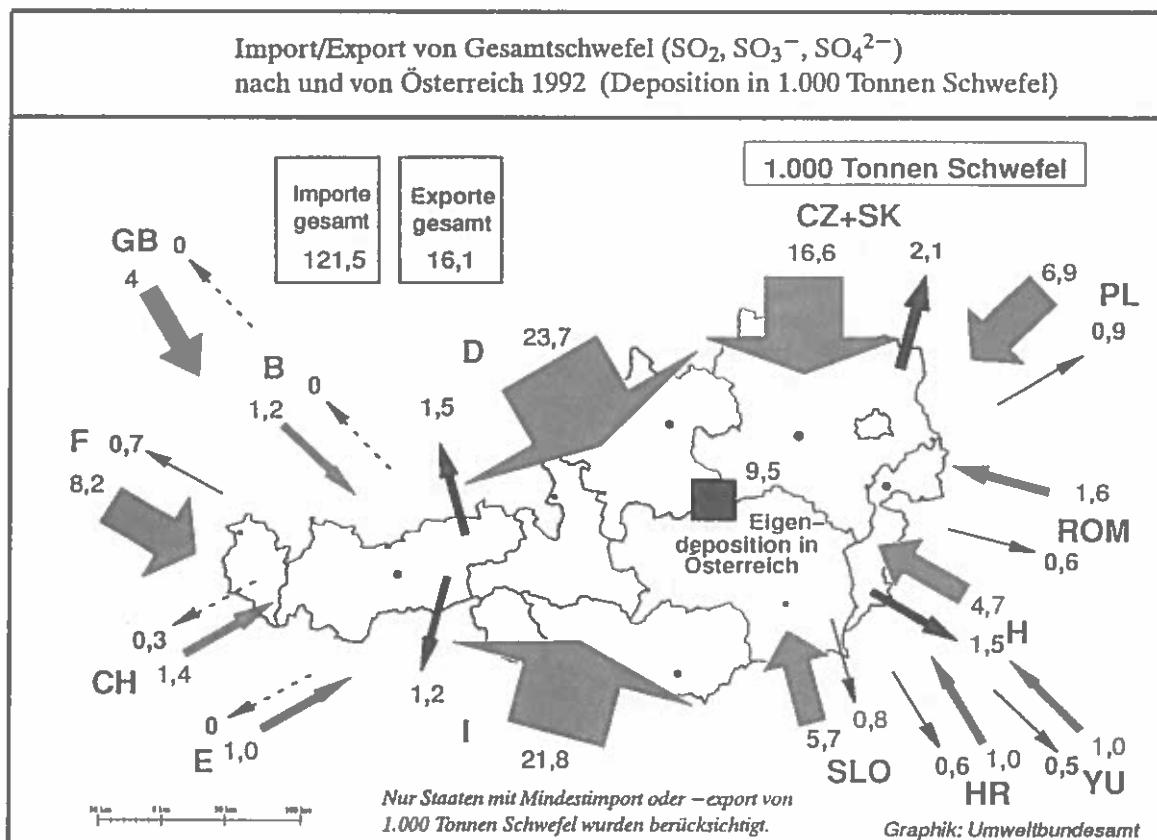
**Stickstoffeinträge:** Von Waldökosystemen werden nach GLATZEL (1990) jährlich 7 kg N/ha für die Biomasseproduktion in einem Zeitraum von 100 Jahren benötigt. Aufgrund der gemessenen nassen Freilanddepositionen von bis zu 20 kg/ha.a überschreiten die Stickstoffeinträge in den Nordtiroler Kalkalpen die Critical Loads für empfindliche Standorte. Der tatsächliche Gesamteintrag ist jedoch wegen des - für den Untersuchungsraum weitgehend unbekannten - Anteiles der trockenen und okkulten Deposition jedoch noch höher anzusetzen. Aufgrund der Kriterien für Critical

Loads (vgl. Abschnitt 2.2.2) ist jedoch noch keine akute Gefährdung von Waldökosystemen, sondern sind lediglich Nährstoffungleichgewichte und Artenverschiebungen in der Kraut- und Strauchsicht zu erwarten. Als sensibel sind die Nordtiroler Kalkalpen jedoch gegenüber Stickstoffeinträgen in den Boden deshalb zu bezeichnen, weil die Waldökosysteme an N-arme Böden angepaßt sind; ein zusätzlicher Eintrag kann zwar Wachstumszuwachs, aber auch Imbalanzen in den Nährstoffen und letztendlich eine Verminderung der Stabilität hervorrufen.

Zur Abschätzung der kritischen Einträge in den Nordtiroler Kalkalpen wurden empirische Modelle angewandt. Sie sind jedoch aus den angeführten Überlegungen nur als erste Annäherung zur Bewertung der Stickstoffeinträge zu sehen. Ihre Aussagekraft hängt davon ab, ob die wesentlichen Prozesse mit ausreichender Genauigkeit beschrieben werden und welche Daten in welcher räumlichen und zeitlichen Auflösung und mit welcher Genauigkeit zur Verfügung stehen. Bei den Modellen über die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs ist derzeit noch offen, welche Veränderungen für Waldökosysteme tatsächlich relevant sind. Durch die Überlagerung unterschiedlicher Prozesse bei der Stofffreisetzung bzw. Stoffnutzung in Wäldern ergeben sich, in Abhängigkeit von den Standortsverhältnissen, potentiell unterschiedliche Wirkungszusammenhänge. Neben den im Modell berücksichtigten Prozessen in der Bodenlösung können auch Veränderungen in kurzfristigen Umsatzyklen (z.B. Zersetzung der Streu) über mehrere Vegetationsperioden zu Veränderungen des pflanzenverfügbaren Nährstoffspektrums führen. Die speziellen Probleme der Modelle bestehen darin, daß den großräumig (einige 1000 km<sup>2</sup>) erfaßten Einwirkungen Rezeptorsysteme mit relativ geringen Ausdehnungen (einige km<sup>2</sup>) gegenüberstehen. Je nach Auswahl der Rezeptorsysteme, der Definition von kritischen Auswirkungen und der Auswertung der Einzelergebnisse können dabei unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden.

Hinsichtlich der Protoneneinträge ist im karbonatbeeinflußten Gebiet der Nordtiroler Kalkalpen im allgemeinen keine Gefährdung des Bodens zu erwarten, außer auf solchen (Klein-)Standorten, die nicht karbonatbeeinflußt sind. Die Möglichkeit, daß saure Depositionen jedoch schon vor dem Kontakt mit dem Boden auf Blattoberflächen zu Korrosionen der Kutikula und in weiterer Folge Nährstoffauswaschung und Infektionen führen können, darf nicht außer acht gelassen werden.

Abbildung 14:  
Schwefel- und Stickstoffdepositionen in Österreich (UMWELTBUNDESAMT 1994b)



**Schwermetallgehalte im Niederschlag:** Blei- und Cadmiumeinträge in Waldökosysteme durch Freilandniederschläge betragen im Raum Achenkirch im Mittel 0,012 kg Pb/ha.a bzw. 0,001 kg Cd/ha.a (SMIDT & RENDL 1992). Verglichen mit Konzentrationen in Freilandniederschlägen verschiedener Stationen in Waldgebieten Europas (0,7 kg Pb/ha.a bzw. 0,026 kg Cd/ha.a (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983) waren die ermittelten Konzentrationen gering; in Österreich wurden Jahreseinträge bis 0,15 kg Pb/ha.a (Maximalwerte: Raum Wien) gemessen.

**Schwermetallgehalte im Boden:** Cadmium und insbesondere Blei sind im karbonatbeeinflußten Boden wenig mobil. Da es derzeit keine anwendbaren Grenzwerte für Waldböden gibt, sind exakte Angaben über die tatsächliche Schwermetallgefährdung von Waldböden nicht möglich; die für landwirtschaftliche Böden genannten tolerierbaren Gesamtkonzentrationen (für Pb 100 mg/kg und für Cd 1 - 3 mg/kg) sind für Waldböden nicht anwendbar, können aber als grobe Anhaltspunkte dienen. Diese Werte werden in den Nordtiroler Kalkalpen überschritten und stellen somit ein Gefährdungspotential, besonders im Hinblick auf eine Akkumulation, für bodenbiologische Abläufe dar.

GREGORI M. 1992: *Höhenabhängigkeit der trockenen Deposition von Stickstoff- und Schwefelverbindungen sowie Ozon in einem Alpental*. Dissertation, Technische Universität Wien.

HERMAN F. 1991: *Schwermetallgehalte von Fichtenborken als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen*. VDI-Berichte 901, 375-390.

HERMAN F. 1992: *Nährstoffgehalte von Fichtenmadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtenmadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 83-90.

HERMAN F. & STEFAN K. 1992: *Zusammenschau*. FBVA-Bericht "Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal - Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal". FBVA-Berichte 67, 139-147.

HERMAN F. 1994a: *Schwermetallgehalte von Fichtenmadeln als Kriterium zur Beschreibung der Umweltsituation*. Dissertation Univ. f. Bodenkultur.

HERMAN F. 1994b: *Nährstoffgehalte von Fichtenmadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtenmadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 59-71.

HETTELINGH J.P., DOWNING R.J. & de SMET P.A.M. (eds.) 1991: *Mapping Critical Loads for Europe. CCE Technical Report No. 1*. RIVM Report 259101001, Bilthoven.

HOFMANN P. 1992a: *Immissionsbezogene Flechtenkartierung im Zillertal*. FBVA-Berichte 67, 119-132.

HOFMANN P. 1992b: *Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 91-101.

IUFRO 1975/78: *Luftqualitätskriterien*.

KAISSER A. 1994a: *Höhenprofil Zillertal: Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen*. FBVA-Berichte 77.

KAISSER A. 1994b: *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung. Erste Ergebnisse der Fesselballonmessungen*. Zwischenbericht Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82.

KLOKE A. 1980: *Richtwerte 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden*. Mitt. VDLUFA, 9-11.

KLOKE A. 1981: *Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich-gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 137/II, 141-146.

KNOFLACHER H.M. & PIECHL T. 1992: *Critical Loads - Level 2: Flächenbezogene Berechnung und Kartendarstellung von kritischen Belastungsgrenzen und tatsächlichen Belastungen in Österreich*. Forschungszentrum Seibersdorf, ÖFZS - A - 2187.

KNOFLACHER H.M. & LOIBL W. 1993: *Mapping of Critical Loads of nitrogen for Austria - Preliminary results*. Forschungszentrum Seibersdorf, ÖFZS - A - 2521.

KOVAR A., KASPER A., PUXBAUM H., FUCHS G., KALINA M. & GREGORI M. 1991: *Kartierung der Deposition von SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>x</sub> und basischen Kationen in Österreich*. Technische Universität, Institut für Analytische Chemie, Bericht 9/91.

KOVAR A. & PUXBAUM 1991: *Nasse Deposition im Ostalpenraum*. Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 14/91.

## Literatur

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: *Zustand der Tiroler Wälder*. Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1988.

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1990-1993: *Luftmeßberichte*.

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: *Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt*. Teilbericht Luft, Vegetation, Boden. Bericht an den Tiroler Landtag.

BERGER T. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 133-144.

BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. (Hrsg.) 1989: *Stressphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal*. Phyton 29 (3).

BOXMAN A.W., van Dijk H.F.G., HOUDIJK A.L. & ROELOFS 1988: *Critical Loads for nitrogen - with special emphasis on ammonium*. In: NILSSON J. & GRENNFELDT P. (eds.): *Critical Loads for sulphur and nitrogen*. Workshop Skokloster (Sweden), 19-24 March 1988.

FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1994: *Critical Loads of acidity for forest soils and Alpine lakes*. Environmental Series No. 234.

BRAUN S. & W. FLÜCKIGER 1994: *Critical Levels of ambient ozone for growth of tree seedlings*. Schriftenreihe der FAC Liebefeld Nr. 16, Workshop Critical Levels for ozone, 88-97.

GLATZEL G. 1990: *The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange*. Plant and Soil 128, 67-74.

- LOIBL W., ZUGER J. & KOPSCA A. 1991: *Flächenhafte Ozonverteilung in Österreich für ausgewählte Ozonepisoden 1991*. Umweltbundesamt / Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Bericht UBA-93-071.
- LOIBL W. 1994: *Trendprognose der regionalen Ozonmaxima unter Einbezug der Temperaturdaten am Beispiel der Ozonepisoden 1991 und 1992*. Umweltbundesamt / Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Bericht UBA-94-103.
- LORBEER G., HARTL W. & KOHLERT R. 1994: *Determination of trichloroacetic acid in rainwater from Achenkirch and other Austrian Sites*. Phyton 34 (3), 57-62.
- MUTSCH F. 1992: *Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Ergebnisse Waldbodenbericht. Teil 6: Schwermetalle*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168/2, 145-188.
- MUTSCH F. & SMIDT S. 1994: *Durch Protoneneintrag gefährdete Waldgebiete in Österreich*. CBl. f. d. ges. Forstwesen 111 (1), 57-66.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- ÖNORM L1079 (1993): *Anorganische Schadstoffe in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Ausgewählte Richtwerte*.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987: *Luftqualitätskriterien Stickstoffdioxid*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: *Luftqualitätskriterien Ozon*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- PLUMACHER J. & SCHRODER P. 1994: *Accumulation of C1-/C2-chlorocarbons and trichloroacetic acid and a possible correlation with glutathione S-transferases in conifer needles*. Phyton 34 (3), 141-154.
- REICH P.B. 1987: *Quantifying plant response to ozone: a unifying theory*. Tree Physiol. 3, 63-91.
- SCHADAUER K. 1995: *Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen an hand der Parameter der Österreichischen Waldinventur*. FBVA-Berichte 87, 221-230.
- SCHRODER P. 1994: *Immission, Aufnahme und Entgiftung von Xenobiotika in Fichten am Schwerpunktstandort Achenkirch*. Zwischenbericht, Fraunhofer Institut und GSF München.
- SMIDT S. 1992: *Messungen nasser Freilanddepositionen am Höhenprofil Zillertal*. FBVA-Berichte 67, 43-50.
- SMIDT S. & RENDL J. 1992: *Depositionsmessungen im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 33-38.
- SMIDT S. & F. MUTSCH 1993: *Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen*.- Tagungsband Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA". GSF-Bericht 39/93, 21-29.
- SMIDT S. 1994a: *Die Beurteilung von Ozonmeßdaten anhand von Critical Levels der UN-ECE*. Bericht 3/1994. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie.
- SMIDT S. 1994b: *Gefährdung von Waldökosystemen durch flüchtige organische Verbindungen*. Z. Pfl. Krkh. Pfl.schutz 101 (4), 423-445.
- SMIDT S. 1994c: *Ozonkonzentrationen in Österreich und im benachbarten Alpenraum*. Bericht 4/1994. Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: *Entwicklung der SO<sub>2</sub>-, NO<sub>2</sub>- und Ozon-Jahresmittelwerte in Österreich*. CBl. f. d. ges. Forstwes. 111 (3), 183-196.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1994: *Waldökosystemforschung in inneralpinen Tälern Tirols*. Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (4), 203-208.
- SMIDT S. 1994: *Measurements of field depositions in the area of Achenkirch*. Phyton 34 (3), 45-56.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: *SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and ozone records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3), 33-44.
- STEFAN K. 1994: *Österreichisches Bioindikatornetz, Ergebnisse der Schwefelanalysen der Probenahme 1992 und Vergleich der Resultate der von 1983-1992 und 1985-92 bearbeiteten Probepunkte*. Bericht BIN 95/1994. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie.
- TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN, Institut für Analytische Chemie, 1994: Datenblätter.
- UMWELTBUNDESAMT 1993: *Critical Loads of acidity for high precipitation areas*. UBA-93-083.
- UMWELTBUNDESAMT 1994a: *UBA-INFO 2/94*. Monatsinformation des Umweltbundesamtes.
- UMWELTBUNDESAMT 1994b: *Umwelt in Österreich, Daten und Trends 1994*.
- UN-ECE 1988: *Critical Loads Workshop*, 19. - 24. 3. 1988, Skokloster (Schweden).
- UN-ECE 1991: *Mapping Critical Loads for Europe*. CCE Technical Report No. 1.
- UN-ECE 1994: *Critical Levels for ozone*. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN (eds.)). Schriftenreihe der FAC Liebefeld, No. 16.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983: *Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme*. VDI Kommission Reinhaltung der Luft.
- WINKLER P. & PAHL S. 1993: *Eintrag von Spurenstoffen durch Nebel auf Wälder*. Proceedings of the int. symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN-ADRIA". Berchtesgaden, 27.-29. April 1993, GSF-Bericht 39/93, 126-134.
- ZECHMEISTER H. 1994: *Survey of heavy metal deposition by using Bryophytes as biomonitor at the Schulterberg profile*. Phyton 34 (3), 63-70.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Stefan Smidt  
 HR Dipl.-Ing. Dr. Klaus Stefan  
 HR Dipl.-Ing. Dr. Friedl Herman  
 Forstliche Bundesversuchsanstalt  
 Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
 Seckendorff-Gudentweg 8  
 A-1131 Wien

Dr. Markus Knoflacher  
 Forschungszentrum Seibersdorf  
 A-2444 Seibersdorf

Dr. Franz Mutsch  
 Forstliche Bundesversuchsanstalt  
 Institut für Forstökologie  
 Seckendorff-Gudentweg 8  
 A-1131 Wien

## Anhang 1

SO<sub>2</sub>-, NOx- und Ozon-Jahresmittelwerte ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sowie Bandbreite der Jahresmittelwerte von Vergleichsstationen in Oberösterreich und Niederösterreich (wald-relevante Meßstellen, aus SMIDT & GABLER 1994)

Station/Seehöhe	Jahr			
	1990	1991	1992	1993
<b>Schwefeldioxid</b>				
(fett gedruckt: Überschreitung des IUFRO-Grenzwertes von 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				
Achenkirch Christlalm 1280 m	-	-	2	3
Achenkirch Talboden 930 m	-	-	-	3
Brixlegg Bahnhof 520 m	12	13	16	10
Brixlegg Innweg 520 m	20	21	13	10
Hall 560 m	14	11	10	13
Innsbruck Andechsstraße 570 m	18	16	17	15
Karwendel West 1730 m	10	10	10	10
Kirchbichl 520 m	-	-	-	(10)
Kufstein 500 m	12	12	11	(10)
Landeck 810 m	-	-	-	12
Lienz 670 m	13	14	-	-
Mühleggerköpf 920 m	-	3	2	3
St. Johann 660 m	17	14	13	15
Wörgl 510 m	14	11	15	14
Oberösterreich (n=9)	6-16	8-18	3-11	5-14
Niederösterreich (n=7)	9-14	12-18	7-16	10-18
<b>Stickstoffdioxid</b>				
(fett gedruckt: Überschreitung des Jahresmittelgrenzwertes der ÖAW 1987 von 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				
Achenkirch Christlalm 1280 m	-	-	1	7
Achenkirch Talboden 930 m	-	-	-	8
Hall 560 m	56	55	48	41
Innsbruck Andechsstraße 570 m	40	38	43	41
Kirchbichl 520 m	-	-	-	33
Kufstein 500 m	48	52	45	40
Landeck 810 m	-	-	-	36
Lienz 670 m	-	-	-	31
Mühleggerköpf 920 m	-	16	12	8
Nordkette 1960 m	7	7	5	4
St. Johann 660 m	29	28	30	28
Wörgl 510 m	33	31	32	32
Oberösterreich (n=8)	12-44	8-42	10-36	6-39
Niederösterreich (n=8)	8-29	10-35	10-35	12-32
<b>Ozon</b>				
(fett gedruckt: Überschreitung von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				
Achenkirch Mühleggerköpf 920 m	-	45	-	43
Achenkirch Talboden 930 m	-	-	-	45
Achenkirch Christlalm 1280 m	-	-	79	72
Achenkirch Christlumkopf 1780 m	-	92	89	95
Basisstation / Bayern 1175 m	75	80	78	-
Garmisch/Bayern 740 m	55	49	54	48
Hohenpeißenberg 975 m	73	70	68	68
Höfen 880 m	-	49	49	53
Innsbruck Andechsstraße 570 m	30	31	28	28
Karwendel West 1730 m	90	89	86	83
Nordkette 1960 m	96	89	84	81
Wank/Bayern 1780 m	104	99	101	102
Zugspitze / Bayern 2962 m	107	104	104	104
Oberösterreich (n=7)	33-71	29-73	37-76	42-73
Niederösterreich (n=6)	46-74	40-55	40-70	44-70

## Anhang 2

Auswertung von Ozonmeßdaten nach UN-ECE (1994; AOT40) sowie nach der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) an zwei Meßstationen in den Nordtiroler Kalkalpen. Werte auf 100 % Datenverfügbarkeit hochgerechnet (bei einer Datenverfügbarkeit von mindestens 75 %); Jahreszahlen in Klammern: Verfügbarkeit der Daten < 75% (66 % bzw. 69 %)

Jahr	Mittel IV-X (ppb)	ppm.h AOT40 (1992) April-September (UN-ECE 1994)	MW1 Prozentanteil der Überschreitungen (ÖAW 1989)	MW8 (ÖAW 1989)	VMW7 (ppb) Ü.% (ÖAW 1989)
<b>Achenkirch</b>					
930 m /1993	26,4	7,9	0,3	36,8	33,5 (112 %)
920 m /1991	26,4	8,5	0,1	35,1	33,8 (113 %)
920 m /1993	26,0	10,5	0,1	33,8	32,3 (108 %)
1280 m /1992	43,3	38,5	0,7	74,9	43,2 (144 %)
1280 m /1993	38,9	28,7	0,3	52,8	38,8 (129 %)
1758 m /1991	50,8	56,9	1,2	89,1	47,8 (159 %)
1758 m /1992	48,6	52,7	1,3	71,3	46,2 (154 %)
1758 m /1993	50,8	59,6	2,2	79,0	48,2 (161 %)
<b>Höfen/Tirol (880m)</b>					
1991	27,5	12,9	0,0	41,4	36,7 (122 %)
1992	26,0	10,1	0,0	39,7	34,1 (114 %)
1993	28,6	12,8	0,1	41,9	36,3 (121 %)

Ü.%: prozentuelle Überschreitung der 30 ppb-Grenzkonzentration

# Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen und Abschätzung seiner Gefährdung - Zusammenschau

F. HERMAN & S. SMIDT

*Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt*

**Kurzfassung.** Im folgenden wird ein kurzer Überblick über die Ergebnisse aus dem Projekt "Ökosysteme Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" gegeben. Die Beiträge beziehen sich auf die Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen und die Abschätzung der Gefährdung (v.a. durch Schadstoffeinträge und Waldweideeinflüsse) anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch sowie bundesweiter Monitoring-Erhebungen. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf den Bereich der Rhizosphäre.

Von den Schadstoffdepositionen sind jene von SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> nur in Ballungsräumen von Bedeutung, während jene der Photooxidantien mit der Seehöhe zunehmen; die Protoneneinträge sind im Kalkalpin kein akutes Problem für den Boden, eine potentielle Belastung stellen hingegen langzeitwirksame Schadstoffeinträge durch Stickstoff- und Schwermetalle dar. Weitere bedeutsame Belastungsfaktoren sind Ernte-, Wild- und Weideschäden v.a. im Schutzwaldbereich.

**Schlüsselworte:** Waldökosystemforschung, Rhizosphäre, Nordtiroler Kalkalpen, Gefährdungsprognose

---

**Abstract.** [Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps and assessment of risks - Synopsis.] In the following you will find a brief overview of the results from the project "Ecosystematic Studies in the Limestone Alps - Achenkirch Altitude Profiles". The included contributions refer to the description of the Northern Tyrolean Limestone Alps and to the assessment of risks (mainly risks due to the input of pollutants or to grazing) by means of examinations in the area of Achenkirch and all-Austrian monitoring investigations. The studies concentrated on the rhizosphere.

As regards the depositions of pollutants, those of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> are significant only in conglomerations, while depositions of photooxidants increase with altitude. Proton inputs do not represent a major problem to the soil; long-term-effective pollutants, e.g. nitrogen and heavy metals, are, however, a potential risk. Further important stressors are damage caused by harvesting, by game or grazing, chiefly in the areas of protection forests.

**Keywords:** Forest ecosystem investigations, rhizosphere, Northern Tyrolean Limestone Alps, risk assessment

---

## 1. Einleitung

Waldökosysteme sind einer Reihe von natürlichen und anthropogenen, standortspezifischen Streßmustern ausgesetzt. Zu den wichtigsten zählen die mit der Seehöhe zunehmenden Klimaextreme, anthropogen bedingte Streßfaktoren (v.a. Tourismus, Wildbewirtschaftung, Waldweide und die Schadstoffdepositionen) bzw. eine Reihe biotischer Faktoren (z.B. Insekten und Pilze). Zahlreiche Einzelfaktoren wirken sich in Form von Kronenverlichtungen aus. Gemäß der 10-Jahresinventur sind in Tirol ca. 40 % der Bestände über 60 Jahre geschädigt. Besonders besorgniserregend ist das Ergebnis bzw. die Entwicklung für den Schutzwald in den Nordtiroler Kalkalpen: die An-

teile an geschädigten Bäumen nahmen dort von 1984 auf 1987 von 46 % auf 62 % zu und lagen 1993 bei 54 % (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994).

Die starke Belastung der v.a. im Hinblick auf die Erfüllung der Schutzfunktion wesentlichen Waldökosysteme erfordert Wissensgrundlagen auf breiter Basis, um effiziente Maßnahmen auf forstwirtschaftlicher und politischer Ebene setzen zu können. Trotz der in den letzten 10 Jahren intensivierten Waldökosystemforschung ist das Wissen und das Verständnis über Zusammenhänge noch lückenhaft, und die Dynamik der Waldschäden erfordert eine Bearbeitung auf immer breiterer wissenschaftlicher Basis mit Hilfe von neuen Untersuchungsansätzen. Hierbei müssen die gewonnenen Daten und Ergebnisse vernetzt und interpretiert werden.

Das gegenständliche interdisziplinäre Projekt liefert weitere Erkenntnisse über den Zustand und die Belastung der Nordtiroler Kalkalpen (Wuchsgebiete 2.1 und 4.1).

Im vorliegenden Band wird ein ein kurzer Überblick über die Ergebnisse aus dem Projekt "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" gegeben. Die Beiträge beziehen sich auf die Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen und die Abschätzung der Gefährdung (v.a. durch Schadstoffeinträge und Waldweideeinflüsse) anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch sowie bundesweiter Monitoring-Erhebungen. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf den Bereich der Rhizosphäre. Die erhobenen Daten bilden die Basis für weitere vernetzte Interpretationen.

## 2. Ergebnisse und Diskussion

Der Forschungsansatz wurde von HERMAN & SMIDT (1995) formuliert und dargestellt. Die Einzelbeiträge des vorliegenden Bandes gliedern sich in folgende Themenbereiche:

- Beiträge zur Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen;
- Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch;
- Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von bundesweiten Monitoring-Erhebungen, Meßnetzen und Modellansätzen.

An der Durchführung der Teilprojekte waren neben der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, welche die Einzelprojekte koordinierte, zahlreiche Institutionen bzw. Institute aus Österreich und Deutschland beteiligt. Ergebnisse mit dem Themenschwerpunkt "Phyllosphäre" liegen vor (HERMAN & SMIDT 1994; SMIDT et al. 1994); sie bewerteten das Untersuchungsgebiet an Hand von Grenzwerten, Richtwerten und Zielvorstellungen sowie unter Zuhilfenahme von Biomonitoring und zeigten die Möglichkeit, mit biochemischen und physiologischen Parametern die Stressbelastung von Waldbäumen zu beurteilen.

### 2.1 Beiträge zur Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen

#### Genetische Charakterisierung von Fichten

(BREITENBACH, Seite 19)

*Organismen müssen sich an Änderungen der Umwelt anpassen, um überleben zu können. Ist ihre Überlebensfähigkeit genetisch bedingt, setzen selektive Anpassungsprozesse ein. Die genetische Charakterisierung von Fichten erlaubt Rückschlüsse auf die Anpassungsfähigkeit dieser Baumart in verschiedenen Seehöhen.*

Die genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin, welche autochthone und naturnahe Fichtenbestände umfaßte, zeigte im Rahmen einer Pilot-Untersuchung eine hohe genetische Vielfalt, die durch die Zahl von genetischen Varianten charakterisiert ist. Zwischen den im Untersuchungsgebiet Achenkirch untersuchten Populationen gab es nur geringe Unterschiede in den Allelhäufigkeiten, die Zahl der polymorphen Genorte und die Zahl der gefundenen Allele nimmt mit steigender Seehöhe ab, jedoch zeigte der Bestand an der Waldgrenze keine verminderte Anpassungsfähigkeit. Die mittlere Diversität als Maß für die Anpassungsfähigkeit war im Vergleich zu anderen untersuchten Fichtenpopulationen im alpinen Raum geringfügig niedriger. Daraus läßt sich ableiten, daß die Bestände an der Waldgrenze im Vergleich zu den in den tieferen Lagen stockenden Beständen keine verminderte Anpassungsfähigkeit haben. Die genetische Subpopulationsdifferenzierung war hingegen im Vergleich mit Ergebnissen außerösterreichischer Gebiete (Stichproben aus dem gesamten europäischen Fichtenverbreitungsgebiet) ausgesprochen gering. Im Vergleich zu Ergebnissen von Erhebungen weiterer autochthoner Fichtenpopulationen in Österreich (GEBUREK 1994) zeigte sich jedoch Übereinstimmung.

Die Vermutung, daß Bestände an der Waldgrenze aufgrund der klimatischen Bedingungen zwar hohe Angepaßtheit, aber nur geringe Anpassungsfähigkeit besitzen, konnte für die in Achenkirch untersuchten Bestände an der Waldgrenze nicht bestätigt werden. Wird als Basis zur Bewertung der Anpassungsfähigkeit die hypothetische, gametische Multilokusdiversität herangezogen, zeigt der Bestand in mittlerer Höhenlage (1220 m) verglichen mit den beiden anderen, eine leicht verminderte Anpassungsfähigkeit. Die mittlere Diversität zeigte keine Höhenabhängigkeit und war im Vergleich mit italienischen Fichtenpopulationen und autochthonen Schweizer Beständen etwas abgesenkt (MÜLLER-STARCK 1994).

### Versorgung der Böden mit Nährelementen (MUTSCH, Seite 55)

Der Zustand des Bodens trägt wesentlich zum Zustand bzw. zur Stabilität der Waldökosysteme bei. Chemische Bodenanalysen lassen Rückschlüsse auf den Ernährungsstatus, aber auch auf Schadstoffeinträge, insbesondere solche durch Schwermetalle, zu.

Die Einstufung der Böden erfolgte nach der standortskundlichen Beschreibung sowie der bodentypologischen Zuordnung (ENGLISCH 1992) und nach chemischen Parametern, wobei neben der Ernährungssituation auch die Schwermetallgehalte mit anderen karbonatbeeinflußten Waldböden verglichen und bewertet wurden. Im Vergleich zu den karbonatbeeinflußten Bäumen in Österreichs Wäldern, welche im Rahmen der österreichischen Waldbodeninventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992) analysiert wurden, sind im Raum Achenkirch in den obersten Tiefenstufen deutlich unterdurchschnittliche pH-Werte und Karbonatgehalte feststellbar. Da aber auf karbonatbeeinflußten Böden eine substantielle Versauerung weitgehend auszuschließen ist, werden die niedrigen pH-Werte trotzdem als nicht ungünstig beurteilt. Die rein bodenchemische Einordnung des Untersuchungsgebietes Achenkirch in die karbonatbeeinflußten Waldstandorte Österreichs ergab eine günstige Beurteilung.

### Waldgesellschaften

(ENGLISCH & STARLINGER, Seite 25)

Die Charakterisierung der Waldgesellschaften erlaubt neben einer detaillierten Dokumentation des Untersuchungsgebietes auf der Basis einer Standortskartierung Aussagen darüber, wie naturnahe und wie repräsentativ das Untersuchungsgebiet für die Nordtiroler Kalkalpen ist bzw. inwieweit die Ergebnisse auf diese übertragbar sind. Weiserpflanzen lassen Aussagen über Nährstoff-

mangel, eventuell über Düngungsbedarf bzw. über gute Nährstoffversorgung zu.

Im Rahmen der pflanzensoziologischen Erkundung wurden im Untersuchungsgebiet Achenkirch 9 Waldgesellschaften festgestellt. Die Standortserkundung schied 18 verschiedene Standortstypen aus. Die Auswirkungen langandauernder außerforstlicher Nutzung wie Schneiteilung, Streunutzung und Waldweide sowie Großkahlschläge zogen verschieden starke Degradationserscheinungen nach sich. Ein Rückgang des Tannenanteils und eine Änderung der Humusdynamik waren die Folge. Die natürliche Waldgrenze liegt bei ca. 1700 m und ist über weite Strecken nach unten verschoben. Während Hauptdolomit das Ausgangsgestein des Christlumprofils und des Mühleggerköpfls darstellt, ist der Gipfel des Schulterberges aus Plattenkalk aufgebaut. V.a. an den flachgründigen bzw. streugenutzten Standorten ist periodisch Stickstoffmangel zu erwarten, und aus den Bodendaten können keine Anzeichen für eine Bodenversauerung durch Nitratauswaschung abgeleitet werden.

### Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten (PEINTNER & MOSER, Seite 69)

Die mycosozialen Untersuchungen (Artenvielfalt und Abundanz von Pilzen) geben durch einen Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Gebieten Hinweise auf den "physiologischen Zustand" des Waldes.

Die Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyzeten wurde über einen Zeitraum von drei Vegetationsperioden im Höhenprofil Christlum und am Schulterberg erfaßt. Es zeigte sich anhand der festgestellten Artenvielfalt (rund 300 Arten), der Fruchtkörperdynamik und der Periodizität von Basidiomyceten, daß das Höhenprofil am Schulterberg und hier im besonderen das Nordprofil artenreich ist. Die geringere Artenvielfalt im Höhenprofil Christlum kann aufgrund

Tab. 1:  
Höhenstufen der Wuchsgebiete (KILIAN et al. 1994)

	Wuchsgebiet 2.1 Nördliche Zwischenalpen - Westteil	Wuchsgebiet 4.1 (schließt die Höhenprofile in Achenkirch ein) Nördliche Randalpen - Westteil
tiefmontan	750-1000	-
mittelmontan	1000-1300 (1400)	800-1200 (1300)
hochmontan	(1100) 1300-1600 (1700)	(1000) 1200-1450 (1600)
tiefsubalpin	(1450) 1600-1800 (1900)	(1300) 1450-1650 (1700)
hochsubalpin	(1700) 1800-2050 (2150)	1650-1950 (2000)

### Probeflächen im Untersuchungsgebiet Achenkirch

mittelmontan:	3, 4, 5, 6 (Christlumprofil); 8 (Mühleggerköpfl), 9, 10 (Schulterberg)
hochmontan:	Christlumalm, 1, 1A, 2 (Christlumprofil);
hochsubalpin:	Christlumkopf (Christlumprofil), Schulterberggipfel (7)

der unterschiedlichen Vegetationsformen nicht mit der hohen Artenvielfalt am Schulterberg verglichen werden, sie deutet jedoch auf eine Störung des Ökosystems hin.

Auf der Basis des "Istzustandes" sollen künftige Veränderungen der Pilzgesellschaften, z.B. durch Schadstoffeinflüsse oder durch Veränderung der Landnutzungsformen festgestellt werden. Die genaue Auflistung erscheint umso vordringlicher, als knapp ein Drittel aller Pilzarten in Deutschland durch Umweltveränderungen bedroht sind und auf der neuen "Roten Liste" der gefährdeten Großpilze stehen. Am meisten bedroht sind die in Symbiose der mit Bäumen lebenden Mykorrhizapilze oder die Spezialisten für besondere Lebensräume.

#### Bodenbiologische Parameter

(RANGGER & INSAM, Seite 95)

*Bodenmikroorganismen spielen eine entscheidende Rolle für den Nährstoffkreislauf von Waldökosystemen. Die mikrobielle Biomasse ist zudem ein wichtiger Nährstoffpool, der kurzfristig auftretende Nährstoffsübe abpuffern kann. Die in nährstofflimitierten Böden mögliche Erhöhung mikrobieller Aktivitäten kann zu einem unerwünschten Verlust von organischer Substanz führen. Die Bodenmikroflora übt ferner durch den Streuabbau einen wesentlichen Einfluß auf die Stoffkreisläufe aus und trägt damit zur Vitalität von Waldbeständen bei; verringerte Aktivitäten weisen auf Störungen, z.B. durch Schadstoffeinträge oder Degradation, hin. Gerade in montanen und subalpinen Waldökosystemen mit sehr geringmächtigen Humusauflagen ist es daher wichtig, Abbauprozessen, insbesondere der Ammonifikation und Nitrifikation, entsprechende Aufmerksamkeit zu widmen.*

Die anhand aussagekräftiger Parameter gemessenen mikrobiellen Aktivitäten und Biomassen sowie die erobtenen ökophysiologischen Parameter (Basalatmung, N-Mineralisationsrate und metabolischer Quotient) charakterisieren das Christlumprofil und die höchstgelegenen Probenflächen am Schulterberg als relativ ungestörte, naturnahne Standorte ohne außergewöhnliche Belastung.

Die Untersuchung der bodenbiologischen Parameter entlang des Christlumprofils in drei Bodenhöizonten ergab eine signifikant erhöhte mikrobielle Aktivität und Biomasse in der Bodenschicht von 0-10 cm auf der Probenfläche in 1240 m Seehöhe. Dies wird primär auf den erhöhten Streueintrag durch den höheren Laubbaumanteil auf dieser Fläche erklärt. Die ökophysiologische Kenngrößen metabolischer Quotient und  $C_{mic}/C_{org}$  - Verhältnis wurden demge-

genüber nicht beeinflußt, da kleintopographische Standortsfaktoren die klimatischen überwogen.

#### Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln, Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhizapilzen

(GOBL & TURNER, Seite 105; GRUBER et al., Seite 113) *Ektotrophe Mykorrhizen haben für die Nährstoffversorgung der Waldbäume v.a. auf ärmeren Böden besondere Bedeutung für die Stabilisierung der Bestände. Die Häufigkeit ihres Auftretens ist ein Kriterium zur Qualitätsbeurteilung von Standorten. Mykorrhizen und Feinwurzeln reagieren empfindlich auf Milieuveränderungen, die durch Schadstoffeinträge, mechanische Belastung oder Trockenheit ausgelöst werden können. Sie eignen sich daher für die Charakterisierung bzw. Bewertung von Standorten. Für das Aufkommen von Jungpflanzen sind ferner Myzelien von sog. "first stage" Pilzen v.a. im Schutzwaldbereich von Bedeutung.*

*Bedingt durch die große Ausdehnung entsprechender Aufforstungsstandorte mit teilweise limitierend vorhandenen Nährelementen im Bereich der Schutzwälder der nördlichen Kalkalpen kommt auch einer Identifizierung der mykorrhizabilen Pilze entscheidende Bedeutung zu.*

Die Beschreibung der Feinwurzeldichte, der Vitalität von Feinwurzeln und Mykorrhizen und die Typenzahl der Mykorrhizen wies die drei Probenflächen am Christlumprofil als nicht negativ beeinflußt aus. Bedeutung für die einzelnen Kriterien dürfte in hohen Maße dem Bodentyp und der Humusform zukommen. Die in 1240 m gelegene Probenfläche wies gegenüber den Flächen in 1060 m und 1420 m Höhe eine deutlich bessere Bewurzelung und eine hohe Feinwurzel-Trockenmasse auf. Dies wird u.a. auf die Zäunung dieser Fläche zurückgeführt. Abnormale Veränderungen von Mykorrhizen, die auf eine Instabilität des Ökosystems hinweisen, wurden nicht nachgewiesen.

Die Erarbeitung einer Methode zur Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhizen mit Hilfe molekularbiologischer Methoden ist wesentlich, da die Pilze mit biologischen Methoden zumindest im Frühstadium nicht sicher bestimmbar sind. Die Charakterisierung von Mykorrhizapilzen erfolgt gegenwärtig immer noch rein morphologisch durch Betrachtung der Fruchtkörper und der direkten Kontaktzone Pflanze - Pilz bzw. mit Hilfe von Selektivnährmedien. Verglichen mit anderen Methoden wie der Messung metabolischer (Enzym-)aktivitäten, besitzen molekularbiologische Methoden den Vorteil, eine nicht exprimierte und daher von den Umgebungsbedingungen unabhängige, statische Zellkomponente zu mes-

sen. Mit Hilfe der PCR-Methode war es möglich, mykorrhizabildende Pilze anhand des Glyzerinaldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (*gpd*) Gens zu identifizieren und zu quantifizieren.

## 2.2 Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von Untersuchungen im Raum Achenkirch

### Nutzungspotentialanalyse

(ORRITSCH, Seite 121)

*Im Rahmen einer Nutzungspotentialanalyse können, basierend auf dem Waldentwicklungsplan und weiteren örtlichen Informationen, Aussagen über Leitfunktionen, den waldbaulichen Maßnahmenbedarf, Belastungen durch Tourismus, Waldweide und weitere Risikofaktoren im Hinblick auf die Gefährdung von Waldökosystemen und auf Nutzungskonflikte gemacht werden.*

Wie als konkretes Beispiel im Rahmen der Erstellung einer Nutzungspotentialanalyse für den Raum Achenkirch beschrieben wurde, ist die besondere Dringlichkeit der Weidefreistellung in gefährdeten Bereichen von Bedeutung, wo die Erbringung der Schutzfunktionsleistung durch Weideschäden gefährdet ist. Eine solche Freistellung wurde bereits erfolgreich im Rahmen eines Schutzwaldsanierungsprojektes in den vergangenen beiden Jahren vollzogen. Auf rund der Hälfte der Schutzwaldfläche sind Sanierungsmaßnahmen erforderlich, um mittelfristig eine ausreichende Stabilität wieder herstellen zu können.

Im Zuge der Auswertung der Nutzungspotentialanalyse wurden im Untersuchungsgebiet für eine Fläche von 7.500 ha die Leitfunktionen gemäß Waldentwicklungsplan, der waldbauliche Maßnahmenbedarf (Verjüngung, Pflege), geländebedingte Risiken, Wildschäden, Weideschäden, Erholungswert und die Belastung durch Tourismus im Hinblick auf die Gefährdung des Waldökosystems dargestellt. Eine Nutzungspotential- und Konfliktanalyse des Untersuchungsraumes ergab, daß aktuelle Nutzungskonflikte durch die gleichzeitige Nachfrage nach hohen Nutzungsintensitäten unterschiedlicher Landnutzungen versacht werden. So stellen die Waldbeweidung auf Schutzfunktionsflächen sowie die hohe Ausstattung mit touristischer Infrastruktur und die damit einhergehende Beunruhigung des Wildes lokale Nutzungskonflikte dar.

### Bestandesdepositionen

(BERGER, Seite 133)

*Depositionen beeinflussen den Stoffhaushalt von Waldstandorten. Die Kenntnis von nassen Freilandeinträgen, aber auch von Depositionen unter dem Kronendach geben Auskunft darüber, wie hoch die tatsächlichen Konzentrationen bzw. Einträge sind, die in den Waldboden gelangen. Aus der Differenz zwischen der Bestandes- und Freilandwerten lässt sich das "Filtervermögen" von Waldbeständen ableiten. (Für eine Gesamtbeurteilung ist weiters die Kenntnis der Einträge durch trockene und okkulte Deposition erforderlich.) Bodenwasseruntersuchungen lassen Aussagen über den Austrag zu, Streufalluntersuchungen erweitern die Information über ökosysteminterne Nährstoffkreisläufe.*

Die Bestandessmessungen an zwei Meßflächen (1050 m bzw. 1400 m) zeigten im Vergleich zu österreichischen Bestandessmessungen geringe Belastungen mit Schadstoffeinträgen. Unter dem Kronendach waren die Ca-, Mg- und K-Einträge und die Kationensumme im Vergleich zur Freilandstation im Tal zum Teil deutlich höher, hingegen etwa gleichhohe Na-, Cl-, H- und NO<sub>3</sub>-N-Einträge sowie Anionensummen und weniger NH<sub>4</sub>-N und Sulfat-S. Die Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser waren gering.

Die N-Einträge unter dem Kronendach betrugen 12-13 kg/ha.a, an den Bulk-Stationen des Christlumprofils (930-1758 m) 4,8 bis 11,7 kg/ha.a (1991-1993). Da die Critical Loads für Stickstoff für sehr empfindliche Standorte bereits bei 5 kg/ha.a liegen, liegt eine potentielle Gefährdung vor. Stickstoff stellt aber andererseits gemäß den Nadelanalysen im Untersuchungsgebiet einen limitierenden Faktor dar. Aufgrund der Kriterien für Critical Loads ist noch keine akute Gefährdung von Waldökosystemen, sondern lediglich Nährstoffungleichgewichte und Artenverschiebungen in der Kraut- und Strauchschicht zu erwarten. Als sensibel sind die Nordtiroler Kalkalpen jedoch gegenüber Stickstoffeinträgen in den Boden deshalb zu bezeichnen, da die Waldökosysteme an N-armen Böden angepaßt sind; ein zusätzlicher Eintrag kann zwar Wachstumszuwachs, aber auch Imbalanzen der Nährstoffe und letztendlich eine Verminde rung der Stabilität hervorrufen.

Die Sulfatschwefeleinträge betrugen 8 kg/ha.a, auch dieser Wert könnte aber nur auf extrem H<sup>+</sup>-empfindlichen Standorten eine potentielle Gefährdung darstellen. Die Protoneneinträge waren an beiden Versuchsf lächen mit 0,2-0,3 kg/ha.a etwa gleich hoch. Die österreichische Waldboden-Zustandsinventur weist das Gebiet als karbonatbeeinflußt aus, sodaß die Critical Loads für diese Böden nicht überschritten werden (was je-

doch eine negative Beeinflussung der oberirdischen Pflanzenteile, etwa durch erhöhtes Leaching, nicht ausschließt). Die Auswaschung von Nährelementen aus dem Kronenbereich durch Protonen im nassen Niederschlag betrug 16-73 %, eine Wiederaufnahme der Elemente K, Ca und Mg kann im Wurzelraum eine Versauerung der unmittelbaren Rhizosphäre bewirken.

### Pestizide im Niederschlag

(SMIDT et al., Seite 145)

*Immissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) können auf Pflanzen schädigend wirken. Zahlreiche Komponenten werden großräumig verbreitet und sind ubiquitär nachweisbar. Von besonderem Interesse sind Komponenten, die als Herbizide eingesetzt werden oder als solche wirken. Sie werden entweder als Pflanzenschutzmittel ausgebracht oder können, wie z.B. die Trichloressigsäure, im Zuge der photochemischen Umwandlung aus C<sub>2</sub>-Chlorkohlenwasserstoffen entstehen und pflanzenphysiologische Wirkungen (z.B. auf Aktivität des Entgiftungsenzyms Glutathion-S-Transferase) ausüben.*

Verglichen mit den bei der landwirtschaftlichen Anwendung pro Hektar ausgebrachten Mengen belaufen sich die mit der Gravitationsdeposition eingetragenen Mengen auf etwa nur 1/1000. Aus diesem Grunde ist eine Gefährdung der forstlichen Vegetation nicht anzunehmen. Die Nachweisbarkeit von mittlerweile in Österreich verbotenen Wirkstoffen (z.B. Atrazin, Gamma) beweist aber die großräumige Verbreitung und ihre lange Verweildauer, die bei langsamer Abbaubarkeit zu einer Anreicherung im Boden und zur Kontamination des Grundwassers führen kann.

### Schwermetallgehalte im Boden

(MUTSCH, Seite 153)

*Schwermetalle fungieren im Boden als Spurenelemente. Zu geringe Konzentrationen können zu Mangelerscheinungen führen; erhöhte Konzentrationen, insbesondere solche von nicht pflanzennotwendigen Schwermetallen (z.B. Blei, Cadmium), sind zumindest potentiell toxisch, auch wenn sie nicht von den Wurzeln aufgenommen werden, da sie die Mykorrhizierung (und damit die Nährstoffaufnahme) und den Streuabbau beeinträchtigen können.*

Die Blei- und Cadmiumgehalte im Boden zeigten eine deutliche Zunahme mit der Seehöhe (MUTSCH 1992). Da es zur Bewertung von Waldböden keine Grenz- bzw. Richtwerte gibt, wurden die Richtwerte zur Beurteilung der Schwermetallgehalte landwirtschaftlich bzw. gärtnerisch genutzter Böden (ÖNORM L 1075, 1993) und die Orientierungsdaten für tolerier-

bare Gesamtgehalte in Kulturböden herangezogen (KLOKE 1980). Es zeigte sich, daß an mehr als der Hälfte der Probeflächen Blei und Cadmium dieser Bewertungskriterien überschritten. Im Oberboden konnte ferner eine auffallende Anreicherung dieser beiden Schwermetalle gegenüber dem Unterboden nachgewiesen werden; diese Anreicherung (Differenzen der Absolutgehalte zwischen Oberboden [0-10 cm] und Unterboden [30-50 cm]) nahmen mit der Seehöhe zu. Durch die Akkumulation der Schwermetalle ergibt sich ein Gefährdungspotential und ein zusätzlicher additiver Belastungsfaktor für Waldökosysteme insbesondere in den Alpen. Diese stellen als Wetterscheide mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen (die am Nordrand der Alpen 2000 mm pro Jahr übersteigen können) eine besonders wirkungsvolle Senke für weiträumig antransportierte Luftschadstoffe dar (MUTSCH 1992).

Die im österreichischen Vergleich leicht überdurchschnittlichen Blei- und Cadmiumwerte im Raum Achenkirch, welche insbesonders im Oberboden nachgewiesen wurden, könnten als ein Hinweis auf Immissionsbelastung gelten. Nach MUTSCH (pers. Mitt.) wurden bisher 10-100 kg Blei/ha und 0,1 - 1 kg Cadmium/ha eingetragen; darauf weisen die Quotienten aus Gesamtschwermetallgehalt und mobilem Gehalt hin (je enger der Quotient, desto höher ist der Immissionsanteil). Bemerkenswert ist, daß die im Rahmen der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur festgestellten Anstiege der Gehalte von Blei und Cadmium im Boden mit zunehmender Seehöhe durch die Beprobung eines nördlich exponierten Prallhangs des Schulterberges nicht bestätigt werden konnten, obwohl ZECHMEISTER (1995) für Moose im selben Untersuchungsraum weit über dem österreichischen Durchschnitt liegende Bleigehalte fand und sich auch die von HERMAN (1994a) in Borken- und Nadelproben nachgewiesenen Blei- und Cadmiumgehalte in Abhängigkeit von der Seehöhe darstellten (wobei die höchsten Konzentrationsbereiche an der höchstgelegenen Probefläche des Schulterberges gemessen wurden).

### Schwermetalle in Pilzen

(PEINTNER, Seite 161)

*Pilze akkumulieren Schwermetalle und sind somit Zeiger für Schwermetalleinträge bzw. Schwermetallgehalte des Oberbodens. Die Schwermetallgehalte von Basidiomyzeten-Fruchtkörpern eignen sich als Hinweis der Belastung der Umwelt mit anthropogenen Schadstoffen.*

Im Untersuchungsgebiet am Schulterberg wurden häufig vorkommende Basidiomyzetenarten auf ihre

Gehalte an Cadmium, Kupfer, Blei und Zink untersucht. Verschiedene zur Gattung *Cortinarius* gehörende Arten eignen sich vor allem zur Indikation von Cadmium, Zink und Kupfer. Das Anreicherungsverhalten muß jedoch erst an Standorten mit unterschiedlichen Konzentrationsbereichen auf seine Konstanz überprüft werden.

Blei wird vor allem in den Stielen der Pilze aufgenommen und dort, bezogen auf die extrahierbaren Bodengehalte, 2-8 fach angereichert. Die Bleikonzentrationen der gesammelten Fruchtkörper waren im Vergleich zu Daten aus anderen europäischen Gebieten sehr hoch (Median: 10 µg/g Trockengewicht = Tg), was auf eine starke Belastung hinweist. Die Cadmiumgehalte lagen in einem für den Alpenraum hohen Bereich (Median: 4,8 µg/g Tg); das Element wird in den Hüten mit einem Faktor 10-35 angereichert. Die Zinkgehalte lagen zwischen 2-385 µg/g Tg und sind als normal einzustufen; auch Zink wird in den Hüten der Fruchtkörper mit einem Faktor 15-20 akkumuliert. Die Kupfergehalte waren mit 1-121 µg/g Tg sehr niedrig, obwohl dieses Element im Hut mit einem Faktor 700 angereichert wird.

Da große Artenunterschiede in Aufnahme und Anreicherung bestehen und auch lokale Gegebenheiten berücksichtigt werden müssen, sollten größere Artcharakteristika beurteilt werden, wenn Pilze als Bioindikator für die Beurteilung der Belastungssituation herangezogen werden.

Die Pilze sind nicht nur von systematischem Interesse, sie sind auch ein beliebtes Nahrungsmittel. Gesetzlich festgelegte Grenzwerte für die Blei- und Cadmiumgehalte von Wildpilzen existieren weder in Österreich noch in der Bundesrepublik Deutschland. Als Basis für eine Beurteilung können die österreichischen Richtwerte für Zuchtchampignons herangezogen werden, wobei sich zeigte, daß die Pb- und Cd-Werte aller gemessenen Fruchtkörper über den angegebenen Richtwerten lagen, weshalb von einem übermäßigen Genuss von Wildpilzen abgeraten werden muß.

### Cytogenetische Bioindikation

(MÜLLER, Seite 169)

*Streßeinwirkungen auf Waldbäume äußern sich u.a. in erhöhten Prozentanteilen von Chromosomenschädigungen in Feinwurzeln. Ihre Bestimmung liefert daher eine zusätzliche Information über Streßeinwirkungen an einem Standort, wobei aufgrund des schnellen Ansprechens der Methode bereits Vitalitätsbeeinträchtigungen festgestellt werden können, wenn am Baum noch keine äußeren Symptome (z.B. Kronenverlich-*

*tung) oder erhöhte Schadstoffanreicherungen in den Blattorganen festzustellen sind.*

Die cytogenetische Methode erwies sich als vielversprechend und praxistauglich. An den Höhenprofilen in Achenkirch konnte beobachtet werden, daß in den Seehöhen von ca. 1.000 m bis 1.400 m eine Beeinflussung der Pflanzen vorlag, die sich in einer erhöhten Aberrationsrate auswirkte, wobei bestimmte Probeflächen Auffälligkeiten zeigten: In 1140 m Seehöhe (Christlumpprofil) war in drei Probejahren 1991-1993 eine deutliche Verschlechterung zu konstatieren. Welche Einflüsse diese erhöhten Aberrationsraten bewirken bzw. ob es sich um ein natürliches, von Schadstoffen unbeeinflußtes Phänomen handelt, ist noch nicht geklärt.

### Weideeinflüsse

(SOBOTIK & POPPELBAUM, Seite 177)

*Eine Änderungen der Landnutzung kann im alpinen Steilgelände oder dort, wo der Wald an seiner klimatischen Grenze steht und eine wichtige Schutzfunktion wahrnimmt, von besonderer Bedeutung sein. Folgen einer intensiven Weidenutzung sind Bodenverdichtung, Reduzierung des Porenvolumens und damit erhöhter Oberflächenabfluß und Verjüngungshindernis (SCHEIRING 1988, ZAUPER 1993, BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1994, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994); Waldweide führt zusätzlich zu Verbiss-, Schäl- und Trittschäden.*

Im Rahmen des vorliegenden Projektes war es von Interesse, mit Hilfe von vegetationskundlichen und wurzelökologischen Untersuchungen eine eventuelle negative Belastung für den Boden durch eine Beweidung festzustellen. Im Rahmen der vegetationskundlichen Erhebungen ergab sich keine Artenverarmung durch Beweidung, vielmehr eine Verschiebung der Vegetationsdecke dahingehend, daß in weidefreigestellten Flächen Arten fehlten, was zu einer negativen Auswirkung auf die Bodenstabilität führen kann. Im Rahmen der wurzelökologischen Untersuchungen zeigte sich, daß die Bodendichte und die Wurzelhaarbildung zum Nachweis der Auswirkung der Beweidung geeignet sind.

*Wirkung auf Vegetation und Wurzelökologie:* Die Unterschiede in der Beweidung ließen in den Pflanzenbeständen nach zwei bis drei Jahren beginnende, nach sechs Jahren fortschreitende und deutlicher ausgeprägte Veränderungen erkennen. Von den auf den Probeflächen insgesamt festgestellten 118 verschiedenen Arten reagierten bis zu 8 Arten deutlich auf die fehlende Beweidung. Sie fielen durch Fehlen oder Vorkommen, niedrigeren oder höheren Deckungs-

wert auf. Die veränderten Wuchsbedingungen infolge des Fehlens der Beweidung waren auch in einem höheren Wuchs der Arten feststellbar.

Auf die Menge der Wurzelmasse wirkte sich die fehlende Beweidung auf der Waldweidefläche in 1620 m in der Weise aus, daß die Masse der Feinwurzeln von 1992 bis 1994 weniger als auf den beweideten Flächen zunahm. Auf den übrigen Flächen ließen sich keine eindeutigen Unterschiede zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen feststellen. Nahezu gleichsinnig reagierten dagegen die Wurzelmassen auf allen Probeplänen mit einer Zunahme auf die ungewöhnlich große Wärme des Jahres 1994. Im Bereich der Waldweide in 1620 m betrug der Unterschied im Durchschnitt 48,26 dt/ha, in jenem der Reinweide 22,22 dt/ha.

Als weitere empfindliche Merkmale erwiesen sich die Gesamtlänge der Wurzelstücke je Probe sowie die Länge der Wurzelhaare. Die Gesamtlänge der Wurzelstücke lag zwischen ca. 6.000 und 33.000 km/ha. Für eine Bewertung sind jedoch noch weitere Arbeiten erforderlich. Auf den bereits seit 8 Jahren unbeweideten Flächen ließen sich bis zu 4 mm lange Wurzelhaare feststellen, auf den Vergleichsflächen erreichten die Wurzelhaare jedoch nur 0,5 - 0,8 mm.

**Wirkung auf Mykorrhizen:** Auf einer Fläche von 400 m<sup>2</sup> ergab die Bewertung von 900 Zylinderproben beachtliche Unterschiede zwischen Kleinstandorten von Wald und Weide hinsichtlich der Mykorrhizen und Feinwurzeln. Die Trockengewichte von Mykorrhizen und Feinwurzeln waren im Bereich der Bäume höher und zeigten einen dichten Besatz. Die Typenvielfalt der Mykorrhizen und ihre Vitalität entsprachen einem guten Waldzustand. Im Weidebereich waren abgestorbene Mykorrhizen und Feinwurzeln sehr häufig. Als Ursache dieser Schäden und damit der schlechten Vitalität wird eine mechanische Belastung der Böden durch Weidevieh angenommen.

**Wirkung auf das Sämlingsaufkommen:** Saatversuche, welche Aufschluß über den Erfolg der Naturverjüngung geben, zeigten, daß die Wurzelentwicklung von 2jährigen Sämlingen auf Weidestandorten schlecht, im Bereich von Bäumen mäßig war, dagegen gut bis sehr gut auf Moderholz (bewertet wurden die Wurzellängen). Die Mykorrhizen zeigten ebenfalls eine stark substratabhängige Ausbildung und sind dementsprechend als Indikator für den Standort heranzuziehen.

**Wirkung auf bodenmikrobielle Parameter:** Die Untersuchung des Einflusses der Weidenutzung eines bewaldeten und eines unbewaldeten Standortes auf bodenmikrobiologische Parameter ergaben, daß die Än-

derungen der mikrobiellen Biomasse, der Basalatmung und der ökophysiologischen Parameter (metabolischer Quotient,  $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis) gering waren. Im zweiten Meßjahr (4 bzw. 6 Jahre nach Einzäunung der Waldfläche bzw. der offenen Weide) wurde eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse und des  $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisses gefunden, während der metabolische Quotient erhöht war. Diese Effekte wurden auf eine Änderung der anfallenden Streuqualität mit Auswirkungen auf die Effizienz der am Abbau beteiligten Mikroflora zurückgeführt.

## 2.3 Beiträge zur Abschätzung der Gefährdung der Nordtiroler Kalkalpen anhand von bundesweiten Monitoring-Erhebungen, Meßnetzen und Modellansätzen

### Beurteilung von Schadfaktoren auf der Basis der Erhebungen der Österreichischen Waldinventur (SCHADAUER, Seite 221)

*Mit Hilfe einiger Erhebungsparameter der Österreichischen Waldinventur sind konkrete Aussagen über Gefährdungen der Nordtiroler Kalkalpen, v.a. hinsichtlich mechanischer Schäden und der Verjüngungssituation im Schutzwald, möglich.*

Die Nordtiroler Kalkalpen haben einen Waldanteil von 68 %. Etwa 50 % der Waldfläche stocken in 1000 m bis 1400 m Seehöhe, nach tieferen und höheren Lagen nimmt die Waldfläche deutlich ab. Die Schutzfunktion des Waldes hat in diesem Gebiet, das zu 80 % in Seehöhen über 1000 m liegt, eine besondere Bedeutung.

**Schälschäden** wurden auf ca. 15 % der Waldfläche festgestellt und liegen damit deutlich unter dem österreichischen Durchschnitt. Die Auswertung nach dem Waldentwicklungsplan zeigt ebenfalls, daß die Schälschäden in den Nordtiroler Kalkalpen nur untergeordnete Bedeutung haben.

**Ernte- und Steinschlagschäden** spielen in den Nordtiroler Kalkalpen eine viel wichtigere Rolle als Schälschäden: Im Schutzwald im Ertrag sind nur 28 % der Waldfläche schadfrei; Schadflächen, auf denen über ein Drittel der Stämme betroffen ist, wurden auf 33 % festgestellt. Im Schutzwald sind 85 % dieser Schadensgruppe durch Steinschlag verursacht, der damit die Hauptursache für Stammverletzungen darstellt und nur 15 % durch Holzernte. Der sehr hohe Prozentsatz an Steinschlagschäden ist für die österreichischen Kalkalpen typisch und mit ihrer hohen Reliefenergie erklärbar; auch die schwierigeren Bedingungen für den forstlichen und öffentlichen Straßenbau,

die häufig Sprengungen notwendig machen, erhöhen die Häufigkeit der Steinschläge.

**Verjüngung:** Obwohl auf rund 50 % der Schutzwaldfläche eine Verjüngung notwendig wäre, ist sie nur auf 15 % vorhanden, und auf den restlichen 35 % der Fläche kommt keine Verjüngung auf. Trotzdem ist die Verjüngungssituation im Schutzwald der Nördlichen Kalkalpen noch geringfügig günstiger als im restlichen Schutzwald Österreichs. Die Naturverjüngung im Schutzwald der Nordtiroler Kalkalpen überwiegt mit 85 % gegenüber der Kunstverjüngung.

Nach den Ansprachekriterien der Österreichischen Waldinventur kann der Schutzwald auf der Hälfte der Fläche für die nächsten 20 Jahre ohne Pflegemaßnahmen seine Schutzfunktion aufrecht erhalten; auf 33 % der Fläche ist jedoch mit Beeinträchtigungen der Schutzfunktion zu rechnen. Für die restlichen 14 % gilt, daß Sanierungsmaßnahmen dringend notwendig sind, wobei auf die Förderung der Naturverjüngung besonderes Augenmerk zu legen ist, obwohl die Naturverjüngung im Schutzwald der Nordtiroler Kalkalpen mit 85 % gegenüber der Kunstverjüngung dominiert. Aus den Schäden durch Wildverbiß und Beweidung ergibt sich die Notwendigkeit, diese Schäden zu verringern, was einerseits das Überdenken jadlicher Maßnahmen impliziert, andererseits die Lösung des Konfliktbereiches Wald-Weide (z.B. durch eine Ablöse in Geld, durch Trennung von Wald und Weide oder die Verlegung von Weiderechten) erfordert.

#### Beurteilung SO<sub>2</sub>-Immissionseinwirkungen durch nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Bioindikatornetzes (Schwefelanalysen)

(STEFAN & HERMAN, Seite 231)

*Blattorgane eignen sich als Bioakkumulatoren zum Nachweis von SO<sub>2</sub>-Immissionseinwirkungen. Im Rahmen des Bioindikatornetzes werden v.a. Fichtennadeln analysiert und die Immissionseinwirkungen anhand der Gesamt-Schwefelgehalte auf der Basis der Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen beurteilt.*

Die Schwefelanalysen der Fichtennadeln wiesen im Probematerial 1983 bis 1992 im Gesamtmittel sämtlicher Probepunkte trotz der deutlichen bundesweiten Absenkung der SO<sub>2</sub>-Emissionen, die auch zu verringerten Immissionskonzentrationen führten, auf keinen Rückgang der Immissionseinwirkungen hin. Vor allem im Talbereich des Inntales wurden Grenzwertüberschreitungen konstatiert, SO<sub>2</sub>-Immissionseinwirkungen konnten aber bis in Seehöhen von 1200 m festgestellt werden.

#### Beurteilung der Ernährungssituation der Bäume durch Untersuchungen im Rahmen des Bioindikatornetzes (STEFAN & HERMAN, Seite 231)

*Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie verschiedene Nährstoffquotienten sind geeignet, den Ernährungszustand der Probebäume zu charakterisieren bzw. Mängelscheinungen auch im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen, z.B. auf Grund der leichteren Auswaschbarkeit oder erhöhter Stickstoffeinträge, aufzuzeigen.*

Die Nadelanalysen, die im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes durchgeführt wurden, weisen insbesondere auf Stickstoffmangel hin. Dieser nahm in den letzten Jahren drastisch zu. Gegenüber 1985/86, als nur etwa ein Viertel der Punkte Stickstoff-Mangel aufgewiesen hatten, kam es im Mittel der letzten zwei Untersuchungsjahren zu mehr als einer Verdopplung der Zahl von Punkten mit Stickstoff-Mangel.

#### Beurteilung der Schadstoffbelastung auf der Basis registrierender Langzeitmessungen

(SMIDT et al., Seite 245)

*Belastungen durch Luftschaadstoffe stellen für Waldökosysteme ein hohes Gefährdungspotential dar, das anhand von Grenz- bzw. Höchstwerten für eine Gefährdungsprognose herangezogen werden kann. Dabei sind sowohl Konzentrationen gasförmiger Komponenten als auch trockene und nasse Einträge zu berücksichtigen.*

**Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid:** Aufgrund der starken SO<sub>2</sub>-Emissionsreduktionen seit dem Beginn der 80er Jahre im gesamten Bundesgebiet gingen auch in Tirol die Immissionskonzentrationen deutlich zurück, SO<sub>2</sub>-Grenzwertüberschreitungen (2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen, BG-Bl. 199/1984) kamen in den letzten Jahren nur mehr vereinzelt an Stationen in Ballungsräumen vor. Im Gegensatz zu den SO<sub>2</sub>-Emissionen gingen die NOx-Emissionen in Österreich nur sehr wenig zurück. Trotzdem wurden die NO<sub>2</sub>-Immissionsgrenzkonzentrationen der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987) in Tirol nur an Stadtstationen, aber wesentlich häufiger als SO<sub>2</sub>, überschritten. In den Seehöhenbereichen von 1000 m bis 1400 m, in welchen nach den Erhebungen der Österreichischen Waldinventur 50 % des Waldanteiles stocken, waren nach den derzeitigen Bewertungskriterien der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN keine NO<sub>2</sub>-Überschreitungen mehr zu konstatieren; noch geringere Konzentrationen wurden im Bereich der Waldgrenze gemessen.

**Ozon:** Durch eine Bewertung der Ozongehalte nach den Kriterien der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER

WISSENSCHAFTEN (1989) und nach den provisorischen Critical Level der UN-ECE (1994) für Forstpflanzen ("AOT 40") zeigte sich, daß die empfindliche forstliche Vegetation durch diesen Luftschaadstoff im hohen Maße gefährdet ist.

Ein Vergleich der Ozonjahresmittelwerte alpiner Stationen der letzten Jahre zeigte, daß der Vegetationszeitmittel-Höchstwert von 30 ppb (welcher einem Jahresmittelwert von 10-25 ppb entspricht) an allen Meßstellen der Mittel- und Hochlagen (etwa 1000 m bis zur Waldgrenze überschritten wurde und mit der Seehöhe zunimmt (Tabelle 2). Dieser Seehöhenbereich ist in Österreich besonders wichtig, da fast 50 % des Waldes in über 900 m stocken und in diesen Seehöhen die Schutzfunktion vorrangige Bedeutung hat.

Während die Fichte als wenig ozonempfindlich gilt, kann für die empfindlicheren Baumarten Latsche und Buche, aber auch für weitere Laubhölzer eine Gefährdung nicht ausgeschlossen werden. Durch die in höheren Lagen im Vergleich zu Tallagen höheren und auch während der Nachtstunden relativ hohen Konzentrationen stellt Ozon in den mittleren und höheren Lagen eine permanente (zumindest unterschwellige) bzw. chronische Gefährdung dar.

#### Beurteilung der Protonen- bzw. Stickstoffeinträge aufgrund von Modellrechnungen

Modellrechnungen zeigen für den Bereich der Nordtiroler Kalkalpen nur geringfügige Überschreitungen der Critical Loads für Protonen (UN-ECE 1988), woraus geschlossen werden kann, daß durch diese in den Kalkalpen keine nachteiligen Veränderungen zu erwarten sind. In Analogie zu den Modellberechnungen der UN-ECE für die Schweiz wären jedoch unter Einbeziehung der Spurengase  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  und  $\text{NH}_4$ , welche nach Hydrolisierung und Deposition im Boden dort ebenfalls Protonen freisetzen sowie unter einer Reihe von Annahmen (z.B., daß im Boden keine Denitrifikation bzw. Netto- $\text{N}_2$ -Produktion und kein Ammoniumleaching stattfindet), Gesamteinträge wesentlich höher anzusetzen. Nach diesen Modellrechnungen wurden für die Schweiz für 1990 Protoneneinträge zwischen 1,5 und 4,5 kg/ha.a berechnet (FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1994).

Den Stickstoffeinträgen wird bei der Ursachenforschung der neuartigen Waldschäden zunehmend Bedeutung beigemessen. Ihre (potentiell) negativen Wirkungen sind:

- Erhöhte Stickstoffeinträge beeinflussen die Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften (vgl. Critical Loads der UN-ECE, 1988); insbesondere solche, die an stickstoffarme Standorte angepaßt sind.
- Der Eintrag von Nitrat bewirkt durch eine direkte Protonenabgabe, jener durch Ammonium durch Nitrifikation im Boden eine Versauerung. Folgen der Versauerung sind u.a. eine verstärkte Lösung von Schwermetallen und dadurch eine Beeinträchtigung der Bodenmikroben bzw. Mykorrhizen. Ferner werden Ca, Mg und K verstärkt ausgewaschen. Saure Deposition, besonders aber Stickstoffeinträge, werden ferner als bedeutender Faktor für die Abnahme von Artenzahl von Pilzen sowie dem Fehlen von Pilzfruchtkörpern angesehen (KUBICEK 1995);
- Hohe Stickstoffgaben erhöhen die Frostempfindlichkeit.
- Einseitige Stickstoffeinträge führen zu einer unausgeglichenen Nährstoffversorgung (GLATZEL 1988).
- Mit Stickstoff eutrophierte Waldökosysteme geben den im Überschuß eingetragenen Stickstoff als Nitrat an das Sickerwasser ab und belasten damit das Grundwasser; auch die Abgabe in Form von gasförmigen Komponenten ( $\text{N}_2$ ,  $\text{NO}_x$  bzw.  $\text{N}_2\text{O}$ ) wird gefördert (ISERMANN & ISERMANN 1995).
- Ein Zusammenhang zwischen dem N-Gehalt der Nadeln und dem laufenden Zuwachs, den die Nadeln in ihrer Lebenszeit leisten, besteht nicht. Offensichtlich wird die Biomasseproduktion kaum noch durch atmogene Stickstoffeinträge gesteigert (HEPP & HILDEBRAND 1993)

Da im Laufe dieses Jahrhunderts der N-Eintrag deutlich angestiegen ist, wird angenommen, daß sich die meisten Ökosysteme in der N-Akkumulationsphase oder bereits in der N-Sättigungsphase befinden (HADWIGER - FANGMEIER 1992). Europaweit wurden die Einträge ermittelt und ihre Wirkungen auf verschiedenste terrestrische und aquatische Ökosysteme abgeschätzt. Critical Loads wurden nach dem jetzigen Wissensstand definiert. Kritische Einträge beginnen bei 5 kg/ha.a und liegen je nach den standörtlichen Voraussetzungen zwischen 5 und 20 kg/ha.a, das ist dieselbe Menge, die in Österreich durch nasse Depositionen eingetragen wird; unter dem Kronendach sind die Einträge mit bis zu 50 kg/ha.a wesentlich höher. Nach GLATZEL (1990) sind die Einträge in Österreich hoch genug, um ernste Auswirkungen in Forstböden und auf die Nährstoffdynamik zu haben.

Tab.3:

Stressfaktoren, Beurteilungskriterien und Kurzcharakterisierung der Stresssituation von Waldökosystemen am Beispiel der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1

Stressfaktor	Beurteilungskriterien	Charakterisierung der Stresssituation
Klima	Stressindices für Temperatur, Hitze und Wärmesumme, Photochilling, Strahlung und Wasserdampf-Sättigungsdefizit (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989); Windgeschwindigkeiten, Andauer der Schneedecke, Dauer der Vegetationszeit (LARCHER 1992)	allgemeine Zunahme des Klimastresses mit der Seehöhe
Schwefeldioxid	2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984)	Grenzwertüberschreitungen nur in Ballungsräumen, relativ hohe SO <sub>2</sub> Konzentrationen im Bereich von Talböden, abnehmend mit der Seehöhe bzw. Höhe über Tal; SO <sub>2</sub> -Immissionseinwirkungen bis ca. 1200 m Seehöhe; Beitrag zu sauren Depositionen
Stickstoffdioxid	ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987)	Grenzwertüberschreitungen nur in Ballungsräumen; relativ hohe NO <sub>2</sub> Konzentrationen im Bereich der Tallagen, abnehmend mit der Seehöhe bzw. Höhe über Tal; an N-Depositionen und indirekt an der Photosmogbildung beteiligt
Saure Komponenten (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> )	Flechten: Vorkommen bzw. Fehlen bestimmter Arten (HOFMANN 1994)	Beeinträchtigung der kutikulären Wachsschicht und des Flechenvorkommens
Ozon	ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987)	permanente Überschreitung des 8 h- und Vegetationszeithöchstwertes; Ozonbelastungen mit der Seehöhe zunehmend; Auswirkungen auf antioxidative Entgiftungssysteme
Protoneneinträge	UN-ECE (1988); MUTSCH & SMIDT (1994)	oftmals Zunahme mit der Seehöhe, aber keine Gefährdung auf karbonatbeeinflußten Standorten
Stickstoffeinträge	UN-ECE (1988)	Überschreitung von Critical Loads: Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung von Pflanzen
Ca-, Mg-, Pb-, Cd-, Zn- und Cu-Einträge	2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984)	nur in unmittelbarer Umgebung von Zementwerken bzw. Metallhütten o.ä.
Einträge von Pestiziden u.a. VOCs	-	keine akute Gefährdung durch Pestizide; direkte und indirekte Belastung durch VOCs schwer abschätzbar
Pb- und Cd-Einträge (Bodenanalysen, Bioindikation mit Fichtennadeln, -borken, Moos, Pilzen)	Pb und Cd im Boden: MUTSCH (1995); Pb in Fichtennadeln: KNABE (1984); Pb und Cd in Fichtennadeln, -borken, Moos, Pilzen: HERMAN (1994b), Pb und Cd in Fichtenborken: HERMAN (1991)	zunehmend mit der Seehöhe; Hinweis auf anthropogene Einträge; potentielle Gefährdung der Bodenmikroben
Hauptnährstoff- und Spurenelementversorgung (Boden)	allgemeingültige und bodentypbezogene Kriterien für Hauptnährstoffe nicht definierbar; Anhaltspunkte für Spurenelementgehalte nach MUTSCH (1992)	Stickstoffgehalt auf degradierten Böden oft limitierender Faktor; fallweise möglicher Mangel an Spurenelementen
Nährstoffversorgung (Blattorgane)	Hauptnährstoffgehalte und -quotienten (GUSSONE 1964); HÜTTL (1986)	allgemein schlechte Versorgung mit N, vielfach auch mit anderen Nährelementen; Seehöhenabhängigkeit unterschiedlich
Waldweide	Artenvielfalt der Bodenvegetation und Beschaffenheit der Wurzelmasse (SOBOTIK & POPPELBAUM 1995) Mykorrhizierung, Aufkommen der Naturverjüngung (GÖBL 1995), Einfluß auf mikrobielle Biomasse, Basalatmung, metabolischen Quotient (RANGGER & INSAM 1995)	Verschlechterung der Mykorrhizierung, behindertes Aufkommen der Naturverjüngung, jedoch geringer Einfluß auf die mikrobielle Biomasse, Basalatmung und den metabolischen Quotient
Wildtiere, Tourismus und Verkehr sowie sich daraus ergebende Nutzungskonflikte	-	Nutzungskonflikte vor allem zwischen Schutzfunktion und Waldweide, Tourismus und Wildbewirtschaftung sowie Schutzfunktion und Wildbewirtschaftung
Komplexe Stresseinwirkungen	Beurteilungskriterien für die Mykorrhizierung (GÖBL & THURNHER 1995), bodenmikrobielle Aktivität (RANGGER & INSAM 1995) und Chromosomenaberrationen (MÜLLER 1995)	Beeinträchtigung der Mykorrhizierung, Beeinflussung der Bodenmikroben und der Chromosomen

### 3.4 Zusammenschau der Gefährdung der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 unter Einbeziehung der bisher erarbeiteten Daten aus Freilanderhebungen

Die Gefährdungsfaktoren wurden in Tabelle 3 auf der Basis bisheriger interdisziplinärer Untersuchungen zusammengestellt (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991, HERMAN & SMIDT 1994, SMIDT et al. 1994 und HERMAN & SMIDT 1995).

### 3.5 Konsequenzen

Die Entlastung der alpinen Räume zur Erhaltung der Leitfunktionen, insbesondere der Schutzfunktion, muß mit einer Reihe von Maßnahmen erfolgen. Die Forderungen wurden bereits oftmals erhoben (KROTT 1994, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1995, HERMAN & SMIDT 1995) und werden an dieser Stelle, untermauert durch Freilandergebnisse, wiederholt.

- Entschärfung der Waldweideproblematik (etwa durch Ablöse der Waldweiderechte in Geldwert, Umwandlung in Holzbezugsrecht, Wald-Weide-Trennung, Ablöse in Grund und Boden; SICKL 1992; ALLG. FORSTZEITUNG 11/1992). Begründung: Negative Auswirkungen auf einzelne vegetationskundliche, wurzelökologische und bodenbiologische Parameter.
- Förderung der Naturverjüngung zur Erhaltung der Schutzfunktion, vor allem durch eine Verringerung der Belastung durch Wildverbiß und Waldbeweidung (DONAUBAUER 1979, DONAUBAUER 1981). Begründung: Ergebnisse der Österreichischen Waldinventur und von bodenbiologischen Untersuchungen.
- Verwendung genetisch adaptierter Herkünfte für Hochlagenauforstungen (DONAUBAUER 1982). Begründung: Wesentlich erhöhte Gefährdung nicht standortsgemäßer Herkünfte.
- Verhinderung von überhöhten Wildbeständen zur Entflechtung von Nutzungskonflikten. Begründung: Ergebnisse der Nutzungspotentialanalyse Achenkirch und der Österreichischen Waldinventur.
- Reduzierung von Stickstoffemissionen. Begründung: Überschreitung von Critical Loads und Beeinflussung der Artenzusammensetzung bzw. Auswirkungen auf Nährstoffgleichgewichte.
- Reduzierung von Schwefelemissionen. Begründung: Überschreitung wirkungsbezogener Grenzwerte und negative Auswirkungen auf empfindliche Teile des Waldökosystems.
- Reduktion von Ozon-Vorläugersubstanzen. Begründung: Überschreitung von Critical Levels im

gesamten Alpenbereich. Auswirkungen auf pflanzenphysiologische Prozesse.

- Reduktion der Schwermetallemissionen. Begründung: Ergebnisse der Waldbodenzustandsinventur sowie von mykosoziologischen und vegetationskundlichen Erhebungen.
- Einschränkung des Transitverkehrs (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991). Begründung: Notwendigkeit der Reduktion von Oxidantenvorläufern.

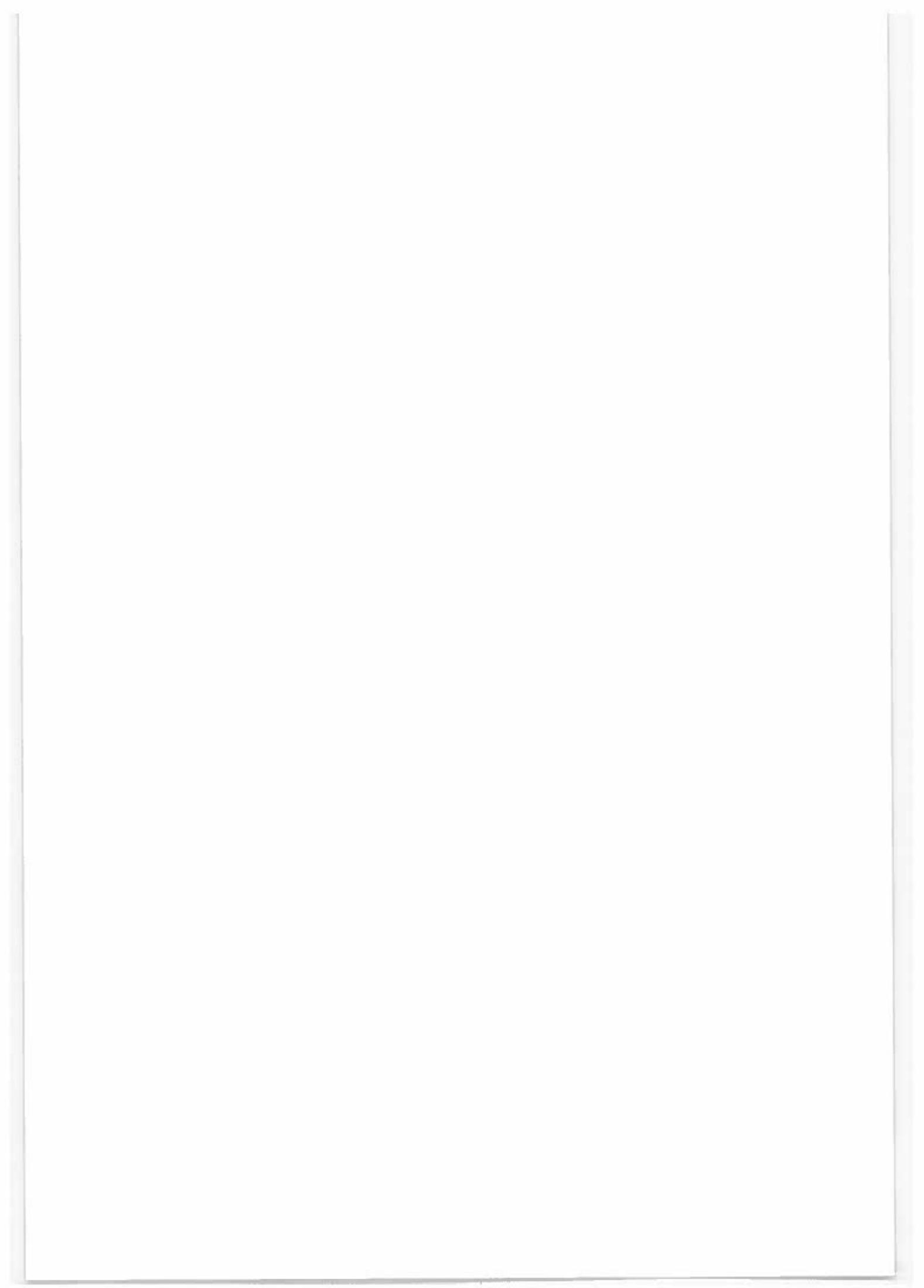
Die Durchsetzung dieser Maßnahmen ist umso dringlicher, als neben lokalen bzw. regionalen Problemen der obengenannten Belastungsfaktoren überregionale Probleme wie die Photooxidantienbelastung und die Treibhausproblematik eine Rolle spielen.

### Literatur

- ALLGEMEINE FORSTZEITUNG 11, 37-45, 1992.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: *Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt*. Bericht an den Tiroler Landtag.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1995: *Zustand der Tiroler Wälder 1994*, Bericht an den Tiroler Landtag.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. (Hrsg.) 1989: *Stressphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal*. Phyton 29 (3).
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. & LECHNER E. 1989: *Synopse stressbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte*. Phyton 29 (3), 255-301.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1994: *Österreichischer Waldbericht 1993*.
- DONAUBAUER E. 1979: *Standortsgerechte Wildbewirtschaftung*. Agrarwirtschaftl. Inst., Schriftenreihe 30, 9-22.
- DONAUBAUER E. 1981: *Überlegungen zur jagdlichen Raumordnung für das Schalenwild in Österreich*. Z. Jagdwiss. 26 (3), 172-178.
- DONAUBAUER E. 1982: *Forstschutzprobleme im Zusammenhang mit der Auforstung*. Forstverein für Oberösterreich und Salzburg, 15-17.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1994: *Critical Loads of acidity for forest soils and alpine lakes*. Environmental Series no. 234.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992 (Hrsg.): *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168/1 und 168/2.
- GBUREK T. 1994: *Kriterien zur Erhaltung forstlicher Genressourcen*. FBVA-Berichte 81, 85-96.
- GUSSONE H.A. 1964: *Faustzahlen für die Düngung im Walde*. Bayer. Landw. Verlag München, Basel, Wien.
- GLATTES F. 1989: *Nähr- und Schadstoffgehalte von Nadelproben aus dem Höhenprofil Zillertal*. Phyton 29 (3), 103-110.
- GLATZEL G. 1988: *Waldbodenzustand und Waldbodensanierung*. Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Bericht 1988, 102-116. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung Wien.

- GLATZEL G. 1990: *The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange*. Plant and soil 128, 67-74.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-214.
- GOBL & THURNER 1995: *Bewertung von Waldstandorten durch eine Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln*. FBVA-Berichte 87, 105-112.
- GUSSONE H.A. 1964: *Faustzahlen für die Düngung im Walde*. Bay. Landw. Verl. München, Basel, Wien.
- HADWIGER-FANGMEIER A., FANGMEIER A., JÄGER H.J. 1992: *Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme*. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden", Nr. 28.
- HEPP R. & HILDEBRAND E.E. 1993: *Stoffdeposition in Waldbeständen Baden-Württembergs*. Allg. Forstzeitschr. 22, 1139-1142.
- HERMAN F. 1991: *Schwermetallgehalte von Fichtenborken als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen*. VDI-Berichte 901, 375-389.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994 (Hrsg.): *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: *Einleitung und Zielsetzungen*. FBVA-Berichte 87, 9-18.
- HERMAN F. 1994a: *Nutrient content of spruce needles and content of pollutants in spruce needle and bark from the Achenkirch investigation area*. Phyton 34 (3), 85-96.
- HERMAN F. 1994b: *Schwermetallgehalte von Fichtennadeln als Kriterium zur Beschreibung der Umweltsituation*. Dissertation Univ. f. Bodenkultur Wien.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: *Integrated research approach to the evaluation of the danger of airborne pollutants to forest ecosystems*. 10th World Clean Air Congress, Espoo May 28 - June 2, Proceedings Vol. 3, 424ff.
- HOFFMANN P. 1994: *Pollutant-related mapping of lichens in the area of Achenkirch*. Phyton 34 (3), 71-84.
- HÜTTL R.F. 1986: *"Neuartige" Waldschäden und Nährlementversorgung von Fichtenbeständen (Picea abies L. [Karst.]) in Südwestdeutschland*. Freiburger Bodenkundl. Abh. 16.
- ISERMANN K. & ISERMANN R. 1995: *Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden*. Allg. Forstzeitschr. 5, 268-276.
- KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1995: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82.
- KLOKE A. 1980: *Richtwerte 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden*. Mitt. VDLUFA, 9-11.
- KNABE W. 1984: *Merkblatt zur Entnahme von Baltt- und Nadelproben für chemische Analysen*. Allg. Forstzeitschr., 847-848.
- KROTT M. 1994: *Strategien für intelligenten Waldschutz*. Forstarchiv 65, 19-23.
- KUBICEK C.P. 1995: *Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhizapilzen anhand spezifischer PCR-amplifizierter DNA-Sequenzen*. Abschlußbericht GZ 56.810/39-VA2/91 (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft).
- MÜLLER M. 1995: *Cytogenetische Bioindikation an den "Höhenprofilen Achenkirch" - Untersuchungen von Chromosomen-Aberrationen in Wurzelmeristemen der Fichte*. FBVA-Berichte 87, 169-176.
- MÜLLER-STARCK G. 1994: *Die genetische Variation der Fichte in Graubünden, eine Pilotstudie*. Bündnerwald 4/9, 15-20.
- MUTSCH F. 1992: *Schwermetalle*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168, Bd. 2, 145-192.
- MUTSCH F. & SMIDT S. 1994: *Durch Protoneneintrag gefährdete Waldgebiete in Österreich*. Cbl. f. d. ges. Forstwes. 111 (1), 57-66.
- MUTSCH F. (1995): *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1975: *Luftqualitätskriterien Schwefeldioxid*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987: *Luftqualitätskriterien Stickstoffdioxid*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: *Luftqualitätskriterien Ozon*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- RANGGER A. & INSAM H. 1995: *Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhenprofils in den Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 95-104.
- SCHEIRING H. 1988: *Die Bedeutung der Waldweide als Verjüngungshindernis*. Amt der Tiroler Landesregierung.
- SICKL A.M. 1992: *Die Waldweide - ein agrar- und forstpolitisches Problem*. Österr. Forstztg. 5, 42.
- SMIDT S. & GÄBLER K. 1994: *SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and ozone records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3), 33-43.
- SMIDT S., HERMAN F., GUTTENBERGER H. & GRILL D. 1994: *Studies of ecosystems in the Limestone Alps*. Phyton 34 (3).
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Weideflächen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 177-200.
- STEFAN K. 1994: *Die Nährlementversorgung der Fichte nach den Ergebnissen des österreichischen Bioindikatornetzes von 1983 bis 1990*. ECO-INFORMA '94 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation, Tagungsband, Bd. 5, 253-264.
- UN-ECE 1988: *Critical Loads Workshop*, 19. - 24. 3. 1988, Skokloster, Schweden.
- UN-ECE 1994: *Critical Levels for ozone*. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds). Schriftenreihe der FAC Liebefeld Nr. 17. 1994:
- ZAUPER A. 1993: *Auswirkungen der Beweidung auf die Bodenbeschaffenheit in der montanen und subalpinen Waldstufe der nördlichen Kalkalpen, dargestellt an Beispielen aus dem Bereich nördlich des Achensees*. Dissertation Universität Erlangen, Nürnberg.
- ZECHMEISTER H. 1995: *Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps*. Environmental Pollution 89, 73-80.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Stefan Smidt  
HR. Dipl.-Ing. Dr. Friedl Herman  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
Seckendorff-Gudent Weg 8  
A-1131 Wien



## Anhang

### Arbeiten über Untersuchungen im Raum Achenkirch

- AICHINGER H. 1986. *Schadstoffimmission an österreichischen Hintergrundmeßstationen*.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (Office of the Provincial Government of Salzburg, Dpt. 16), vol. 12: Workshop "Saure Depositionen", Salzburg, Sept. 16-17, 1985; 17-22.
- BERGER T. & GLATZEL G. 1994. *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. 2nd Interim Report (March 1994).- Institute of Forest Ecology, University of Agriculture, Vienna.
- BERGER T., KATZENSTEINER K., GLATZEL G. & SIEGHARDT M. 1994. *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*.- Interim Report. Institute of Forest Ecology, University of Agriculture, Vienna.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1994. *Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den "Höhenprofilen Achenkirch"*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 73-82.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1994. *Epikutikularwachse von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 117-120.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1994. *Stress-Physiological Investigations on Spruce Trees (Picea abies L.) from the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton, 34 (3): 97-111.
- BREITENBACH - DORFER M. 1994. *Isoenzymanalyse von 3 Fichtenbeständen des Schulterbergprofils*. Poster "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- BREITENBACH - DORFER M. 1994. *Genetische Analyse autochthoner und naturnaher Fichtenbestände am Schulterberg*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 109-116.
- BREITENBACH-DORFER M., PINSKER W., MÜLLER F. & HACKER R. 1994. *Genetic variation in Abies alba investigated by alloenzyme analysis*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- BREITENBACH - DORFER M. 1994. *Genetic Analysis of Autochthonous and Nature-Conforming Spruce Stands on the Schulterberg*. Phyton 34 (3), 25-32.
- CECH T. & TOMICZEK C. 1995. *Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achenthal*. FBVA-Reports 86.
- DONAUBAUER E. & ABBAS-EMAILI S. 1986. *Fallstudie zur Wasser-güte im Raum Achenkirch*.- Contributions on Environment Management, Berlin, no. A110/I, 261-274.
- EDL M., PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Anatomisch-histochemische Untersuchungen von Fichtennadeln*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- ENGLISCH M. 1992. *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 13-18.
- FRISCHMANN H. 1990. *Kartierung der potentiellen Vegetation im Raum Achenkirch* - Final Report.- Forschungsverein für Umweltstudien.
- GLATTES F. & TOMICZEK C. 1984. *Klärschlammausbringung – eine mögliche Ursache für erhöhte Schwermetallgehalte forstlicher Ökosysteme sowie freilebender Tiere*.- Allg. Forstzg., Information Service, 224.
- GLATTES F. 1986. *Schwermetall- und Ozongehalte in Waldökosystemen*.- *Problems Encountered in Alpine Environments*. Achenkirch Expert meeting "Forests and their Function as Habitats", 77-87. Erich Schmidt Verlag.
- HAUDEK S.B., KREUZINGER N., PODEU R., GOBL F., GRUBER F. & KUBICEK C.P. 1993. *Detection and identification of mycorrhizal fungi by PCR*.- 9. NACOM GUELPH, Canada, August 1993.
- HERMAN F. 1991. *Schwermetallgehalte von Fichtenborken als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen*.- VDI Reports 901: 375-389.
- HERMAN F. 1992. *Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 5-12.
- HERMAN F. 1992. *Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 83-90.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1992. *Gesetzliche Regelungen, Grenzkonzentrationen und Beurteilungskriterien für Luft, Boden, und Blattorgane*.- Poster, presented at the Workshop "Ecosystematic Forestry Research in Achenkirch", Nov. 19, 1992.
- HERMAN F., LEITNER J., LÜTZ C., PLATTNER J., PLÖMACHER J., SCHRODER P., SMIDT S. & STABENTHEINER E. 1992. *Höhenprofile Achenkirch - Höhenverläufe verschiedener Untersuchungsparameter*.- Poster, presented at the Meeting "Ecosystematic Forestry Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.
- HERMAN F. 1993. *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*.- GSF-Report 39/93: 406-415.
- HERMAN F. 1993. *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - "Höhenprofile Achenkirch"*. 23th annual meeting of the Society of Ecology, held Sept. 6-9, 1993, in Innsbruck. Proceedings (in press).
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993. *Höhenprofile Achenkirch - Measuring Report 1992*.- Report G3-1/1993.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1993. *Forest ecosystem research in the Tyrol / Austria ("Zillertal Altitude Profile" & "Achenkirch Altitude Profiles")*.- Poster, presented at the Int. Conference "Oxygen and Environmental stress in plants", University of St. Andrews (Scotland), Sept. 6-10, 1993.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1993. *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*.- Poster at the 23th annual meeting of the Society of Ecology, held Sept. 6-9, 1993, in Innsbruck, Proceedings (in press).
- HERMAN F. & SMIDT S. 1993. *Oxidants and plant physiology in Alpine valleys - some results of the projects "Zillertal Altitude Profile" & "Achenkirch Altitude Profiles"* (Tyrol, Austria).- Poster, presented at the Int. Conference "Oxygen and Environmental Stress in Plants", University of St. Andrews (Scotland), Sept. 6-10, 1993.
- HERMAN F. et al. 1993. *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*.- Poster, presented at the Int. GSF Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", April 27-29, 1993.

- HERMAN F. 1994. *Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 59-71.
- HERMAN F. 1994. *Nutrient Content of Spruce Needles and Content of Pollutants in Spruce Needles and Barks from the Achenkirch Investigation Area*. Phyton 34 (3): 85-96.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 9-15.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Zusammenfassung aus den Bereichen: Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 121-129.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Forest ecosystem research in the Tyrol/Austria*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994, Federal Forest Research Centre.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Oxidants and plant physiology in Alpine valleys*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Ecosystem Research in a Limestone Area - "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3): 9-24.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. *Results from the Fields of Integrated Monitoring, Bioindicators, and Indicator Values for the Characterization of the Physiological Condition of Trees*. Phyton 34 (3): 169-192.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: *Integrated Research approach to the evaluation of the danger of airborne pollutants to forest ecosystems*. 10th Word Clean Air congress (May 28 - June 2, 1995), Proceedings p. 424.
- HOFMANN P. 1992. *Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 91-101.
- HOFMANN P. 1994. *Pollutant-related Mapping of Lichens in the Area of Achenkirch*. Phyton 34 (3): 71-83.
- HUMER G., EILMSTEINER W. & LORBEER G. 1995: *Lindau im Niederschlag*. Umweltbundesamt, UBA-BE-010.
- KAISER A. 1994. *Immissionsmeteologische Analyse Achenkirch* - Interim Report, Centre of Meteorology and Geodynamics.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992. *Forstliche Beschreibung der Probesflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 19-24.
- KREUZINGER N. 1993. *Isolierung, Charakterisierung und Vergleich des gdp-Gens aus den Mykorrhizapilzen *Amantia muscaria*, *Boletus edulis* und *Lactarius deterrimus**.- Diploma thesis, Technical University Vienna, Inst. f. Biochem. Technol. and Microbiology.
- KREUZINGER N., PODEU R., HAUDEK S., GRUBER F., GOBL F. & KUBICEK C.P. 1993. *Detection of mycorrhizal fungi via PCR*.- 23th annual meeting of the Society of Ecology, held Sept. 6-9, 1993, in Innsbruck. Proceedings (in press).
- KUBICEK C.P. 1994. *Identifizierung und Quantifizierung von Mykorrhizapilzen anhand spezifischer, PCR-amplifizierter DNA-Sequenzen*. Abschlußbericht Institut für Biochemische Technologie und Mikrobiologie, Technische Universität Wien.
- LORBEER G. & KOHLERT R. 1994. *Messungen der Trichloressigsäure im Regenwasser von Achenkirch (Mühleggerköpf)* - erste Ergebnisse.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 39-40.
- LORBEER G., HARTL W. & KOHLERT R. 1994. *Determination of Trichloroacetic Acid In Rainwater from Achenkirch and other Austrian Sites*. Phyton 34 (3): 57-61.
- LOTZ C., DODELL B. & RICKE E. 1994. *Photosynthetische Untersuchungen an Fichten ausgewählter Standorte in den Bergwäldern bei Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 91-100.
- LOTZ C., & DODELL B. 1994. *Photosynthetic Performance of Spruce Trees from selected Research Areas of the Mountain Forests near Achenkirch*. Phyton 34 (3): 127-140.
- MARGL H. 1994. *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 17-25.
- MEISTER I. 1992. *Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in Flechten und in Organen von Wildtieren im selben Biotop*.- Diploma thesis, Univ. of Veterinary Medicine, Vienna.
- MUTSCH F. & S. SMIDT 1993. *Waldbodeninventur und Protoneneinträge*.- Poster, presented at the Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", March 27-29, 1993.
- OFFICE OF THE PROVINCIAL GOVERNMENT OF THE TYROL & INSTITUTE OF ANALYTICAL CHEMISTRY (TECHNICAL UNIVERSITY VIENNA) 1985 - 1994. *Reports Immissionsmessungen "Nasser Niederschlag" in Tirol*.
- ONDERSCHEKA K., TATARUCH F. & STEINECK T. 1991. *Überprüfung des Ernährungsstoffwechsels des Rot-, Reh- und Gamswildes im Lebensraum Achenkirch einschließlich der Belastung dieser Tiere mit Umweltschadstoffen*.- Univ. of Veterinary Medicine, Vienna, Final Report to the Ministry of Agriculture.
- ONDERSCHEKA K., VAVRA I. & KLANEK E. 1991. *Ergebnisse der botanischen Analyse der Panseninhalte bei Gams-, Reh- und Rotwild im FUST-Revier Achenkirch (1989-1991)*.- Eigenverlag Forsch. Inst. f. Wildtierkunde und Ökologie.
- PEINTNER U. & MOSER M. 1993. *Pilze als Bioindikatoren für Blei und Cadmium*. 23th annual meeting of the Society of Ecology, held Sept. 6-9, 1993, in Innsbruck. Proceedings (in press).
- PEINTNER U. & MOSER M. 1994. *Mykosoziologische Untersuchung des Projektgebietes Achenkirch unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffeinträgen*. Bericht des Institutes für Mikrobiologie, University of Innsbruck.
- PLATTNER J. & PAUSCH J. 1994. *Ozon, Schwefeldioxid und Inversionen*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", Achenkirch, March 24, 1994, at the Federal Forest Research Centre.
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1994. *Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure - erste Untersuchungsergebnisse von Fichtenadeln am Christlumprofil*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 101-108.
- PLUMACHER J., WOLF A. & SCHRÖDER P. 1994. *Accumulation of Cl/C2-Chlorocarbons and Trichloroacetic Acid and a possible Correlation with Glutathione S-Transferases Acid in Conifer Needles*. Phyton 34 (3): 141-154.
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1993. *Accumulation and fate of Cl/C2-chlorocarbons and TCA in spruce needles from an Austrian mountain site*.- Poster, presented at the Dioxin-Congress, Technical University Vienna, Sept. 20-24, 1993.
- PODEU R. 1993. *Nicht radioaktive DNA Hybridisierungsverfahren als Werkzeug zum Nachweis und zur Unterscheidung von Mykorrhizapilzen*.- Diploma thesis, Technical University Vienna, Inst. of Biochemistry & Microbiology.

- PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993. *Anatomisch-biochemische Untersuchungen von Fichtennadeln*.- Poster, presented at the 49th DGF-Congress Karlsruhe, Sept. 1 - 2, 1993.
- PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993. *Bioindikation von Pflanzenstress anhand des Lipidmusters*.- Poster, presented at the 49th DGF-Congress Karlsruhe, Sept. 1 - 2, 1993.
- PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993. *Lipoide Substanzen als Stressmarker von Fichtennadeln*.- Poster, presented at the 49th DGF-Congress Karlsruhe, Sept. 1-2, 1993.
- PUCHINGER L. 1994: *Bewertung des baumphysiologischen Zustands einer Auswahl von Fichten im Höhenprofil Achenkirch durch Bestimmung der Lipidzusammensetzung ihrer Nadeln*. Final Report Institut f. Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre, Technical University Vienna.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Bestimmung der Nadellipide zur Bewertung der Stresssituation von Fichtenbeständen in den "Höhenprofilen Achenkirch"*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 83-90.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Höhenprofile Achenkirch - Lipoide Substanzen als Stressmarker von Fichtennadeln*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994. *Makroskopisch-morphologische Untersuchungen an Fichtennadeln aus den "Höhenprofilen Achenkirch"*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 49-58.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Determination of Lipids in Spruce Needles as Stress Indicators in the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3): 113-126.
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994. *Macroscopic-morphological Studies of Spruce Needles from the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3): 155-167.
- RANGGER A., INSAM H. & HASELWANDTER 1993. *Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhengradienten in den nördlichen Kalkalpen*.- 23th annual meeting of the Society of Ecology, held Sept. 6-9, 1993, in Innsbruck. Proceedings (in press).
- RUPPERT W., NOVAK H. & HALBWACHS G. 1994. *Höhenprofile Achenkirch - Schulterbergprofil*. Biometrie, Anatomie und Histochemie. Zwischenbericht. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz.
- SCHRIFTENREIHE ALPINE UMWELTPROBLEME: Beiträge zur Umweltgestaltung, Erich Schmidt Verlag: Alpen - Umwelt ohne Zukunft - Entwicklung und Zwischenergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, vol. A37, Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Parts I-IV, vol. A62 (1977), Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Parts V und VI, vol. A67 (1978), Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, vol. A78, Expert meeting on "Der Wald als Lebensraum", vol. A98 (1986), Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Part XXIX, vol. 110/1 (1989).
- SCHRÖDER P. 1994. *Deposition, Akkumulation und Entgiftung anthropogen emittierter halogenierter Kohlenwasserstoffe in Fichten*. Fraunhofer Gesellschaft, Progress Report 1992: 95-100.
- SCHRÖDER P. 1994. *Immission, Aufnahme und Entgiftung von Xenobiotica in Fichten am Schwerpunktstandort Achenkirch*. Zwischenbericht Fraunhofer Institut und GSF München.
- SCHRÖDER P., HERMAN F., HAUNOLD A. & SMIDT S. 1994: *Organic air pollutants as a stress factor in Alpine valleys of Bavaria and the Tyrol*.- Poster, presented at the 16th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, Sept. 7-9 1994, Fredericton, New Brunswick, Canada.
- SMIDT S. 1982. *Untersuchungen über das Auftreten von Ozon, seine kombinierte Wirkung mit SO<sub>2</sub> auf Fichte und das Vorkommen von sauren Niederschlägen in Österreich*.- Doctoral thesis, University of Agriculture, Vienna.
- SMIDT S. 1983. *Untersuchungen über das Auftreten von sauren Niederschlägen in österreichischen Waldgebieten*.- Allg. Forstzg., vol. 94 (1), Information Service, issue 216.
- SMIDT S. 1983. *Untersuchungen über das Auftreten von sauren Niederschlägen in Österreich*.- Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. 150.
- SMIDT S. 1984. *Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs*.- Allg. Forstzg., vol. 95 (1) Information Service, issue 221, 13-15.
- SMIDT S. 1984. *Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs*.- Allg. Forstzg., vol. 95 (12) Information Service, issue 227.
- SMIDT S. 1985. *Schadstoffeintrag durch nasse Deposition in verschiedenen Höhenlagen*.- FÖHRER (ed.): Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, 120-129.
- SMIDT S. 1986. *Bulk-Messungen an drei Höhenprofilen*.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (Office of the Provincial Government of Salzburg, Dpt. 16), vol. 12: "Workshop "Saurer Depositionen", Salzburg, Sept. 16-17, 1985, 195-214.
- SMIDT S. 1986. *Depositionsmessungen in verschiedenen Höhenlagen*.- Beiträge zur Umweltgestaltung, vol. A 98: Problems Encountered in Alpine Environments (Alpine Umweltprobleme), Achenkirch expert meeting on "Forests and their Function as Habitats", 88-97, Erich Schmidt Verlag.
- SMIDT S. 1986. *Bulk-Niederschlagsmessungen in Waldgebieten Österreichs, Ergebnisse 1984 und 1985*.- Allg. Forstzg., vol. 97, issue 236, 339-341.
- SMIDT S. 1986. *Bulkmessungen in Waldgebieten Österreichs*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 13.
- SMIDT S. 1988. *Messungen der nassen Deposition in Österreich*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 27.
- SMIDT S. 1988. *Luftschadstoffmonitoring in österreichischen Waldgebieten*.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Symposium Oct. 27-28, 1988, Univ. of Agriculture, Proceedings 39-59.
- SMIDT S. 1989. *Messungen der nassen Depositionen und der Ozonkonzentrationen im Raum Achenkirch*.- Problems Encountered in Alpine Environments (Alpine Umweltprobleme) 110/1, 277-296.
- SMIDT S. 1991. *Immissionsmessung nasse Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 50.
- SMIDT S. 1992. *Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 77-81.
- SMIDT S. 1992. *Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch*.- Poster, presented at the Meeting "Ecosystematic Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992. *Ecosystem studies at different elevations in an Alpine valley - The Zillertal Altitude Profile (Tyrol/Austria)*.- Phyton 32 (2): 177-200 (1992).
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992. *Stressbelastung alpiner Waldökosysteme*.- Poster, presented at the Meeting "Ecosystematic Research in Achenkirch", Nov. 19, 1992.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992. *Möglichkeiten der Feststellung der Belastung von Waldökosystemen*.- Poster, presented at the Meeting "Ecosystematic Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.

- SMIDT S. & LEITNER J. 1992. *Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 70: 25-75.
- SMIDT S. 1993. *Reaktionen von Forstbäumen auf kombinierte Einwirkungen von Luftschadstoffen in Begasungsversuchen*.- Federal Forest Research Centre, Report XIb - 1/1993.
- SMIDT S. 1993. *Die Ozonsituation in alpinen Tälern Österreichs*.- Centralblatt f. d. Gesamte Forstwesen 110: 205-220.
- SMIDT S. & F. MUTSCH 1993. *Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen*.- Poster, presented at the Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", April 27-29, 1993.
- SMIDT S. & F. MUTSCH 1993. *Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen*.- Proceedings Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA". GSF Report 39/93, 21-29.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994. *SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, and Ozone Records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phyton 34 (3): 33-44.
- SMIDT S. 1995: *Measurement of Field Depositions in the Area of Achenkirch*. Phyton 34 (3): 45-56.
- SMIDT S., BERMADINGER-STABENTHEINER E. & HERMAN F. 1994: *Altitude-dependent ozone concentrations and changes of ozone-related plant-physiological parameters in the needles of Norway spruce*.- Proc. of the Royal Society of Edinburgh 102B, 113-117.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1994. *Waldökosystemforschung in inneralpinen Tälern Tirols*. - Z. Umweltchemie und Ökotoxikologie 6 (4): 203-208.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1994. *Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch - Ergebnisse 1992*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 27-32.
- SMIDT S. & MUTSCH F. 1994. *Messung nasser Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- SMIDT S. & RENDL J. 1994. *Depositionsmessungen im Raum Achenkirch*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 33-38.
- SMIDT S., HERMAN F. & LEITNER J. 1995. *Höhenprofile Achenkirch*. Meßbericht 1994. Federal Forest Research Centre, Report G3-1/1995.
- STAGL W.G. & HACKER R. 1991. *Weiden als Proßhölzer zur Äsungsverbesserung*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 58.
- STEFAN K. 1983. *Schadstoffbelastung von Schnee - Ergebnisse der bundesweiten Stichprobenuntersuchungen 1983*.- Federal Forest Research Centre, Internal Report.
- TATARUCH F. 1993. *Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Rot-, Reh- und Gamswild*.- Z. Jagdwiss. 39: 190-200.
- TURNER D., HAUDEK S., KREUZINGER N., GÖBL F., GRUBER F. & KUBICEK C.P. 1994. *Fingerprinting zur taxonomischen Unterscheidung mykorrhizibildender Basidiomyzeten*.- Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 at the Federal Forest Research Centre.
- WEBER D., PACK I. & GASSEBNER H. 1985. *Nasse Deposition und Waldzustand in Tirol*.- Tiroler Forstdienst vol. 8, Dec. 2-3, 1985.
- WEBER D., PACK I. & GASSEBNER H. 1986. *Nasse Deposition und Waldzustand in Tirol*.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (OFFICE OF THE PROVINCIAL GOVERNMENT OF SALZBURG, Dpt. 16), vol. 12. Workshop "Saure Depositionen", Salzburg Sept. 16-17, 1985, 229-232.
- ZECHMEISTER H. 1994. *Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profiles*.- FBVA Reports (Federal Forest Research Centre) 78: 41-47.
- ZECHMEISTER H. 1994: *Survey of Heavy Metal Deposition by using Bryophytes as Biomonitor at the Schulterberg Profile*. Phyton 34 (3): 63-70.
- ZECHMEISTER H. 1995: *Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps*. Environmental Pollution 89, 73-80.

## Glossar

### Erläuterung einiger Begriffe

S. SMIDT

*Institut für Immissionsforschung und Forstchemie*

**Abundanz:** Zahl der Individuen einer Art in einem Biotop, bezogen auf eine Flächen- bzw. Raumeinheit (Individuendichte).

**Agarose-Gelelektrophorese:** Methode zur analytischen Trennung von Proteinen.

**Allele (Genvarianten):** alle alternativen bzw. einander entsprechende Formen eines Genes. Die Existenz verschiedener Allele an einem Genort ist Ursache von Polymorphismen. Individuen, die an einem Genort verschiedene Allele besitzen, haben potentiell eine größere physiologische Anpassungsfähigkeit.

**Amplifikation:** s. DNA-Amplifikation.

**Angepaßtheit:** Zustand einer Population, der es ihr ermöglicht, unter den herrschenden Umweltbedingungen auf Dauer zu überleben.

**Anpassung:** Der Vorgang, durch den Organismen für die Umweltbedingungen oder für bestimmte Funktionen geeigneter werden bzw. die Strukturen oder Funktionen eines Organismus (oder seiner Teile), die ihn für das Leben in einer gegebenen Umwelt geeigneter machen.

**Anpassungsfähigkeit:** Vermögen einer Population, sich an Umweltveränderungen durch Änderung ihrer Genhäufigkeit dauernd anzupassen.

**Anthropogen:** vom Menschen hervorgerufen oder ausgelöst.

**AOT 40:** Critical Level für Ozon bzw. wirkungsbezogener Langzeit-Ozongrenzwert der UN-ECE (1994) zum Schutz des Waldes: Dosis 10 ppm.h (0-24.00 Uhr, 6 empfindlichste Monate); er berücksichtigt nur die Ozon-Stundenmittelwerte über 40 ppb.

**Apoplast:** Räume und Zellen der Gewebe außerhalb des Plasmalemmas (das Plasmalemma ist eine Membran, die das Cytoplasma gegen die wässrige Phase des Apoplasten abgrenzt).

**Atrazin:** systemisch wirkender Blatt-/Bodenherbizidwirkstoff; in Österreich nicht mehr zugelassen.

**Austauschbare Kationen:** basische Kationen (im Boden): Na, K, Ca, Mg, säurebildende Kationen H, Al, Fe, Mn.

**Austauschkapazität:** Ausmaß und Fähigkeit von Substanzen, Nährstoffe sorptiv zu speichern.

**Autochthon:** bodenständig, während vorangegangener Generationen aus natürlicher Verjüngung am Ort hervorgegangen. Bei autochthonen Populationen wird angenommen, daß sie an ihre Umweltverhältnisse gut angepaßt sind. Im Gegensatz dazu: naturnah = waldbaulich bzw. standortsbezogen "passend".

**Autökologie:** Ökologie des Individuums. Lehre von Umwelteinflüssen auf die Individuen einer Art.

**Backgroundgebiet:** ein nicht durch (anthropogene) Luftschatdstoffe belastetes Gebiet.

**Basalatmung:** Atmung einer "gestörten" (d.h. im Labor und nicht im Freiland gemessenen) und gesiebten Bodenprobe.

**Basensättigung:** prozentueller Anteil von austauschbaren Kationen an der Kationenaustauschkapazität.

**Basidiomyzeten:** Ständerpilze; die am höchsten entwickelte Pilzgruppe.

**Baumsterben:** Episodisches Ereignis, charakterisiert durch vorzeitigen progressiven Verlust von Baum- und Bestandesvitalität (-gesundheit) über eine bestimmte Zeitspanne ohne offensichtliche Evidenz einer einzigen Ursache (Komplexkrankheit).

**Belastbarkeit:** Vermögen eines Organismus oder Ökosystems, bestimmte (Immissions)belastungen zu ertragen, ohne die Überlebensfähigkeit zu verlieren. Sie ist abhängig von der Empfindlichkeit/Resistenz, der Regenerationsfähigkeit u.a.m.

**Belastung:** Gesamtheit der negativen Umweltfaktoren (bzw. Einflußgrößen), die auf ein System (Organismus, Population, Ökosystem) einwirken und die Reaktionen hervorrufen bzw. sein Anpassungsvermögen überschreiten.

**Bestandesniederschlag:** Niederschlag unterhalb der Krone eines Baumbestandes.

**Bioakkumulation:** Anreicherung von Fremdstoffen in Lebewesen. S. a. Bioindikator.

**Biodiversität:** Mannigfaltigkeit von Lebewesen (Arten) und Organismengemeinschaften. Der Diversitätsindex ist hoch, wenn die Wahrscheinlichkeit, ein Individuum einer bestimmten Art anzutreffen, für alle Arten einer Biozönose gleich hoch ist.

**Bioindikation:** Nachweis von Immissionen bzw. anthropogenen Umwelteinflüssen mit Hilfe biologischer Objekte bzw. empfindlicher Pflanzen (Luftqualitätskontrolle). Bioindikation im weiteren Sinne stützt sich auf Organismen oder -gemeinschaften, deren Lebensfunktion mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korreliert sind, daß sie dafür als Zeigerorganismen herangezogen werden können. Bei den Bioindikationsverfahren unterscheidet man das Fangpflanzenverfahren (Exposition empfindlicher, schnellwachsender einjähriger Pflanzen für mikroskopische und chemische Analysen) und Testpflanzenverfahren (Exposition von definierten Grasmischungen zur Bestimmung der Fluor-Anreicherung im Freiland, Flechtenexpositionsverfahren). Die An- oder Abwesenheit von Weiserpflanzen läßt z.B. auf bestimmte Immissionseinwirkungen schließen.

Bei Bioindikatoren unterscheidet man Zeigerorganismen (-gesellschaften; sie zeigen ökologische Bedingungen bzw. deren Änderungen an), Testorganismen (Fangorganismen; sie reagieren spezifisch auf geringe Schadstoffdosen) und Monitororganismen (sie dienen dienen einer Überwachung und ermöglichen eine qualitative und quantitative Erfassung von Schadstoffen). Akkumulationsindikatoren (z.B. Moose, Flechten, Fichtennadeln, landwirtschaftliche Pflanzen) reichern bestimmte Schadstoffe zunächst ohne sichtbare Schädigung an (Schwermetalle, Fluor, Schwefel). Wirkungsindikatoren (Reaktionsindikatoren wie z.B. Tabak, Gladiolen) zeigen sichtbare bzw. bonitierbare Schadwirkung.

**Biozönose:** Lebensgemeinschaft.

**Blattanalyse bzw. Nadelanalyse:** Methode u.a. zum Nachweis von Immissionseinwirkungen und zur Ermittlung der Nährelementversorgung (z.B. in Fichtennadeln).

**Bodenatmung:** bakterielle Freisetzung von  $\text{CO}_2$  in den obersten, belebten Bodenschichten. Diffusion von Kohlendioxid aus dem Boden und von Sauerstoff in den Boden auf Grund unterschiedlicher Partikeldrücke dieser Gase im Boden bzw. in der Luft.

**Bodenazidität:** Säuregrad des Bodens. Maß: Boden-pH. Ursachen:

- Kohlendioxidproduktion (Hydrolyse),
- $\text{H}^+$ -Produktion der Pflanzenwurzeln (bei Aufnahme kationischer Nährstoffe),
- Humifizierung (Bildung von Fulvo- und Huminsäuren),

- Oxidation reduzierter S-Verbindungen zu Schwefelsäure und N-Verbindungen zu Salpetersäure; Oxidationsverwitterung und biotische Oxidation durch Bakterien,
- Säurebildung (durch Reaktion von Schwefel- und Stickstoffoxiden mit Regenwasser),
- Düngung (mit saueren Düngemitteln wie z.B. Superphosphat, Ammoniumsulfat).

**Bodenbelastungen durch Luftschadstoffe:** Bodenversauerung (s. Bodenazidität, Ursachen), toxische Stoffe (anorganische und organische Stoffe), radioaktive Verbindungen u.a.m.

**Bodenbestandteile:** Prozentangaben für Grünlandboden: mineralische Bestandteile (Gesteinsbruchstücke, primäre und sekundäre Minerale, amorphe Substanzen), organische Bestandteile (Organismen der Bodenflora und -fauna, Wurzeln, unzersetzte und zersetzte Vegetationsrückstände, neugebildete Humusstoffe, Wasser und Luft).

**Bodenfrische:** Boden mit hohem, ganzjährig verfügbarem Wasser, das sich nicht staut.

**Bodenhorizont:** Annähernd parallel zur Bodenoberfläche verlaufende, durch die Bodenentwicklung entstandene und weitgehend einheitlich ausgebildete Bereiche des Bodens.

**Bodenlösung:** Bodenwasser in den Bodenporen mit darin gelösten Substanzen.

**Bodenversauerung:** Folge u.a. vom Eintrag saurer Komponenten, verbunden mit dem Absinken des Boden-pH-Wertes durch deponierte Säuren und Auswaschung von Nährelementen, Freisetzung von toxischen Schwermetallen und Aluminium.

**Bodenzahl:** relative Wertzahl, die den nachhaltig erzielbaren Reinertrag eines Bodens zu dem des fruchtbarsten Bodens in Beziehung setzt.

**Bulk-Sammler:** Gefäß zum gleichzeitigen Auffangen der nassen und trockenen Absetzdeposition (Regen und Schnee), z.B. Kunststoffbecher, -wannen (zum Sammeln von Schnee) bzw. genormten Auffangvorrichtungen (mit Auffangtrichter, Sammelfäß etc.).

**Chilling:** Erkältung, Streßwirkung bzw. Schädigung durch Unterkühlung. S.a. Photochilling.

**Chromatide:** die während der Mitose (= Zell- und Kernteilung) lichtmikroskopisch sichtbaren, fadenförmigen Spalthälften eines Chromosoms.

**Chromatin:** Zellkernbestandteil (fädiges Netzwerk der Chromosomen).

**Chromosomale DNA:** DNA der Chromosomen.

**Chromosomenaberrationen:** Veränderung der Längsstruktur eines Chromosoms durch Verlust oder Gewinn von DNA-Segmenten oder durch Rekombinationen zwischen nichthomologen DNA-Molekülen. Chromosomenstörungen können sein: Chromatidbrüche, Chromosomenbrüche (Deletio-nen, Duplikationen, Inversionen; Verklumpung).

**C/N-Verhältnis:** Das C/N-Verhältnis im Boden ist ein Zeiger für die biologische Aktivität im Boden bzw. dient zur Kennzeichnung organischer Rückstände und mikrobieller Zersetzung. Ein enges Verhältnis (kleiner Quotient) zeigt hohe Aktivität und bedeutet rasche Umsetzung der organischen Substanz im Humus und damit Verfügbarkeit der darin gespeicherten Nährstoffe für die Pflanzen. Weite Verhältnisse ( $> 25$ ) weisen ungenutzte Fixierung und schlechte Humusformen aus.

**Coenzym:** Bestandteil eines Enzyms, der die Wirkgruppe enthält und gemeinsam mit dem Apoenzym (Proteinanteil des Enzyms) das vollständige Enzym (Holoenzym) bildet.

**$C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnis:** Quotient aus mikrobiellem zu organischen Kohlenstoff im Boden. Er erlaubt Aussagen über die Kohlenstoffdynamik von Böden.

**Einheit:** mg  $C_{mic} \cdot g^{-1} C_{org}$ . In trockeneren Gebieten werden höhere Werte (bis 50), in klimatisch ausgeglichenen Gebieten niedrigere Werte (15) erreicht. Abweichungen nach oben: Humusakkumulation, nach unten: C-Verluste des Bodens.

**Critical Level:** die Konzentration eines Schadstoffes in der Atmosphäre, bei deren Überschreitung nachteilige (negative) Effekte bei bestimmten Wirkobjekten oder Rezeptoren (Pflanzen, Tieren, Menschen) auftreten können. Vgl. Critical Loads, AOT40.

**Critical Load:** der Eintrag eines Schadstoffes aus der Atmosphäre (im speziellen Protonen, Schwefeläquivalente und Stickstoffverbindungen), bei dessen Überschreitung negative Effekte bei bestimmten Wirkobjekten oder Rezeptoren (Pflanzen, Tieren, Menschen) auftreten können. Vgl. Critical Level.

**CSI:** Abk. f. Cytogenetischer Standortsindex; s. Cytogenetische Bioindikation.

**Cytogenetische Bioindikation:** Untersuchung von Chromosomenanomalien in den Metaphasezellen (= in den Zellen, die in der Zellteilung begriffen sind) von (Fichten)Wurzeln; Beschreibung mit dem **Aberrationsindex** (AI = Prozentsatz der Chromosomenaberrationen im Verhältnis zur Gesamtzahl der sich teilenden Zellen eines Individuums). Der **cytogenetische Standortsindex** (CSI) ist der Mittelwert von Aberrationsindizes eines Standortes bezogen auf einen unbeeinflussten Standort. Der Wert von 1,00 kennzeichnet einen optimalen

Standort. Die CSI-Werte geben Hinweise auf die Vitalität eines Baumes oder Bestandes.

**Decarboxylierung:** Abspaltung von Kohlendioxid aus freien Carbonsäuren bzw. aus deren Salzen, im Stoffwechsel z.B. beim Aminosäureabbau oder im Zitronensäurezyklus von Bedeutung.

**Densitometrische Auswertung (von Gelchromatogrammen):** Auswertung durch Messung der optischen Dichte der Chromatogramme.

**Deposition:** Ablagerung von Luftverunreinigungen (Gassen, Stäuben, nassen Niederschlägen) auf der Erdoberfläche.

**Diploid:** den doppelten Chromosomensatz besitzend.

**Diversität:** s. genetische Vielfalt, Biodiversität.

**DNA:** Abkürzung für Desoxyribonukleinsäure; Träger der Erbsubstanz.

**DNA-Amplifikation:** Vervielfältigung von DNA-Strängen.

**Edaphisch:** zum Boden gehörig.

**Ektomykorrhiza (ektotrophe M.):** Mykorrhizentyp mit einem einheitlichen Organisationsprinzip, kommen vor allem bei Nadel- und Laubhölzern vor und wachsen außen an Rindenzellen der Wurzeln.

**Endomykorrhiza:** Pilze wachsen im Gegensatz zu den Ektomykorrhizen (s.d.) intrazellulär (Orchideen).

**Enzym:** Biokatalysator.

**Enzymgenorte:** s. Genlocus.

**Eutrophierung:** Zufuhr bzw. Anreicherung (Überangebot) von Pflanzennährstoffen (insbesondere von N und P) z.B. in einem Ökosystem (z.B. Binnengewässer), die zu Veränderungen im betreffenden Ökosystem(teil) führt.

**Evapotranspiration:** Flußrate des Wassers vom Boden in die Atmosphäre; Verdunstung (Evaporation) von der Oberfläche plus der Wasserabgabe der Pflanzen (Transpiration).

**Gamet:** den einfachen Chromosomensatz aufweisende weibliche oder männliche Keimzelle.

**Gamma:** Bezeichnung für Lindan (s.d.).

**Gene:** Erbanlagen, Erbfaktoren; an einem bestimmten Chromosomenort (Genort, Genlocus) lokalisierte Erbinheiten sind verantwortlich für die Realisierung eines bestimmten Merkmals und werden an die Nachkommen weitergegeben.

**Genetische Variation:** Allgemeines genetisches Differenzierungsmaß, basierend auf dem Vorhandensein verschiedener genetischer Varianten innerhalb eines Baumkollektivs.

**Genlocus:** ein Abschnitt auf der DNA, der für ein Protein (bzw. auch Enzym) kodiert (Strukturgen) bzw. ein DNA-Abschnitt, der Regulationsfunktion hat.

**Genotyp:** Gesamtheit der in der DNS des Zellkernes vorliegenden Informationen eines Individuums; dieser Genbestand ist bei den höheren Organismen auf mehrere Chromosomen verteilt. Teile dieser genetischen Information in Form des Allelbestandes an bestimmten Genorten.

**Genotypische Struktur:** Häufigkeitsverteilung der Genotypen in einer Population.

**Genort:** s. Genlocus.

**Genpool:** Gesamtheit der Erbanlagen aller Individuen einer Population.

**Genreservat:** größeres Waldgebiet ( $> 30$  ha), in dem die ursprüngliche genotypische Struktur der Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften erhalten werden soll und der natürlichen evolutiven Dynamik entspricht.

**Gesamtdeposition:** Summe aus nasser und trockener Deposition. Überwiegen die sauren Komponenten, liegt saure Deposition vor. S. Bestandesniederschlag, Deposition.

**Glutathion-S-Transferase:** Entgiftungsenzym für organische Luftschadstoffe.

**Grenzwert:** zulässiger (bzw. gesetzlich festgelegter) Höchstwert an Emissions- oder Immissionskonzentrationen zum Schutz bestimmter Kollektive (Mensch, Tier, Pflanzen); gesetzliche bzw. administrativ verbindliche Regelungen, die verordnenden Charakter haben. Auch für Schadstoffgehalte (S, F, Cl) in bestimmten Pflanzenteilen (Blattorganen). **Normativer Grenzwert:** gesetzlich festgelegter Grenzwert. **Wirkungsbezogener Grenzwert:** schützt ein ganzes Kollektiv (z.B. "mittelempfindliche" oder "empfindliche" Pflanzen).

**Herbizide:** Unkrautvertilgungsmittel.

**Herkunft:** Der Wuchsplatz, an dem sich eine Population von Bäumen (Bestand) befindet.

**Heterozygot:** gemischterbig; die im diploiden Individuum vorhandenen Allele (Genvarianten) sind verschieden bzw. die Allele eines Genpaares sind verschieden.

**Heterozygotiegrad:** Anteil heterogener Genloci an allen und den untersuchten Genloci eines Baumes. Häufig auch als mittlerer H. auf die Population bezogen.

**Homozygot:** gleicherbig; die im diploiden Individuum (Genpaar) vorhandenen Allele (Genvarianten) sind gleich.

**Huminsäuren:** dunkelbraune anscheinend amorphe Verbindungen, die bei der Humusbildung aus abgestorbenen Pflanzenteilen (Humifizierung) entstanden sind.

**Huminstoffe:** durch Humifizierung (Abbau organischer Substanz auf und im Boden durch Mikroorganismen und Bodentiere) entstandene Stoffe (Fulvo- und Huminsäuren, Humine). H. sind fähig, Wasser zu sorbieren und Ionen austauschbar anzulagern.

**Hybrid:** Kulturpflanzen interspezifischen (Spezies = Art) oder intergenerischen (Genus = Gattung) Ursprungs.

**Immissionskonzentration:** Volumenmischungsverhältnis: Volumen der luftverunreinigenden Stoffe bezogen auf das Volumen der verunreinigten Luft (z.B. ppbv; ppb = parts per billion) oder Massenkonzentration (z.B.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

**Immissionsrate:** Deposition einer Luftverunreinigung pro Flächen- und Zeiteinheit, z.B.  $\text{mg SO}_3/\text{dm}^2 \cdot 28 \text{ Tage}$ . **Staubniederschlag:** zeitbezogene Massendeknung (z.B.  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ).

**Interzeption:** Auffangen und vorübergehende Speicherung von Niederschlägen im Kronendach des Waldes.

**Intrusion:** Einbruch von Luftmassen, z.B. höherer Ozonkonzentration aus der Stratosphäre in die Troposphäre.

**Inzuchtdepression:** Leistungsverminderung durch zunehmende Homozygotie an einer größeren Anzahl von Genpaaren (z.B. durch Selbstbefruchtung oder Kreuzung innerhalb verwandter Individuen). **Gegenteil:** Heterosiseffekt.

**Isoenzyme:** Enzyme, welche identische oder sehr ähnliche Funktionen (bzw. Aktivität) besitzen, die im selben Individuum vorkommen und die sich aber strukturell unterscheiden. **Alloenzyme** sind Enzyme, die von den Allelen eines Genortes kodiert werden.

**Isoenzymanalysen** dienen zur Untersuchung der genetischen Variabilität von Waldbaumpopulationen. Mit ihrer Hilfe kann die Abgrenzung von Herkunftsgebieten, Herkunftsidentifizierung, Saatgutzertifikation, Klonidentifikation u.s.w. durchgeführt werden.

**Kationenaustauschkapazität:** s. Basensättigung.

**Klin:** Ein Gradient der Häufigkeiten von Genotypen in einer meist großen, nicht räumlich isolierten Population.

**Kronendachdifferenz:** Differenz zwischen Bestandesniederschlags- und Freilandniederschlagseintrag (z.B.  $\text{kg}/\text{ha}$ ). S.a. Bestandesniederschlag.

**Kronendurchlaß / Kronentraufe:** Anteil des Niederschlagswassers, welcher unter dem Kronendach herabfällt (vgl. Interzeption). In Fichtenbeständen beträgt der K. 60-70 %. S.a. Bestandesniederschlag.

**Kronenverlichtung:** sichtbarer Nadel- oder Blattverlust der Baumkrone, verursacht durch abiotische und / oder biotische Faktoren.

**Leaching:** Herauslösen von Nährelementen aus Blattorganen und dem Boden durch Regen.

**Luftqualitätskriterien:** Zusammenfassung des aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisstandes der Beziehungen zwischen den Konzentrationen von Luftschatstoffen und deren nachteiligen Wirkungen auf den Menschen und seine Umwelt. Österreichische Akademie der Wissenschaften 1987/89 (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>); Verein Deutscher Ingenieure (VDI, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>); World Health Organization (WHO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PAN) 1987; UN-ECE 1988 (Depositionen, Critical Loads-Werte); IUFRO 1978/80 (SO<sub>2</sub>).

**Lysimeter:** Vorrichtung zur Bestimmung der Wasser- (bzw. Schnee)versickerung im Boden (Schneelysimeter) bzw. des Wasserhaushaltes von Pflanzen und Boden durch Bestimmung des Niederschlags und der Verdunstung von Boden u. Pflanzen. Es gibt auch Humuslysimeter, Kerzenlysimeter und Trichterlysimeter.

**Makronährstoffe:** die für Pflanzen in größeren Mengen (> 20 mg/l Nährlösung) erforderlichen Elemente C, H, O, N, S, P, Ca, Mg, K (im Gegensatz zu Mikronährstoffen; s.d.); Fe nimmt eine Zwischenstellung zwischen Mikro- und Makronährstoffen ein.

**Melioration:** mechanische, physikochemische und biologische Maßnahmen zur Verbesserung der Bodenstruktur (z.B. durch Düngung, Bodenbearbeitung).

**Meristem:** Teilungsgewebe im pflanzlichen Zellverband.

**Metabolischer Quotient (qCO<sub>2</sub>):** physiologischer Parameter zur qualitativen Erfassung der Einflüsse auf die Biomasse und ein indirektes Maß für die energetische Effizienz einer Mikroorganismengesellschaft. Maß für das Mineralisierungsvermögen durch Mikroben im Boden durch Veratmung organischer Substanz.

$$qCO_2 = \text{mg CO}_2 \cdot \text{C}^{-1} \cdot C_{\text{mic}} \cdot h^{-1}.$$

Auf landwirtschaftlichen Böden 0,5 bis 3, Herbizide und Bodenkompression führen zur Erhöhung; organisch gedüngte Böden haben niedrigere qCO<sub>2</sub>-Werte als mineralisch gedüngte.

**Mikrobielle Absterberate (qD):** die Rate, mit der eine bestimmte mikrobielle Biomasse im Boden bei Lagerung abnimmt.

**Mikrobielle Biomasse im Boden** steht im Zusammenhang mit dem Gehalt an organischer Substanz. C<sub>mic</sub>/C<sub>org</sub> (mikrobieller Kohlenstoffgehalt / organischer Kohlenstoffgehalt) erlaubt Aussagen über die C-Dynamik im Boden.

**Mikronährstoffe:** im Gegensatz zu Hauptnährstoffen von Pflanzen in kleinen Mengen (< 0,5 mg/l Nährlösung) benötigte Stoffe (Spurenelemente, s.d.), z.B. B, Mn, Cu, Zn, Mo, Cl.

**Monitoring = Überwachung. Immissions-Monitoring:** Überwachung bzw. Langzeitmonitoring von Immissionen nach einheitlichem Muster an einer oder an mehreren Stationen bzw. innerhalb eines Beobachtungsnetzes. Man unterscheidet Monitoring mit Meßgeräten und Pflanzen (Biomonitoren).

**Monomorph:** gleichgestaltig.

**Mykozönose:** Pilzgemeinschaft.

**Mykorrhiza** ("Pilzwurzel"): Pilz-Wurzelsymbiose bei bestimmten höheren Pflanzen, z.B. bei den meisten Waldbäumen (dort: ektotrophe Mykorrhizen). Treten bei den meisten Pflanzenarten (bei über 90 %) auf. *Ekto-M.* (ektotrophe M.) tritt in kühlen und gemäßigten Klimazonen auf, vornehmlich bei Nadelbäumen, auch bei Laubbäumen. *Endo-M.* dringt in die Zellen ein, um die Wurzeln wird kein Pilzmantel gebildet; bei krautigen Pflanzen und Orchideen.

**Myzel:** Pilzgeflecht aus Hyphen, das den Thallus der meisten Pilze bildet.

**Nährstoff:** unterschieden werden Hauptnährelemente (N, P, K, Ca, Mg) und Spurenelemente (z.B. Cu, Mo, Fe, Mn, B, Co).

**Nährstoffbalanz:** Ausgewogenheit der Nährstoffgehalte.

**Nichthomologe DNA:** DNA mit nicht übereinstimmender Basensequenz.

**Normativer Grenzwert:** s. Grenzwert.

**Ökologische Amplitude:** Wirkungsbreite eines Umweltfaktors auf eine bestimmte Pflanzenart.

**Ökologisches Integrated Monitoring:** Integrierendes Monitoring in einem Untersuchungsgebiet, basierend auf einer Vielzahl von gleichzeitig durchgeführten ökologischen Erhebungen (Luft-, Boden-, Pflanzenanalysen, physiologische Messungen an Pflanzen u.v.m.). Bestimmung und Voraussage des Status von Ökosystemen; Bestimmung von deren Langzeitänderungen unter Berücksichtigung der regionalen Varietäten und der Einwirkung von Luftverunreinigungen, v.a. von Stickstoff- und Schwefelverbindungen und Ozon sowie biotischer Effekte. Auswertung der Meßdaten auf interdisziplinärer Basis.

**Ökologische Zeigerwerte** (bzw. Zeigerwertkombinationen): ermöglichen eine differenzierte Charakterisierung des ökologischen Verhaltens von Pflanzenarten durch abgestufte Werte einer zumeist neunstufigen Skala. Reduktion ökologischer Erfahrungstatsachen auf relative Zahlenreihen. Z.B. werden ökologische Zeigerwerte (nach ELLENBERG) für Moosarten jeweils aus vier Einzel-Zeigerwerten zusammengesetzt: Feuchtezeigerwert (trocken bis feucht), Reaktionszeigerwert (sauer bis kalkreich),

Stickstoffzeigerwert (gering bis übermäßig versorgt) und Lichtzeigerwert (geringe bis hohe Belichtung).

**Oligotrophe Vegetation:** ist an geringes Nährstoffangebot angepaßt. In Europa sind viele Wälder an stickstoffarme Standorte angepaßt, die außerdem als Folge des exzessiven Biomassenzuges versauerten. Durch atmosphärische N-Einträge wird die N-Situation dieser Standorte zwar wesentlich verbessert, sie bleiben aber bodensauer. Änderungen im Artenspektrum sind v.a. deshalb zu erwarten, weil die an N-arme und bodensaure Standorte angepaßten Pflanzenarten zu verschwinden drohen, während die nur durch den N-Mangel limitierten Arten vermehrt auftreten werden (N-anangepaßte Biozönosen). Dadurch könnte die Vielfalt des natürlichen Waldbildes verloren gehen.

**PCR-Methode:** s. Polymerase-Kettenreaktion.

**Persistenz:** Verbleiben von (Pflanzenschutzmittel-)Rückständen auf/in Pflanzen, im Boden, im Wasser etc. Hängt u.a. ab von Reaktivität und Dampfdruck.

**Perzentil:** Ein 97,5-Perzentil-Grenzwert von  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  z.B. bedeutet, daß 97,5 % der Halbstundenmittelwerte die Konzentration von  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  unterschreiten müssen.

**Photochilling:** Streß durch die Kombination von tiefen Temperaturen und erhöhter Einstrahlung; P.-Ereignisse (PCE: Anzahl der Halbstundenmittel pro Woche mit Temperaturen zwischen  $-4^\circ\text{C}$  und  $+4^\circ\text{C}$  und einer Lichteinstrahlung  $> 2,5 \text{ J}/\text{cm}^2$ ) rufen Photoinhibition und photooxidative Störungen hervor. Eine Belastung durch P. wird mit dem P.-Index (PCI) angegeben (Lichtstreßindex / Wärmesumme).

**Phyllosphäre:** Lebensraum für epiphytische Organismen auf der Oberfläche von Blättern.

**Phytozönose:** Pflanzengemeinschaft.

**Polymerase-Kettenreaktion (abgek. PCR):** biochemische Methode zur raschen Vermehrung von bestimmten (isolierten) DNA bzw. Genabschnitten, z.B. zur Identifizierung von bestimmten Mykorrhiza-Arten.

1. Trennung des zu vermehrenden (antiparallelen) DNA-Doppelstranges durch thermische Denaturierung,
2. Anbringen eines "Primers" (= DNA-Startersequenz an einem Ende des Stranges, welcher Doppelstrangbildung mittels Polymerase ermöglicht),
3. Inkubation mit hitzestabiler Polymerase und Doppelstrangerzeugung,
4. Doppelstrangtrennung wie Punkt 1 und dadurch exponentielle Vermehrung.

**Polymorph:** vielgestaltig.

**Population (Fortpflanzungsgemeinschaft):** Gruppe von sich untereinander fortpflanzenden Organismen, die bestimmte räumliche und zeitliche Beziehungen aufweisen.

**Prädisposition:** Anfälligkeit veranlagung, Vorbedingung (Langzeitfaktor); organismusinterne Faktoren wie z.B. Resistenz, Alter, Entwicklungszustand, Nährstoffversorgung.

**Präkursor (Vorläufer):** s. Vorläufersubstanzen.

**Primäre Schadstoffe:** Schadstoffe, wie sie unmittelbar nach ihrer Emission in unveränderter Form vorliegen (z.B.  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ).

**Protonen** (=  $\text{H}^+$ -Ionen; engl. protons): positiv geladene Teilchen, die mit dem Neutron den Atomkern bilden. Protonenzahl = Ordnungszahl eines Elements.

**Provenienz (Herkunft; engl. provenance):** genetische Variante (Modifikation) einer Baumart, entstanden durch Standortseinflüsse.

**Pufferkapazitätsindex:** beschreibt das Verhältnis zwischen zugegebener H-Konzentration und der dadurch bewirkten H-Konzentrationsänderung im Pflanzenhomogenat.

**Puffersystem:** Stoffgemisch, dessen pH-Wert gegen einen Zusatz von  $\text{H}^+$  bzw.  $\text{OH}^-$ -Ionen relativ unempfindlich ist.

**Rainout:** Auswaschen von atmosphärischen Spurenstoffen; Aufnahme von Luftverunreinigungen in Wolken- und Nebeltröpfchen.

**Reaktionsnorm:** genetisch bedingte Eigenschaft von Zellen und Zellverbänden, die ihre Entwicklungsreaktion auf äußere und innere Faktoren festlegt.

**Resistenz:** Widerstandsfähigkeit eines Lebewesens gegen schädliche Umwelteinflüsse. Man unterscheidet zwischen der Resistenz gegen die Schadgasaufnahme (Scheinresistenz und morphologisch - anatomische Resistenz = strukturelle R.) und der Resistenz gegen das eingedrungene Gas (Immissionsverträglichkeit, Regenerationsfähigkeit).

**Respirationsquotient (respiratorischer Quotient; RQ):** bei Pflanzen Volumenverhältnis von produziertem  $\text{CO}_2$  zu verbrauchtem  $\text{O}_2$  ( $\text{CO}_2/\text{O}_2$ ).

**Rhizosphäre:** Lebensraum der Wurzel; Bodenraum, der die Pflanzenwurzeln umgibt und von ihr beeinflußt wird.

**Rohhumus:** ungünstige Humusform nährstoffärmer, biotisch inaktiver Böden. Schwer umsetzbare Vegetationsrückstände bilden "Auflagehumus" über Mineralböden.

**Schwellendosis:** die niedrigste Dosis, die eine Reaktion an einem Rezeptor auslösen kann. Sie kann bei ein- und derselben Pflanzenart verschieden hoch liegen. Die Wirkung hängt u.a. von der Schadstoffkonzentration, Einwirkungsdauer, der Häufigkeit und Sequenz der Einwirkungen ab.

**Schwellenkonzentrationen:** Schadstoffkonzentrationen, oberhalb derer Effekte an Pflanzen eintreten.

**Schwellenwert phytotoxischer:** Dosis bzw. (Immissionsgrenz-) Konzentration, oberhalb derer eine Substanz phytotoxisch wirkt.

**Sekundäre Luftverunreinigungen:** Luftverunreinigungen, die nicht emittiert, sondern im Zuge der Transmission gebildet werden (z.B. Protonen und Sulfat aus  $\text{SO}_2$ ).

**Selektion:** natürliche und künstliche Auslese nach bestimmten Kriterien, Eigenschaften oder Merkmalen. Gerichtete S.: Änderungen von Allelhäufigkeiten in der Generationenfolge durch Umwelteinwirkung.

**Seneszenz:** Alterung von Organismen; natürlicher Vorgang, der durch belastende Einflüsse beschleunigt werden kann ("vorzeitige Alterung").

**SH-Gruppe (Sulphydrylgruppe):** Atomgruppe in Eiweißmolekülen, die z.B. für das Redoxpotential verantwortlich ist. In Enzymen kann die SH-Gruppe als aktives Zentrum fungieren.

**Sommerhalbjahr:** lt. Österreichischen Forstgesetz (1975) Zeitraum zwischen April und Oktober ("Vegetationszeit").

**Southern Blotting:** Basis zum Aufspüren von bestimmten DNA-Sequenzen; Standardmethode beim molekularen Nachweis von Genübertragungen: Eine gegebene DNA wird mit einem oder mehreren Restriktionsenzymen geschnitten. Die entstandenen Restriktionsfragmente werden über Agarose - Gelektrophorese aufgetrennt und im UV mittels Ethidiumbromid sichtbar gemacht. Eigentliches Blotting (Fragmentübertragung): Denaturierung der DNA-Fragmente durch Alkalinisierung und Zerlegung in Einzelstränge, Aufsaugen und Übertragung auf eine Transferfolie. Fassung der Restriktionsfragmente durch Hybridisierung (Strangverdoppelung) mittels "Sonden" (Basengegenstücke zum Auffinden der Fragmente).

**Spurenelement:** Mikronährstoff, für den normalen Ablauf von Lebensvorgängen in sehr geringen Konzentrationen unentbehrlich, z.B.: B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn; Br, J und Co hingegen sind entbehrlich. Fehlen bewirkt Mangelkrankheiten, Überdosis Vergiftungen. Gehalte in Pflanzen < 0,005 %.

**Stärkeelektrophorese:** Biochemische Methode zur Auf trennung von Proteinen.

**Stoff-Flüsse:** Einheit für Stoffflüsse z.B. kg/ha.a.

**Streßavoidanz:** Streßvermeidung durch spezifische Anpassung (z.B. Tiefwurzler gegen Bodenaustrocknung). Vgl. Resistenz.

**Streßindizes** (nach BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989): Kälte-Index, Hitzestreß-Index, Wärmesumme, Lichtstreß-Index, Photochilling-Index, Photochillingereignisse.

**Stringenz:** Bedingungen bei DNA-Hybridisierung: hohe Temperatur und niedrige Salzkonzentrationen.

**Transek:** Anordnung von Versuchsflächen in einer Linie.

**Transferkoeffizient:** Quotient aus dem Gesamtgehalt an Schwermetallen in der Pflanzen-Trockensubstanz und dem jeweiligen Bodenmaterial.

**Vegetationszeitmittel** (einer Schadstoffkonzentration): Mittelwert über die Monate April bis Oktober. Ozon-Immissionsgrenzkonzentration gemäß der Österreichischen Akademie der Wissenschaften: 9.00 bis 16.00 Uhr (VMW7).

**Verlichtungsgrad:** geschätzter "Parameter" als Basis für flächendeckende Schätzungen des "Waldzustandes" oder von "Waldschäden". Eine Verlichtung ist jedoch nicht unbedingt mit einer Schädigung gleichzusetzen.

**Vitalität:** Stärke und Intensität der Lebenskraft, genetisch und von Umweltbedingungen beeinflußte Lebensstüchtigkeit eines Organismus oder einer Population; natürliche Lebendigkeit; Überlebenskraft. Dynamische Fähigkeit zu wachsen und zu reproduzieren.

**VOCs** (Abk. f. volatile organic compounds = flüchtige organische Kohlenwasserstoffe): z.B. Methan, Ethen,  $\text{C}_1$ -,  $\text{C}_2$ -Halogenkohlenwasserstoffe u.a.m.

**WADOS** (Abk. für wet and dry only sampler): Vorrichtung, mit der trockene und nasse Absetzdepositionen getrennt aufgefangen werden können.

**Waldentwicklungsplan, Österreichischer (WEP):** forstliche Rahmenplanung; er stellt bundesweit die Waldverhältnisse dar, grenzt die Leitfunktionen ab und soll durch vorausschauende Planung dazu beitragen, sämtliche Waldfunktionen nachhaltig und bestmöglich zu erhalten. Grundlage für forstpolitische Entscheidungen auf Landes- und Bundesebene. Leitfunktion: jene Waldfunktion, der höchste Wertigkeit auf einer Funktionsfläche zukommt: Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion. Die Kriterien sind aus dem Forstgesetz abgeleitet, wobei jeder Funktion außer der Nutzfunktion eine Wertziffer zugeordnet wird (1: geringe, 2: mittlere, 3: hohe Wertigkeit).

### Waldschäden:

*Klassische Immissionsschäden* sind durch eine mehr oder weniger deutliche (und nachweisbare) Abgrenzung des Immissionsgebietes charakterisiert; Schadstoffkonzentrationen sind relativ hoch, wirkungsbezogene Grenzwerte werden überschritten; meist sind die Schäden einem oder mehreren Emittenten zuzuordnen, weitere Stressoren können fehlen.

“*Neuartige Waldschäden*” treten großräumig auf, kommen auf allen Bodentypen vor, erfassen in zunehmendem Maße auch jüngere Altersklassen, treten unabhängig vom Pflegezustand auf, kommen auch im natürlichen Verbreitungsgebiet der betroffenen Baumarten vor, sind durch eine rasche Verschlechterung gekennzeichnet, äußern sich u.a. in Wachstumsstörungen, Wachstumsanomalien, Schädigungen der Blattorgane und des Feinwurzelsystems. Eine Zuordnung zu Emittenten ist nicht möglich; Schadstoffkonzentrationen (mit Ausnahme von Ozon) sind meist relativ gering.

**Wet And Dry Only Probenahme:** Niederschlagsprobenahme mit einem Sammelgefäß für die nasse (Regen, Schnee, Hagel) und einem für die trockene Deposition (absetzbarer Staub); der sensorgesteuerte Deckel gibt dasjenige Gefäß frei, in dem die feuchte bzw. trockene Deposition aufgefangen werden soll (“WADOS”-Gerät).

**Wet-only Probenahme** (engl. wet only sampling): Auffangen der nassen Gravitationsdeposition (ohne absetzbaren Staub), also von Regen und Schnee: das Auffanggefäß wird nur bei Regen-/Schneefall offen gehalten. Vgl. WADOS.

**Winterhalbjahr:** lt. österreichischem Forstgesetz (1975)

Zeitraum zwischen November und März (“Vegetationsruhe”).

**Wirkungsbezogener Grenzwert:** s. Immissionsgrenzwerte.

**WZI:** Abk. für Waldzustandsinventur, s. Bundesweite Untersuchungen am Wald in Österreich.

### Quellen

Lexikon Biologie. Herder Verlag Freiburg, Basel, Wien 1983.

BOLHAR-NORDENKAMPF H. & LECHNER E. 1989: *Synopse streßbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte*. Phyton 29 (3), 255-301.

BREITENBACH M. 1989: *Biochemische und molekularbiologische Verfahren in der Forstgenetik*. Österr. Forstzg. 100 (11), 42.

geburek T., HEINZE B. & SCHULTZE U. 1994: *Kleines forstgenetisches Glossarium*. FBVA-Berichte 81, 109-113.

SCHEFFER F. & SCHACHTSCHABEL P. 1992: *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag Stuttgart.

SCHINNER F., ÖHLINGER R., KANDELER E. & MARGESIN R. (Hrsg.) 1993: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. 2., überarbeitete und erweiterte Auflage. Springer Verlag Berlin.

SMIDT S. 1995: *Forst-Immissionschemisches Lexikon*. Institut f. Immissionsforschung und Forstchemie, Interne Bericht 1/1995.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Stefan Smidt  
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie  
Forstliche Bundesversuchsanstalt  
Seckendorff-Gudent Weg 8  
A-1131 Wien

**FBVA-Berichte**  
**Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien**

Preis in ÖS

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 kalorischen Kraftwerk 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. Waldzustandsinventur: Untersuchung der Zuwachsverhältnisse an Wald- und Bestandesändern. 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 Hochlagenauforstungen. 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		DRAGOVIC, N. Sonderheft 1 Terminologie für die Wildbachverbauung. Fachwörterbuch deutsch - serbokroatisch. Terminologija Uredjenja Bujicnih Tokova. Recnik Strucnih Termina Srpskohrvatsko - Nemacki. 43 Seiten	50.—
1992	64	JEGLITSCH, F. Wildbachereignisse in Österreich 1986-1988. 91 Seiten	95.—
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. Lawinenereignisse 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	FÜRST, 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.; MÜLLER, F.; SCHULTZE, U. Klimaänderung in Österreich. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. 113 Seiten	100.—
1994	82	KILIAN, W.; MÜLLER, 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.—

