



FBVA-BERICHTE Nr. 94/1996

Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien
Waldforschungszentrum

**Ökosystemare Studien
im Kalkalpin
Abschätzung der Gefährdung von
Waldökosystemen**

*Ecosystematic Studies in the
Limestone Alps
Assessment of the Risk of Forest Ecosystems*

F. HERMAN & S. SMIDT (Hrsg.)

FDK 181.45:425.1:11:161:(436)



Das Lebensministerium

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

Empfohlene Zitierung:

Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen / Hrsg. von F. Herman & S. Smidt. - FBVA-Berichte; Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 1996, Nr. 94, 285 S.

ISSN 1013-0713

Copyright 1996 by
Forstliche Bundesversuchsanstalt

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

Herstellung und Druck :
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Waldforschungszentrum
Übersetzungen: Mag. Mirjam Freund
Layout: Johanna Kohl
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.

Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen -
Beschreibung des Projektes und Zielsetzungen

Ecosystematic Studies in the Limestone Alps -

Risk Assessment of Forest Ecosystems. Introduction and Objectives 7

Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie der Umweltsituation durch Monitoring und kleinflächige Bestandesbeschreibung

KAISER, A.

Die meteorologischen Verhältnisse im Achenal und ihre Auswirkungen auf die gemessenen
Immissionskonzentrationen

The Meteorological Situation in the Achen-Valley and its Effects on the Measured Concentrations

of Airborne Pollutants 23

KALINA, M., STOPPER, S., GARMROUDI, Y., ZAMBO, E. & PUXBAUM, H.

Zusammensetzung des Nebelwassers in Achenkirch - Ergebnisse einer einjährigen Meßperiode

Cloudwater Chemistry in the Area of Achenkirch - Results of a One Year Sampling Period 47

HAUNOLD, A., ROSENBERG, E. & GRASSERBAUER, M.

Messung flüchtiger organischer Komponenten (VOCs) am Nordostprofil des Schulterberges

Measurement of Volatile Organic Compounds (VOCs) at the North-East Profile of the Schulterberg 61

SCHRÖDER, P. & BELFORD, E.J.

Untersuchung zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen in Nadeln von Fichten
am Schulterberg-Nordostprofil und am Christlumprofil

Investigations on the Activity of Glutathione S-Transferases in the Needles of Spruce Trees from the

Northeast Profile of the Schulterberg and Christlum Profile 75

WEISS, P., LORBEER, G. & SCHARE, S.

Persistente organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus
des Schulterberg-Nordprofils

Persistent Organic Pollutants in Spruce Needles and in the Humus Layer of the Schulterberg - Northern Profile 83

BREITENBACH-DORFER, M.

Genetische Analyse von Fichten- und Tannenpopulationen aus dem Achenal im
Nordtiroler Kalkalpin

Genetic Analysis of Spruce and Fir Populations from the Achen Valley in the Limestone Alps

of the Northern Tyrol 101

GARTNER, K. Bodenfeuchteverhältnisse an zwei ausgewählten Probestellen des Schulterberggipfels <i>Soil Moisture Conditions at Two Selected Sample Plots of the Top of the Schulterberg</i>	111
SCHWEIGER, P.F. Beeinflussung der arbuskulären Mykorrhiza durch Beweidung an einem subalpinen Standort der Nordtiroler Kalkalpen <i>Influence of Grazing on Arbuscular Mycorrhizas of a Subalpine Site in the Northern Tyrolean Limestone Alps</i>	123
PIZZININI, E., GRILLENBERGER, S., GÖBL, F. & KUBICEK, C.P. Identifizierung von Fichten-Ektomykorrhizen des Schulterberges mit Hilfe der Polymerase Kettenreaktion <i>The Application of Polymerase Chain Reaction to the Identification of Spruce-Ectomycorrhizae from the Schulterberg</i>	137
LITSCHAUER, R. Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg - Erste Ergebnisse <i>Flowering and Seed Production in the Forest of the Schulterberg</i>	145

Bewertung der vorgegebenen Umweltsituation anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten sowie Ergebnissen von Bioindikationsverfahren

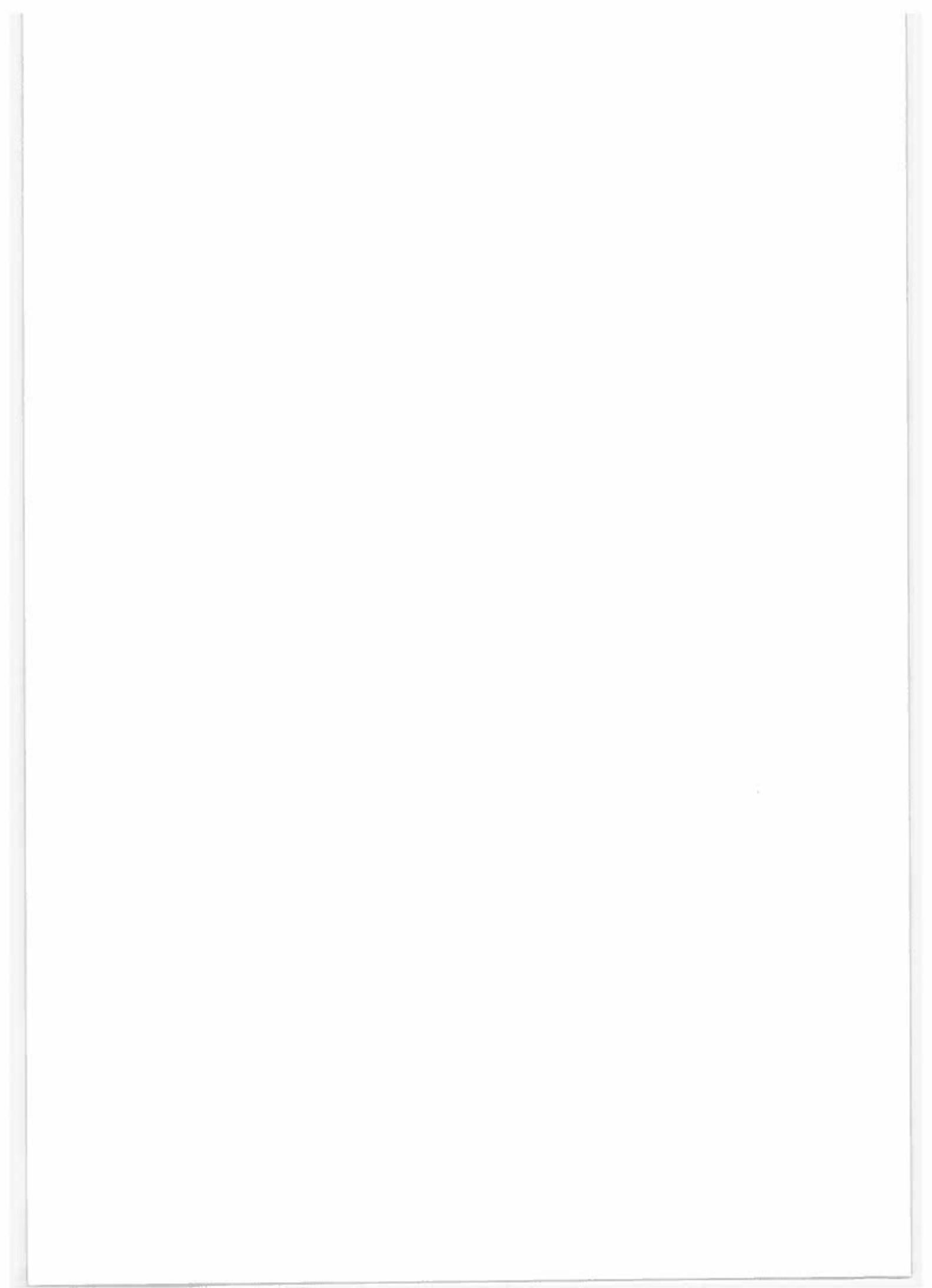
SMIDT, S. Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmessergebnisse im Raum Achenkirch (1990-1995) <i>Evaluation of Air Pollutant and Deposition Analyses Carried out in the Area of Achenkirch - Results from 1990-1995</i>	157
GÖBL, F. Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte <i>Heavy Metal Content of Mycorrhizas and Fine Roots of Various Small-Scale Sites</i>	175
TRIMBACHER, C. Die Wachsqualität von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil <i>The Wax Quality of Norway Spruce Needles along the North-Profile of the Schulterberg</i>	185
RUPPERT, W. Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten des Schulterberges <i>Biometric Investigations on Shoots and Needles of Spruce from the Schulterberg</i>	193
RUPPERT, W. Histologische und histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten des Schulterberges <i>Histologic and Histochemical Investigations on Spruce Needle Sections of the Schulterberg</i>	199

Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern

- BERMADINGER-STABENTHEINER, E.
Streßphysiologische Untersuchungen von Fichtennadeln am Schulterbergprofil
Stress-Physiological Investigations of Spruce Needles at the Schulterberg Profile 207
- LÜTZ, C. & CZAPALLA, S.
Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Fichtennadeln am Schulterbergprofil
Altitude-Related and Seasonal Changes in the Photosynthetic Apparatus of Spruce Needles Observed at the Schulterberg-Profile..... 213

Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse

- KNOFLACHER, H.M. & LOIBL, W.
Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoffeinträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin
Surface-Related Assessment of the Risk of Forest Soils in the Tyrolean Limestone Alps Caused by Proton and Nitrogen Inputs..... 231
- SMIDT, S. & LOIBL, W.
Baumartenspezifische Darstellung ozonbelasteter Waldgebiete
Species-Related Illustration of Forest Regions under the Impact of Ozone..... 255
- GUTTENBERGER, H. & MAYRHOFER, E.
Risikoabschätzung der Belastung von Waldökosystemen durch verschiedene Streßfaktoren unter Zuhilfenahme von Computermodellen - Untersuchungsansatz
Risk Assessment of Forest Ecosystem Stress by Different Stress Components Using Computer Models - Research Approach..... 271
- HERMAN, F. & SMIDT, S.
Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen. Zusammenschau
Ecosystematic Investigations in the Limestone Alps - Assessment of the Risk on Forest Ecosystems. Synopsis... 277



Ökosystemare Studien im Kalkalpin

Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen - Beschreibung des Projektes und Zielsetzungen

F. HERMAN & S. SMIDT

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Im Rahmen der interdisziplinären Erhebungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt zur Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen werden seit 1990 umfangreiche Untersuchungen im kalkalpinen Raum durchgeführt. Das Projekt gliedert sich in fünf Bausteine: Beschreibung der Untersuchungsgebiete durch Monitoring und kleinflächige Bestandesbeschreibung; Bewertung der vorgegebenen Umweltsituation anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten sowie Bioindikationsverfahren; Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern; modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse. Darüber hinaus soll in den nächsten Jahren die Mitarbeit an internationalen Projekten zur modellhaften Abschätzung der Gefährdung der Alpen unter Einbeziehung internationaler Ergebnisse und durch Mitarbeit an internationalen Projekten forciert werden (Baustein 5).

Die im vorliegenden Band präsentierten Untersuchungen wurden überwiegend auf Probestellen in Höhenprofilen durchgeführt, welche sich durch geschlossene autochthone und naturnahe Bestände auszeichnen und verkehrsfremd gelegen sind. Eine Diskussion der Ergebnisse erfolgt in einzelnen Beiträgen auch mit jenen Daten, welche in den vorangegangenen Jahren auf anthropogen beeinflussten Höhenprofilen mit zersplitterten Waldflächen gewonnen wurden.

Schlüsselworte: Nordtiroler Kalkalpen, Waldökosystemforschung, Streßphysiologie, Modellierung

Abstract. [Ecosystematic Studies in the Limestone Alps - Risk Assessment of Forest Ecosystems. Introduction and Objectives.] In connection with the interdisciplinary investigations carried out by the Federal Forest Research Centre to assess the risk of forest ecosystems, extensive investigations have been made in the area of the Limestone Alps since 1990. The project comprises 5 parts: Characterization of the investigation areas by means of monitoring and by description of small-scale stands; evaluation of the present environmental situation using effect-related legal standards and bioindicators; description of the disposition of forest trees with the help of early stress diagnosis parameters; and model risk assessment of the Alps through anthropogenic and natural stressors, taking into account both local and all-Austrian monitoring results. As part 5, risk assessment of the Alps will be given higher priority in the coming years by more intensive cooperation in international projects.

The major part of the investigations described in the present volume was carried out on sample plots of altitude profiles characterized as autochthonous, close-to-nature stands located at some distance from traffic. The results discussed in various papers of this volume also refer to data derived from human-influenced sample plots during recent years.

Keywords: Northern Tyrolean Limestone Alps, forest ecosystem research, stress physiology, modelling

1. Einleitung

Der Wald in Europa ist durch das komplexe Zusammenwirken zahlreicher schädigender Einflüsse gefährdet. Um Maßnahmen zur Erhaltung der Stabilität zu unterstützen, ist es erforderlich, die Zusammenhänge zwischen schädigenden Faktoren und ihren Auswirkungen noch effektiver als bisher zu untersu-

chen. Hierfür müssen auf der Basis von Monitoring-erhebungen und streßphysiologischen Bewertungen die Ursachen-Wirkungsbeziehungen für Waldschädigungen in ihrer regionalen und zeitlichen Variationen erfaßt werden. Dies ist nur mit interdisziplinären Forschungsprojekten möglich.

In Europa wurden seit Beginn der 80er Jahre in den einzelnen Staaten bevorzugt Monitoringnetze eingerichtet; darüber hinaus wurden punktuell auch inter-

disziplinäre Projekte begonnen. Im Rahmen der Monitoringerhebungen wurde der "Zustand" des Waldes und seine Entwicklung auf der Basis von Kronenansprachen beschrieben. Um die Ergebnisse der Kronenansprachen besser interpretieren zu können, erfolgte seit dem Beginn der 90er Jahre, bei gleichzeitiger Reduktion der Probeflächen, eine Erweiterung im Erhebungsumfang, wobei Blatt-, Zuwachs-, Boden-, Luft- und Depositionsanalysen erfolgten (NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM 1991; FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE 1992; Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 1992, FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992a,b; GKSS 1992; EUROPÄISCHE KOMMISSION 1994, NEUMANN 1996, UN-ECE 1996).

Die Erklärung der kausalen Zusammenhänge zwischen Belastungen und ihren Auswirkungen auf Ökosysteme wird jedoch erst durch Untersuchungen auf pflanzenphysiologischer und biochemischer Ebene möglich. Diese aufwendigen Methoden erlauben es, Streßbelastungen noch vor dem Auftreten sichtbarer Schädigungen zu diagnostizieren. Monitoringdaten bilden die Basis für diese kausalanalytische Erhebungen, welche in den letzten Jahren verstärkt durchgeführt wurden (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989; PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN 1993; SMIDT et al. 1994, 1996).

Im Rahmen des interdisziplinären Projektes "Ökosystemare Studien - Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen" wird mit zahlreichen universitären Institutionen und Fachinstituten zusammengearbeitet. Die Untersuchungsflächen des gegenständlichen Projektes liegen schwerpunktmäßig im Schutzwaldbereich, um der besonderen Bedeutung des Schutzwaldes in Österreich und im besonderen in Tirol Rechnung zu tragen. So haben z.B. in den Nordtiroler Kalkalpen insgesamt 42 % der Fläche Schutzwaldcharakter, wovon 27 % auf den Schutzwald außer Ertrag fallen. Im Vergleich dazu ist der Schutzwaldanteil im gesamten Bundesgebiet geringer und beträgt 19 % (SCHADAUER 1995).

Die ökosystemaren Untersuchungen wurden 1983 im Zillertal, einem inneralpinen Tal Tirols, begonnen, um im Gegensatz zu den bundesweiten Untersuchungen (Waldinventur, Bioindikatornetz, Waldschadens-Beobachtungssystem bzw. Waldboden-Zustandsinventur) mit kleinräumigen Erhebungen eine Vielzahl der in der Literatur beschriebenen Verursacher der "neuartigen" Waldschäden zu erfassen. Zur Kenntnis der jahreszeitlichen und seehöhenabhängigen Schwankungen natürlicher und anthropogen bedingter Stressoren wurden Höhenprofile unter Ein-

beziehung der Bestände an der Waldgrenze als Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt und eingerichtet. Auf der Basis der genauen Dokumentation der aktuellen Umweltsituation im Untersuchungsraum ergab sich nach drei Jahren die Möglichkeit, den ursprünglichen Fragenkomplex auf "Reaktionen des Ökosystems auf die vorgegebene Belastungssituation" auszudehnen. Die Ergebnisse der pflanzenphysiologischen Erhebungen, die ausgetesteten biochemischen Parameter zur Bewertung der Disposition von Waldbäumen, die Bioindikationsverfahren zur Beschreibung der Umweltsituation, der erweiterte Kenntnisstand über die Zusammenhänge von Streßbelastungen für Waldökosysteme mit der Seehöhe und der Jahreszeit, die Ergebnisse aus den Bereichen Luftchemie und Meteorologie (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992c,d; BOLHAR-NORDENKAMPF 1989) bildeten die Basis für die Projektierung des Folgeprojektes im Raum Achenkirch/Tirol.

Da sich der Zustand der Wälder in Tirol und besonders in den Nordtiroler Kalkalpen zwischen 1984 und 1987 verschlechterte (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1987), wurden die ökosystemaren Untersuchungen vom Zillertal (mit silikatischem Grundgestein) in den Raum Achenkirch (Kalk) verlegt.

1990 wurde mit der Einrichtung von Probeflächen und Profilen begonnen. In den Folgejahren erbrachten die bodenchemischen, standörtlichen und vegetationskundlichen Erhebungen, daß die lokal erarbeiteten Ergebnisse auf die entsprechenden Wuchsgebiete umgelegt werden können. Die Probeflächen befinden sich in den Wuchsgebieten 2.1 und 4.1 (KILIAN et al. 1994). Die Gefährdung der Waldökosysteme durch natürliche und anthropogene Stressoren wird für diese Wuchsgebiete abgeschätzt. Dies ist durch die vernetzte Interpretation der kleinräumig erhobenen und der bundesweiten Erhebungen möglich. Die Gesamtfläche der bewerteten Gebiete beträgt rund 380.000 ha, 260.000 ha davon (= 68 %) sind bewaldet.

Der aktuelle Projektrahmen gliedert sich in fünf Bausteine. In der Folge werden die abgeschlossenen Untersuchungen bzw. Teilergebnisse sowie die laufenden Untersuchungen diesen Bausteinen zugeordnet, um einen Gesamtüberblick über die bisherigen Arbeiten zu geben. Eine detaillierte Beschreibung der in diesem Band abgehandelten Beiträge wird nochmals im Kapitel 3 mit aktuellem Kenntnisstand und Zielen präsentiert. Die Beiträge der Bausteine 1, 2 und 3 des vorliegenden Bandes beziehen sich auf das Untersuchungsgebiet Achenkirch (Wuchsgebiet 4.1). Beiträge im Baustein 4 beziehen sich auf die Wuchsgebiete 4.1 und 2.1. Der Baustein 5 mit dem Schwer-

punkt internationale Zusammenarbeit ist in Planung und fehlt daher im Abschnitt 3.

Baustein 1:

Beschreibung der Untersuchungsgebiete sowie der Umweltsituation durch Monitoring und kleinflächige Bestandesbeschreibung

Abgeschlossene Untersuchungen:

Charakterisierung der Gebiete

- nach standörtlichen, waldökologischen, bodenbiologischen, bodenchemischen und vegetationskundlichen Parametern und Zeigerwerten
- nach Kronenzuständen
- durch meteorologische Erhebungen
- nach den Kriterien der Waldinventur
- durch genetische Bewertungen
- durch forstpathologische Untersuchungen

Abgeschlossene Untersuchungen bzw. Teilergebnisse, die im vorliegenden Band behandelt werden:

- Abschätzung der Auswirkungen der meteorologischen Verhältnisse auf die gemessenen Immissionskonzentrationen
- Erfassung von Luftschadstoffkonzentrationen bzw. von trockenen und nassen Depositionen
- Messung der Ionenkonzentrationen im Nebelwasser am Christlumprofil
- Messung flüchtiger organischer Kohlenwasserstoffe (VOCs) am Schulterberg - Nordostprofil
- Untersuchungen zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen in Nadeln von Fichten am Schulterberg-Nordostprofil und Christlumprofil
- Bestimmung persistenter organischer Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus des Schulterberg-Nordostprofils
- Genetische Analyse von Fichten- und Tannenpopulationen (Achtal)
- Bodenfeuchteverhältnisse an zwei ausgewählten Probestellen des Schulterberggipfels
- Beeinflussung der arbuskulären Mykorrhiza durch Beweidung an einem subalpinen Standort der Nordtiroler Kalkalpen
- Identifizierung von Fichten-Ektomykorrhizen des Schulterberges mit Hilfe der Polymerase-Kettenreaktion
- Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg

Laufende Untersuchungen:

- Erfassung von Luftschadstoffkonzentrationen bzw. von trockenen und nassen Depositionen

Baustein 2:

Bewertung der Umweltsituation anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten sowie Ergebnissen von Bioindikationsverfahren

Abgeschlossene Untersuchungen:

- Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung
- Cytogenetische Bioindikation
- Moose und Basidiomyzeten als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle

Untersuchungen, die im vorliegenden Band behandelt werden:

- Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmeßergebnisse im Raum Achenkirch
- Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln unterschiedlicher Kleinstandorte
- Wachsqualität von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil
- Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten des Schulterberges
- Histologische und histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten des Schulterberges

Laufende Untersuchungen:

- Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln und -borken
- Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmeßergebnisse

Baustein 3:

Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern

Abgeschlossene Untersuchungen:

- Testung von streßphysiologischen, biochemischen und pflanzenphysiologischen Parametern in Fichtennadeln

Untersuchungen, die im vorliegenden Band behandelt werden:

- Streßphysiologische Untersuchungen von Fichtennadeln im Bereich des Schulterberges (antioxidatives System)
- Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Fichtennadeln im Bereich des Schulterberges

Laufende Untersuchungen:

- Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Buchenblättern

Baustein 4:

Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse

Untersuchungen, die im vorliegenden Band behandelt werden:

- Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch H- und N-Einträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin
- Potentielle Gefährdung der österreichischen Hauptbaumarten durch Ozon
- Risikoabschätzung der Belastung von Waldökosystemen unter Zuhilfenahme von Computermodellen

Laufende Untersuchungen:

- Flächenbezogene Abschätzung der Critical Loads durch H- und N-Einträge für Waldböden anhand von Punktdaten der Bodenzustands- und Waldinventur
- Risikoabschätzung der Belastung von Waldökosystemen unter Zuhilfenahme von Computermodellen

Baustein 5:

Mitarbeit an internationalen Projekten zur modellhaften Abschätzung der Gefährdung der Alpen

Geplante Untersuchungen:

- Verknüpfung von österreichischen Meßdaten aus bundesweiten und lokalen Monitoringerhebungen mit Daten aus benachbarten Ländern
- Mitarbeit an internationalen Projekten unter Einbeziehung von erarbeiteten Beurteilungskriterien

2. Untersuchungsgebiet und Erhebungsumfang**2.1 Lage des Untersuchungsgebietes**

Die Lage der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 ist in den Abbildungen 1 und 2, die Lage der Höhenprofile und der Probeflächen in Abbildung 3 dargestellt.

Abb. 1:
Alpenbogen



Abb. 2:
Lage der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1

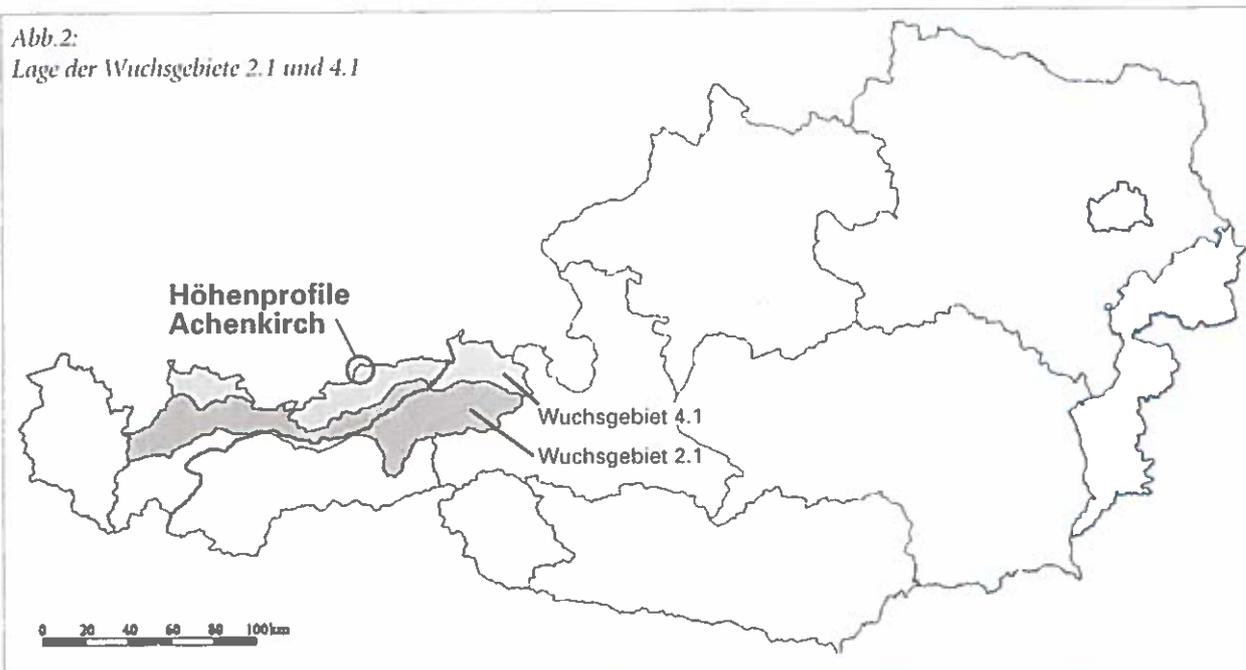
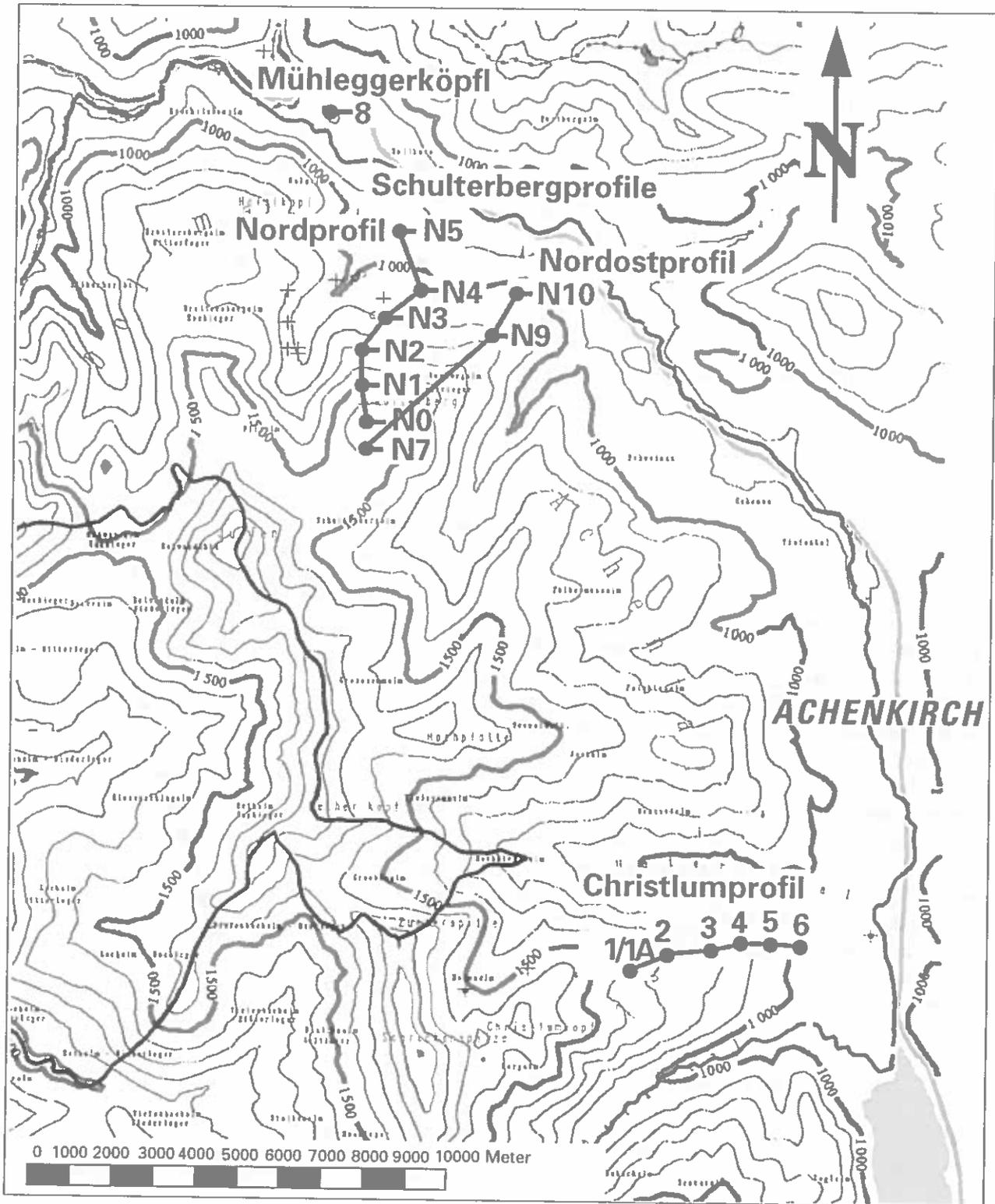


Abb.3:
Höhenprofile und Probeflächen



2.2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes und der Profile

2.2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im niederschlagsreichen, subatlantisch getönten "nördlichen randalpinen Fichten-Tannen-Buchenwaldgebiet" in den Nordtiroler Kalkalpen und gehört nach der Wuchsgebietsgliederung von KILIAN et al. (1994) zum Wuchsgebiet 4.1 "Westteil der Nördlichen Randalpen". Die dominierende, klimabedingte Schlußwaldgesellschaft ist das *Abieti-Fagetum*. Starke forstliche und außerforstliche Nutzungen, die bereits im Mittelalter einsetzen, haben die Baumartenzusammensetzung örtlich stark verändert. Die Waldgrenze liegt über 1700 m, ist jedoch edaphisch und meist auch anthropogen bedingt um 200-300 m nach unten verschoben (ENGLISCH 1992). Tabelle 1 gibt die Höhenstufen der Wuchsgebiete 4.1 und 2.1 wieder. Das Untersuchungsgebiet Achenkirch liegt im Wuchsgebiet 4.1, das Zillertal im Wuchsgebiet 2.1. Das Wuchsgebiet 2.1 wird ebenfalls beschrieben, da die publizierten Ergebnisse in einige Beiträge des vorliegenden Bandes einfließen.

Zur Charakterisierung der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse im Achenental wurden die Bandbreiten der Jahresmittel seit dem Projektbeginn 1990 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt. Abbildung 4 zeigt, daß die Temperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel bis über 2 °C höher lagen.

Abbildung 5 zeigt die Bandbreiten der jährlichen Niederschlagssummen an den Stationen bis 1280 m im Vergleich zum langjährigen Mittel, wobei sowohl Überals auch Unterschreitungen des langjährigen Mittels registriert wurden. Die starke negative Abweichung der Niederschlagshöhe an der 1758 m hoch gelegenen Station im Jahr 1993 begründet sich durch die expositionsbedingte unvollständige Sammeleffizienz des Bulk-sammlers (z.B. durch Schneeabwehungen).

Abb.4:

Jahresmittel der Lufttemperatur

(■; Planfeld Nr. 100 des Klimadatenkataloges 1984; langjähriges Mittel, Planfeld Nr.: 100; Klimakatalog 1984; aus MARGL 1994) im Vergleich zu den im Untersuchungsgebiet gemessenen Jahresmittelwerten (Bandbreite 1990-1995)

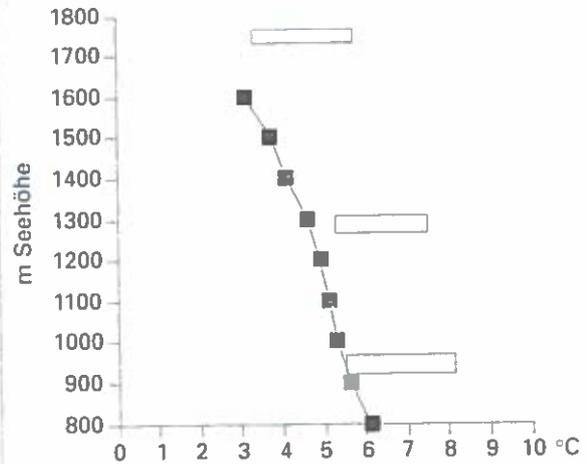
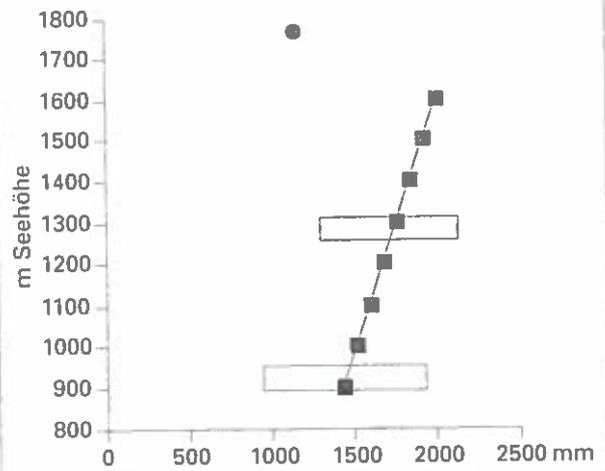


Abb.5:

Jahressummen der Niederschläge

(■; 1931-1990; für die einzelnen Höhenstufen (auf der Basis der Angaben des Hydrographischen Zentralbüros, 1983; aus MARGL 1994) im Vergleich zu den Messungen an den Depositionsmessstellen (Bandbreiten 1991-1995; 1758 m: nur 1993)



Tab. 1:

Höhenstufen der Wuchsgebiete 4.1 und 2.1 (KILIAN et al. 1994)

	Nördliche Zwischenalpen - Westteil (Wuchsgebiet 2.1) Zillertal	Nördliche Randalpen - Westteil (Wuchsgebiet 4.1) Achenental
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)
subalpin	(1700) 1800-2050 (2150)	1650-1950 (2000)

Die von der FORSTLICHEN BUNDESVERSUCHSANSTALT (1992d, 1994, 1995) beschriebenen Charakteristika des Untersuchungsgebietes lassen sich wie folgt zusammenfassen:

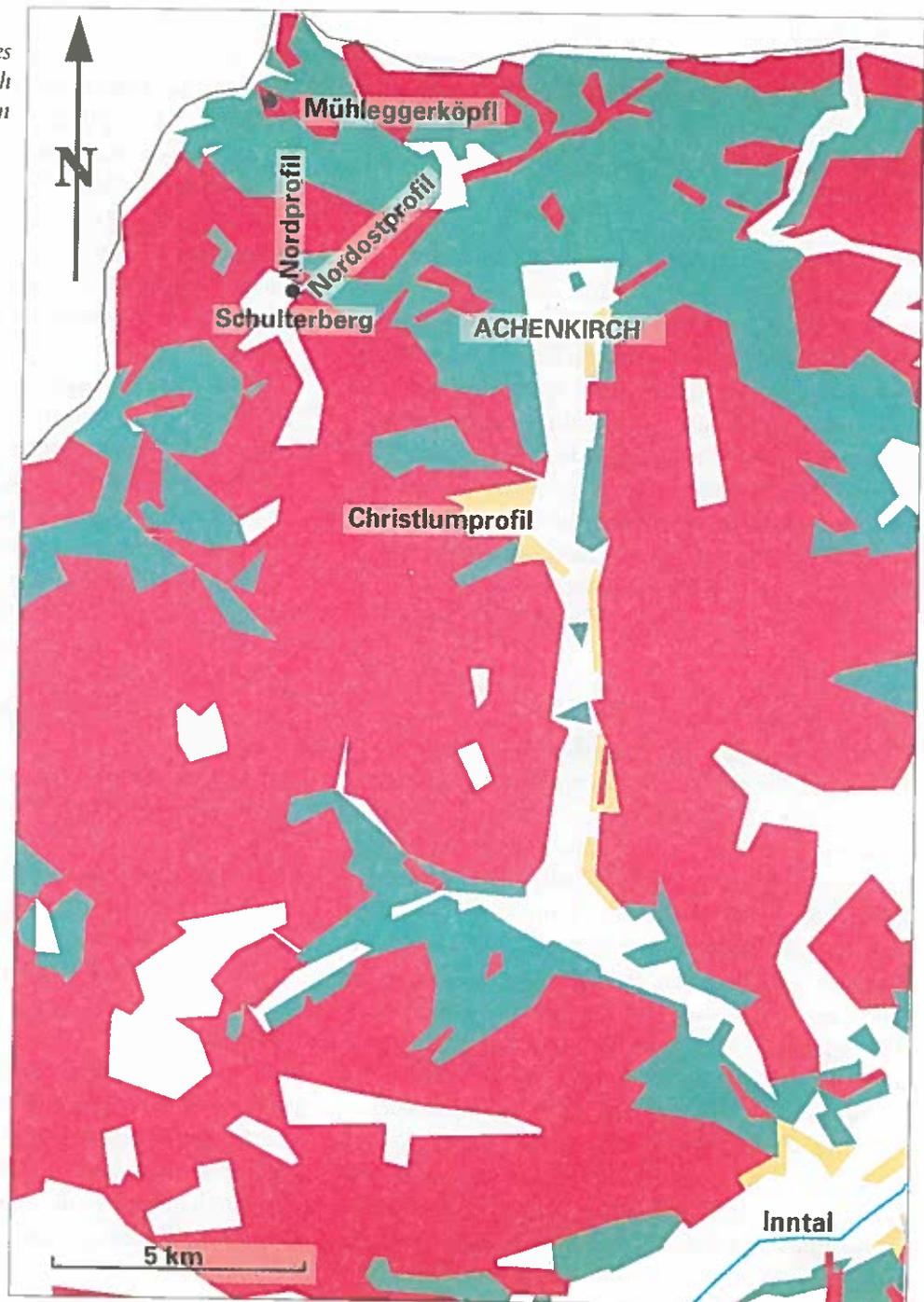
- Die atmosphärische Wasserbilanz als Maß für die Wasserversorgung der Vegetation ergab nach Abzug der Evapotranspiration aufgrund langjähriger Messungen in jedem Monat deutliche Niederschlagsüberschüsse.
- Besonders die höheren Lagen sind durch jahrhundertelange Waldweidebelastung auf sensiblen Böden und der sich daraus ergebenden Bestandesent-

mischung charakterisiert. Nutzungskonflikte ergeben sich u.a. aus dem intensiven Sommer- und Wintertourismus, der Wildbewirtschaftung und der Waldweideausübung.

- Die bodenchemischen Ergebnisse charakterisieren das Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den übrigen karbonatbeeinflussten Standorten Österreichs als gut nährstoffversorgt.
- Der Waldentwicklungsplan für den Bezirk Schwaz weist den größten Teil des Projektgebietes der Schutzfunktion die Wertigkeit 3 zu, womit sie zur Leitfunktion wird (Abbildung 6).

Abb.6:
Leitfunktionen des Waldes im Raum Achenkirch nach dem Waldentwicklungsplan (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft)

- Leitfunktion:
- Schutz
 - Erholung
 - Nutzung



- Das Gebiet ist gering mit SO_2 und NO_x belastet; die Ozonkonzentrationen, welche mit der Seehöhe zunehmen, entsprechen jenen des Alpenraumes und führen zu zahlreichen Grenzwertüberschreitungen.
- Die forstpathologisch-differentialdiagnostischen Erhebungen ergaben zahlreiche mechanische und biotisch bedingte Schadbilder an Bäumen.
- Die Kronenverlichtungen der Bäume der Profile waren gering bis mittelstark und im Vergleich zu den Ergebnissen der Österreichischen Waldzustandsinventur und des Waldschaden-Beobachtungssystems von Gesamtösterreich bzw. Tirol deutlich höher.
- Die Flechtenkartierung zeigte, daß die tief- und mittelmontanen Höhenstufen einer dauernden Belastung mit sauren Komponenten ausgesetzt sind. Die hochmontanen Bereiche sind schwach belastet, der subalpine Bereich mit diesen Komponenten unbelastet.

2.2.2 Untersuchungsprofile und Probeflächen

Im Untersuchungsgebiet befindet sich das Christlumprofil und zwei Schulterbergprofile sowie eine talnahe gelegene Probefläche. Sie unterscheiden sich in ihrer Exposition, in ihrer genetischen Konstitution und in ihrer Belastungssituation. Die Baumartenzusammensetzung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, die aktuelle Baumartenzusammensetzung, die Naturnähe und der Weideeinfluß, die Streunutzung und der Trockenstreß auf den ausgeschiedenen Standorteinheiten der Höhenprofile Achenkirch (ENGLISCH & STARLINGER 1995) sind in den Tabellen 2-4 wiedergegeben.

Christlumprofil

Das ostexponierte Christlumprofil erstreckt sich vom Talboden (930 m) bis zum Christlumkopf (1758 m) und schließt 7 Probeflächen (1, 1A, 2-6) vom mittelmontanen bis zum subalpinen Bereich ein. Es ist durch zersplitterte Kleinwaldflächen charakterisiert, welche durch die Anlage von Schipisten entstanden sind. Die nach wie vor ausgeübte Praxis der Waldweidenutzung belastet den gesamten Profilbereich. Der Sommer- und insbesondere der Wintertourismus, Klärschlammasbringungen im Bereich der Schipisten sowie die Emissionen von Klein- und Mittelbetrieben des Achentalles stellen zusätzliche Belastungen dar.

- Im Bereich des Schigebietes Christlum erhält gemäß Waldentwicklungsplan die Erholungsfunktion die Wertigkeit 3 (= Leitfunktion), die Wohlfahrtsfunktion erhält Wertigkeit 2, die Nutzfunktion hat v.a. in

den Tallagen und auf flacheren Hochflächen Leitfunktion.

- Fichtennadelanalysen wiesen auf N- und P-Mangel und eine Verschlechterung der Nährelementversorgung mit der Seehöhe hin.
- Die Belastung durch atmosphärische Schadstoffeinträge (nasse Freiland- bzw. Kronentraufmessungen) war gering; die Stickstoffeinträge werden derzeit als Beitrag zur Deckung des Stickstoffbedarfes interpretiert, was auch durch die Bodenwasseruntersuchungen bestätigt wurde.
- In etwa 1000 m wurden auffallend hohe Konzentrationen von flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Fichtennadeln und eine deutlich verringerte Aktivität der Glutathion-S-Transferase (Entgiftungsenzym für Chlorkohlenwasserstoffe) nachgewiesen.
- Die Fettsäure- und Triglyzeridgehalte sowie der Anteil der ungesättigten Fettsäuren wies auf einen guten physiologischen Zustand der Fichten hin.
- Die Gehalte der überwiegenden Anzahl der Schwermetalle der Boden waren im Vergleich zu Werten aus dem übrigen Bundesgebiet erhöht. Blei wird als Indikator für Immissionen aus Ferntransporten angesehen.
- Die mikrobiellen Aktivitäten und Biomassen im Boden wiesen das Profil als relativ ungestört aus.
- Abnormale Veränderungen an Mykorrhizen, die auf eine Instabilität des Ökosystems hinweisen, wurden an keinem Standort gefunden.
- Die cytogenetischen Untersuchungen an Klon- und Altlichtenwurzeln zeigten insbesondere zwischen 1140 m bis 1320 m eine verminderte Vitalität der Bäume an. In denselben Seehöhen wiesen die Komponenten des antioxidativen Systems in Fichtennadeln von Altbäumen ebenfalls auf eine verminderte Vitalität hin.
- Für die mangelnde Naturverjüngung der Tanne am Christlumprofil könnte Wildverbiß verantwortlich sein.
- Die Waldbeweidung auf Schutzfunktionsflächen sowie die hohe Ausstattung mit touristischer Infrastruktur und die damit einhergehende Beunruhigung des Wildes stellen lokale Nutzungskonflikte dar.

Schulterbergprofile

Das Nordostprofil erstreckt sich von 1030 m bis 1686 m Seehöhe und schließt die Probeflächen 7, 9 und 10 ein. Es reicht vom mittelmontanen bis in den subalpinen Bereich. Die Bestandesstruktur zeichnet sich durch geschlossene, autochthone und naturnahe Bestände aus; das gesamte Profil ist verkehrsmäßig

Tab. 2:

Christlumprofil: Baumartenzusammensetzung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, aktuelle Baumartenzusammensetzung, Bewertung der Naturnähe und Auftreten von Weideeinfluß, Streunutzung und Trockenstreß

PF	Baumarten-potentielle natürliche Waldgesellschaft	Baumarten-aktuell	Naturnähe	Weideeinfluß	Streunutzung	Trockenstreß
1, 1A	Bu Fi Ta BAh (Lä)	Bu Fi (Ta BAh) Lā	5,5*	x		x?
2	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi Ta (BAh RFö)	7,5	x?		x?
3	Bu Fi Ta (BAh RFö)	Bu Fi (BAh RFö)	8	x?		x
4	Bu Fi Ta (BAh) RFö (Lä)	(Bu) Fi (BAh) RFö (Lä)	3	x	x	x
5, 6	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi (BAh) RFö	3	x	x	

Tab. 3:

Schulterberg-Nordostprofil: Baumartenzusammensetzung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, aktuelle Baumartenzusammensetzung, Bewertung der Naturnähe und Auftreten von Weideeinfluß, Streunutzung und Trockenstreß

PF	Baumarten-potentielle natürliche Waldgesellschaft	Baumarten-aktuell	Naturnähe	Weideeinfluß	Streunutzung	Trockenstreß
7	Fi (BAh Lā)	Fi (BAh)	9*	x		
9	Bu Fi Ta BAh	Bu Fi Ta BAh	9			
10	Bu Fi Ta BAh	Bu Fi (Ta BAh)	4,5			

Tab. 4:

Mühleggerköpfl: Baumartenzusammensetzung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, aktuelle Baumartenzusammensetzung, Bewertung der Naturnähe und Auftreten von Weideeinfluß, Streunutzung und Trockenstreß

PF	Baumarten-potentielle natürliche Waldgesellschaft	Baumarten-aktuell	Naturnähe	Weideeinfluß	Streunutzung	Trockenstreß
8	Bu Fi Ta BAh (RFö)	Bu Fi (Ta BAh)	4,5	x	x?	(x)

Abkürzungslegende zu den Tabellen 2-4:

PF = Probefläche

Baumarten: Bu = Rotbuche; Fi = Fichte; Ta = Tanne; BAh = Bergahorn; RFö = Rotföhre; Lā = Lärche;

relative Baumartenanteile durch die Schrifttypen differenziert, z.B. Bu - dominant, **Bu** - subdominant, *Bu* - Mischbaumart (aktuell) bzw. obligat beigemischt, (*Bu*) - eingesprengt (aktuell) bzw. Vorkommen möglich (PNWG).

*): Überschirmung weit unter dem potentiellen Ausmaß

nicht erschlossen und besonders in den höheren Lagen durch Weidebewirtschaftung belastet.

- Die genetische Analyse von Fichtenbeständen zeigte, daß die höchstgelegenen Bestände autochthon sind, die tiefergelegenen naturnahe. Die mittlere Diversität als Maß für die Anpassungsfähigkeit ergab keine seehöhenabhängigen Unterschiede. Auf der Basis der hypothetischen, gametischen Multilokus-Diversität zeigte der Bestand in mittlerer Höhenlage eine leicht verminderte Anpassungsfähigkeit.
- Auf der Basis der Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1991) am Schulterberg konnte auf ausreichende Stickstoffversorgung geschlossen werden. Die Nadelanalysen hingegen wiesen auf eine schlechte Nährstoffversorgung im mittelmontanen bis hochmontanen Bereich hin; im subalpinen Bereich ergab sich

eine vergleichsweise gute N-Ernährung, was mit der nicht erfolgten Schneitelung im Zusammenhang zu sehen ist.

- In Pilzen und Moosen wurden hohe Schwermetallgehalte gefunden.
- Die höchstgelegene Probefläche am Schulterberg (PF 7, 1686 m) wurde intensiv untersucht: aufgrund der mikrobiellen Aktivitäten im Boden wurde sie als relativ ungestörter, naturnaher Standort ohne außergewöhnliche Belastung ausgewiesen. Deformationen von Mykorrhizen infolge von Schadstoffeintrag traten nicht auf trotz der Hinweise auf Schwermetalleinträge aus dem Ferntransport; im Weidebereich konnten sehr häufig abgestorbene Mykorrhizen und Feinwurzeln gefunden und in Zusammenhang mit der mechanischen Belastung durch Weidevieh inter-

pretiert werden. Die Photosynthesemessungen an Fichten zeigten eine leichte Streßbelastung an.

Das Nordprofil reicht von 840 m bis 1650 m Seehöhe und schließt sechs Probeflächen (N0 bis N5) ein.

- Die in den Böden gefundenen Konzentrationen der toxischen Schwermetalle sind für die Biosphäre des Waldes noch ohne Relevanz.
- In Pilzen wurden hohe Schwermetallgehalte festgestellt.

Mühleggerköpfl

Die Probefläche 8 auf dem Mühleggerköpfl ist die nördlichst gelegene Meßstelle; anthropogene Belastungen ergaben sich durch die Nähe zur stark frequentierten Zollstation Achenwald bzw. zur Durchzugsstraße, welche eine der Hauptverbindungen über die Alpen darstellt. Die Probefläche gehört der mittelmontanen Höhenstufe an.

- In Moosen wurden hohe Schwermetallgehalte gefunden.
- Die cytogenetische Auswertung der Fichtenwurzelchromosomen wies den Standort als unbelastet aus.
- Analysen von Nadellipiden zeigten einen immissionsbedingten oxidativen Abbau der Nadelwachse.

2.3 Erhebungsumfang

Die im Rahmen des vorliegenden Bandes behandelten Untersuchungen an den einzelnen Probeflächen sind in Tabelle 5 wiedergegeben. Der gesamte Erhebungsumfang des Projektes, wie er sich bis 1995 darstellte, wurde beschrieben (FORSTLICHE BINDESVERSUCHSANSTALT 1995).

3. Ziele der Beiträge des vorliegenden Bandes

Die in diesem Abschnitt beschriebenen Projektarbeiten sind im vorliegenden Band publiziert und werden den einzelnen Bausteinen zugeordnet. Die Titel der Projekte werden genannt und die Ziele kurz formuliert. Die Projekte stellen einerseits Neuerhebungen dar, andererseits sind sie Ergänzungsarbeiten zu bereits durchgeführten Erhebungen und wurden aufgrund folgender Überlegungen bearbeitet:

- Detaillierte Beschreibung und Bewertung des Untersuchungsgebietes
- Erarbeitung neuer Bioindikationsverfahren
- Austestung streßphysiologischer Parameter

- Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen.

“Baustein 1”

Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie der Umweltsituation durch Monitoring und kleinflächige Bestandesbeschreibung

Die meteorologischen Verhältnisse im Achtental und ihre Auswirkungen auf die gemessenen Immissionskonzentrationen

Die Kenntnis der meteorologischen Verhältnisse ist eine Grundvoraussetzung für die Beurteilung der Belastung von Waldökosystemen. Die bisherigen meteorologischen Studien geben Auskunft über die Inversionsverhältnisse, Tal- Hangwindssysteme und die Dynamik der freien Talatmosphäre. Meteorologische Parameter wurden zusammen mit den gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen ausgewertet.

Ziel: Es soll geklärt werden, wie sich die lokalen Immissionsverhältnisse im Achtental in Abhängigkeit von der Emissionsituation darstellen und inwieweit großräumige Luftschadstofftransporte aus belasteten Gebieten registriert werden können. Ferner soll die lokale Ozonproduktion in Abhängigkeit von ihren Vorläufersubstanzen untersucht werden (KAISER).

Zusammensetzung des Nebelwassers im Untersuchungsgebiet Achenkirch - Ergebnisse einer einjährigen Meßperiode

Nebelwasser ist oft stark mit Schadstoffen angereichert, die Einträge durch Nebel können mit der Seehöhe zunehmen. Während das Gebiet anhand von Luftschadstoff- und Depositionsanalysen gut charakterisiert ist und das Gebiet als relativ wenig belastet zu bewerten ist, ist der Anteil der okkulten Deposition an der Gesamtdeposition - auch für den übrigen Alpenbereich - weitgehend unbekannt.

Ziel: Messungen der Ionenkonzentrationen im Nebel, der trockenen Gasdeposition und der nassen Deposition. In weiterer Folge werden mit Hilfe von Modellrechnungen die durch Nebel bedingten Einträge (okkulte Depositionen) abgeschätzt (KALINA et al.).

Messung flüchtiger organischer Komponenten (VOCs) am Nordostprofil des Schulterberges

Flüchtige organische Verbindungen werden u.a. im Hinblick auf ihre Rolle als Vorläufersubstanzen für Photooxidantien und dadurch als Mitverursacher von Waldschäden diskutiert. Über die Konzentrationen in “Hintergrundgebieten” liegen wenige Informationen vor.

Tab.5:
Laufende und im vorliegenden Band behandelte Untersuchungen an den Höhenprofilen Achenkirch

Profile und Probeflächen	Christlumprofil									Schulterberg-Nordostprofil				NP		
	CK	1	1A	2	CA	3	4	5	6	TB	7	9	10	N0 N3 N5	MÜ 8	
m Seehöhe	1758	1400	1420	1320	1280	1240	1140	1050	970	930	1686	1220	1030		920	
Untersuchung																
SO ₂ (registrierend)					●					●					●	
NO _x (registrierend)	●				●					●					●	
O ₃ (registrierend)	●				●					●					●	
Passivsammler	●		●		●			●		●						
Stackfilter	●				●					●						
VOC											●	●	●			
Nasse Freilanddepositionen	● Bulk				● Bulk					● Bulk					● WADOS	
Okkulte Deposition	●				●					●						
Nähr- und Schadstoffe in Fichtennadeln	●	●	●	●		●	●	●	●		●	●	●		●	
Kronentraufe			●					●								
Bodenfeuchte											●					
Persistente Organika in Böden und Nadeln														●		
Mykorrhiza		●				●		●			●					
Blüh- und Fruktifikationsuntersuchungen											●	●	●			
Glutathion-S-Transferase		●	●	●		●	●	●	●		●	●	●		●	
Nadelwachse														●		
Biometrie											●	●	●			
Histochemie											●	●	●			
Antioxidatives System											●	●	●		●	
Photosynthese											●	●	●		●	
Meteorologie	Achtental															
Populationsgenetische Untersuchungen	Achtental															
Containerstationen:	CK: Christlumkopf	CA: Christlumalm	TB: Talboden	MÜ: Mühleggerköpfl	Passivsammler: kontinuierliche Messung von SO ₂ , HNO ₃ und NH ₃	Stackfilter: kontinuierliche Messung von SO ₂ , NO ₂ und NH ₃ , partikulärem Sulfat, Nitrat und Ammonium	VOC: flüchtige organische Verbindungen	NP: Nordprofil Schulterberg:	N0: 1650 m, N3: 1125 m, N5: 840 m							

Ziel: Die VOC-Messungen sollen Aufschluß über Konzentrationen, über anthropogene und biogene Anteile sowie in weiterer Folge über das mögliche Ozon-Bildungspotential geben (HAUNOLD et al.).

Untersuchungen zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen in Nadeln von Fichten am Schulterberg-Nordostprofil und Christlumprofil

Die Glutathion-S-Transferase (GST) in Fichtennadeln ist als Entgiftungsenzym für lipophile organische Komponenten, z.B. Chlorkohlenwasserstoffe, bekannt. Im Untersuchungsgebiet zeigten sich seehöhenabhängige Anreicherungen von Chlorkohlenwasserstoffen bei gleichzeitiger Abnahme der Aktivität der GST in Fichtennadeln.

Ziel: Es soll geklärt werden, ob die GST-abhängige Entgiftungskapazität ausreicht, um die im Untersuchungsgebiet auftretenden Chlorkohlenwasserstoffmengen wirksam entgiften zu können (SCHRÖDER & BELFORD).

Persistente organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus des Schulterberg-Nordostprofils
Das Vorkommen persistenter organischer Verbindungen im Boden und in Pflanzenmaterial ist ein Indikator für anthropogene Umweltbelastungen. In Hintergrundgebieten wird die Nachweisbarkeit dieser Komponenten als Belastung gewertet.

Ziel: Bestimmung dieser Gehalte im Auflagehumus und in Fichtennadeln in verschiedenen Seehöhen zur Charakterisierung von Hintergrundgebieten und zum Nachweis von Ferntransporten (WEISS et al.).

Genetische Analyse von Fichten- und Tannenpopulationen aus dem Achenental im Nordtiroler Kalkalpin
Die genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin, welche autochthone und naturnahe Fichtenbestände umfaßte, zeigte im Rahmen einer Pilot-Untersuchung eine hohe genetische Vielfalt. Die Vermutung, daß Bestände an der Waldgrenze aufgrund der klimatischen Bedingungen zwar hohe Anpassbarkeit, aber nur geringe Anpassungsfähigkeit besitzen, konnte für die in Achenkirch untersuchten Bestände an der Waldgrenze nicht bestätigt werden. Über die Tanne liegen diesbezüglich keine Erhebungen vor.

Ziel: Da die Tanne in den Nordtiroler Kalkalpen mit nahezu 10 % repräsentiert ist (Wirtschaftswald: 8 %, Schutzwald: 9 %), ist es von Interesse, ob die genetischen Unterschiede ebenso wie bei der Fichte hoch sind und ob sich daraus eine hohe Anpassung an Umweltbedingungen ableiten läßt (BREITENBACH).

Bodenfeuchteverhältnisse an zwei ausgewählten Probeflächen des Schulterberggipfels

Zur Bewertung der Gefährdung eines Bestandes ist die Kenntnis des Bodenwasserhaushaltes erforderlich. Bisherige Ergebnisse zeigten auf der Basis der atmosphärischen Wasserbilanz eine ausreichende Wasserversorgung der Vegetation des Untersuchungsgebietes. Es ist jedoch von Interesse, ob Bodeneigenschaften und unterschiedliche Vegetationsdecken lokal zu Trockenstreß führen können.
Ziel: Abschätzung des Gefährdungspotentials durch Bodenfeuchtemessungen an unterschiedlich exponierten Hängen (GARTNER).

Beeinflussung der arbuskulären Mykorrhiza durch Beweidung an einem subalpinen Standort der Nordtiroler Kalkalpen

Arbuskuläre Mykorrhizen sind wesentliche Symbionten zahlreicher krautiger Pflanzenarten. Mykorrhizen werden durch anthropogene Einflußfaktoren in ihrer Typenvielfalt und in ihrer Vitalität beeinträchtigt. Die Beeinflussung von Ektomykorrhizen durch Beweidung wurde an Probeflächen im subalpinen Bereich nachgewiesen.
Ziel: Untersuchung der Auswirkung der Beweidung auf die arbuskuläre Mykorrhiza (SCHWEIGER).

Identifizierung von Fichten-Ektomykorrhizen des Schulterberges mit Hilfe der Polymerase Kettenreaktion (PCR)

Ektotrophe Mykorrhizen spielen bei der Nährstoffversorgung von Waldbäumen eine wesentliche Rolle. Zahl und Artenspektrum sind eine wesentliche Voraussetzung für das Aufkommen von Bäumen besonders in der Kampfzone des Waldes. Beide Kriterien dienen als Qualitätsmerkmal für Waldstandorte, weshalb eine Identifizierung und Quantifizierung eine zusätzliche Information über die Standortsqualität ermöglicht.
Ziel: Die im Untersuchungsgebiet gesammelten Mykorrhizen sollen anhand von Referenzmaterial von Basidiomyzetenfruchtkörpern mit Hilfe der ausgetesteten PCR-Methode identifiziert werden (PIZZININI et al.).

Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg - erste Ergebnisse

Die Untersuchung des Blüh- und Fruktifikationsverhaltens gibt Hinweise auf die Vitalität von Waldbeständen bzw. auf eventuelle Beeinträchtigungen.

Ziel: Da über die Auswirkung von Standortfaktoren auf das Reproduktionsverhalten von Waldbaumarten unter den Bedingungen des Untersuchungsgebietes wenig bekannt ist, soll die aktuelle Situation (Jahresdynamik) in unterschiedlichen Seehöhen untersucht werden (LITSCHAUER).

“Baustein 2”**Bewertung der Umweltsituation anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten sowie Ergebnissen von Bioindikationsverfahren****Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmessungen im Raum Achenkirch**

Die Umweltbelastung wird von Schadstoffeinträgen mitbestimmt. Die Konzentrationen bzw. Dosen von gasförmigen Luftschadstoffen können anhand von wirkungsbezogenen Immissionsgrenzwerten bewertet werden. Die Wirkung von Schadstoffdepositionen durch absetzbare Depositionen (Regen, Schnee etc.) kann anhand von Critical Loads abgeschätzt werden.

Ziel: Anhand von internationalen Grenzwerten und Beurteilungskriterien für gasförmige und absetzbare Depositionen soll die Schadstoffbelastung des Untersuchungsgebietes ergänzend zu den österreichischen Kriterien, bewertet werden (SMIDT).

Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte

Schwermetalleinträge stellen einen potentiellen Gefährdungsfaktor im Bereich der Rhizosphäre dar. Mykorrhizen sind die erste Barriere für eine Aufnahme von Schwermetallen durch die Feinwurzeln. Das Rückhaltevermögen kann durch Beweidung negativ beeinflusst werden.

Ziel: Die Untersuchungen sollen den Kenntnisstand über Schwermetallgehalte in verschiedenen Arten von Mykorrhizen und in Feinwurzeln erweitern. Zusätzlich wird untersucht, inwieweit Mykorrhiza- und Feinwurzelausformungen durch Schwermetalle beeinflusst werden (GÖBL).

Die Wachssqualität von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil

Die Wachsschicht der Kutikula ist eine wichtige Schutzschicht von Koniferennadeln. Verletzungen oder Veränderungen derselben geben einen Hinweis auf schädigende Einwirkungen. Anhand von elektronenmikroskopischen Aufnahmen können solche Veränderungen aufgezeigt und klassifiziert werden.

Ziel: Es soll untersucht werden, ob und welche natürlichen und / oder anthropogen bedingten Schädigungsfaktoren im Untersuchungsgebiet anhand der Veränderungen der Nadelwachsstrukturen festzustellen sind und inwieweit sich die Methode als Bioindikationsverfahren einsetzen läßt (TRIMBACHER).

Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten des Schulterberges

Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen können Hinweise auf schlechte Wuchsbedingungen geben. Sie dienen als zusätzliche Information bei der Interpretation von Waldschäden und kamen bis jetzt v.a. in immissionsbelasteten Gebieten zum Einsatz. Für Hintergründe liegen wenige Ergebnisse vor.

Ziel: Anhand ausgewählter biometrischer Parameter sollen nadel- und triebbiometrische Besonderheiten in Abhängigkeit von der Seehöhe aufgezeigt werden und diese biotischen und klimatischen Einflüssen zugeordnet werden (RUPPERT).

Histologische und histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten des Schulterberges

Histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten mit spezifischen Färbemethoden können Hinweise auf Streßeinwirkungen geben.

Ziel: Die Untersuchungen am Schulterberg sollen zeigen, ob streßbedingte Veränderungen an Fichtennadelquerschnitten festzustellen sind und ob diese mit bisher vorliegenden Ergebnissen aus Hintergründegebieten vergleichbar sind (RUPPERT).

“Baustein 3”:**Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern****Streßphysiologische Untersuchungen von Fichtennadeln am Schulterbergprofil**

Komponenten des antioxidativen Systems (Chlorophyll- und Carotiningehalte, Glutathion, Ascorbinsäure, Peroxidasen) in Nadeln geben Hinweise auf die Vitalität der Fichten und auf die Belastung durch oxidierende Luftschadstoffe.

Ziel: Es soll festgestellt werden, in welcher Weise sich die Komponenten des antioxidativen Systems durch anthropogene Emissionen an einem weitgehend unbeeinflussten Höhenprofil seehöhenspezifisch verändern und inwieweit die mit der Seehöhe zunehmenden Ozongehalte die gewählten Parameter beeinflussen (BERMADINGER-STABENTHEINER).

Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Fichtennadeln am Schulterbergprofil

Der Photosyntheseapparat reagiert empfindlich auf Störungen durch natürliche und / oder anthropogene Streßfaktoren. Anhand geeigneter Parameter (Chlorophyllfluoreszenz, photosynthetische Sauerstoffprodukti-

on, Analyse der photosynthetischen Membranproteine) kann die Photosyntheseleistung von Fichtennadeln klassifiziert werden.

Ziel: Anhand der Darstellung der jahreszeitlichen und sechöhenabhängigen Belastung soll eine Aussage möglich sein, welche Veränderungen des Photosyntheseapparates durch Belastungsfaktoren verursacht werden (LUTZ).

“Baustein 4”:

Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse

Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch H- und N-Einträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin Stickstoff- und Protoneneinträge sind je nach Standort bzw. Grundgestein und Vegetation potentielle Risikofaktoren für Waldökosysteme. Für das Kalkalpin liegt umfangreiches Datenmaterial aus bundesweiten und kleinflächigen Erhebungen vor, anhand derer eine Risikoabschätzung vorgenommen werden kann.

Ziel: Das Risiko von Schadstoffeinträgen für den kalkalpinen Raum soll modellhaft und flächenbezogen abgeschätzt werden (KNOFLACHER & LOIBL).

Baumartenspezifische Darstellung ozonbelasteter Waldgebiete

Ozon ist ein wesentlicher Risikofaktor für alpine Waldökosysteme. Die Hauptbaumarten reagieren unterschiedlich auf Ozon.

Ziel: Es soll anhand von Daten der Österreichischen Waldinventur und der Ozonaten des österreichischen Datenverbundes Gebiete unterschiedlicher Ozonbelastung, basierend auf dem “AOT40”, baumartenspezifisch ausgewiesen werden (SMIDT & LOIBL).

Risikoabschätzung der Belastung von Waldökosystemen unter Zuhilfenahme von Computermodellen

Im Rahmen der Waldschadensforschung fallen zahlreiche Datensätze an. Ihre Aussagekraft kann durch eine Gewichtung und Verknüpfung auf der Basis von Computermodellen hinterfragt werden.

Ziel: Mit Hilfe eines Mustererkennungsprogrammes sollen bewertete Waldschadensparameter in ihrer Aussage zur Erklärung der Gefährdung von Waldökosystemen gewichtet werden. Überdies sollen nach der Evaluierung der Daten die relevantesten Parameter bestimmt werden, um künftig den Erhebungsumfang bei Waldschadensbewertungen einschränken zu können (GUTTENBERGER).

Beteiligte Institutionen

- Forstliche Bundesversuchsanstalt
 - Institut für Waldbau
 - Institut für Forstpflanzenzüchtung und Genetik
 - Institut für Forstökologie
 - Institut für Forstschutz
 - Institut für Waldinventur
 - Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
 - Institut für Lawinen- und Wildbachforschung
- 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 Wien
 - Institut für Pflanzenphysiologie
- Universität Graz
 - Institut für Pflanzenphysiologie
- Universität Innsbruck
 - Institut für Mikrobiologie
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik
- Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein
- Umweltbundesamt Wien
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien
- Forschungszentrum Seibersdorf
 - Umweltplanung
- GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit München
 - Abteilung für Expositions-kammern
 - Institut für Biochemische Pflanzenpathologie
- Technische Universität Berlin
 - Institut für Landschaftsbau

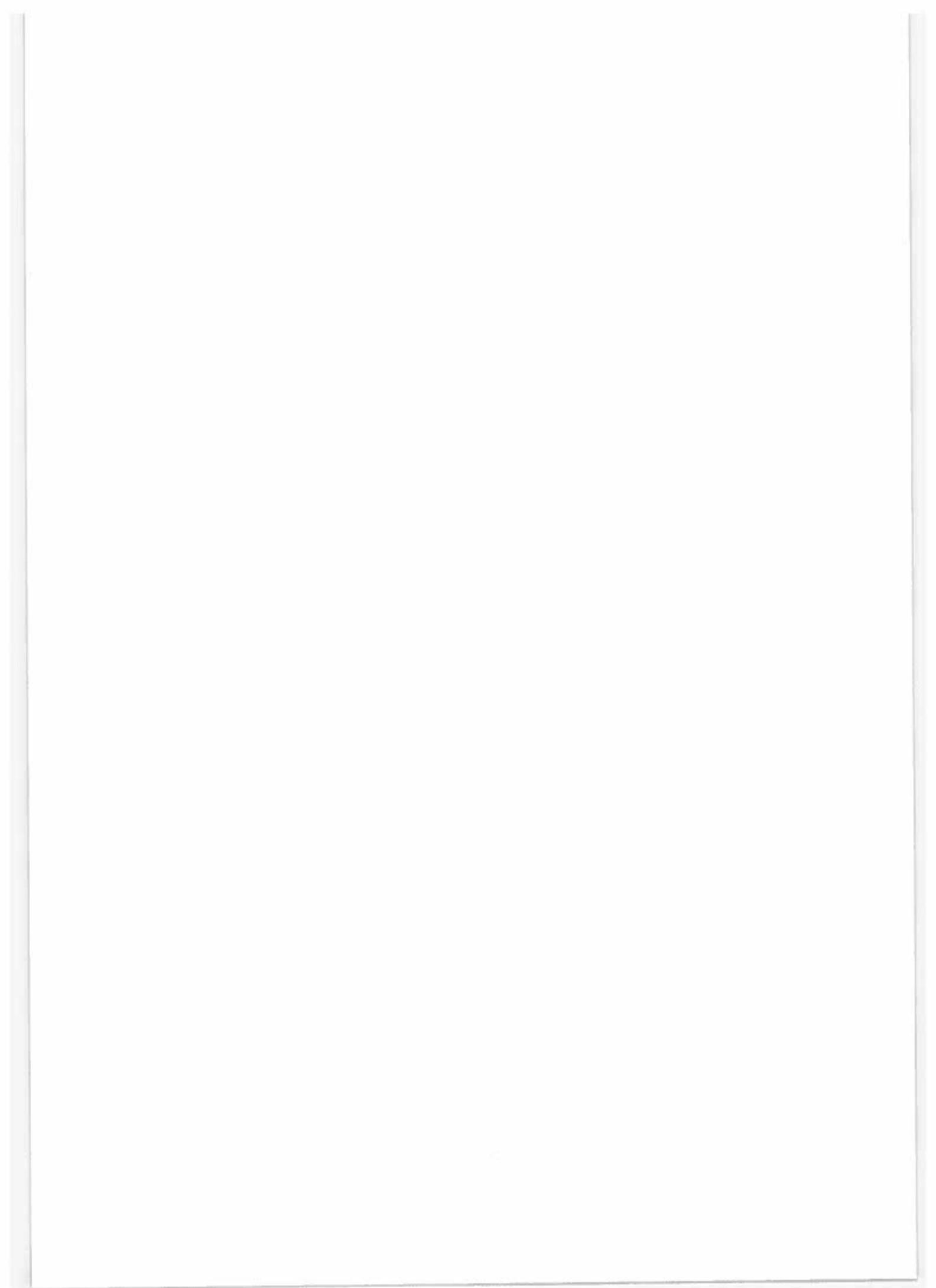
Die Projekte wurden zum überwiegenden Teil durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft sowie ferner durch das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung finanziert.

Besonderer Dank gebührt den Herren Ing. J. Plattner und J. Pausch für die vorbildliche Außendiensttätigkeit.

Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1987: *Zustand der Tiroler Wälder*. Bericht an den Tiroler Landtag.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. 1989 (Hrsg.): *Stressphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal*. Phytion 29 (3).
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT 1992: *Waldschadensforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse*. Forum für Wissen.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DOLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D. 1991: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 18.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION 1994: *Der Waldzustand in Europa - Ergebnisse der Erhebung 1993*.
- FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE 1992: *The Lapland Forest Damage Project*. Abstracts and Conclusions of the Interim Report.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992a: *Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem*. FBVA-Berichte 71.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992b: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur*. Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 168.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992c: *Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal"*. FBVA-Berichte 67.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992d: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch"*. FBVA-Berichte 70.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin, Höhenprofile Achenkirch - Schwerpunkt Phyllosphäre*. FBVA-Berichte 78.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin, Höhenprofile Achenkirch - Schwerpunkt Rhizosphäre*. FBVA-Berichte 87.
- GKSS-FORSCHUNGSZENTRUM GEESTRACHT 1992: *Luftverunreinigungen und Waldschäden am Postturm* (W. MICHAELIS & J. BAUCH, Hrsg.).
- KILIAN W., MULLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus den Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 17-25.
- NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM NP14 1991: *Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldsterben in der Schweiz*. Programmleitung NFP14, Vol. 1-5. Verlag der Fachvereine Zürich.
- NEUMANN M., 1996: *Österreichisches Waldschadensbeobachtungssystem*. Beiträge zum 4. WBS-Seminar in Wien, 23. November 1995.
- PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN (Hrsg.) 1993: *Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN ADRIA*. Proc. GSF-Berichte 39/93.
- SCHADAUER K. 1995: *Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen anhand der Parameter der Österreichischen Waldinventur*. FBVA-Berichte 87, 221-230.
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (Hrsg.) 1994: *Studies of Ecosystems in the Limestone Alps - "Achenkirch Altitude Profiles" Phyllosphere*. Phytion 34 (3).
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (Hrsg.) 1994: *Studies of Ecosystems in the Limestone Alps - "Achenkirch Altitude Profiles" Rhizosphere*. Phytion 36 (1).
- UN-ECE 1996: *Forest Condition in Europe. Results of the 1995 survey*. Brussels, Geneva.

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



Die meteorologischen Verhältnisse im Achenal und ihre Auswirkungen auf die gemessenen Immissionskonzentrationen

A. KAISER

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien

Kurzfassung. Die Analyse der meteorologischen Messungen im Raum Achenkirch und der Vergleich mit den Verhältnissen im Ziller- und Inntal zeigen, wie sehr die für Bergtäler typischen meteorologischen Verhältnisse von den lokalen Gegebenheiten modifiziert werden: Unterschiede im Tagesgang der Temperatur zwischen Bergtal und Ebene führen zu einem sogenannten Berg-Talwindssystem mit talauswärts gerichtetem Wind nachts und taleinwärts gerichtetem tagsüber. Während im Zillertal dieses Windsystem wesentlich von Temperaturunterschieden zwischen Ziller- und Inntal geprägt ist (z.B. erlischt der Talwind im Zillertal während der zweiten Nachthälfte, wenn das Inntal mit Kaltluft aufgefüllt ist, nahezu völlig), zeigen die Messungen im Achenal die Ausgleichsfunktion dieses Talverlaufs zwischen Inntal und Alpenvorland: Temperatur- und dadurch hervorgerufene Luftdruckunterschiede werden, sobald sie eine hinreichende vertikale Mächtigkeit erreichen, auch über nord-süd-gerichtete Strömungen durch das Achenal ausgeglichen. Bodennah bildet sich nachts im Raum Achenkirch eine "stagnierende" Luftschicht, die ein Durchgreifen der nächtlichen Ausgleichsströmung zum Talboden verhindert. Die Analyse der Immissionsmeßreihen gibt Hinweise über Antransport relativ stickstoffoxidreicher Luft aus Nord, vor allem in einigen 100 m über Talgrund, die Konzentrationswerte selbst sind jedoch niedrig. Antransport von Vorläufersubstanzen bei Strömungen aus Nordwest bis Nord dürfte im Vergleich zu Westströmungen zu etwas erhöhten Ozonkonzentrationen führen. Die höchsten Ozonkonzentrationen treten bei Hochdruckeinfluß auf.

Schlüsselworte: Temperaturstruktur, Windstruktur, Ozon

Abstract. [The Meteorological Situation in the Achen-Valley and its Effects on the Measured Concentrations of Airborne Pollutants.] The analysis of meteorological data from the Achenal, Inntal, and Zillertal shows that the temperature and pressure gradients between the inneralpine valleys and the prealpine regions are compensated by north-south orientated air flows along the Achenal. During nighttime, a thin layer of "stagnant" air builds up at the valley floor near Achenkirch. As a result, the nighttime air flow from the Inntal cannot reach the valley floor. There are indications of a transport of nitrogen oxides from the north. Such a transport of precursor substances may be the reason of relatively high ozone concentrations when the air flow occurs from northern directions in contrast to the ozone concentrations measured when the air flow is from the west. Anyhow, the highest ozone concentrations occur at the backside of anticyclones.

Keywords: Temperature structure, wind structure, ozone

1. Einleitung

Im Rahmen der "Ökosystemaren Studien" zur Erforschung der Ursachen von Waldschäden wurden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in einem interdisziplinären Projekt unter anderem umfangreiche Messungen der Konzentrationen mehrerer Luftschadstoffe sowie von meteorologischen Größen durchgeführt. Immissionsmessungen geben Informationen über die Höhe der Belastung in einem bestimmten Gebiet; sie alleine erlauben jedoch keine Aussage über die

Herkunft der Schadstoffe und die physikalischen Mechanismen, die den Transport der Immissionen zum Meßort bewirken. Ziel der vorliegenden meteorologischen Analyse der Meßreihen sind Erkenntnisse über die Schadstoffverteilung im Tal und folglich im Wald und wie sich die meteorologischen Verhältnisse im Tal auf die Schadstoffkonzentrationen auswirken.

Nach Abschluß jenes Projektteils, in dem das Zillertal untersucht wurde (KAISER 1994a), wurden nun im Raum Achenkirch zwei Meßprofile an verschiedenen orientierten Hängen, beginnend vom Talboden in 930 m NN bis zum Christlumpkop in 1758 m NN,

aufgebaut. Messungen an Berghängen werden immer von ihrer Umgebung beeinflusst und weichen daher mehr oder weniger von den Verhältnissen in der freien Talatmosphäre ab. Ergänzend zu den Hangmessungen nahm daher die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in beiden Tälern Messungen in der freien Talatmosphäre mittels Akustikradar (Zillertal) und Fesselballonsonde (beide Täler) vor.

Die Ergebnisse der - sehr umfangreichen - statistischen Auswertungen und Einzelfallstudien liegen in KAISER (1994a, 1994b und 1995) vor. In der vorliegenden Arbeit werden die wichtigsten Ergebnisse für das Achenental auch im Vergleich zum inneralpinen Zillertal diskutiert.

2. Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Achenental nördlich des Achensees; das Achenental fällt gegen Norden zum Alpenvorland allmählich und - südlich vom Achensee - zum Inntal steil ab. Es stellt im Bereich des Untersuchungsgebiets somit eine paßähnliche Verbindung zwischen Inntal und Alpenvorland dar. Das Inntal ist im Bereich Jenbach, wo sich der Anstieg zum Achensee befindet, rund 530 m hoch; der Achensee selbst liegt in 929 m.

Im Bereich des Achensees ist der Anstieg zu den benachbarten Gipfeln (knapp über 2000 m hoch, Querdistanz rund 5 km) sehr steil. Zwischen Achensee und Achenkirch ist das Tal beckenartig geweitet, die benachbarten Gipfel treten deutlich auseinander (Querdistanz der Gipfelzüge rund 8 km), zwei markante Seitentäler münden von Westen kommend in das Achenental: Das Ober- und das Unteraental. Nördlich von Achenkirch verengt sich das Tal wieder, die benachbarten Bergzüge erreichen aber nur mehr Höhen von rund 1300 m bis 1500 m. An der Grenze zu Deutschland befindet sich genau in Talmitte zwischen Achenbach und der Zollstation ein Hügel, der den engen Talboden um rund 100 m überragt, das Mühleggerköpfl.

3. Beschreibung der Meßsysteme

Eine detaillierte Beschreibung der verschiedenen Meßsysteme kann KAISER (1995) entnommen werden. Hier ist festzuhalten, daß der Fesselballon Di-

rektmessungen aus der freien Atmosphäre bis zu einer Höhe von maximal 1000 m über Grund erlaubt. Meßgrößen sind Windrichtung und -geschwindigkeit, Temperatur und Ozonkonzentration. Die Meßzeiträume waren 29. 9. bis 1. 10. 1993 und 21. bis 25. 6. 1994. Aufstiegsort war eine weite Wiesenfläche nördlich des Achensees ungefähr in Talmitte im Nahbereich der Meßstelle Talboden (knapp 100 m südöstlich der Meßstelle). Die Aufstiege wurden ungefähr stündlich durchgeführt. Am 29. 9. mußten die Aufstiege tagsüber infolge technischer Probleme und am 1. 10. nach Mitternacht (Wind war zu stark) eingestellt werden; während des Einsatzes im Juni 94 mußten die Aufstiege meist nachmittags für einige Stunden wegen zu hoher Windgeschwindigkeit unterbrochen werden.

Das Stationsnetz der Forstlichen Bundesversuchsanstalt gliedert sich in zwei Höhenprofile: Das "Christlum-Profil" nördlich des Achensees bis zum Christlumkopf umfaßt die Stationen Talboden (ebene Wiese am Talboden, 930 m NN), Christlumalm (Osthang, 1280 m NN) und Christlumkopf (Gipfel, 1758 m NN). Etwa 300 m südlich der Station Talboden befindet sich zudem noch eine Meßstelle des Umweltbundesamtes.

Etwa 15 km nördlich des Christlum-Profiles, nahe der Grenze zu Deutschland, liegt das "Schulterberg-Profil" mit den Stationen Mühleggerköpfl (auf dem gleichnamigen Hügel in Talmitte, 920 m NN, ca. 100 m über Talgrund), Probefläche 10 (Nordosthang, 1030 m NN), Probefläche 9 (steiler Nordhang, 1220 m NN) und Probefläche 7 (Schulterberggipfel, 1686 m NN). Die Messungen an den Stationen Probefläche 9 und 10 wurden erst deutlich später aufgenommen und werden aus diesem Grund hier nicht diskutiert.

Meßgrößen der FBVA-Stationen sind Temperatur, Relative Feuchte, Luftdruck, Wind, teilweise Globalstrahlung, Ozon (nur Christlum-Profil und Mühleggerköpfl), Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid (nur Talboden, Christlumalm und Mühleggerköpfl). Ausgewertet wurde der Zeitraum von 1. 1. 1993 (UBA-Meßstelle ab April 93) bis 31. 8. 1994. Im allgemeinen liegen in rund 80 % bis 90 % der jeweiligen Beobachtungsperioden Meßwerte vor, an den Gipfelstationen (schwer zugänglich) nur in rund 60 % bis 70 %; die Stickstoffdioxidmessungen an den Meßstellen Christlumalm und Mühleggerköpfl umfassen nur rund die Hälfte des Beobachtungszeitraums.

4. Meteorologische Verhältnisse im Raum Achenkirch

Die Diskussion der meteorologischen Verhältnisse im Achtal erfolgt anhand der Ergebnisse der Fesselballonmessungen. Die Messungen umfassen eine Vielzahl meteorologischer Situationen, die Aussagen über das Verhalten der Talatmosphäre bei "ungestörtem Schönwetter", bei Frontdurchgängen, Nebel, Föhn und Gewittern erlauben. Die im folgenden diskutierten Ergebnisse werden durch die in KAISER (1995) enthaltenen statistischen Auswertungen untermauert.

Neben den meteorologischen Größen mißt die Fesselballonsonde auch die Ozonkonzentration. Diese interessiert hier nicht nur als Luftschadstoff, sondern auch als Indikator für den Vertikalaufbau der Talatmosphäre; in diesem Abschnitt wird daher auch die vom Fesselballon gemessene Ozonkonzentration diskutiert.

4.1 Großräumige Wetterlagen während der Meßeinsätze

Der Meßeinsatz im Herbst 1993 ist im wesentlichen durch ein Hochdruckgebiet über Finnland geprägt, welches sich langsam Richtung Südosten verlagert, und reger Tiefdrucktätigkeit unmittelbar westlich der Britischen Inseln. Als Folge dieser Druckverteilung erfolgt die großräumige Strömung aus Südwest, lediglich während eines Kaltfrontdurchgangs zu Meßbeginn bis etwa 1500 m Seehöhe kurzzeitig aus nördlicher Richtung (siehe die Trajektoriendarstellungen in KAISER 1994b).

Zu Beginn des zweiten Meßeinsatzes im Juni 1994 erstreckt sich ein Hochdruckgebiet mit Zentrum westlich von Spanien bis zu den Alpen, östlich von Island herrscht Tiefdrucktätigkeit. Während des Meßeinsatzes verlagern sich beide Luftdruckgebiete ostwärts, am Ende des Einsatzes liegt das Hochdruckgebiet bereits über Polen, das Tiefdruckgebiet hat sich bis ins nördliche Rußland verlagert und von den Britischen Inseln greift eine neue Tiefdruckrinne von Westen her Richtung Alpenraum über. Trajektorienberechnungen (KAISER 1995) zeigen, daß die großräumige Strömung während des ganzen Meßeinsatzes aus West erfolgt. Die Strömung verstärkt sich besonders in der Höhe am 22. und 23. Juni deutlich, danach schwächt sie sich wieder ab und dreht am 25. Juni auf Südwest.

4.2 Ergebnisse der Fesselballonmessungen

Die von der Fesselballonsonde gemessenen Größen sind in den Abbildungen 1 (Temperatur), 3 (Relative Feuchte), 5 (Windrichtung und -geschwindigkeit) und 6 (Ozonkonzentration) in Form von Zeit-Höhendiagrammen zusammengestellt. Die x-Achse bezeichnet die Zeit, die y-Achse die Seehöhe; die dargestellten Größen sind jeweils als Isolinien eingetragen.

Aus den gemessenen Werten lassen sich theoretische Größen berechnen: Die Potentielle Temperatur ist jene Temperatur, die Luft annimmt, wenn sie einem Luftdruck von 1000 hPa ausgesetzt wird; sie läßt sich aus den aktuell gemessenen Werten von Lufttemperatur und Luftdruck berechnen. Zudem wurde die Relative Feuchte in das Mischungsverhältnis umgerechnet, welches der Wasserdampfgehalt (in g) der Luft, bezogen auf die Masse trockener Luft (in kg), ist. Beide berechneten Größen haben die Eigenschaft, daß sie bei vertikalen Luftbewegungen unverändert bleiben (solange keine Kondensationsprozesse oder Verdunstung stattfinden). Sie eignen sich daher gut zur Beschreibung von Vertikalbewegungen (die im Achtal nicht direkt gemessen wurden). Analog zu den direkt gemessenen Größen sind die Potentielle Temperatur und das Mischungsverhältnis in den Abbildungen 2 bzw. 4 dargestellt.

4.2.1 Ungestörte Ausbildung der lokalen Wind- und Temperaturstruktur im Tagesgang

4.2.1.1 Abend

Die Meßnächte von 29. auf 30. September, 21. auf 22., 23. auf 24. und 24. auf 25. Juni zeigen abends vom Talboden ausgehend den raschen Aufbau der nächtlichen Inversion (Abbildung 1). Wie es in Bergtälern häufig üblich ist (wegen Kaltluftabfluß von beschatteten Hängen und aus Seitentälern, KAISER 1987 und 1994a, MACHALEK 1974, WHITEMAN 1980), beginnt der Inversionsaufbau meist schon vor Sonnenuntergang (am 29. 9. wirkt die an der Rückseite einer Kaltfront einfließende Kaltluft zunächst verzögernd auf den Inversionsaufbau). Gleichzeitig ist der Wind im Tal bis in große Höhen sehr schwach (besonders eindrucksvoll am 21. 6., Abbildung 5) und weht aus einheitlicher Richtung (vielfach ist der Wind so schwach, daß sich seine Richtung nicht bestimmen läßt, besonders am 23. und 24. 6., weniger eindrucksvoll am 29. 9.). Bis Mitternacht bleibt der Wind allgemein sehr schwach; die Inversion, die zunächst rasch an Mächtigkeit gewinnt, verlangsamt allmählich ihr weiteres Wachstum.

4.2.1.2 Nacht

Während nahe dem Talboden der Wind die ganze Nacht hindurch schwach bleibt (vielfach wird Wind aus westlicher Richtung, Talauswind aus dem Oberaual, gemessen), setzt nach Mitternacht in einer Höhe von meist knapp 300 m über Talgrund recht unvermittelt Wind aus Süd ein. Die nächtlichen Strömungsverhältnisse im Achenal unterscheiden sich deutlich von jenen im Zillertal (KAISER 1994a): Zwar wird in beiden Tälern nachts Wind aus südlicher Richtung (= talauswärts strömende Luft) gemessen; im Zillertal aber ist der Talauswind während der ersten Nachthälfte am besten ausgeprägt und "schläft" während der zweiten Nachthälfte, also in jener Zeit, in der der Wind aus Süd im Achenal erst so richtig einsetzt, wieder ein (KAISER 1994a). Das untypische Verhalten des Talauswinds im Zillertal (üblicherweise sollte der Talauswind in der ersten Nachthälfte einsetzen und während der zweiten Nachthälfte seine deutlichste Ausprägung erreichen; DEFANT 1949) wurde darauf zurückgeführt, daß das Inntal etwa ab Mitternacht hochreichend mit Kaltluft "aufgefüllt" ist (vgl. OIR 1986). Diese Kaltluft könnte den Talauswind aus dem Zillertal "zurückstauen" (sofern kein größerer Temperaturunterschied in beiden Tälern mehr auftritt). Es ist jedenfalls genau diese, mitternachts hinreichend mächtig gewordene Kaltluft des Inntals, die während der zweiten Nachthälfte mit zunehmender Geschwindigkeit und zunehmender Mächtigkeit von Süden über das Achenal nach Norden in das (wärmere) Alpenvorland fließt. Die nächtliche Strömung aus Süd im Achenal ist somit kein "klassischer" Talauswind, sondern eine Ausgleichsströmung zwischen dem relativ kalten Inntal und dem vergleichsweise wärmeren Alpenvorland. Vertikalsondierungen der Lufttemperatur (BREHM 1986) und Berechnungen der vertikalen Temperaturschichtung (NICKUS & VERGEINER 1984) im Inntal und im Alpenvorland zeigen, daß die Luft im Inntal tatsächlich bis rund 2500 m (Kammhöhe) nachts kälter, tagsüber wärmer ist als über dem Alpenvorland.

Im Herbst wurden im Bereich dieser nächtlichen Ausgleichsströmung Windgeschwindigkeiten bis über $9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, im Juni, wenn die Nächte (und folglich die Zeit für die Kaltluftproduktion) kürzer sind, bis über $7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ gemessen.

An den Meßstellen am Talboden (Christlum/Talboden und UBA-Meßstelle) kann diese Strömung hingegen nicht erfaßt werden, da in Bodennähe im Bereich der beckenartigen Weitung des Achenals bei Achenkirch eine seichte Luftschicht mit schwachem Wind aus wechselnder, häufig westlicher Richtung

verbleibt (siehe Abbildung 5). Diese "stagnierende" Luftschicht ist gekennzeichnet durch eine starke Temperaturzunahme mit der Höhe; ihre Mächtigkeit unterliegt zeitlichen Schwankungen, meist erreicht sie Höhen zwischen wenigen 10 m und (maximal) knapp 300 m über Grund.

Der aufkommende Südwind bewirkt ein neuerliches Anwachsen der Inversion im Tal (vielfach die Ausbildung einer zweiten Inversion mit einer Obergrenze meist an der oberen Berandung der nächtlichen Kaltluftströmung). Im Übergangsbereich der ausfließenden Kaltluft zur großräumigen Strömung findet sich ein Minimum der Windgeschwindigkeit.

4.2.1.3 Morgen

Nach Aufhören der Kaltluftproduktion, in der Regel durch die beginnende Sonneneinstrahlung, in der Meßnacht vom 29. auf den 30. September wegen Hochnebelbildung (siehe dazu den Bereich mit 100 % Luftfeuchte in Abbildung 3 und Abschnitt 4.2.6), nehmen Windgeschwindigkeit und vertikale Mächtigkeit der ausströmenden Kaltluft rasch ab. Parallel dazu sinkt die Inversionsobergrenze; aus den Grafiken der Potentiellen Temperatur (Abbildung 2), des Mischungsverhältnisses (Abbildung 4) und der Ozonkonzentration (Abbildung 6) ist klar ersichtlich, daß die nun ausbleibende Kaltluft aus dem Inntal durch Luft aus größeren Höhen ersetzt wird (30. 9., 22. und 24. 6.).

Als Folge der nach Sonnenaufgang einsetzenden vertikalen Durchmischung der Talatmosphäre wird die bodennahe, windschwache Luftschicht zerstört; erst jetzt kann der - sich bereits abschwächende - Südwind aus dem Inntal den Talboden erreichen (30. 9., 22. 24. und 25. 6.).

4.2.1.4 Vormittag

Innerhalb von 3 bis 4 Stunden nach Sonnenaufgang löst sich die Inversion durch Absinken und Erwärmung vom Talboden auf (22. 6., 23. 6.); am 29. 9. dauert der Absinkvorgang der Inversion deutlich länger, was aber damit zusammenhängt, daß infolge von Hochnebelbildung die Kaltluftproduktion - und damit auch der Nachschub von Kaltluft - schon während der Nachtstunden nachläßt, der Absinkvorgang somit schon früher beginnt.

Ab dem späten Vormittag ist die Talatmosphäre neutral geschichtet (die Potentielle Temperatur zeigt dann keine Abhängigkeit von der Höhe, Abbildung 2, 22. und 24. 6.). Infolge der guten vertikalen Durchmischung ist auch das Ozon recht gleichmäßige mit der Höhe verteilt. Nach Aufhören des nächtlichen Kalt-

Luftausflusses aus dem Inntal herrschen den ganzen Vormittag hindurch im gesamten Höhenbereich des Tals nur schwache Winde aus uneinheitlichen Richtungen (besonders schön am 22. 6.).

4.2.1.5 Nachmittag

Die nächste markante Änderung erfolgt unmittelbar nach Mittag: Ausgehend von einer Höhe von rund 100 m über Grund setzt sehr plötzlich Wind aus Nord mit einer Geschwindigkeit von z.T. mehr als 7 m.s^{-1} ein (22., 23. und 24. 6., siehe Abbildung 5): Jetzt ist das Inntal so hochreichend erwärmt, daß Luft aus dem Alpenvorland auch über das Achenal von Norden "angesaugt" wird (Inntal und Zillertal zeigen zu dieser Zeit schon voll ausgeprägten Taleinwind). Während des Herbsteinsatzes konnte dieses Phänomen nicht beobachtet werden, da die Verhältnisse im Inntal durch Föhn beeinflußt waren, siehe dazu Abschnitt 4.2.4.

Nachmittags war der Wind meist so stark, daß die Fesselballonmessungen für einige Stunden eingestellt werden mußten. Ab rund 19 Uhr (während des Juni-Einsatzes) läßt der Nordwind im gesamten untersuchten Höhenbereich rasch nach; ausgehend vom Talboden setzt die Inversionsbildung, verbunden mit der Ausbildung der bodennahen "stagnierenden" Luftschicht, wieder ein. Im Bereich der Inversion nimmt die Ozonkonzentration rasch ab.

Deutlich anders als im Bereich Achenkirch sind die Verhältnisse am Mühleggerköpfl. Dies zeigt ein Vergleich der Windmessungen an den Stationen Talboden und Mühleggerköpfl (Abbildung 7; der Vergleich ist nur für die Periode von 21. bis 25. Juni 1994 möglich, da für den Meßeinsatz im Herbst 93 keine Windmessungen für das Mühleggerköpfl vorliegen): Die Station Talboden zeigt nachts einen ständigen Wechsel der Windrichtung bei kleiner Windgeschwindigkeit - die Station befindet sich im Bereich der "stagnierenden" Luftschicht. Vormittags dreht der Wind, verbunden mit einer Zunahme der Geschwindigkeit, meist auf Südwest, der Wind aus dem Inntal greift durch; nach einem Rückgang der Windgeschwindigkeit erfolgt mittags die Winddrehung auf nördliche Richtung (Strömung aus dem Alpenvorland). Ganz anders sind die Verhältnisse am Mühleggerköpfl: Fast übergangsloser Wechsel von talauswärts gerichtetem Wind nachts zu taleinwärts gerichtetem Wind tagsüber (exemplarisch schön am 23., 24. und 25. 6.) - hier tritt ein klassisches Berg-Talwindssystem auf. Während der kurzen Übergangsphase von Talein- zu Talauswind (und umgekehrt) wird ein kurzes Minimum der Windgeschwindigkeit beobachtet.

4.2.2 Warmfrontdurchgang

Am 21. 6. hatte unmittelbar vor Beginn der Fesselballonmessungen eine Warmfront mit starker Bewölkung und Regenschauern den Meßort erreicht. Nach Ende des Regens konnte mit den Aufstiegen begonnen werden. Sie zeigen mit Frontdurchgang unmittelbar vor 20.00 Uhr einen deutlichen Temperaturanstieg im gesamten, von der Sonde erfaßten Höhenbereich (mit Ausnahme der unmittelbar bodennahen Schicht). Der Westwind (quer zur Talrichtung) greift sehr weit (bis rund 1300 m Seehöhe) ins Tal hinunter durch und erreicht oberhalb von 1600 m Geschwindigkeiten von mehr als 7 m.s^{-1} . An den Abbildungen für das Mischungsverhältnis (Abbildung 4) und für die Ozonkonzentration (Abbildung 6) ist ersichtlich, daß an der Rückseite der Warmfront oberhalb von rund 1300 m bis gegen 6.00 Uhr morgens kontinuierlich trockenere und ozonreichere Luft herantransportiert wird.

Inversionsaufbau und Ausbildung der nächtlichen Kaltluftströmung aus dem Inntal nach Mitternacht bleiben aber von der nächtlichen Zufuhr der relativ warmen, trockenen und ozonreichen Luft in der Höhe völlig unberührt. Nach 4.00 Uhr umfaßt die nächtlich Strömung aus Süd sogar den ganzen Höhenbereich der Fesselballonmessungen bis knapp 1700 m. Damit verbunden ist ein Anstieg des Feuchtegehalts (Mischungsverhältnisses) und ein Rückgang des Ozons auch oberhalb von 1300 m.

Mit dem vormittäglichen Erlöschen der nächtlichen Kaltluftströmung kann der Westwind oberhalb von 1600 m wieder weiter ins Tal durchgreifen (er erreicht Höhen bis 1500 m, ist aber nicht mehr so stark wie am Abend); erst jetzt, mit vormittäglicher Inversionsauflösung, gelangt die immer noch ozonreiche Luft aus der Höhe zum Talboden.

Zusammenfassend zeigen die Messungen Auswirkungen der Warmfront lediglich im oberen Höhenbereich des Tals. Hier kann der Luftmassenwechsel auch zu markanter Advektion von Luftbeimengungen (Ozon) führen. Die Ausbildung der lokalen Windverhältnisse und der Inversion zunächst im unteren, im weiteren Verlauf der Nacht auch im oberen Höhenbereich des Tals, werden von der Warmfront und der nachfolgenden Warmluftadvektion nicht beeinflußt. Die in der Höhe herangeführte (ozonreiche) Luft erreicht erst nach Inversionsauflösung den Talboden.

4.2.3 Kaltfrontdurchgang

Während der Meßnächte vom 28. auf den 29. 9. und vom 22. auf den 23. 6. wurden Kaltfrontdurchgänge beobachtet. Der Kaltfrontdurchgang im September war mit starkem Regen verbunden, sodaß die Fessel-

ballonmessungen erst nach Frontdurchgang aufgenommen werden konnten; auch während des Kaltfrontdurchgangs im Juni trat Regen auf, der allerdings nicht so intensiv war, sodaß die Messungen fortgeführt werden konnten.

Die Trajektorienberechnungen zeigen für beide Kaltfrontdurchgänge eine großräumige Strömung aus Südwest (29. 9., KAISER 1994a) bzw. West (KAISER 1995); lediglich in 850 hPa (rund 1500 m) zeigt am 29. 9. die Trajektorie eine Drehung der Strömung auf nördliche Richtung.

Am 22. 6. wird tagsüber die übliche Ausbildung der Strömung aus dem Alpenvorland aus Nord mit Windgeschwindigkeiten bis 7 m.s^{-1} (Abbildung 5) beobachtet; nach 17.00 Uhr bildet sich am Talboden die stagnierende Luftschicht aus, ab 18.00 Uhr erkennt man die Inversionsbildung (Abbildung 1) und es nimmt die Geschwindigkeit des Nordwinds zunächst in allen Höhen deutlich ab. Schon ab 20.00 Uhr - also rund 4 Stunden vor Eintreffen der Kaltfront - nimmt der Nordwind, ausgehend von einer Höhe von rund 1150 m wieder zu (er erreicht hier eine Geschwindigkeit von mehr als 6 m.s^{-1}) und die Ozonkonzentration beginnt oberhalb von rund 50 m über Talgrund kontinuierlich zu steigen. Der Aufbau der stagnierenden Luftschicht nahe dem Talboden bleibt von diesen Entwicklungen unberührt. Unmittelbar bevor die Kaltfront den Meßort erreicht, zeigt die Ozonkonzentration in einer Höhe von ca 1130 m mit mehr als 75 ppb ihren Maximalwert (infolge der nächtlichen Ozonadvektion an der Rückseite der Warmfront während der Vornacht und an der Vorderseite der hier diskutierten Kaltfront könnte man den Eindruck haben, als wären in Abbildung 6 Tag und Nacht vertauscht (die höchsten Ozonkonzentrationen treten an diesen beiden aufeinanderfolgenden Tagen nämlich nachts auf). Ozonspitzen unmittelbar vor Kaltfrontdurchgängen wurden auch von GEYER (1991) und PRUGGER (1991) beobachtet.

Sehr markant zeichnet sich der Kaltfrontdurchgang knapp vor Mitternacht ab: Neuerliches Aufleben des Winds aus Nord mit einem Maximum in rund 1200 m, wo Geschwindigkeiten von mehr als 7 m.s^{-1} gemessen werden; oberhalb von rund 1500 m bis 1600 m bleibt der Wind aber deutlich schwächer, oberhalb von 1600 m weht er zudem gemäß der großräumigen Strömung weiterhin aus West; markanter Rückgang von Temperatur und Potentieller Temperatur im gesamten, vom Fesselballon erfaßten Höhenbereich, besonders aber unterhalb von rund 1700 m; deutliche Zunahme des Mischungsverhältnisses und markante Abnahme der Ozonkonzentration

an - an der Rückseite der Kaltfront wird also kältere, feuchtere und ozonärmere Luft herangeführt. Die bodennahe im Tal liegende stagnierende Luftschicht bleibt aber auch bei Kaltfrontdurchgang bestehen.

Im weiteren Verlauf der Nacht nimmt die Intensität der Nordströmung wieder ab, der Höhenbereich mit der größten Windgeschwindigkeit sinkt ständig (in den Morgenstunden auf rund 100 m über Talgrund), es werden höchstens 5 m.s^{-1} gemessen. Man hat den Eindruck, als wäre nachts ein "Schwall" von Kaltluft (auch) über das Achenental in das Innental geflossen; sobald die Kaltluft das Innental aufgefüllt hat, läßt der Nachfluß kalter Luft nach.

Ein Regenschauer führt am Morgen zu einem nochmaligen, vermutlich aber nur vorübergehenden Rückgang der Ozonkonzentration.

Schon nach 8.00 Uhr setzt neuerlich, ausgehend von einer Höhe von rund 100 m über Talgrund, starker Wind aus Nord ein. Das Einsetzen des Nordwinds sieht aus wie der übliche nachmittägliche Wind aus dem Alpenvorland, aber mit dem Unterschied, daß er hier deutlich früher beginnt; es handelt sich hier möglicherweise um ein Zusammenspiel von synoptischer (großräumiger) Kaltluftadvektion und der durch die lokalen Verhältnisse bedingten Ausgleichsströmung zwischen Innental und Alpenvorland.

Die Meßergebnisse bei Kaltfrontdurchgang zeigen die Ausgleichsfunktion des Achenentals zwischen Alpenvorland und Innental: Als erstes kann die herangeführte Kaltluft aus Gründen der Geländegliederung meist nur von Osten über Kufstein - in der Regel also entgegen der großräumigen Strömung - in das Innental eindringen (STEINACKER 1987). Sobald sie über dem Alpenvorland eine hinreichende Mächtigkeit erreicht (höher als das Achenental), strömt sie (auch quer zur großräumigen Strömung) von Norden über das Achenental in das Innental. Bei Aufhören des Temperatur- (und Luftdruck)-unterschieds hört diese Ausgleichsströmung sofort wieder auf; sie kann aber durch Überlagerung mit der orographisch bedingten verstärkten Erwärmung des Innentals tagsüber wieder aufleben.

Die nachts ausgebildete bodennahe, stagnierende Luftschicht kann auch bei Kaltfrontdurchgängen erhalten bleiben.

4.2.4 Föhn

Am 30. 9. und 1. 10. 1993, sowie ab 24. 6. 1994 nachmittags (hier aber nur abgeschwächt) wurde in Teilen Tirols Föhn registriert.

Am 30. 9. wurde am Patscherkofel schon mittags, am Brenner und Innsbruck nachmittags Föhn gemessen. Im Raum Achenkirch machte sich der Föhn im

Inntal zunächst durch das Ausbleiben der tagsüber üblichen Strömung aus Nord bemerkbar: Abbildung 5 zeigt für den 30. 9. nach Sonnenaufgang das Durchgreifen des nächtlichen Winds aus Süd zum Talboden; die vormittägliche windschwache Phase; ein kurzzeitiges Ausbilden der Strömung aus Nord oberhalb von rund 100 m über Talgrund. Danach tritt neuerlich eine windschwache Phase auf. SEIBERT (1985) konnte zeigen, daß sich (der vom Wipptal kommende) Föhn in Innsbruck in zwei Äste (einen Richtung Osten und einen Richtung Westen) aufteilt; es gibt offensichtlich Fälle, wo der Richtung Osten führende Föhnast das Inntal talauswärts verläßt, ohne über das Achantal zu strömen; die Föhnströmung führt dann lediglich zum Ausbleiben des nachmittäglichen Ausgleichswinds aus dem Alpenvorland.

Erst nach 16.00 Uhr erreicht am 30. 9. der Föhn das Achantal; typischerweise setzt auch er in einer Höhe von rund 100 m über Grund ein. Während der Nacht verstärkt sich der Föhn und greift auf einen immer größeren Höhenbereich über, gleichzeitig bildet sich aber auch die typische stagnierende Luftschicht aus. Bemerkenswert ist, daß sich diese Schicht auch nach dem Föhndurchbruch um 2.00 Uhr wieder rasch regeneriert. Auch nach endgültigem Föhndurchbruch am Vormittag des 1. 10. zeigen zunächst deutliche Schwankungen der Ozonkonzentration immer wieder das Einziehen anderer Luftmassen in die Föhnströmung (KAISER 1995).

4.2.5 Hochnebel

Während der Meßnacht von 29. auf 30. 9. fiel unmittelbar nach Mitternacht Hochnebel ein. Diese Nacht ist ein schönes Beispiel, wie sensibel die Windverhältnisse im Achantal auf Änderungen im Inntal und/oder Alpenvorland reagieren: Infolge des Nebels (verminderte nächtliche Ausstrahlung) läßt die Kaltluftproduktion im Inntal nach Mitternacht nach. Aus Abbildung 5 ist die rasche Reaktion des nächtlichen Ausgleichswinds aus dem Inntal ersichtlich: Unmittelbar um Mitternacht erreicht der Wind aus Süd eine Geschwindigkeit von mehr als $9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; die höchste Windgeschwindigkeit wird in einer Höhe von rund 1550 m gemessen, also im Bereich der (abgehobenen) Inversion, die die ausfließende Kaltluft abgrenzt.

Mit Nachlassen des Kaltluftnachschiebs infolge des einfallenden Hochnebels (vgl. den Bereich mit 100 % Luftfeuchte, Abbildung 3) nimmt die Windgeschwindigkeit auf maximal $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ab; die Höhe, in der die größte Geschwindigkeit gemessen wird, sinkt nach Mitternacht bis Sonnenaufgang auf rund 1300 m. Parallel dazu sinken Inversion und Hochnebeldecke.

Oberhalb von rund 1600 m wird der nächtliche Südwind von schwachem Wind aus West, der großräumigen Strömung, ersetzt - die im Inntal vorhandene Kaltluft "läuft" sozusagen aus dem Inntal allmählich "aus"; ein weiterer Kaltluftnachschieb bleibt aus.

4.2.6 Gewitter im Inntal

Ein weiteres Beispiel, wie sensibel die Windverhältnisse auf Temperatur- (bzw. dadurch induzierte Luftdruck-)unterschiede zwischen Inntal und Alpenvorland reagieren, ist der Nachmittag vom 24. 6., als im Inntal Gewitter beobachtet wurden. Die Gewitter begannen gegen 16.00 Uhr und dauerten bis gegen 20.00 Uhr (Niederschlag, Blitze und Donner konnten vom Meßort aus beobachtet werden), Bewölkungsreste (Cirruschirm) wurden bis gegen Mitternacht beobachtet.

Der Wind aus Nord, der tagsüber eine Einstellung der Fesselballonmessungen erzwang, ließ früher als sonst nach: Abbildung 5 zeigt bereits gegen 16 Uhr sehr schwachen Wind aus uneinheitlicher Richtung im gesamten, vom Ballon erfaßten Höhenbereich. Die Abkühlung infolge der Gewitter hat offensichtlich zunächst den Temperaturgegensatz zwischen Inntal (tagsüber relativ warm) und Alpenvorland beseitigt. Gegen 18.00 Uhr kommt, wieder ausgehend von einer Höhe von rund 100 m über Grund, Wind aus dem Inntal auf; dieser greift rasch auf größere Höhen über und erreicht in rund 1400 m eine Geschwindigkeit von mehr als $8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. 2 Stunden nach Einsetzen der Gewitter ist die Luft im Inntal so hochreichend abgekühlt, sodaß sie von Süd nach Nord ins Alpenvorland vorstößt.

Nach Aufhören der Gewitter um ca. 20.00 Uhr läßt der Kaltluftnachschieb aus dem Inntal wieder nach: Ähnlich, wie zuvor bei Hochnebel, "rinnt" die Kaltluft aus dem Inntal "aus": Geschwindigkeit und vertikale Mächtigkeit der ausfließenden Kaltluft werden kleiner; nach Mitternacht, als die Restbewölkung die Ausstrahlung und somit eine weitere Kaltluftproduktion noch immer behindert, wird im gesamten Höhenbereich des Tals eine windschwache Phase, oberhalb von rund 1300 m kurzzeitig sogar Wind aus Nord beobachtet. Nach Bewölkungsauflösung, folglich einsetzender Kaltluftproduktion, lebt der Wind aus dem Inntal nach 4.00 Uhr wieder auf.

4.2.7 Zusammenfassende Beurteilung der meteorologischen Untersuchungen

Die autochthonen Strömungsverhältnisse im Ziller-, Inn- und Achantal sind in ihrem Tagesgang in Abbildung 8 schematisch dargestellt: Sie zeigt die Aus-

gleichsfunktion des Achantals zwischen den inneralpinen Tälern und dem Alpenvorland: Nachts kühlt die Luft in den inneralpinen Tälern stärker ab als im Alpenvorland; sobald die Kaltluft im Inntal eine hinreichende Mächtigkeit hat, strömt sie auch über das Achantal von Süden kommend in das Alpenvorland.

Umgekehrt sind die Verhältnisse tagsüber: Stärkere Erwärmung der inneralpinen Täler im Vergleich zum Alpenvorland führt zu einer Strömung aus dem Alpenvorland in das Inntal, sobald die Erwärmung hinreichend hoch hinaufreicht.

Die Zeitspanne, die benötigt wird, das Inntal bis zu einer hinreichend großen Höhe abzukühlen bzw. zu erwärmen, führt zu einer relativ langen Umstellungsphase mit schwachen Winden aus uneinheitlichen Richtungen im gesamten Höhenbereich des Achantals vormittags und während der ersten Nachthälfte.

Abgesehen von der unterschiedlichen Tagesamplitude der Temperatur in den Tälern und dem Alpenvorland können derartige Temperaturgegensätze und die daraus resultierenden Ausgleichsströmungen auch durch großräumige Kaltluftadvektion oder durch Niederschläge (Gewitter) produziert werden. Bewölkung modifiziert die Temperaturgegensätze.

Nachts bildet sich im Bereich der beckenartigen Weitung des Achantals bei Achenkirch eine "stagnierende" Luftschicht mit schwachem Wind aus uneinheitlicher, häufig westlicher Richtung; diese Luftschicht wird offensichtlich wesentlich von Talauswinden aus den einmündenden Seitentälern (z.B. Oberautal) gespeist und kann auch bei Frontdurchgängen oder Föhn die ganze Nacht hindurch erhalten bleiben. Der nächtliche Südwind kann den Talboden erst nach Sonnenaufgang, wenn die bodennahe stagnierende Luftschicht zerstört wird, erreichen. Das anhand von Flechtenkartierungen (HOFMANN 1992) und von Veränderungen der Epikularwachsstrukturen (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994) für den Talboden vermutete Vorkommen von lokalen sauren Immissionen könnte in Zusammenhang mit dieser nachts ausgebildeten stagnierenden Luftschicht stehen: Einmal in sie eingebrachte Immissionen können bis zur Zerstörung der stagnierenden Luftschicht nach Sonnenaufgang nicht abtransportiert werden (allerdings sind die gemessenen SO_2 Konzentrationen grundsätzlich, vor allem aber nachts sehr klein sind; KAISER 1995). Die stagnierende Luftschicht zeichnet sich auch durch hohe Relative Luftfeuchte aus; ob die hohe Luftfeuchte die Aufnahme derartiger Substanzen durch die Pflanzen erleichtert, kann aus meteorologischer Sicht nicht beantwortet werden.

Die beobachtete Anreicherung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in 1050 m (PLÜNACHER &

SCHRÖDER 1994) tritt am Übergangsbereich dieser Schicht zur darüber ausgebildeten nächtlichen Ausgleichsströmung aus dem Inntal auf; es ist unklar, ob diese Anreicherung Folge lokaler Emissionen ist oder ob in der stabilen Talatmosphäre Transportvorgänge (eventuell auch aus dem Inntal) stattfinden.

5. Immissionskonzentrationen

Die Konzentrationen von NO , NO_2 und O_3 zeigen ausgeprägte Tages- und Jahresgänge. Die Jahresgänge wurden von SMIDT et al. (1993) und SMIDT & GABLER (1993 und 1994) dokumentiert und von KAISER (1995) eingehend diskutiert; sie unterscheiden sich qualitativ kaum von jenen in anderen Bergtälern und werden in der vorliegenden Arbeit daher nicht behandelt.

5.1 Tagesgänge der Immissionskonzentrationen und ihre Abhängigkeit von den Emissionszyklen

Die Abbildungen 9 (für NO), 10 (NO_2) und 11 (O_3) enthalten die mittleren Tagesgänge in Abhängigkeit vom Wochentag. Sie zeigen das Zusammenspiel von Emission und Vertikalstruktur der Talatmosphäre ähnlich wie es auch im Zillertal beobachtet wurde: Mit einsetzender morgendlicher Emissionsspitze bei gleichzeitig meist noch stabiler Schichtung erfolgt ein rascher Anstieg der NO - und NO_2 -Konzentration am Talboden. Verkehrs- und produktionsbedingte Emissionen unterliegen einem Wochengang mit hoher Emission während der Werkstage und vergleichsweise niedriger an Sonn- und Feiertagen: Übereinstimmend mit anderen Studien sind an Sonn- und Feiertagen die Immissionskonzentrationen von NO und NO_2 tagsüber (ab etwa 6.00 Uhr morgens) an allen Stationen markant niedriger als an den anderen Tagen. Der nach 6.00 Uhr an Werktagen (Montag bis Samstag) vergleichsweise starke Anstieg der NO -Konzentration bewirkt an den Meßstellen Talboden und UBA-Station im Vergleich zu Sonn- und Feiertagen einen etwas verstärkten Ozonabbau um rund 6.00 Uhr. Im Vergleich zum Zillertal ist dieser Ozonabbau aber nur sehr schwach ausgeprägt. Der Grund dürfte in der vergleichsweise deutlich niedrigeren NO -Konzentration im Achantal liegen.

Im weiteren Tagesverlauf bewirkt die einsetzende vertikale Durchmischung am Talboden einen Anstieg der Ozon- und einen Rückgang der Stickstoffoxid-

konzentrationen. Die UBA-Meßstelle zeigt mittags nochmals einen kurzen Rückgang der Ozonkonzentration; dieser fällt zeitlich zusammen mit dem aufkommenden Wind aus Nord; offensichtlich wird hier kurzzeitig etwas ozonärmere Luft aus unteren Talbereichen herangeführt (kaum angedeutet auch an der Station Talboden).

Infolge der an Sonntagen niedrigeren NO-Konzentrationen steigt die Ozonkonzentration an der Meßstelle Talboden (nicht so deutlich an der UBA-Station) rascher an als an Werktagen: Die geringere sonntägliche NO-Konzentration baut eine geringere Menge des herabgemischten Ozons ab bzw. wirkt weniger verzögernd auf die photochemische Ozonbildung.

Die höher über Talgrund gelegenen Stationen Christlumalm und Mühleggerköpfl werden vom morgendlichen Anstieg der Stickstoffoxidkonzentrationen erst später, mit beginnendem Hangaufwind und einsetzender vertikaler Durchmischung erreicht. Hangaufwind und vertikale Durchmischung, führen zudem vormittags relativ ozonarme Luft aus tiefer gelegenen Talbereichen zu den genannten Stationen und zum Christlumpkopf. Infolge dieses Transports zeigt der Christlumpkopf - wie für Bergstationen vielfach üblich - einen inversen Tagesgang der Ozonkonzentration mit höheren Konzentrationen nachts und niedrigeren Konzentrationen tagsüber.

Der wochentägliche Unterschied der Stickstoffoxid- und folglich der Ozonkonzentration ist besonders eindrucksvoll an der Christlumalm ersichtlich: An Sonntagen ist hier das morgendliche Ozonminimum markant abgeschwächt.

Am Talboden und am Mühleggerköpfl wird das tägliche Ozonmaximum an Sonntagen früher erreicht als an anderen Tagen. Nachmittags, an den höher gelegenen Stationen Christlumalm und (weniger deutlich) Christlumpkopf sogar schon ab vormittag, ist die Ozonkonzentration dann aber niedriger als an Werktagen. Die Zusammensetzung der Vorläufersubstanzen im Raum Achenkirch ist derart, daß Emissionsminderungen zu Ozonreduktion, vermehrte Emissionen zu Ozonbildung führen. Ein Vergleich mit Untersuchungen aus dem Stadtgebiet von Wien zeigt, daß dies nicht immer gegeben sein muß: Wohl wesentlich infolge des an Sonntagen verminderten Ozonabbaus wegen der geringeren NO-Emission ist in Wien die Ozonkonzentration an Sonn- und Feiertagen auch mittags gegenüber den anderen Tagen erhöht (STOHL & KROMP-KOLB 1993 und 1994). Im Ballungsgebiet Wien können Emissionsminderungen (wegen der anderen Zusammensetzung der Vorläufersubstanzen) im statistischen Durchschnitt zu Ozonanstieg führen.

An Samstagen fallen an allen Stationen relativ hohe NO und NO₂-Konzentrationen um rund 9.30 Uhr auf; möglicherweise tritt die morgendliche Verkehrsspitze an Samstagen verspätet auf oder es handelt sich hier um eine Folge des Ausflugsverkehrs. Die Meßstellen am Talboden (Christlum/Talboden, Mühleggerköpfl, weniger deutlich die UBA-Meßstelle) zeigen an Samstagen als Folge der vermehrten Vorläufersubstanzen tatsächlich das höchste Ozonmaximum im Wochengang.

Verkehrsbedingt könnten auch die relativ hohen NO-Konzentrationen an den Meßstellen Talboden und Mühleggerköpfl an Freitagen während der Nachmittagsstunden sein. Zudem mißt der Talboden dann abends auch eine (nicht sehr ausgeprägt) vergleichsweise höhere NO₂-Konzentration (kaum mehr erkennbar, aber angedeutet auch am Mühleggerköpfl). Diese Immissionen führen aufgrund der späten Tageszeit aber nicht mehr zur Bildung, sondern zum Abbau von Ozon, sodaß an den Stationen Talboden und Mühleggerköpfl, kaum mehr an der UBA-Station Freitag abends relativ niedrige Ozonkonzentrationen gemessen werden.

Etwas anders sind die Verhältnisse am Christlumpkopf; hier ist die Ozonkonzentration an Freitagen ganztags vergleichsweise etwas erhöht. Es ist dies ein Phänomen, wie es auch im Salzburger Raum vom Umweltreferat der Landesregierung und von MAHRINGER (1995) beobachtet wurde. Für den Salzburger Raum wird großräumig die ganze Woche hindurch akkumulierte Ozonproduktion als Ursache vermutet.

Interessanterweise wird am Christlumpkopf an Samstagen vor allem vormittags die niedrigste Ozonkonzentration gemessen (Folge vermehrter NO-Emissionen (?), vgl. die NO-Tagesgänge für Talboden, Christlumalm und Mühleggerköpfl. Die Ozonkonzentration ist aber an diesen Stationen an Samstagen nicht auffällig niedrig); eine Interpretation ist schwierig: einerseits, weil für den Christlumpkopf keine Stickstoffoxidmessungen vorliegen; andererseits steht der Christlumpkopf nur teilweise (Sommerhalbjahr) im Einflußbereich der autochthonen Talatmosphäre (KAISER 1995).

Die abendliche Stabilisierung der Talatmosphäre ist verbunden mit einem Rückgang der Ozonkonzentration und einem Anstieg der NO₂-Konzentration am Talboden. Während im Zillertal abends auch die NO-Konzentration einen neuerlichen Anstieg zeigt (KAISER 1994a), fehlt ein solcher an der Station Talboden. Dies dürfte eine Folge des Talauswinds aus dem Oberautal sein, der am Aufbau der nächtlichen, "stagnierenden" Luftschicht beteiligt ist und relativ NO-arme Luft zur Meßstelle führen dürfte.

Bemerkenswert ist weiters, daß auch die höher über Talgrund gelegenen Stationen Mühleggerköpfl und Christlumalm abends ein deutliches Maximum der NO_2 -Konzentration zeigen. Die Schichtung der Atmosphäre sollte sich zu dieser Zeit bereits stabilisieren, am Osthang sollte zudem meist schon Hangabwind wirksam sein; beides sollte einen Transport von Stickstoffoxiden vom Talboden her zu den Meßstellen weitgehend unterbinden. Die Station Christlumalm ist ungefähr gleich hoch über Talgrund gelegen wie die Station Talwiese im Zillertal; beide Stationen liegen an einem Osthang. Obwohl die Stickstoffoxidkonzentrationen im Zillertal höher sind als im Achenental, mißt die Talwiese keinen solchen Konzentrationsanstieg (KAISER 1994a). Der Zeitpunkt des beginnenden Konzentrationsanstiegs mit

jenem des einsetzenden Windes aus dem Alpenvorland zusammenfällt (KAISER 1995), läßt vermuten, daß hier eine Advektion stickstoffoxidreicher Luft aus talauswärts gelegenen Bereichen stattfindet. Der Umstand, daß der Anteil von NO_2 höher ist als jener von NO , würde dieser Vermutung entsprechen (im Gegensatz dazu läßt der deutlich höhere NO -Anteil im Zillertal dort das Wirken lokaler Emittenten vermuten). Ein Nachweis für eine Advektion konnte aus den Messungen im Achenental selbst nicht erbracht werden, wohl wesentlich aus dem Grund, weil das Konzentrationsmaximum zu einer Zeit auftritt, zu der sich die meteorologischen Verhältnisse im Tal meist markant umstellen: Der Wind aus dem Alpenvorland hört auf, die Schichtung beginnt sich zu stabilisieren (KAISER 1995).

Tab. 1:
Wichtigste Ergebnisse der meteorologischen Analysen

Phänomen	Erklärung
Veränderung der Epikutikularwachsstrukturen nahe dem Talboden	Zusammenhang mit nächtlicher stagnierender Luftschicht wahrscheinlich
Anreicherung leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe in 1050 m	An der Obergrenze der nächtlichen stagnierenden Luftschicht: Lokale Emissionen oder Transport aus dem Inntal
Stickstoffoxidkonzentrationen sind an Werktagen höher als an Sonn- und Feiertagen	Vermehrte Emission an Werktagen
Ozonkonzentrationen sind an Werktagen höher als an Sonn- und Feiertagen	Vermehrte (lokale) Ozonproduktion infolge der an Werktagen erhöhten Konzentrationen von Vorläufersubstanzen
Relativ niedrige Ozonkonzentrationen an Freitagen abends	Ozonabbau durch vermehrte NO -Emission an Freitagen nachmittags (infolge abnehmender Sonneneinstrahlung findet keine markante Ozonproduktion mehr statt, NO wirkt dann ozonabbauend)
Stickstoffoxidkonzentrationen sind bei Strömungen aus Südost relativ hoch	Häufige Inversionen behindern Durchmischung bodennahe Emissionen
Stickstoffoxidkonzentrationen sind bei Strömungen aus Nordwest relativ niedrig	Tal meist gut durchmischt, bodennahe Emissionen werden gut verdünnt
Stickstoffoxidkonzentrationen sind nachmittags und bei Strömungen aus Nord und Nordost relativ hoch	Wahrscheinlich Antransport relativ stickstoffoxidreicher Luft aus Nord
Ozonkonzentrationen sind bei Strömungen aus dem Südsektor relativ hoch	Ozonproduktion an der Rückseite von Hochdruckgebieten, Antransport aus dem Mittelmeerraum
Ozonkonzentrationen sind bei gradientschwachen Wetterlagen relativ hoch	Ozonproduktion im Hochdruckgebiet, lange Verweilzeit der Luft im Hochdruckgebiet, da Strömung schwach
Ozonkonzentrationen bei Westströmungen relativ niedrig	Verminderte Ozonproduktion infolge von Schlechtwetter
Ozonkonzentrationen bei Strömungen aus Nordwest und Nord etwas erhöht	Wahrscheinlich Ozonproduktion bei Überströmen von Gebieten mit erhöhter Emission von Vorläufersubstanzen

5.2 Die Abhängigkeit der gemessenen Immissionskonzentrationen von der großräumigen Wetterlage

Abbildung 12 enthält Mittelwerte der NO-, NO₂- und O₃-Konzentrationen in Abhängigkeit von der großräumigen Wetterlage. Es wurde die strömungsorientierte Klassifikation von STEINACKER (1991) verwendet: Nordost (NE), Ost (E), Südost (SE) usw. bezeichnet die Richtung, aus der die großräumige Strömung erfolgt; "gradientenschwache Wetterlagen" (G) sind solche mit nur geringen Luftdruckgegensätzen (vielfach sogenannte "Schönwettertage", wo sich lokale Gegebenheiten am besten ausprägen können). "Variable Wetterlagen" (V) zeichnen sich dadurch aus, daß eine Bestimmung der großräumigen Strömung nicht möglich ist, da sie sich z.B. im Laufe des Tages stark ändert, z.B. bei Frontdurchgängen.

Die Stickstoffdioxidkonzentrationen zeigen als erstes analog zum Zillertal den Einfluß der vertikalen Temperaturschichtung: Sie sind am Talboden bei Südostströmungen am höchsten, bei Strömungen aus Nordwest und variablen Wetterlagen sind sie relativ niedrig. Südostströmungen zeichnen sich im Untersuchungsgebiet durch relativ häufige und relativ mächtige Inversionen aus (KAISER 1995), die eine Verdünnung bodennah emittierter Schadstoffe behindern und so zu relativ hohen Konzentrationen vor allem nahe dem Talboden führen; umgekehrt ist die Talatmosphäre bei Nordwestströmungen und Störungsdurchgängen meist gut durchmischt.

Anders als im Zillertal sind die Konzentrationen bei Strömung Nordost und Nord aber unerwartet hoch, vor allem an der Christlumalm: Die dann meist gute Durchmischung der Talatmosphäre (KAISER 1995) sollte eigentlich zu relativ niedrigen Konzentrationen führen. Die bei diesen Wetterlagen unerwartet hohen Stickstoffdioxidkonzentrationen vor allem an der Christlumalm sind offensichtlich auf einen Antransport von relativ stickstoffdioxidreicher Luft aus Nord zurückzuführen. Immerhin befinden sich nördlich vom Untersuchungsgebiet Regionen mit hoher Stickstoffdioxidemission (Raum München, Nordwesten Deutschlands, Niederlande; LÖBKERT & DE TILLY 1989, IVERSEN et al. 1991).

Anders als im Zillertal, das ein ausgeprägtes "Eigenleben" aufweist, zeigen die Ozonkonzentrationen im Achtal den Einfluß der großräumigen Wetterlage im gesamten Höhenbereich des Tals (also auch am Talboden): Relativ niedrige Konzentrationen bei "Schlechtwetter" (Westströmung) und an der Vorderseite von Hochdruckgebieten (Strömungen aus dem

Sektor Nord bis Ost) und relativ hohe Konzentrationen an der Rückseite von Hochdruckgebieten (Strömungen aus dem Südsektor; hier können auch großräumige Transporte ozonreicher Luft aus dem Mittelmeerraum stattfinden); bei gradientenschwachen Wetterlagen ist zudem die Verweilzeit der Luft im Hochdruckgebiet - und somit die Zeit für die Ozonproduktion - relativ lang.

Im Vergleich zu Westlagen ist die Ozonkonzentration bei Strömungen aus Nordwest und Nord höher, als zu erwarten wäre. Immerhin sollte Nordstau (typisches Schlechtwetter) eher bei Strömungen mit nördlichen Richtungskomponenten als bei reiner Westströmung auftreten. Die Ozonproduktion sollte daher im Untersuchungsgebiet bei Westströmung eher größer sein als bei Strömungen aus Nordwest bis Nord. Offensichtlich findet bei Überstreichen der Gebiete mit relativ hoher Emission von Vorläufersubstanzen auch bei diesen Wetterlagen eine gewisse Ozonproduktion statt.

5.3 Zusammenfassende Beurteilung der meteorologischen Analyse der Immissionskonzentrationen

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die wichtigsten Ergebnisse der meteorologischen Analyse der gemessenen Immissionskonzentrationen. Hervorgehoben werden vor allem jene Phänomene, die speziell im Achtal gefunden wurden.

Literatur

- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1992: *Epikularwachse von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte 78, 117-120.
- BREHM M. 1986: *Experimentelle und numerische Untersuchungen der Hangwindschicht und ihre Rolle bei der Erwärmung von Tälern*. Münchner Universitätsschriften, Fak. f. Physik, Met. Inst.
- DEFANT F. 1949: *Zur Theorie der Hangwinde nebst Bemerkungen zur Theorie der Berg- und Talwinde*. Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A, Bd. 1, 421-450.
- GEYER B. 1991: *Einflüsse meteorologischer Parameter auf die Ozonkonzentration im Raum Innsbruck*. Diplomarbeit Univ. Innsbruck.
- HOEMANN P. 1992: *Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 91-94.
- IVERSEN T., HALVORSEN N. E., MYLONA S. & SANDNES H. 1991: *Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe 1985, 1987, 1988, 1989 and 1990*. EMEP MSC-W Report 1/91. Technical Report No. 91, DNMI Oslo, Norwegen.
- KAISER A. 1987: *Thermisch-hygrische Vertikalprofile in einem südalpinen Becken*. Wetter und Leben 4, 219-234.

- KAISER A. 1989: Die vertikale Temperaturstruktur der Atmosphäre im Zillertal. *Phyton* 29 (3), 49-62.
- KAISER A. 1994a: *Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen*. FBVA-Berichte 77.
- KAISER A. 1994b: *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung. Erste Ergebnisse der Fesselballonmessungen*. Zwischenbericht zum Forschungsprojekt i.A. des BMLF, Gz.: 56.810/08-VA2/93.
- KAISER A. 1995: *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung*. Forschungsprojekt i.A. des BMLF, Gz.: 56.810/08-VVA2/93.
- LÜBKERT B. & DE TILLY S. 1989: *The OECD-map emission inventory for SO₂, NO_x and VOC in Western Europe*. *Atmospheric Environment* 23, 3-15.
- MACHALEK A. 1974: *Inversionsuntersuchungen in einem Gebirgstal*. *Wetter und Leben* 26, 157-168.
- MAHRINGER W. 1995: *persönliche Mitteilung*.
- NICKUS U. & VERGEINER I. 1984: *The Thermal Structure of the Inn Valley Atmosphere*. *Arch. Met. Geoph. Biocl., Ser. A* 33, 199-215.
- ÖSTERR. INST. F. RAUMPLANUNG (OIR) 1986: *Umweltverträglichkeitsprüfung Heizkraftwerk Wörgl*.
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1994: *Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure - erste Untersuchungsergebnisse von Fichtennadeln am Christlumprofil*. FBVA-Berichte 78, 101-108.
- PRUGGER R. 1991: *Meteorologische Aspekte der Ozonverteilung in den Höhenlagen Nordtirols*. Diplomarbeit Univ. Innsbruck.
- SEIBERT P. 1985: *Fallstudien und statistische Untersuchungen zum Südföhn im Raum Tirol*. Diss. Univ. Innsbruck.
- SMIDT S., LEITNER J. & HERMAN F. 1992: *Höhenprofile Achenkirch - Meßbericht 1992*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht G3-1/1993.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: *SO₂, NO_x and Ozone Records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. *Phyton* 34 (3), 33-44.
- SMIDT S., HERMANN F. & LEITNER J. 1995: *Höhenprofile Achenkirch. Meßbericht 1994*. FBVA-Bericht G3-1/1995.
- STEINACKER R. 1987: *Orographie und Fronten*. *Wetter und Leben* 39, 65-70.
- STEINACKER R. 1991: *Eine ostalpine Strömungslagenklassifikation*. Unveröffentlichtes Manuskript, Inst. f. Met. Univ. Innsbruck.
- STOHL A. & KROMP-KOLB H. 1993: *Analyse der Ozonsituation im Großraum Wien*. Inst. f. Met. Geoph., Univ. Wien.
- STOHL A. & KROMP-KOLB H. 1994: *Origin of ozone in Vienna and surroundings, Austria*. *Atmospheric Environment* 28 (0), 1-11.
- WHITEMAN C. D. 1980: *Breakup of temperature inversions in Colorado Mountain valleys*. Dept. of Atm. Sc., CO State Univ., Fort Collins. *Atm. Sc. Paper No 328, Climatology Report No 82-2*.

Verfasser: Dr. August Kaiser
Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik
Hohe Warte 38
A-1190 Wien

Abb. 1: Zeit-Höhendiagramm der Lufttemperatur (°C), gemessen mit der Fesselballonsonde.

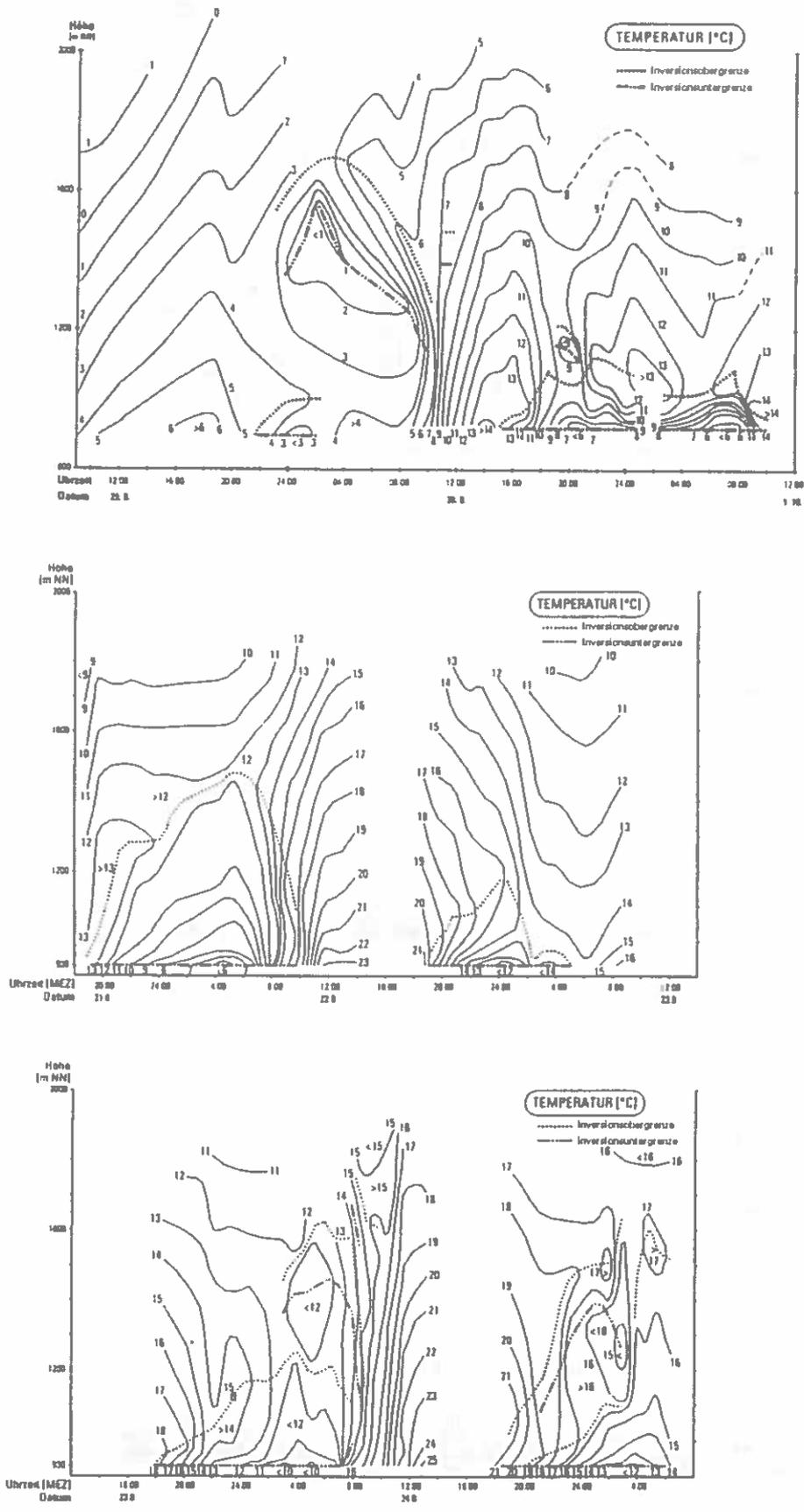


Abb 2:

Zeit-Höhendiagramm der Potentiellen Temperatur (K).

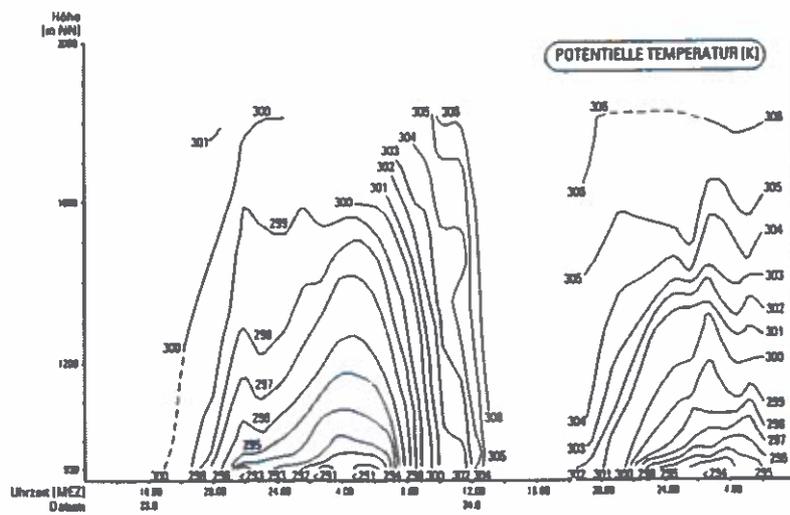
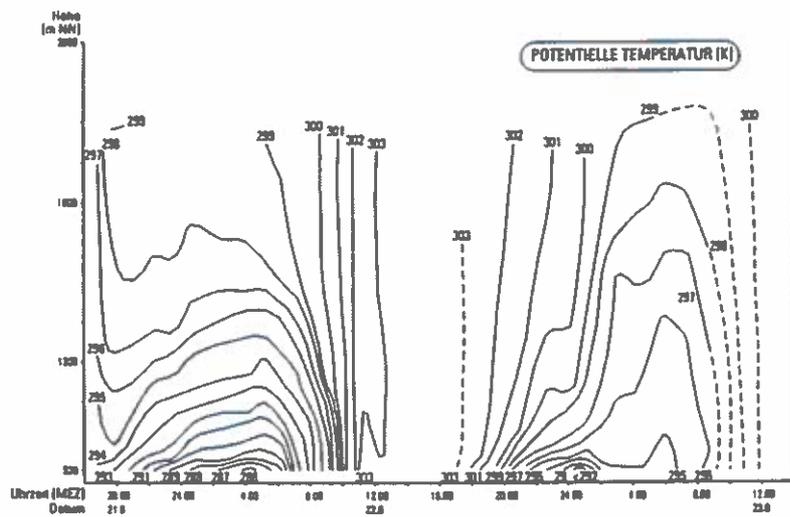
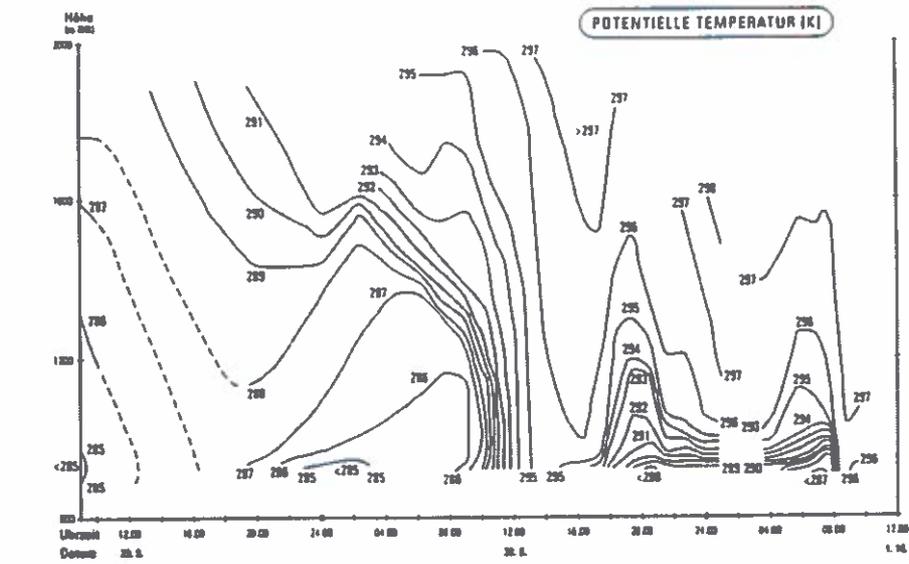


Abb 3: Zeit-Höhendiagramm der Relativen Luftfeuchte (%), gemessen mit der Fesselballonsonde.

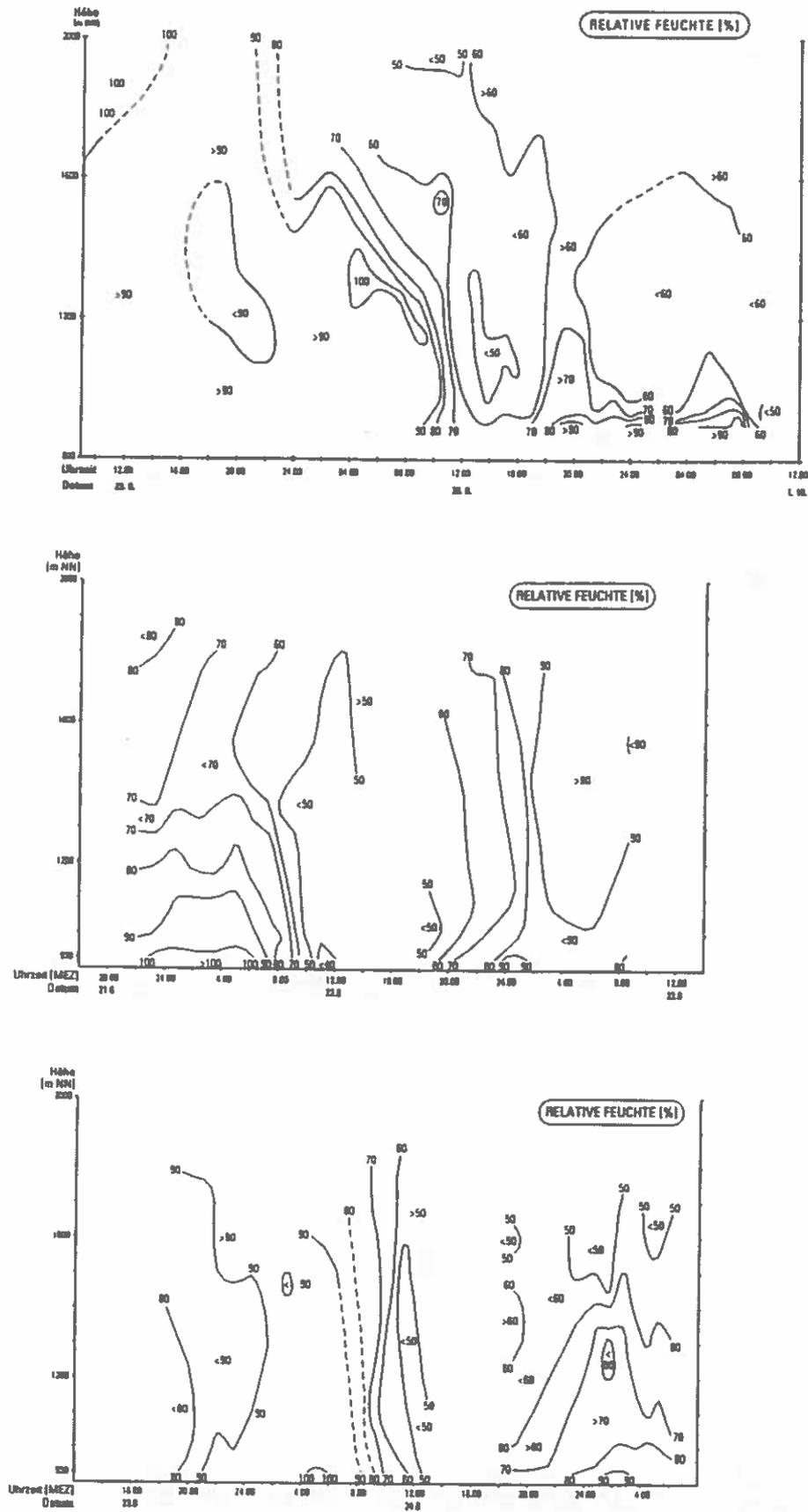


Abb. 4:

Zeit-Höhendiagramm des Mischungsverhältnissen (g/kg).

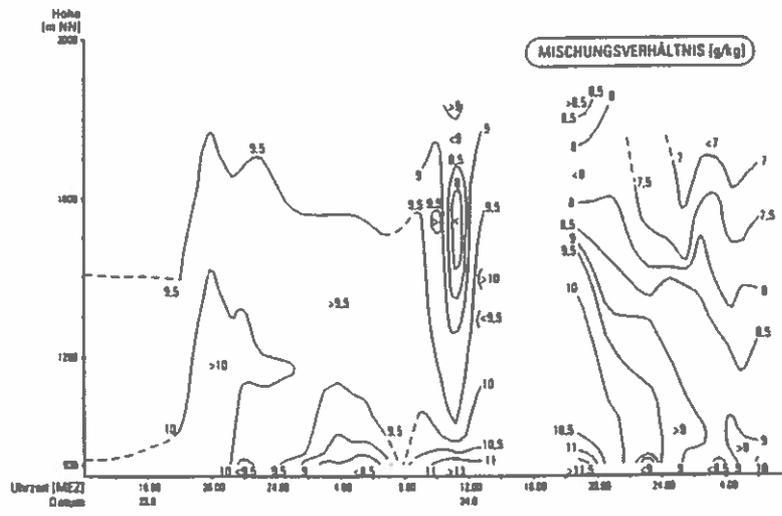
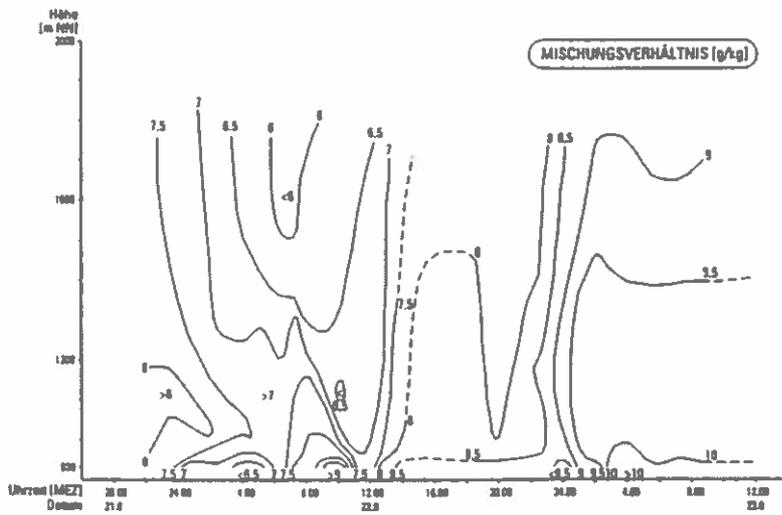
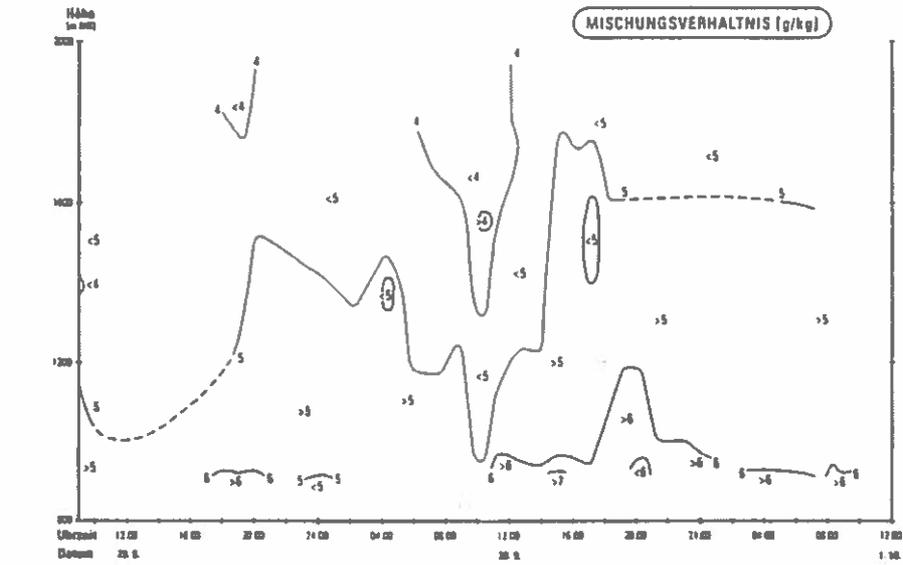


Abb. 5: Zeit-Höhendiagramm von Windrichtung und Windgeschwindigkeit (m/s), gemessen mit der Fesselballonsonde.

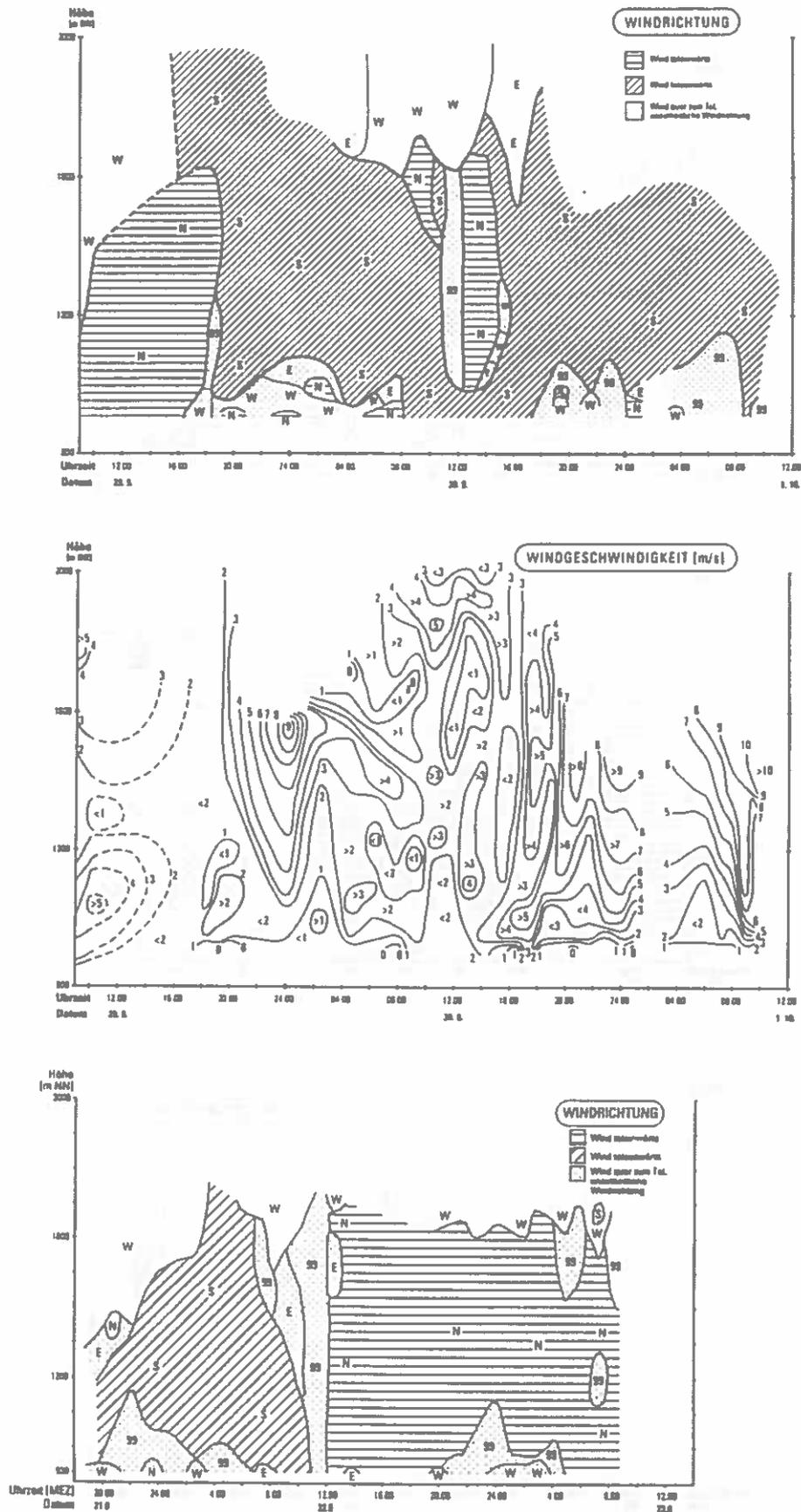


Abb. 5 (Fortsetzung):

Zeit-Höhendiagramm von Windrichtung und Windgeschwindigkeit (m/s), gemessen mit der Fesselballonsonde.

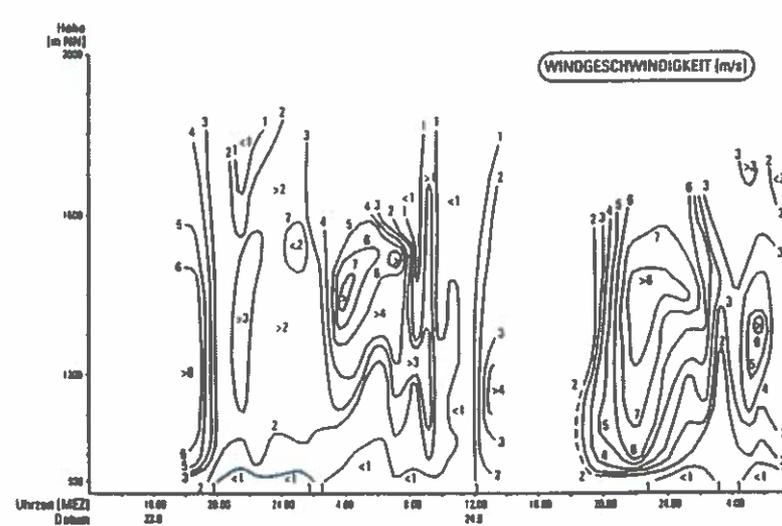
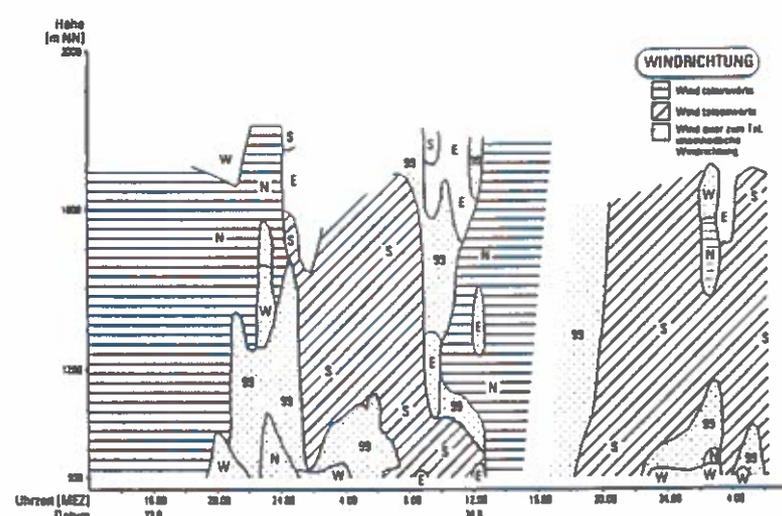
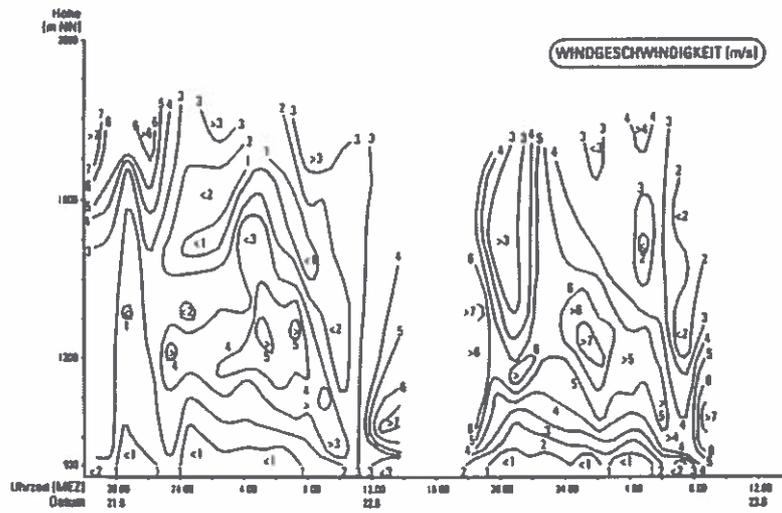


Abb. 6: Zeit-Höhendiagramm der Ozonkonzentration (ppb), gemessen mit der Fesselballonsonde.

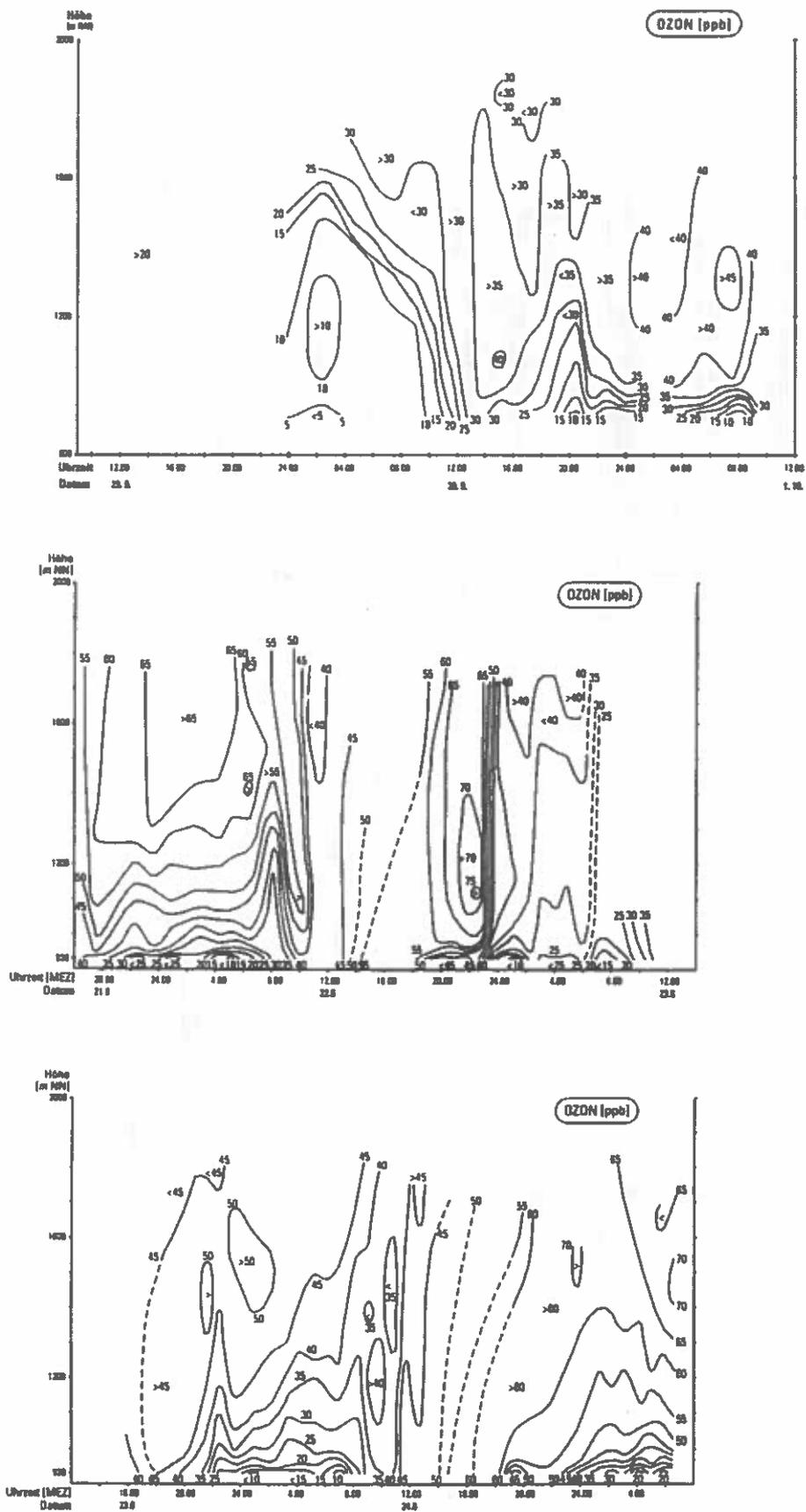


Abb. 7:

Windrichtung (8-teilige Skala) und Windgeschwindigkeit (m/s) an den Stationen Christlum/Talboden und Mühlegger Köpfl, 21. - 25. 6. 1994.

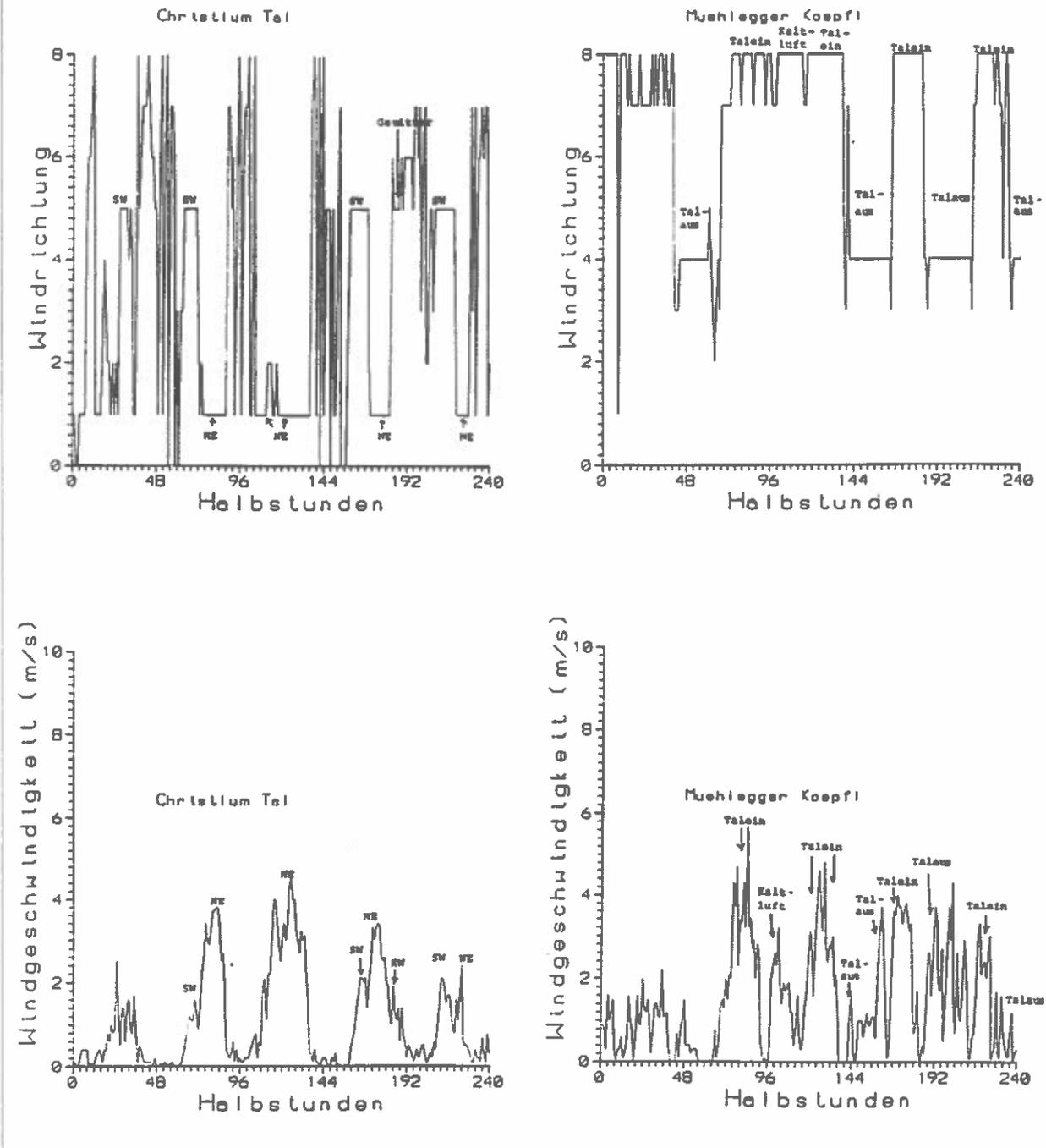
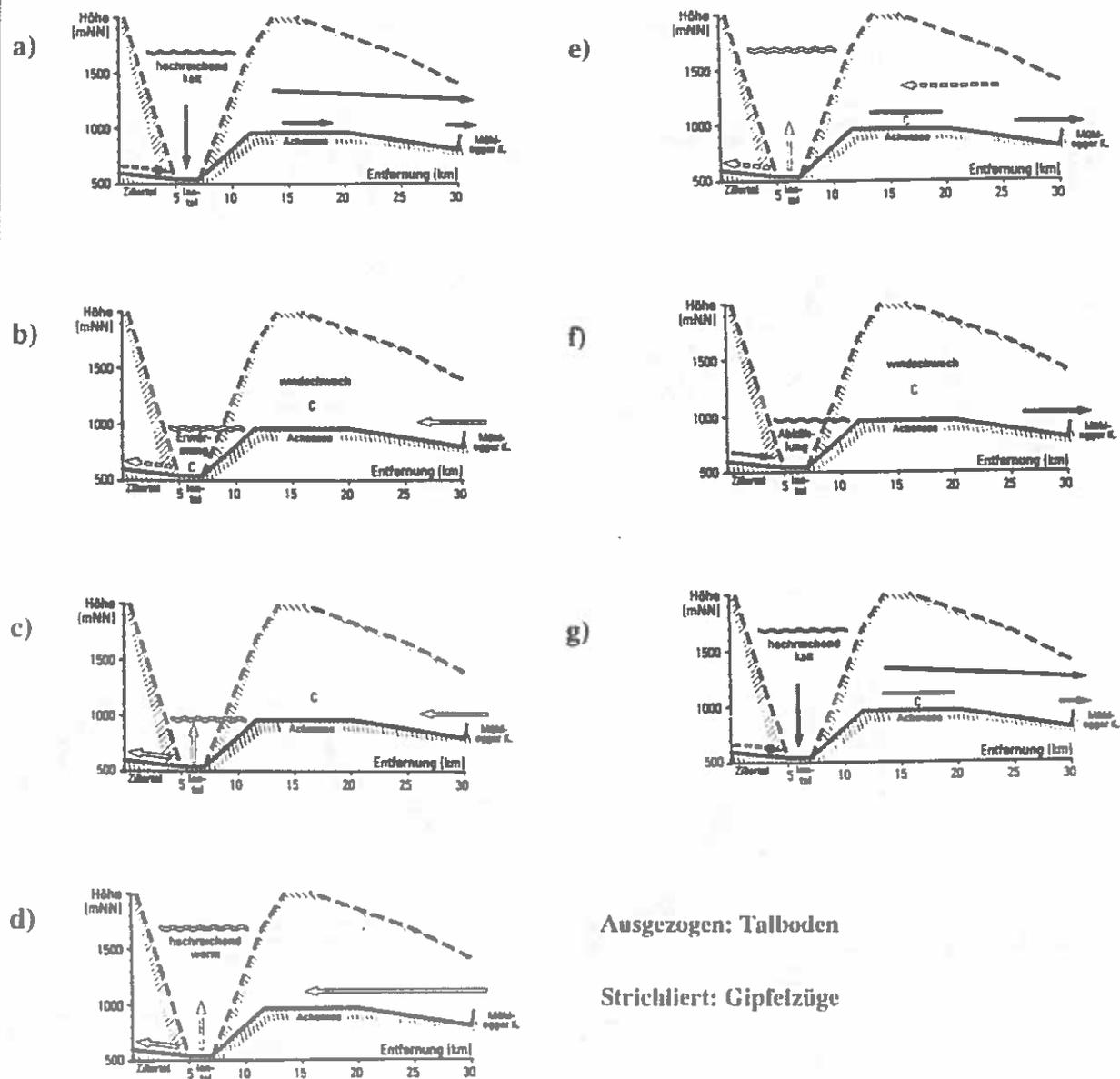


Abb. 8: Schematische Darstellung der Strömungsverhältnisse im Ziller-, Inn- und Achtal.



- a) Früher Morgen nach Sonnenaufgang:
Zillertal: schwacher Talauwind; Inn-tal: hochreichend kalt, Talauwind; Achtal: Ausgleichsströmung aus dem Inn-tal greift bis zum Talboden durch.
- b) Vormittag:
Zillertal: einsetzender Taleinwind; Inn-tal, Achenkirch: windschwach; Mühleggköpfl: einsetzender Taleinwind.
- c) Mittag:
Zillertal, Inn-tal, Mühleggköpfl: Taleinwind; Achenkirch: windschwach.
- d) Nachmittag:
Zillertal: Taleinwind; Inn-tal: hochreichend warm, Taleinwind; Achtal: Ausgleichsströmung aus dem Alpenvorland.
- e) Abend:
Zillertal, Inn-tal: Taleinwind läßt nach; Achenkirch: Ausgleichsströmung aus dem Alpenvorland läßt nach, Bildung der "stagnierenden" Luftschicht; Mühleggköpfl: Talauwind setzt ein.
- f) Erste Nachthälfte:
Zillertal: Talauwind; Inn-tal, Achenkirch: windschwach; Mühleggköpfl: Talauwind.
- g) Zweite Nachthälfte:
Zillertal: Talauwind "schläft ein"; Inn-tal: hochreichend kalt, Talauwind; Achenkirch: Ausgleichsströmung aus dem Inn-tal, "stagnierende" Luftschicht; Mühleggköpfl: Talauwind.

Abb. 9: Mittlere Tagesgänge der NO-Konzentrationen (10⁻¹ppb) in Abhängigkeit vom Wochentag.

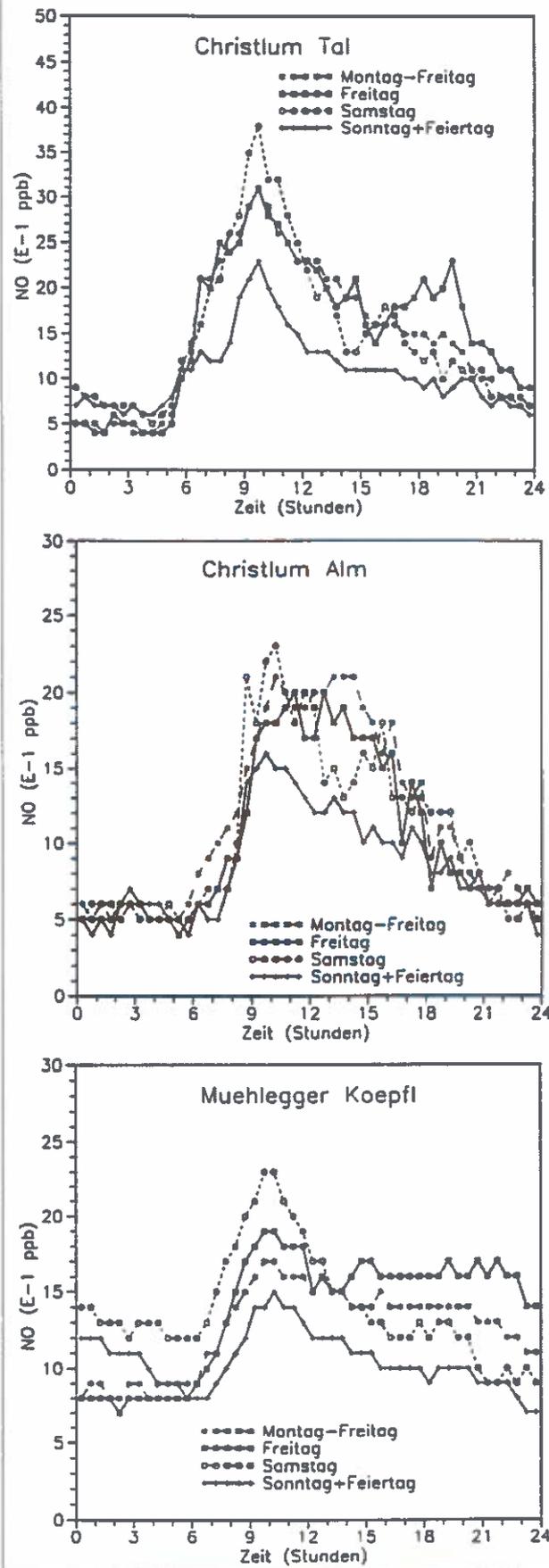


Abb. 10: Mittlere Tagesgänge der NO₂-Konzentrationen (10⁻¹ ppb) in Abhängigkeit vom Wochentag.

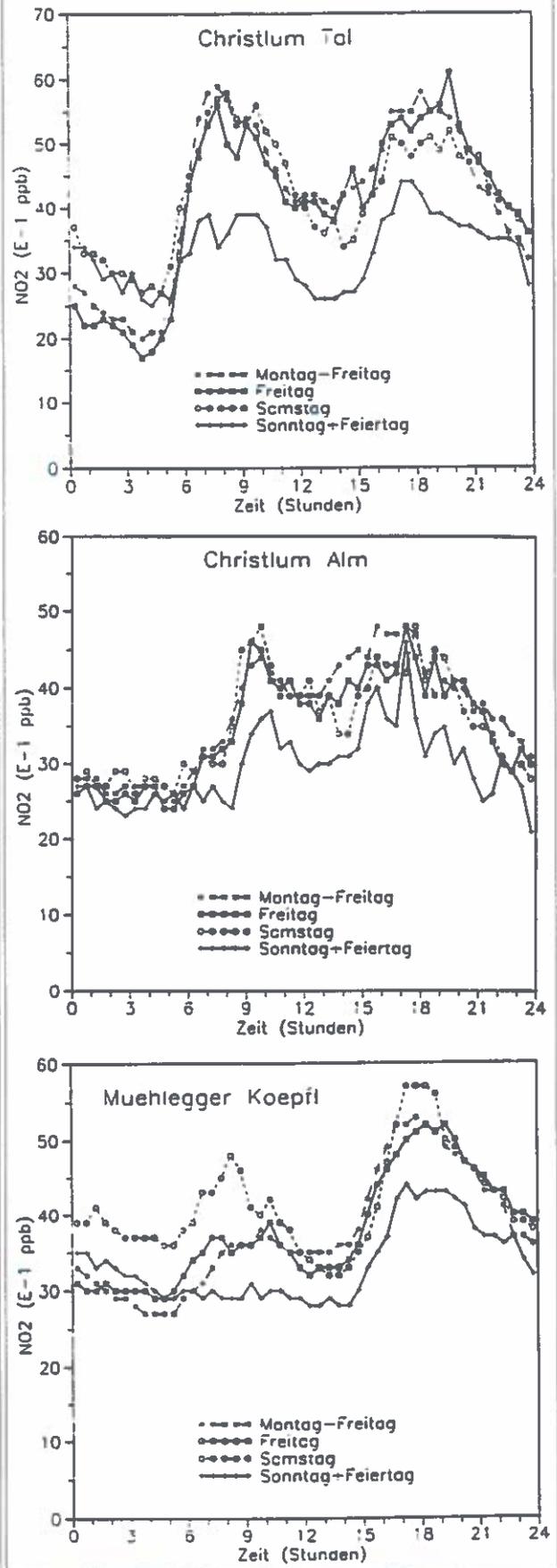


Abb. 11: Mittlere Tagesgänge der O₃-Konzentrationen (10⁻¹ ppb) in Abhängigkeit vom Wochentag.

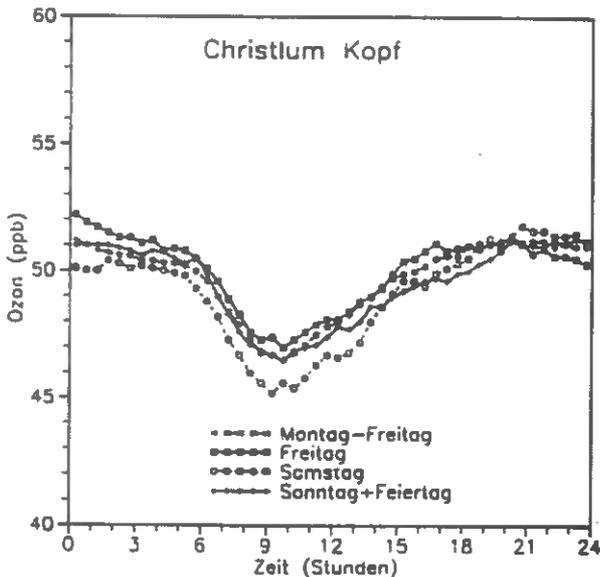
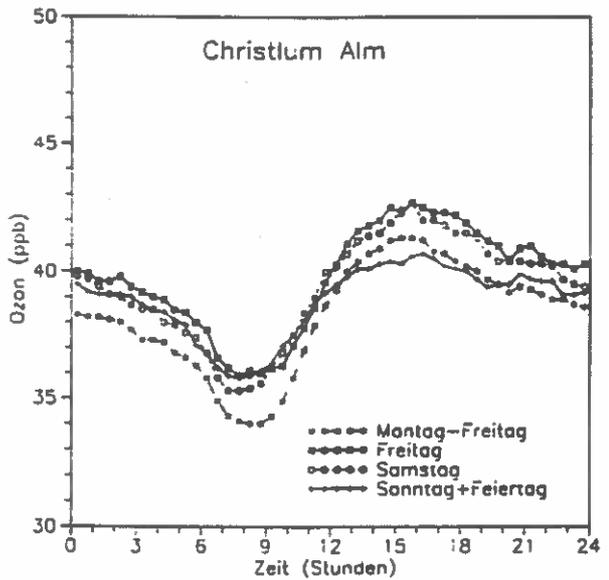
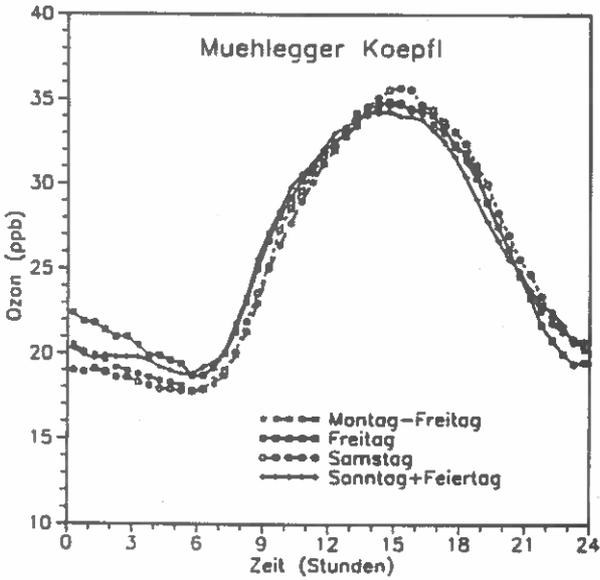
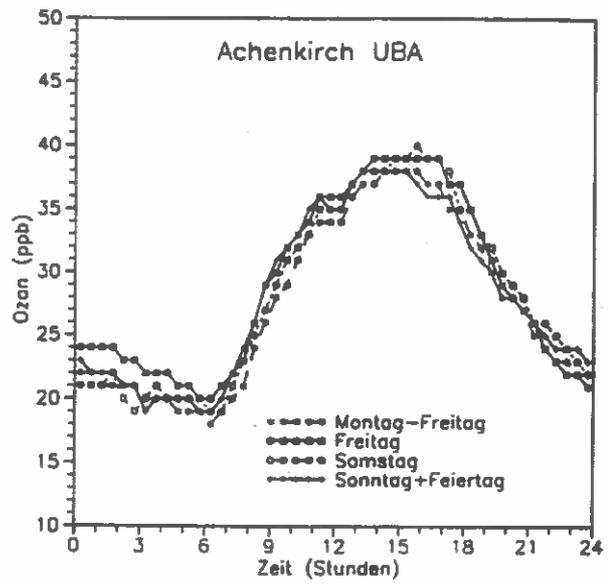
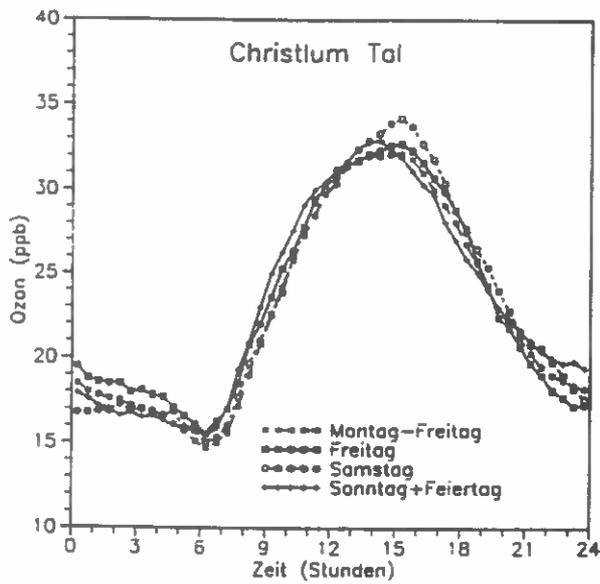
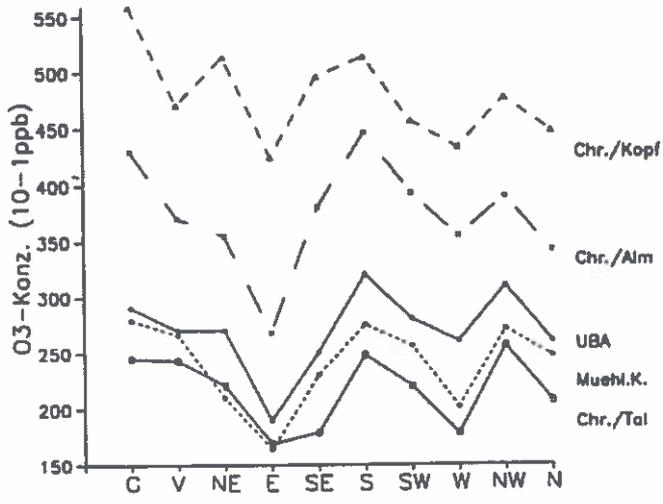
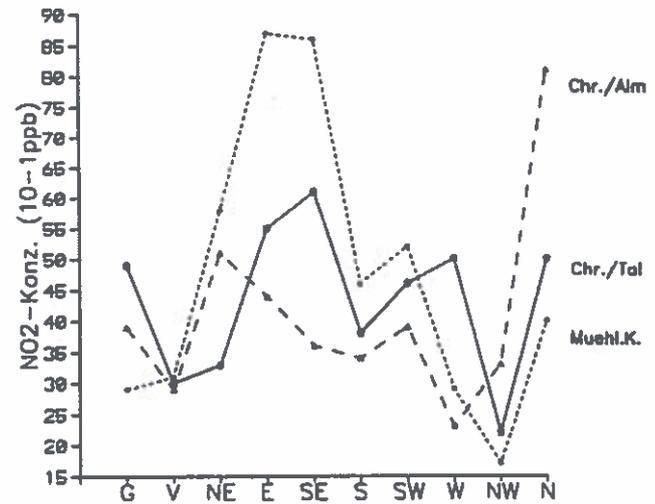
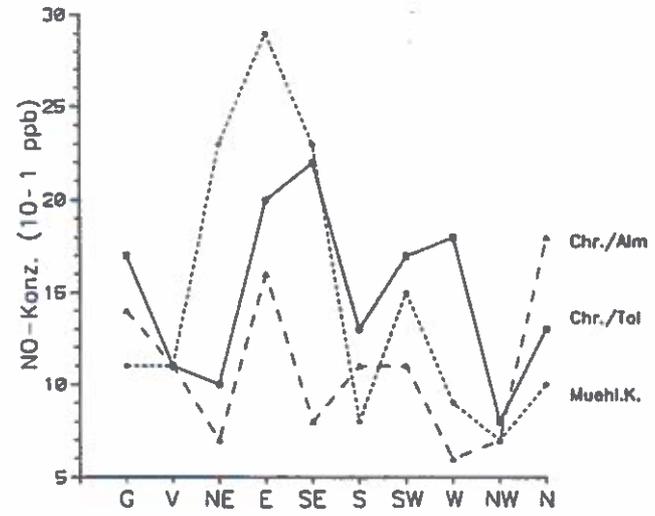


Abb. 12: Mittelwerte der NO-, NO₂- und O₃-Konzentrationen in Abhängigkeit von der großräumigen Wetterlage.



Zusammensetzung des Nebelwassers in Achenkirch - Ergebnisse einer einjährigen Meßperiode

M. F. KALINA, S. STOPPER, Y. GARMROUDI, E. ZAMBO & H. PUXBAUM

Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien

Kurzfassung. Ziel des Projektes "Atmosphärischer Eintrag von Stickstoff- und Schwefelverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch" ist die Bestimmung der Höhenabhängigkeit der drei Eintragsarten über einen längerfristigen Zeitraum (zunächst ein Jahr von Dezember 1995 bis November 1996), welcher auch die Erfassung der saisonalen Schwankungen erlaubt.

Während der einjährigen Testperiode von November 1994 bis Dezember 1995 wurde ein Prototyp für den automatischen Nebelsammler an der Containermeßstelle Christlumalm für den feldmäßigen Einsatz am Christlumprofil adaptiert. Der Sammler wird durch einen Nebeldetektor gesteuert und ist dadurch in der Lage, Einzelereignisse zu erfassen. 147 Nebelproben wurden im Labor auf elektrische Leitfähigkeit, pH, die Kationen Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} sowie auf die Anionen Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} analysiert. Der Korrelationskoeffizient der Leitfähigkeitsbilanz lag bei 0,98, der Korrelationskoeffizient der Ionenbilanz bei 0,99. Die Ionenkonzentrationen variierten im Bereich von 0,1 - 164 mg/l (Median: 11 mg/l) für NH_4^+ , 2,8 - 275 mg/l (Median: 23 mg/l) für NO_3^- und 0,9 - 324 mg/l (Median: 18 mg/l) für SO_4^{2-} . Etwa 80 % des Gesamtgehaltes der detektierten Ionen der einzelnen Proben waren durch die Ionen Ammonium, Nitrat und Sulfat repräsentiert.

Generell zeigten die Nebelproben höhere Konzentrationen als die Niederschlagsproben. Berechnete „Cloud to Snow Ratios“ für Ammonium, Nitrat und Sulfat, basierend auf monatlichen Mittelwerten, lagen im Bereich von 5 - 110, 10 - 60, bzw. 10 - 90. Dieses Ergebnis weist auf die große Bedeutung der okkulten Deposition im Rahmen der Diskussion um die Critical Loads hin, bei der zur Zeit nur die nasse und die trockene Absetzdeposition berücksichtigt werden.

Schlüsselworte: Nebel, Deposition, Wolkenwasser, Ammonium, Nitrat, Sulfat

Abstract. [Cloudwater Chemistry in the Area of Achenkirch - Results of a One-Year Sampling Period.] The goal of the project "Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur compounds due to dry, wet and occult deposition at the Altitude Profiles Achenkirch" is to determine the height dependence of the three types of deposition throughout a one-year time period from December 1995 to November 1996 to be able to get information about their elevational and seasonal behaviour.

Throughout the one year test period from November 1994 to December 1995 a prototype of an automatically working active cloudwater sampler was adapted at the station Christlumalm for the field work at the Christlum profile in Achenkirch working on an event basis controlled by a fog sensor. 147 cloudwater samples were analysed in the laboratory for conductivity, pH, the cations Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} as well as for the anions Cl^- , NO_3^- and SO_4^{2-} . The comparison of measured and calculated conductivity and ionic balances showed good correlation coefficients with 0.98 for the conductivity balance and 0.99 for the ionic balance, respectively. Concentration ranges for NH_4^+ , NO_3^- and SO_4^{2-} are 0,1 - 164 mg/l (median: 11 mg/l), 2,8 - 275 mg/l (median: 23 mg/l) and 0.9 - 324 mg/l (median: 18 mg/l), respectively. About 80 % of the total amount of ionic equivalents detected in each cloudwater sample consist of the ions ammonium, nitrate and sulphate.

In general, cloudwater samples showed higher concentration values than precipitation samples did. „Cloud to Snow Ratios“ calculated for ammonium, nitrate and sulphate and based on monthly mean concentrations are in the range of 5 - 110, 10 - 60 and 10 - 90, respectively. They indicate the potential importance of occult deposition in the field of estimating Critical Loads for ecosystems, where at the moment just wet and dry deposition are accounted for.

Keywords: Fog, deposition, cloudwater, ammonium, nitrate, sulphate

1. Einleitung

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. als geschädigt angesprochen wurden. Während in der anfänglichen Diskussion über die neuartigen Waldschäden die nasse Deposition als alleinige Ursache angesehen wurde, zeigte sich in der weiteren Folge, daß auch Spurengase und Stäube durch trockene Deposition wesentlich zur Streßsituation des Waldes beitragen. Beiden Depositionsarten wird zur Zeit auch in der Diskussion der Critical Loads und Critical Levels Rechnung getragen (RIVM 1993). Dagegen gibt es keine oder nur vage erste Schätzungen über den Beitrag der dritten möglichen Eintragsart für Luftschadstoffe, der okkulten Deposition, zur Gesamtdeposition (KOVAR et al. 1991, MILLER et al. 1993, PAHL 1995). Die okkulte Deposition wird durch Erscheinungen wie Rauhreif, Tau bzw. das Auskämmen von Nebel- oder Wolkentropfen durch Nadeln, Blätter oder Äste (Wolkenwasserinterzeption) bewirkt.

Die Bedeutung, die die Wolkenwasserinterzeption für den Wasserhaushalt von Bergwäldern darstellt, ist schon in frühen Arbeiten zitiert (MARLOTH 1906, LINKE 1916, BAUMGARTNER 1959). Daß die Ionenkonzentrationen im Wolkenwasser generell höher sind als im Niederschlag und diese sogar um eine Größenordnung übersteigen können, ist in jüngeren Studien publiziert (DASCH 1988, FOWLER et al. 1988, SAXENA & LIN 1990, FUZZI et al. 1992, COLLETT et al. 1990, WOBROCK et al. 1994, KALINA & PUXBAUM 1994, FUZZI et al. 1996). Die Abschätzung des Anteils der Einträge durch okkulte Deposition an der Gesamtdeposition wurde erst durch das Auftreten von Nebelmodellen ermöglicht (LOVETT 1984, MILLER et al. 1993, PAHL et al. 1994). Die Bedeutung dieser Abschätzungen wurde durch die Studie von MILLER et al. (1993), mit errechneten Anteilen der okkulten Deposition an der Gesamtdeposition von bis zu 64 % in Abhängigkeit von der Seehöhe, hervorgehoben.

Ziel der Depositionsuntersuchungen im Raum Achenkirch ist die Bestimmung der Höhenabhängigkeit der drei Eintragsarten über einen längerfristigen Zeitraum, welcher auch die Erfassung der saisonalen Schwankungen erlaubt. Erstmals in Österreich wird dabei der relative Anteil der okkulten Deposition an der Gesamtdeposition in Abhängigkeit von der See-

höhe berücksichtigt. Dazu wurden über einen Zeitraum von zunächst einem Jahr gas- und aerosolförmige Luftschadstoffe (SO_2 , NO_2 , NH_3 , HNO_3 , partikuläres Sulfat, Nitrat und Ammonium) an drei Höhenstufen des Christlumprofils gemessen, sowie Wolkenwasserproben gesammelt und analysiert. Weiters werden an zwei Waldfächen (Probefläche 1a und 5) Passivsammlermessungen durchgeführt, um die Homogenität des Höhenprofils zu untersuchen. Im Anschluß werden mit Hilfe von Rechenmodellen die trockenen und okkulten Einträge modelliert. Als Rechenmodelle werden das HICKS'sche "Big Leaf" - Modell für die trockene Deposition (HICKS et al. 1985, GREGORI 1992) und das Wolkenwassermodell von LOVETT (in der Modifikation von PAHL et al. 1994) für die okkulte Deposition herangezogen. Die nasse Deposition wird von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt direkt erfaßt (SMIDT 1991). Die Validierung der Eintragsberechnungen erfolgt durch Vergleich mit Kronentraufanalysen (BERGER 1995).

Die Ergebnisse der einjährigen Meßperiode von November 1994 bis Dezember 1995 werden in dieser Arbeit vorgestellt.

2. Material und Methodik

2.1 Probeflächen und Meßstationen

Als Standorte für die Untersuchung des "Atmosphärischen Eintrags von Stickstoff- und Schwefelverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch" wurden wegen der ganzjährigen Verfügbarkeit der Infrastruktur und der bereits eingerichteten Niederschlagsmeßstellen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt die Containermeßstellen des Christlumprofils ausgewählt (Christlumkopf, 1758 m, Christlumalm, 1280 m und Talboden, 930 m).

Das ost-exponierte Christlumprofil erstreckt sich vom Talboden bis zum Christlumkopf und schließt weitere sieben Probeflächen zwischen 970 m und 1420 m Seehöhe ein. Das Profil zeichnet sich durch zersplitterte Kleinwaldflächen aus, welche durch die Schaffung von Weideflächen und die während der letzten beiden Jahrzehnte angelegten Schipisten entstanden sind. Auch die lokale Belastung durch Klein- und Mittelbetriebe des Ortes Achenkirch und der Tourismus sind deutlicher ausgeprägt als am nördlicher gelegenen Schulterbergprofil (HERMAN & SMIDT 1994).

An den Containermeßstellen werden gas- und aerosolförmige Luftschadstoffe mittels Filterstacks (SO_2 , NH_3 , HNO_3 , partikuläres Sulfat, Nitrat und Ammonium) und Passivsammlern (SO_2 , NO_2 , NH_3) gesammelt sowie Wolkenwasserproben genommen und analysiert. Weiters werden an zwei Waldflächen (Probefläche 1a, 1400 m und Probefläche 5, 1050 m) Passivsammlermessungen durchgeführt, um die Homogenität des Höhenprofils zu untersuchen. Tabelle 1 zeigt den Geräteinsatz an den einzelnen Stationen und die zeitliche Auflösung der jeweiligen Systeme.

Zusätzlich werden Niederschlagssensoren, Blattnässesensoren, Nebelsensoren, sowie meteorologische Sensoren (Temperatur, Feuchte, Windrichtung und Windgeschwindigkeit) zur Erfassung der Eingangsparameter für die Modellrechnung sowie zur Unterstützung der Datenauswertung der Nebel- und Luftproben eingesetzt. Ein PVM-100 wurde an der Containerstation Christlumalm zur direkten Aufnahme des Flüssigwassergehaltes der Nebelereignisse und zur Kalibration der Nebeldetektoren in Betrieb genommen. Die Datenaufnahme erfolgt über Datalogger, die einmal pro Woche von Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt ausgelesen werden. Die Meßgeräte werden ebenfalls wöchentlich gewartet, was eine weitgehend lückenlose Aufnahme des Meßprogrammes gewährleistet (KALINA et al. 1995c).

Als Modellflächen für die Depositionsberechnungen wurden die Waldflächen 1a und 5 ausgewählt, da für diese Versuchsflächen bereits waldspezifische Parameter erhoben wurden, sowie experimentelle Depositionsdaten aus Kronentraufanalysen bestehen (BERGER 1995).

Die Versuchsflächen 1a und 5 umschließen eine Fläche von 500 m² bzw 600 m². Das Alter des Bestandes liegt zwischen 150 und 200 Jahren. Die mittlere Kronenverlichtung beträgt für die Probefläche 1a 2,1 und für die Probefläche 5 1,3. Dabei beschreibt ein

Zahlenwert 1 keine Verlichtung, 2 eine geringe Verlichtung und 5 einen toten Baum (BERGER 1995).

2.2 Probenahme und Analytik

Im Verlauf der Testperiode von November 1994 bis Dezember 1995 wurde der Prototyp eines automatischen Nebelsammlers (NESA1, konstruiert von der österreichischen Firma Kroneis nach Plänen von DAUBE et al. 1986) an der Containermeßstelle Christlumalm (1280 m) aufgebaut und für den Einsatz am Höhenprofil Christlum adaptiert. Im September bzw. November 1995 wurden entsprechende Sammler an den beiden anderen Stationen (Christlumkopf, 1758 m, bzw. Talboden, 930 m) in Betrieb genommen.

2.2.1 Nebelsammler und Nebeldetektor

Der Nebelsammler beginnt bei Erkennen eines Nebelereignisses durch den Nebeldetektor mit der aktiven Sammlung des Nebelwassers. Dazu werden die Ein- und Auslaßklappen geöffnet, die eine trockene Deposition von Luftschadstoffen während der ereignisfreien Zeiträume im Sammler verhindern. Der eingebaute Ventilator saugt das Nebelwasser-Luftgemisch durch drei aus Teflonfäden (0,5 mm Durchmesser) bestehende Harfen. An diesen Teflonharfen werden die Nebeltröpfchen abgeschieden und gelangen durch einen Teflonschlauch, vorbei an einem Tropfenzähler in den Probenwechsler, der zur Sicherung der Probenqualität in einem Eiskasten eingebaut ist. Die Ansaugleistung beträgt etwa 17 m³ pro Minute. Das Ende eines Nebelereignisses ist durch das Ausbleiben von Tropfen am Tropfenzähler über einen Zeitraum von 15 Minuten definiert. Danach wird der Ventilator abgeschaltet und das Schließen der Ein- und Auslaßklappen durch die Steuerung eingeleitet. Abbildung 1 zeigt den Nebelsammler mit abgenommener Seitenwand.

Tab. 1: Geräteausbau der Stationen, zeitliche Auflösung

Meßstelle	Seehöhe	Nebelsammler	Filterstack	Passivsammler		meteorologische Sensoren
				SO_2/NO_2	NH_3	
Christlumkopf	1758 m	8h	1w	2w	2w	10 min
Probefläche 1a	1400 m	-	-	2w	2w	-
Christlumalm	1280 m	8h	1w	2w	2w	10 min
Probefläche 5	1050 m	-	-	2w	2w	-
Talboden	930 m	8h	1w	2w	2w	10 min

8h: 8-Stundenintervalle
 1w, 2w: 1, 2-wöchige Intervalle
 10min: 10 Minuten Auflösung

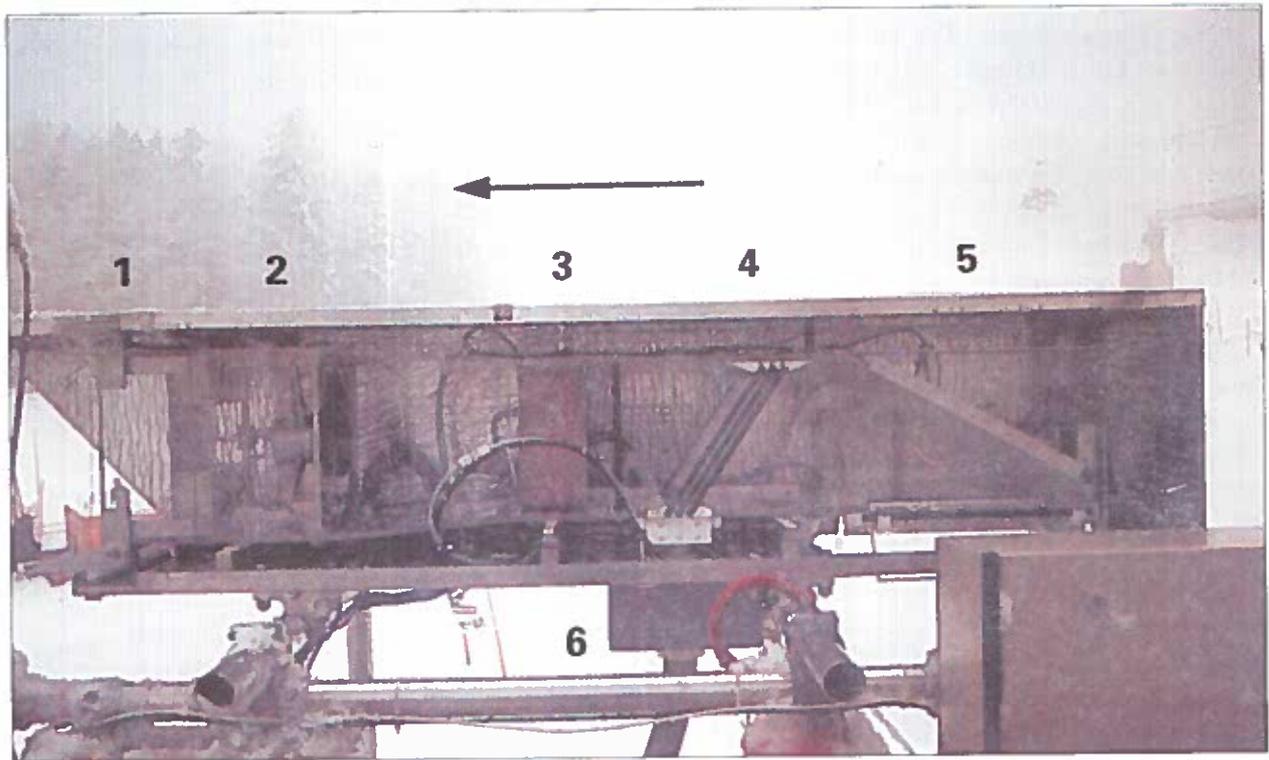
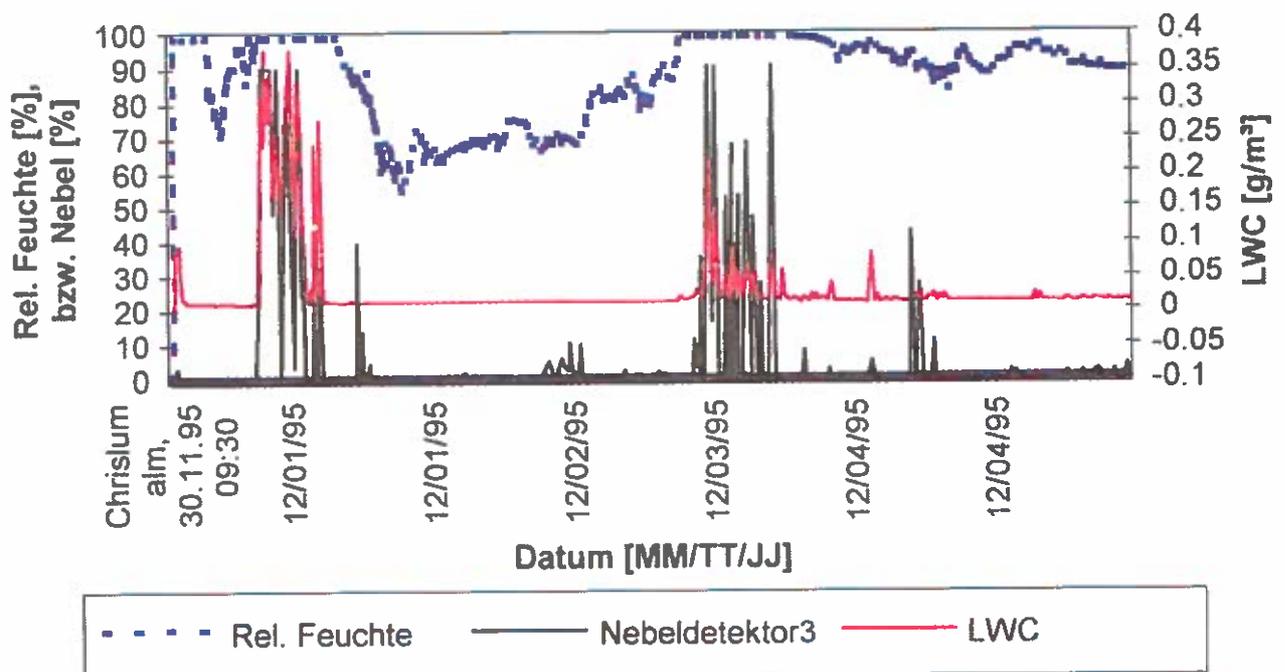


Abb.1: Nebelsammler (NESA1), geöffnet

- 1: Auslaßklappen
 - 2: Ventilator
 - 3: Strömungsgleichrichter
 - 4: Teflonharfen
 - 5: Einlaßklappen und
 - 6: Probenabfluß
- Strömungsrichtung von 5 nach 1.

Abb.2: Zeitlicher Verlauf der Nebeldetektoranzeige im Vergleich zur relativen Feuchte und zum Flüssigwassergehalt (LWC), Christlumalm, 30.11. - 5.12.1995.



Der Nebeldetektor arbeitet nach dem Meßprinzip der Streulichtmessung des von den Nebeltröpfchen rückgestreuten Lichtes und besteht aus einem glockenförmigen Schirm aus Aluminium mit aufgesetztem Elektronikgehäuse und der optischen Einheit, die witterungsgeschützt in die Glocke integriert ist. Er ist mit vier LEDs (light emitting diode) im Infrarot und vier Photodioden mit aufgebrachten Filtern ausgestattet. Die geregelte Heizung gegen Taubeschlag arbeitet etwa bei 25 °C. Die Nullpunktsdrift wird durch elektronische Nachführung des Nullpunktes weitgehend kompensiert (KRONEIS 1996). Abbildung 2 zeigt einen charakteristischen Verlauf. Die Übereinstimmung mit dem PVM 100 ist zufriedenstellend (KALINA et al 1996).

Die so erhaltenen Nebelproben wurden wöchentlich durch den Stationsbetreuer gewechselt und bis zum Versand an das Analysenlabor gekühlt aufbewahrt. Bei der wöchentlichen Betreuung werden sowohl Probenwechsler als auch der Nebelsammler auf mögliche Verunreinigungen geprüft und bei Bedarf mit Aceton und destilliertem Wasser gereinigt.

2.2.2 Analytik der Nebelproben

Der pH-Wert der Nebelproben wurde mit der pH - Einstabmeßkette Typ Flushtrode P/N 238'060 der Fa. Hamilton für ionenschwache Wässer und dem WTW pH-Meter Typ pH523 bestimmt, die elektrische Leitfähigkeit mit der Glasstandardtauchzelle PW 9510/00 (Zellkonstante 0,5 - 0,8/cm, Bereich 10 µS/cm bis 30 mS/cm, Temperaturbereich 0 - 50° C) und dem Philips PW 9505 Conductivity Meter in 10 verschiedenen Meßbereichen (zwischen 0 - 3 µS/cm und 0 - 100 mS/cm) bei der Bezugstemperatur 25° C. Die Analyse der Kationen Natrium, Ammonium, Kalium, Kalzium und Magnesium, sowie der Anionen Chlorid, Nitrit, Nitrat und Sulfat erfolgte ionenchromatographisch auf zwei parallel geführten Analysenstraßen getrennt nach Anionen und Kationen. Die Auswertung erfolgte über

Kalibration mit externen Standards, wobei jede 6. Probe als Standard gefahren wird. Tabelle 2 zeigt die Analysenparameter der ionenchromatographischen Systeme. Die Nachweisgrenzen liegen für die Ionen Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium, Chlorid und Nitrit bei 0,01 mg/l, für Kalzium bei 0,02 mg/l und für Nitrat und Sulfat bei 0,03 mg/l.

Durch den Vergleich der gemessenen Leitfähigkeitswerte mit den aus Analysendaten errechneten Leitfähigkeiten sowie durch den Vergleich der Anionen- mit den Kationenkonzentrationssummen kann die Untersuchungsmethode überprüft werden. Die gemessenen und die berechneten elektrischen Leitfähigkeiten stimmten gut überein. Der Korrelationskoeffizient lag im Fall der Proben dieser Testphase bei $r = 0,98$. Die Ionenbilanz wies einen Korrelationskoeffizient von $r = 0,99$ auf. Im Idealfall ist die Ionenbilanz ausgeglichen. Im Fall der Nebelproben dieser ersten Testphase lag der Anstieg der Ausgleichsgeraden bei $K = 0,97$. Die Analysen wiesen einen leichten Kationenüberschuß auf, der durch das Auftreten von nicht routinemäßig bestimmten Anionen wie Sulfit und Phosphat, bzw. einem undefinierten organischen Anteil zu erklären war (KALINA et al. 1996).

2.2.3 Filterstacks

Die Sammelmethode der Filterstacks dient der gleichzeitigen Erfassung der gas- und aerosolförmigen Luftschadstoffe (SO₂, NH₃, HNO₃, partikuläres Sulfat, Nitrat und Ammonium). Dazu wird die Luft durch 4 verschiedene Filter, die in einem vom "Norwegian Institute for Air Research" (NILU) entwickelten Filterhaltersystem aus Polycarbonat hintereinandergeschaltet sind, gesaugt. Eine genauere Charakterisierung der Meßmethode findet sich bei KASPER & PUXBAUM (1994). Mit dieser Methode werden Abscheideeffizienzen zwischen 87 % für SO₂ und 100 % für die aerosolischen Komponenten Kalzium, Natrium, Kalium und Chlorid erzielt.

Tab.2: Analysenparameter der Ionenchromatographie

	Kationen	Anionen
Gerät:	Dionex-Qic Analyzer	Dionex GPM-2, CD 20
Säule:	Dionex Ion Pac CS12	Dionex Ion Pac AS4A-SC
Vorsäule:	Dionex Ion Pac CG12	Dionex Ion Pac AG4A-SC
Eluent:	17 mM Methansulfonsäure	1,8 mM Na ₂ CO ₃ + 1,7 mM NaHCO ₃
Flow:	1 ml/min	1 ml/min
Suppressor:	Dionex CSRS I - 4mm (elektrochemisch)	ASRS I - 4mm (elektrochemisch)
Probenschleife:	20 µl	30 µl
Detektion:	Leitfähigkeitsdetektor	Leitfähigkeitsdetektor
Detektorempfindlichkeit:	10 µS	5 - 30 µS

Die Unterschiede zu der von KASPER & PUXBAUM (1994) beschriebenen Anwendung liegen zum einen im veränderten Ansaugstück der Filterstacks, zum anderen in der verlängerten Beprobungszeit. Während diese Autoren am Hohen Sonnblick mit "open-face"-Filterstacks und 24 Stunden Zeitauflösung bei etwa 11 l/min Durchsatz arbeiteten, verwenden wir in Achenkirch "inline"-Filterstacks und einwöchige Beprobungsphasen mit etwa 2 l/min. Die Vorteile der gekrümmten, beheizbaren Ansaugleitung liegen in einer Vorabscheidung der groben Partikel an der Ansaugkrümmung und im Verhindern eines Zufrierens des Filterstacks während der Wintermonate durch die Heizstrecke (HICKS et al. 1991, KALINA et al. 1995c).

Ein Vergleich der Meßwerte der zwei Kampagnen mit Analysen aus dem Zillertal (1560 m, GREGORI 1992) zeigt eine gute Übereinstimmung der Winterdaten. GREGORI (1992) beobachtete 6 nmol/m³ Nitrat, 7 nmol/m³ Sulfat und 18 nmol/m³ Ammonium, sowie 5 nmol/m³ HNO₃, 9 nmol/m³ SO₂ und 40 nmol/m³ NH₃ als Konzentrationsmittel über die Monate Dezember bis Februar. Einzig die Ammoniakwerte übersteigen die im Rahmen der vorliegenden Arbeit in Achenkirch gefundenen Konzentrationen um einen Faktor 8, was aber mit der starken Abhängigkeit der Ammoniakemissionen von lokalen Einflüssen erklärt werden kann (UMWELTBUNDESAMT 1993).

2.2.4 Passivsammler

Die Sammelmethode der Passivsammler wird in 2 Applikationen zur simultanen Erfassung von NO₂ und SO₂, sowie zur Erfassung von NH₃ an 5 Höhenstufen im Christlumprofil angewendet. Die zusätzliche Bestimmung von SO₂, NO₂ und NH₃ durch Passivsammler ist wegen der geringen anfallenden Konzentrationen im Höhenprofil und den relativ hohen Nachweisgrenzen der kontinuierlichen Meßgeräte in den Containerstationen erforderlich.

Das Meßprinzip der Passivsammler beruht auf der Diffusion gasförmiger Verbindungen über eine definierte Diffusionsstrecke zu einem Sammelmedium. Die zur Anwendung kommenden Passivsammler sind Badge-Sammler nach KASPER & PUXBAUM (1994). Der Expositionszeitraum beträgt entsprechend der Belastung 2 Wochen und wurde in zwei Testreihen von jeweils 4 Wochen an der Containermeßstelle Christlumalm ermittelt (18.1. bis 15.2.95 und 26.4. bis 24.5.95). Nach der Beprobung wurden die Sammler mit den entsprechenden Eluenten für die Anionen- und Kationenchromatographie (siehe Tabelle 2) elu-

iert und auf die Ionen Nitrit und Sulfat, bzw. Ammonium analysiert. Aus den Konzentrationswerten und der entsprechenden Expositionsdauer wurden unter Berücksichtigung der "Boundary layer"-Theorie, die integralen Mittelwerte nach dem Fick'schen Diffusionsgesetz berechnet.

3. Ergebnisse

3.1 Filterstack-Proben

In zwei jeweils einwöchigen Testkampagnen vom 18.1. bis zum 25.1. 1995 und vom 8.2. bis zum 15.2.1995 wurde die wöchentliche "inline"-Sammel-methode (Wochenstack) mit der bei KASPER (1994) beschriebenen (Tagesstack) verglichen. Abbildung 3a und Abbildung 3b zeigen die Ergebnisse dieser Vergleichskampagnen. Es wurden die Luftkonzentrationen des Aerosols der Teflonfilter, die Summen HNO₃ und SO₂ aus Nylon- und KOH-Filtern und die Ammoniakkonzentrationen der Oxalsäurefilter der Wochenstacks den aus den Tagesstacks berechneten Wochenmittelwerten gegenübergestellt. Weiters wurden die Summen der Ammonium- und Ammoniakkonzentrationen, der Nitrat- und Salpetersäurekonzentrationen der Wochen- und Tagesstacks verglichen. Die Teflonfilter zeigten gute Übereinstimmungen bis auf Ammonium und Nitrat, was mit dem Abdampfen von Ammonnitrat, durch Temperaturschwankungen während der einwöchigen Sammlerperiode, aber auch durch die Ansaugheizung des Inlinesystems selbst verursacht, erklärt werden kann (APPLE et al. 1991). Dies zeigt auch der Mehrbefund an Ammoniak und HNO₃ bei den Wochenstacks. Ebenso wurde ein Minderbefund an Sulfat am Teflonfilter als SO₂ des KOH-Filtern wiedergefunden. Diese Problematik wurde in der Betrachtung der Summenvergleiche berücksichtigt und zeigte eine befriedigende Übereinstimmung der beiden Sammelmethode, was den Einsatz der Wochenstacks rechtfertigt. Der niedrige Ammoniakwert am Wochenstack der Februarkampagne konnte nur mit dem relativ hohen Blindwert dieser Meßperiode erklärt werden. Die Blindwertproblematik vor allem der Oxalsäurefilter ist bei KASPER (1994) beschrieben und wird während des einjährigen Meßprogrammes analog behandelt.

Abb.3a: Vergleich der Wochen- und Tagesstacks, Christlumalm, 18.01. bis 25.01.95

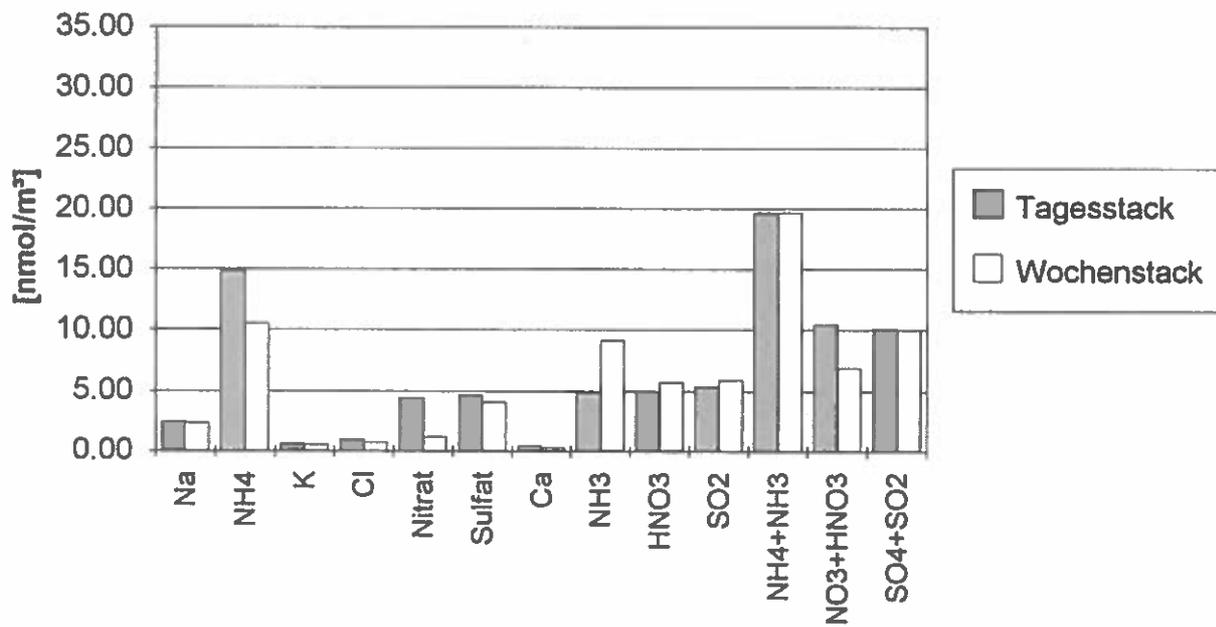
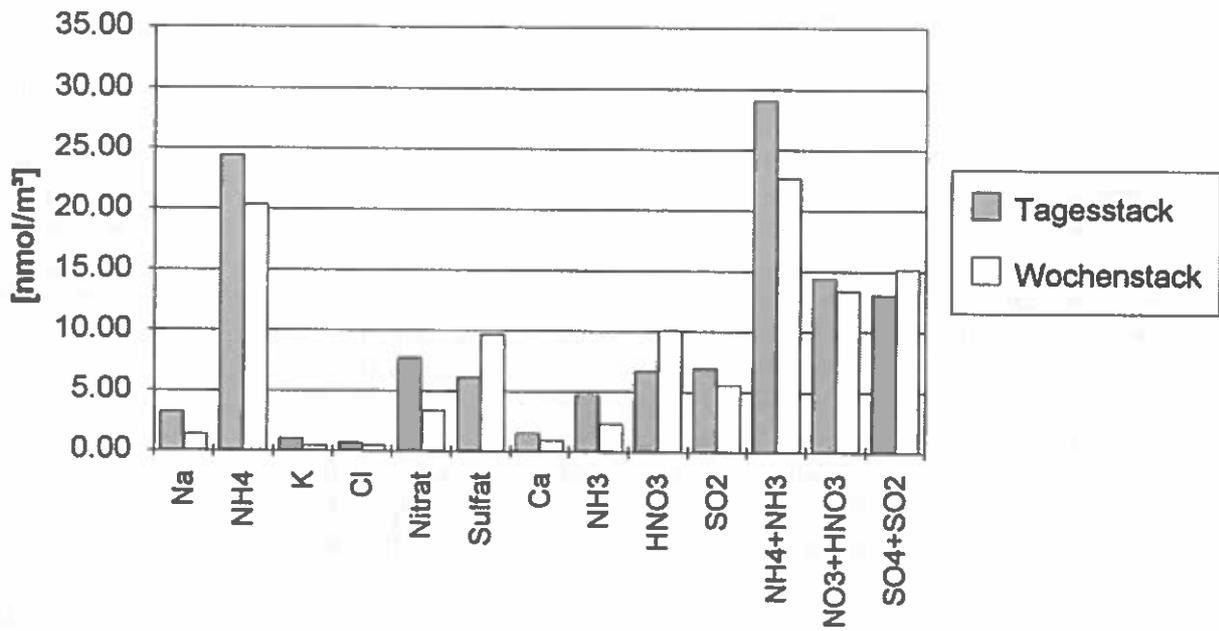


Abb.3b: Vergleich der Wochen- und Tagesstacks, Christlumalm, 08.02. bis 15.02.95



3.2 Passivsammler-Proben

Die Konzentrationen der betrachteten Gase lagen in dieser Testperiode auch deutlich unter den Nachweisgrenzen der kontinuierlichen Meßgeräte. Für NO_2 wurden mit dem Passivsammler 1,3 ppb gemessen, während der kontinuierliche Monitor mit 2 ppb an der Nachweisgrenze lag. Beim SO_2 wurde ein im Vergleich zum Monitor um einen Faktor 10 niedrigerer

Wert mit dem Passivsammler angezeigt (0,1 ppb statt etwa 1 ppb am Monitor). Auch die Gegenüberstellung der SO_2 -Daten der Passivsammler mit den SO_2 -Werten der Filterstackmessungen im Untersuchungszeitraum zeigt mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,98 eine gute Vergleichbarkeit der beiden Methoden. Damit ist der Einsatz von Passivsammlern zusätzlich zu den kontinuierlichen Meßgeräten gerechtfertigt.

Tab.3: Crosskorrelation, Christlimalm, November 94 bis März 95

	H ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
H ⁺	1,00	0,07	0,19	-0,07	0,10	0,07	0,08	-0,17	0,50	0,26
Na ⁺		1,00	0,49	0,57	0,76	0,73	0,82	-0,03	0,60	0,50
NH ₄ ⁺			1,00	0,43	0,67	0,43	0,77	0,01	0,92	0,97
K ⁺				1,00	0,45	0,29	0,66	-0,01	0,47	0,40
Ca ²⁺					1,00	0,90	0,72	0,11	0,77	0,70
Mg ²⁺						1,00	0,53	0,12	0,57	0,50
Cl ⁻							1,00	0,03	0,81	0,72
NO ₂ ⁻								1,00	-0,03	-0,02
NO ₃ ⁻									1,00	0,87
SO ₄ ²⁻										1,00

3.3 Nebelproben

Im Untersuchungszeitraum wurden 157 Nebelproben an 105 Tagen gesammelt. 147 konnten auf ihren Ionengehalt (Probenvolumen > 0,5 ml), 108 zusätzlich auf pH und Leitfähigkeit untersucht werden (Probenvolumen > 5 ml).

Die Crosskorrelation für die Einzeldaten des Winterhalbjahres (November 1994 bis März 1995) ist in Tabelle 3 gezeigt. Die markantesten Korrelationen sind fett hervorgehoben. Die gute Korrelation von Calcium und Magnesium (0,90) ist im Kalkalpin nicht weiter überraschend (PUXBAUM et al. 1991, KALINA et al. 1995b,c), wogegen die Korrelation von Natrium und Chlorid (0,82) nur durch lokale Quellen begründet sein kann. Die Hauptkomponenten der Anionen Nitrat und Sulfat korrelieren miteinander (0,87) und beide etwa gleich stark mit Ammonium (0,92 bzw. 0,97). Dies kann als erster Hinweis auf eine weitgehend vollständige Neutralisation der beiden säurebildenden Bestandteile in den Proben gewertet werden, zumal beide auch eine schlechte Korrelation mit den Protonen aufweisen (0,50 für Nitrat bzw. 0,26 für Sulfat). Daß Nitrat relativ zu Sulfat doppelt so gut mit den Protonen korreliert, fügt sich gut ins Gesamtbild, da die Neutralisation der Salpetersäure durch Ammoniak unter Bildung von Ammoniumnitrat erst im Gleichgewicht mit Diammoniumsulfat thermodynamisch beständig ist (SAXENA et al. 1983), d.h. erst nachdem die Schwefelsäure neutralisiert ist.

Ein leicht verändertes Bild zeigte sich bei Betrachtung der Crosskorrelation über die gesammte Untersuchungsperiode. Kalzium und Magnesium korrelierten im Gegensatz zum Winterhalbjahr auffallend gut mit Nitrat (0,95 bzw. 0,88), Nitrat im Vergleich zu

Sulfat auffallend schlechter mit Ammonium (0,74 bzw. 0,90). Dieses Verhalten läßt sich mit dem verstärkten Auftreten von Kalzium im Sommeraerosol der Filterstackmessungen erklären (11 nmol/Nm³ im Maximum des Jahresganges, im Juli 1995, im Vergleich zu 0,4 nmol/Nm³ im Minimum des Jahresganges, im Jänner 1995). Ein ähnliches Verhalten wurde von KASPER (1994) für einen Jahresgang am Hohen Sonnblick beschrieben.

Zur eingehenderen Untersuchung dieser Problematik sind in Abbildung 4a die Ionenequivalente der einzelnen Nebelproben dargestellt. Die Kationen (positive Skalierung) sind den Anionen (negative Skalierung) der jeweiligen Proben direkt gegenübergestellt. Abbildung 4a zeigt die charakteristische starke Fluktuation der Konzentrationen in den einzelnen Nebelproben. Die Mediane für die entsprechenden Ionenkonzentrationen lagen bei 0,11 mg/l (Bereich: 0,1 - 164 mg/l) für Ammonium, 23 mg/l (Bereich: 2,8 - 275 mg/l) für Nitrat, 18 mg/l (Bereich: 0,9 - 324) für Sulfat, sowie 4,4 (Bereich: 2,8 - 6,6) für den pH-Wert. Um die Verhältnisse, vor allem der geringer konzentrierten Proben besser sichtbar zu machen, sind in Abbildung 4b die prozentuellen Ionenequivalente, bezogen auf die Einzelproben, dargestellt. Die Summe der Ionenequivalente der einzelnen Probe entspricht dabei 100 %, eine ausgeglichene Ionenbilanz wird dabei durch 50 % Kationen- und Anionenanteil ausgedrückt. Die Anionen sind analog zur Abbildung 4a negativ skaliert.

In Abbildung 4b deutlich erkennbar, lag der Hauptanteil der Kationen bei Ammonium, während die Anionen von Nitrat und Sulfat bestimmt waren. Etwa 80 % des Gesamtgehaltes der detektierten Ionen der einzelnen Proben waren durch die Ionen Ammonium,

Nitrat und Sulfat repräsentiert. Die Monate November und Dezember waren durch die Ionen Ammonium, aber auch Kalzium, charakterisiert. Der Kalziumanteil stieg dann erst wieder in den Sommermonaten und blieb bis in den November präsent. Dagegen zeig-

ten die Proben von Februar bis April und dann wieder ab Mitte November einen deutlichen Protonenanteil (gelbe Balken in Abbildung 4b), die sauren Anionen waren nicht vollständig neutralisiert.

Abb.4a: Ionenequivalente der einzelnen Nebelproben, Christlumalm, Nov. 94 bis Dez. 95

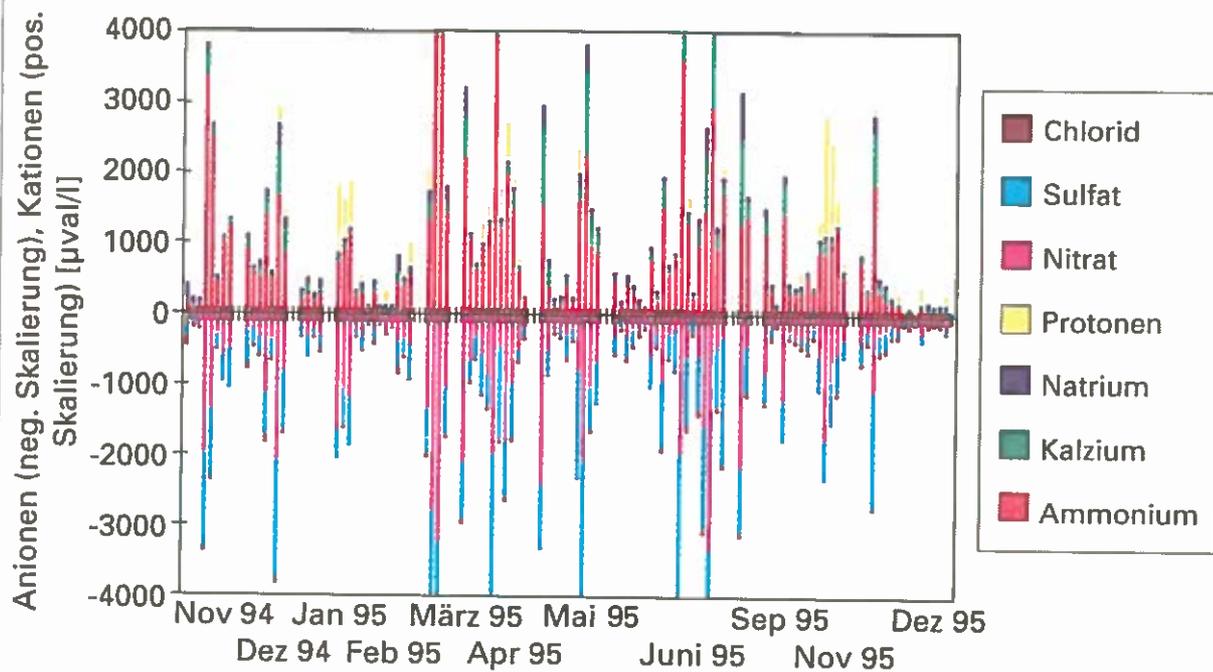


Abb.4b: Prozentuelle Ionenequivalente der Nebelproben, Christlumalm, Nov. 94 bis Dez. 95

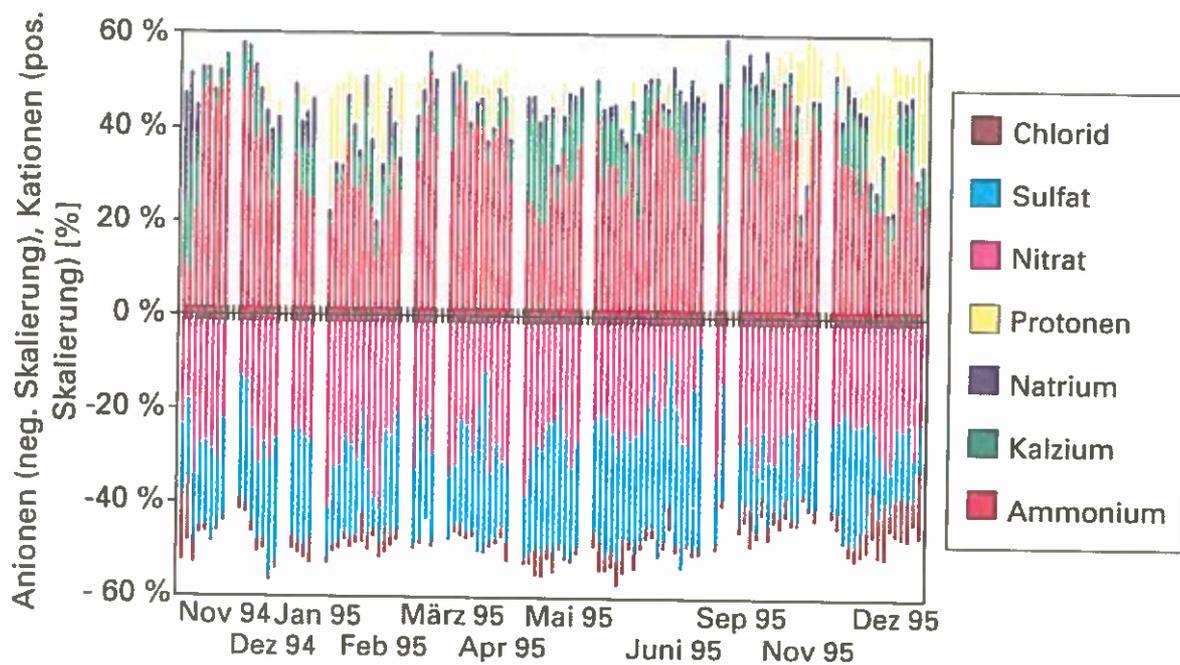


Abb. 5: Verteilung der Nebelproben in pH-Klassen, Christlumalm, Nov. 94 bis Dez. 95

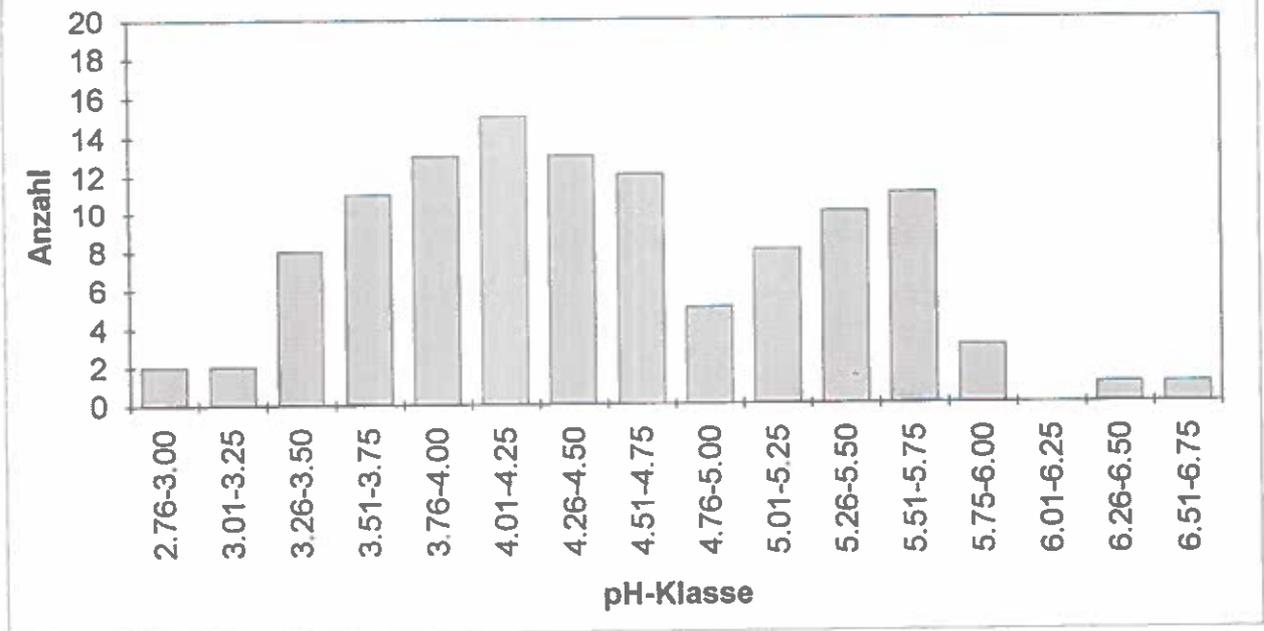
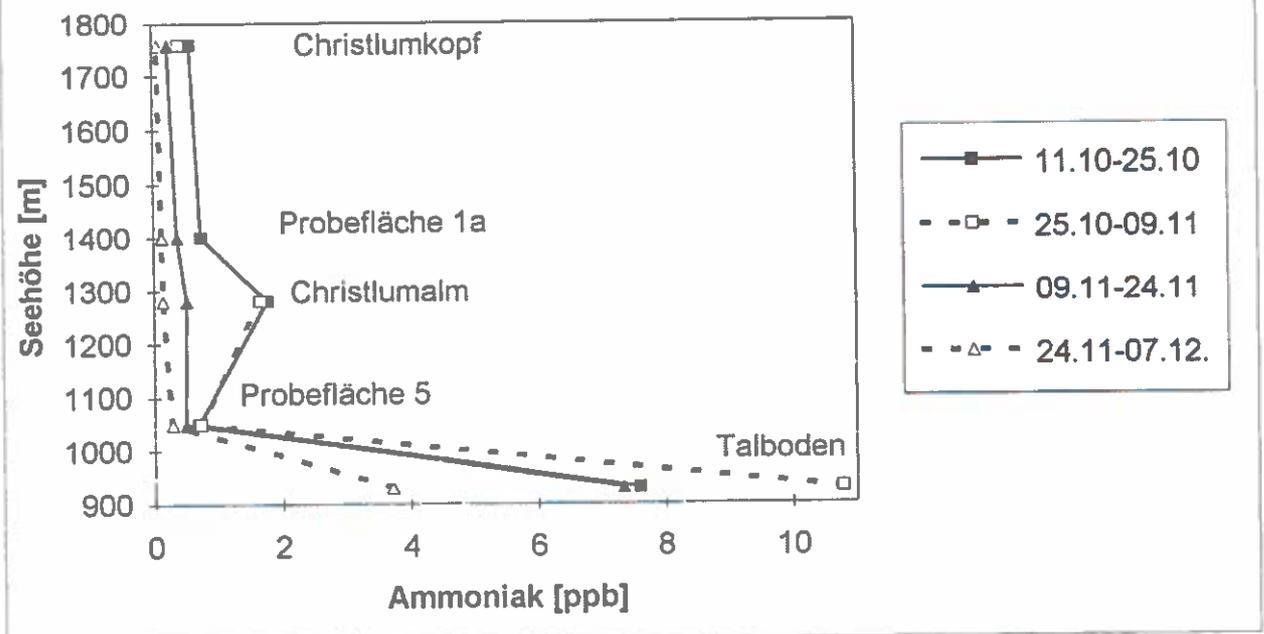


Abbildung 5 zeigt die Verteilung der Nebelproben in pH-Klassen. Auch hier sind eindeutig 2 Maxima zu differenzieren, eines in der pH-Klasse 4,0 - 4,25, das andere in der pH-Klasse 5,5 - 5,75. Demnach können also zwei charakteristische Typen von Nebelereignissen unterschieden werden: Zum einen Ereignisse mit geringem Protonenanteil, zum anderen Proben mit auffallendem Protonenanteil. Ob diese beiden Fälle zwei unterscheidbaren "Hauptnebelereignissen" am Höhenprofil Achenkirch zugeordnet werden können, bleibt bis zur Verfügbarkeit der ent-

sprechenden meteorologischen Parameter ungeklärt. Allerdings liegt nahe, daß Luftmassen, die aus dem Inntal ins Achenental, einfließen eher in Kontakt zu Ammoniakquellen gestanden sind, als jene Luftmassen, die aus höheren Luftschichten (Ferntransport) ins Achenental absinken (KAISER 1995). Ammoniak wird ja nahezu ausschließlich durch biologische Prozesse in bodennahen Schichten emittiert (Mikroorganismen, Landwirtschaft). Als Hauptammoniakquelle für Österreich wird mit 86 % der Gesamtemissionen die Landwirtschaft angeführt, während nur

Abb. 6: Ammoniakkonzentrationen, Passivsammler, Christlumprofil 1995



8 % aus natürlichen Quellen stammt (UMWELTBUNDESAMT 1993). Messungen im Waldviertel (PUXBAUM et al. 1993) und im Zillertal (GREGORI 1992) zeigten, daß Aerosole in Bezug auf Ammonium und Sulfat in bodennahen Schichten meist vollständig neutralisiert vorliegen, während Aerosol- und Nebelproben an der hochalpinen Meßstelle Hoher Sonnblick einen erheblichen Anteil an sauren Komponenten aufweisen (KASPER 1994, BRANDTNER et al. 1994). Abbildung 6 zeigt die ersten Höhenprofile für Ammoniak an den 5 mit Passivsammlern ausgerüsteten Stationen des Christlumprofils. Bemerkenswert sind die signifikant höher liegenden Werte am Talboden, die wie oben besprochen durch die Nähe zu den als Ammoniakquellen fungierenden landwirtschaftlichen Betrieben bedingt sind. Generell nahmen die Ammoniakkonzentrationen mit der Höhe ab, einzige Ausnahme sind die ersten Werte der Station Christlumalm, die durch die Weidewirtschaft, die in diesem Jahr bis Oktober betrieben wurde, erklärt werden können.

3.2 Vergleich der Konzentrationen im Nebel an verschiedenen Meßstellen

Der Vergleich der Ionenkonzentrationen der Nebelproben an der Station Christlumalm mit Daten anderer Nebelstudien in Italien, in der Schweiz, in Deutschland und in Österreich zeigt eine Vergleichbarkeit der Achenkirchdaten mit den Ergebnissen am Rigi und am Kleinen Feldberg und ist in Tabelle 4 aufgelistet. Es sind jeweils der Median und in Klammern der Konzentrationsbereich angegeben.

Die Wolkenwasserkonzentrationen an den hochalpinen Meßstellen Jungfrauojoch und Hoher Sonnblick lagen etwa um eine Größenordnung niedriger als die Nebelkonzentrationen in Achenkirch und entsprachen am ehesten den Konzentrationen in nassen Niederschlägen in Achenkirch (0,4 mg NH₄/l, 1,6 mg NO₃/l

und 1,3 mg SO₄/l im mengengewichteten Mittel für 1994; SMIDT et al. 1995). Dagegen wiesen die Proben aus der Po-Ebene um einen Faktor 3-6 höhere Konzentrationen auf als die Nebelproben in Achenkirch. Die Daten der Experimente am Kleinen Feldberg bei Frankfurt am Main waren mit den Daten aus Achenkirch vergleichbar. (Für den Kleinen Feldberg ist auch das Nebelmodell erarbeitet worden, das im Zuge dieser Studie für die Verhältnisse in Achenkirch angepaßt wird; PAHL et al. 1994 und 1995; KALINA et al. 1996).

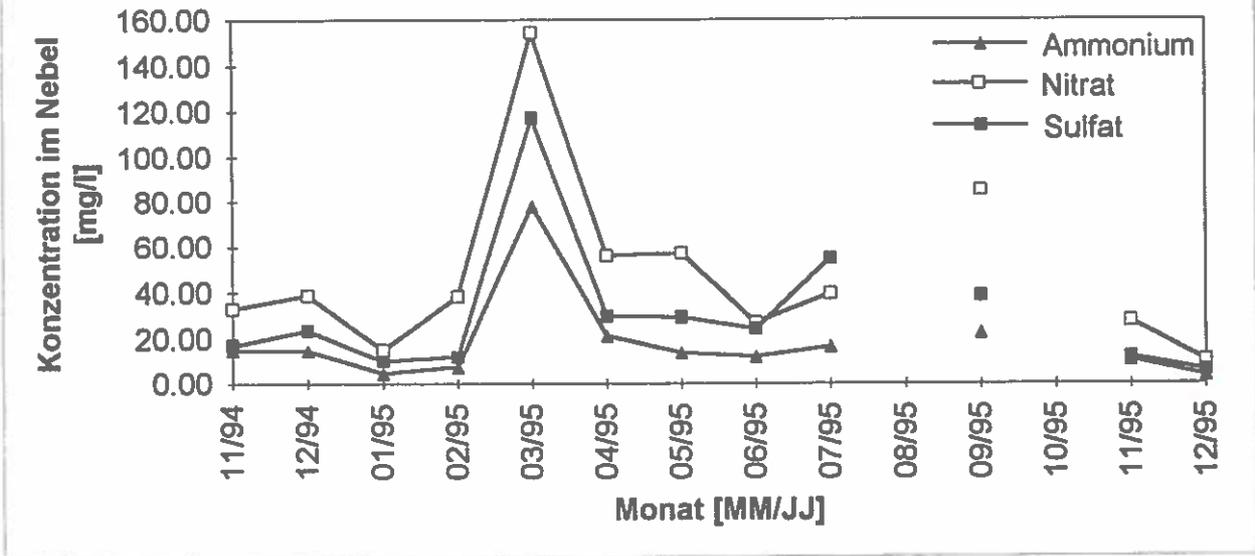
3.3 Vergleich der Konzentrationen im Nebel und Regen

Der Jahresgang der Ammonium-, Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Nebel an der Station Christlumalm ist in Abbildung 7 dargestellt und zeigt den für Niederschlagsanalysen beschriebenen charakteristischen Verlauf mit niedrigen Werten im Winterhalbjahr, einem Frühjahrsmaximum, den generell höheren Werten im Sommerhalbjahr und einem zweiten Maximum im Herbst (KALINA et al. 1995a, b). Obwohl in den Monaten August und Oktober keine analysierbaren Nebelproben gesammelt werden konnten (im August wurde eine einzige Nebelprobe mit < 0,5 ml erhalten), wird das Herbstmaximum durch die im Vergleich zu den Werten im Juli und November deutlich erhöhten Konzentrationswerte im September angedeutet.

Der direkte Vergleich der Konzentrationen im Nebel und im Niederschlag ist am Beispiel der Nitratkonzentrationen in Abbildung 8 als Jahresgang der mengengewichteten Monatsmittelwerte für die Untersuchungsperiode dargestellt. Die Niederschlagsdaten stammen von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, die im angegebenen Zeitraum einen Wet only-Sammler am Mühleggerköpfl mit ereignisweiser Pro-

Tab.4: Vergleich der Konzentrationen an Nebelinhaltsstoffen an verschiedenen Meßstellen in Europa

Station	m Seehöhe	Land	Jahr	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Literatur
S. Pietro Capofiume	10	Italien	1989	59 (10-230)	79 (10-570)	50 (6-190)	FUZZI et al. 1992
Torino	210	Italien	1992/93	65 (19-85)	94 (31-225)	60 (18-123)	FUZZI et al. 1992
Rigi	1620	Schweiz	1990/91	12 (0,8-83)	30 (1-229)	29 (2-173)	COLLETT et al. 1993
Kleiner Feldberg	805	Deutschland	1990	9 (1-30)	39 (3-153)	14 (2-70)	WOBROCK et al. 1994
Jungfrauojoch	3450	Schweiz	1993	0,3	0,6	1,3	BALTENBERGER et al. 1996
Hoher Sonnblick	3106	Österreich	1991	0,3 (0-1)	1,3 (0-2)	2 (1-5)	KALINA & PUXBAUM 1994
Achenkirch	1280	Österreich	1995	11 (0-164)	23 (3-275)	18 (1-324)	diese Arbeit

Abb. 7: Jahresgang der NH_4^+ , NO_3^- und SO_4^{2-} Konzentrationen im Nebel, Christlumalm

benahme betrieben hat (SMIDT 1996). Die Jahresgänge zeigen den erwarteten vergleichbaren Verlauf, einzig das Frühjahrsmaximum tritt beim Niederschlag erst im April, also um ein Monat verzögert auf. Im Unterschied zu den Niederschlagswerten liegen die Ionenkonzentrationen im Nebel um ein Vielfaches höher (unterschiedliche Skalierung in Abbildung 8). Auch die Verteilung der Anzahl der Ionenkonzentrationen der jeweiligen Einzelproben der Nebel- und Niederschlagsammlung in Konzentrationsklassen bestätigt dieses Bild.

Abbildung 9 zeigt diesen Vergleich am Beispiel der Sulfatkonzentrationen der 147 Nebel- und 53 Niederschlagsproben des Untersuchungszeitraumes.

Während das Maximum der Sulfatkonzentrationen der Niederschlagsproben in der Klasse 4-8 mg/l liegt, ist die Verteilung der Nebelproben zu höheren Klassen hin verschoben, das Maximum liegt in der Klasse 16-32 mg/l Sulfat. Auf der Basis der Monatsmittelwerte berechnete "Cloud to Snow Ratios" betragen 5 - 110 für Ammonium, 10 - 60 für Nitrat und 10 - 90 für Sulfat. Diese hohen Werte weisen auf die große Bedeutung der Abschätzung der okkulten Deposition als Beitrag zur Gesamtdosition hin, zumal die durch derartig hohe Konzentrationen bestimmten Stoffflüsse der okkulten Deposition bisher nicht in die Betrachtungen der Critical Loads eingegangen sind und ein neues Bild der Belastungssituation dar-

Abb. 8: Jahresgang der Monatsmittel der Nitratkonzentrationen im Nebel (Christlumalm) im Vergleich zu jenen im Niederschlag (Mühleggerköpfl).

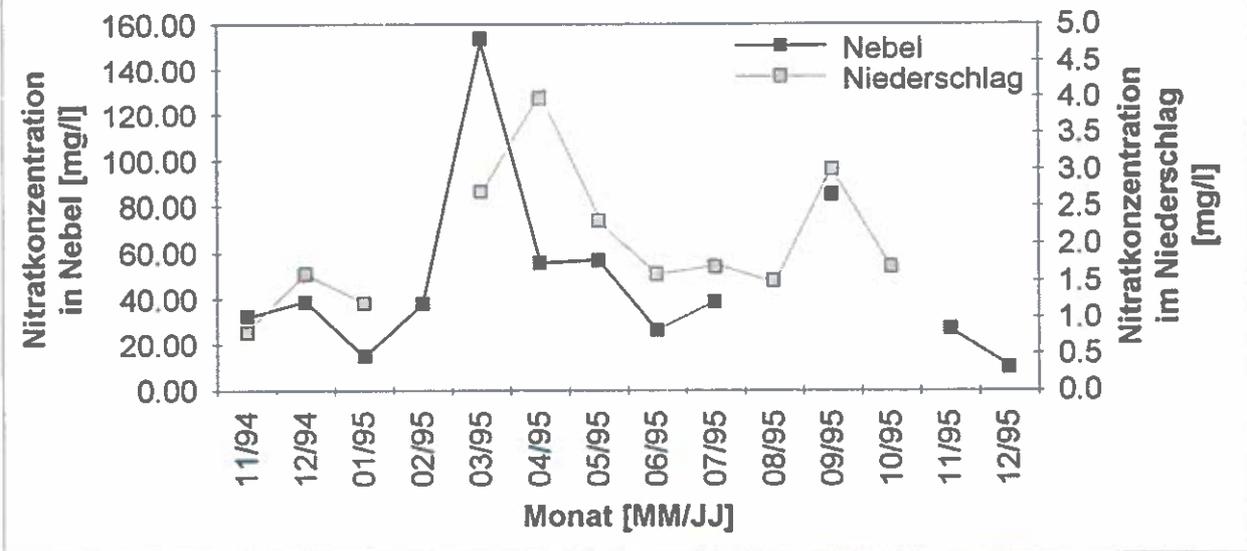
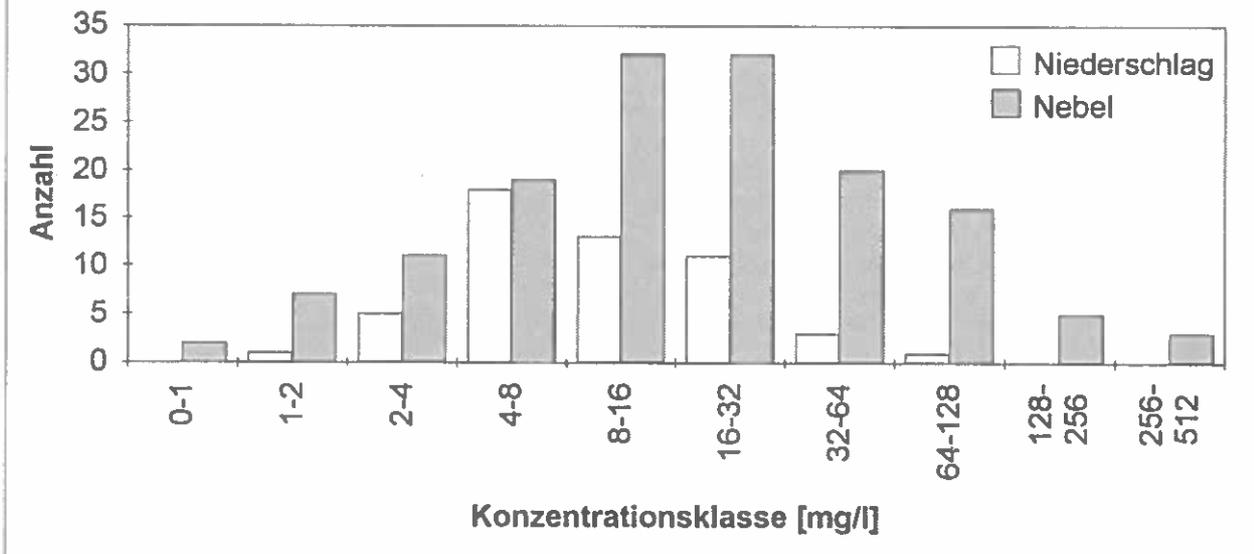


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung der Sulfatgehalte in Nebel- und Niederschlagsproben, Christlumalm, Nov. 94 - Dez. 95



stellen könnten. Eine Diskussion dieser Problematik wird nach Anwendung der Modelle (KALINA et al. 1996) und den daraus berechneten Depositionsdaten erfolgen.

Danksagung

Dieses Projekt wird von den Bundesministerien für Land- und Forstwirtschaft sowie für Wissenschaft und Forschung finanziert (GZ 56.840/53-VA2b/95). Die Autoren danken G. FAAST, M. GABERSZIG, F. HERMAN, A. KASPER, W. KRONEIS, E. MACK, A. LIMBECK, S. MARISCHKA, J. RENDL, S. SMIDT und W. TERZER sowie den Stationsbetreuern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt J. PAUSCH und J. PLATTNER für ihre aktive Mitarbeit an dieser Studie.

Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994: *Zustand der Tiroler Wälder 1993*. Bericht an den Tiroler Landtag.
- APPLE B. R., TOKINA Y. & HAIK M. 1991: *Sampling of nitrates in ambient air*. Atmospheric Environment 15, 283-289.
- BALTENSBERGER U., SCHWIKOWSKI M., JOST D.T., NYEKI S. & GÄGELER H.W. 1996: *Activated aerosol fraction and liquid water content of clouds at a High-Alpine site*, EUROTRAC Symposium 96. Im Druck.
- BÄR M. 1986: *Ansätze zur Modellierung und Parametrisierung der trockenen Deposition*. Primärbericht, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- BAUMGARTNER A. 1959: *Das Wasserangebot aus Regen und Nebel sowie die Schneeverteilung in den Wäldern am Großen Falkenstein (Bayrischer Wald)*. Wald und Wasser 3, 45-54.
- BERGER T. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA Berichte 87.
- BRANTNER B., FIERLINGER H., BERNER A. & PUXBAUM H. 1994: *Cloud water chemistry in the subcooled droplet regime at Mount Sonnblick (3106 m a.s.l., Salzburg Austria)*. Water Air Soil Pollut. 74, 363-384.
- COLLETT J.L., DAUBE B.C. & HOFFMANN M.R. 1990: *The chemical composition of intercepted cloudwater in the Sierra Nevada*. Atmospheric Environment 24A, 4, 959-972.
- COLLETT J.L., OBERHOLZER B. & STAEHELIN J. 1993: *Cloud chemistry at Mt.Rigi, Switzerland: Dependence on drop size and relationship to precipitation chemistry*. Atmospheric Environment 27A (1), 33-42.
- DASCH J.M. 1988: *Hydrological and chemical inputs to fir trees from rain and clouds during a 1-month study at Clingmans Peak, NC*. Atmospheric Environment 22 (10), 2255-2262.
- DAUBE B.C., FLAGAN R.C. & HOFFMANN M.R. 1986: US Patent 4,697,462.
- FOWLER D., CAPE J.N., LEITH I.D., CHOULARTON T.W., GAY M.J. & JONES A. 1988: *The influence of altitude on rainfall composition at Great Dun Fell*. Atmospheric Environment 22 (7), 1355-1362.
- FUZZI S., FACCHINI C., ORSI G., BONFORTE G., MARTINOTTI W., ZILIANI G., MAZZALI P., ROSSI P., NATALE P., GROSA M.M., RAMPADO E., VITALI P., RAFFAELLI R., AZZINI G. & GROTTI S. 1996: *The NEVALPA project: A regional network for fog chemical climatology over the Po Valley Basin*. Atmospheric Environment 30 (2), 201-213.
- FUZZI S., FACCHINI C., ORSI G., LIND J.A., WOBROCK W., KESSEL M., MASER R., JAESCHKE W., ENDERLE K.H., ARENDS B.G., BERNER A., SOLLY I., KRUISZ C., REISCHL G., PAHL S., KAMINSKI U., WINKLER P., OGRÉN J.A., NOONE K.J., HALLBERG A., FIERLINGER-OBERLINNINGER H., PUXBAUM H., MARZORATI A., HANSSON H.C., WIEDENSOHLER A., SVENNINGSSON I.B., MARTINSSON B.G., SCHELL D. & GEORGI H.W. 1992: *The Po Valley Fog Experiment 1989, An Overview*. Tellus 44B, 448-468.
- GREGORI M. 1992: *Höhenabhängigkeit der trockenen Deposition von Stickstoff- und Sulfidverbindungen sowie Ozon in einem Alpenalpe*. Dissertation, Inst. für Analytische Chemie, TU-Wien.

- HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.), 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin, Höhenprofile Achenkirch*. FBVA Berichte 78.
- HICKS B.B., BALDOCCHI D.D., HOSKER R.P., HUTCHISON B.A., MATT D.R., McMILLEN R.T. & SATTERFIELD L.C. 1985: *On the use of monitored air concentration to infer dry deposition*, NOAA technical memorandum ERL ARL-141.
- HICKS B.B., HOSKER R.P., MEYERS T.P. & WOMACK J.D. 1991: *Dry deposition inferential techniques-I. Design and test of a prototype meteorological and chemical system for determining dry deposition*. Atmospheric Environment 25A, 2345-2359.
- KAISER A. 1995: *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung*. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Zl.; 121/93-U, Wien.
- KALINA M.F. & PUXBAUM H. 1994: *A study of the influence of riming of ice crystals on snow chemistry during different seasons in precipitating continental clouds*. Atmospheric Environment 28 (20), 3311-3328.
- KALINA M.F., PUXBAUM H., WEBER A. & PACK I. 1995a: *Nasse Deposition im Land Tirol, Oktober 1994 bis September 1995*. Bericht 11/95, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.
- KALINA M.F., SCHATTEN A., PUXBAUM H. & BIEBL P. 1995b: *"Saurer Regen" - Nasse Deposition im Land Salzburg, Oktober 83 - September 94, Ergebnisse der elfjährigen Meßserie*, Bericht 4/95, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.
- KALINA M.F., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1995c: *1. Zwischenbericht, Okkulte Deposition in Achenkirch*. Bericht 2/95, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Wien.
- KALINA M.F., ZAMBO E., STOPPER S., GARMROUDI Y. & PUXBAUM H. 1996: *2. Zwischenbericht, Okkulte Deposition in Achenkirch*. Bericht 1/96, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.
- KASPER A. 1994: *Saisonale Trends atmosphärischer Spurenstoffe sowie deren Auswaschverhalten an der Hintergrundmeßstelle Hoher Sonnblick*. Dissertation, Inst. für Analytische Chemie, TU Wien.
- KASPER A. & PUXBAUM H. 1994: *"Badge-type" passive sampler for monitoring ambient ammonia concentrations*. Fresenius J. Anal. Chem. 350, 448-453.
- KOVAR A., KASPER A., PUXBAUM H., FUCHS G., KALINA M.F. & GREGORI M. 1995: *Kartierung der Deposition von SO_x, NO_x, NH_x und basischen Kationen in Österreich*. Bericht 9/91, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Wien.
- KRONEIS 1996: Pers. Mitteilungen.
- LINKE F. 1916: *Niederschlagsmessungen unter Bäumen*. Meteorol. Z. 33, 140-141.
- LOVETT G.M. 1984: *Rates and mechanisms of cloud water deposition to subalpine balsam fir forest*. Atmospheric Environment 18, 361-371.
- MARLOTH H. 1906: *Über die Wassermengen, welche Sträucher und Bäume aus treibendem Nebel und Wolken auffangen*. Meteorol. Z. 23, 547-553.
- MILLER E.K., FRIEDLAND A.J., ARONS E.A., MOHNEN V.A., BATTLES J.J., PANEK J.A., KADLECEK J. & JOHNSON A.H. 1993: *Atmospheric deposition to forests along an elevational gradient at Whiteface Mountain, NY, U.S.A.* Atmospheric Environment 27A, 2121-2136.
- PAHL S., WINKLER P., SCHNEIDER T., ARENDS B., SCHELL D., MASER R. & WOBROCK W. 1994: *Deposition of trace substances via cloud interception on a coniferous forest at Kleiner Feldberg*. J. Atmos. Chem. 19, 231-252.
- PAHL S. 1995: *Feuchte Deposition auf Nadelwälder in den Hochlagen der Mittelgebirge*. Dissertation, Universität Hamburg, Deutschland.
- PUXBAUM H., KOVAR A. & KALINA M. 1991: *Chemical compositions and fluxes of wet deposition at elevated sites (700 - 3105 m a.s.l.) in the eastern alps (Austria)*. NATO ASI Series, Vol. G 28, Seasonal snowpacks ed. by T.D. Davies et al., Verlag Springer, Berlin, Heidelberg, 273-297.
- PUXBAUM H., HAUMER G., MOSER K. & ELLINGER R. 1993: *Saisonal variations of HNO₃, HCl, SO₂, NH₃ and particulate matter at a rural sight in north-eastern Austria (Wolkersdorf, 240 m a.s.l.)*. Atmospheric Environment 27A, 2445.
- RIVM 1993: *Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993*, RIVM Report No. 259101003 (Downing R.J. et al., eds.).
- SAXENA V.K. & LIN N.H. 1990: *Cloud Chemistry measurements and estimates of acidic deposition on an above cloudbase coniferous forest*. Atmospheric Environment 24A (2), 329-352.
- SAXENA P., SEIGNEUR C., PETERSON T.W. 1983: *Modeling of multi-phase atmospheric aerosols*. Atmospheric Environment 17, 1315-1329.
- SMIDT S. 1991: *Immissionsmessung nasser Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*. FBVA-Berichte 50.
- SMIDT S., HERMAN F. & LEITNER J. 1995: *Höhenprofile Achenkirch, Meßbericht 1994*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Bericht G3-1/1995, Wien.
- SMIDT S. 1996: Pers. Mitteilungen.
- UMWELTBUNDESAMT 1993: *Umweltsituation in Österreich*. Umweltkontrollbericht der Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie an den Nationalrat, Teil A, Umweltbundesamt, Wien.
- WOBROCK W., SCHELL D., MASER R., JAESCHKE W., GEORGH H.W., WIEPRECHT W., ARENDS B.G., MOLS J.J., KOS G.P.A., FUZZI S., FACCHINI M.C., ORSI G., BERNER A., SOLLY I., KRUISZ C., SVENNINGSSON I.B., WIEDENSOHLER A., HANSSON H.C., OGREN J.A., NIINE K.J., HALLBERG A., PAHL S., SCHNEIDER T., WINKLER P., WINIWARTER W., COLVILLE R.N., CHOULARTON T.W., KLASSMANN A.I. & BORRMANN S. 1994: *The Kleiner Feldberg Cloud Experiment 1990, An Overview*. J. Atmos. Chem. 19, 1-2, 3-35.

Verfasser: Dipl. Ing. M. Kalina
S. Stopper
Dipl. Ing. Y. Garmroudi
Dipl. Ing. E. Zambo
Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr. H. Puxbaum
Institut für Analytische Chemie
Technische Universität Wien
Getreidemarkt 9
A-1060 Wien

Messung flüchtiger organischer Komponenten (VOCs) am Nordostprofil des Schulterberges

A. HAUNOLD, E. ROSENBERG & M. GRASSERBAUER

Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien

Kurzfassung. Die vorliegende Studie präsentiert die Ergebnisse der Kohlenwasserstoff- (= volatile organic compounds, VOC)-Messungen einer Frühherbst-Meßkampagne (26.09.95) am Höhenprofil Schulterberg in Achenkirch. Die gemessenen Konzentrationen lagen dabei im tageszeitlichen Mittel zwischen rund 23 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24 bis 36 ppbC) und nahmen von der Talstation zum Gipfel hin mit steigender Seehöhe ab. Dieser Trend war allerdings nicht so deutlich ausgeprägt, was sicherlich auch auf die nicht idealen Wetterbedingungen des Meßtages (starker Nebel, keine direkte Sonneneinstrahlung) zurückzuführen ist. Die stärksten Schwankungen im Tagesverlauf wurden bei den VOCs festgestellt, die auf KFZ-Emissionen zurückzuführen sind. Die Variation der VOC-Konzentrationen in der Luft war vergleichsweise gering. Dies läßt auf einen relativ konstanten Grundbelastungspegel schließen. Biogene VOCs stellen nur einen geringen Anteil an der Gesamtbelastung dar (zwischen 1,5 % am Gipfel zum Sonnenaufgang und bis zu rund 10 % an der Talstation am Vormittag und vor Sonnenuntergang), was in diesem Fall durch die klimatologischen Randbedingungen zu erklären ist.

Die VOC-Belastung der Luft im untersuchten Gebiet kann im Hinblick auf ihre direkte Schädigung auf den Waldbestand als unbedenklich eingestuft werden. Die indirekte Schädigung als Ozonpräkursor ist auch von weiteren Faktoren wie Sonneneinstrahlung und NO_x -Konzentration abhängig und daher schwerer abzuschätzen. Sie kann aber aufgrund der relativ geringen Belastung durch KFZ-Emissionen ebenfalls als gering angenommen werden.

Schlüsselworte: Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe, biogene und anthropogene Emissionen, Höhenprofil

Abstract. [Measurement of Volatile Organic Compounds (VOCs) at the North-East Profile of the Schulterberg.] Results of an early autumn measuring campaign of VOCs at the Schulterberg altitude profile, Achenkirch, are presented. Daily VOC concentration means ranged from 23 to 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24 to 36 ppbC) and decreased from the measurement point in the valley to the peak of the Schulterberg. Diurnal variations were observed for the different VOC classes; they were most pronounced for the VOCs caused by automobile exhausts. The observed trends were, however, not very distinct, which is certainly due to the fact that the meteorological situation during the measuring campaign was not ideal (fog, no direct sunlight). This factor may also account for the comparatively low share of biogenic emissions to the total VOC concentration (from a minimum of 1.5 % at the mountain peak at sunrise to approximately 10 % in the valley during the morning hours and before sunset).

The biogenic emissions represent only a small fraction of the total VOC load of the air and will remain a minor factor even if they increase under ideal meteorological conditions. It can thus be concluded that neither the biogenic nor the total VOC concentrations have a direct phytotoxic effect or will play a significant role in the atmospheric ozone formation cycle so that the VOCs could exhibit an indirect effect on the vegetation.

Keywords: Volatile organic compounds, biogenic and anthropogenic emissions, altitude profile

1. Einleitung

Die vollständige Beschreibung des Ist-Zustandes des Ökosystems Wald im Kalkalpin verlangt nach einer möglichst umfassenden Ermittlung aller Einflußfaktoren, die erwiesenermaßen oder potentiell, direkt oder indirekt zu den "neuartigen Waldschäden" beitragen (HERMAN 1992). Im Zuge des interdisziplinären Projektes "Höhenprofile Achenkirch" der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, das die Erfassung von biologischen, chemischen, geologischen, meteorologischen und physiologischen Parametern im Untersuchungsgebiet vorsieht, um aus der vernetzten Betrachtung der gewonnenen Daten zu einer besseren Abschätzung des Gefährdungspotentiales zu gelangen, wurde daher auch die Belastung der Luft durch flüchtige organische Verbindungen (VOCs) erhoben.

Der Untersuchung der Belastung der Luft durch VOCs kommt besondere Bedeutung zu, da diese Stoffgruppe im Verdacht steht, sowohl direkt aufgrund der Phytotoxizität einiger Verbindungen (z. B. Ethen und PAN = Peroxyacetylnitrat; SMIDT 1994) als auch indirekt über ihre Bedeutung als Vorläufersubstanzen im Reaktionszyklus der Ozonbildung zur Schädigung des Waldbestandes beizutragen (BECKER et al. 1990). Die Emissionen von VOCs rühren sowohl von biogenen als auch von anthropogenen Quellen her. Als anthropogene Quellen lassen sich in erster Linie der KFZ-Verkehr identifizieren, daneben der Hausbrand und andere Verbrennungsprozesse sowie Lösemittelmissionen und Verdampfungsverluste bei der Benzinversorgung. Dabei werden hauptsächlich aromatische und aliphatische Kohlenwasserstoffe (KW) emittiert. Halogenierte KW stammen aus gewerblichem oder industriellem Einsatz (Putzereien; Reinigung und Entfettung, insbesondere in der Metallindustrie). Isoprenoide und Terpene (u. a. α - und β -Pinen, Camphen, Limonen) sind dagegen biogenen Ursprungs.

Ziel dieser Studie war es daher, durch die Unterscheidung zwischen biogenen und anthropogenen KW eine Abschätzung der Beiträge dieser beiden Emissionsquellen an der Gesamtbelastung zu erhalten. Zusätzlich sollte durch die zeit- und höhen-schichtaufgelöste Messung eine Ermittlung der Konzentrationsverläufe sowohl in Abhängigkeit von der Tageszeit als auch von der Seehöhe der Meßstation möglich werden.

Die Analytik der VOCs ist durch die Vielzahl der zu untersuchenden Verbindungen außerordentlich aufwendig. Dies begründet, warum für die Ermittlung der

Belastungssituation nur kurze, tageweise Meßkampagnen möglich sind. Anhand ausgewählter Meßtage sollte ein repräsentatives Bild der VOC-Konzentration im Untersuchungsgebiet erhalten werden. Von den beiden 1995 durchgeführten, jeweils zwei Probenahme-Tage umfassenden Meßkapagnen wurde aus den oben genannten Gründen vorerst nur ein Meßtag ausgewertet, dessen Ergebnisse im folgenden präsentiert werden.

2. Material und Methodik

Während des Projektjahres 1995 wurden zwei Meßkampagnen mit intermittierenden Probenahmen der Kohlenwasserstoffe an je zwei Meßtagen durchgeführt: Am 11. und 13.07.1995 wurden insgesamt 54 und am 26. und 28.09.1995 insgesamt 60 Proben genommen. Die drei Probenahmestationen entlang des Schulterbergprofils in Achenkirch (Tirol) liegen auf 1030 m (Probefläche 10 = Talstation), 1220 m (PF 9 = Mittelstation) und 1686 m Seehöhe (Schulterberg, PF B7 = Gipfelstation). Eine genauere Beschreibung des Untersuchungsgebietes liegt vor (ENGLISCH 1992). Die Probenahme begann ca. eine Stunde vor Sonnenaufgang und endete nach Sonnenuntergang, um die sich im Achenkirch-Tal ausbildenden, speziellen Windverhältnisse zu berücksichtigen (KAISER 1995). Die Proben wurden hierzu in Intervallen von 1,5 h (mit einer längeren Pause während der Windstille zu Mittag) gezogen. Dabei wurden mit drei selbst konstruierten Probenahme-Apparaturen während dreißig Minuten 3 l Probe durch zwei hintereinander geschaltete, unterschiedlich gefüllte Adsorptionsröhrchen gesaugt. Je nach Flüchtigkeit der Kohlenwasserstoffe wurden diese entweder am ersten, schwächeren Adsorbens quantitativ adsorbiert (Tenax, für die Kohlenwasserstoffe $\geq C_6$) oder am zweiten, mit stärkeren Adsorbentien gefüllten Röhrchen (Carbosieve SIII und Molsieve für C2 - C5).

Die Analytik der adsorbierten Kohlenwasserstoffe erfolgte durch Thermodesorption mit zweistufiger Kryofokussierung (Tekmar AEROTrap 6000), wodurch eine quantitative Überführung der Analyten auf die Kapillarsäule des Gaschromatographen (HP 5890 II) möglich war.

Die Verwendung zweier unterschiedlicher Adsorptionsröhrchen je Probenahme verdoppelt zwar den Analysenaufwand, bringt aber den Vorteil, daß für jede der beiden adsorbierten Fraktionen die Trennung unter optimierten Bedingungen mit der hierfür best-

geeigneten Kapillarsäule durchgeführt werden kann. Im Falle der C₂ - C₅-Kohlenwasserstoffe ist dies eine Al₂O₃-PLOT-Säule, für die KW \geq C₆ eine mit einer 100 % Polydimethylsiloxan-Phase beschichtete Kapillarsäule. Es wird mit einem Vorsäulen-Split gearbeitet, der die Probe auf einen massenspektrometrischen Detektor (HP MS Engine) für die qualitative und einen Flammenionisationsdetektor für die quantitative Analyse aufteilt. Mit dieser optimierten Analysentechnik können rund 80 Einzelsubstanzen identifiziert und quantitativ bestimmt werden (HAUNOLD 1996).

Die unterschiedliche Lage der drei Meßpunkte ließ eine quantitativ, aber auch qualitativ unterschiedliche Belastung der Luftproben erwarten. An dem niedrigst gelegenen Meßpunkt sollten die Emissionen des Verkehrs auf der stark befahrenen Achenal-Bundesstraße überwiegen. An den beiden anderen Meßpunkten gab es in unmittelbarer Nähe keine anthropogenen Emissionen. Die Gesamtbelastung sollte hier sowohl niedriger sein als an der Talstation als auch ein anderes Muster zeigen. Bei der Interpretation der Daten muß aber auch berücksichtigt werden, daß diese erwarteten Verhältnisse durch die lokale, aber auch großräumige Wetterlage stark beeinflusst werden, die einerseits für den Ferntransport langlebiger VOCs, andererseits aber auch für den Antransport von VOCs aus dem Talboden verantwortlich ist. Darüber hinaus lassen sich die Emissionsdaten nur unter der Annahme interpretieren, daß die Luftmassen frisch belastet sind. VOCs, die bereits lange in der Luft transportiert wurden, haben bereits einen Alterungsprozeß hinter sich, in dessen Verlauf es zu Veränderungen durch luftchemische Reaktionen kommt. Das ursprüngliche Emissionsmuster wird dadurch stark verändert, was die Zuordnung zu bestimmten Verursachern erschwert.

Aufgrund des außerordentlich großen Aufwandes bei der Analytik und bei der Datenauswertung liegt diesem Bericht nur die Probenahmekampagne vom 26.09.1995 zugrunde.

Die Wettersituation am 26.09.95 war von für die Jahreszeit relativ geringen Temperaturen geprägt. Es war den ganzen Tag über stark bedeckt, die drei Meßstationen waren ständig von Nebel umgeben. An der Talstation begann es gegen 6:45 h (Sommerzeit) leicht zu nieseln, etwas zeitversetzt dann auch an der Mittel- und an der Gipfelstation (gegen 7:15 h). Der Nieselregen dauerte an der Talstation bis ca. 9:30 h, an der Gipfelstation bis ca. 10:15. Während des ganzen Tages herrschte ein nur schwacher Wind. Da die Meßwertaufnehmer für die meteorologischen und klimatologischen Daten an den Probestellen 7, 9 und 10 (Gipfel-, Mittel- und Talstation) gerade während des Be-

probungszeitraumes Ausfälle hatten, können zur Beschreibung der meteorologischen Situation am Beprobungstag nur ersatzweise die Daten der vier weiteren Meßstationen im Achenal (Talboden, 930 m über NN, Christlumalm, 1280 m über NN, Christlumkopf, 1758 m über NN und Mühleggerköpfl, 920 m über NN) herangezogen werden. Die drei Stationen des Christlum-Profiles sind von ihrer Lage und Seehöhe her gut vergleichbar mit dem Schulterberg-Profil, die Ausrichtung der Profile ist jedoch unterschiedlich: Das Schulterberg-Profil ist etwa von NE nach SW ausgerichtet, während das Christlum-Profil fast in E-W-Richtung liegt. Dennoch dürften die Werte für Temperatur und Sonneneinstrahlung übertragbar sein: Die Temperatur zeigte an allen Stationen im wesentlichen denselben Verlauf mit annähernd konstanten Werten von Mitternacht bis ca. 10 Uhr (MESZ), einem Anstieg bis rund 15 Uhr und einer allmählichen Abkühlung bis Mitternacht. Die Temperaturen lagen dabei am Talboden bei 8 - 12 °C, an der Christlumalm bei 6 - 10 °C und am Christlumkopf bei 3 - 6 °C. Für die beiden tiefer gelegenen Meßpunkte (Talboden und Mühleggerköpfl) läßt sich dieser Verlauf auch in den Werten der Sonneneinstrahlung erkennen: Temperaturmaximum und Maximum der Sonneneinstrahlung fallen zeitlich zusammen, liegen aber dennoch auf vergleichsweise niedrigen Leveln von 250 - 350 J/cm² als Halbstunden-Mittelwert. An den beiden höher gelegenen Meßpunkten sind die Werte der Sonneneinstrahlung noch wesentlich geringer, was darauf hindeutet, daß sich die Meßpunkte oberhalb von rund 1200 m über NN. zur Gänze im Nebel befinden. Die Tagesgänge für Temperatur und Sonneneinstrahlung sind im Anhang wiedergegeben.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Gesamtbelastung der Luftproben mit VOCs ist in Tabelle 1 wiedergegeben:

Tab. 1:
Durchschnittliche VOC-Konzentrationen (in ppbC) am 26.9.1995 mit Standardabweichung, Median, Minimum und Maximum.

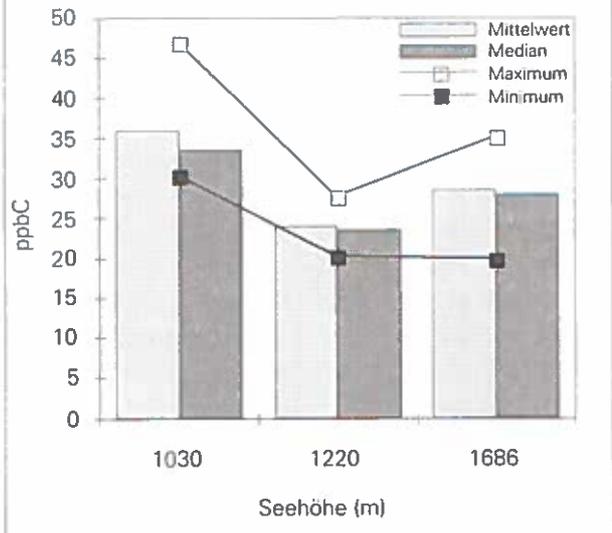
	Tal	Mitte	Gipfel
Mittelwert	36,09	24,19	28,69
Standardabweichung	5,67	2,62	4,82
Median	33,57	23,62	28,13
Minimum	30,34	20,11	19,80
Maximum	46,75	27,68	35,08

3.1 Höhenabhängigkeit

Wie aus Tabelle 1 und aus Abbildung 1 ersichtlich, liegt eine Abhängigkeit der VOC-Belastung von der Seehöhe vor. Anders als bei der Untersuchung der VOC-Konzentrationen im Zillertal (KÖNIG & PUXBAUM 1991 und 1992) ist der erwartete Trend - die generelle Abnahme der VOC-Konzentration mit zunehmender Seehöhe - jedoch nicht so eindeutig: Die Abnahme ist zwar sehr deutlich zwischen Tal- und Mittelstation feststellbar, zwischen den an der Mittelstation und am Gipfel gefundenen Werten besteht aber durch die vergleichsweise großen Standardabweichungen der Mittelwerte kein signifikanter Unterschied. Neben den Mittelwerten sind auch die Medianwerte angegeben, um eine bessere Beurteilung der Meßwertverteilung zu ermöglichen: An der Mittel- und Gipfelstation stimmen Mittel- und Medianwerte sehr gut überein, was auf eine homogene Meßwertverteilung ohne stark vom Mittelwert abweichende Einzelwerte hindeutet. Zwischen dem Mittel- und dem Medianwert an der Talstation besteht eine etwas größere Differenz, die auf eine unsymmetrische Verteilung der Meßwerte hindeutet (einige sehr hohe Einzelwerte).

Gerade bei der Untersuchung der Höhenabhängigkeit der VOC-Gesamtbelastung der Luft ist die meteorologische Situation von großer Bedeutung: Die erwartete deutliche Abnahme der VOC-Konzentration mit der Seehöhe kann sich nur einstellen, wenn großräumige Luftströmungen vorherrschen und keine Inversionswetterlage vorliegt. Die Verringerung der VOC-Konzentrationen mit zunehmender Seehöhe tritt dabei durch die atmosphärische Verdünnung auf. Im vorliegenden Fall konnte dieser Trend allerdings nicht eindeutig beobachtet werden. Die tiefstgelegene Meßstation zeigte durch die Nähe zu den Emissionsquellen (Kraftfahrzeugverkehr) die höchsten VOC-Konzentrationen. Zwischen der Tal- und der Mittelstation kam es zu einer merklichen Abnahme, die sich allerdings nicht weiter von der Mittel- zur Gipfelstation fortsetzte. Während weder die Mittel- noch die Medianwerte einen konsistenten Verlauf zeigten (d.h. eine kontinuierliche Abnahme der VOC-Konzentration von der Talstation zum Gipfel), entsprachen die Minima der an den drei Stationen gemessenen Konzentrationen dem erwarteten Verlauf. Hier spiegelte sich die erwartete Abnahme mit der Seehöhe tatsächlich wider, wenn auch zwischen Mittel- und Gipfelstation nicht mehr sehr deutlich. Dieser Sachverhalt kann zwei unterschiedliche Ursachen haben: Einerseits ist die Gesamtbelastung an den Meßstellen bereits sehr

Abb. 1:
Höhenabhängigkeit der durchschnittlichen, minimalen und maximalen VOC-Konzentrationen an den drei Meßstellen des Schulterberg-Profiles am 26.9.95.



gering - auch an der Talstation lag der Spitzenwert der Gesamtbelastung wesentlich niedriger als selbst an einem vergleichbaren Meßpunkt im Zillertal (KÖNIG & PUXBAUM 1991). Andererseits herrschten am Meßtag für die Beobachtung des VOC-Ferntransportes und der atmosphärischen Verdünnung keine optimalen Wetterbedingungen: Durch das bedeckte Wetter waren die Luftbewegungen nur kleinräumig. Es kam damit kaum zu der oben beschriebenen Verdünnung der Luftmassen durch den Antransport niedrig (vor-)belasteter Luftmassen, sondern vielmehr zu einer kleinräumigen Luftzirkulation im Achenal, die zu einem nur wenig ausgeprägten Höhenprofil der VOC-Belastung führte.

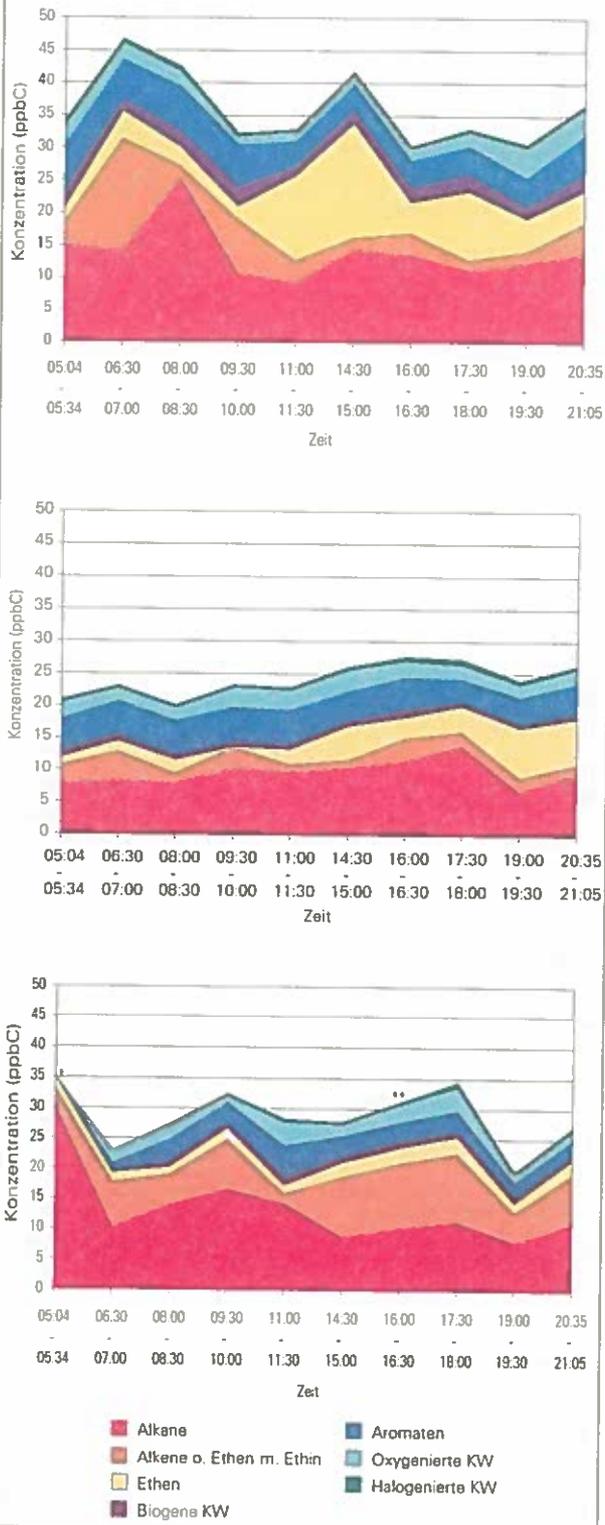
3.2 Tagesgang

In den Abbildungen 2 a - c sind die Tagesgänge an den drei Probenahmestationen wiedergegeben. Neben der Gesamtbelastung ist auch eine Aufschlüsselung der Beiträge der Alkane, Alkene, Ethen, der biogenen KW, Aromaten, oxygenierten und halogenierten KW gegeben. Ethen ist nicht gemeinsam mit den Alkenen, sondern getrennt ausgewiesen, da die Emission sowohl aus biogenen als auch aus anthropogenen Quellen erfolgt und daher keine eindeutige Zuordnung getroffen werden kann.

Der Verlauf an der Talstation zeigte einen ausgeprägten Tagesgang: Es traten zwei Konzentrationsmaxima auf, von denen das erste am frühen Morgen

Abb. 2:
Tagesverläufe der VOC-Gesamtbelastung sowie der einzelnen KW-Gruppen, für die
a) Talstation (oben),
b) Mittelstation (Mitte) und
c) Gipfelstation (unten)
* Ausfall der Tenax-Fraktion
** Ausfall der Combi-Röhrchen-Fraktion.

Die Werte sind aus den beiden benachbarten Werten interpoliert.



(6:30 - 7:00 h MESZ) zu verzeichnen war und das zweite am frühen Nachmittag (14:30 - 15:00 h). Am späten Vormittag und am späten Nachmittag sanken die Konzentrationen merklich ab und stiegen erst nach Einbruch der Dunkelheit wieder an. Auch in anderen Studien (KÖNIG & PUXBAUM 1991, ETEMAD et al. 1992) wurde eine Erhöhung der VOC-Konzentrationen während der Nacht beobachtet, da durch das Fehlen der Sonneneinstrahlung die atmosphärische Lebensdauer reaktiver VOCs stark erhöht wird.

An der Mittelstation war kein ausgeprägter Tagesgang zu erkennen. Es kam vielmehr zu einem geringfügigen, aber annähernd kontinuierlichen Ansteigen der Konzentrationswerte im Tagesverlauf.

Die Gipfelstation zeigte dagegen wieder einen Tagesgang mit einem ersten Maximum am Vormittag (9:30 - 10:00 h) und einem zweiten Maximum am späten Nachmittag (17:30 - 18:00 h). Bemerkenswert ist, daß diese Maxima nicht so ausgeprägt waren wie die an der Talstation beobachteten Konzentrationsspitzen und daß sie außerdem mit einer Verschiebung von rund 3 Stunden gegenüber den Maxima an der Talstation auftraten. Dies kann ein Hinweis darauf sein, daß die Luftmassen aus dem Tal allmählich in höhere Schichten hinaufgetragen und dabei durch neue, unbelastete Luftmassen weiter verdünnt wurden. Tatsächlich ließ sich auch an der Mittelstation, wenn auch abgeschwächt, das Aufsteigen der belasteten Luftmassen als durchwandernde Front erkennen.

Tabelle 2 gibt eine Aufstellung aller identifizierten und ausgewerteten Komponenten. Die einzelnen VOCs wurden dabei den verschiedenen Verbindungsklassen zugeordnet. Die in der Tabelle mit "*" gekennzeichneten Verbindungen wurden bei der quantitativen Auswertung nicht berücksichtigt, da es sich hierbei entweder um Zersetzungsprodukte des verwendeten polymeren Adsorptionsmaterials (Benzaldehyd, Benzonitril und Phenol) oder um Laborkontaminationen handelt, die zu erheblichen Blindwertschwankungen geführt haben (bei Aceton und Isopropanol). Auch Methan wurde nicht quantitativ ausgewertet, da auch die verwendete, gekühlte Probenahme keine quantitative Sammlung des Methans ermöglicht.

Die Aufschlüsselung der Gesamtbelastung in die einzelnen KW-Klassen ist in den Abbildungen 3 a - c gegeben. Es sind hierbei die relativen Anteile der einzelnen KW-Gruppen im Tagesmittel für die drei Probenahmestationen aufgetragen. Da die Mittelwerte und die Mediane im wesentlichen übereinstimmen, wurde auf eine zusätzliche Wiedergabe der Daten für die Mediane verzichtet. Die Verteilung der einzelnen

Tab. 2: Zuordnung der einzelnen VOCs, die in den Luftproben identifiziert wurden, zu den angeführten Verbindungsklassen, gereiht nach Retentionszeiten

- x markiert die Zugehörigkeit zur jeweiligen Substanzklasse,
 (x) Ethen ist hier den Alkenen und Alkinen zugeordnet, wird aber in den Abbildungen getrennt angeführt
 * Substanz wurde nicht quantitativ ausgewertet

	Alkane	Alkene u. Alkine Biogene KW	Aromaten	Oxygenierte KW	Halogenierte KW		Alkane	Alkene u. Alkine Biogene KW	Aromaten	Oxygenierte KW	Halogenierte KW
Methan*	*										
Ethan	x										
Ethen		(x)									
Propan	x										
1-Propen		x									
2-Methylpropan = i-Butan	x										
Ethin		x							x		
n-Butan	x										
trans-2-Buten		x									
1-Buten		x									
2-Methyl-1-Propen = i-Buten		x									
cis-2-Buten		x									
2-Methylbutan = i-Pentan	x										
Pentan	x										
3-Methyl-1-Buten		x									
trans-2-Penten		x									
2-Methyl-2-Buten		x									
1-Penten		x									
cis-2-Penten		x									
2-Methyl-1-propen + 1-Buten		x									
Ethanol					x						
2-Propanon = Aceton*					*						
2-Propanol*					*						
2-Methyl-1,3-Butadien = Isopren			x								
Dichlormethan						x					
1-Propanol					x						
2,3-Dimethylbutan	x										
2-Methylpentan	x										
2-Butanon					x						
2,3-Dimethylpentan	x										
3-Methylpentan	x										
Hexan	x										
Essigsäureethylester					x						
Methylcyclopentan	x										
1,1,1-Trichlorethan						x					
Benzol			x								
Tetrachlormethan						x					
Cyclohexan	x										
1-Butanol					x						
2-Methylhexan							x				
3-Methylhexan							x				
Trichlorethen											x
2,2,4-Trimethylpentan							x				
Heptan							x				
Methylcyclohexan							x				
Toluol									x		
Cyclopentanon										x	
Tetrachlorethen											x
Essigsäurebutylester										x	
Octan							x				
Ethylbenzol									x		
m-Xylol									x		
p-Xylol									x		
Styrol									x		
o-Xylol									x		
Nonan							x				
Benzaldehyd*										*	
α-Pinen									x		
Propylbenzol										x	
Camphen									x		
3-Ethyltoluol										x	
4-Ethyltoluol										x	
Phenol*										*	
1,3,5-Trimethylbenzol										x	
β-Pinen									x		
1,2,4-Trimethylbenzol										x	
Unidentifizierte biogene Vbdg.									x		
Decan							x				
Δ ³ -Caren									x		
1,2,3-Trimethylbenzol										x	
i-Limonen									x		
Undecan							x				
Dodecan							x				
Tridecan							x				
Tetradecan							x				
Pentadecan							x				
Hexadecan							x				
Heptadecan							x				

Abb. 3: Relative Anteile (Mittelwerte) der einzelnen KW-Gruppen an der VOC-Gesamtbelastung im Tagesmittel für

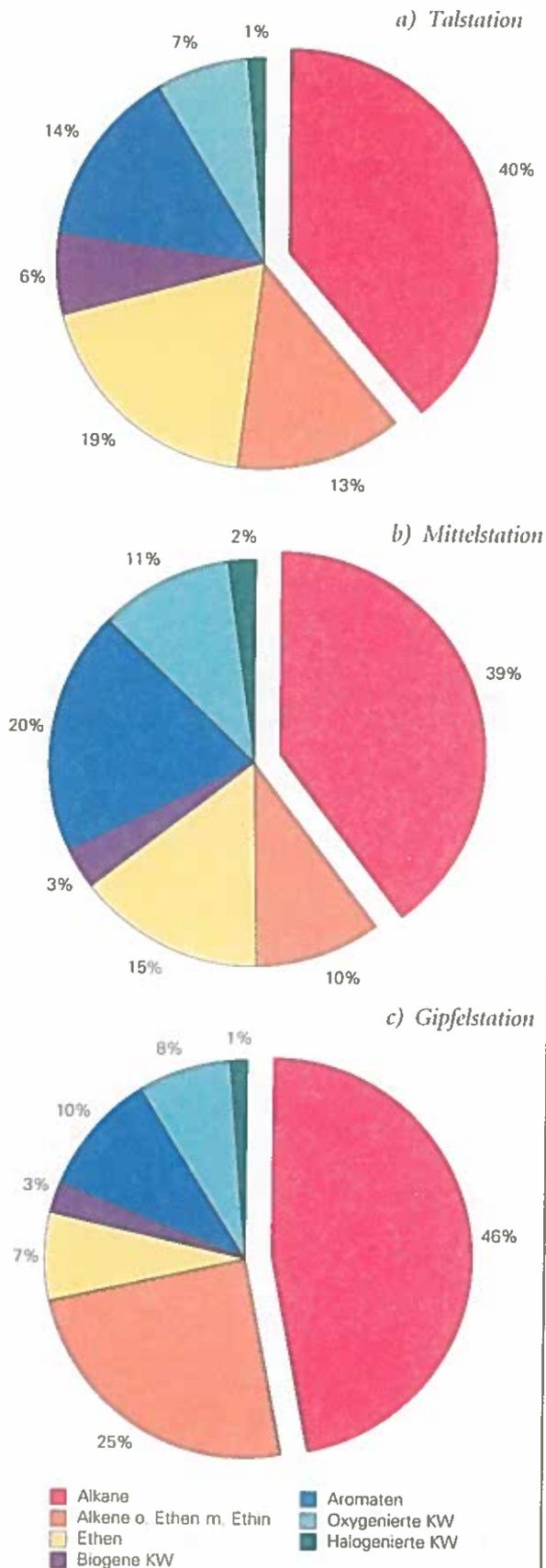
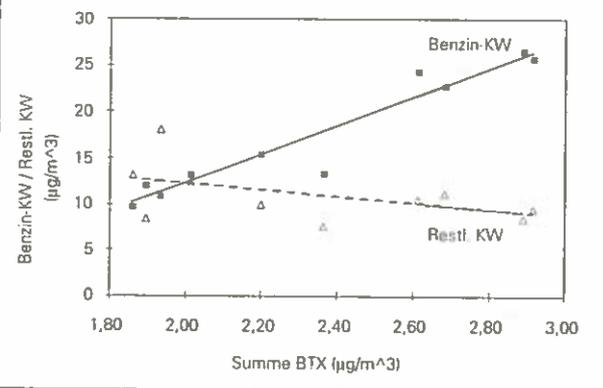


Abb. 4: Korrelation zwischen den BTX-Aromaten als Leitsubstanzen und den Benzin-KW sowie zwischen den BTX-Aromaten und den "restlichen KW".



KW-Gruppen war zwischen der Tal- und der Mittelstation sehr ähnlich, was für eine starke lokale Durchmischung spricht. Zwischen dem Verteilungsmuster an der Gipfelstation und dem der beiden tiefer gelegenen Stationen bestanden aber größere Unterschiede, die sich in einem größeren relativen Anteil von Alkanen und Alkenen und einem wesentlich geringeren relativen Anteil von Ethen und der Aromaten äußerten.

3.3 Anthropogene Kohlenwasserstoffe

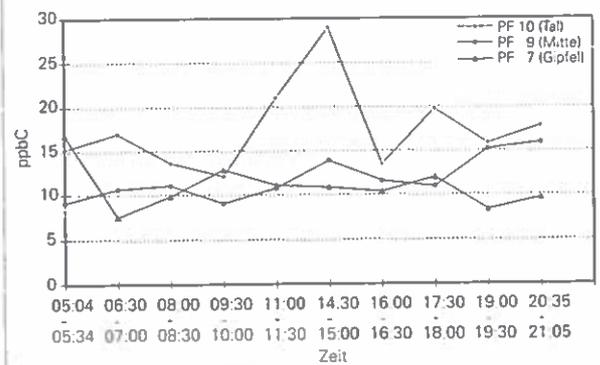
Die VOC-Konzentrationen der untersuchten Luftproben sind insgesamt als niedrig zu beurteilen. Der überwiegende Anteil dieser Belastung war auf anthropogene Emissionsquellen zurückzuführen. Da die Probenahmeaktion in den ersten Herbsttagen bei gemäßigten Außentemperaturen durchgeführt wurde, kann der durch Hausbrand verursachte Anteil als relativ niedrig angenommen werden. Demgegenüber wurde der KFZ-Verkehr als wichtige Emissionsquelle identifiziert. Hierbei wurden nicht nur die BTX-Aromaten (Benzol, Toluol und Xylole) als Leitsubstanzen untersucht, sondern eine Reihe weiterer aromatischer, aliphatischer und cycloaliphatischer Kohlenwasserstoffe, die den typischen "Fingerprint" der KFZ-Emissionen darstellen (KÖNIG & PUXBAUM 1991). Diese Substanzen wurden zur Gruppe der KFZ-Kohlenwasserstoffe zusammengefasst. Daß die Annahme einer Korrelation zwischen dem als "Benzin-KW" bezeichneten Gemisch und den BTX-Aromaten gerechtfertigt ist, zeigt die Abbildung 4 für die an der Talstation gemessenen Werte. Im Gegensatz dazu war die Korrelation zwischen den BTX-KW und den zur Gruppe der "Restlichen KW" zusammengefaßten

Kohlenwasserstoffe, die weder biogenen Ursprungs sind noch sich eindeutig den KFZ-Emissionen zuordnen lassen, sehr gering:

Tab. 3:
Bestimmtheitsmaß (r^2) zwischen den BTX-Aromaten und den anderen Benzin-KW bzw. den "restlichen KW" (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Korrelation zwischen	r^2
BTX und Benzin-KW	0,922
BTX und restliche KW	0,219

Abb. 5:
Tagesgänge für die Gruppe der "Kraftstoff-KW" an den drei Meßstationen.



Die Tagesgänge der Kraftstoff-KW sind aus Abbildung 5 ersichtlich; Außer an der Talstation war kein ausgeprägter Tagesgang erkennbar. Im Tal zeigte sich jedoch eine deutliche Konzentrationsspitze zur Mittagszeit und nach einem leichten Konzentrationsrückgang am frühen Nachmittag ein zweite Spitze am späten Nachmittag. Beide Maxima deuten auf eine Zunahme der lokalen Emissionen hin, bedingt durch die Verkehrsspitzen. Diese Beobachtung ist etwas abweichend von Messungen in städtischen Gebieten, bei denen Konzentrationsspitzen der KFZ-Emissionen zwar bereits morgens erwartet werden, weitere Spitzen der VOC-Belastung aber ebenfalls zu Mittag und am frühen Abend auftreten.

An den beiden anderen, höher gelegenen Meßstationen ist dieser ausgeprägte Tagesgang nicht zu erkennen. Außerdem liegt die Belastung durch aus der Kraftstoff-Verbrennung stammende KW insgesamt auf einem niedrigeren Level. Dieser Level, der offenbar nur wenig von lokalen Emissionsquellen beeinflusst ist, dürfte den Grundbelastungsspiegel der Luftmassen darstellen.

Die Abbildungen 6 a - d zeigen die Tagesgänge für die hauptsächlich aus anthropogenen Quellen stammenden VOCs. Die halogenierten KW scheinen einen Tagesgang mit einem Konzentrationsmaximum an der

Abb. 6: Tagesgänge an den drei Meßstationen

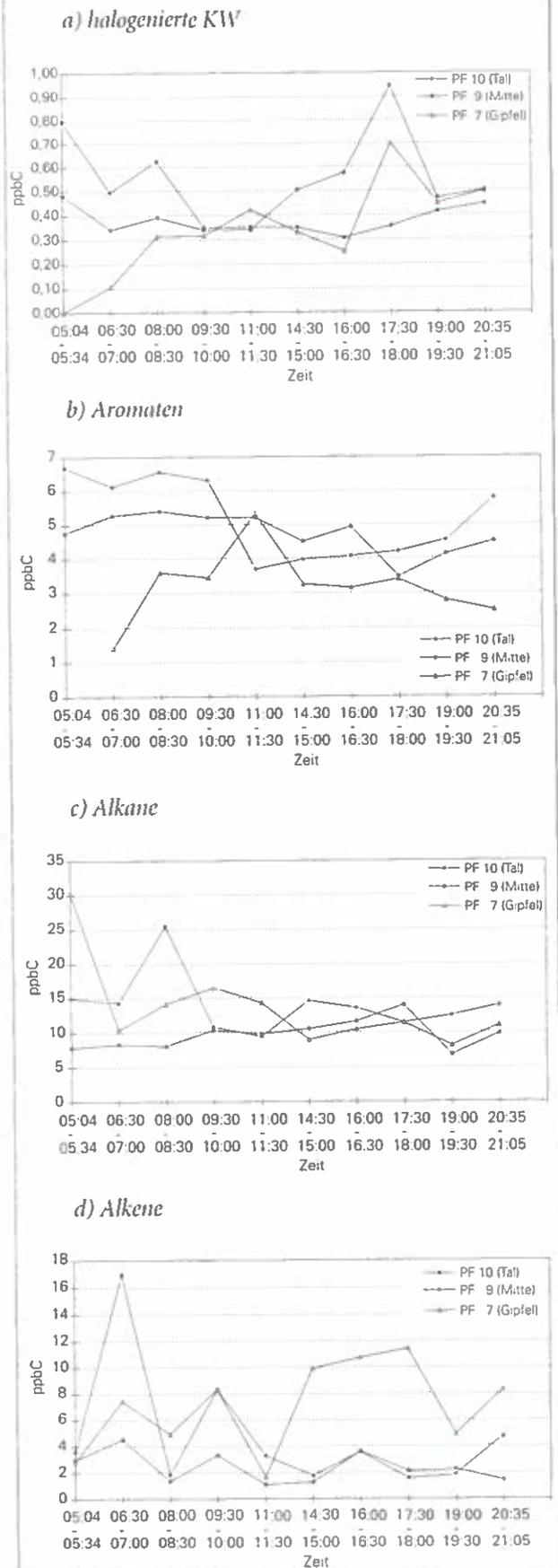


Abb. 7: Tagesgänge an den drei Meßstationen

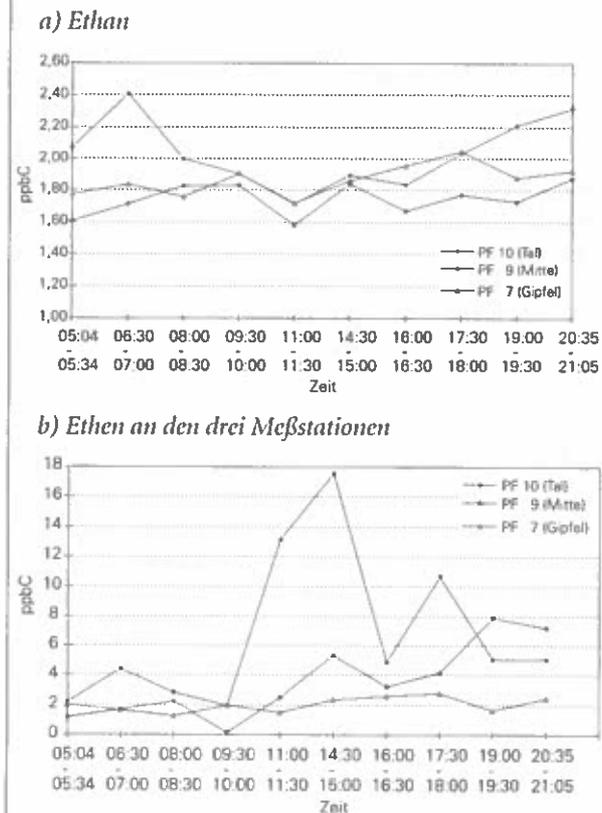


Abb. 8: Vergleich der Ethen-Werte mit den Werten der der KFZ-Emission zugeschriebenen KW im Tagesverlauf an der Talstation.

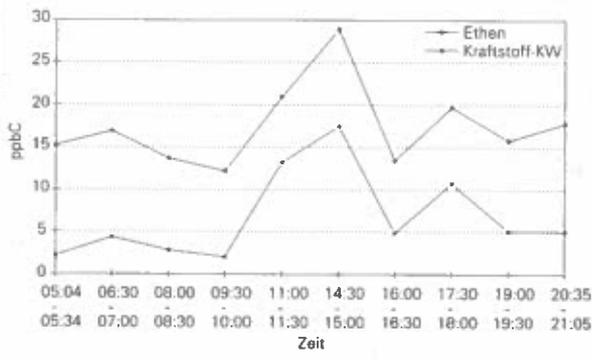
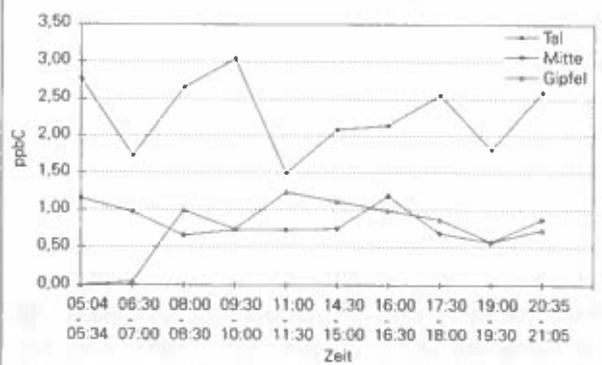


Abb. 9: Tagesgänge der biogenen KW an den drei Meßstationen.



Gipfel- und an der Mittelstation am frühen Abend aufzuweisen. Diese Werte sind aber, vor allem in Hinblick auf die Gefahr von Kontaminationen bei der Analyse, nur mit Vorsicht zu interpretieren. Aromaten und Alkane zeigten keinen ausgeprägten Tagesgang. Die Alkene zeigen eine starke Variabilität während des Tages, wobei an der Talstation ein sehr ausgeprägtes Konzentrationsmaximum in den frühen Morgenstunden auftrat und am Gipfel den ganzen Nachmittag über relativ hohe Werte gefunden wurden.

Von besonderem Interesse sind die Konzentrationsprofile von Ethan sowie von Ethen, dessen phytotoxische Wirkung bekannt ist. Während sich die Konzentration von Ethan im Tagesverlauf nur wenig veränderte und auch zwischen den einzelnen Stationen nicht signifikant unterschiedliche Werte zeigte (Abbildung 7), korrelierte der Verlauf von Ethen stark mit dem Verlauf der KFZ-KW (Abbildung 8).

3.4 Biogene Kohlenwasserstoffe

Unter den analysierten Kohlenwasserstoffen wurden einige Verbindungen identifiziert und quantitativ ausgewertet, die biogenen Ursprungs sind (u. a. Isopren und einige Terpene, s. Tabelle 2). Die Konzentrationsverläufe während des Meßtages an den drei Stationen sind in Abbildung 9 dargestellt. Es ließen sich keine ausgeprägten Tagesgänge erkennen. Erwartungsgemäß lagen die Konzentrationen biogener KW an der Talstation am höchsten und nahmen mit zunehmender Seehöhe der Probenahmestation und damit auch mit abnehmender Bewaldung ab. Das Fehlen eines eindeutigen und interpretierbaren Verlaufes war sicherlich auch eine Folge der Wetterbedingungen zum Zeitpunkt der Meßkampagne. Es herrschte tagsüber zwar niederschlagsfreies Wetter, es lag aber den größten Teil des Tages dichter Nebel über dem Achenal. Bekanntlich korreliert die Emission biogener KW einerseits mit der Luftfeuchtigkeit, aber andererseits auch mit der Sonneneinstrahlung und mit der Umgebungstemperatur, die für die Jahreszeit zu niedrig war.

Neben den Terpenen und Isopren wurden auch einige oxygenierte Verbindungen analysiert. Aus Abbildung 10 wird ersichtlich, daß der Konzentrationsverlauf für beide Substanzklassen an der Talstation sehr ähnlich ist. Dies legt nahe, daß ein Teil der Emission oxygenierter Verbindungen ebenfalls biogenen Ursprungs ist. Die Tagesgänge der oxygenierten Verbindungen an den drei Meßstationen sind in Abbildung 11 dargestellt. Aufgrund der starken Variabilität der Daten ist eine Interpretation kaum möglich.

Abb. 10:
Vergleich der Werte der biogenen KW mit den Werten der oxygenierten KW im Tagesverlauf an der Talstation.

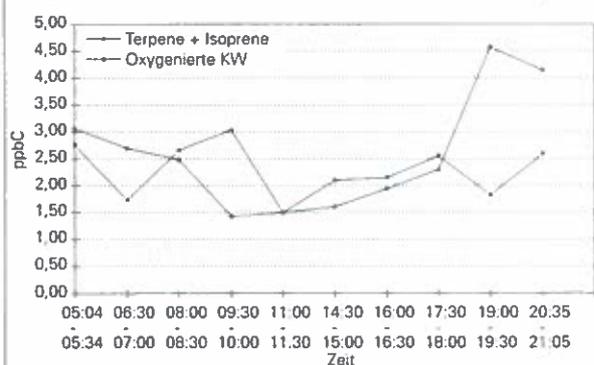
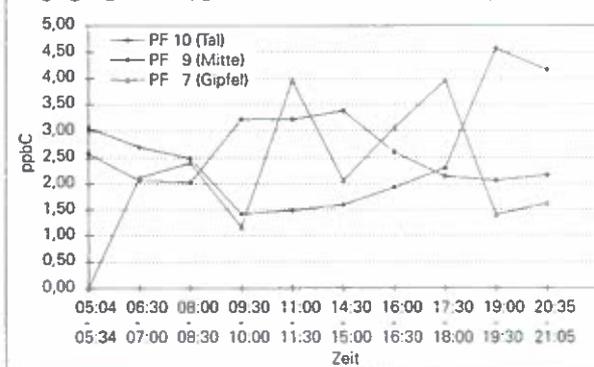


Abb. 11:
Tagesgänge der oxygenierten KW an den drei Meßstationen.



3.5 Diskussion

Der Vergleich der in der vorliegenden Studie ermittelten VOC-Konzentrationen mit von anderen Autoren gefundenen Werten ist dadurch erschwert, daß die Ergebnisse von Messungen über unterschiedliche Beprobungszeiträume stammen. Die Vergleichbarkeit der Daten ist streng genommen nur gegeben, wenn die VOC-Konzentrationen über den gleichen Zeitraum gemittelt werden. Darüber hinaus ist die Umrechnung der Konzentrationseinheiten bei Summenparametern nicht direkt durchführbar, da diese Beziehung nur für Einzelsubstanzen eindeutig gegeben ist.

In der im Anhang wiedergegebenen Tabelle werden die Tagesmittelwerte aus dieser Arbeit für einige Leitsubstanzen mit Werten aus anderen Studien über vergleichbare Zeiträume verglichen. Bei den Vergleichswerten wird die Herkunft der Proben von Hintergrundmeßstellen (H) und Waldgebieten (W) unterschieden.

Obwohl vorerst nur ein Meßtag ausgewertet wurde, können dennoch einige gültige Aussagen über die VOC-Belastung der Luft am Schulterberg-Profil ge-

macht werden. Die Plausibilität der gemessenen VOC-Konzentrationen wird durch die gute Übereinstimmung der in dieser Studie ermittelten mit den in anderen Arbeiten gefundenen Werten sowohl für Einzelsubstanzen als auch für Summenparameter bestätigt.

Die Gesamtbelastung durch KW ist vergleichbar mit den Ergebnissen anderer Studien in Waldgebieten. Auch die Aufschlüsselung der KW-Gesamtbelastung in einzelne Substanzgruppen liefert weitgehende Übereinstimmung mit veröffentlichten Daten. Dies gilt speziell für die kurzketigen Alkane und Alkene wie Ethan, Ethen, Propan und Propen. Obwohl diese Substanzen zum Großteil *verkehrsbedingten Emissionen* zuzuschreiben sind, wurden in der beschriebenen Kampagne Werte gemessen, wie sie von anderen Autoren zum Teil sogar für Reinluftgebiete angegeben wurden. Auch die relativ geringen, mit Hintergrundmeßstellen vergleichbaren Konzentrationen der Aromaten deuten darauf hin, daß das Untersuchungsgebiet insgesamt nicht sehr stark mit KFZ-Emissionen belastet ist.

Die *biogenen Emissionen* weisen mit 1,5 - 10 % der gemessenen VOC-Konzentrationen einen verhältnismäßig geringen Anteil an der Gesamtbelastung auf. Obwohl die atmosphärischen Mischungsverhältnisse der biogenen VOCs mit anderen Studien vergleichbare Werte aufweisen, sind sie im Vergleich zur Gesamtbelastung als relativ niedrig zu bezeichnen. Da Terpene bevorzugt bei starker Sonneneinstrahlung, hoher relativer Luftfeuchtigkeit und Umgebungstemperatur emittiert werden, könnte diese Beobachtung durch die Wettersituation am Meßtag erklärt werden. Zudem sind Terpene sehr reaktiv, so daß ihre atmosphärische Lebensdauer nach der Emission gering ist.

Die gemessenen Konzentrationen der *halogenierten Kohlenwasserstoffe* sind in dem auch von anderen Autoren festgestellten Rahmen. Die vergleichsweise geringen Änderungen der Konzentration halogener Kohlenwasserstoffe sowohl im Tagesverlauf als auch zwischen den unterschiedlichen Meßpunkten lassen darauf schließen, daß man in die Nähe der Hintergrundkonzentrationen dieser Substanzen gelangt. Hierbei ist jedoch zu beachten, daß gerade in Waldgebieten Konzentrationen an chlorierten Kohlenwasserstoffen gemessen wurden, die wesentlich über jenen dieser Hintergrundkonzentrationen liegen.

Die *Höhenabhängigkeit* der VOC-Konzentration ist aus der vorliegenden Auswertung nur mit Einschränkungen zu erkennen. Die erwartete Abnahme der VOC-Konzentration mit der Seehöhe ist zwar zu beobachten, sie ist jedoch nicht so deutlich ausgeprägt, wie das an einem Meßtag mit ungestörten Wetterver-

hältnissen, d. h. ohne Schlechtwettereinfluß, zu erwarten wäre.

Mit der Analytik der flüchtigen organischen Verbindungen im Untersuchungsgebiet sollten aber nicht nur die Konzentrationen der einzelnen KW-Klassen, ihre Konzentrationsverläufe während des Tages und die Verläufe entlang des Höhenprofils untersucht werden, sondern auch die Grundlage zu einer Beurteilung des Gefährdungspotentials des alpinen Waldbestandes durch die VOC-Belastung der Luft gelegt werden.

Mit Werten von 20 - 47 ppbC liegen die in dieser Studie gefundenen VOC-Konzentrationen in einem Bereich, der keine Schädigung des Waldbestandes durch direkte Einwirkung der Kohlenwasserstoffe erwarten läßt: Die Gesamtkonzentrationen der VOCs lagen weit unter den Schwellenwerten, oberhalb derer die pflanzenphysiologisch am stärksten wirksamen Substanzen (z. B. Ethen) eine phytotoxische Wirkung zeigen (ABELES & HEGGESTAD 1973, van HAUT & PRINZ 1979). Dabei wird bereits Propen als wesentlich weniger phytotoxisch und höhere Alkene und Alkane in Konzentrationen bis 1000 ppm als praktisch nicht phytotoxisch eingestuft (HECK et al. 1970). Ebenso werden die biogen gebildeten Kohlenwasserstoffe im allgemeinen als pflanzenphysiologisch unbedenklich beurteilt. Auch wenn unter klimatisch günstigen Bedingungen die Produktion und Emission biogener Kohlenwasserstoffe auf ein Vielfaches der in dieser Studie beobachteten Werte ansteigt, so kann eine direkte Schädigung nahezu ausgeschlossen werden (SMITH 1985, RENNER & ROLLE 1991). Hierfür ist der Anteil der biogenen VOCs an der Gesamtbelastung mit durchschnittlich 3 - 6 % als zu gering einzuschätzen. Zusätzlich muß berücksichtigt werden, daß biogene VOCs, insbesondere Terpene, nur bei gleichzeitiger Anwesenheit von NO_x ein Ozonbildungspotential besitzen. Da Stickoxide in quellfernen Gebieten nur in sehr niedrigen Konzentrationen auftreten, kann die Wirkung von Terpenen als Ozonbildner als gering angenommen werden (LURMAN et al. 1983). Das Bildungspotential für Ozon ist eine komplexe Funktion sowohl der VOC- als auch der NO_x-Konzentration, wobei man aber in ländlichen und in Waldgebieten abseits von großen NO_x-Quellen annehmen kann, daß die Ozonbildung durch die Stickoxid- und nicht durch die VOC-Konzentration limitiert ist (FINLAYSON-PITTS & PITTS 1993).

Daher kann man davon ausgehen, daß im Untersuchungsgebiet weder direkt (durch für den Baumbestand phytotoxische Konzentrationen) noch eine indirekt (durch Erhöhung der Ozonbildung) pflanzenschädigende VOC-Konzentrationen vorliegen.

Danksagung

Die Autoren möchten Herrn Dr. G. KÖNIG und Herrn Prof. Dr. H. PUXBAUM für zahlreiche hilfreiche Hinweise und Diskussionen und Frau P. SCHUBERT und Frau S. TUULOS für die Unterstützung bei der Auswertung der Meßdaten danken. Die finanzielle Förderung dieses Projektes durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft sowie durch den Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank wird dankbar anerkannt.

Literatur

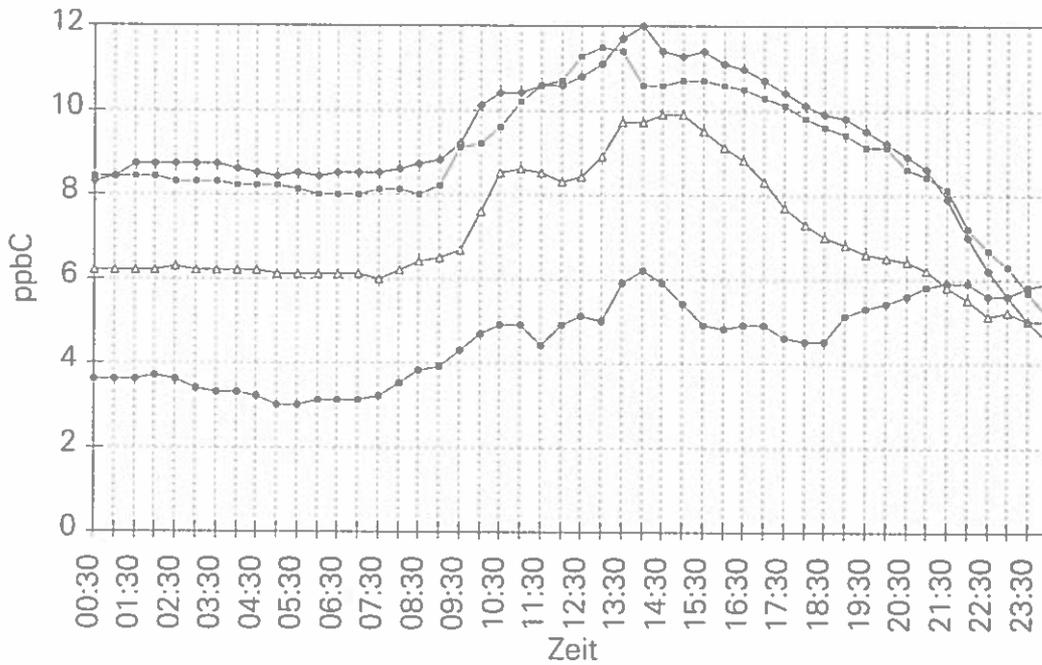
- ABELES F.B. & HEGGESTAD H.E. 1973: *Ethene: an urban air pollutant*. J. APCA 23, 517-521.
- BÄCHMANN K. & FUCHS G. 1985: *Untersuchungen der Umsetzung von Cl-haltigen Verbindungen in Waldgebieten*. VDI-Berichte 560, 165-179.
- BECKER K.H., BROCKMANN K.J. & BECHERA J. 1990: *Production of hydrogen peroxide in forest air by reaction of ozone with terpenes*. Nature 346, 256-258.
- ELSTNER E.F. 1984: *Schadstoffe, die über die Luft zugeführt werden*. In: HOCK B. & ELSTNER E.F. (Hrsg.) *Pflanzentoxikologie*, 67-94. Bibliographisches Institut. Wissenschaftsverlag, Mannheim.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ETEMAD M., KÖNIG G. & PUXBAUM H. 1992: *Verteilungsmuster von VOC in der Stadtatmosphäre von Wien und Graz*. Bericht des Institut f. Analytische Chemie, TU Wien i. A. des BM f. Umwelt und Familie.
- FIGGE K. 1987: *Organic trace compounds in the atmosphere and their effect on the leaf organs of trees*. NATEC, Inst. f. Naturwiss.-techn. Dienste GmbH, Hamburg, Commission of the EC, Air Pollution Research Report 4, 245-290.
- FIGGE K. & DOMMROSE A.M. 1992: *Organische Spurenstoffe in der Atmosphäre der Waldstandorte "Postturm", Forstamt Farchau/Ratzeburg und "Donaustadt" bei Regensburg*. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH: Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort "Postturm", Forstamt Farchau/Ratzeburg (MICHAELIS W. & BAUCH J., Hrsg.).
- FINLAYSON-PITTS B.J. & PITTS Jr. J. N. 1993: *Atmospheric chemistry of tropospheric ozone formation: Scientific and regulatory implications*. J. Air Waste Manage. Assoc. 40, 1091-1100.
- FRANK H. & FRANK W. 1988: *Quantitative determination of airborne C₁- and C₂-halocarbons by GC/ECD*. J. High Resol. Chromat. Commun. 11, 51-56.
- FRANK H., FRANK W. & THIEL D. 1989: *C₁- and C₂-halocarbons in soil-air of forests*. Atmos. Environ. 23, 1333-1335.
- FRANK H. 1990: *Phytotoxizität flüchtiger Halalogenkohlenwasserstoffe*. Materialien Nr. 72. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- FRANK H., VINCON A. & REISS J. 1990: *Montane Baumschäden durch das Herbizid Trichloressigsäure - Symptome und mögliche Ursachen*. Z. Umweltchem. Ökotox. 2, 208-214.
- FRANK H., FRANK W. & NEVES H.J.C. 1991: *Airborne C₁- and C₂-halocarbons at four representative sites in Europe*. Atmos. Environ. 25A (2), 257-261.

- GEHRIG R., BONVIN J.M., TERCIER P. & JEANNET P. 1991: *Spurengasse: Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14, Bd. 4: Meteorologie und Luftchemie in Waldbeständen*, 71ff.
- GUDERIAN R. (Hrsg.). 1985: *Air pollution by photochemical oxidants*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- HAUNOLD A. 1996: *Untersuchung flüchtiger organischer Kohlenwasserstoffe (VOCs) am Höhenprofil Achenkirch (Tirol)*. Technische Universität Wien, Dissertation (in Vorbereitung).
- HECK W.W., DAINES R.H. & HINDAWI I.J. 1970: *Other phytotoxic pollutants*. in: JACOBSON J.S. & HILL A.C.: *Recognition of air pollution injury to vegetation: a pictorial atlas*. APCA, Pittsburgh, Penn.
- HELMIG D. & AREY J. 1992: *Organic chemicals in the air at Whitacker's Forest / Sierra Nevada Mountains, California*. Sci. Total Environm. 112, 233-250.
- HERMAN F. 1992: *Höhenprofile Achenkirch. Ökosystemare Studien im Kalkalpin*. FBVA-Berichte 78, 5-11.
- HOLDREN M.W., WESTBERG H.H. & ZIMMEMAN P.R. 1979: *Analysis of monoterpene hydrocarbons in rural atmospheres*. J. Geophys. Res. 84, 5083-5088.
- van HOUT H. & PRINZ B. 1979: *Beurteilung der relativen Pflanzenschädlichkeit organischer Luftverunreinigungen im LIS-Test*. Staub Reinh. Luft 39, 408-414.
- HOV O., SCHJOLDAGER J. & WATHNE B.M. 1983: *Measurement and modelling of the concentrations of terpenes in coniferous forest air*. J. Geophys. Res. 88, 10679-10668.
- ISIDOROV V.A., ZENKEVICH I.G. & IOFFE B.V. 1985: *Volatile organic compounds in the atmosphere of forests*. Atmos. Environ. 19, 1-8.
- JANSON R. 1992: *Monoterpene concentrations in and above a forest of Scots pine*. J. Atmos. Chem. 14, 385-394.
- KAISER A. 1995: *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung*. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Bericht f. d. BM f. Land- und Forstwirtschaft.
- KANAKIDOU M., BONSANG B. & LAMBERT G. 1989: *Light hydrocarbons vertical profiles and fluxes in a French rural area*. Atmos. Environ. 23, 921-927.
- KÖNIG G. & PUXBAUM H. 1991: *Höhenprofil Zillertal: Ozonpräkursoren, Kohlenwasserstoffe*. Bericht 18/91. Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien.
- KÖNIG G. & PUXBAUM H. 1992: *Kohlenwasserstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal*. FBVA-Berichte 67, 39-41.
- KREUZIG R., GEBEFÜGI I. & KORTE F. 1986: *Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe biogenen und anthropogenen Ursprungs in der Luft von Waldgebieten*. Forstw. CBI. 105, 435-441.
- KREUZIG R., GEBEFÜGI I., BAHADIR M. & KORTE F. 1988a: *Jahresverlauf der Luftkonzentrationen anthropogener und biogener Kohlenwasserstoffe an drei unterschiedlich belasteten bayrischen Waldstandorten*. Forstw. CBI. 105, 125-132.
- KREUZIG R., GEBEFÜGI I., BAHADIR M. & KORTE F. 1988b: *Konzentrationen biogener und anthropogener Kohlenwasserstoffe im Vertikalprofil eines Fichtenbestandes*. Forstw. CBI. 105, 125-132.
- KREUZIG R. & KORTE F. 1986: *Luftchemische Charakterisierung des Standortes Höglwald*. Forstw. CBI. 107, 342-347.
- LAHMANN E. 1987: *Vorkommen und Verbreitung der wichtigsten potentiell den Boden beeinflussenden Luftverunreinigungen*. Schriftenreihe der VDI-Kommission "Reinhaltung der Luft", Band 5, 39-58.
- LURMAN F.W., LLOYD A. & NITTA B. 1983: *Modelling potential ozone impacts from natural hydrocarbons. II. Hypothetical biogenic HC emissions scenario modelling*. Atmos. Environ. 17, 1951-1963.
- PETERSSON G. 1988: *High ambient concentrations of monoterpenes in a Scandinavian pine forest*. Atmos. Environ. 22 (11) 2617-2619.
- RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1987: *Umweltgutachten*. Kohlhammer. Stuttgart.
- RENNER E. & ROLLE W. 1991: *Terpenemissionen von Nadelbäumen - photooxidative Folgereaktionen*. Z. Umweltchem. Ökotox. 3, 233-236.
- RIPPEN G., ZIETZ E., FRANK R., KNACKER T. & KLOPPER W. 1987: *Do airborne nitrophenols contribute to forest decline?* Environ. Technol. Lett. 8, 475-482.
- ROBERTS J.M., FEHSENFELD F.C., ALBRITTON D.L. & SIEVERS R.E. 1983: *Measurement of monoterpene hydrocarbons at Niwot Ridge, Colorado*. J. Geophys. Res. 88, 10667-10678.
- RUDOLPH J., EHHALT D.H. & GRAVENHORST G. 1980: *Recent measurements of light hydrocarbons in remote areas*. Proc. 1st Eur. Symp. Phys.-Chem. Behav. Atmos. Pollut., EEC/COST 61 a, 41-51. Ispra, Oct. 1979.
- SINGH H.B., SALAS L.J. & VIEZEE W. 1986: *Global distribution of PAN*. Nature 321, 588-591.
- SMIDT S. 1994: *Gefährdung von Waldbäumen durch organische Luftschadstoffe*. Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz 101 (4), 423-445.
- SMITH W.H. 1985: *Air pollution and forests*. Springer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (BRD). 1982: *Luftqualitätskriterien für Benzol*. Berichte Nr. 6/82.
- UMWELTBUNDESAMT (BRD). 1983: *Übersicht über die Immissionsbelastung in der Bundesrepublik Deutschland*. Monatsberichte aus dem Meßnetz 12, 2-8.
- WHITBY R.A. & COFFEY P.E. 1977: *Measurement of terpenes and other organics in Adirondack Mountain pine forest*. J. Geophys. Res. 82, 5928-5934.
- YATAGEAI M., OHIRA T., UNRININ G., AZIZOL A.K., HAYASHI Y. & OHARA S. 1984: *Terpenes emitted from trees II. Terpenes in the atmospheres of forests*. Mokuzaï Gakkaishi / J. Jap. Wood Res. Soc. 34 (1) 42-47.
- YOKOUCHI Y., OKINAWA M., AMBE Y. & FUWA K. 1983: *Seasonal variation of monoterpenes in the atmosphere of a pine forest*. Atmos. Environ. 17 (4) 743-750.

Verfasser: Dipl.-Ing. Andreas Haunold
 Dipl.-Ing. Dr. Erwin Rosenberg
 o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Manfred Grasserbauer
 Institut für Analytische Chemie
 Technische Universität Wien
 Getreidemarkt 9/151
 A-1060 Wien

Anhang

Abb. I:
Temperaturverläufe während des Beprobungstages an vier Meßpunkten im Achantal
(Halbstunden-Mittelwerte, Zeitangabe in MEZ).



- Talboden (930 m)
- Mühleggerköpfl (920 m)
- △— Christlumalm (1280 m)
- Christlumkopf (1758 m)

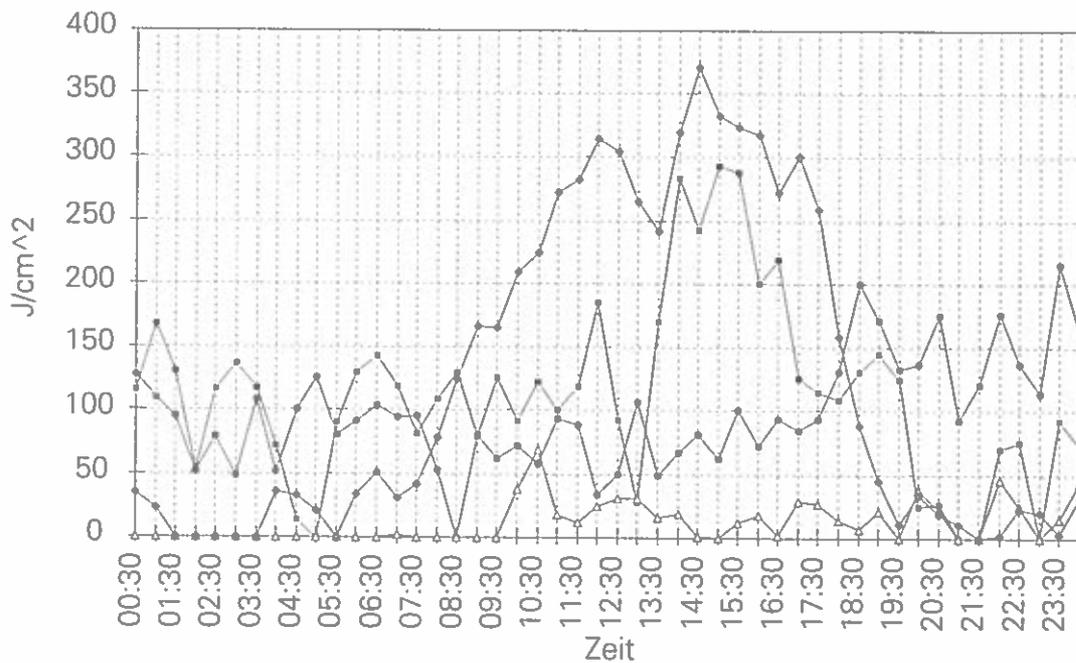


Abb. II:
Verläufe der durchschnittlichen Sonneneinstrahlung während des Beprobungstages an vier Meßpunkten im Achantal
(Halbstunden-Mittelwerte, Zeitangabe in MEZ).

Tab. I:

Vergleich der am Schulterberg gefundenen KW-Konzentrationen für einige ausgewählte Leitsubstanzen mit Quellenangaben

Substanz	Zuordnung	Konzentration	Ref.
Gesamt-Kohlenwasserstoffe	W	20 ppbC	UMWELTBUNDESAMT (1983) *)
Gesamt-Kohlenwasserstoffe	W	19,8 - 46,8 ppbC	
Summe Kohlenwasserstoffe	W	9 - 71 ppbC	HOV et al. (1983)
Summe Kohlenwasserstoffe	W	≤ 262 ppbC	KÖNIG & PUXBAUM (1992)
NMHC (incl. Terpene)	H	10 - 20ppbC	GUDERIAN (1985)
C1-C4-Kohlenwasserstoffe	W	< 2 ppb	KANAKIDOU et al. (1989)
C2-C5-Kohlenwasserstoffe	W	17 ppbC	RUDOLPH et al. (1980)
C2-C5-Kohlenwasserstoffe	W	6,7 - 29 ppbC	*)
Alkane (1 m über Waldboden)	W	≤ 1,19 µg/m ³	KREUZIG et al. (1988a)
Alkane	W	6,7 - 30,2 ppbC	*)
Ethan (nördl. Hemisphäre)	H	< 4 ppbC	SINGH et al. (1986)
Ethan	W	< 1,6 - 2,4 ppbC	*)
Ethen	H	1,6 ppb	LAHMANN (1987)
Ethen	H	2 ppb	RENNER & ROLLE (1991)
Ethen	W	3 - 10 ppb	ELSTNER (1984)
Ethen	W	0,3 - 12,2 ppb	GEHRIG et al. (1991)
Ethen	W	0,1 - 17,5 ppbC	*)
Propan (nördl. Hemisphäre)	H	< ca. 2,3 ppbC	SINGH et al. (1986)
Propan	W	0,3 - 1,4 ppbC	*)
Propen (nördl. Hemisphäre)	H	< 1 ppbC	SINGH et al. (1986)
Propen	H	0,1 ppb	LAHMANN (1987)
Propen	H	2 ppb	RENNER & ROLLE (1991)
Propen	W	0,1 - 2 ppb	GEHRIG et al. (1991)
Propen	W	0,3 - 7,4 ppbC	*)
Alkylbenzole (1m über Waldboden)	W	≤ 7,28 µg/m ³	KREUZIG et al. (1988a)
Alkylbenzole (BRD)	W	≤ 4,8 µg/m ³	KREUZIG & KORTE (1986)
Aromaten	W	≤ 6,7 ppbC	*)
Benzol	W	1 - 10 µg/m ³	UMWELTBUNDESAMT (1982)
Benzol	H	1,4 - 7 ppb	RIPPEN et al. (1987)
Benzol	H	4,6 - 22,3 µg/m ³	RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN (1987)
Benzol	W	≤ 1,4 ppbC	*)
Toluol	W	≤ 0,3 µg/m ³	HELMIG & AREY (1992)
Toluol	H	2,4 - 9,1 ppb	RIPPEN et al. (1987)
Toluol	H	2 ppb	RENNER & ROLLE (1991)
Toluol	H	9 - 34,5 µg/m ³	RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN (1987)
Toluol	W	≤ 1,9 ppbC	*)
Xylol (BRD)	W	1,2-1,6 µg/m ³	FIGGE & DOMMRÖSE (1992)
Xylol	W	≤ 1,7 ppbC	*)
Isoprene / Terpene	W		
- Kronenbereich		< 5 ppbC	HOLDREN et al. (1979)
- oberhalb der Baumkrone		< 0,01 ppb	HOLDREN et al. (1979)
- 1 m über dem Waldboden		0,3 ppb (= 3 ppbC)	HOLDREN et al. (1979)
- 1 m über dem Waldboden		≤ 3 ppbC	*)
- 30 m über dem Waldboden		≤ 6,5 µg/m ³	KREUZIG et al. (1988b)
Monoterpene (Sommer)	W	100 µg/m ³ (Stichproben)	PETERSON (1988)
Monoterpene	W	< 1 ppb	YATAGEI et al. (1984)
Monoterpene	W	≤ 6,5 µg/m ³	HELMIG & AREY (1992)
Monoterpene (Schweden)	W	8 ppb	JANSON (1992)
α-Pinen (BRD)	W	≤ 6 ppb	KREUZIG et al. (1986, 1988a)
α-Pinen	W	≤ 3 ppb (Kurzzeitwert)	YOKOUCHI et al. (1983)
α-Pinen	W	≤ 0,95 ppbC	*)
α-Pinen (Kiefernwald, Japan)	W	≤ 15,8 µg/m ³	YOKOUCHI et al. (1983)
α-Pinen (USA)	W	0,01 - 0,73 µg/m ³	HOLDREN et al. (1979)
α-Pinen (USA)	W	0,01 - 0,50 ppb	ROBERTS et al. (1983)
α / β-Pinen	W	≤ 1,5 ppbC	*)
Pinen	W	≤ 0,55 ppb	RENNER & ROLLE (1991)
Terpene	W	3,5 - 35 µg/m ³	ISIDOROV et al. (1985)
Terpene (Pazifikküste)	W	9,2 µg/m ³	HOLDREN et al. (1979)
Terpene / Hemiterpene (Krone)	W	50 µg/m ³	WHITBY & COFFEY (1977)
Terpene / Hemiterpene (außerhalb der Krone)	W	3 - 32 µg/m ³	WHITBY & COFFEY (1977)
Terpene (BRD)	W	≤ 1,6 µg/m ³	KREUZIG & KORTE (1986)
Chlorkohlenwasserstoffe (maritim)	H	≤ 1,1 µg/m ³	FRANK (1990)
Chlorkohlenwasserstoffe	W	≤ 0,9 ppbC	*)
Chlorkohlenwasserstoffe	W	≤ 5,1 µg/m ³	FRANK et al. (1989)
Chlorkohlenwasserstoffe (Bodenluft)	W	≤ 77,4 µg/m ³	FRANK et al. (1989)
Tetrachlormethan	W	≤ 1 µg/m ³ (Maximum)	FRANK et al. (1991)
Tetrachlormethan	W	≤ 0,12 ppbC	*)
Trichlorethen (Darmstadt, Ulm)	W	0,5 / 0,35 µg/m ³	BÄCHMANN & FUCHS (1985)
Trichlorethen	W	≤ 0,10 ppbC	*)
Trichlorethen	H	0,008 ppb	FRANK et al. (1990)
Tetrachlorethen (Darmstadt, Ulm)	W	1,1 / 0,8 µg/m ³	BÄCHMANN & FUCHS (1985)
Tetrachlorethen	W	ca. 1 µg/m ³	FRANK & FRANK (1988)
Tetrachlorethen	W	≤ 5 µg/m ³	FIGGE (1987)
Tetrachlorethen (BRD)	W	0,6 - 0,8 µg/m ³	FIGGE & DOMMRÖSE (1992)
Tetrachlorethen	W	≤ 0,3 ppbC	*)

Legende:

H.....Hintergrundmeßstelle

W.....Messung in Waldgebieten

*)diese Arbeit.

Die Umrechnung von µg/m³ in ppb erfolgt über das Molgewicht und das Molvolumen unter Standardbedingungen: 1 µg/m³ = Molvolumen / Molmasse [ppbv].
Die Umrechnung von ppbv in ppbC ist: [ppbC] = [ppbv] x C-Anzahl des Moleküls.

Untersuchung zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen in Nadeln von Fichten am Schulterberg-Nordostprofil und am Christlumprofil

P. SCHRÖDER¹ & E. J. BELFORD²

¹Institut für Biochemische Pflanzenpathologie,

GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Oberschleißheim/BRD

²Department of Botany, Fourah Bay College, University of Sierra Leone, Freetown, Sierra Leone, Africa

Kurzfassung. Untersuchungen zur Enzymologie möglicher Entgiftungsenzyme für organische Xenobiotika in Fichtennadeln haben ergeben, daß alle untersuchten Fichten des Schulterbergprofils cytosolische und mikrosomale Glutathion S-Transferasen (GST) enthalten, die die Konjugation des pflanzeigenen Tripeptids Glutathion mit organischen Xenobiotika und dem Chlorkohlenwasserstoff (CKW) Dichlormethan katalysieren können. Die Enzymaktivität der Glutathion S-Transferasen im Christlumprofil ist stark mit der Akkumulation von CKW in den Nadeln korreliert. Dasselbe Aktivitätsprofil wird in Klonfichten beobachtet, die im Höhenprofil exponiert worden waren. Hohe GST-Aktivitäten sind offenbar korreliert mit einem Maximum der Akkumulation von CKW und Trichloressigsäure in Fichten in 1150 m Höhenlage, das eventuell durch einen Antransport verschmutzter Luftmassen in dieser Höhenlage verursacht wird. Die Dichlormethankonjugation folgt demselben Verlauf. Eine stressende Wirkung dieses Gases und anderer nicht untersuchter CKW auf die Physiologie der Fichten am Standort kann beim derzeitigen Stand des Wissens nicht ausgeschlossen werden.

Schlüsselworte: *Picea abies*, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Dichlormethan, Entgiftung, Glutathion S-Transferase

Abstract. [Investigations on the Activity of Glutathione S-Transferases in the Needles of Spruce Trees from the Northeast Profile of the Schulterberg and Christlum Profile]. Enzymological investigations on the possible detoxification of organic air pollutants have elucidated the presence of cytosolic and microsomal glutathione S-transferases (GST) in all spruce trees of the study sites. These enzymes catalyze the conjugation of glutathione to a variety of organic xenobiotics and dichloromethane in spruce. The activity of the enzyme is closely correlated with the accumulation of chlorinated hydrocarbons in the needles of spruces from the stand and from cloned trees which had been exposed in the study sites for one year. Highest GST activities are found in spruce needles from trees growing in 1100 to 1300 m a.s.l. where also highest accumulations of chlorocarbons had been recorded. Chlorocarbons from industrialized areas reach these sites by long-range transport in the upper edge of inversion layers which are frequently found in the region.

Keywords: *Picea abies*, chlorinated hydrocarbons, dichloromethane, detoxification, glutathione S-transferase.

1. Einleitung

Die Waldökosysteme des Kalkalpin befinden sich in einem sensiblen Gleichgewicht, das leicht durch anthropogene Einflüsse gestört werden kann. Der Eintrag von Luftschadstoffen in alpine Täler führt zu einer zusätzlichen Belastung in einem Maß, das weit über die Einflüsse natürlicher Stressoren hinausgeht. Im Synergismus mit klimatischen, standörtlichen, biotischen bzw. anderen anthropogenen Streßfaktoren kommt es daher zu Beeinträchtigungen, die die Dynamik der Bestände negativ beeinflussen und destabilisieren können.

Dem Eintrag und der Wirkung von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) auf Waldbäume wurde

bislang wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Aliphatische CKW (Tabelle 1) sind anthropogen erzeugte Substanzen mit langer atmosphärischer Lebensdauer und hoher Lipophilie, die als Lösemittel, Entfetter, Aufschäumer und Löschmittel eingesetzt werden und verwendungsbedingt in die Atmosphäre gelangen. 1986 betrug in der Bundesrepublik die Emission organischer Substanzen in die Atmosphäre etwa 2,4 Mio Tonnen (DEUTSCHER BUNDESTAG 1988). Verbleib und Abbau dieser Substanzgruppe in der Biosphäre sind nur mangelhaft bekannt, da für die meisten Vertreter dieser Substanzgruppe, anders als für Pestizide, der Nachweis der Abbaubarkeit nicht gesetzlich vorgeschrieben ist.

Daten über Akkumulationen von Chlorkohlenwasserstoffen in Fichten- und Kiefernadeln (GAGGI &

Tab. 1:

Geschätzte atmosphärische Lebenszeiten und physikochemische Daten zu den untersuchten aliphatischen CKW (MATERNE 1989). Die atmosphärischen Lebensdauern der untersuchten CKW werden unter der Annahme geschätzt, daß photochemische Reaktionen mit OH-Radikalen geschwindigkeitsbestimmend sind. Angenommene OH-Konzentration: 10^6 Moleküle pro m^3 . Die Reaktionsraten wurden aus ATKINSON (1989) errechnet.

Spezies	Summenformel	Molgewicht	Verteilung Octanol/ Wasser	Lebensdauer
Tetrachlorkohlenstoff	CCl_4	152	417	80 Jahre
1,1,1-Trichlorethan	$C_2H_3Cl_3$	132	-	2,5 Jahre
Chloroform	$CHCl_3$	118	-	3,5 Monate
Perchlorethen	C_2Cl_4	164	398	2 Monate
1,1,2-Trichlorethen	C_2CHCl_3	130	195	5 Tage

BACCI 1985, REISCHL et al. 1987, FIGGE 1988, HERTE-
RICH & HERRMANN 1991, PLUMACHER & SCHRÖDER
1993) zeigen aber, daß in den Kutikeln der Nadeln,
bedingt durch die Lipophilie der Substanzen, erheb-
lich höhere Konzentrationen als in der Außenluft vor-
liegen können. Dies wurde durch Ergebnisse von Un-
tersuchungen an Kiefern und Fichten in Ballungsräu-
men und Reinluftgebieten bestätigt (PLUMACHER et al.
1994). Man kann davon ausgehen, daß zunächst in
den Kutikeln akkumulierende Substanzen direkt oder
nach (photo)chemischer Umwandlung in Zellen ein-
dringen (SCHREIBER 1990) und in unterschiedliche
Kompartimente gelangen können. Wäßrige Barrie-
ren, wie sie die Zellwand oder das Cytoplasma dar-
stellen, sind kein Hindernis für dieses Eindringen,
dessen Geschwindigkeit vornehmlich durch den Kon-
zentrationgradienten bestimmt wird (SCHREIBER
1990, STREIT 1991).

Daß aliphatische CKW und vor allem ihre reakti-
veren Metaboliten Di- und Trichloressigsäure trotz
ihrer chemischen Reaktionsträgheit als starke Stressor-
en in Betracht gezogen werden sollten, geht aus zahl-
reichen Experimenten hervor: Veränderungen im Pig-
mentmuster, Erhöhung von Atmung und Transpira-
tion, sowie drastisches Absinken der Photosyntheser-
ate sind in Laborexperimenten mit Klonfichten unter
CKW-Einfluß beobachtet worden (FRANK & FRANK
1985, 1986; SCHRÖDER & WEISS 1991).

Zur Verhinderung dieser Störungen muß die Pflan-
ze in der Lage sein, in das Blatt eingedrungene toxi-
sche Verbindungen in unschädliche Substanzen um-
zuwandeln. Eine solche Umwandlung kann durch
spezielle Entgiftungsenzyme bewirkt werden, die in
den betroffenen Organismen entweder konstitutiv
vorhanden sind oder deren Aktivität unter dem Ein-
fluß von Schadstoffen induziert werden kann. Der
Abbau von Xenobiotika in Pflanzen erfolgt generell
in drei Phasen:

Phase 1 umfaßt Reaktionen wie Oxygenierung, Hy-
droxilierung, Etherspaltung etc. und wird durch P450
Monooxygenasen katalysiert. Darauf folgt Phase 2 mit
der Konjugation an GSH oder Zucker und schließlich
Phase 3 mit dem endgültigen Abbau durch Spaltung
oder weiteren Metabolismus der Konjugate. Es folgt
der Export der Abbauprodukte in die Vakuole oder
den Apoplasten, dort meist mit anschließender kova-
lenter Bindung an die Zellwand (SANDERMANN 1987,
1994; LAMOUREUX & RUSNESS 1989; COUPLAND 1991).
Zahlreiche dieser Entgiftungsenzyme sind neueren
Arbeiten zufolge in Fichten vorhanden, unter ande-
rem P-450-Monooxygenasen als Katalysatoren der er-
sten Phase, Glutathion S-Transferasen (Phase 2,
SCHRÖDER ET AL. 1990a,b), sowie Cystein-S-Lyase als
ein Enzym der Phase 3 zum weiteren Abbau der Me-
tabolite (LAMOUREUX et al. 1991, SCHRÖDER et al.
1993).

Im Berichtszeitraum 1994 wurde vornehmlich die
Frage untersucht, ob die in den Vorjahren beobachte-
te Erhöhung der GST-Aktivität in Nadeln der Fichten
im Christlumprofil 200 m über Talgrund (PLUMACHER
& SCHRÖDER 1994, PLUMACHER ET AL. 1994) eine lang-
fristig auftretende Veränderung im Stoffwechsel der
Fichten sei oder lediglich durch kurzzeitige biotische
oder abiotische Einflüsse hervorgerufen werde. Aus
diesem Grund wurde die GST-Aktivität in Nadeln der
Fichten vom Christlumprofil mit mehreren Substra-
ten vermessen, zusätzlich in Nadeln der Fichten vom
Schulterbergprofil sowie in den Nadeln von am Stan-
dort ausgebrachten Klonfichten bestimmt.

Für die Bestimmung der GST-Aktivität in Proteinex-
trakten von Fichtennadeln wurden neben CDNB die
Substrate DCNB (1,2-Dichloro-4-Nitrobenzol) und
Dichlormethan herangezogen. Während das erstge-
nannte Substrat in der tierphysiologischen Forschung
häufig für die Charakterisierung spezieller GST-Isoen-
zyme herangezogen wird, deren Aktivität sich nicht

oder nur schlecht mit dem Standardsubstrat CDNB messen läßt (HABIG et al. 1974), repräsentiert das zweite Substrat Dichlormethan einen chlorierten Kohlenwasserstoff mit Umweltrelevanz (MATERNE 1989). Die Messung der glutathionabhängigen Entgiftungskapazität unter Verwendung von CKW schien unbedingt notwendig, um zu klären, ob die Fichten am Standort durch vor Ort auftretende Immissionen beeinflusst werden konnten und ob es spezielle GST-Isoenzyme gab, deren Aktivität durch die Substrate CDNB und DCNB nicht oder nur teilweise quantifiziert werden konnte. Damit rückt das Projekt von den älteren Arbeiten zum Thema ab, in denen die Entgiftungskapazität nur mit Modells substraten bestimmt wurden. Obwohl diese Substrate in ihrem Umsatz durchaus gute Indikatoren für die Umsetzung von Schadstoffen zu Glutathion-Konjugaten sind, kann man mit ihnen nicht die Höhe der tatsächlichen Entgiftungskapazität, z.B. für Chlorkohlenwasserstoffe, quantifizieren.

2. Material und Methoden

2.1. Pflanzenproben

In Nadelproben von Fichten der Flächen des Schulerbergprofils und vom Mühleggerköpfl sowie von den Flächen 1 bis 6 vom Christlumprofil wurden Untersuchungen zur Aktivität des Entgiftungsenzyms Glutathion S-Transferase durchgeführt, um Informationen über die Entgiftungskapazität und den Metabolismus der CKW in Fichtennadeln zu erhalten. Zusätzlich zu Altlichten wurden auch Klonlichten beprobt, die im Vorjahr an den Beprobungsflächen in den Höhenprofilen ausgebracht worden waren.

Die an den Standorten geernteten Zweige wurden durch Eintauchen in flüssigen Stickstoff entnadelt, die Nadeln wurden eingetütet und in flüssigem Stickstoff gelagert. Die *Picea abies* L. Excelsa R180 Zellkultur wurden angezogen wie beschrieben (MESSNER & BOLL 1994).

2.2. Methoden

Die im Projekt verwendete Aufarbeitungsmethode für die Isolierung von GST aus den Fichtennadeln folgte publizierten Methoden (BERKAU 1990; SCHRÖDER et al. 1990b, 1991; WOLF 1992). Zur weiteren Auftrennung und Messung der GST-Aktivität wurden die Proben

bei -20 °C eingefroren und für mehrere Wochen ohne nennenswerte Aktivitätsverluste gelagert. Diese Methode zur Extraktion von GST (BERKAU 1990, SCHRÖDER et al. 1990) erlaubt die Isolierung der GST mit Recoveryraten von ca. 70 - 80% (getestet mit käuflichem Standardenzym aus Pferde- oder Rattenleber). Solche Bestimmungen der Recovery wurden routinemäßig durchgeführt. Die Aufarbeitung zur Bestimmung der mikrosomalen GST-Aktivität folgte der bei BOLL & KARDINAL (1990) beschriebenen Methode.

2.2.1. Proteinbestimmung und Enzymassays

Die Proteinbestimmung in den Nadelextrakten wurde nach BRADFORD (1976) mit Rinderserumalbumin als Standard durchgeführt. Die GST-Aktivität wurde bei 25 °C nach HABIG et al. (1974) an einem Zweistrahlphotometer (Perkin-Elmer, Überlingen) gemessen. Der Testansatz von 1,2 ml Gesamtvolumen enthielt: Kaliumphosphatpuffer, 0,1 M, pH 6,4; 1,0 mM des Xenobiotikums in Ethanol abs. gelöst, 1,0 mM GSH und ein Aliquot der Enzymprobe. Als Blindwert wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Enzymprobe durch destilliertes Wasser ersetzt war. Als Modells substrate wurden, wie bereits in Vorversuchen, Chlorbenzole verwendet, es wurde jedoch auch erstmals mit Dichlormethan ein CKW als Substrat herangezogen.

Neben dem Modells substrat CDNB (1-Chlor-2,4-Dinitrobenzol, $\epsilon_{340\text{nm}}$ [$\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$] = 9,6) wurden DCNB (1,2-Dichlor-4-Nitrobenzol, $\epsilon_{345\text{nm}}$ [$\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$] = 8,5) und EPNP (1,2-Epoxy-3(p-nitrophenoxy)propan, $\epsilon_{360\text{nm}}$ [$\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$] = 1,8) eingesetzt, die als spezifisch für andere GST-Isoenzyme gelten. Weiters wurden diese Proben verwendet, um die Entgiftung des "echten" Chlorkohlenwasserstoffs CH_2Cl_2 zu quantifizieren. Für die Bestimmung der Konjugationsraten von Dichlormethan wurde der Nash-Test verwendet (PEMBLE et al. 1994). Aliquots der Proteinproben wurden mit 20 mM Tris-Puffer, pH 7,4, Methylchlorid und 10 mM GSH für eine halbe Stunde inkubiert. Nach Zugabe von 333 μl 20 % TCA wurde die Reaktion gestoppt und mit 1000 μl Nash-Reagens (18,76 g Ammoniumacetat, 0,25 ml Acetylaceton, 0,38 ml Essigsäure in 125 ml H_2O) versetzt. Nach weiteren 60 min wurde die Absorption bei 412 nm gegen einen Blindwert gemessen. Die Formaldehydbildung wurde anhand einer Eichkurve quantifiziert.

Tab. 2:

GST-Aktivität [$\mu\text{mol}/\text{min}$] für die Konjugation der Substrate CDNB, DCNB, EPNP und Dichlormethan in Mischproben von Fichtennadeln der Flächen 7, 9 und 10 des Schulterbergprofils, Probenahme September 1994 ($n = 6$). Zum Vergleich ist die GST-Aktivität im Cytosol einer Fichten-Zellkultur angegeben. Die in die Tests eingesetzte Proteinmenge betrug in jedem Fall $14 \pm 2 \mu\text{g}$.
n.g. = Probe nicht gemessen; nil = kein Umsatz

Probe	CDNB	DCNB	EPNP	CH ₂ Cl ₂
Cytosol	121,25 \pm 7,5	6,82 \pm 2,2	41,86 \pm 11,2	0,0023 \pm 0,001
Mikrosomen	22,53 \pm 3,5	7,0 \pm 1,5	nil	n.g.
Zellkultur	320 \pm 30	17 \pm 0,9	n.g.	0,0013 \pm 0,002

3. Ergebnisse und Diskussion

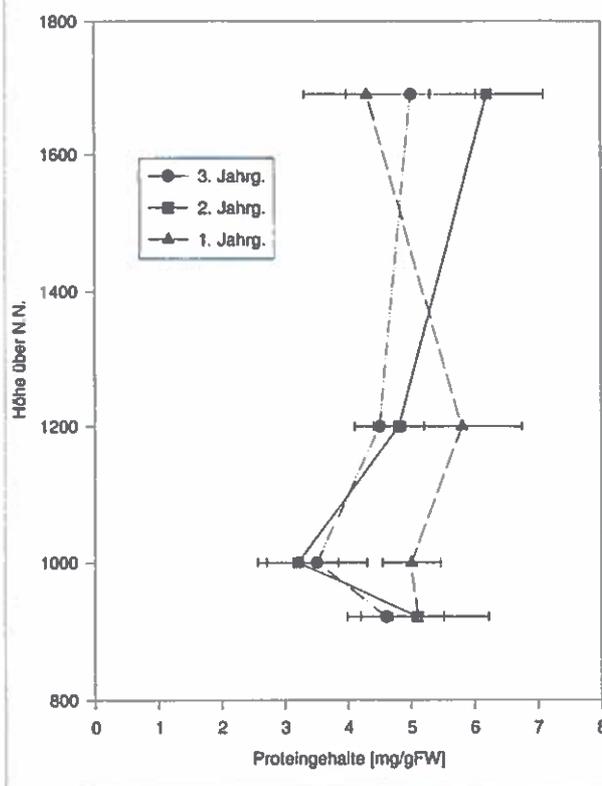
Die Fichten am Forschungsstandort Achenkirch besitzen cytosolische Glutathion-S-Transferase-Aktivität für die Konjugation von CDNB, DCNB, EPNP und Dichlormethan in ihren Nadeln. In Mikrosomenpräparationen aus Fichtennadeln vom Standort wurde Aktivität für die ersten beiden Substrate gemessen, die Konjugation für EPNP wurde nicht katalysiert (Tabelle 2). Dichlormethan wird zwar konjugiert, aber nur mit sehr geringem Umsatz im Bereich von wenigen Nanomolen pro Minute. Die zum Vergleich aufgearbeitete Zellkultur besitzt höhere GST-Aktivität als die Nadeln, der Faktor 20 zwischen dem Umsatz für CDNB und DCNB bleibt jedoch gewahrt. Auffällig ist die verhältnismäßig hohe Aktivität für den Umsatz von Dichlormethan in der Zellkultur.

Die Proteingehalte der Nadelproben von Altfichten aus dem Christlumprofil zeigten im allgemeinen keine eindeutige Zunahme oder Abnahme mit dem Höhenprofil (PLÜMACHER & SCHRÖDER 1994). Lediglich im August 1992 wurde eine signifikante Erniedrigung der Proteingehalte in den Fichtennadeln auf der Fläche 5 (200 m über dem Talniveau) beobachtet. Dies ist genauso im Schulterbergprofil (Abbildung 1), in dem die älteren Nadeln der im Herbst 1993 beprobten Bäume im Bereich um 1000 Höhenmeter eine signifikant geringere Proteinmenge aufwiesen als die Nadeln der Bäume von den übrigen Flächen. Die Proteingehalte im jüngsten Nadeljahrgang stehen in keinem Zusammenhang zu den Gehalten der zwei- und dreijährigen Nadeln.

Die Beprobung der Klonfichten, die im Vorjahr auf beiden Höhenprofilen ausgebracht worden waren, schafft kein klares Bild von möglichen Zusammenhängen zwischen Proteingehalt und standortbedingten Stressoren. Die Proteingehalte in den Nadeln der Klonfichten im Christlumprofil folgten dem generell bekannten Höhenverlauf mit niedrigen Werten im

Abb. 1:

Proteingehalte der Fichtennadeln im Schulterbergprofil; Probenahme Herbst 1993.



Gipfelbereich und hohen Werten im Tal. Im Bereich um 1300 m Höhe waren die Proteingehalte der Nadeln erhöht. Im Schulterbergprofil war dieses Bild invertiert, und man erhält sowohl am Gipfel als auch im Tal Minima der Proteinwerte. Das Maximum lag ebenfalls um 1300 m über N.N. Die Proteingehalte in den Nadeln dieser Klonfichten korrelierten am ehesten mit den Proteingehalten in den jüngsten Nadeln der Fichten von denselben Standorten, nicht aber mit denen der älteren. Da die Klonfichten mit ihrem ursprünglichen und für alle Bäumchen gleichen Substrat in den Waldboden eingebracht worden waren, müssen andere standörtliche Größen als die Boden-

Abb. 2: GST-Aktivität \pm Standardfehler gegenüber dem Modellsubstrat CDNB in Proteinextrakten der Fichtennadeln aus der Probenahme im September 1993.

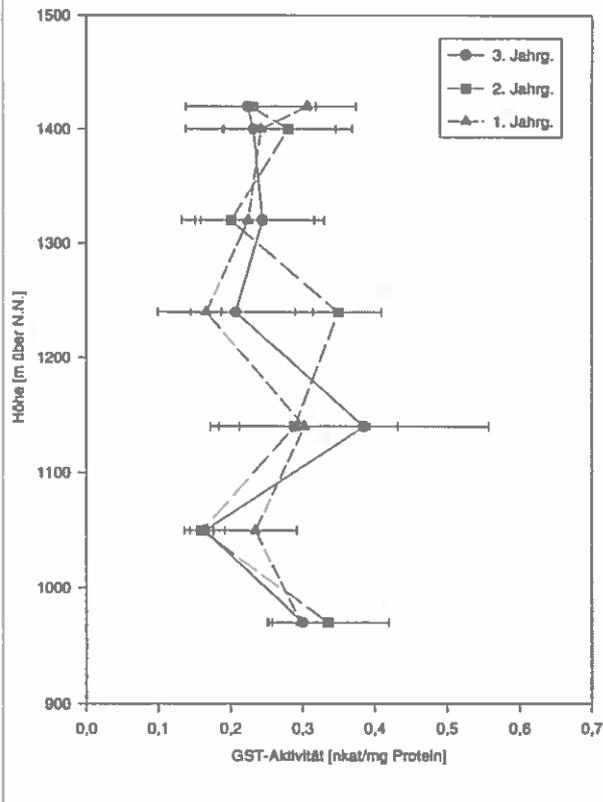
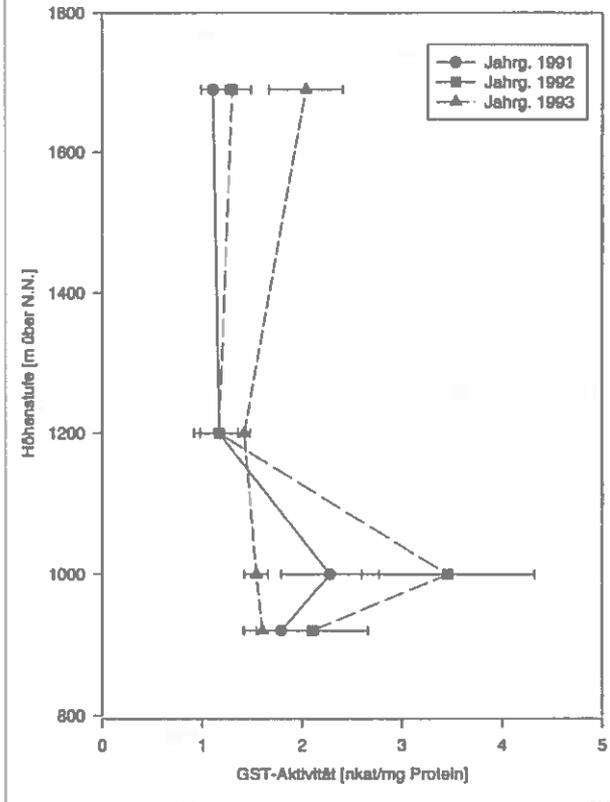


Abb. 3: GST-Aktivität für die Konjugation von CDNB in Nadeln der Fichten vom Schulterbergprofil: Erntetermin September 1993. Datenpunkte sind Mittelwerte aus unabhängigen Aufarbeitungen.



parameter für diese Veränderungen im Proteingehalt verantwortlich zeichnen. Ob die Gehalte sich im Jahreslauf verändern oder ob sie altersabhängig sind, konnte aufgrund der geringen Probenverfügbarkeit nicht geklärt werden.

In den Nadelproben der Altlichten vom Christlumprofil wurden Maxima der GST-Aktivität im Bereich der Fläche 4 bei 1140 m Höhe gemessen, während die niedrigsten Werte in Nadeln der darunterliegenden Fläche 5 bei 1050 m vorgefunden wurden (Abbildung 2). Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen waren die Unterschiede aber nicht signifikant. Die Unstetigkeiten im Höhenprofil lassen sich nicht durch Abweichungen im Proteingehalt erklären.

Zum selben Termin waren auch die Flächen im Schulterbergprofil beprobt worden. Sie zeigen bei hoher Streuung eine grundsätzlich andere Verteilung der GST-Aktivität. In den jüngsten Nadeln gibt es keine Andeutung einer Höhenabhängigkeit der GST-Aktivität. In den beiden älteren Jahrgängen wiesen die GST-Aktivitäten der Fichten der Fläche auf 1200 Höhenmetern jedoch ein signifikantes Maximum auf

(Abbildung 3). Dieses Maximum der GST-Aktivität war, anders als im Christlumprofil, eindeutig mit den geringeren Proteinwerten der Nadeln auf dieser Fläche korreliert.

An beiden Standorten scheinen die Bäume in derselben Höhenlage auf bislang nicht eindeutig identifizierte Stressoren mit einer Veränderung der GST-Aktivität zu reagieren, die einmal in einer Aktivitätserhöhung, einmal in einer Erniedrigung der GST-Aktivität besteht.

Um die Beteiligung abiotischer Stressoren an den beobachteten Reaktionen der GST-Aktivität in den Altlichten verifizieren zu können, waren im Vorjahr Klonfichten an allen Standorten des Höhenprofils ausgebracht worden. Die Beprobung der Bäumchen im Schulterbergprofil ergab, daß zwar die älteren Jahrgänge der Klonfichten keine höhenabhängige GST-Aktivitäts-Verteilung zeigten, während im jüngsten Nadeljahrgang eine starke Veränderung der CDNB-Konjugations-Leistung verzeichnet werden konnte, die um den Faktor drei über der Erhöhung der Aktivität in Altlichten liegt und der Unstetigkeit entspricht, die in

Abb. 4:
GST-Aktivität für die Konjugation von CDNB in Nadeln der im Schulterbergprofil ausgebrachten Klonfichten. Datenpunkte sind Mittelwerte aus Dreifachbestimmungen.

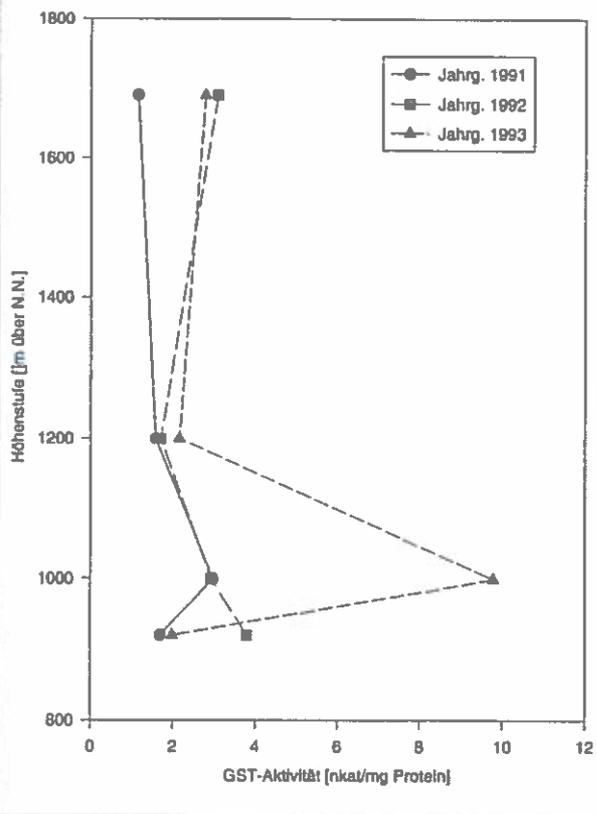
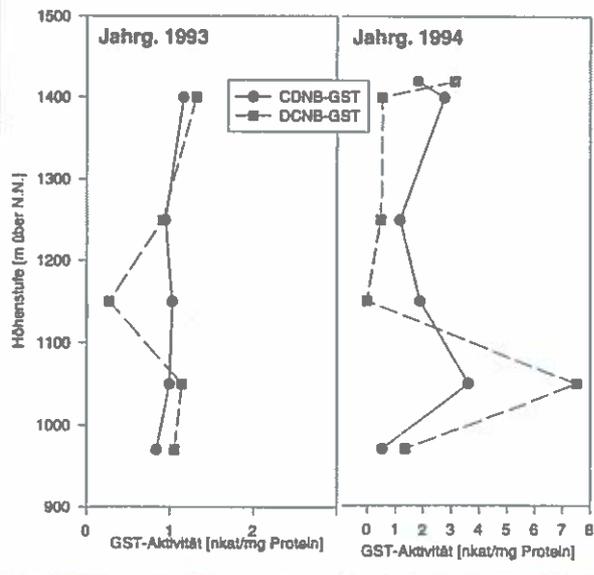


Abb. 5:
GST-Aktivität gegenüber CDNB und DCNB bezogen auf Proteingehalte in Proteinextrakten von Klonfichten im Christlumprofil, September 1994. Datenpunkte sind Mittelwerte aus je drei Parallelbestimmungen in Proben von 3-6 Bäumen pro Höhenstufe.

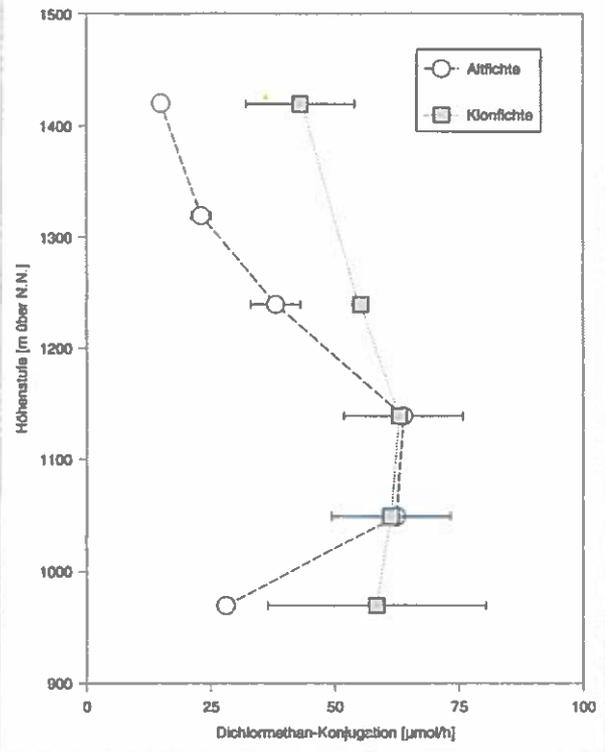


den Freilandfichten vom Standort - dort aber nur in den älteren Nadeln - beobachtet wird (Abbildung 4).

Aktivitätsbestimmungen mit DCNB sollten klären, ob sich die GST-Isoenzyme der Fichten im Höhenprofil gleichsinnig verhalten. Die Bestimmung der Konjugationsraten für das Modellsubstrat DCNB erbrachte wie die Vermessung der Entgiftungskapazität unter Verwendung des Chlordinitrobenzols CDNB eine signifikante Erhöhung der GST-Aktivität in den Klonfichten auf Fläche 5 im Christlumprofil (Abbildung 5). Erneut reagierte der ältere Jahrgang anders als der jüngste. Weiterhin ist bemerkenswert, daß die GST-Aktivität für die Konjugation von DCNB in der gleichen Größenordnung lag wie für CDNB. Ob dieses Phänomen, das für gewöhnlich nicht beobachtet wird (s. Tabelle 1), auf einen generellen Streß der Bäumchen hindeutet, konnte nicht geklärt werden.

Der Umsatz des Chlorkohlenwasserstoffes Dichlormethan zu einem Glutathionkonjugat kann durch die Freisetzung von Formaldehyd (PEMBLE et al. 1994) verfolgt werden. Die Ergebnisse der Untersuchungen mit Fichten aus dem Christlumprofil belegen, daß die Konjugationsraten für Dichlormethan um etwa einen Faktor 100 niedriger sind als für die Standardsubstra-

Abb. 6:
Konjugation von Dichlormethan durch Proteinextrakte von Fichtennadeln der Bäume im Christlumprofil. Messung erfolgte mit dem Nash-Test. Datenpunkte sind Mittelwerte aus je 3 unabhängigen Parallelen von je 6 Bäumen ± Standardabweichung.



te (Abbildung 6). Weiterhin scheint die Konjugationsrate in Altfichten vom Standort denselben Höhenverlauf wie die Klonfichten zu haben. Signifikante Erhöhungen der Entgiftungskapazität finden sich bei Altfichten im Bereich der Flächen 3 bis 5, bei den Klonfichten im Bereich der Fläche 4.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Fichten in beiden Höhenprofilen in einer Lage etwa 200 m über dem Talboden über mehrere Jahre hinweg signifikante Veränderungen in der Glutathion S-Transferase-Aktivität zeigen. Diese Veränderungen können signifikante Erhöhungen, aber auch Erniedrigungen der GST-Aktivität sein und beziehen sich auf die Konjugation mehrerer Substrate. Im Profil ausgebrachte getopfte Klonfichten zeigten bereits nach einem Jahr dieselben Symptome, wobei pedosphärische Einflüsse ausgeschlossen werden können. Da bekannt ist, daß GST auf organische Luftschadstoffe reagiert (SCHRÖDER & DEBUS 1989, SCHRÖDER & WEISS 1991) und in Nadeln von Fichten der betroffenen Höhenstufen starke Akkumulationen von aliphatischen CKW und ihren Abbauprodukten gefunden worden sind (PLÜMACHER & SCHRÖDER 1994, PLÜMACHER et al. 1994), wird postuliert, daß diese Substanzen ursächlich zur Modulation der GST-Aktivität beitragen. Experimente zur Entgiftung von aliphatischen CKW in Fichten haben belegt, daß rasch hydrophile Abbauprodukte entstehen können, die dem Glutathionstoffwechsel zu entstammen scheinen (SCHRÖDER et al. 1993). Die Fichten in Achenkirch besitzen GST-Aktivität für die Konjugation von Dichlormethan; die Entgiftungsraten in Fichten aus den Höhenlagen mit starker CKW-Verschmutzung sind jedoch gegenüber anderen Höhen erniedrigt. Weitere Untersuchungen sollten klären, welche Entgiftungskapazität Fichten aus Reinluftgebieten für aliphatische CKW haben, und ob die Expression von GST-Isoenzymen durch CKW beeinflußt werden kann.

Danksagung

Das Projekt wurde gefördert durch das Österreichische Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. E. BELFORD beteiligte sich im Rahmen eines Forschungsstipendiums des IAESTE an den Untersuchungen. Die Autoren danken der Forstlichen Bundesversuchsanstalt für die Koordination der Probenahmen, B. MESSNER für die Überlassung der Zellkultur, H. SANDERMANN für die Durchsicht des Manuskripts und S. HASELMANN, T. HERBST und J. NEUBAUER für technische Assistenz.

Literatur

- ATKINSON G. 1989: *Physical Chemistry*. CRC, Baton Roca, Boston.
- BERKAU C. 1992: *Untersuchungen zur Glutathion S-Transferase-Aktivität in Nadelblättern von Picea abies L. Karst.* Diplomarbeit, Universität zu Köln.
- BOLL M. & KARDINAL A. 1990: 3-Hydroxy-3-methylglutaryl coenzyme A reductase from spruce (*Picea abies*). Properties and regulation. *Z. Naturforsch.* 45c, 973-979.
- COUPLAND D. 1991: *The role of compartmentation of herbicides and their metabolites in resistance mechanisms.* In: *Herbicide resistance in weeds and crops.* eds. CASELEY J.C. et al., Butterworths. pp. 263-278.
- DEUTSCHER BUNDESTAG. 1988: *Immissionsschutzbericht.* Pressezentrum Bonn.
- FIGGE K. 1988: *Vorgang der ad/absorptiven Anreicherung lufttragender Organika in Fichtennadeln.* In: BAUCH J. & MICHAELIS W. (Hrsg.) *Das Forschungsprogramm Waldschäden am Standort "Postturm" Forstamt Farchau, Ratzeburg.* GKSS Forschungszentrum Geesthacht.
- FRANK H. & FRANK W. 1985: *Chlorophyll-bleaching by atmospheric pollutants and sunlight.* *Naturw.* 72, 139-41.
- FRANK H. & FRANK W. 1986: *Photochemical activation of chlorophenols leading to destruction of photosynthetic pigments.* *Experientia* 42, 1267-1268.
- GAGGI C. & BACCI E. 1985: *Accumulation of chlorinated hydrocarbon vapour in pine needles.* *Chemosphere* 14, 451-457.
- HABIG W.H., PARST M.J. & JAKOBY W.B. 1974: *Glutathione-S-Transferases, the first enzymatic step in mercapturic acid formation.* *J. Biol. Chem.* 249, 7130-39.
- HERTERICH R. & HERRMANN R. 1991: *Comparing the distribution of nitrated phenols in the atmosphere of two german hill sites.* *Chemosphere* 22, 3216-3219.
- LAMOUREUX G.L. & RUSNESS D.G., 1989: *The role of glutathione and glutathione S-transferases in pesticide metabolism, selectivity and mode of action.* In: *Coenzymes and Cofactors,* D. DOLPHIN et al. (eds.), New York.
- LAMOUREUX G.L., RUSNESS D.G., SCHRÖDER P. & RENNEBERG H. 1991: *Diphenyl ether herbicide metabolism in a spruce cell suspension culture: The identification of two novel metabolites derived from a glutathione conjugate.* *Pestic. Biochem. Physiol.* 39, 291-301.
- MATERNE B. 1989: *Chlorierte Kohlenwasserstoffe.* Ecomed, Landsberg.
- MESSNER B. & BOLL M. 1994: *Cell suspension cultures of spruce (Picea abies): inactivation of extracellular enzymes by fungal elicitor-induced transient release of hydrogen peroxide (oxidative burst).* *Plant, Cell, Tissue and Organ Culture* 39, 69-78.
- PEMBLE S., SCHRÖDER K.R., SPENCER S.R., MEYER D.J., HALLIER E., BOLT H.M., KETTERER B. & TAYLOR J.B. 1994: *Human glutathione S-transferase theta (GSTT1): cDNA cloning and the characterization of a genetic polymorphism.* *Biochem. J.* 300, 271-276.
- PLÜMACHER J., SCHRÖDER P. 1994: *Accumulation and fate of C₁/C₂-chlorocarbons and trichloroacetic acid in spruce needles from an Austrian mountain site.* *Chemosphere* 29 (9-11), 2467-2476.

- PLUMACHER J., WOLF A., SCHRÖDER P. 1994: *Accumulation of C₁/C₂ chlorocarbons and trichloroacetic acid and a possible correlation with glutathione S-transferase activity in conifer needles*. *Phyton* 34 (3), 141-154.
- REISCHL A., REISSINGER M. & HUTZINGER O. 1987: *Accumulation of organic air constituents by plant surfaces. Occurrence and distribution of atmospheric micropollutants in conifer needles*. *Chemosphere* 16, 2647-52.
- SANDERMANN, H., 1987: *Pestizid-Rückstände in Nahrungspflanzen*. *Naturwiss.* 74, 573-578.
- SANDERMANN F., 1994: *The "Green Liver Concept"*. *Pharmacogenetics* 4, 225-241.
- SCHREIBER L. 1990: *Untersuchungen zur Schadstoffaufnahme in Blätter*. Diss. Univ. München.
- SCHRÖDER P. & BERKAU C. 1993: *Characterization of cytosolic glutathione S-transferases in spruce needles. Part 1: GST-isozymes of healthy trees*. *Botanica Acta* 106, 301-306.
- SCHRÖDER P. & DEBUS R. 1991: *Responses of spruce trees (Picea abies L. Karst) to fumigation with Halon 1211 - first results of a pilot study*. In: *Plants for toxicity assessment*. J.W. GORSUCH, W.R. LOWER, M.A. LEWIS, W. WANG (eds.), ASTM, Philadelphia, 259-266.
- SCHRÖDER P. & WEISS A. 1991: *Uptake and detoxification of chlorinated Hydrocarbons in spruce trees*. In: SCHWARTZ, G.W & SLINN, G.W.N. (eds.): *Precipitation Scavenging and Atmosphere-Surface Exchange Processes*, Academic Press, 1011-1018.
- SCHRÖDER P., LAMOUREUX G.L., RUSNESS D.G. & RENNENBERG H. 1990a: *Glutathione S-transferase activity in spruce needles*. *Pestic. Bioch. Phys.* 37, 211-8.
- SCHRÖDER P., RUSNESS D.G. & LAMOUREUX G.L., 1990b: *Detoxification of xenobiotics in spruce needles is mediated by glutathione S-transferases*. In: *Sulfur nutrition and sulfur assimilation in higher plants*. H. RENNENBERG et al. (eds.), SPB Publ. The Hague, NL, 245-248.
- SCHRÖDER, P., BERKAU C., NATHAUS F.J., WEISS A. & WOLF A. 1993: *Untersuchungen zur Aufnahme anthropogen emittierter Chlorkohlenwasserstoffe und deren Entgiftung durch Fichten vom Schwerpunktstandort Kalkalpen*. Maraun, Frankfurt.
- STREIT B. 1991: *Lexikon Ökotoxikologie*. VCH Weinheim.
- WOLF A.E. 1992: *Charakterisierung und Isolierung von Entgiftungsenzymen aus Fichten von Freilandstandorten*. Diplomarbeit Univ. Regensburg.

Verfasser: Dr. Peter Schröder
Institut für Biochemische Pflanzenpathologie
GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit
Neuherberg, D-85758 Oberschleißheim

Mag. Ebenezer Belford
Department of Botany, Fourah Bay College
University of Sierra Leone, Freetown
Sierra Leone, Africa

Persistente organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus des Schulterberg-Nordprofils

P. WEISS, G. LORBEER & S. SCHARF

Umweltbundesamt Wien

Kurzfassung. Im Rahmen der Umweltkontrolle zur Feststellung der weiträumigen Verfrachtung und daraus resultierenden Belastung von typischen Hintergrund-Waldgebieten mit persistenten organischen Schadstoffen, die nahezu ausschließlich durch menschliche Tätigkeiten emittiert werden, wurden erstmals entlang eines Höhenprofils (Schulterberg, Achenkirch) auf drei Standorten die Gehalte an PCDD/F, PCB, PBB, HCH, HCB, DDX, PCP und PAH im Auflagehumus und in Fichtennadeln bestimmt. Nahezu alle Substanzen waren in gut nachweisbaren Konzentrationen feststellbar, was eine ubiquitäre Belastung mit diesen Schadstoffen bestätigt. Die gefundenen Werte repräsentieren typische Hintergrundgehalte von Regionen ohne nennenswerte Emissionen im Nahbereich. Im Vergleich mit anderen derartigen österreichischen Waldgebieten wiesen die Standorte in Achenkirch eine durchschnittliche Belastung auf. Auffällig war, daß der höchstgelegene Standort bei den meisten Schadstoffen höhere Gehalte als die darunterliegenden aufwies. Anhand der PCDD/F-Muster konnte festgestellt werden, daß auf diesem Standort zumindest die PCDD/F-Belastung während der untersuchten Vegetationsperiode anderer Herkunft war als bei den darunterliegenden Standorten. Ein höheres Dioxin/Furanverhältnis und deutlich geringere Anteile an niedrigchlorierten PCDD/F weisen auf "ältere" und damit auf weiter verfrachtete Luftmassen hin, die zu insgesamt höheren PCDD/F-Gehalten in den Nadeln dieses Standorts führten.

Schlüsselworte: Persistente organische Schadstoffe, Nadelgehalte, Auflagehumus, Höhenprofil

Abstract. [Persistent Organic Pollutants in Spruce Needles and in the Humus Layer of the Schulterberg - Northern Profile.] At three altitudes of an exposed slope in the background area of Achenkirch (Tyrol) samples of the humus layer and spruce needles (*Picea abies* [L.] KARST.) were taken and investigated for their contents of PCDD/F, PCB, PBB, HCH, HCB, PCP, DDX, and PAH. Nearly all substances showed well detectable concentrations, which confirms the ubiquitous pollution with the investigated pollutants. Compared to the medians of 25 forest sites in background areas the sites in Achenkirch showed an average degree of pollution. The site at the highest altitude was higher polluted with almost all the substances compared to the ones below it. The PCDD/F-homologue-profile of this site was quite different from the others. This indicates a different source of pollution. The ratio PCDD:PCDF was higher and a lower percentage of less chlorinated PCDD/F compared to the other investigated sites in Achenkirch could be detected. This fact leads to the conclusion that the air masses responsible for a higher PCDD/F concentration in the needles of the site at highest altitude originate from longer range transport.

Keywords: Persistent organic pollutants, spruce needles, humus layer, altitude profile

1. Einleitung

Unter persistenten organischen Schadstoffen wird eine Gruppe von Substanzen verstanden, die sich aufgrund physiko- und biochemischer Eigenschaften in den einzelnen Kompartimenten der Umwelt anreichern. Besonders die hohe Fettlöslichkeit dieser Substanzen ist dafür verantwortlich, daß sich diese Stoffe im Verlauf der Nahrungskette anreichern und zwar besonders in fetthaltigen Strukturen. Aus diesem

Grund weisen Organismen am Ende der Nahrungskette höhere Konzentrationen auf als jene am Beginn. Dieser Umstand, verbunden mit besonderen toxischen Eigenschaften für Mensch und Tier, die sich anhand von katastrophenartigen Ereignissen und deren Folgen offenbaren (z.B. Seveso in Italien, Agent-Orange Einsatz im Vietnamkrieg, die als "Yusho" in Japan und "Yu-Cheng" in Taiwan bezeichneten Massen-Vergiftungen durch den Genuß von v.a. mit PCB kontaminierten Speise-Reisöl), führte dazu, daß im Zuge der Umweltkontrolle diesen Substanzen beson-

deres Augenmerk gewidmet wird und die Anwendung mancher dieser Stoffe in einigen Ländern verboten oder drastisch eingeschränkt wurde.

In die Umwelt gelangen persistente organische Schadstoffe entweder durch direkte Anwendung oder Verwendung (z.B. polychlorierte Biphenyle als Transformatoröle, Hydraulikflüssigkeiten, Zusatzstoffe in der Kunststoffherstellung und in Schmiermitteln, Einsatz von Pestiziden wie DDT, Lindan, Pentachlorphenol), als unerwünschte Begleitprodukte v.a. bei thermischen und industriellen Prozessen, Hausbrand und Kfz-Verkehr (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Dibenzodioxine und Furane) und/oder als Verunreinigung in ausgebrachten Stoffen (z.B. PCDD/F in Pentachlorphenol, organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen wie Klärschlamm und Kompost). Sämtlichen in der vorliegenden Untersuchung analysierten organischen Schadstoffen ist gemein, daß sie nahezu ausschließlich durch menschliche Tätigkeit in die Umwelt gelangen, weshalb häufig auch der Überbegriff "Xenobiotika" (naturfremde Stoffe) zur Kennzeichnung herangezogen wird. Mittlerweile sind derartige Substanzen auch in Gebieten weitab menschlicher Siedlungsräume in der Umwelt nachzuweisen. Man spricht von "global dispersion", weil diese aufgrund der besonderen Langlebigkeit in der Umwelt weiträumig und selbst in Gebiete verfrachtet werden, wo deren Verwendung schon seit längerer Zeit verboten ist oder aufgrund der Siedlungsdichte wesentliche Emissionsfrachten auszuschließen sind.

Schwerflüchtige organische Schadstoffe wurden bisher mit den neuartigen Waldschäden nicht in Zusammenhang gebracht. Trotz eines generellen Mangels an diesbezüglichen Untersuchungen erscheint es eher unwahrscheinlich, daß die untersuchten Substanzen in den derzeit nachzuweisenden Konzentrationen einen negativen Einfluß auf Waldbäume ausüben können. Vereinzelt Untersuchungen der Auswirkungen ausgewählter, langlebiger organischer Schadstoffe auf das Bodenleben wiesen zwar teilweise auf einen negativen Einfluß hin, allerdings bei Konzentrationen, die um ein Vielfaches höher als die ubiquitär feststellbaren liegen oder bei direkter Anwendung als Pestizide im Wald (vgl. LANG et al. 1992, MARTINEZ-TOLDEDO et al. 1993, ROTH & FUNKE, 1993, VAN STRALEN et al. 1995).

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht, da im Wald aufgrund der Kronenfilterung auch für diese Substanzen höhere Einträge nachgewiesen wurden als im benachbarten Freiland (HORSTMANN et al. 1995). Dieser Umstand, verbunden mit der Akkumulationsfähigkeit von Fichtennadeln für diese Substanzen, der

generellen Bedeutung des kohlenstoffreichen Waldbodens als Senke für schwerflüchtige Xenobiotika mit deren bevorzugter Bindung an organische Substanz, der vergleichsweise zu anderen Landschaftsformen weitgehenden Naturnähe des Waldes, dem nur langfristigen Entzug von Biomasse sowie dem geringen, zumeist vernachlässigbaren aktiven Eintrag von Pestiziden oder Düngemitteln prädestiniert den Wald für das Monitoring einer generellen Belastungssituation mit organischen Schadstoffen und deren Veränderung. In der vorliegenden Untersuchung wurden Auflagehumus bzw. Fichtennadeln als Indikatoren herangezogen. Da bei den untersuchten Substanzen eine Aufnahme in die Bäume über die Wurzeln nicht in Betracht kommt, kann davon ausgegangen werden, daß einjährige Fichtennadeln die atmosphärische Belastungssituation während der entsprechenden Vegetationsperiode widerspiegeln. Die Konzentration im Auflagehumus kann aufgrund seiner längerfristigen Umsetzungsdauer als Indikator für die längerfristige Belastung herangezogen werden. Ergebnisse über die Belastungsverteilung mit persistenten organischen Schadstoffen entlang eines Höhengradienten liegen bisher noch nicht vor, sind im Zuge einer Beurteilung der ubiquitären Verfrachtung und Belastung aber von besonderem Interesse. Aufgrund der umfangreichen Daten aus langjähriger und intensiver Untersuchungstätigkeit sowie der Exposition des Schulterbergs eignet sich Achenkirch besonders für die Bearbeitung einer derartigen Fragestellung.

2. Material und Methoden

Auf drei Probeflächen des Schulterbergs wurden in 840 m, 1145 m und 1650 m Seehöhe Fichtenzweige im Bereich des 7. Quirls von allen vier Windrichtungen geworben, vor Ort nach Nadeljahrgängen getrennt und Mischproben aus 2 vorherrschenden/herrschenden Fichten je Standort hergestellt. Ferner wurden an denselben Standorten Auflagehumusproben volumsgerecht mit einem Humusrahmen (30x30 cm) geworben (Mischproben von 10 Einzelproben je Standort aus zufälliger Probenahme). Die Probenahme erfolgte im Oktober 1993. Die Standorte entsprechen den Probenahmestellen N0 (1650 m), N3 (1145 m) und N5 (840 m) von MUTSCH (1995). Die Proben wurden bis zur weiteren Aufarbeitung und Analyse im Umweltbundesamt lichtgeschützt und bei -20 °C gelagert.

Die Fichtenzweige wurden in flüssigem Stickstoff entnadelt und die Nadeln im Anschluß wie der Auflagehumus gefriergetrocknet. Die weitere Probenaufarbeitung und die analytischen Methoden erfolgten je nach den Erfordernissen der zu analysierenden Substanzen und werden im Detail an anderer Stelle publiziert (WEISS 1996). Insgesamt wurden die Proben auf folgende Komponenten untersucht: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F), polychlorierte Biphenyle (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180, angegeben mit der Abkürzung PCB als deren Summe), polybromierte Biphenyle (PBB), Hexachlorcyclohexane (die fünf -HCH-Isomere, angegeben mit der Abkürzung HCH als deren Summe), Hexachlorbenzol (HCB), Pentachlorphenol (PCP), DDT und die Metaboliten DDD, DDE (angegeben mit der Abkürzung DDX als deren Summe), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (die 16 von der "Environmental Protection Agency" der USA als "priority pollutants" qualifizierten PAH exklusive Naphthalin, angegeben mit der Abkürzung PAH als deren Summe). Für die Summenbildung der einzelnen Schadstoffgruppen wurde für Gehalte, die zwischen der Bestimmungs- und Nachweisgrenze lagen und deshalb nicht eindeutig quantifizierbar waren, die Nachweisgrenze, bezogen auf das Trockengewicht bei 105 °C, eingesetzt. Für nicht nachweisbare Substanzen wurde der Wert 0 eingesetzt. Die derart berechneten Summen der einzelnen Schadstoffgruppen entsprechen somit Mindestgehalten. Auch bei den grafischen Darstellungen entspricht ein Gehalt, der kleiner der Bestimmungsgrenze (< BG) liegt, in seinem dargestellten Wert der Nachweisgrenze. Die mit < BG gekennzeichneten Werte in den Abbildungen und den Tabellen stellen daher ebenfalls Mindestgehalten dar. Zusätzlich wurde noch der Gehalt der in Dichlormethan löslichen kutikulären Lipide (SCL, siehe Glossar) und das 100-Nadelgewicht (100NG) der Fichtennadeln bestimmt.

Sämtliche im folgenden angegebenen Gehalte beziehen sich auf Trockensubstanz nach Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz und auf die Fraktionen Auflagehumus gesamt (excl. Steine und Wurzeln) bzw. Gesamtnadel.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ableitungen aus dem 100-Nadelgewicht

Für eine Unterscheidung der Akkumulationsfähigkeit von Fichtennadeln für organische Schadstoffe kann als Kenngröße die Nadeloberfläche je kg Nadel-trockengewicht herangezogen werden (vgl. REISCHL 1988). Näherungsweise kann für eine derartige Betrachtung auch das 100-Nadelgewicht herangezogen werden. Ein höheres 100-Nadelgewicht bedeutet weniger Nadeln pro kg Nadel-trockengewicht und damit eine geringere Nadeloberfläche pro kg Trockengewicht, die für eine Aufnahme von organischen Schadstoffen zur Verfügung steht (vgl. SCHMIDT-VOGT 1986). Aufgrund eines höheren 100-Nadelgewichtes hätte daher der Standort in 840 m Seehöhe schlechtere Akkumulationsbedingungen pro kg Nadel-trockenmasse als die darüberliegenden Standorte, die gleiche 100-Nadelgewichte aufwiesen (Tabelle 3). Bei gleicher Belastung und sonst vergleichbaren Bedingungen sollte daher anhand dieses Parameters die Konzentration je kg Nadel-trockenmasse am Standort in 840 m Seehöhe niedriger liegen als auf den beiden darüberliegenden, die eine ähnliche Konzentration pro kg Nadel-trockenmasse aufweisen müßten.

Für einen Vergleich der Standorte wurden die Gehalte auch auf das 100-Nadelgewicht bezogen. Wenn das 100-Nadelgewicht größer ist, ist davon auszugehen, daß 100 Nadeln eine größere Nadeloberfläche in Kontakt mit der Umgebungsluft repräsentieren. Die Konzentrationen bezogen auf 100 Nadeln müßten daher, falls auf allen drei Standorten die gleiche Belastung aufgetreten wäre und sonst vergleichbare Bedingungen herrschen, aufgrund des höheren 100-Nadelgewichtes auf dem im Tal gelegenen Standort höher sein als auf den beiden darüberliegenden, die wiederum aufgrund des gleichen 100-Nadelgewichtes eine ähnliche Konzentration pro 100 Nadeln aufweisen müßten.

Weist ein Standort somit höhere Nadelgehälter sowohl bezogen auf kg Nadel-trockenmasse als auch auf 100 Nadeln auf, ist dieser Standort eindeutig höher belastet. Dies gilt auch für einen gleich hohen und einen höheren Gehalt. Dagegen können, wenn der Gehalt nach den beiden Bezugsgrößen einmal höher und einmal niedriger ist, keine Aussagen getroffen werden, welcher der verglichenen Standorte höher belastet ist.

3.2 Ableitungen aus dem Gehalt löslicher kutikulärer Lipide (SCL)

Die Kutikula ist die erste Kontaktfläche der Nadel zur Umgebungsluft. Aufgrund des hohen Lipidgehaltes ist sie prädestiniert für die Akkumulation lipophiler Substanzen, wie sie in der vorliegenden Untersuchung analysiert wurden. In zahlreichen Untersuchungen wurde aus diesem Grund die Konzentration von organischen Schadstoffen in löslichen kutikulären Lipiden (SCL) von Koniferennadeln bestimmt und mit den Konzentrationen in der Restnadel verglichen (REISCHL 1988, REISCHL et al. 1989, UMLAUF et al. 1994b, SCHÜRMANN et al. 1994, FIEDLER et al. 1995). Derartige Untersuchungen fanden hohe Konzentrationen lipophiler Chlororganika in den löslichen kutikulären Lipiden verglichen mit den Konzentrationen in der Restnadel, die darauf hinweisen, daß dieser Aufnahmepfad eine größere Bedeutung als die stomatäre Aufnahme derartiger Substanzen hat (vgl. SCHREIBER & SCHÖNHERR 1992). In der vorliegenden Untersuchung wurde der Gehalt löslicher kutikulärer Lipide bestimmt, um einen Indikator für möglicherweise unterschiedliche Aufnahme- und Bindungsbedingungen für organische Schadstoffe zwischen den einzelnen Standorten zu haben. Die SCL-Gehalte, bezogen auf kg Nadelnadeln, lagen am tiefstgelegenen Untersuchungsstandort niedriger als auf den beiden darüberliegenden, die ähnliche SCL-Gehalte aufwiesen (Tabelle 1). Der im Tal gelegene Standort wies damit pro kg Nadelnadeln einen vergleichsweise geringeren Speicherpool für lipophile organische Schadstoffe auf. Da sich in Fichtennadeln während einer Vegetationsperiode kein Gleichgewicht zur Belastung der Umgebungsluft mit persistenten organischen Schadstoffen einstellt, ist auch nicht davon auszugehen, daß der Speicherpool für diese Substanzen in Form der SCL-Gehalte pro kg Nadelnadeln während dieses Zeitraumes ausgeschöpft wird, d.h. daß "Sättigung" eintritt. Eine Bewertung der Standorte nach SCL-Gehalten pro kg Nadelnadeln ist daher wenig aussagekräftig. Weiterführender ist die gemeinsame Bewertung der SCL-Gehalte pro 100 Nadeln mit dem 100-Nadelgewicht als näherungsweise Indikatoren für die zur Akkumulation von organischen Schadstoffen zur Verfügung stehende Nadeloberfläche (siehe oben). Die SCL-Gehalte pro 100 Nadeln waren auf allen drei Standorten ähnlich, das 100-Nadelgewicht jedoch am Standort auf 840 m höher als auf den beiden darüberliegenden (Tabelle 3). Daraus ist abzuleiten, daß bei zwar gleichem SCL-Gehalt von 100 Nadeln die Lipide am Standort in 840 m Seehöhe auf einer

größeren Nadeloberfläche verteilt waren, was für bessere Akkumulationsbedingungen auf dem tiefstgelegenen Standort spricht. Die Konzentrationen, bezogen auf 100 Nadeln, sollten daher bei gleicher Umgebungsbelastung mit persistenten Organika und sonst vergleichbaren Bedingungen im Talboden vergleichsweise höher sein.

3.3 Ableitungen aus dem Vorrat an Auflagehumus

Die Vorräte an Auflagehumus je ha lagen auf allen drei untersuchten Standorten in einer ähnlichen Größenordnung (Tabelle 4). Aufgrund dieses Ergebnisses kann davon ausgegangen werden, daß die "Schadstoffvorräte" je Hektar der drei untersuchten Standorte näherungsweise als Maßgröße für den längerfristigen Eintrag untereinander verglichen werden können.

3.4 PCDD/F

3.4.1 Nadeln

Alle Konzentrationsangaben (ng/kg TS, ng I-Teq/kg und pg/100 Nadeln) zeigen, daß der höchstgelegene Standort in der Vegetationsperiode 1993 vergleichsweise höhere Gehalte aufwies (Tabellen 1, 3, Abbildungen 1, 3). Unter Berücksichtigung der unter 3.1 bzw. 3.2 gemachten Angaben zum 100-Nadelgewicht und SCL-Gehalt weist dieses Ergebnis eindeutig auf eine vergleichsweise höhere atmosphärische PCDD/F-Belastung des Standortes in 1650 m während dieses Zeitraumes hin. Die Standorte in 840 m und 1145 m Seehöhe wiesen ähnliche Nadelgehälter auf. Der PCDD/F-Gesamtgehalt lag, bezogen auf kg Trockensubstanz und 100 Nadeln, jeweils am Standort in mittlerer Höhenlage geringfügig über dem des Talstandortes, was auf eine höhere PCDD/F-Belastung dieses Standortes im Vergleich zum Standort in 840 m für die Untersuchungsperiode hindeutet. Bezogen auf toxische Äquivalente wies jedoch unter Berücksichtigung der unter 3.1 gemachten Angaben der Standort in Tallage höhere Gehälter auf als jener in mittlerer Höhenlage. Dies ist darauf zurückzuführen, daß in den Nadeln des tiefstgelegenen Standortes höhere Anteile niedrig chlorierter PCDD/F enthalten waren, die bei der Berechnung der toxischen Äquivalente mit einem höheren Faktor eingehen als höher chlorierte.

Die PCDD/F-Gehalte der Nadeln stimmen größenordnungsmäßig gut mit jenen überein, die in bayerischen Hintergrundgebieten gefunden wurden ($n=12$: $<0,40$ ng I-Teq/kg TS, $n=10$: $0,40 - 0,80$ ng I-Teq/kg TS, $n=4$: $0,80 - 1,20$ ng I-Teq/kg TS; KÖHLER et al. 1995). Im Nahbereich von Ballungsräumen und PCDD/F-Emittenten wurden teilweise wesentlich höhere Gehalte gemessen (Tabelle 1).

3.4.2 Auflagehumus

Der Auflagehumus des Standortes in 1145 m wies die niedrigsten Gehalte, der höchstgelegene Standort die höchsten Gehalte auf. Insgesamt gesehen liegen die Konzentrationen in der Größenordnung des Medians von insgesamt 25 österreichischen Hintergrund-Waldstandorten, wobei der Standort auf 1650 m sowohl hinsichtlich der Gehalte in den Nadeln als auch im Auflagehumus deutlich über diesen Medianen liegt (Tabelle 2, Abbildung 1). Dieses Resultat zeigt sich sowohl bei der Summe der PCDD/F als auch für die üblicherweise in toxischen Äquivalenten (ng I-Teq/kg TS) bezogen auf das 2, 3, 7, 8-Tetrachlordibenzodioxin ("Seveso-Dioxin") angegebenen PCDD/F-Gehalte. Verglichen mit den Medianen der Hintergrundgehalte von Auflagehumus in Baden-Württemberg und Bayern wiesen die Standorte in Achenkirch deutlich geringere PCDD/F-Gehalte im Humus auf. Auch im Nahbereich von PCDD/F-Emittenten wurden erwartungsgemäß höhere Gehalte gefunden. Zu Vergleichszwecken wurden auch PCDD/F-Gehalte aus Wäldern des Amazonasbeckens in Tabelle 2 angegeben. Die für diese Region bestimmten Gehalte liegen wesentlich niedriger als die in Österreich gefundenen und weisen auch daraufhin, daß in den dortigen Untersuchungsregionen auftretende, großflächige Waldbrände zu keinen nennenswerten Dioxinbelastungen führten.

Vergleicht man die Masse an PCDD/F je ha, so zeigt sich, daß aufgrund der leicht unterschiedlichen Humusvorräte je ha mit der höchsten Masse am Standort in 1150 m Seehöhe die Unterschiede, wie sie noch in den Konzentrationen auftraten, weitgehend nivelliert werden. Die PCDD/F-Masse im Auflagehumus je ha ist daher auf allen drei Standorten ähnlich (Tabelle 4, Abbildung 4). Die Ergebnisse deuten daher darauf hin, daß der längerfristige PCDD/F-Gesamteintrag in den Boden auf allen drei untersuchten Standorten in einer ähnlichen Größenordnung liegt.

3.4.3 PCDD/F-Muster

Interessante Ergebnisse erbrachten die "Dioxinmuster" der einzelnen Standorte, wo die Gehalte der ein-

zelnen Dioxin- und Furan-Homologen (Gruppen von PCDD/F mit gleichem Chlorierungsgrad) bezogen auf die PCDD/F-Gesamtgehalte (= 100 %) je Standort umgerechnet werden (Abbildungen 5, 6). Da dieses Muster bei verschiedenen PCDD/F-Quellen unterschiedlich ist, ist es bis zu einem eingeschränkten Ausmaß möglich, die für PCDD/F-Belastungen verantwortlichen Quellen zu identifizieren (vgl. HAGENMAIER et al. 1994, WEISS et al. 1994). Es sind aber auch Unterschiede im PCDD/F-Muster zwischen verschiedenen Untersuchungsmedien nachweisbar (vgl. HAGENMAIER et al. 1995).

Die Nadeln in 840 m und 1145 m Seehöhe weisen ein ähnliches Muster auf, das besonders durch vergleichbare Anteile an OCDD und TCDF gekennzeichnet ist. Das Muster dieser beiden Standorte ist für die Gasphase der Luft industrieferner Gebiete typisch (vgl. HAGENMAIER et al. 1995). Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen, da die Nadeln lipophile organische Schadstoffe insbesondere aus der Gasphase akkumulieren (vgl. UMLAUF et al. 1994a). Ein von diesen beiden Standorten deutlich unterschiedliches Muster weist der Standort in 1650 m Seehöhe auf. Der Anteil niedrigchlorierter Dioxine und Furane ist deutlich niedriger, jener von Hexa- bzw. Heptachlordioxinen und das Verhältnis Dioxine zu Furane deutlich höher als bei den darunterliegenden Standorten (Abbildung 5). Dies weist auf eine unterschiedliche Herkunft der Schadstoffbelastung bzw. Eintragungssituation dieses Standortes für die Vegetationsperiode 1993 hin. Im Laufe des atmosphärischen Transports verschiebt sich mit zunehmender Entfernung von PCDD/F-Emittenten das Verhältnis Dioxine zu Furane zugunsten der Dioxine (vgl. TYSKLIND et al. 1993). Die Nadelanalysen der drei Untersuchungsstandorte lassen daher darauf schließen, daß der höchstgelegene Standort im Verlauf der Vegetationsperiode 1993 durch Luftmassen anderer Herkunft und/oder Zusammensetzung und bezüglich PCDD/F höher belastet wurde als die darunterliegenden Standorte. Die für dessen höhere Belastung verantwortlichen Luftmassen waren aufgrund des höheren PCDD/F-Verhältnisses vergleichsweise "älter" und repräsentieren daher eine weiträumigere Verfrachtung aus allerdings quantitativ bedeutenderen PCDD/F-Emissionsregionen im Vergleich zu jenen, die für die PCDD/F-Belastung der Fichtennadeln in 840 m und 1145 m verantwortlich waren. Unter Berücksichtigung der bei Luftimmissionsmessungen gefundenen Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen von PCDD/F und anderen Luftschadstoffen wie beispielsweise SO_2 und NO_2 (vgl. TYSKLIND et al. 1993, THAN-

NER & MOCHE 1994) und einer weitgehenden Identität zwischen Regionen höherer Emissionen von PCDD/F und jenen von "klassischen Luftschadstoffen" kann dieses Ergebnis auch in einem weiteren Kontext gesehen werden.

Der Auflagehumus der Untersuchungsstandorte weist ein von den Nadeln abweichendes Muster mit deutlich geringeren Anteilen tetrachlorierter PCDD/F auf (vgl. Abbildung 5 mit Abbildung 6). Alle drei Standorte waren ähnlich und repräsentieren ein typisches Muster wie es in Böden von Hintergrundgebieten auftritt (Abbildung 6, vgl. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993a). Die gefundenen Muster im Auflagehumus weisen zudem eine große Ähnlichkeit zu jenen auf, wie sie von der Partikelphase der Luft und der trockenen sowie nassen Deposition in der Literatur genannt werden (vgl. HAGENMAIER et al., 1995).

3.5 PCB

3.5.1 Nadeln

Im 1. Nadeljahrgang lagen die PCB-Gehalte am höchstgelegenen Standort höher als auf den darunterliegenden (Tabelle 1). Dieses Ergebnis resultiert allerdings daraus, daß von den untersuchten 6 PCBs in 840 m und 1145 m nur jeweils eines nachgewiesen werden konnte, auf 1650 m jedoch zwei. Die nachgewiesenen PCB lagen jedoch unter der Bestimmungsgrenze für eine eindeutige Quantifizierung, weshalb für diese die Nachweisgrenze als Wert eingesetzt wurde ("Mindestgehalte", siehe Kapitel 2). Die ermittelten Nadelgehalte sollten daher nicht "überinterpretiert" werden.

Auf Freiflächen exponierte Klonfichten in Baden-Württemberg (n=30) wiesen PCB-Gehalte zwischen 1,5 und 8,3 µg/kg TS, Standort-Fichten industrieller Ballungsräume (n=12) zwischen 4,9 und 27,5 µg/kg TS auf (vgl. Tabelle 1, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993c).

3.5.2 Auflagehumus

Bezogen auf kg Trockensubstanz und ha lagen die PCB-Gehalte im Auflagehumus am höchstgelegenen Standort höher als auf den darunterliegenden (Tabellen 2, 4, Abbildungen 2, 4). Der Schluß liegt daher nahe, daß dieser Standort vergleichsweise zu den darunterliegenden sowohl während der Vegetationsperiode 1993 als auch längerfristig höheren PCB-Einträgen ausgesetzt war. Der in der Mitte gelegene Standort wies die niedrigsten Gehalte im Auflagehumus

auf. Der Standort in 1650 m Seehöhe liegt über, die beiden anderen unter dem Median österreichischer Hintergrund-Waldstandorte (Tabelle 2).

Verglichen mit anderen Untersuchungen liegen die Gehalte in der erwarteten Größenordnung. Der Median der PCB-Gehalte im Auflagehumus von Waldböden Baden-Württembergs lag bei < 0,5 µg/kg TS (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993b). Im Nahbereich von Linz wurden vielfach höhere PCB-Gehalte im Auflagehumus festgestellt als in Achenkirch (Tabelle 2). In 0-5 cm Grünland- und 0-20 cm Ackerböden Oberösterreichs lagen die Mediane der PCB-Gehalte bei 1,4 bzw. 0,8 µg/kg TS (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993). Alle zum Vergleich herangezogenen Untersuchungen beziehen sich bei der Angabe der PCB-Gehalte auf die Summe der gleichen PCB-Kongeneren wie in der vorliegenden Untersuchung und sind daher vergleichbar.

3.6 PBB

PBB waren in Achenkirch in den Nadeln nicht nachweisbar. Im Auflagehumus konnten einzelne PBB-Kongeneren an den Standorten in 1145 m und 1650 m Seehöhe gefunden werden, die jedoch alle unter der Bestimmungsgrenze lagen.

3.7 HCH

3.7.1 Nadeln

HCH stellt die einzige untersuchte Substanz dar, bei der die Konzentrationen im 1. Nadeljahrgang höher als im Auflagehumus lagen. Dies konnte jedoch auch auf anderen österreichischen Hintergrundstandorten beobachtet werden (WEISS 1996). Eine Erklärung dafür kann derzeit noch nicht gegeben werden, möglicherweise sind aber bio- und physikochemische Eigenschaften wie höhere Wasserlöslichkeit, höherer Dampfdruck, bessere biologische Abbaubarkeit und niedrigere Fettlöslichkeit von HCH im Vergleich zu anderen nachgewiesenen Substanzen für dieses Ergebnis mitverantwortlich. Auffällig ist weiters, daß im Gegensatz zu den anderen untersuchten Substanzen und zu den Konzentrationen im Auflagehumus die Nadelgehalte des in der Mitte gelegenen Standorts vergleichsweise zu den beiden anderen Standorten höher waren (Tabellen 1, 3, Abbildungen 2, 3). Generell liegen die Gehalte im Bereich des Medians anderer österreichischer Waldstandorte (Tabelle 1).

Vergleichbare Untersuchungen aus dem Ausland liegen kaum vor. Entweder wurden die Nadeln anderer Baumarten (v.a. von Kiefern) untersucht oder die Expositionszeit der Nadeln war eine andere als jene der vorliegenden Untersuchung. Am ehesten vergleichbare Werte liegen aus Nürnberg und Westfinnland vor, wo allerdings aufgrund der Probenahme im Dezember die Expositionszeit der Nadeln um zwei Monate länger war als bei der vorliegenden Untersuchung. Der deutlich höhere Lindangehalt in Nürnberg läßt sich jedoch anhand des längeren Zeitraumes für eine Akkumulation von Schadstoffen alleine nicht erklären. Die finnischen Hintergrundwerte lagen trotz späterer Probenahme deutlich niedriger als jene von Achenkirch (Tabelle 1).

3.7.2 Auflagehumus

Im Gegensatz zu den Nadeln wies der mittlere Standort die niedrigsten HCH-Konzentrationen und -Massen auf, die beiden anderen Standorte ähnliche, die in einer vergleichbaren Größenordnung zum Median österreichischer Hintergrundwaldstandorte liegen (Tabellen 2, 4, Abbildungen 2, 4). Für die Belastung des Auflagehumus, aber auch der Nadeln mit HCH war in erster Linie das γ -HCH (Lindan) verantwortlich, das den Hauptanteil der untersuchten fünf Strukturisomere an der HCH-Summe darstellt (Tabellen 1, 2). Den zweitgrößten, zumeist restlichen Anteil an der HCH-Summe liefert das α -HCH, das durch Umwandlung aus Lindan entsteht (vgl. FIEDLER et al. 1993).

HCH stellt keinen ballungsraum- oder industrie-spezifischen Schadstoff dar. Als Hauptemissionsquelle ist (war) die Anwendung als Insektizid anzusehen. Es ist daher auch nicht verwunderlich, daß HCH-Gehalte im Auflagehumus in Stadtnähe in einer ähnlichen Größenordnung vorliegen wie in Achenkirch (vgl. WEISS & RISS 1992). In den Auflagen von Waldböden Baden-Württembergs ($n=113$) lag der durchschnittliche Lindangehalt bei $0,02 \mu\text{g/kg TS}$ (Tabelle 2, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993c). Die Lindan-Gehalte im Auflagehumus in Achenkirch lagen deutlich über diesem Wert.

3.8 HCB

3.8.1 Nadeln

Die Hexachlorbenzolgehalte im 1. Nadeljahrgang der drei untersuchten Standorte waren ähnlich und lagen generell unter dem Median von 25 österreichischen

Waldstandorten (vgl. Tabellen 1, 3, Abbildungen 2, 3). In Fichtennadeln von Klonfichten auf Freilandstandorten Baden-Württembergs wurden HCB-Gehalte zwischen $0,7$ und $2,1 \mu\text{g/kg TS}$, in Standortfichten industrieller Ballungsräume des gleichen Bundeslandes zwischen $1,4$ und $3,5 \mu\text{g HCB/kg TS}$ gefunden (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993c). Die HCB-Gehalte Achenkirchs lagen dazu vergleichsweise niedriger und in einer ähnlichen Größenordnung wie jene von finnischen Hintergrundstandorten (Tabelle 1).

3.8.2 Auflagehumus

Im Auflagehumus lagen die HCB-Gehalte an den beiden unteren Standorten unter der Bestimmungsgrenze von $0,4 \mu\text{g/kg TS}$ und am höchstgelegenen Standort knapp darüber, größenordnungsmäßig aber durchwegs ähnlich dem Median österreichischer Hintergrundstandorte. Eine eindeutige Differenzierung eines höherbelasteten Standortes innerhalb des Höhenprofils ist weder anhand der Werte für die Nadeln noch für den Auflagehumus möglich.

HCB-Werte aus vergleichbaren Untersuchungen liegen kaum vor. Die HCB-Gehalte im Auflagehumus von Waldstandorten im Nahbereich von Linz lagen bei $0,40$ bzw. $0,38 \mu\text{g/kg TS}$ (vgl. WEISS & RISS 1992), also in einer ähnlichen Größenordnung wie jene in Achenkirch (Tabelle 2). Gehalte in ähnlicher Größenordnung wurden auch von Böden unterschiedlicher Nutzungen der Schweiz berichtet ($0,15$ - $0,50 \mu\text{g/kg TS}$, $n=8$, MÜLLER 1982). Auf einem Fichtenstandort im Fichtelgebirge lagen die HCB-Gehalte der Auflagehumushorizonte zwischen $6,5$ und $11,6 \mu\text{g/kg TS}$ (REISCHL et al. 1990a), also deutlich höher als in Achenkirch. In 0 - 5 cm Grünland- bzw. 0 - 20 cm Ackerböden Oberösterreichs wurden HCB-Mediane von $0,75$ bzw. $3,60 \mu\text{g/kg TS}$ festgestellt (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993).

3.9 PCP

Pentachlorphenol war in Achenkirch sowohl im Auflagehumus als auch in den Nadeln nicht nachweisbar ($< 1,0 \mu\text{g/kg TS}$). PCP-Werte von Fichtennadeln aus dem Untersuchungsraum Baden-Württemberg lagen durchwegs deutlich über dieser Nachweisgrenze (vgl. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993c), demgegenüber fanden THOMPSON & TREBLE (1995) in städtischen und ländlichen Bereichen PCP-Gehalte in Kiefernadeln zwischen $0,42$ und $2,08 \mu\text{g/kg TS}$, wobei der Median bei $0,93 \mu\text{g/kg}$

TS lag. Gehalte in ähnlicher Größenordnung in Kiefernadeln wurden von JENSEN et al. (1992) berichtet. Möglicherweise wäre also bei einer Nachweisgrenze von 0,1 µg/kg TS PCP durchwegs nachzuweisen gewesen. Jedenfalls repräsentieren die Standorte in Achenkirch typische Hintergrundstandorte ohne auffällige PCP-Gehalte.

3.10 DDX

3.10.1 Nadeln

DDX konnten in den Nadeln nicht nachgewiesen werden. Hinsichtlich des Probenahme- und Untersuchungsdesigns vergleichbare Untersuchungen zu DDX-Nadelgehalten liegen kaum vor. Eine Einordnung dieses Ergebnisses ist daher schwierig. Gehalte aus einer am ehesten vergleichbaren Untersuchung betreffen die Stadt Nürnberg. Der für diese Region gefundene Gehalt von 3,7 µg/kg TS als Summe von p,p'-DDE und p,p'-DDT repräsentiert einen vergleichsweise deutlich höheren DDX-Wert, der sich aufgrund der um zwei Monate längeren Expositionszeit der Nadeln dieser Untersuchung alleine nicht erklären läßt (Tabelle 1).

3.10.2 Auflagehumus

Im Auflagehumus aller drei Untersuchungsstandorte lagen gut nachweisbare Gehalte dieser mittlerweile in zahlreichen Ländern verbotenen Substanzen vor. Sowohl die Konzentration als auch der Schadstoffvorrat je ha lagen am mittleren Standort am niedrigsten, am höchstgelegenen Standort am höchsten (Tabellen 1, 2, 3, Abbildungen 2, 4), generell jedoch unter dem Median österreichischer Hintergrundstandorte. Den Hauptanteil an der DDX-Belastung hatte auf allen drei Standorten DDT vor dessen Metaboliten DDE bzw. DDD.

Im Auflagehumus von Waldstandorten Baden-Württembergs (n=150) lagen im Durchschnitt die DDX-Gehalte unter der Nachweisgrenze (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993b). Eine Angabe der Nachweisgrenze fand sich in dieser Arbeit nicht, vermutlich lag sie aber deutlich unter den in Achenkirch gefundenen Gehalten. Die in der zitierten Arbeit ebenfalls angeführten Mittelwerte wurden zu Vergleichszwecken nicht herangezogen, da einzelne "Ausreißer" einen überproportionalen Einfluß auf den Mittelwert haben. Vergleichsweise deutlich höhere DDX-Gehalte wurden in Hintergrundgebieten von New Hampshire (USA) gefunden (Tabelle 2). In 0-5cm Grünland- und 0-20cm Ackerböden

Oberösterreichs wurden im Durchschnitt 0,6 bzw. 1,0 µg DDX/kg TS festgestellt (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993).

3.11 PAH

Bei der nachfolgenden Bewertung der PAH-Ergebnisse wird ein Vergleich mit Literaturdaten bewußt vermieden, da unterschiedliche Probenahme, Probenaufarbeitung, analytische Verfahren mit anderen Nachweisgrenzen für die Einzelsubstanzen und die Heranziehung unterschiedlicher PAHs bei der Summenbildung besonders bei den PAHs zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Ein Vergleich mit Daten aus der Literatur kann aus diesem Grund problematisch sein und zu falschen Interpretationen der Ergebnisse führen.

3.11.1 Nadeln

Der tiefstgelegene Standort wies sowohl bezogen auf kg als auch auf 100 Nadeln innerhalb der drei Standorte die höchsten Gehalte auf, gefolgt vom höchstgelegenen Standort (Tabellen 1, 3, Abbildungen 1, 3). Diese beiden Standorte wiesen daher während der Vegetationsperiode 1993 eine vergleichsweise höhere PAH-Belastung auf. Deren Gehalte liegen auch im Gegensatz zum mittleren Standort über dem Median österreichischer Hintergrundstandorte.

3.11.2 Auflagehumus

Im Auflagehumus wiesen bezogen auf kg und ha alle drei Standorte in Achenkirch ähnliche Gehalte auf (Tabellen 2, 4; Abbildungen 1, 4). Der längerfristige PAH-Eintrag dürfte damit auf allen drei Standorten ähnlich sein. Verglichen mit den Medianen österreichischer Hintergrundstandorte lagen die Konzentrationen unter dem Durchschnitt. Eine gesichert vergleichbare Untersuchung von Auflagehumus im Raum Linz ergab mehrfach höhere PAH-Gehalte in dieser Region (Tabelle 2).

3.11.3 PAH-Muster

In den Nadeln Achenkirchs wurde die Summe der PAHs durch höhere Anteile von PAHs mit niedrigerem Molekulargewicht dominiert. Demgegenüber waren für die gefundenen PAH-Summen-Werte im Auflagehumus vorrangig PAHs mit höherem Molekulargewicht bestimmend, die persistenter sind und daher stärker im Boden akkumuliert werden (vgl. PICHLER et al. 1996).

Für die Erstellung der PAH-Muster der drei Standorte wurden nur jene PAHs herangezogen, die über der Bestimmungsgrenze lagen. Der Anteil jedes dieser PAH an deren Summe je Standort (= 100 %) ergibt das in Abbildung 7 dargestellte Muster. Beim Vergleich dieser relativen PAH-Muster des Auflagehumus der drei Standorte zum mittleren bzw. durchschnittlichen PAH-Muster im Auflagehumus österreichischer Hintergrund-Waldstandorte wird die große Ähnlichkeit der einzelnen Muster deutlich (Abbildung 7). Dies steht in Einklang zu anderen Untersuchungen (vgl. WEISS et al. 1994, PICHLER et al. 1996) und bestätigt Ergebnisse, wonach emittentenspezifische PAH-Muster im Laufe des atmosphärischen Transports weitgehend auf ein "Einheitsmuster" nivelliert werden (vgl. POTT 1985). Dennoch werden bei genauerer Betrachtung Unterschiede deutlich: Die Standorte in Achenkirch weisen höhere Benzo(ghi)perylen- und niedrigere Chrysen-Anteile als der Durchschnitt bzw. das Mittel österreichischer Hintergrundstandorte auf (Abbildung 7). Benzo(ghi)perylen wird bevorzugt durch Kfz emittiert, Chrysen wird hingegen bevorzugt bei der Kohleverbrennung freigesetzt (vgl. GRIMMER et al. 1981, LAHMANN et al. 1984, JAKLIN et al. 1988, TEBAAV et al. 1993). Dies deutet daher darauf hin, daß die in Achenkirch untersuchten Standorte innerhalb der 25 untersuchten Waldstandorte zu jenen gehören, wo die PAH-Belastung aus Kfz-Abgasen längerfristig einen vergleichsweise höheren Anteil an der Gesamt-PAH-Belastung aufweist als der Durchschnitt und das Mittel aller Standorte. Da PAHs bei nahezu sämtlichen Verbrennungsprozessen entstehen und diese PAH-Quellen (z.B. Hausbrand, kalorische Kraftwerke, Kfz-Verkehr, industrielle Anlagen) auch für die Emissionen "klassischer Luftschadstoffe" von Bedeutung sind, könnte dieses Ergebnis auch hinsichtlich deren Herkunft für Achenkirch von Relevanz sein.

3.12 Diskussion

Generell lag die Belastung der drei untersuchten Standorte am Schulterberg mit persistenten organischen Schadstoffen in einem Bereich, wie er für Hintergrundstandorte ohne quantitativ bedeutende Emissionen im Nahbereich typisch ist. Die gute Nachweisbarkeit von fast allen untersuchten Substanzen bestätigt, daß diese Schadstoffe auch in Regionen weitab möglicher Emittenten verfrachtet werden und dort in der Umwelt vorhanden sind. Im Gegensatz zu Schwermetallen wie etwa Blei und Cadmium, die zu verschiedenen Anteilen auch natürlicherweise in der Umwelt

vorkommen, sollten die Gehalte der untersuchten organischen Xenobiotika ohne generellem Vorliegen mengenmäßig bedeutender, anthropogen verursachter Emissionen durchwegs Null sein. Der Nachweis dieser Substanzen in Regionen weitab von Emittenten muß daher als Belastung gewertet werden.

Entsprechend der Tendenz dieser Schadstoffe zur Akkumulation im Boden und besonders im Auflagehumus lagen die Gehalte des 1. Nadeljahrganges - mit Ausnahme der HCH - niedriger als jene des Auflagehumus (vgl. Tabellen 1 und 2). Als Gründe dafür kommen besonders folgende in Frage: Zwischen den Konzentrationen an persistenten organischen Schadstoffen in Fichtennadeln und der Umgebungsluft stellt sich während einer Vegetationsperiode kein Gleichgewicht ein (UMLAUF et al. 1991). D.h., daß bei entsprechend höherer Belastung der Umgebungsluft die Nadel mit zunehmendem Alter weiter akkumuliert und die Konzentrationen somit steigen (REISCHL 1988). Die anfallende Fichtenstreu weist damit höhere Konzentrationen auf als der erste Nadeljahrgang. Eine weitere Ursache stellt der direkte Eintrag an persistenten organischen Xenobiotika in den Humus durch die Kronentraufe sowie durch die direkte trockene und nasse Deposition dar, der beispielsweise bei den PCDD/F ein Vielfaches des Eintrags durch Streufall betragen kann (HORSTMANN et al. 1995). Schließlich ist noch die Konzentrationszunahme im Auflagehumus mit fortschreitendem Abbau spezifischer organischer Verbindungen als Erklärungsmöglichkeit in Betracht zu ziehen (Abnahme des Anteils von leicht abbaubaren Kohlenhydraten, die nicht als Speichermedium für fettlösliche Substanzen in Betracht gezogen werden, und Zunahme schwerer abbaubarer Alkyl-C-Komponenten, die für eine Bindung lipophiler Substanzen in Frage kommen; Zunahme des Anteils an organischer Feinsubstanz und der bindungsfähigen Oberfläche vom Ol- zum Oh-Horizont). Untersuchungen zur PAH-Konzentration in den einzelnen Auflagehumushorizonten bestätigen eine Konzentrationszunahme von Substanzen mit höherer Fettlöslichkeit vom Ol- zum Oh-Horizont (MATZNER et al. 1981, PICHLER et al. 1996).

Interessante Erkenntnisse konnten aus den PCDD/F- bzw. PAH-Mustern abgeleitet werden, anhand derer bis zu einem gewissen Grad standortsspezifische Besonderheiten der Belastung identifiziert werden können. So war anhand der PCDD/F-Muster in den Nadeln eindeutig feststellbar, daß die Fichtennadeln des höchstgelegenen Standorts in Achenkirch während der Vegetationsperiode 1993 durch weiträumiger transportierte Luftmassen anderer Herkunft

und/oder Zusammensetzung und in Summe höher mit PCDD/F belastet wurden wie jene der darunterliegenden Standorte. Die PAH-Muster des Auflagehumus der drei Achenkirchstandorte zeigten im Vergleich zum Durchschnitt und Mittel anderer österreichischen Hintergrundstandorte höhere Anteile eines für Kfz-Emissionen spezifischen PAH. Der Anteil dieser Emittentengruppe an der PAH-Belastung der drei Standorte dürfte daher höher liegen als in anderen

österreichischen Regionen. Diesen Ergebnissen kommt insofern eine besondere Bedeutung zu, als PCDD/F- und PAH-Gehalte durchaus auch als Indikatoren für die Belastung durch "klassische Luftschadstoffe" angesehen werden können. Der Grund dafür ist, daß wesentliche Emissionen dieser Schadstoffgruppen aus weitgehend gleichen Quellengruppen oder Regionen stammen.

Tab. 1:

Gehalte persistenter organischer Schadstoffe in Fichtennadeln (erster Nadeljahrgang) sowie Gehalte löslicher kutikulärer Lipide (SCL) je kg Trockensubstanz am Schulterberg-Nordprofil und Gegenüberstellung von vergleichbaren Werten aus der Literatur (BG = Bestimmungsgrenze)

Komponente	Einheit	840 m	1145 m	1650 m	Hintergrundwerte	(ind.) Ballungsraum	emittentennah
PCDD/F	ng/kg TS	14,3	18,4	77,6	39,5 ¹ 58,3 ⁷	196,3 ⁸ 82,6 ⁹	4180 ⁵ 250 ⁶
PCDD/F	ng I-Teq/ kg TS	0,5	0,5	0,9	0,6 ¹ <0,4-1,2 ⁴		
PCDD/F	ng TE (BGA)/kg TS	0,6	0,6	1,2	0,9 ¹ 1,2 ⁷	4,5 ⁸ 1,8 ⁹	75 ⁵ 8,8 ¹⁰
PCB	µg/kg TS	0,20 (<BG)	0,20 (<BG)	0,40 (<BG)	0,20 (<BG) ¹ 1,5-8,3 ²	4,9-27,5 ³	
HCH	µg/kg TS	4,81	6,68	4,53	6,37 ¹		
γ-HCH (Lindan)	µg/kg TS	3,93	5,61	3,69	5,13 ¹ 0,99 ¹³	27,4 ¹¹	
HCB	µg/kg TS	0,34	0,38	0,37	0,58 ¹ 0,9-3,0 ² 0,24 ¹³	1,4-3,5 ³ 3,2 ¹¹	
DDX	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	0,20 (<BG) ¹	3,7 ¹²	
PAH	µg/kg TS	76,99	33,50	52,42	48,00 ¹		
SCL	g/kg TS	19,0	24,3	25,9			

¹ Österreich, Median (n=24), WEISS (1996)

² Baden-Württemberg, Klonfichten auf Freiflächen (n=30), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993c)

³ Baden-Württemberg (n=12), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993c)

⁴ Bayern (n=26), KÖHLER et al. (1995)

⁵ nahe Kupferhütte Brixlegg (n=1), VOGEL & RISS (1992)

⁶ nahe Brennerautobahn (n=1), VOGEL & RISS (1992)

⁷ Hintergrundgebiet nahe Passau, Mittelwert (Probenahme Dezember, n=10), REISCHL et al. (1990b)

⁸ ind. Ballungsraum Nürnberg, Mittelwert (Probenahme Dezember, n=10), REISCHL et al. (1990b)

⁹ Kleinstadt Schwandorf (BRD) mit Müllverbrennungsanlage und Kohlekraftwerk, Mittelwert (Probenahme Dezember, n=10), REISCHL et al. (1990b)

¹⁰ Nürnberg Zentrum, Maximalwert von ⁸ (Probenahme Dezember), REISCHL et al. (1990b)

¹¹ Nürnberg (Probenahme Dezember, n=1), UMLAUF et al. (1990)

¹² Nürnberg (nur als Summe von p,p'-DDE und p,p'-DDT, Probenahme Dezember, n=1), UMLAUF et al. (1990)

¹³ West-Finnland, Mittelwert (Probenahme Dezember, n=60), SINKKONEN et al. (1995)

Tab. 2:
Gehalte persistenter organischer Schadstoffe im Auflagehumus je kg Trockensubstanz am Schulterberg-Nordprofil und Gegenüberstellung von vergleichbaren Werten aus der Literatur (BG = Bestimmungsgrenze)

Komponente	Einheit	840 m	1145 m	1650 m	Hintergrundwerte	(ind.) Ballungsraum	emittentennah
CDD/F	ng/kg TS	329,0	265,9	395,6	319,4 ¹ 792 ⁹		2363 ⁸
PCDD/F	ng I-Teq/ kg TS	3,5	2,9	4,2	4,0 ¹ 16 ² 8,8 ⁴ 12,0 ⁹	10 ⁵ 0,02-0,1 ¹⁰	37 ⁶ 3,7 ⁷ 3,9 ⁷ 63,5 ⁸
PCDD/F	ng TE (BGA)/kg TS	3,7	3,1	4,7	4,2 ¹		
PCB	µg/kg TS	1,93	1,45	3,68	3,30 ¹ <0,5 ³ 23,9 ⁹		74,6 ⁸
HCH	µg/kg TS	3,04	1,88	3,62	3,29 ¹ <0,16 ¹⁴	5,98 ¹³	
γ-HCH (Lindan)	µg/kg TS	2,30	1,34	2,83	2,21 ¹ 0,02 ³ <0,04 ¹⁴	3,18 ¹³	
HCB	µg/kg TS	0,20 (<BG)	0,20 (<BG)	0,48	0,51 ¹ 0,38 ¹⁴	0,40 ¹³	
DDX	µg/kg TS	2,65	1,83	5,26	7,79 ¹ n.n. ³ 35,8 ¹¹ 88,2 ¹²		
PAH	µg/kg TS	127,8	152,9	153,5	210,2 ¹ 1400 ¹⁴		2800 ¹³

¹ Österreich, Median (n=25), WEISS (1996)
² Baden-Württemberg, Median (n=18), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993a)
³ Baden-Württemberg, Median (n>100), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1993b)
⁴ Bayern, Median (n=20), JONECK & PRINZ (1991)
⁵ Bayern, Median (n=32), JONECK & PRINZ (1991)
⁶ Bayern, nahe potentiellen PCDD/F-emittierenden Industriebetrieben, Median (n=7), JONECK & PRINZ (1991)
⁷ Bayern, nahe Müll- und Sondermüllheizkraftwerken (n=1), JONECK & PRINZ (1991)
⁸ Steyregg, Prallhang zur Großindustrie (n=1), WEISS et al. (1993)
⁹ 10 km nördlich von Linz (n=1), WEISS et al. (1993)
¹⁰ Amazonasbecken (n=15), KRAUSS et al. (1995)
¹¹ USA, Hubbard Brook, Mittelwert (n=5), SMITH et al. (1993)
¹² USA, Mount Moosilauke, Mittelwert (n=20), SMITH et al. (1993)
¹³ Ballungsraum Linz (n=1), WEISS & RISS (1992)
¹⁴ 10 km nördlich von Linz (n=1), WEISS & RISS (1992)

Tab. 3:
Gehalte persistenter organischer Schadstoffe und löslicher kutikulärer Lipide (SCL) in 100 Fichtennadeln (100N) und 100-Nadelgewicht (100NG) am Schulterberg-Nordprofil

Komponente	Einheit	840 m	1145 m	1650 m
PCDD/F	pg/100N	8,27	8,66	36,46
PCDD/F	pg I-Teq/100N	0,31	0,23	0,43
HCH	ng/100N	2,85	3,14	2,13
HCB	ng/100N	0,20	0,18	0,17
PAH	ng/100N	44,65	15,75	24,64
SCL	mg/100N	11,0	11,4	12,2
100NG	g	0,58	0,47	0,47

Tab. 4:
Gehalte persistenter organischer Schadstoffe im Auflagehumus und Vorrat an Auflagehumus (O) je ha am Schulterberg-Nordprofil

Komponente	Einheit	840 m	1145 m	1650 m
PCDD/F	mg/ha	5,30	4,82	4,98
PCDD/F	mg I-Teq/ha	0,056	0,052	0,053
PCB	mg/ha	31,09	26,29	46,37
HCH	mg/ha	48,97	34,09	45,62
DDX	mg/ha	42,69	33,18	66,28
PAH	g/ha	2,06	2,77	1,93
0 kg Humus pro ha	kg/ha	16110	18133	12601

Glossar

Ana	Acenaphthen
Ant	Anthracen
Any	Acenaphthylen
BaA	Benzo(a)anthracen
BaP	Benzo(a)pyren
BbF	Benzo(b)fluoranthen
BghiP	Benzo(g,h,i)perylen
BkF	Benzo(k)fluoranthen
Chrys	Chrysen
DbahA	Dibenzo(a,h)anthracen
DDX	Summe aus DDT und dessen Metaboliten DDD und DDE
FlA	Fluoranthen
Flu	Fluoren
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexane (in dieser Untersuchung Summe der fünf - Isomere)
HpCDD	Heptachlordibenzodioxine
HpCDF	Heptachlordibenzofurane
HxCDD	Hexachlordibenzodioxine
HxCDF	Hexachlordibenzofurane
Ind	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
ng TE(BGA)/kg ng I-Teq/kg	PCDD/F ausgedrückt in toxischen Äquivalenten gemäß deutschem Bundesgesundheitsamt (BGA) PCDD/F ausgedrückt in toxischen Äquivalenten gemäß NATO-CCMS
OCDD	Octachlordibenzodioxin
OCDF	Octachlordibenzofuran
PAH	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (in dieser Untersuchung die Summe der 16 "priority-PAHs" gemäß der amerikanischen Environmental Protection Agency [EPA] ohne Naphthalin)
PBB	Polybromierte Biphenyle
PCB	Polychlorierte Biphenyle (in dieser Untersuchung Summe von PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180)
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
PeCDD	Pentachlordibenzodioxine
PeCDF	Pentachlordibenzofurane
Phen	Phenanthren
Pyr	Pyren
SCL	in organischen Lösungsmitteln lösliche kutikuläre Lipide (soluble cuticular lipids)
TCDD	Tetrachlordibenzodioxine
TCDF	Tetrachlordibenzofurane

Literatur

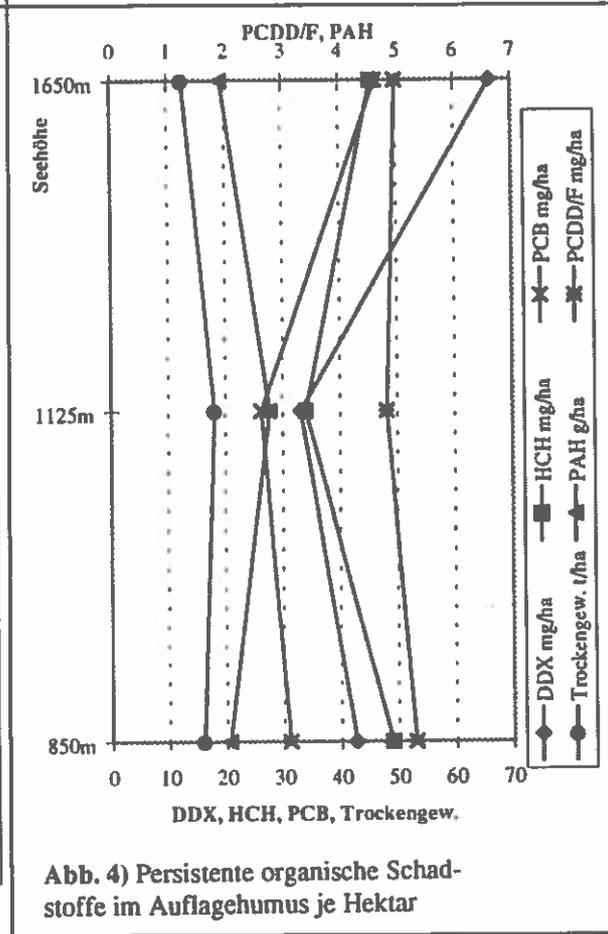
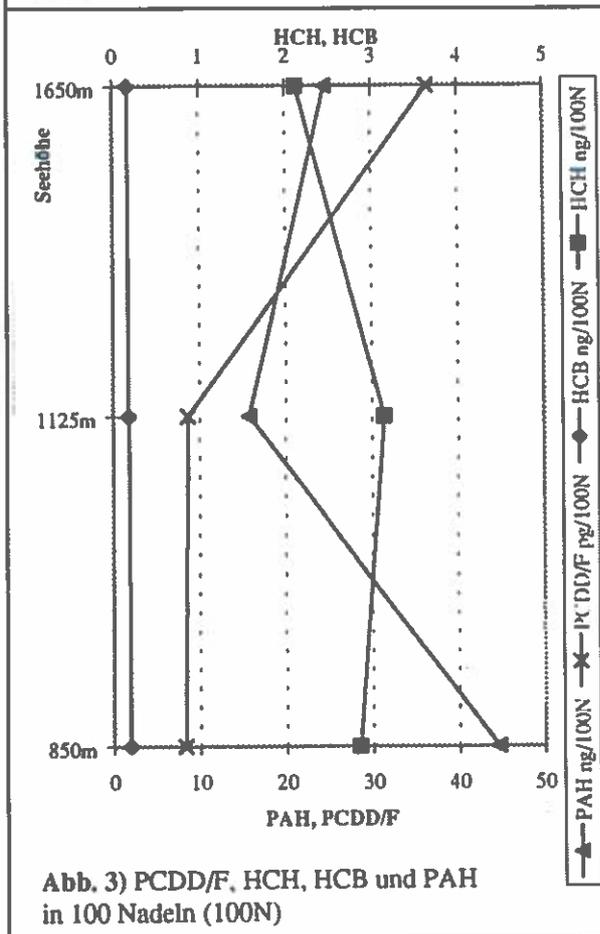
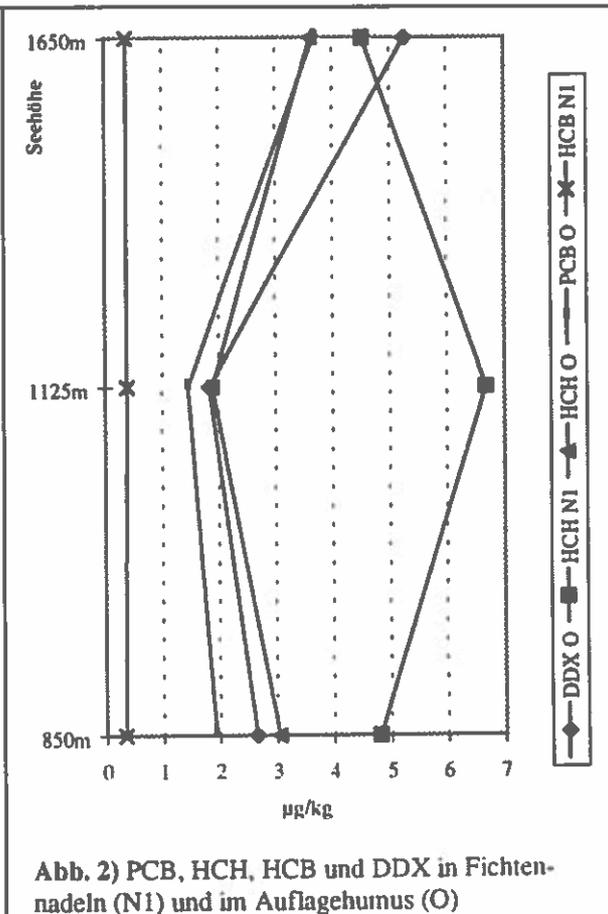
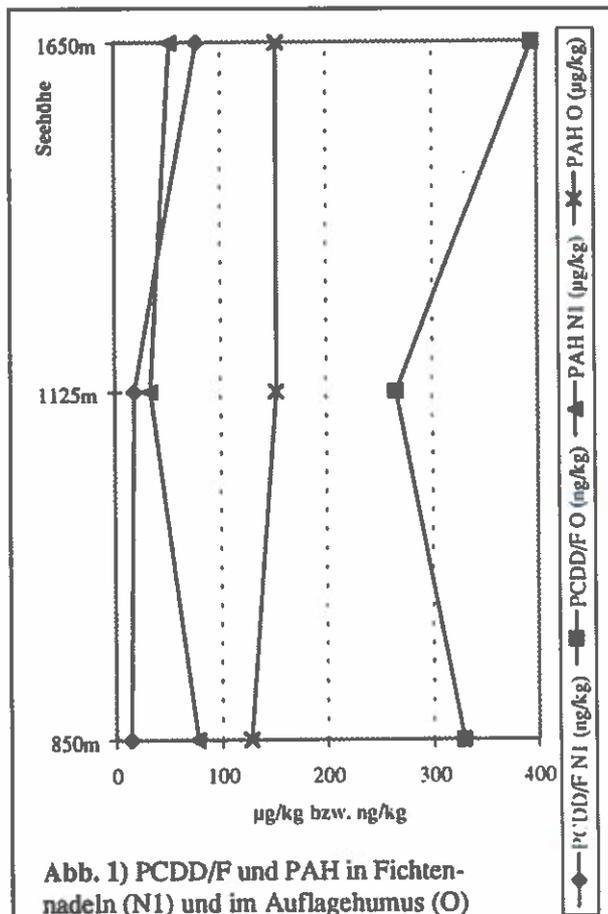
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1993: *Oberösterreichischer Bodenkataster - Bodenzustandsinventur*. Linz.
- FIEDLER H., HUB M., HUTZINGER O. 1993: *Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH)*. Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz, Bericht 9/93.
- FIEDLER H., LAU C., COOPER K., ANDERSSON R., KULP S.E., RAPPE C., HOWELL F. & BONNER M. 1995: *PCDD/PCDF in Soil and Pine Needle Samples in a Rural Area in the United States of America*. *Organohalogen Compounds* 24, 285-292.
- GRIMMER G., NAUJACK K.W. & SCHNEIDER D. 1981: *Comparison of the Profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Different Areas of a City by Glass-Capillary-Gas-Chromatography in the Nanogram-Range*. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. 10, 265-276.
- HAGENMAIER H., LINDIG C. & SHE J. 1994: *Correlation of Environmental Occurrence of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans with Possible Sources*. *Chemosphere* 29 (9-11), 2163-2174.
- HAGENMAIER H., KRAUSS P. & WALLENHORST T. 1995: *Einträge von Dioxinen in den Boden*. In: KREYSA G. & WIESNER J. (Hrsg.): *Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate*. Frankfurt, DEHEMA, 61-82.
- HORSTMANN M., POPP U. & McLACHLAN M.S. 1995: *Comparison of Bulk Deposition of PCDD/Fs in a Forest and an Adjacent Clearing*. *Organohalogen Compounds* 24, 505-508.
- JAKLIN J., KRENMAYR P. & VARMUZA K. 1988: *Polycyclische aromatische Verbindungen in der Atmosphäre von Linz (Österreich)*. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 331, 479-485.
- JENSEN S., ERIKSSON G. & KYLIN H. 1992: *Atmospheric Pollution by Persistent Organic Compounds: Monitoring with Pine Needles*. *Chemosphere* 24 (2), 229-245.
- JONECK M. & PRINZ R. 1991: *Dioxine in Böden Bayerns*. München, Bayerisches Geologisches Landesamt, GLA-Fachberichte 7.
- KÖHLER J., PEICHL L., DUMLER-GRADL R., THOMA H. & VIERLE O. 1995: *Monitoring of PCDD/F-Levels with Bioindicator Plants*. *Organohalogen Compounds* 24, 205-208.
- KRAUSS P., MAHNKE K. & FREIRE L. 1995: *Determination of PCDD/F and PCB in forest soils from Brazil*. *Organohalogen Compounds* 24, 357-361.
- LAHMANN E., SEIFERT B., ZHAO L. & BAKE D. 1984: *Inmissionen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Berlin (West)*. *Staub Reinh. Luft* 44 (3), 149-157.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993a: *Dioxine in Böden Baden-Württembergs*. Karlsruhe, Materialien zum Bodenschutz Band 1.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993b: *Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg, Schwermetalle, Arsen Organochlorverbindungen*. Karlsruhe, Materialien zum Bodenschutz Band 2.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993c: *Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg*. Karlsruhe, Jahresbericht 1990/91, Band 1.
- LANG E., VIEDT H., EGESTORFF J. & HANERT H.H. 1992: *Reaction of the Soil Microflora after contamination with chlorinated aromatic compounds and HCH*. *FEMS Microbiology Ecology* 86, 275-282.
- MARTINEZ-TOLEDO M.V., SALMERON V., RODELAS B., POZO C. & GONZALEZ-LOPEZ J. 1993: *Studies on the Effects of a Chlorinated Hydrocarbon Insecticide, Lindane, on Soil Microorganisms*. *Chemosphere* 27 (11), 2261-2270.
- MATZNER E., HÜBNER D. & THOMAS W. 1981: *Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany*. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 283-288.
- MÜLLER M.D. 1982: *Hexachlorbenzol in der Schweiz - Ausmass und Hintergründe der Umweltkontamination*. *Chimia* 36 (11), 437-445.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. In: HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.): *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- PICHLER M., GUGGENBERGER G., HARTMANN R. & ZECH W. 1996: *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Different Forest Humus Types*. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 3 (1), 24-31.
- POTT F. 1985: *Pyrolyseabgase, PAH und Lungenkrebsrisiko - Daten und Bewertung*. *Staub Reinh. Luft* 45 (7-8), 369-379.
- REISCHL A. 1988: *Akkumulation luftbürtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe in Koniferennadeln*. Diss. Univ. Bayreuth.
- REISCHL A., REISSINGER M. & HUTZINGER O. 1989: *Organic Micropollutants and Plants*. In: SCHULZE E.D., LANGE O.L. & OREN R. (Hrsg.): *Forest Decline and Air Pollution*. Berlin, Springer Verlag, Ecological Studies 77, 193-209.
- REISCHL A., ZECH W., REISSINGER M., LENOIR D., SCHRAMM K.W. & HUTZINGER O. 1990a: *Distribution of Chlorinated Aromatics in Leaves, Needles and two Soils from the Fichtelgebirge (NE-Bavaria), FRG*. *Organohalogen Compounds* 4, 223-227.
- REISCHL A., REISSINGER M., THOMA H., MÜCKE W. & HUTZINGER O. 1990b: *Biomonitoring of PCDD/F in Bavaria (Germany)*. *Organohalogen Compounds* 4, 229-232.
- ROTH M. & FUNKE W. 1993: *Auswirkungen von Stoffeinträgen auf Tiergesellschaften von Wäldern*. *Forstw. Cbl.* 112, 75-88.
- SCHMIDT-VOGT H. 1986: *Die Fichte*. Hamburg, Berlin, Verlag Paul Parey, Band II/1.
- SCHREIBER L. & SCHÖNHERR J. 1992: *Uptake of Organic Chemicals in Conifer Needles: Surface Adsorption and Permeability of Cuticles*. *Environ. Sci. Technol.* 26, 153-159.
- SCHUORMANN G., WENZEL K.D. & WEISSFLOG L. 1994: *Exposition und Bioverfügbarkeit mittelflüchtiger Organika in der Umgebung von Leipzig*. In: ALEF K., FIEDLER H. & HUTZINGER O. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Bioindikation*. Umweltbundesamt Wien, Eco-Inforna '94, Band 5, 183-200.
- SINKKONEN S., RAITIO H., PAASIVIRTA J., RANTIO T., LAHTIPERÄ M. & MÄKELÄ R. 1995: *Concentrations of persistent organochlorine compounds in spruce needles from western Finland*. *Chemosphere* 30 (8), 1415-1422.
- SMITH W.H., HALE R.C., GREAVES J. & HUGGETT R.J. 1993: *Trace Organochlorine Contamination of the Forest Floor of the White Mountain National Forest, New Hampshire*. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2244-2246.
- TEBAAY R.H., WELP G. & BRÖMMER G.W. 1993: *Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden*. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 1-10.

- THANNER G. & MOCHE W. 1994: *Dioxine in der Luft von Ballungsräumen - Messergebnisse aus Graz, Linz, Steyregg und Wien*. Umweltbundesamt Wien, Monographie Bd. 50, Teil 1.
- THOMPSON T.S. & TREBLE R.G. 1995: *Use of Pine Needles as an Indicator of Atmospheric Contamination by Pentachlorophenol*. *Chemosphere* 31 (11/12), 4387-4392.
- TYSKLIND M., FÄNGMARK I., MARKLUND S., LINDSKOG A., THANING L. & RAPPE C. 1993: *Atmospheric Transport and Transformation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans*. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2190-2197.
- UMLAUF G., REISCHL A., REISSINGER M., RICHARTZ H., HUTZINGER O., WEISSFLOG L., WENZEL K.D. & MARTINETZ D. 1990: *Atmosphärische Belastung in Nordbayern und im Ballungsraum Halle - Leipzig*. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (4), 193-194.
- UMLAUF G., RICHARTZ H., REISSINGER M., FREIBERGER A. & HUTZINGER O. 1991: *Vergleichende Messungen atmosphärischer chlorierter Kohlenwasserstoffe in Luft und Fichtennadeln*. VDI-Berichte 901, 205-216, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- UMLAUF G., HAUKE H., REISSINGER M. & HUTZINGER O. 1994a: *Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition lipophiler organischer Verbindungen auf Pflanzen am Beispiel Picea Abies*. In: ALEF K., FIEDLER H. & HUTZINGER O. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Bioindikation*. Umweltbundesamt Wien, Eco-Inforna '94, Band 5, 129-146.
- UMLAUF G., HAUKE H., REISSINGER M. & HUTZINGER O. 1994b: *Langzeituntersuchungen zum Akkumulationsverhalten von atmosphärischen lipophilen organischen Verbindungen in Fichtennadeln*. In: ALEF K., FIEDLER H. & HUTZINGER O. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Bioindikation*. Umweltbundesamt Wien, Eco-Inforna '94, Band 5, 147-160.
- VAN STRALEN N.M., VAN GESTEL C.A.M. & ROMBKE J. 1995: *Review of Dioxin Toxicity to Soil Organisms and Terrestrial Wildlife*. In: KREYSA G. & WIESNER J. (Hrsg.): *Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate*. Frankfurt, DECHEMA, 485-496.
- VOGEL W.R. & RISS A. 1992: *Grünlandaufwuchs und Fichtennadeln als Akkumulationsindikatoren zur Anlagenkontrolle*. VDI-Berichte 901, 323-336, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- WEISS P. & RISS A. 1992: *Bodenuntersuchungen von Grünland- und Waldböden im Raum Linz auf Schwermetalle, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und chlorierte Kohlenwasserstoffe*. Umweltbundesamt Wien, Monographie Band 20, Teil B.
- WEISS P., RISS A., HARTL W., LORBEER G. & HAGENMAIER H. 1993: *Chlorinated hydrocarbons in soil profiles of two forest sites in the Linz area (Upper Austria)*. *Organohalogen Compounds* 12, 255-258.
- WEISS P., RISS A., GSCHMEIDLER E. & SCHENTZ H. 1994: *Investigation of Heavy Metal, PAH, PCB Patterns and PCDD/F Profiles of Soil Samples from an Industrialized Urban Area (Linz, Upper Austria) with Multivariate Statistical Methods*. *Chemosphere* 29 (9-11), 2223-2236.
- WEISS P. 1996: *Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs*. Umweltbundesamt Wien, Monographie (in Vorbereitung).

Verfasser: Dipl. Ing. Peter Weiss
Dr. Gundi Lorbeer
Dr. Sigrid Scharf
Umweltbundesamt
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien

Anhang

Nachweis- und Bestimmungsgrenzen bezogen auf lyophilisierte Trockenmasse (O = Auflagehumus, N1 = 1. Nadeljahrgang)				
	Nachweisgrenze		Bestimmungsgrenze	
	O	N1	O	N1
PCDD/F:				
2,3,7,8-Isomere (TCDD/F - HxCDD/F, ng/kg TS)	0,08	0,08		
2,3,7,8-Isomere (HpCDD/F, ng/kg TS)	0,10	0,10		
OCDD/F (ng/kg TS)	0,25	0,25		
PCB (je Kongener, µg/kg TS)	0,2	0,2	0,4	0,4
PBB 1-4, 15, 153, 155 (µg/kg TS)	0,5	0,5	1,0	1,0
restliche PBB (je Kongener, µg/kg TS)	0,2	0,2	0,4	0,4
HCH (je Isomer, µg/kg TS)	0,2	0,2	0,4	0,4
HCB (µg/kg TS)	0,2	0,1	0,4	0,2
DDX (je Isomer, µg/kg TS)	0,2	0,2	0,4	0,4
PCP (µg/kg TS)	1,0	2,0		
PAH (µg/kg TS):				
Any	10,5	5,10	20,9	10,2
Ana	6,81	4,76	13,6	9,53
Flu	5,34	2,89	10,7	5,79
Phen	2,63	1,02	5,27	2,04
Ant	0,47	0,25	0,94	0,49
FIA	8,69	4,25	17,4	8,50
Pyr	5,59	2,78	11,2	5,55
BaA	5,04	2,32	10,1	4,63
Chrys	1,24	0,58	2,47	1,15
BbF	2,48	1,12	4,95	2,24
BkF	1,57	0,76	3,15	1,51
BaP	1,69	0,83	3,38	1,67
DbahA	2,95	1,50	5,89	3,0
BghiP	2,67	1,03	5,34	2,06
Ind	3,15	1,77	6,30	3,54



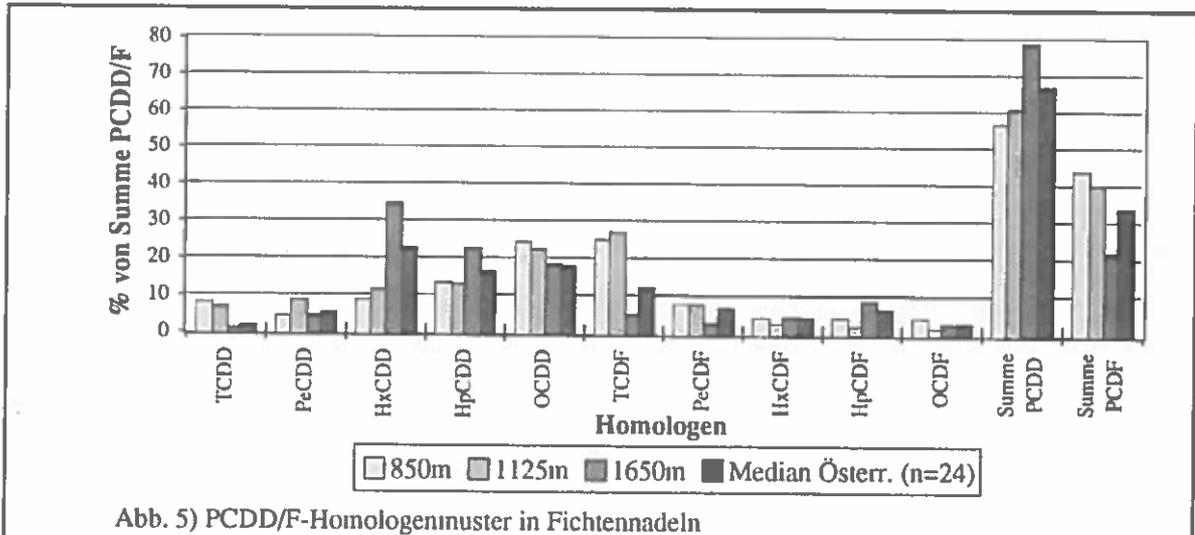


Abb. 5) PCDD/F-Homologenmuster in Fichtennadeln

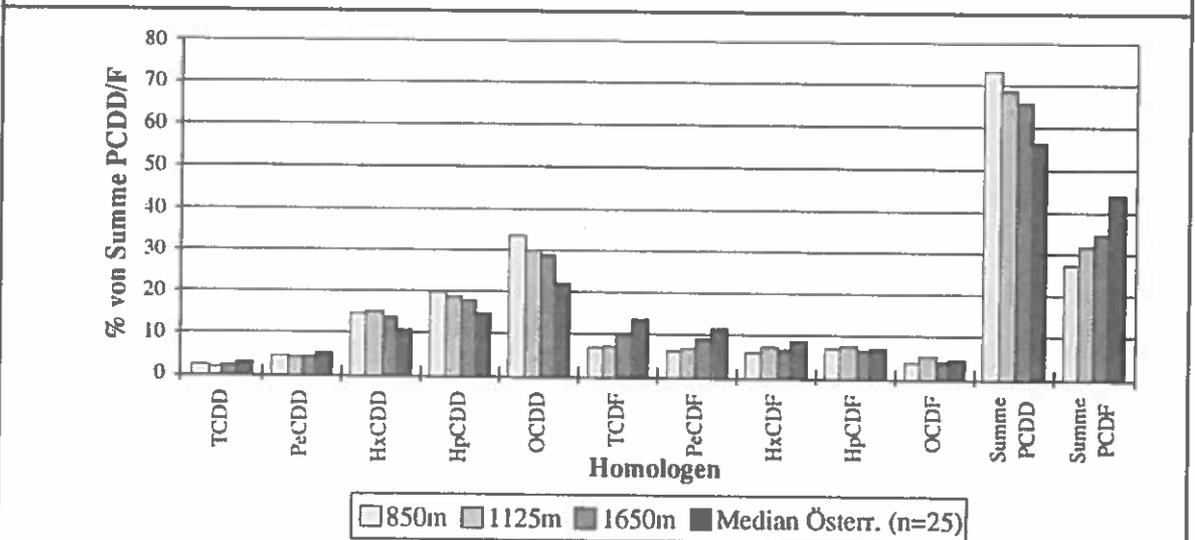


Abb. 6) PCDD/F-Homologenmuster im Auflagehumus

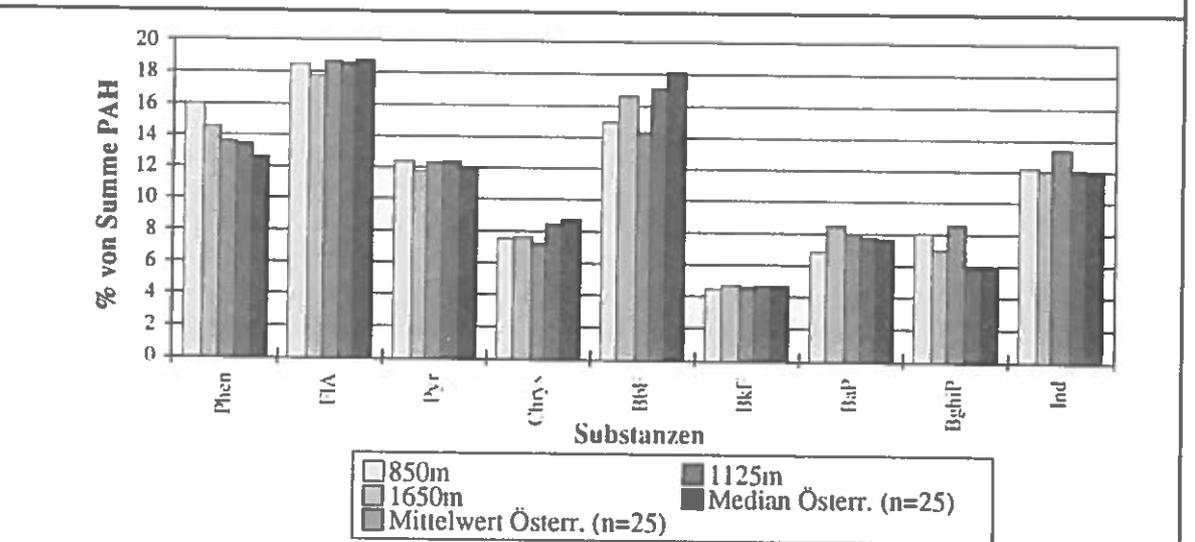
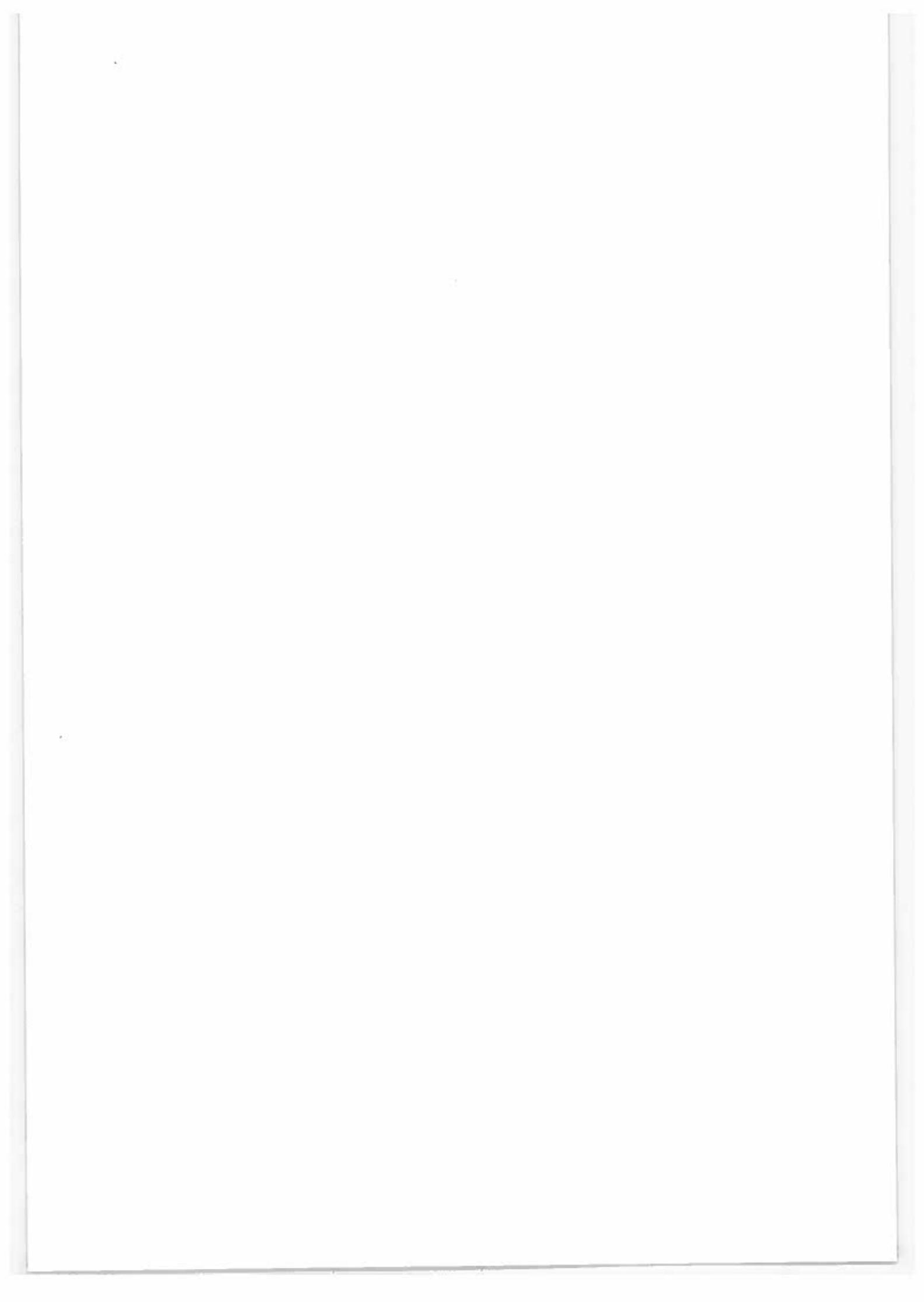


Abb. 7) PAH-Muster im Auflagehumus



Genetische Analyse von Fichten- und Tannenpopulationen aus dem Achenal im Nordtiroler Kalkalpin

M. BREITENBACH-DORFER

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Für den dauerhaften Fortbestand von Waldbaumpopulationen ist sowohl ihre ausreichende Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen als auch ausreichende Angepaßtheit wesentlich. Für die Stabilität der Bestände ist aber auch die natürliche Artenzusammensetzung wichtig. Sowohl Fichte als auch Tanne gehören im Untersuchungsgebiet zur natürlichen Waldgesellschaft. Daher wurde die genetische Variation von Fichten- und Tannenbeständen im Achenal mit Hilfe von Isoenzymanalyse untersucht, und die genetischen Strukturen der Fichten- und Tannenbestände verglichen. Bei den Fichtenbeständen im Höhenprofil Schulterberg nimmt die genetische Variation und Diversität mit steigender Höhe ab. Nur der oberste autochthone Bestand hatte einen Überschuß an heterozygoten Individuen. Die genetischen Unterschiede zwischen den Beständen sind gering. Die für die Tannenpopulationen im Achenal gefundenen genetischen Strukturen sind typisch für autochthone Populationen im Westen der Ostalpen. Auffallend ist ihre hohe Diversität, die im Untersuchungsgebiet höher ist als die der Fichtenpopulationen. Eine unmittelbare Gefährdung auf Grund unzureichender genetischer Variation kann sowohl für die untersuchten Fichten- als auch Tannenpopulationen nicht abgeleitet werden.

Schlüsselworte: Fichte, Tanne, Isoenzyme, Diversität, Anpassungsfähigkeit

Abstract. [Genetic Analysis of Spruce and Fir Populations from the Achen-Valley in the Limestone Alps of Northern Tyrol.] For enduring survival of forest tree populations sufficient adaptability to changing environmental conditions and an essential adaptation are important. Furthermore, the natural distribution of species is essential. In the area of investigation spruce and fir belong to the natural forest communities. Therefore, the genetic variation of spruce and fir stands was investigated by means of isozyme analysis. The genetic variation observed for the two species was compared. Genetic variation and diversity of the spruce stands from the altitude profile decreased with altitude. Only the autochthonous stand on top of the Schulterberg showed an excess of heterozygotes. Only minor genetic differences between the stands were found. The genetic structure of fir in the Achen-Valley was typical as could be expected for indigenous fir populations in the western part of the Eastern Alps. In the area of investigation a remarkably high diversity was observed for fir which was even higher than that of the spruce populations from the same region. No immediate risk due to insufficient genetic variation can be derived for the analysed spruce and fir populations of the Achen-Valley.

Keywords: Spruce, fir, isozymes, diversity, adaptability

1. Einleitung

Das Untersuchungsgebiet Achenal liegt im Wuchsgebiet Nördliche Randalpen West, für das bis etwa 1500 m eine Fichten-Tannen-Buchenwaldgesellschaft typisch ist (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Anthropogen bedingt ist es allerdings zu einem deutlichen Rückgang des Tannen- und zum Teil des Buchenanteiles gekommen. In manchen Beständen fehlt die Tanne überhaupt. Durch waldbauliche Maßnahmen

wie Kahlschläge und Bestandesumwandlungen wurde vorwiegend die Fichte begünstigt (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Jahrhundertelange Waldweidebelastungen, Streunutzung und Wildverbiß haben zu einer zusätzlichen starken Verminderung des Tannenanteiles durch ausbleibende Naturverjüngung geführt (HERMAN & SMIDT 1994).

Für das Überleben und den Fortbestand von Waldbaumpopulationen sind sowohl ihre Angepaßtheit als auch ihre Anpassungsfähigkeit von Bedeutung (BREITENBACH-DORFER 1995). Voraussetzung für Anpas-

sungsfähigkeit ist das Vorhandensein von genetischer Vielfalt. Für die Nachhaltigkeit unserer Wälder ist ein ausgewogenes Verhältnis von Angepaßtheit und Anpassungsfähigkeit notwendig. Die Stabilität der Wälder hängt aber nicht nur von der genetischen Vielfalt und Diversität einer Waldbaumart ab, sondern auch von der Diversität aller Arten und von der, für den jeweiligen Standort richtigen, Artenverteilung.

In der vorliegenden Untersuchung soll die genetische Konstitution von autochthonen und naturnahen Fichtenbeständen im Kalkalpin in verschiedenen Höhenstufen mittels Isoenzymanalysen bestimmt werden. Es stellt sich auch die Frage, ob der höchstgelegene, wahrscheinlich autochthone Bestand auf Grund seiner marginalen Lage, in der durch die klimatischen Bedingungen und durch anthropogene Einflüsse wie zum Beispiel Waldweide (KREHAN & TOMICZEK 1992) ein stärkerer Selektionsdruck zu erwarten ist, eine deutliche Verminderung seiner Diversität und damit verbunden seiner Anpassungsfähigkeit, verglichen mit den beiden tiefergelegenen, weitgehend naturnahen Beständen zeigt.

Bei der Tanne soll untersucht werden, ob die durch menschlichen Einfluß reduzierten Tannenpopulationen (s.o.) noch jene genetischen Strukturen besitzen, die man auf Grund ihrer nacheiszeitlichen Rückwanderungsgeschichte für autochthone westösterreichische Tannenpopulationen erwarten könnte (BREITENBACH-DORFER et al. 1992, 1995).

Die genetische Untersuchung von zwei Koniferenarten im selben Untersuchungsgebiet, zum Teil an denselben Standorten, bietet außerdem die Möglichkeit des Vergleichs beider Arten, die bezüglich ihrer genetischen Strukturen deutliche Unterschiede zeigen (MÜLLER-STARCK 1991). Folgende Faktoren beeinflussen nach BERGMANN (1991) die genetischen Variationsmuster bei Waldbaumpopulationen:

- Zahl und Art der eiszeitlichen Refugien (auf Grund von Isolation, Mutation, Selektion und genetischer Drift kann es zur Ausbildung von genetischer Differenzierung kommen);
- unterschiedliche Rückwanderungsrouten nach der Eiszeit (Isolation bzw. das Aufeinandertreffen von genetisch unterschiedlich strukturierten Populationen);
- anthropogener Einfluß (Kahlschläge und nachfolgende Bestandenserneuerungen mit nicht autochthonen Herkünften, Saatguttransfer usw.).

Auf Grund der oben aufgezählten Faktoren besitzen Tanne und Fichte unterschiedliche genetische Strukturen. Bei Tanne blieben die von unterschiedlichen eiszeitlichen Refugien abstammenden Populationen größtenteils separiert. Es gibt zwar Hinweise, daß in

einigen ostösterreichischen Populationen ein geringfügiger Genfluß aus dem Balkanrefugium vorhanden ist (BREITENBACH-DORFER et al., in Vorber.). Im allgemeinen können jedoch die heute vorhandenen genetischen Strukturen der Weißtanne in Mitteleuropa vorwiegend auf die unterschiedlichen Rückwanderungswege aus dem Refugium in Mittelitalien und die damit verbundenen unterschiedlichen Bedingungen zurückgeführt werden (BERGMANN & KOWNATZKI 1988, SCHRÖDER 1989a, BREITENBACH-DORFER et al. 1992, 1995, KONNERT 1993, HUSSENDÖRFER 1995). Bei Fichte ist es zu einem Vermischen von Populationen aus zumindest zwei eiszeitlichen Refugien gekommen, so daß sie heute eher als eine große Population betrachtet werden können (SCHMIDT-VOGT 1978, BERGMANN 1991). Außerdem haben waldbauliche Maßnahmen in sehr unterschiedlicher Weise diese beiden Arten beeinflußt. Bei Tanne erfolgte die Vermehrung fast ausschließlich durch Naturverjüngung. Dadurch werden die ursprünglich vorhandenen genetischen Strukturen bewahrt. Bei Fichte ist es häufig zu Aufforstungen oder Bestandenserneuerungen mit Saatgut bzw. Pflanzenmaterial nicht autochthoner, zum Teil unbekannter Herkunft gekommen. Diese oben angeführten Gründe haben bei Fichte zu einer relativ hohen Diversität innerhalb der Population aber auch zu einer geringen Differenzierung zwischen den Populationen geführt (BERGMANN 1991).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die genetische Analyse von autochthonen bzw. naturnahen Fichtenpopulationen und von mit großer Wahrscheinlichkeit autochthonen Tannenpopulationen im Untersuchungsgebiet, sowie der Vergleich der genetischen Strukturen beider Arten miteinander. Weiters soll untersucht werden, ob die im Untersuchungsgebiet vorhandenen genetischen Strukturen der Tannenpopulationen jenen entsprechen, die man für autochthone Populationen im westlichen Teil der nördlichen Randalpen erwarten kann, oder ob es zu einer anthropogen bedingten Änderung gekommen ist.

2. Material und Methoden

2.1 Beprobungsgebiete

2.1.1 Fichte

Das Beprobungsgebiet der Fichte waren drei Probestellen des Höhenprofils Schulterberg (HERMAN & SMIDT 1994). Von Probestelle 10 (1030 m) wurden 20

Fichten, von Fläche 9 (1220 m) wurden 23 und von Fläche 7 (1686 m) wurden 20 Bäume beerntet. Die Beerntung erfolgte einzelbaumweise durch Entnahme von Zweigen aus der Krone in der ersten Novemberwoche 1994. Eine genaue Beschreibung der Standorte und Bestände findet sich bei ENGLISCH (1992), KREHAN & TOMICZEK (1992) und ENGLISCH & STARLINGER (1995).

In den Jahren 1992 und 1993 wurden von denselben Flächen bereits insgesamt 120 Fichten beerntet und mittels Isoenzymanalyse genetisch charakterisiert.

2.1.2 Tanne

Die vier beprobten Tannenbestände liegen im Achenal, davon sind zwei Bestände (Schulterberg und Christlum) innerhalb des Projektgebietes (HERMAN & SMIDT 1994). Es wurden so wie bei Fichte Zweige aus der Krone, von insgesamt 49 Tannen gewonnen. Der Erntezeitpunkt war die vierte Februarwoche 1995. Im Projektgebiet Achenkirch wurden fünf Tannen vom Christlumprofil auf 1250 m und fünf nahe dem Meßpunkt P3 auf ca. 1360 m beerntet. Im Schulterbergprofil wurden fünf Tannen auf 970 m und vier auf der Probefläche 10 (1030 m) beerntet.

Die Bestände "Steinberg" und "Maurach" liegen im Achenal, außerhalb des Projektgebietes. 20 Tannen stammten aus dem Bestand "Steinberg", am Nordabhang des Unnutz am Alten Steinbergweg (970-1050 m) und 10 aus dem Bestand "Maurach", am Eingang der Weißenbachklamm (ca. 900 m).

Die Population am Christlumprofil zeigt eine gewisse Naturnähe. Auf Grund der Vegetation handelt es sich hier um ein typisches *Aposerido-Fagetum* (Hainsalat-Fichten-Tannen-Buchenwald), doch ist der Tannenanteil anthropogen bedingt für diesen Standort zu gering (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Die Standorte auf dem Schulterberg zwischen 970 m und 1030 m zeigen vom Boden und Wasserhaushalt her besonders günstige Bedingungen. Die Bestände mit Tannenanteilen zeichnen sich durch eine relativ hohe Naturnähe aus (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Von den Tannenpopulationen "Steinberg" und "Maurach" gibt es keine entsprechend detaillierten standörtlichen Beschreibungen.

2.2 Probenaufarbeitung und Elektrophorese

Die Probenaufarbeitung ist für Fichte und Tanne im wesentlichen dieselbe. Die ruhenden Knospen wurden 4-6 Tage nach der Beerntung der Zweige isoliert, in

flüssigem Stickstoff eingefroren und bei -80°C bis zur Analyse aufbewahrt. Als Analysenmaterial diente das diploide Gewebe der ruhenden Knospen. Die Homogenisierung des Probenmaterials und die elektrophoretische Auftrennung wurden wie bei BREITENBACH-DORFER (1994) angegeben durchgeführt. Die Färbung der Isoenzyme erfolgte nach BREITENBACH-DORFER et al. (1992) bzw. KONNERT (1992, 1995a).

Tabelle 1 enthält eine Aufstellung der bei Tanne bzw. Fichte untersuchten Enzymsysteme. Bis auf Phosphoenolpyruvat Carboxylase, Glutamat Dehydrogenase und Glucose 6-Phosphat Dehydrogenase, die nur bei Fichte bestimmt wurden, wurden bei beiden Arten weitgehend die selben Enzymsysteme analysiert. Bei Tanne wurde aus Zeit- und Kostengründen auf die Analyse dieser Enzymsysteme verzichtet, da bei Phosphoenolpyruvat Carboxylase noch nie Variation nachgewiesen wurde (HUSSENDÖRFER et al. 1995). Bei Glutamat Dehydrogenase wurde bislang nur Variation in osteuropäischen Populationen gefunden (LONGAUER 1994) und für Glucose 6-Phosphat Dehydrogenase wird über fehlende Substratspezifität berichtet (HUSSENDÖRFER et al. 1995, KONNERT 1995a). Aus diesen Gründen wurden diese Enzymsysteme nicht untersucht. Zusätzlich zu den bei Fichte analysierten Enzymsystemen wurde bei Tanne noch Menadien Reduktase bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Fichte

Zusammen mit den in den Jahren 1992 und 1993 beernteten Probebäumen, die bereits analysiert wurden, beträgt auf Probefläche 7 die Stichprobenzahl 65, auf Probefläche 9 ist die Stichprobenzahl 58 und 60 auf Fläche 10, insgesamt 183. Trotz Erhöhung der Stichprobenzahl kam es nur zu geringfügigen Änderungen der früheren Ergebnisse (BREITENBACH-DORFER 1994, 1995).

Die Allelhäufigkeiten an 21 Enzymgenorten sind in Tabelle 2 für die drei Probeflächen angegeben. Vier Genorte (*Mdh-A*, *Lap-A*, *Got-B* und *Gdh*) sind auf allen drei Probeflächen monomorph. Die Zahl der polymorphen Genorte nimmt mit steigender Höhe ab (Tabelle 3). Der Anteil der polymorphen Genorte liegt zwischen 62 % und 81 %. Die Gesamtzahl der im Untersuchungsgebiet gefundenen Allele ist 50. Das bedeutet, daß durch Erhöhung der Stichprobenzahl

gegenüber den Beerntungen der Jahre 1992 und 1993 (BREITENBACH-DORFER 1994, 1995) zwei weitere seltene Allele gefunden wurden (*Idh-B97* und *Lap-B116*). Die durchschnittliche Zahl von Allelen pro Locus nimmt von 2,29 auf Probestfläche 10 auf 2,0 auf Probestfläche 7 mit steigender Seehöhe ab (Tabelle 3). Ebenso nimmt der erwartete Heterozygotiegrad (H_e) mit der Seehöhe ab (Tabelle 3).

An den meisten Genorten unterscheiden sich die Allelhäufigkeiten auf den drei Probestflächen nur geringfügig. Signifikante Unterschiede gibt es am *6-Pgdh-C* Genort zwischen den Probestflächen 10 und 7 ($p < 0,05$) und am *Mdh-B* Genort zwischen der Fläche 10 und den beiden anderen Flächen ($p < 0,05$). Nur auf Fläche 10 tritt das seltene Allel 80 an diesem Genort mit 3,3 % Häufigkeit auf. Bei der Glucose 6-Phosphat Dehydrogenase gibt es eine klinale Häufigkeitsabnahme des Allels 85 mit steigender Seehöhe. Auch an diesem Genort existieren signifikante Häufigkeitsunterschiede zwischen den Probestflächen 7 und 10 ($p < 0,01$).

Die Genotypenverteilung entsprach auf allen drei Probestflächen im wesentlichen den aus den Allelhäufigkeiten berechenbaren Erwartungswerten.

Leichte Änderungen gegenüber früher publizierten Ergebnissen ergaben sich bezüglich Heterozygotendefizit, Diversität und Subpopulationsdifferenzierung (BREITENBACH-DORFER 1995). Auf den beiden tiefergelegenen Probestflächen 9 und 10 gab es ein leichtes Heterozygotendefizit, welches auf Fläche 9 ausgeprägter ist. Nur der autochthone Bestand auf der höchstgelegenen Probestfläche 7 hatte einen geringen Überschuss an heterozygoten Individuen. Die Diversität, als mittlere effektive Allelzahl ausgedrückt, nahm mit steigender Seehöhe ab. Die Diversitätsunterschiede zwischen den drei Flächen sind jedoch unbedeutend. Die Subpopulationsdifferenzierung ist sehr gering und beträgt weniger als 0,5 %. Insgesamt gesehen sind die genetischen Unterschiede zwischen den drei Standorten sehr gering.

3.2 Tanne

An den vier Tannenstandorten war die Stichprobenzahl zu gering, um einen Vergleich zwischen den Beständen durchführen zu können. Es wurden daher bei der statistischen Auswertung die Analysedaten von allen vier Standorten gepoolt.

Von den bei Tanne untersuchten 15 Genorten waren 6 monomorph (*Skdh-A*, *Skdh-B*, *6-Pgdh-B*, *Pgm-A*, *Pgi-A* und *Pgi-B*). Bei den Genorten *Pgi-A* und

Pgi-B wurde bis jetzt nur in südosteuropäischen Tannenpopulationen Variation gefunden, in west- und mitteleuropäischen Populationen ist dieser Genort monomorph (KONNERT & BERGMANN 1995, KONNERT 1995a). Das Phosphoglucumutase-Enzymsystem besitzt 2 Genorte. Da PGM-B nicht reproduzierbar färbte, wurde dieser Genort nicht ausgewertet. Der überwiegende Teil der Tannenpopulationen ist am *Pgm-A* Genort monomorph (KONNERT 1995a). Die Färbung auf Shikimat Dehydrogenase zeigte zwei Aktivitätszonen. Eine scharfe Bande und eine langsamer wandernde, sehr schwach gefärbte Aktivitätszone. Normalerweise wird nur über einen *Skdh* Genort bei Tanne berichtet (KONNERT 1995a, HUSSENDÖRFER et al. 1995). Es könnte sich also bei einer der beiden Zonen um ein Artefakt handeln. Allerdings wurde in slowakischen Tannenpopulationen Variation am *Skdh-B* Genort gefunden (MATUSOVA 1995). Da in beiden Zonen keinerlei Variation gefunden wurde, wurde der Frage, ob es sich um ein Artefakt handelt, nicht weiter nachgegangen.

In den meisten Tannenpopulationen West- und Mitteleuropas ist der *6-Pgdh-B* Genort monomorph. Ein langsamer wanderndes Allel 85 gilt als spezifisch für östliche und südöstliche Herkünfte (SCHRÖDER 1989a,b, KONNERT & BERGMANN 1995). Ein rasch wanderndes Allel 109 wird öfter in westlichen Populationen gefunden. Der Nachweis dieses Allels in diploidem Material ist oft schwierig, da es meist nur heterozygot vorkommt, und es hier zu einer Überlagerung dieses Allels mit Isoenzymbanden des *6-Pgdh-A* Locus kommen kann. In der Stichprobe von Tannenpopulationen aus dem Achantal war der *6-Pgdh-B* Genort ohne Variation.

Das nur bei Tanne untersuchte Enzymsystem Menadiol Reduktase zeigte eine sehr stark gefärbte, rasch wandernde Aktivitätszone, eine etwas langsamer wandernde, schwach gefärbte und eine weitere, noch langsamer wandernde schwache Aktivitätszone. Es wurde nur die stark färbende Zone der MNR-B ausgewertet. Das Allel B₁ (116) gilt als arealspezifisch und wird vor allem im westlichen Teil des natürlichen Tannenverbreitungsgebietes in nennenswerten Häufigkeiten (10 %-20 %) gefunden (KONNERT 1994, KONNERT & BERGMANN 1995). Dieses Allel 116 war in der Stichprobe mit 2 % Häufigkeit vertreten (Tabelle 2).

Das Enzymsystem der Glutamatoxalacetat Transaminase wird von drei Genorten kodiert. An den Genorten *Got-A* und *Got-B* existiert ein Minorpolymorphismus, d.h. ein Allel tritt mit großer Häufigkeit auf und daneben gibt es noch ein oder mehrere seltene Allele. Am *Got-A* Genort wurden zwei Allele (100

und 106) und am *Got-B* Genort drei Allele gefunden. Die beiden seltenen Allele des *Got-B* Locus B_1 und B_3 gelten als arealspezifisch (KONNERT & BERGMANN 1995, KONNERT 1994, 1995a). Das Allel B_1 ist nur in Herkünften aus Südosteuropa gefunden worden. Das Allel B_3 (= 96) ist für die Tannenherkünfte des südlichen West- und Mitteleuropa charakteristisch. Die Häufigkeit dieses Allels im Achental ist 3 %, das Allel B_1 wurde nicht gefunden (Tabelle 2). Am *Got-C* Locus gibt es einen Majorpolymorphismus mit 2 häufigeren Allelen. Das Allel C_2 (= 100) ist mit 81,6 % das häufigste. Das langsame Allel C_3 (= 30) hat eine Häufigkeit von 15,3 %. Außerdem wurde an diesem Genort noch das seltene Allel 300 gefunden (Tabelle 2).

Die MDH-Isoenzyme werden bei Tanne von drei Genorten kodiert (HUSSENDÖRFER et al. 1995). Ähnliche Wanderungsweiten von Isoenzymen und die Bildung von Interlocushybridbanden geben bei Tanne im diploiden Gewebe sehr komplexe Bandenmuster. Die Genorte *Mdh-A* und *Mdh-C* zeigen Variation, *Mdh-B* ist monomorph. Da nur die Variation am *Mdh-A* Genort mit Sicherheit interpretiert werden konnte, wurde auf die Auswertung von *Mdh-C* verzichtet. Am *Mdh-A* Genort wurden die Allele 77 und 100 gefunden. Das langsamere wandernde Allel 77 ist im Westen der Ostalpen häufiger. Die an diesem Genort gefundenen Allelhäufigkeiten (Tabelle 2) sind in guter Übereinstimmung mit jenen von anderen westösterreichischen Tannenpopulationen (BREITENBACH-DORFER et al., in Vorber.).

An den Genorten *Idh-A*, *Idh-B* und *6-Pgdh-A* zeigt die Tanne einen ausgeprägten Majorpolymorphismus.

Bei der *Idh-A* gibt es drei Allele, 86, 100 und 132. In den Ostalpen findet man am *Idh-B* Locus die Allele 100 und 144. Für das Allel 144 wurde eine klinale Abnahme der Häufigkeit von West nach Ost festgestellt (SCHRÖDER 1989a, BREITENBACH-DORFER et al. 1992, 1995, KONNERT 1993). Die Häufigkeit des rasch wandernden Allels 144 erreicht mit knapp 40 % (Tabelle 2) ungefähr jene Werte, die für den westlichen Teil der Ostalpen typisch sind (SCHRÖDER 1989a, BREITENBACH-DORFER et al. 1992, KONNERT 1994).

Auch für den *6-Pgdh-A* Genort wird über klinale Änderung der Allelhäufigkeit bzw. über regional signifikante Häufigkeitsunterschiede berichtet (SCHRÖDER 1989a, BREITENBACH-DORFER et al. 1992, KONNERT 1994). Die in Tabelle 2 angegebenen Werte der Allelhäufigkeiten der Tannenpopulationen des Achentales am *6-Pgdh-A* Genort stimmen mit jenen von SCHRÖDER (1989a) für den südwestbayerischen Raum gefundenen gut überein.

Tannenpopulationen aus Mitteleuropa zeigen üblicherweise am *Lap-A* Genort eine merkliche Differenzierung. Es existiert ein deutlicher West/Ost-Klin (BREITENBACH-DORFER et al. 1992, 1995; KONNERT 1994, 1995b). In den westlichen Populationen (Vorarlberg, Tirol, Allgäu) kann die Häufigkeit des Allels 93 mehr als 40 % ausmachen, während in östlichen und nordöstlichen Populationen die Häufigkeit unter 5 % liegen kann (BREITENBACH-DORFER et al. 1992, 1995; KONNERT 1994, 1995b).

Die genetische Vielfalt der Tannenpopulationen des Achentales, ausgedrückt als durchschnittliche Zahl von Allelen pro Locus (A/L), liegt mit 1,73 (Tabelle 4) etwas unter dem von KONNERT (1994) für den nördlich an das Achental angrenzenden Raum Südwestbayerns ($A/L = 1,83-1,91$). Werden aber diesselben Genorte, wie bei KONNERT (1994) für die Berechnung der durchschnittlichen Allelzahl herangezogen werden, dann liegt dieser Wert bei 1,85 und somit genau in dem von KONNERT (1994) angegebenen Bereich.

Die Diversität, wiedergegeben als hypothetische gametische Multilocusdiversität, ist mit 51,22 (Tabelle 4) bei den Tannen des Achentales recht hoch; sie liegt sogar geringfügig über dem von KONNERT (1994) angegebenen Maximalwert (50). Hohe Diversitätswerte sind aber für den westlichen Teil der Ostalpen und den südwestbayerischen Raum typisch.

Der tatsächlich gefundene Heterozygotenanteil (H_o) entspricht dem aus den Allelhäufigkeiten berechenbaren Erwartungswerten (H_e) (Tabelle 4).

Aus den Allelhäufigkeiten, der genetischen Variation und der Diversität kann geschlossen werden, daß die Tannenpopulationen des Achentales genetische Strukturen besitzen wie man sie bei autochthonen Tannenpopulationen im westlichen Teil des nördlichen Kalkalpins erwarten kann.

3.3 Vergleich der genetischen Strukturen der Fichten- und Tannenpopulationen des Achentales

Bei den Fichtenbeständen des Schulterberges waren 17 von 21 analysierten Genorten (81 %) polymorph. Dagegen waren nur 9 von 15 Genorten (60 %) bei Tanne polymorph. Auch die durchschnittliche Zahl von Allelen pro Locus ist bei Tanne mit 1,73 deutlich geringer als bei Fichte, wo im Untersuchungsgebiet 2,39 Allele pro Locus gefunden wurden (Tabelle 3, Tabelle 4). Fichte zeigt somit im Achental, aber auch ganz allgemein, eine deutlich größere genetische Variation als Tanne (MÜLLER-STARCK 1991, BERGMANN 1991).

Beim Vergleich der Heterozygotie von Tannen- und Fichtenpopulationen fällt auf, daß bei Tanne sowohl die beobachtete, als auch die erwartete Heterozygotie deutlich höher ist als bei Fichte. MÜLLER-STARCK (1991) vermutet, daß es sich dabei um eine arttypische Eigenschaft der Tanne handelt. Auf diese Weise kann mit einem geringeren Grad an genetischer Variation und Polymorphismus ein relativ hohes Ausmaß an individueller genetischer Variabilität erreicht werden. Diese hohe individuelle Heterozygotie bewirkt eine größere physiologische Reaktionsnorm und somit eine größere Anpassungsfähigkeit des einzelnen Individuums.

Ein Vergleich von diversen genetischen Parametern ist nur sinnvoll, wenn ihre Berechnung auf Analyse der selben Enzymsysteme und, wenn möglich, derselben Genorte beruht. Es wurden daher für den direkten Vergleich der genetischen Parameter von Fichte und Tanne einige der analysierten Enzymsysteme nicht berücksichtigt. Bei Fichte sind das GDH, PEP-CA und G6PDH, die bei Tanne nicht untersucht wurden, und bei Tanne wurde Menadion Reduktase nicht berücksichtigt. In Tabelle 5 findet man eine Gegenüberstellung von Größen zur Beschreibung der genetischen Variation (Anteil polymorpher Genorte, Gesamtzahl der gefundenen Allelen, durchschnittliche Zahl von Allelen pro Locus) und der Diversität (beobachtete $[H_o]$ und erwartete $[H_e]$ Heterozygotie, mittlere effektive Allelzahl $\{v\}$ und hypothetische gametische Multilocusdiversität $\{v_p\}$). Es wurden bei Fichte 18 und bei Tanne 14 Genorte in der Auswertung berücksichtigt. Der Unterschied in der Zahl der berücksichtigten Genorte beruht darauf, daß einige Genorte einander nicht exakt zugeordnet werden konnten. Das war bei den Enzymsystemen MDH, 6-PGDH und LAP der Fall, wo bei Fichte mehr Genorte existieren bzw. interpretiert werden konnten.

Auch bei der Auswertung der vergleichbaren Genorte ergibt sich, daß Fichte, bedingt durch die größere Zahl von polymorphen Loci und der größeren Gesamtzahl von Allelen eine deutlich höhere genetische Vielfalt besitzt (Tabelle 5). Bei Tanne wird an den vergleichbaren Genorten eine höhere Heterozygotie als bei Fichte gefunden (Tabelle 5). Diese vergleichsweise hohe Heterozygotie der Tanne wird auch von LÖCHELT & KONNERT (1993) erwähnt.

Durch die Diversität wird nicht nur das Ausmaß der genetischen Variation durch die Anzahl der genetischen Varianten beschrieben, sondern es wird auch die Häufigkeit berücksichtigt, mit der diese Varianten auftreten. Die hypothetische gametische Multilocusdiversität charakterisiert gewissermaßen das

adaptive Potential der Populationen (MÜLLER-STARCK & GREGORIUS 1986, HATTEMER 1991). Gewöhnlich zeigt Tanne auf Grund der geringeren genetischen Variation eine niedrigere Diversität als Fichte. In den westlichen Ostalpen besitzen die Tannenpopulationen aber auf Grund ausgewogenerer Allelhäufigkeitsverteilungen generell eine höhere Diversität als in den meisten anderen Regionen des mitteleuropäischen Tannenverbreitungsgebietes (KONNERT 1995b, LLAMAS GOMEZ & BRAUN 1995).

Das Vorhandensein von genetischer Variation ist die Voraussetzung von Anpassungsfähigkeit. Seltene Allele, die nicht zum operierenden genetischen Potential einer Population gehören bieten die Möglichkeit einer Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen (BERGMANN et al. 1990). Andererseits ist auch die Möglichkeit des zufälligen Verlustes (Drift) von seltenen Allelen gegeben. Tannenpopulationen haben zwar auf Grund der niedrigeren Zahl von seltenen Allelen ein geringeres latentes genetisches Potential als Fichtenpopulationen, aber ein zufälliger Allelverlust an den Genorten mit Majorpolymorphismus ist weniger wahrscheinlich.

Es gibt keine Hinweise auf eine merkliche Reduktion der genetischen Vielfalt und Diversität für den höchstgelegenen Fichtenbestand auf dem Schulterberg. Die genetischen Strukturen der Tannenpopulationen des Achentales entsprechen denen von autochthonen Populationen im Westen der Ostalpen. Heterozygotiegrad und Diversität sind deutlich höher als bei den analysierten Fichtenpopulationen aus derselben Region. Aus den gefundenen Ergebnissen kann sowohl für die Fichten- als auch die Tannenpopulationen eine unmittelbare Gefährdung auf Grund unzureichender genetischer Variation nicht abgeleitet werden.

Literatur

- BERGMANN F. & KOWNATZKI D. 1988: *The genetic variation pattern of silver fir (Abies alba) in Europe monitored from enzyme gene loci*. - In: PAULE L. & KORPEL S. (eds.): *Proceed. 5. IUFRO-Tannensymposium Zvolen, Zvolen, Slovakia, VSLD, Zvolen, 21-26.*
- BERGMANN F., GREGORIUS H.-R. & LARSEN J.B. 1990: *Levels of genetic variation in European silver fir (Abies alba)*. *Genetica*, 82, 1-110.
- BERGMANN F. 1991: *Causes and Consequences of Species-specific Variation Patterns in European Forest Tree Species: Examples with Norway Spruce and Silver Fir*. In: MÜLLER-STARCK G. & ZIEHE M. (eds.): *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*. Frankfurt/Main, J.D. Sauerländer's Verlag, 192-204.

- BREITENBACH-DORFER M., PINSKER W., HACKER R. & MÜLLER F. 1992: *Clone identification and clinal allozyme variation in populations of Abies alba from the Eastern Alps (Austria)*. Pl. Syst. Evol. 181, 109-120.
- BREITENBACH-DORFER M. 1994: *Genetische Analyse autochthoner und naturnaher Fichtenbestände am Schulterberg*. FBVA-Berichte 78, 109-113.
- BREITENBACH-DORFER M. 1995: *Genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin - eine Pilotstudie*. FBVA-Berichte 87, 19-23.
- BREITENBACH-DORFER M., MÜLLER F., PINSKER W. & HACKER R. 1995: *Allozyme variation in populations of Abies alba from six regions of Austria*. In: BARADAT PH., ADAMS W.T. & MÜLLER-STARCK G. (eds.): *Population genetics and genetic conservation of forest trees*. Amsterdam, The Netherlands, SPB-Academic Publishing, 237-245.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte, 87, 25-54.
- HATTEMER H.H. 1991. *Measuring genetic variation*. In: MÜLLER-STARCK G. & ZIEHE M. (eds.): *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*. Frankfurt/Main, J.D. Sauerländer's Verlag, 2-19.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 9-15.
- HUSSENDORFER E. 1995: *Untersuchungen bei der Weißtanne - Deutliche genetische Unterschiede*. Wald u. Holz, 9/15, 18-20.
- HUSSENDORFER E., KONNERT M. & BERGMANN F. 1995: *Inheritance and linkage of isozyme variants of silver fir (Abies alba MILL.)*. Forest Genetics 2 (1), 29-40.
- KONNERT M. 1992: *Genetische Untersuchungen in geschädigten Weißtannenbeständen (Abies alba Mill.) Südwestdeutschlands*. Mitt. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanst. Baden-Württemberg.
- KONNERT M. 1993: *Untersuchungen über die genetische Variation der Weißtanne (Abies alba MILL.) in Bayern*. Allg. Forst- u. Jagdzeitung 164, 162-169.
- KONNERT M. 1994: *Ergebnisse isoenzymatischer Untersuchungen bei der Weißtanne als Entscheidungshilfen für forstliche Maßnahmen*. In: Proceed. 7. IUFRO-Tannensymposium Altensteig, 30-43.
- KONNERT M. 1995a: *Isoenzymuntersuchungen bei Fichte (Picea abies (L.) Karst.) und Weißtanne (Abies alba MILL.) - Anleitung zur Trennmethodik und Auswertung der Zymogramme*. Bund-Länder-Arbeitsgruppe "Erhaltung forstlicher Genressourcen".
- KONNERT M. 1995b: *Genetische Variation der Weißtanne (Abies alba MILL.) in Bayern und Baden-Württemberg*. In: *Genetik und Waldbau der Weißtanne - Teil I Beiträge zum Kolloquium*. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanst. für Forsten, 36-45.
- KONNERT M. & BERGMANN F. 1995: *The geographical distribution of genetic variation of silver fir (Abies alba, Pinaceae) in relation to its migration history*. Pl. Syst. Evol. 196, 19-30.
- KREHAN H. & TOMICZEK CH. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probestämme an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- LLAMAS GOMEZ L. & BRAUN H. 1995: *Die Weißtanne (Abies alba MILL.) in Sachsen unter besonderer Berücksichtigung ihrer genetischen Konstitution*. In: *Genetik und Waldbau der Weißtanne - Teil I Beiträge zum Kolloquium*. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanst. für Forsten, 5-19.
- LONGAUER R. 1994: *Genetic Differentiation and Diversity of European Silver Fir in Eastern Part of Its Natural Range*. In: Proceed. 7. IUFRO-Tannensymposium Altensteig, 155-163.
- LOCHELT S. & KONNERT M. 1994: *Zur genetischen Konstitution von Waldbäumen*. AFZ 18, 947-949.
- MATUSOVA R. 1995: *Genetic variation in five populations of silver fir (Abies alba MILL.) in Slovakia*. Biologia, Bratislava 50 (1): 53-59.
- MÜLLER-STARCK G. & GREGORIUS H.R. 1986: *Monitoring genetic variation in forest tree populations*. Proceed. 18th IUFRO-World Congr. Ljubljana, Vol. 3, 589-599.
- MÜLLER-STARCK G. 1991: *Survey of Genetic Variation as Inferred from Enzyme Gene Markers*. In: MÜLLER-STARCK G. & ZIEHE M. (eds.): *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*. Frankfurt/Main, J.D. Sauerländer's Verlag, 20-37.
- SCHMIDT-VOGT H. 1978: *Monographie der Picea abies (L.) Karst. unter Berücksichtigung genetischer und züchterischer Aspekte*. Forstw. Cbl. 97, 281-302.
- SCHRÖDER S. 1989a: *Die Weißtanne in Süddeutschland: Genetische Variation, Kline, Korrelationen*. Allg. Forst- u. Jagdzeitung 160, 100-104.
- SCHRÖDER S. 1989b: *Die Isoenzym-Variation der Weißtanne (Abies alba MILL.) 16 europäischer Provenienzen*. Mitt. Ver. f. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung 34, 77-81.

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

Tab. 1:
Untersuchte Enzymsysteme

Untersuchtes Enzymsystem	Abkürzung	EC Nummer	Fichte	Tanne
Malat Dehydrogenase	MDH	EC 1.1.1.37	+	+
Phosphoenolpyruvat Carboxylase	PEPCA	EC 4.1.1.31	+	n.u.
Isocitrat Dehydrogenase	IDH	EC 1.1.1.42	+	+
Glucose 6-Phosphat Dehydrogenase	G6PDH	EC 1.1.1.49	+	n.u.
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	+	n.u.
Phosphoglucomutase	PGM	EC 2.7.5.1	+	+
Glutamatoxalacetat Transaminase	GOT	EC 2.6.1.1	+	+
Phosphoglucose Isomerase	PGI	EC 5.3.1.9	+	+
Leucin Aminopeptidase	LAP	EC 3.4.11.1	+	+
Menadion Reduktase	MNR	EC 1.6.99.2	n.u.	+

+: Enzymsystem wurde untersucht
n.u.: Enzymsystem wurde nicht untersucht

Tab. 3:
Genetische Variation und Diversität von Fichte an 21 Genorten

	H _o	H _e	A	A/L	P (%)	v	v _p
Fläche 7	0,144	0,138	42	2,00	13 (61,9)	1,160	38,21
Fläche 9	0,135	0,144	44	2,10	14 (66,7)	1,168	43,83
Fläche 10	0,148	0,153	48	2,29	17 (80,9)	1,180	56,85
Gesamt	0,143	0,145	50	2,38	17 (80,9)	1,170	46,34

H_o: gefundener Heterozygotiegrad
H_e: erwarteter Heterozygotiegrad
A: Zahl der gefundenen Allele
A/L: durchschnittliche Zahl von Allelen pro Genort
P (%): Zahl der polymorphen Genorte (% der polymorphen Genorte)
v: mittlere effektive Allelzahl (Diversität)
v_p: hypothetische gametische Multilocus-Diversität

Tab. 4:
Genetische Variation und Diversität bei Tanne

	H _o	H _e	A	A/L	P (%)	v	v _p
Tanne	0,192	0,192	26	1,73	9(60,0)	1,238	51,22

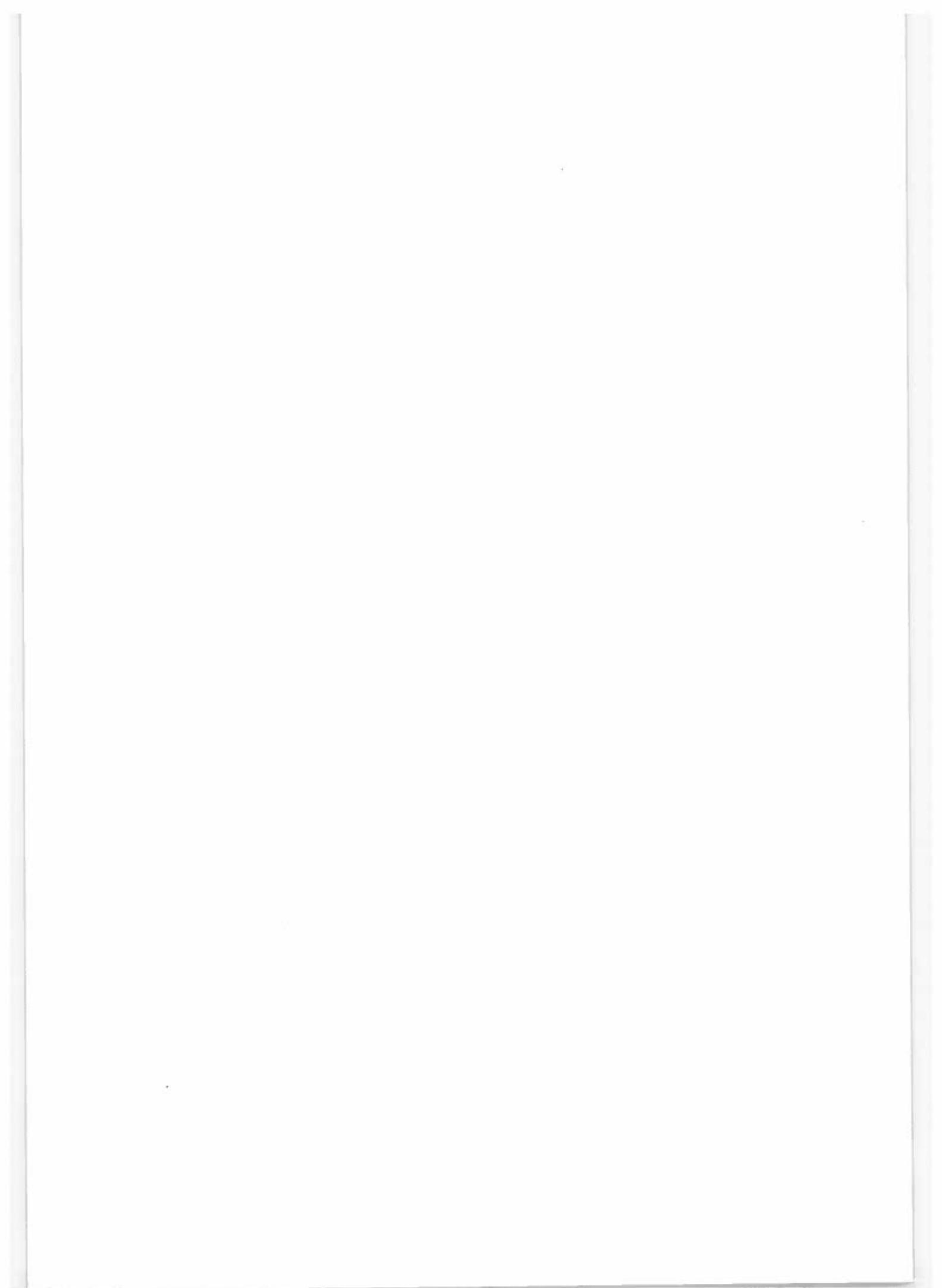
Tab. 5:
Vergleich der genetischen Variation und Diversität von Fichte (18 Genorte) und Tanne (14 Genorte).

	H _o	H _e	A	A/L	P (%)	v	v _p
Fichte							
Fläche 7	0,149	0,143	38	2,11	12 (66,7)	1,168	26,34
Fläche 9	0,143	0,150	39	2,17	12 (66,7)	1,176	30,27
Fläche 10	0,152	0,154	43	2,39	15 (83,3)	1,182	33,49
Gesamt	0,147	0,150	45	2,50	15 (83,3)	1,176	30,33
Tanne	0,203	0,203	24	1,71	8 (57,1)	1,255	49,16

Tab. 2:
Allelhäufigkeiten bei Fichte und Tanne an den untersuchten Genorten

Enzym Locus	Fichte					Tanne	
	Allel	PF10 (1030m)	PF9 (1220m)	PF7 (1686m)	gesamt	Allel	gesamt
Mdh-A	100	1,000	1,000	1,000	1,000	77	0,184
Mdh-B	80	0,033	-	-	0,011	-	0,816
	100	0,967	1,000	1,000	0,989	-	n.u.
Mdh-C	100	0,917	0,897	0,915	0,910	-	n.u.
	122	0,067	0,052	0,031	0,049	-	-
	140	0,017	0,052	0,038	0,036	-	-
	170	-	-	0,015	0,005	-	-
Mnr-B	-	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	100	0,980
PepCa	100	0,775	0,828	0,808	0,803	116	0,020
	106	0,225	0,172	0,192	0,197	-	n.u.
Idh-A	80	-	0,009	-	0,003	86	0,337
	90	0,017	0,017	0,015	0,016	100	0,418
	100	0,975	0,966	0,985	0,975	132	0,245
	110	0,008	0,009	-	0,005	-	-
Idh-B	97	0,008	-	0,008	0,005	100	0,602
	100	0,992	1,000	0,992	0,995	144	0,398
G6Pdh	85	0,050	0,017	-	0,022	-	n.u.
Skdh-A	100	0,950	0,983	1,000	0,978	-	-
	70	0,025	0,009	0,031	0,022	100	1,000
	80	0,058	0,043	0,031	0,044	-	-
	100	0,883	0,922	0,885	0,896	-	-
	110	0,025	0,017	0,015	0,019	-	-
	125	0,008	0,009	0,038	0,019	-	-
Skdh-B	90	0,025	0,017	-	0,014	100	1,000
	100	0,975	0,983	1,000	0,986	-	-
6-Pgdh-A	95	0,008	-	-	0,003	86	0,622
	100	0,992	1,000	1,000	0,997	100	0,378
6-Pgdh-B	75	0,267	0,224	0,238	0,243	100	1,000
	85	0,008	-	-	0,003	-	-
	100	0,725	0,776	0,762	0,754	-	-
6-Pgdh-C	65	0,450	0,517	0,592	0,522	-	-
	100	0,550	0,483	0,408	0,478	-	-
Gdh	100	1,000	1,000	1,000	1,000	-	n.u.
Pgm-A	96	0,017	0,052	0,031	0,033	100	1,000
	100	0,983	0,948	0,969	0,967	-	-
Got-A	100	0,975	0,974	0,992	0,981	100	0,959
	104	0,025	0,026	0,008	0,019	106	0,041
Got-B	100	1,000	1,000	1,000	1,000	96	0,031
	-	-	-	-	-	100	0,969
	60	0,092	0,043	0,054	0,063	30	0,153
Got-C	100	0,525	0,517	0,562	0,536	100	0,816
	145	0,383	0,440	0,385	0,402	300	0,031
	100	0,983	0,991	0,985	0,986	100	1,000
Pgi-A	100	0,983	0,991	0,985	0,986	-	-
	104	0,017	0,009	0,015	0,014	-	-
Pgi-B	100	0,775	0,793	0,777	0,781	100	1,000
	125	0,225	0,207	0,223	0,219	-	-
Lap-A	100	1,000	1,000	1,000	1,000	93	0,408
	-	-	-	-	-	100	0,592
Lap-B	100	0,850	0,776	0,808	0,811	-	n.u.
	105	0,083	0,103	0,108	0,098	-	-
	112	0,033	0,034	0,023	0,030	-	-
	116	0,008	-	-	0,003	-	-
	912	0,025	0,086	0,062	0,057	-	-
	2n:	120	116	130	366	2n:	98

2n: Zahl der untersuchten Gene
n.u.: nicht untersuchte Genorte



Bodenfeuchteverhältnisse an zwei ausgewählten Probestellen des Schulterberggipfels

K. GARTNER

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Im Rahmen des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" sowie des Projektes "Wasserhaushalt an österreichischen Waldstandorten" wurden seit 1992 Bodenfeuchtemessungen am Schulterberg durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen war es festzustellen, ob im Untersuchungsgebiet stark ausgeprägte Trockenphasen möglich sind. Die Ergebnisse zeigen ein differenziertes Bild. Trotz der normalerweise großen Niederschlagsmengen kann es an südexponierten Hängen zeitweilig zu deutlichen Austrocknungserscheinungen des Bodens kommen. Dies ist allerdings sehr stark von der jeweils anzutreffenden Bodenmächtigkeit und dem gegebenen Kleinrelief abhängig.

Schlüsselworte: Nordtiroler Kalkalpen, Niederschlag, Verdunstung, Bodenfeuchte

Abstract. [Soil Moisture Conditions at Two Selected Sample Plots of the Top of the Schulterberg.] In connection with the project "Ecosystematic Studies in the Limestone Alps - Achenkirch Altitude Profiles" and the project "Water Balance of Austrian Forest Sites" measurements of soil moisture have been performed on the Schulterberg since 1992. The object of the study was to identify whether severe drought is possible in the area of investigation. The results were not uniform. In spite of the fact that the area of investigation usually gets large amounts of precipitation, temporary drought on southern exposed slopes is possible. However, this strongly depends on the thickness of the soil and the relief of the soil surface.

Keywords: Northern Tyrolean Limestone Alps, precipitation, evaporation, soil moisture

1. Einleitung

Wasser ist ein Umweltfaktor, dessen Veränderung wegen des hohen Wassergehalts der Pflanzen auf deren Wachstum rasch limitierend wirken kann. Nach OTTO (1994) werden Absenkungen des Wassergehalts vor allem durch Veränderungen in der Verfügbarkeit des Bodenwassers ausgelöst. Daraus ergibt sich, daß der Bodenwasserhaushalt für potentielle Schädigungen eines Bestandes durch Trockenheit von zentraler Bedeutung ist. Aus diesem Grund wurde an einigen Versuchsfeldern am Schulterberg neben zahlreichen anderen Untersuchungen im Rahmen des Achenkirch-Projektes im Jahre 1992 mit Bodenfeuchtemessungen begonnen. Im vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse der Untersuchungen vom Schulterberg präsentiert.

Das Gefährdungspotential des Untersuchungsgebietes im Hinblick auf Trockenheit wurde von MARGL

(1994) bereits abgeschätzt. Er kommt in seiner Arbeit zu dem Schluß, daß das Untersuchungsgebiet das ganze Jahr über ausreichend mit Niederschlägen versorgt wird, sodaß das Auftreten von Trockenphasen im Boden auszuschließen ist. Allerdings wurde dabei nur die atmosphärische Wasserbilanz auf der Basis von klimatischen Parametern berücksichtigt. Auf den Bodenwasserhaushalt, der nicht nur vom verfügbaren Niederschlagswasser, sondern auch von den unterschiedlichen Bodeneigenschaften und Vegetationsdecken an Ort und Stelle bestimmt wird, sowie auf extreme Witterungsbedingungen wurde dabei nicht eingegangen. In der vorliegenden Arbeit wird daher versucht, durch vor Ort gemessene Bodenfeuchtwerte die Wasserversorgung der Vegetation besser abzuschätzen und zu überprüfen, ob Trockenheit als potentieller Schadfaktor wirklich auszuschließen ist.

Neben einer möglichen Gefährdung durch Trockenheit wurde die Modifikation des Bodenwasserhaushalts

durch Bodeneigenschaften und Vegetation untersucht, um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte im kalkalpinen Bereich zu erleichtern.

Als Grundlage dazu dienten Messungen der Bodenfeuchte an zwei Versuchsflächen des Schulterberges. Die beiden Probeflächen wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen Vegetation (Fläche mit und ohne Bestand bzw. beweidete und unbeweidete Teilflächen) und den kleinräumigen Unterschieden der Bodeneigenschaften (Buckel- und Muldenstandorte) ausgewählt. Außerdem wurde eine dieser Flächen schon von GÖBL (1995) sowie SOBOTIK & POPPELBAUM (1995) untersucht, so daß eine Verknüpfung dieser Ergebnisse mit den Resultaten der vorliegenden Arbeit möglich ist.

2. Material und Methoden

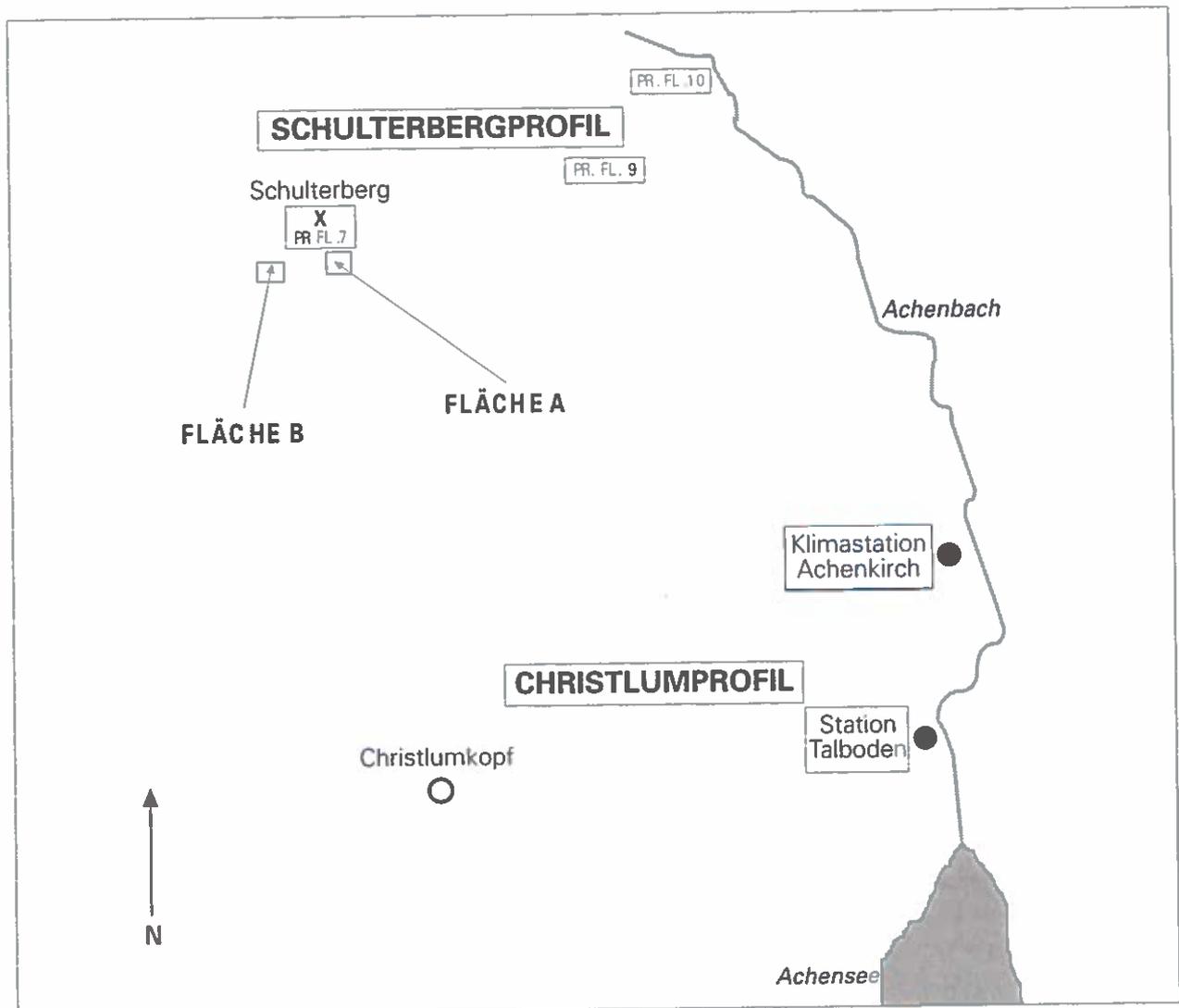
2.1 Meßflächen

Eine allgemeine Beschreibung des gesamten Untersuchungsgebietes und der einzelnen Probeflächen erfolgte durch ENGLISCH (1992) bzw. KREHAN & TOMICZEK (1992). Das Klima des Untersuchungsgebietes wurde von MARGL (1994) und von ENGLISCH & STARLINGER (1995) charakterisiert.

Beide untersuchten Flächen liegen in der Nähe der Probefläche 7 im Gipfelbereich des Schulterberges. Fläche A ist südlich, Fläche B südwestlich exponiert. Die Lage der beiden Flächen ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt. Weiters ist dieser Abbildung auch die Lage der zwei meteorologischen Stationen zu entnehmen, deren Daten für diese Arbeit benutzt wurden.

Fläche A liegt unter dem Gipfel des Schulterberges in etwa 1660 m Seehöhe. Es handelt sich im wesentlichen um das von SOBOTIK & POPPELBAUM (1995) als

Abb. 1:
Übersichtsskizze zur Lage der beiden Versuchsflächen am Schulterberg (PR.FL. = Probefläche)



„Reinweidefläche“ bezeichnete Areal. Die Fläche weist neben einem gezäunten und damit nicht beweideten Teil auch einen ungezäunten, beweideten Teil auf. Im nicht beweideten, eingezäunten Teil sind keine lebenden Bäume zu finden. Allerdings gibt es hier Totholz,

welches die Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen beeinflusst. Im beweideten Teil der Fläche A stehen etwa in der Mitte der Bodenfeuchtemeßfläche zwei große Fichten.

Abb. 2a:

Anordnung der Bodenfeuchtemessungen - Fläche A.

T1 bis T16 bezeichnen die Punkte des Meßrasters für die TDR-Sonde innerhalb und außerhalb der gezäunten Fläche. Die weiteren fünf TDR-Meßpunkte samt dem 4. Meßpunkt der Neutronensonde im oberen Teil der Grafik, kommen bei maßstabgetreuer Darstellung außerhalb dieser Abbildung (in Pfeilrichtung) zu liegen.

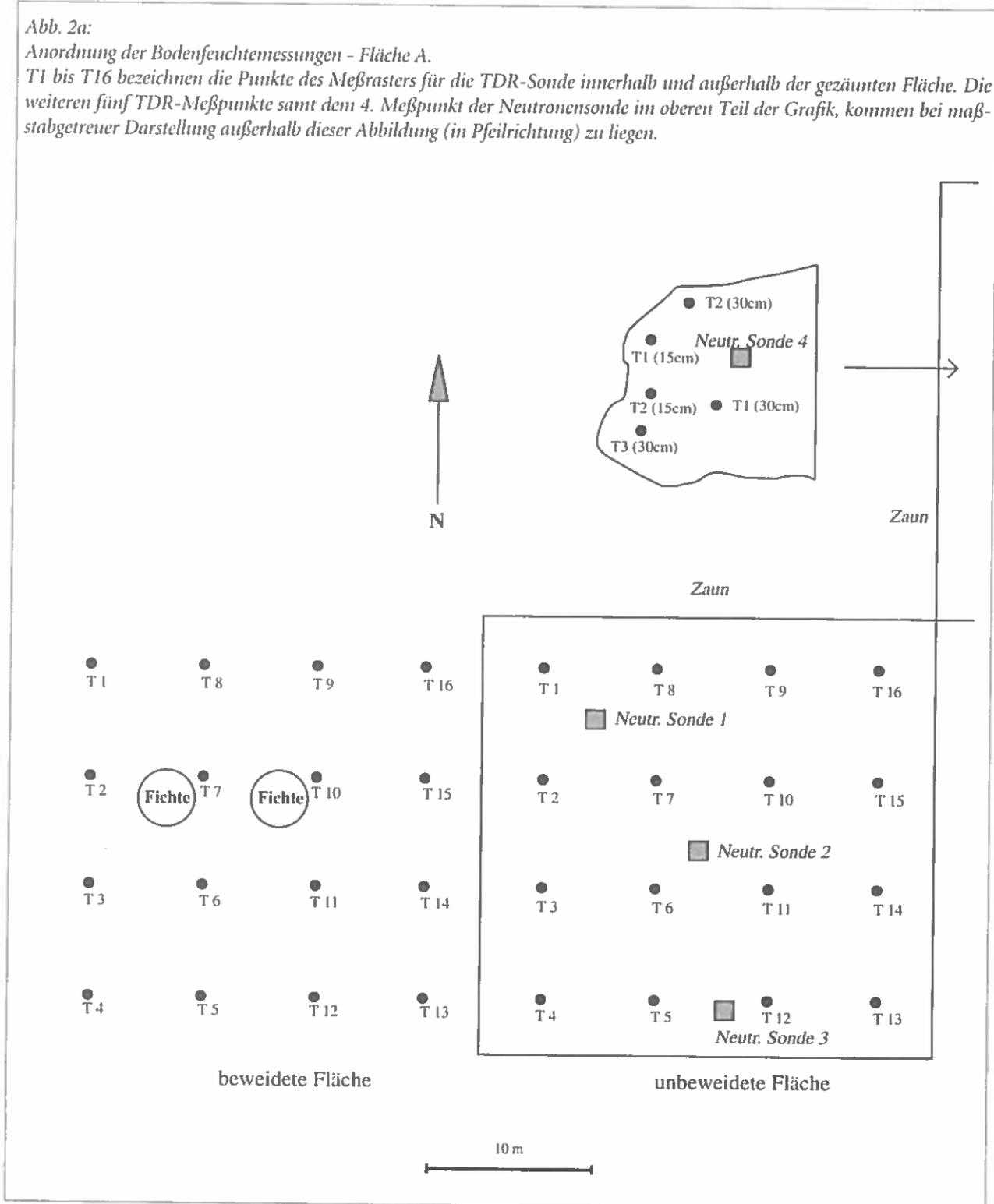
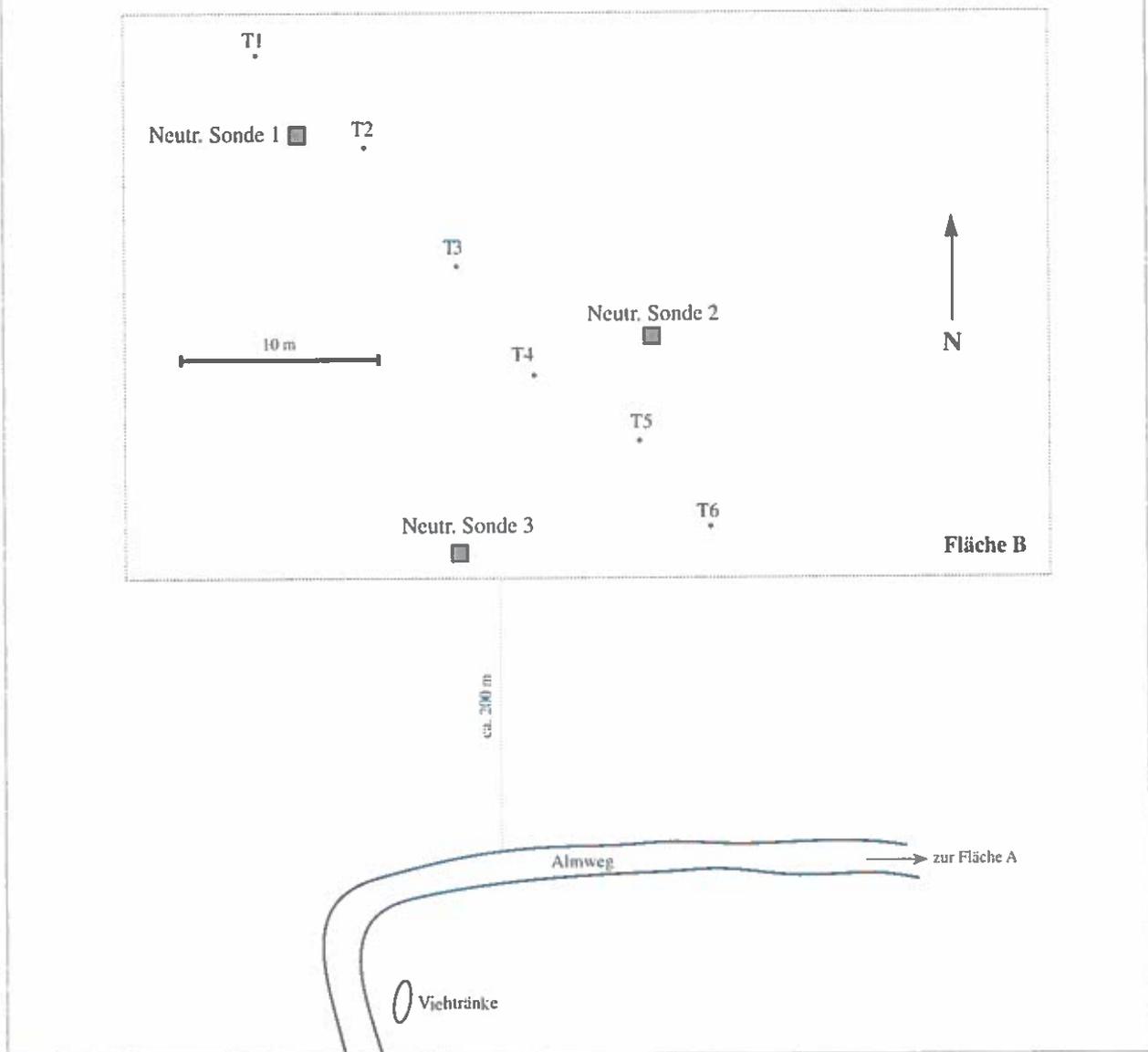


Abb. 2b:

Anordnung der Bodenfeuchtemessungen - Fläche B.
T1 bis T6 bezeichnen die Meßpunkte der TDR-Sonde



Fläche B liegt etwas abseits vom Schulterberggipfel an der Westflanke in etwa 1650 m Seehöhe. Hier ist ein Bestand (hauptsächlich Fichten) vorhanden, der jedoch sehr stark aufgelockert ist.

Die Neutronensondepunkte beider Flächen wurden 1992 eingerichtet. Die Auswahl der Meßpunkte für die Neutronensonde war aufgrund der Mindestmeßtiefe von 30 cm sehr beschränkt. Nur in räumlich eng begrenzten Bereichen der Meßflächen konnten solche Tiefen erreicht werden, ansonsten war der Boden zu seichtgründig. Für die Erfassung des übrigen Teils der Meßflächen wurde ab dem Jahr 1994 die sogenannte TDR-Sonde eingesetzt. Mit dieser Sonde wurde auch die Erfassung der Feuchte in den oberflächennahen Bodenschichten möglich.

Da die Fläche A zum Teil beweidet und zum Teil unbeweidet war, wurde ein Meßraster für die TDR-Sonde mit jeweils 16 Punkten innerhalb und außerhalb des Zaunes eingerichtet, um eventuelle Unterschiede im Bodenwasserhaushalt zwischen diesen beiden Teilen der Fläche A erfassen zu können. Zusätzlich wurden beim vierten Meßpunkt der Neutronensonde der Fläche A, der nicht in diesem gezäunten Bereich lag, weitere Messungen mit der TDR-Sonde durchgeführt (Abbildung 2a).

Bei der Fläche B mit lockerem Bestand wurde auf die Einrichtung eines Meßrasters aufgrund der recht einheitlichen Bodenvegetation und des Fehlens von ausgeprägten Buckeln und Mulden verzichtet. Anstatt dessen wurde von oben nach unten quer zum Hang

ein Transekt gelegt, um die räumlichen Unterschiede innerhalb der Fläche B zu erfassen (Abbildung 2b).

Schließlich wurden 1994 Einzelmessungen oberhalb der Fläche A in Gipfelnähe des Schulterberges im Bereich der für die Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen eingerichteten Versuchsflächen durchgeführt. Diese Versuchsflächen sind bei GÖBL (1995) beschrieben.

2.2 Datenmaterial

Die für den Bodenwasserhaushalt sehr wichtigen Niederschlagsdaten stammen von BULK-Sammlern der Station Talboden der FBVA sowie von der Klimastation Achenkirch des Hydrographischen Dienstes (siehe Abbildung 1). Zum Teil wurden auch Daten von registrierenden Niederschlagsammlern meteorologischer Stationen der FBVA am Schulterberg verwendet (SMIDT et al. 1994, 1996).

Die Wasserversorgung ist aber auch vom oberflächlichen Abfluß des Niederschlagswassers, vom Wasserspeichervermögen des Bodens und von der Kraft, mit welcher der Boden das Wasser hält, abhängig. Auf Abflußmessungen wurde jedoch verzichtet, da diese sehr aufwendig sind (vgl. MARKART & KOHL 1995) und die Flächen für weitere Untersuchungen anderer Autoren zusehr in Mitleidenschaft gezogen worden wären. Neben den Niederschlagsdaten wurden bodenkundliche Daten (Felderhebungen 1992 und 1994) für die Interpretation der Ergebnisse verwendet, um die physikalischen Bodeneigenschaften der Meßpunkte abschätzen zu können. Im wesentlichen handelt es sich dabei um Bodenprofile, die schon bei ENGLISCH & STARLINGER (1995) sowie MUTSCH (1995) beschrieben wurden.

An den Probeflächen wurde die Bodenfeuchte in Form des absoluten Wassergehalts pro Bodenvolumen erfaßt. Sie wird in Volumsprozent angegeben (im folgenden zumeist kurz mit "%" bezeichnet). Eine oft übliche gleichzeitige Erfassung der Saugspannung (d.h. der Kraft, mit der das Wasser an den Boden gebunden ist) erfolgte nicht.

Wegen der über die gesamte Vegetationsperiode großen Niederschlagsmengen (siehe MARGL 1994 bzw. BERGER 1995) und den oft recht seichtgründigen Böden stellt sich der normale hydrologische Zyklus (Austrocknung des Bodens im Sommer, Wiederbefeuchtung im Winter) nicht ein. Vielmehr kommt es an den Versuchsflächen zu einzelnen Austrocknungsphasen des Bodens, die immer wieder von feuchten Bodenverhältnissen, verursacht durch stärkere Niederschläge, abgelöst wurden.

Aus diesem Grund konnte darauf verzichtet werden, die Bodenfeuchte durchgehend über die gesamte Vegetationsperiode zu erfassen. Anstatt dessen wurden nur einzelne Messungen zu ausgewählten Terminen in der schneefreien Zeit (Mai-September) durchgeführt. In Tabelle 1 sind die Meßtermine zusammen mit den eingesetzten Meßgeräten und den damit erfaßten Meßtiefen angeführt.

Tab. 1:
Meßtermine, eingesetzte Meßgeräte sowie Meßtiefen an den beiden Meßflächen

Jahr	Datum	Meßgerät	Fläche	Meßtiefen
1992	14.07.92	Neutronensonde	A	30 - 60 cm
	18.08.92	Neutronensonde	B	30 - 80 cm
			A	30 - 60 cm
			B	30 - 80 cm
1993	24.06.93	Neutronensonde	A	30 - 60 cm
	28.09.93	Neutronensonde	B	30 - 80 cm
			A	30 - 60 cm
			B	30 - 80 cm
1994	10.08.94	Neutronensonde	A	30 - 60 cm
		TDR-Sonde		15 - 30 cm
		Neutronensonde	B	30 - 80 cm
		TDR-Sonde		30 cm
1995	02.08.95	Neutronensonde	A	30 - 60 cm
		TDR-Sonde		15 - 30 cm
		Neutronensonde	B	30 - 80 cm
		TDR-Sonde		30 cm

2.3 Meßmethoden

2.3.1 Neutronensonde

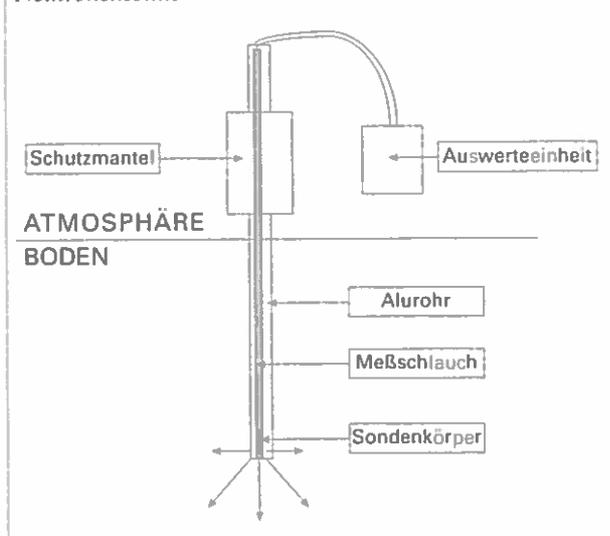
Die Feuchtemessung mit der Neutronensonde beruht auf der Streuung bzw. Abbremsung von schnellen Neutronen durch Wasserstoffatome. Die Zahl der langsamen (abgebremsten) Neutronen ist somit ein Maß für den Wassergehalt des Bodens. Über Details zur Bestimmung des Bodenwassergehalts mit Hilfe von Neutronensonden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

Die Neutronensonde ist vor allem zur Erfassung von Vertikalprofilen der Bodenfeuchte gut geeignet. An seichtgründigen Standorten wie an den beiden Probeflächen am Schulterberg ist sie dagegen nur bedingt einsetzbar.

Bei der Messung mit Hilfe der Neutronensonde wurde der Sondenkörper in einem Aluminiumrohr in den Boden gelassen und von der Endtiefe des Aluminiumrohres ausgehend im Abstand von jeweils 10 cm gemessen (Abbildung 3). Die absoluten Endtiefen sind, da die Rohre unterschiedlich tief in den Boden

versenkt wurden, je nach Meßpunkt verschieden. Sie lagen am Schulterberg im Bereich zwischen 35 bis 80 cm. Berücksichtigt man die Einschränkung, daß bei der eingesetzten Neutronensonde Messungen ab einer Mindestdiefe von 30 cm zulässig sind, so ergeben sich pro Profil zwischen 2 und 6 korrekte Messungen.

Abb. 3:
Schematische Anordnung der Bodenfeuchtemessung mittels Neutronensonde



2.3.2 TDR-Sonde

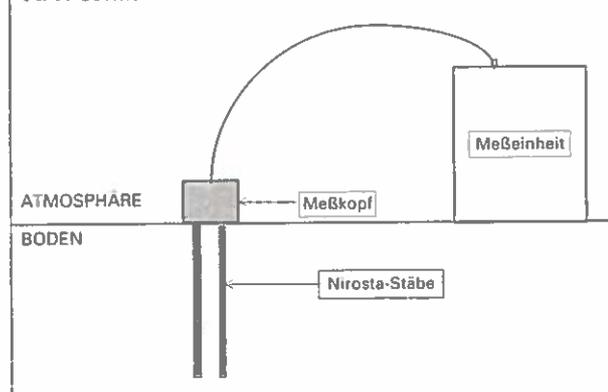
Die Messung mit der TDR-Sonde (TDR = Time Domain Reflectometry) basiert auf der Abhängigkeit der Ausbreitungsgeschwindigkeit einer elektromagnetischen Welle von den elektromagnetischen Eigenschaften des umgebenden Mediums sowie dem großen Unterschied in den Werten der Dielektrizitätskonstante von Wasser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

Die TDR-Sonde ist sowohl für oberflächennahe Messungen der Bodenfeuchte (Oberflächensonden) als auch zur Erfassung von Vertikalprofilen (vergrabbare Sonden) geeignet. Da Vertikalprofile der Bodenfeuchte an beiden Versuchsflächen schon mit Hilfe der Neutronensonde erfaßt wurden, kamen bei der TDR-Sonde nur Oberflächensonden zum Einsatz. Dabei wurde jeweils ein Paar NIROSTA-Stäbe vertikal in die Erde gesteckt. Der Meßkopf wurde an diesen Stäben befestigt und die Messung durchgeführt (Abbildung 4).

Bei dem schon beschriebenen Meßrastrer wurden Stäbe mit einer einheitlichen Länge von 15 cm verwendet. An den übrigen Meßpunkten kamen größtenteils Stäbe von 30 cm zum Einsatz. Die Länge der Meßstäbe definiert gleichzeitig den Tiefenbereich der Messungen, d.h. der Meßwert stellt einen Mittelwert

der Bodenfeuchte über die gesamte Stablänge dar. Somit liefern Stäbe mit z. B. 15 cm Länge den mittleren Bodenfeuchtegehalt zwischen 0 und 15 cm Tiefe.

Abb. 4:
Schematische Anordnung der Bodenfeuchtemessung mittels TDR-Sonde



3. Ergebnisse

3.1 Witterungsverlauf und Bodenfeuchteverhältnisse

Der Wassergehalt des Bodens ist naturgemäß sehr stark vom Witterungsverlauf geprägt. Sieht man von den Wintermonaten ab, wo eine Schneedecke vorhanden ist, welche konstante Bodenfeuchteverhältnisse schafft, wird während der Vegetationszeit der Verlauf des Bodenwassergehalts durch das Wechselspiel zwischen Niederschlag und Verdunstung geprägt. Länger anhaltende oder extreme Witterungsphasen beeinflussen somit den Bodenwassergehalt nachhaltig. Für ein Verständnis der Bodenfeuchteverhältnisse zu den einzelnen Meßterminen ist daher die Kenntnis der davor herrschenden Witterungsbedingungen wesentlich.

3.1.1 Temperatur

Zur Veranschaulichung der Witterungsverhältnisse sind in Abbildung 5 die Monatsmittelwerte der Temperatur der Station "Talboden" der FBVA der Jahre 1992 bis 1995 den langjährigen Mittelwerten der Klimastation Achenkirch des Hydrographischen Dienstes gegenübergestellt. Die Daten der Station Schulterberg (Probefläche 7) in unmittelbarer Nähe der Versuchsflächen wurden nicht verwendet, da diese erst ab 1993 in Betrieb ging und die Station 1994 und 1995 größere Ausfälle zu verzeichnen hatte.

Abb. 5:
Vergleich der Monatsmitteltemperaturen der Station "Talboden" der FBVA von 1992 bis 1995 mit den langjährigen Mittelwerten der Klimastation Achenkirch des Hydrographischen Dienstes

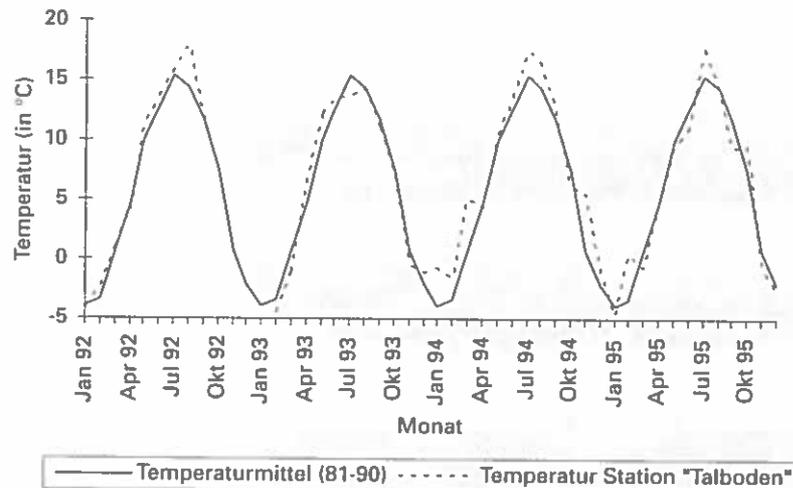
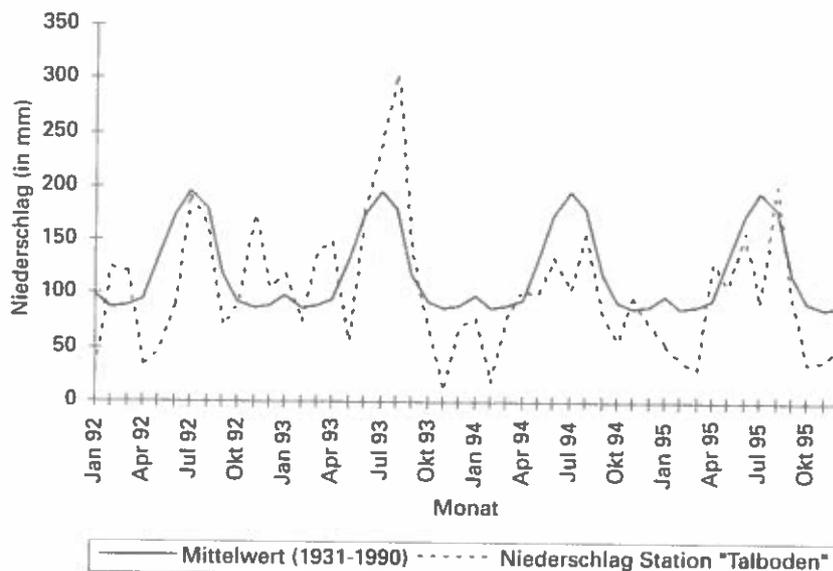


Abb. 6:
Vergleich der monatlichen Niederschlagssummen der Station "Talboden" der FBVA von 1992 bis 1995 mit den langjährigen Mittelwerten der Klimastation Achenkirch des Hydrographischen Dienstes



Die Klimastation Achenkirch und die Station "Talboden" liegen in vergleichbaren Seehöhen (920 m bzw. 930 m), wobei sich die Klimastation Achenkirch in einer Entfernung von etwa 3 Kilometer nördlich der Station "Talboden" befindet (siehe Abbildung 1). Die Temperaturwerte sind daher unmittelbar vergleichbar. Zu beachten ist allerdings, daß die FBVA-Station im Mittel um etwa 0,3 °C höhere Werte aufwies als die Klimastation des Hydrographischen Dienstes.

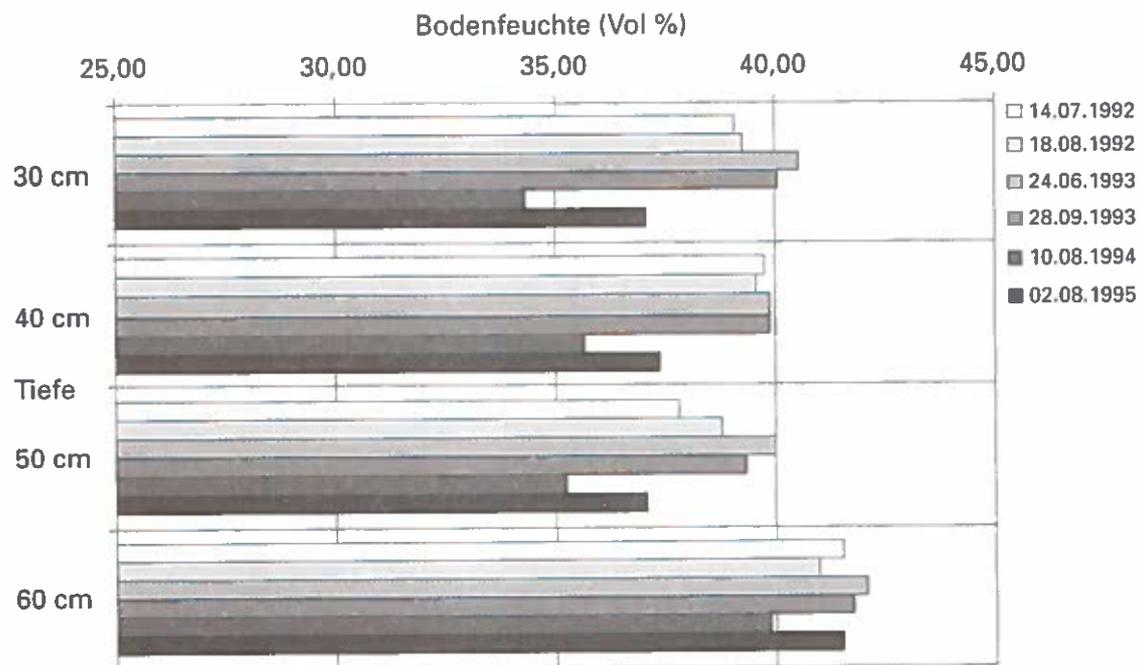
In Abbildung 5 ist deutlich zu erkennen, daß die Temperaturen der Station Talboden vor allem im Juli immer wieder über dem zehnjährigen Mittelwert der

Klimastation Achenkirch lagen. Einzige Ausnahme bildet der Juli 1993. Vor allem der Sommer 1992 und der Sommer 1994 sowie das Frühjahr 1993 waren zu warm, dagegen waren die Oktobermonate 1992 bis 1994 zu kalt.

3.1.2 Niederschlag

Abbildung 6 zeigt den Vergleich der langjährigen Mittelwerte der Monatssummen des Niederschlages der Station Achenkirch mit den aktuellen Monatssummen der Station "Talboden" zwischen 1992 und 1995. Längere Perioden mit Niederschlägen unter dem Normal-

Abb. 7:
Mittlere, zu den jeweiligen Meßterminen mit der Neutronensonde gemessene Bodenfeuchte der Fläche A



wert waren das Frühjahr 1992, der Herbst und Winter 1993/1994, die gesamte Vegetationsperiode 1994, der Winter 1994/1995, die Zeit von Mai bis Juli 1995 sowie der Herbst 1995. Im Gegensatz dazu war der Zeitraum vom Oktober 1992 bis September 1993 zu feucht.

Bei diesem Vergleich sollte man aber berücksichtigen, daß die Niederschläge an der Station Talboden im Schnitt etwas mehr als 10 % unter den Niederschlägen der Klimastation Achenkirch liegen.

3.1.3 Bodenfeuchte

Nach den oben skizzierten Witterungsbedingungen sollte der Meßtermin im August 1994 besonders niedrige Bodenfeuchtwerte aufweisen, da es davor zu heiß und zu trocken war. Im Gegensatz dazu müßten zum Meßtermin im September 1993, nach den eher niedrigen Temperaturen und den übernormalen Niederschlagsmengen, besonders feuchte Verhältnisse vorherrschen.

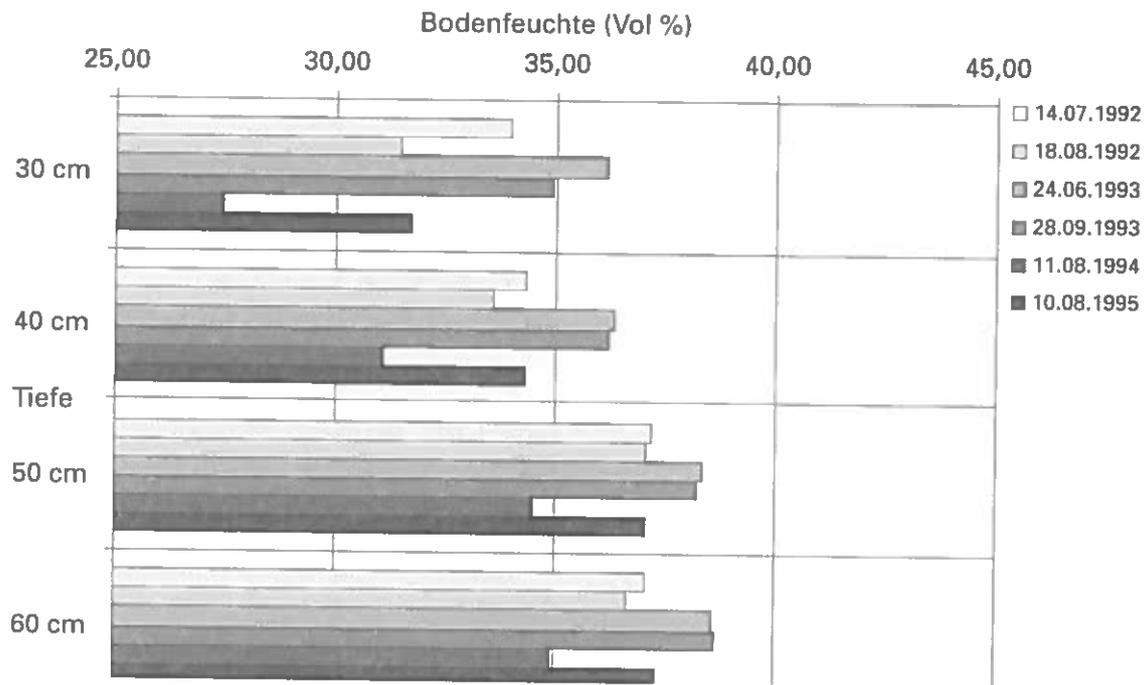
In den Abbildungen 7 und 8 sind die Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen mittels Neutronensonde der beiden Flächen dargestellt. Sehr deutlich ist zu erkennen, daß der Boden tatsächlich zum Meßtermin im August 1994 am trockensten war. Die höchsten Feuchtwerte waren allerdings nicht zum Termin Ende September 1993 zu verzeichnen: Im Juni desselben Jahres traten noch etwas höhere Werte auf.

Für den Wassergehalt solcher seichtgründiger, wenig wasserspeichernder Böden ist die monatliche Niederschlagssumme oft nicht aussagekräftig genug. In solchen Fällen kommt es auf die Verteilung der Niederschläge innerhalb des betreffenden Monats an. Niederschläge unmittelbar vor dem Meßtermin haben einen stärkeren Einfluß auf das Meßergebnis als weiter zurückliegende Niederschlagsereignisse. Werden für die Beurteilung der Bodenfeuchteverhältnisse einzelne Tagesniederschlagswerte im betreffenden Monat mitberücksichtigt, tritt dieser Sachverhalt deutlich hervor.

Am 24. Juni 1993, dem Tag der Bodenfeuchtemessungen am Schulterberg, fielen an der Probefläche 7 am Schulterberg 15,8 mm Niederschlag und in der Woche davor (vom 18. bis 24. Juni) 88 mm, was etwa der Hälfte des normalen Monatsniederschlags entspricht. Am 28. September, dem zweiten Meßtermin desselben Jahres, gab es zwar auch Niederschläge, doch blieb die Menge mit 3 mm gering und die vorhergehende Woche vom 21. bis 27. September hatte mit insgesamt 23,8 mm bei weitem weniger Niederschläge aufzuweisen als die vorhergehende Woche zum Vergleichstermin. Damit zeigt sich, daß ein Großteil des Niederschlags vom Juni unmittelbar vor dem Meßtermin fiel, wohingegen beim Meßtermin im September der größte Teil des Niederschlags schon zu Beginn des Monats zu verzeichnen war.

Abb. 8:

Mittlere, zu den einzelnen Meßterminen mit der Neutronensonde gemessene Bodenfeuchte der Fläche B



3.2 Abhängigkeit der Bodenfeuchte von der Vegetation, den Bodeneigenschaften und dem Kleinrelief

3.2.1 Bestand und Bodenvegetation

Wie aus den Abbildungen 7 und 8 ersichtlich, waren auf der Fläche B (mit Bestand) geringere Bodenfeuchtwerte zu verzeichnen als auf der Fläche A (ohne Bestand). Die Unterschiede waren nahe der Bodenoberfläche deutlicher ausgeprägt als in größeren Tiefen. Auch die Schwankungsbreite der Bodenfeuchte war auf Fläche B größer. Bei dieser Fläche unterschieden sich maximaler und minimaler Wert in 30 cm Tiefe um 9 Volums% bei Fläche A dagegen nur um 6%. Da bei beiden Flächen an den Meßpunkten dieselben bindigen Bodenarten zu finden waren, dürften diese Unterschiede mit der stärkeren Austrocknung des Bodens durch den Wasserbedarf des Fichtenbestandes auf Fläche B in Zusammenhang stehen. Die Tatsache, daß der Boden genau an jenem Meßpunkt der Fläche B am stärksten austrocknete, welcher in unmittelbarer Nähe mehrerer Bäume lag, erhärtet diese Annahme.

Die Ergebnisse der Neutronensondenmessungen zeigten vor allem auf Fläche A (ohne Bestand) keine große horizontale Differenzierung. In 30 cm Tiefe schwankten die Wassergehalte je nach Meßtermin

und Meßpunkt zwischen 33 % und 42 %. Auf Fläche B unterschieden sich die einzelnen Meßpunkte durch den Bestandeseinfluß deutlicher. Hier schwankten die Werte in 30 cm Tiefe je nach Meßtermin und Meßpunkt zwischen 22 % und 37 %.

Dagegen war die räumliche Differenzierung der Bodenfeuchte bei den Ergebnissen der TDR-Sondenmessungen auf der durch unterschiedliche Bodenvegetation geprägten Fläche A deutlich ausgeprägt: Allein bei der Messung im August 1994 schwankten die Werte im gezäunten Teil der Fläche A im Tiefenstufenbereich von 0 bis 15 cm zwischen 13 % und 51 %. (Letzterer Wert wurde allerdings im Bereich eines umgestürzten Baumes gemessen und ist daher nicht unbedingt mit den übrigen Werten vergleichbar.) Selbst ohne diesen Ausreißer differierten maximaler und minimaler Wert in dieser Fläche aber noch immer um 23 % (Abbildung 9). Der Mittelwert aller 16 Bodenfeuchtwerte innerhalb der gezäunten Fläche betrug 25,6 %, ohne Berücksichtigung des besonders hohen Wertes im Bereich des Baumstammes 24,0 %.

Im beweideten Teil der Fläche war die Schwankungsbreite ähnlich und auch der Mittelwert unterschied sich kaum von der unbeweideten Fläche (siehe Tabelle 2). Auffallend war hier aber der deutlich trockenere zentrale Teil der Fläche (siehe Abbildung 10). Der Mittelwert der vier Meßpunkte in die-

sem Bereich betrug rund 17 %, jener der restlichen 12 Meßpunkte dagegen ca. 26 %. Dies könnte mit den beiden Fichten, die in diesem Bereich zu finden sind, im Zusammenhang stehen.

Abb. 9:
Bodenfeuchte am Schulterberg in einer Tiefe von 0-15 cm im unbeweideten Teil der Fläche A (Messung vom 10.8.1994)

N ↑	1	8	9	16
	31,9	28,0	18,7	21,6
	2	7	10	15
	29,0	23,9	21,1	12,8
3	6	11	14	
35,9	51,0	23,8	24,0	
4	5	12	13	
14,9	23,8	30,8	18,6	

Abb. 10:
Bodenfeuchte am Schulterberg in einer Tiefe von 0-15 cm im beweideten Teil der Fläche A (Messung vom 10.8.1994)

N ↑	1	8	9	16
	22,6	17,8	36,7	26,0
	2	7	10	15
	34,9	13,0	17,2	26,9
3	6	11	14	
26,7	19,1	15,9	25,6	
4	5	12	13	
26,9	19,4	19,5	24,1	

Die Bodenfeuchtemessungen an diesem Raster wurden ein Jahr später im August 1995 wiederholt. Zu diesem Zeitpunkt lag das Niveau der Bodenfeuchte, wie schon aus den Neutronensondenmessungen zu erkennen war, deutlich höher als im August 1994. Die Mit-

telwerte und Maxima beider Teilflächen waren wieder fast ident (Tabelle 2). Das Minimum aber war im beweideten Teil deutlich niedriger als im unbeweideten Teil. Die Verteilung der Bodenfeuchte über die Fläche erfolgte wieder ähnlich nach dem ein Jahr zuvor vorgefundenen Verteilungsmuster. Im beweideten Teil der Fläche war der zentrale Bereich des Meßrasters wieder deutlich trockener als die übrige Teilfläche.

Somit bestanden bei den angeführten Messungen die wesentlichsten Unterschiede in der Bodenfeuchte der beiden Teilflächen vor allem im Vorhandensein der Fichten. Die unterschiedlichen Eigenschaften der Bodenvegetation (vgl. SOBOTIK & POPPELBAUM 1995), schienen diesbezüglich eine untergeordnete Rolle zu spielen. Die räumliche Differenzierung innerhalb der beiden Raster dürfte eher auf die Bodenbeschaffenheit (Grobanteil, Bindigkeit des Bodens etc.) zurückzuführen sein.

Anders als bei der Austrocknung des Bodens, wo der Einfluß der unterschiedlichen Bodenvegetation auf beiden Teilflächen nicht nachgewiesen werden konnte, war dies bei der Befeuchtung des Bodens durch ein Niederschlagsereignis möglich. Nach einem leichten Niederschlag in der Nacht vom 10. auf den 11. August 1994 wurde eine Wiederholungsmessung auf beiden Rastern durchgeführt, um den Effekt dieses Niederschlags auf den Wassergehalt des Bodens zu überprüfen.

Die Niederschlagsmenge kann durch Daten einer Station der FBVA abgeschätzt werden, die am Schulterberg im Bereich der Probefläche 10 in etwa 1030 m Seehöhe liegt. An dieser Station wurde in der Nacht vom 10. auf den 11. August 1994 nicht mehr als 2 mm Niederschlag gemessen.

Tab. 2:
Statistische Kennwerte der TDR-Sondenrastrermessungen auf der Fläche A (Angaben in Volumsprozent)

Datum	beweideter Teil				unbeweideter Teil			
	Max.	Min.	Mittel	Stand. abw.	Max.	Min.	Mittel	Stand. abw.
10.08.1994	36,7	13,0	23,3	6,54	35,9	12,8	24,0	6,39
11.08.1994	37,5	15,9	25,2	6,92	37,5	12,9	24,0	7,42
03.08.1995	50,3	15,4	35,9	10,78	51,4	26,5	36,6	8,52

Dieser leichte Niederschlag wirkte sich unterschiedlich auf beide Teile der Versuchsfläche aus. Der unbeweidete Teil mit der nicht durch Weide veränderten Bodenvegetation zeigte bei der Wiederholungsmessung im Mittel keine Änderung (Tabelle 2). Die geringe Niederschlagsmenge reichte somit nicht aus, den teilweise recht dichten Grasfilz an diesem Teil der Versuchsfläche zu durchdringen. Im durch Bewei-

dung kurz gehaltenen Gras konnte das Niederschlagswasser eindringen und die mittlere Bodenfeuchte stieg um rund 2 %.

3.2.2 Bodeneigenschaften und Kleinrelief

Weitere räumliche Differenzierungen der Bodenfeuchte im oberflächennahen Bereich ergaben sich auch durch das Kleinrelief und die Bodeneigenschaften (Grobanteil, Bindigkeit des Bodens etc.). Im Jahre 1994 wurden auf der Probestelle für die Mykorrhiza-Untersuchungen (GÖBL 1995) Einzelmessungen durchgeführt. Das Kleinrelief dieser Fläche ist durch zahlreiche Buckeln und Mulden gekennzeichnet, die sich durch spezifische Bodenbeschaffenheit und Vegetation unterscheiden.

Das Bodenprofil einer solchen Mulde und eines benachbarten Buckels zeigte unter jeweils 7 cm lehmigen A_h Horizont in der Muldenlage bis in etwa 30 - 35 cm Tiefe lehmigen Ton, auf dem Buckel hingegen nur bis 20 cm Tiefe Lehm. Zusätzlich war der Steinanteil auf einem Buckel oft deutlich höher als in der Muldenlage. Dementsprechend variierten die Wassergehalte bei den Einzelmessungen im Jahre 1994 auf engstem Raum. Die Buckelstandorte auf der südexponierten Fläche enthielten nur zwischen 10 und 15 Volumsprozent Wasser, die Mulden dagegen zwischen 25 % und 30 %.

4. Schlußfolgerungen

Die von MARGL (1994) geäußerte Annahme, daß es im Untersuchungsgebiet zu keinen Trockenphasen kommen kann, muß relativiert werden. Obwohl die Jahresniederschlagsmengen hoch sind, kann es immer wieder längere Zeitspannen geben, wo kein oder nur wenig Niederschlag fällt. Dies hat zur Folge, daß seichtgründige Böden, die man an den Versuchsfeldern am Schulterberg zum größten Teil findet, durchaus austrocknen können. Anhand der oberflächennahen Bodenfeuchtemessungen mit der TDR-Sonde wurde dies bei den extremen Verhältnissen im Sommer 1994 deutlich. Der Boden war zu diesem Zeitpunkt stellenweise so stark ausgetrocknet, daß das für die Pflanzen verfügbare Wasser im Boden praktisch aufgebraucht war.

Andererseits gibt es in räumlich eng begrenzten Bereichen der Untersuchungsflächen auch tiefgründigere Stellen, wo das Wasser besser gespeichert werden kann. An solchen Punkten sind sehr bindige Kalkbraunlehme zu finden, die nach ENGLISCH & STARLINGER (1995) mit

den weniger bindigen Rendsinen räumlich eng verzahnt sind. So wurde z.B. an den tiefergründigen Meßpunkten für die Neutronensonde toniger Lehm bis lehmiger Ton angetroffen. Daher wurden mit der Neutronensonde auch eher die Teile der Versuchsfelder erfaßt, wo der Boden ein besonders hohes Wasserspeichervermögen besitzt.

Zusätzlich dazu beeinflussen einzelne Bäume oder ein ganzer Bestand den Bodenwasserhaushalt. Im Bereich der auf den Versuchsfeldern anzutreffenden Fichten waren die Böden immer stärker ausgetrocknet als im übrigen Bereich. Dieser Unterschied war aufgrund des flachen Wurzelsystems der Fichten im oberflächennahen Bereich stärker ausgeprägt als in tieferen Bodenschichten.

Ein Einfluß unterschiedlicher Bodenvegetation von beweideten und nicht beweideten Flächen konnte beim Bodenwasserentzug durch das Wurzelsystem nicht nachgewiesen werden. Allerdings treten bei der Wiederbefeuchtung des Bodens Unterschiede auf, da das Niederschlagswasser durch die verschiedene Bodenvegetation unterschiedlich stark in den Boden eindringen kann. Ein leichter Niederschlag zeigte im unbeweideten Teil keine Auswirkung auf die Bodenfeuchte, im beweideten Teil stieg dagegen der Wassergehalt.

Damit ergibt sich für die Charakterisierung der Bodenfeuchteverhältnisse am Schulterberg ein unterschiedliches Bild. Im Normalfall wird das Gebiet durch große Niederschlagsmengen ausreichend mit Wasser versorgt. Nach längeren Trockenphasen und überhöhten Temperaturen, wie sie im Sommer 1994 auftraten, kann es aber an den seichtgründigen Stellen sehrwohl zu starken Austrocknungen des Bodens kommen. Für einen Fichtenbestand, wie er am Schulterberg zu finden ist (Alter ca. 200 Jahre), sollte dies kein Problem darstellen, da das umfangreiche Wurzelsystem auch das Bodenwasser an den tiefergründigeren, besser Wasser speichernden Stellen nutzen kann. Für Pflanzen mit einem kleinräumigen Wurzelsystem wie z.B. für Sämlinge dieser Fichten können solche extremen Witterungsphasen aber problematisch werden. GÖBL (1995) hat schon auf Probleme mit der Verjüngung von Fichten am Schulterberg hingewiesen.

Da seichtgründige Rendsinen im Kalkalpin häufig vorkommen und die klimatischen Bedingungen in den Nordtiroler Kalkalpen sich oft nicht wesentlich von denen des Untersuchungsgebietes unterscheiden, können die hier gewonnenen Ergebnisse auch auf andere Teile der Kalkalpen angewendet werden. Die Bodenfeuchteverhältnisse am Schulterberg stellen somit ein repräsentatives Beispiel für die Wasserversorgung seichtgründiger Böden im Kalkalpin dar.

Literatur

- BEHR O., MÜLLER W. & REITINGER J. 1976: *Praktische Aspekte der Bodenfeuchtemessung mittels Neutronensonde*. Österreichische Wasserversorgung 28 (7/8), 138-146.
- BERGER T.W. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 133-143.
- DASBERG S. & DALTON F.D. 1985: *Time-domain reflectometry field measurements of soil water content and electrical conductivity*. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 293-297.
- ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald- und Weidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-213.
- HANUS H., SÜSS H.J. & SCHURMANN G. 1972: *Einfluß von Lagerungsdichte, Ton- und Schluff- sowie Humusgehalt auf die Wassergehaltsbestimmung mit Neutronensonden*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 132, 4-16.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probestflächen an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- MARGL H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 17-26.
- MARKART G. & KOHL B. 1995: *Starkregensimulation und bodenphysikalische Kennwerte als Grundlage der Abschätzung von Abfluß- und Infiltrationseigenschaften alpiner Boden-/Vegetationseinheiten. Ergebnisse der Beregnungsversuche im Mustereionzugsgebiet Löhnersbach bei Saalbach in Salzburg*. FBVA-Berichte 89.
- MUTSCH F. 1995: *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte 87, 55-68.
- OTTO H.J. 1994: *Waldökologie*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- SMIDT S., LEITNER J. & HERMAN F. 1994: *Höhenprofile Achenkirch. Meßbericht 1993*. Meteorologische Messungen. FBVA, Institut für Immisionsforschung und Forstchemie, Bericht G3-1/1994.
- SMIDT S., LEITNER J., PAUSCH J., PLATTNER J. & HERMAN F. 1996: *Höhenprofile Achenkirch. Meßbericht 1994/95*. FBVA, Institut für Immisionsforschung und Forstchemie, Bericht G3-2/1996.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Wald- und Reinweideflächen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 177-200.
- TOPP G.C., DAVIES J.L. & ANNAN A.P. 1980: *Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in Coaxial Transmission Lines*. Water Resources Research 16, 574-582.

Verfasser: Mag. Karl Gartner
 Institut für Forstökologie
 Forstliche Bundesversuchsanstalt
 Seckendorff-Gudent-Weg 8
 A-1130 Wien

Beeinflussung der arbuskulären Mykorrhiza durch Beweidung an einem subalpinen Standort der Nordtiroler Kalkalpen

P.F. SCHWEIGER

Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck

Kurzfassung. Im Rahmen der Untersuchungen wurde auf dem Schulterberg nahe Achenkirch, Tirol, eine quantitative Analyse der Mykorrhizierung dominanter Pflanzenarten durchgeführt. Die Zielsetzung des Projektes war ein Vergleich der Mykorrhizierung von Pflanzen beweideter und unbeweideter Standorte. Wie die Untersuchungen ergaben, waren die Wurzelsysteme der erfaßten Pflanzenarten von arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiert. Im Vergleich zu Untersuchungen vergleichbarer Standorte waren die Werte für das Ausmaß der Mykorrhizierung relativ niedrig. Neben der Kolonisation der Wurzelsysteme mit arbuskulären Mykorrhizapilzen wurden in fast allen Wurzelsystemen dunkel septierte Pilze gefunden, von denen bekannt ist, daß sie auf manche Pflanzenarten wachstumsfördernd wirken können. Nur in einzelnen Fällen konnten signifikante Unterschiede im Ausmaß der Wurzelkolonisation zwischen beweideten und unbeweideten Flächen festgestellt werden. Diese Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß sich der auf dem Standort relativ geringe Weidedruck auf die mit den Pflanzen assoziierten Mykorrhizapilze kaum negativ auswirkt. Auch das Ausmaß der Wurzelkolonisation dunkel septierter Pilze war durch die Beweidung nicht beeinträchtigt.

Schlüsselworte: Arbuskuläre Mykorrhiza, Beweidung, dunkel septierter Pilz, Nordtiroler Kalkalpen

Abstract. [Influence of Grazing on Arbuscular Mycorrhizas of a Subalpine Site in the Northern Tyrolean Limestone Alps.] The degree of mycorrhization of dominant plant species on the Schulterberg near Achenkirch, the Tyrol, was examined. Root samples were taken from grazed and ungrazed plots. The root systems of the examined plant species were colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. The values obtained for the percentage of root length colonized were relatively low compared to values given in the literature for plant species from similar sites. Hardly any significant differences in the degree of mycorrhization between grazed and ungrazed plots could be shown. Based on these results, it can be concluded that the relatively low grazing pressure at the site has no measurable negative effect on the mycorrhizal fungi. In addition to colonization by arbuscular mycorrhizal fungi, most root systems were colonized by dark septate fungi. For a number of plant species, these fungi have also been shown to enhance plant growth. The degree of root colonization by the dark septate fungi was not affected by grazing.

Keywords: Arbuscular mycorrhiza, grazing, dark septate fungi, Northern Tyrolean Limestone Alps

1. Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen natürlicher Ökosysteme belegen die weltweite Verbreitung von Pflanzen in Assoziation mit Mykorrhizapilzen (BRUNDRETT 1991). Von den gegenwärtig sieben unterschiedenen Arten der Mykorrhiza (arbuskuläre Mykorrhiza, Ektomykorrhiza, ericoide Mykorrhiza, Orchideenmykorrhiza, arbutoide Mykorrhiza, monotropoide Mykorrhiza, Ectendomykorrhiza; REID 1990) ist die arbuskuläre Mykorrhiza die am weitesten verbreitete. Die arbuskuläre Mykorrhiza ist eine mutualistische Assoziation

zwischen Pilzen aus der Ordnung *Glomales* (*Zygomycetes*) einerseits und Pflanzenwurzeln andererseits. Ungefähr 50 % aller untersuchten Gefäßpflanzen bilden arbuskuläre Mykorrhiza aus (TRAPPE 1987). Die Verbreitung der arbuskulären Mykorrhiza, eingeteilt nach dem Vorkommen der Pflanzen in Vegetationen diversester Ökosysteme, wurde von BRUNDRETT (1991) zusammengefaßt. Vegetationen der gemäßigten Breitengrade unterscheiden sich voneinander in der Dominanz der ausgebildeten Mykorrhizatypen: während im borealen Nadelwald Ektomykorrhizabildner überwiegen, bilden die meisten Arten der temperaten Grasländer arbuskuläre Mykorrhiza aus.

Untersuchungen der Mykorrhizierung von Pflanzen an und oberhalb der subalpinen Waldgrenze im Bereich der nördlichen Kalkalpen und der Zentralalpen Europas ergaben, daß eine Großzahl der Pflanzen arbuskuläre Mykorrhiza ausbildeten (HASELWANDTER & READ 1980; READ & HASELWANDTER 1981; BLASCHKE 1991a). Studien vergleichbarer Standorte in Nordamerika (CURRAH & VAN DYK 1986; LESICA & ANTIBUS 1986) zeigten eine ähnlich weite Verbreitung der arbuskulären Mykorrhiza. Die Wurzeln der Mehrzahl der alpin vorkommenden Arten waren jedoch von einem dunkel septierten Pilz kolonisiert (CURRAH & VAN DYK 1986). Dieser Typ wurde schon von HASELWANDTER & READ (1980) bei zahlreichen Pflanzen der alpinen Vegetationsstufe Europas gefunden.

Die größte Bedeutung der arbuskulären Mykorrhiza liegt im Zusammenhang mit der Mineralstoffernährung der Pflanze. Wie in zahlreichen Topfexperimenten nachgewiesen wurde, führt eine Wurzelkolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen auf nährstoffarmen Böden zu einer erhöhten Nährstoffaufnahme, insbesondere von Phosphat (ABBOTT & ROBSON 1984). Im Gegenzug erhält der Pilz Kohlenhydrate von der Wirtspflanze. Während Wachstumssteigerungen der Pflanze infolge einer Mykorrhizabildung in Topfversuchen häufig nachgewiesen wurden, ist die Bedeutung der arbuskulären Mykorrhiza für Pflanzen im natürlichen Ökosystem noch nicht eindeutig geklärt (MALLOCH et al. 1980; FITTER 1989). In zwei Untersuchungen über die Wirkungsweise der arbuskulären Mykorrhiza in alpinen Vegetationen (FITTER 1986; MULLEN & SCHMIDT 1993) wurden teilweise widersprüchliche Ergebnisse erhalten. FITTER (1986) untersuchte die Wirkung der arbuskulären Mykorrhiza auf sechs alpine Graslandarten anhand der Phosphatkonzentration in den Blättern und deren Reaktion auf eine Reduktion des Ausmaßes der Wurzelkolonisation. An einem Standort führte eine Reduktion der Wurzelkolonisation wider Erwarten zu einem Anstieg der Phosphatkonzentration in den Blättern, während an einem anderen Standort eine gegenläufige Tendenz zu erkennen war. MULLEN & SCHMIDT (1993) beschrieben den jahreszeitlichen Verlauf von Wurzelkolonisation, Phosphataufnahme und Phänologie einer alpinen, krautigen Pflanze. Sie fanden einen positiven Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Arbuskeln (= jene Pilzstruktur in der Pflanzenwurzel, über deren Oberfläche der Nährstoffaustausch mit der Pflanze erfolgt) und einem An-

stieg der Phosphataufnahme in die Pflanze. Sie folgerten, daß der Nutzen einer Wurzelkolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt und am Anfang und gegen Ende der Wachstumsperiode besonders groß sei. Auch HOFMANN (1983) stellte jahreszeitliche Unterschiede in Höhe und Verlauf des Mykorrhizabesatzes und des Phosphatgehaltes im Sproß alpiner Pflanzenarten fest.

Beweidung führt zu einer Verringerung der pflanzlichen Blattfläche. Infolge dessen wird die Kohlenstoffmenge, die die Pflanze in die Wurzel investiert, reduziert. Die oft mit einer Beweidung einhergehende Reduktion der Wurzelkolonisation durch arbuskuläre Mykorrhizapilze wird zumeist mit einer Abnahme der für den Pilz zur Verfügung stehenden Menge an Kohlenhydrate erklärt (WALLACE 1981). Da der Pilz als obligater Symbiont auf Kohlenstoffverbindungen der Wirtspflanze angewiesen ist, wäre er durch eine Abnahme dieser Energiequelle negativ beeinflusst. Allerdings hat Beweidung nicht immer eine Reduktion im Ausmaß der Mykorrhizierung zur Folge. So fand WALLACE (1987) keinen Effekt von Beweidung auf die Wurzelkolonisation. Auch in der Untersuchung von TRENT et al. (1988) war der prozentuelle Anteil der kolonisierten Wurzellänge an der Gesamtwurzellänge durch Beweidung unbeeinflusst. Jedoch führte Beweidung zu einer Reduktion in der Wurzellänge pro Bodenvolumseinheit, sodaß unbeweidete Pflanzen ein längeres, mit arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiertes Wurzelsystem ausbildeten.

Waldweide galt früher als unverzichtbarer Teil der Berglandwirtschaft in Österreich. Die an die Almflächen angrenzenden Wälder werden allerdings auch heute noch teilweise zur Weide genutzt. Wegen der durch die Waldweide entstehenden Probleme (neben Tritt- und Schältschäden werden auch ca. 11 % der Verbißbelastungen in Österreichs Wäldern auf die Waldweidenutzung zurückgeführt) wird von behördlicher Seite eine Ablöse der Weiderechte angestrebt.

Die Zielsetzung dieses Projektes war eine quantitative Untersuchung der Mykorrhizierung von Pflanzen beweideter und unbeweideter Standorte. In Erweiterung des ursprünglichen Projektes wurden auch beweidete und unbeweidete Almweideflächen in unmittelbarer Nähe der Waldweidestandorte beprobt. Dieses Projekt ist als Beitrag zu den bereits durchgeführten ökosystemar ausgerichteten Studien auf diesen Untersuchungsflächen zu betrachten.

2. Material und Methoden

Die in diesem Projekt durchgeführten Untersuchungen wurden auf dem Schulterberg (11 ° 38 ' Breite; 47 ° 33 ' Länge) nahe Achenkirch, Tirol durchgeführt. Zur Untersuchung der Waldweideproblematik wurden Flächen eingezäunt, um einen Vergleich zwischen beweideten und unbeweideten Flächen zu ermöglichen. Die Flächen liegen im Bereich der aktuellen Waldgrenze in ungefähr 1640 m Seehöhe. Folgende fünf Untersuchungsflächen werden unterschieden:

- Fläche 1 Weide
- Fläche 2 Weide mit Weidezaun
- Fläche 3 Weide mit Wildzaun
- Fläche 4 Waldweide
- Fläche 5 Waldweide mit Weidezaun

Fläche 1 ist mit der von SOBOTIK & POPPELBAUM (1995) beschriebenen Reinweide ident, Fläche 2 mit der im Bereich der Reinweide gelegenen Weidezaunfläche, Fläche 3 mit der Wildzaunfläche, Fläche 4 mit der Waldweide und Fläche 5 mit der im Bereich der Waldweide gelegenen Weidezaunfläche. Die quantitative Analyse der Mykorrhizierung dominanter Pflanzenarten wurde an den folgenden sechs Grasarten durchgeführt:

Agrostis tenuis (Gewöhnliches Straußgras),
Anthoxanthum odoratum (Gewöhnliches Ruchgras),
Deschampsia cespitosa (Gewöhnliche Rasenschmiele),
Festuca rubra (Gewöhnlicher Rot-Schwingel),
Nardus stricta (Bürstling),
Poa alpina (Alpen-Rispengras).

Die Auswahl der Pflanzenarten basierte auf vegetationskundlichen Daten, die uns von Frau Dr. Sobotik (Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein, 8952 Irdning) zur Verfügung gestellt wurden. Wurzelsysteme einzelner Pflanzenindividuen wurden an drei Terminen (28./29.6., 24./25.8. und 18.10.1994) mit einer Handschaufel aus sechs willkürlich ausgewählten, ungefähr 4 m² großen Probenflächen pro Untersuchungsfläche ausgegraben. Die Wurzeln wurden händisch aus der sie umgebenden Erde herausgewaschen. Die in 1-3 cm lange Stücke geschnittenen Wurzeln wurden für ungefähr sechs Stunden in 10 % KOH bei 50 ° C in einem Wasserbad belassen. Die danach mit 10fach verdünnter konzentrierter HCl leicht angesäuerten Wurzeln wurden mit einer 0,1 %igen Methylenblau Lösung in Lactoglycerol (Milchsäure : Glycerin : Wasser = 1,1 : 1 : 1,7 volumsmengenmäßig) angefärbt (leicht modifiziert

nach GAZEY et al. 1992). Mit den angefärbten Wurzelstücken wurden auf Objektträgern Präparate in 50 %igem Glycerin hergestellt. Die Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades erfolgte an Hand der von MCGONIGLE et al. (1990) beschriebenen Methode im Durchlichtmikroskop (Reichert-Jung POLYVAR) bei 100facher Vergrößerung.

Aufgrund des Musters der Vegetationsdecke der Untersuchungsflächen auf dem Schulterberg, welches durch das kleinflächige Muster aus Mulden und Buckeln bedingt ist (SOBOTIK & POPPELBAUM 1995), wurden am 27.7.1995 weitere Proben gezogen. Mögliche Unterschiede im Grad der Mykorrhizierung zwischen einer Reihe von Vertretern der verschiedenen Pflanzenassoziationen sollten dabei herausgearbeitet werden. Insgesamt 22 Rasenziegel über die fünf Untersuchungsflächen verteilt wurden von sowohl Buckeln als auch von Mulden entnommen und wie oben beschrieben verarbeitet.

Die statistische Auswertung der Daten über den Mykorrhizierungsgrad der Pflanzenwurzeln (angegeben als prozentueller Anteil der kolonisierten Wurzellänge an der Gesamtwurzellänge) erfolgte an den arcsin-transformierten Werten mittels t-Test, einfaktorieller Varianzanalyse und einfach mehrfaktorieller Varianzanalyse mit Kovariaten. Alle Verfahren wurden mit Hilfe von SPSS durchgeführt. Mit dem 'Tukey HSD'-Test wurde das Vorhandensein statistisch signifikanter Unterschiede getestet.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kolonisation dominanter Grasarten

Wie aus den Tabellen 1a, 1b und 1c hervorgeht, waren die Wurzeln der sechs über den jahreszeitlichen Verlauf hin untersuchten Grasarten von arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiert. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit Erkenntnissen aus anderen, in der subalpinen oder alpinen Vegetationsstufe durchgeführten Untersuchungen (HASELWANDTER & READ 1980; FITTER 1986; LESICA & ANTIBUS 1986; ALLEN et al. 1987). Allein in der Studie von CURRAH & VAN DYK (1986) waren die meisten Pflanzenarten mit anderen Pilzen als mit arbuskulären Mykorrhizapilzen assoziiert. Die in diesem Projekt für das Ausmaß der arbuskulären Wurzelkolonisation erhobenen Werte liegen hauptsächlich im Bereich von 10 bis ungefähr 35 % des mit Mykorrhizapilzen kolonisierten

Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem. Diese Werte können im Vergleich zu Werten aus Studien vergleichbarer Standorte (READ & HASELWANDTER 1981; BLASCHKE 1991a) durchwegs als relativ niedrig angesehen werden. Für vier Grasarten auf Carbonat beschrieb BLASCHKE (1991a) eine durchschnittliche Mykorrhizierung im Bereich von 60 bis 100 %. Die von READ & HASELWANDTER (1981) gefundenen Werte lagen auch etwas über den in dieser Untersuchung erhobenen Werten und stimmen größenordnungsmäßig mit den Daten von BLASCHKE (1991a) überein.

Unterschiede im Ausmaß der Mykorrhizierung zwischen den Untersuchungsflächen als eine mögliche Folge von Beweidung lassen sich nur in wenigen Fällen nachweisen. Am häufigsten finden sich diese Unterschiede in den im August entnommenen Proben. Auf den auf der Weide außerhalb des Waldes gelegenen Untersuchungsflächen läßt sich möglicherweise eine sehr schwache Abnahme der Mykorrhizierung mit einer Abnahme des Weidedrucks erkennen. Ein ebenso schwacher gegenläufiger Trend zeichnet sich auf den in der Waldweide gelegenen Untersuchungsflächen ab. Aufgrund der hohen Streuung der Werte läßt sich jedoch keine zuverlässige Aussage über etwaige Trends treffen.

In anderen Untersuchungen, die die Auswirkung von Beweidung auf die Mykorrhizierung zum Thema hatten, finden sich ebenfalls widersprüchliche Ergebnisse. So fanden TRENT et al. (1988) keine Auswirkung von Beweidung auf die Mykorrhizierung, während BETHLENFALVAY & DAKESSIAN (1984) eine Abnahme feststellen konnten. WALLACE (1981) fand sogar einen Anstieg im Ausmaß der Mykorrhizierung als Folge von Beweidung. Ein Großteil der schon durchgeführten Studien beschreibt jedoch eine schwach negative bis gar keine Auswirkung der Beweidung auf die Mykorrhizierung (REECE & BONHAM 1978; WALLACE 1987), es sei denn, daß der Weidedruck extrem erhöht wird (BETHLENFALVAY et al. 1985). Beweidung könnte jedoch durch Veränderung der pflanzlichen Zusammensetzung eines Bestands das Ausmaß der Mykorrhizierung eines Pflanzenbestands beeinflussen (ABBOTT & ROBSON 1991), doch fehlen zur Bestätigung dieser Theorie noch Untersuchungen. GEHRING & WHITHAM (1994) werfen die entgegengesetzte Frage auf, ob nicht arbuskuläre Mykorrhizapilze durch Interaktionen mit pilzlichen Endophyten des Pflanzensprosses einen entscheidenden Einfluß auf das Ausmaß der Beweidung ausüben. Diese Hypothese bedarf allerdings noch einiger eingehender Untersuchungen.

Die sechs untersuchten Grasarten zeigen auch untereinander nur geringfügige Unterschiede im Mykorrhizierungsgrad. Auch bei diesem Vergleich werden Unterschiede durch die große Streuung der Werte möglicherweise verdeckt. Das Gewöhnliche Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) wies fast durchgehend niedrigere Werte für die Mykorrhizierung auf, während der Bürstling (*Nardus stricta*) höhere Werte aufwies. In der Untersuchung von READ & HASELWANDTER (1981) wies das Gewöhnliche Ruchgras auch etwas niedrigere Werte als der Bürstling auf, doch wurden in der Studie nur zwei Standorte des Bürstlings untersucht.

Der Nutzen einer Wurzelkolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen für Pflanzen scheint jahreszeitlichen Schwankungen zu unterliegen (MULLEN & SCHMIDT 1993). Dies wird auch in Schwankungen im Ausmaß der Mykorrhizierung widerspiegelt (HOFMANN 1983). Für die in dieser Studie untersuchten Arten finden sich über den jahreszeitlichen Verlauf nur geringfügige Unterschiede in der Wurzelkolonisation (Tabelle 2). Der von ALLEN et al. (1987) für vier Grasarten beschriebene Trend einer Abnahme der Wurzelkolonisation von Juli bis September konnte in dieser Untersuchung nicht bestätigt werden.

Neben der Kolonisation der Wurzelsysteme mit arbuskulären Mykorrhizapilzen wurden auch in fast allen Wurzelsystemen Hyphen und Mikrosklerotien vom dunkel septierten (DS) Typus gefunden (Tabellen 3a, 3b und 3c). Bei dieser Pilz-Pflanzenwurzel-Assoziation scheint es sich auch um eine zumindest für manche Pflanzenarten mutualistische Assoziation zu handeln (siehe HASELWANDTER & READ 1982). Dieser Typ war in den von CURRAH & VAN DYK (1986) untersuchten Pflanzenarten häufiger als die arbuskuläre Mykorrhiza. In der vorliegenden Studie lag das Ausmaß der Wurzelkolonisation mit dem DS Typus hauptsächlich im Bereich von 10 bis 30 % des Gesamtwurzelsystems und war somit ungefähr gleich hoch bzw. geringfügig niedriger als das Ausmaß der Wurzelkolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen. Zwischen den Untersuchungsflächen fanden sich kaum Unterschiede im Auftreten des DS Typus, hingegen zeigte ein Vergleich der Arten einer Untersuchungsfläche untereinander fast konstant höhere Werte für den Gewöhnlichen Rot-Schwengel (*Festuca rubra*). Auch die für das Alpen-Rispengras (*Poa alpina*) erhobenen Werte scheinen im Vergleich mit den restlichen Arten etwas höher zu sein. Bei diesen beiden Arten traten auch signifikante jahreszeitliche Schwankungen auf (Tabelle 4), wobei die Werte ten-

denziell zum Herbst zu anstiegen. Da die generelle Bedeutung der Assoziation von Pflanzenwurzeln mit Pilzen vom DS Typus nicht bekannt ist, können die gefundenen jahreszeitlichen Schwankungen nur schwer interpretiert werden. Es wäre jedoch möglich, daß ähnlich wie bei der arbuskulären Mykorrhiza der Nutzen dieser Assoziation für die Pflanze vor der winterlichen Ruheperiode besonders groß ist.

3.2 Kolonisation von Pflanzenarten verschiedener Pflanzenassoziationen

Im Rahmen der Analyse der Mykorrhizierung der in den Untersuchungsflächen vorkommenden Arten wurden auch 22 Rasenziegel entnommen und alle darin wurzelnden Pflanzenarten auf das Ausmaß der Wurzelkolonisation hin untersucht (Tabelle 5). Insgesamt wurden die gefundenen Wurzeln in 43 verschiedene Gruppen unterteilt, von denen 39 eindeutig einer Pflanzenart zuzuordnen waren. Die restlichen vier Gruppen konnten nur jeweils einer Gattung zugeordnet werden. Manche Arten kamen nur ein einziges Mal in den 22 Rasenziegeln vor, während der Gewöhnliche Rot-Schwengel in jedem Rasenziegel gefunden wurde (Tabelle 6). Aus Tabelle 6 ist weiters zu sehen, daß die Arten sich in der mittleren Wurzelkolonisation stark voneinander unterscheiden. So wurde keine Wurzelkolonisation in den drei Wurzelproben der Gattung *Luzula* gefunden, während die mittlere Wurzelkolonisation von *Plantago alpina* an die 70 % betrug.

In Übereinstimmung mit Daten aus der Literatur (BRUNDRETT 1991; PEAT & FITTER 1993) waren die Wurzelsysteme der Gattungen *Carex* und *Luzula* äußerst schwach bis gar nicht von arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiert. Arten der Gattung *Carex* bildeten karotten-ähnliche Wurzeln aus (siehe HASELWANDTER & READ 1982; BLASCHKE 1991b), in denen relativ gehäuft Wurzelkolonisation zu beobachten war. Neben den Gattungen *Carex* und *Luzula* (die den Pflanzenfamilien der *Cyperaceae* bzw. *Juncaceae* angehören) bildeten auch die Vertreter der *Caryophyllaceae* nur wenig Wurzelkolonisation aus. Das Auftreten von nicht mykorrhizierten Pflanzen kann teilweise dadurch erklärt werden, daß diese Pflanzen bevorzugt in Ökosystemen wachsen, in denen entweder keine Mykorrhizapilze vorkommen oder in denen die Umweltbedingungen für die Mykorrhizapilze schlecht sind (PEAT & FITTER 1993). Das kann für die vorliegende Studie ausgeschlossen werden, da neben den äußerst schwach kolonisierten Pflanzen andere Arten mit stark

ausgeprägter Wurzelkolonisation gefunden wurden (siehe z.B. Rasenziegel 8 in Tabelle 5). Es ist also anzunehmen, daß die nicht oder nur äußerst schwach mykorrhizierten Arten die Mykorrhizapilze aktiv ausschließen können. Als Erklärung dafür sind sowohl chemische (durch Produktion fungistatischer Verbindungen; BRUNDRETT 1991) als auch physische Methoden (durch strukturelle Veränderungen der Zellwand) vorgeschlagen worden (PEAT & FITTER 1993).

Die erhobenen Werte für das Ausmaß der Wurzelkolonisation sind mit Werten von Untersuchungen ähnlicher Standorte vergleichbar bzw. etwas niedriger (READ & HASELWANDTER 1981; BLASCHKE 1991a). Eine statistische Auswertung der Daten zeigt, daß ein Großteil der vorhandenen Varianz dadurch erklärt werden kann, daß die verschiedenen Arten in verschiedenen hohem Ausmaß mykorrhiziert sind ($p < 0,001$). Auch die Untersuchungsfläche, von der der Rasenziegel entnommen wurde trägt zur Erklärung der vorhandenen Varianz signifikant bei ($p = 0,003$), ebenso wie die Information, ob die Probe von einem Buckel oder einer Mulde stammt ($p < 0,001$). Ein großer Anteil der Varianz kann durch eine Auftrennung der Werte in Monokotyle und Dikotyle erklärt werden ($p < 0,001$). Eine zusätzliche Auftrennung der Daten nach der Geländestruktur, von der die Probe stammt (ob Buckel oder Mulde) trägt signifikant zur Erklärung der Varianz bei ($p = 0,002$), wobei die Wurzelkolonisation auf Buckelstandorten generell etwas höher ist. Eine Unterscheidung nach den Untersuchungsflächen erklärt die vorhandene Varianz nicht signifikant besser ($p = 0,065$). Läßt man hingegen die Werte für die Arten der *Cyperaceae* und der *Juncaceae* aus dem Datensatz der Monokotylen aus, so trägt eine Unterscheidung nach den Untersuchungsflächen etwas besser zur Erklärung der vorhandenen Varianz bei ($p = 0,057$).

Eine Analyse der neun am häufigsten vorgefundenen Arten zeigt, daß auch hier ein Großteil der Varianz durch Unterschiede im Ausmaß der Wurzelkolonisation der verschiedenen Arten erklärt werden kann ($p < 0,001$). Vergleicht man die Arten hinsichtlich der von ihnen ausgebildeten Wurzelkolonisation miteinander (Tabelle 7), so finden sich signifikante Unterschiede ($p < 0,05$; Tukey HSD-Test). Auch bei diesem Datensatz kann ein Großteil der Varianz durch eine Unterteilung der Arten in Monokotyle und Dikotyle erklärt werden ($p < 0,001$). Ebenfalls tragen neben den arteigenen Unterschieden die Untersuchungsfläche ($p = 0,007$) und die kleinräumige Geländestruktur ($p = 0,002$), signifikant zur Erklärung der Varianz bei.

Literatur

- ABBOTT L.K. & ROBSON A.D. 1984: *The effect of VA mycorrhizae on plant growth*. In: POWELL C.L. & BAGYARAI D.J. (Hrsg.): *VA Mycorrhiza*. Boca Raton, Florida, CRC Press, 113-130.
- ABBOTT L.K. & ROBSON A.D. 1991: *Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35, 121-150.
- ADLER W., OSWALD K. & FISCHER R. 1994: *Exkursionsflora von Österreich*. FISCHER M.A. (Hrsg.). Stuttgart, Wien, Ulmer.
- ALLEN E.B., CHAMBERS J.C., CONNOR K.F., ALLEN M.F. & BROWN R.W. 1987: *Natural reestablishment of mycorrhizae in disturbed alpine ecosystems*. *Arctic and Alpine Research* 19, 11-20.
- BETHLENFALVAY G.J. & DAKESSIAN S. 1984: *Grazing effects on mycorrhizal colonization and floristic composition of the vegetation on a semiarid range in northern Nevada*. *Journal of Range Management* 37, 312-316.
- BETHLENFALVAY G.J., EVANS R.A. & LESPERANCE A.L. 1985: *Mycorrhizal colonization of crested wheatgrass as influenced by grazing*. *Agronomy Journal* 77, 233-236.
- BLASCHKE H. 1991a: *Distribution, mycorrhizal infection, and structure of roots of calcicole floral elements at treeline, Bavarian Alps, Germany*. *Arctic and Alpine Research* 23, 444-450.
- BLASCHKE H. 1991b: *Multiple mycorrhizal associations of individual calcicole host plants in the alpine grass-heath zone*. *Mycorrhiza* 1, 31-34.
- BRUNDRETT M. 1991: *Mycorrhizas in natural ecosystems*. *Advances in Ecological Research* 21, 171-313.
- CURRAH R.S. & VAN DYK M. 1986: *A survey of some perennial vascular plant species native to Alberta for occurrence of mycorrhizal fungi*. *Canadian Field-Naturalist* 100, 330-342.
- FITTER A.H. 1986: *Effect of Benomyl on leaf phosphorus concentration in alpine grasslands: a test of mycorrhizal benefit*. *New Phytologist* 103, 767-776.
- FITTER A.H. 1989: *The role and ecological significance of vesicular-arbuscular mycorrhizas in temperate ecosystems*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 29, 137-151.
- GAZEY C., ABBOTT L.K. & ROBSON A.D. 1992: *The rate of development of mycorrhizas affects the onset of sporulation and production of external hyphae by two species of Acaulospora*. *Mycological Research* 96, 643-650.
- GEHRING C.A. & WHITHAM T.G. 1994: *Interactions between aboveground herbivores and the mycorrhizal mutualists of plants*. *Trends in Ecology and Evolution* 9, 7.
- HASELWANDTER K. & READ D.J. 1980: *Fungal associations of roots of dominant and sub-dominant plants in high-alpine vegetation systems with special reference to mycorrhiza*. *Oecologia* 45, 57-62.
- HASELWANDTER K. & READ D.J. 1982: *The significance of a root-fungus association in two Carex species of high-alpine plant communities*. *Oecologia* 53, 352-354.
- HOFMANN A. 1983: *Die vesikular-arbuskulare Mykorrhiza in einer alpinen Grasheide und ihre Beziehung zum Phosphorhaushalt der Wirtspflanzen*. Dissertation Universität Innsbruck.
- LESICA P. & ANTIBUS R.K. 1986: *Mycorrhizae of alpine fell-field communities on soils derived from crystalline and calcareous parent materials*. *Canadian Journal of Botany* 64, 1691-1697.
- MALLOCH D.W., PIROZYNSKI K.A. & RAVEN P.H. 1980: *Ecological and evolutionary significance of mycorrhizal symbioses in vascular plants (A Review)*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 77, 2113-2118.
- MCGONIGLE T.P., MILLER M.H., EVANS D.G., FAIRCHILD G.L. & SWAN J.A. 1990: *A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi*. *New Phytologist* 115, 495-501.
- MULLEN R.B. & SCHMIDT S.K. 1993: *Mycorrhizal infection, phosphorus uptake, and phenology in Ranunculus adoneus: implications for the functioning of mycorrhizae in alpine systems*. *Oecologia* 94, 229-234.
- PEAT H.J. & FITTER A.H. 1993: *The distribution of arbuscular mycorrhizas in the British flora*. *New Phytologist* 125, 845-854.
- READ D.J. & HASELWANDTER K. 1981: *Observations on the mycorrhizal status of some alpine plant communities*. *New Phytologist* 88, 341-352.
- REECE P.E. & BONHAM C. 1978: *Frequency of endomycorrhizal infection in grazed and ungrazed blue grama plants*. *Journal of Range Management* 31, 149-151.
- REID C.P.P. 1990: *Mycorrhizas*. In: LYNCH J. (Hrsg.): *The rhizosphere*. Chichester, John Wiley & Sons, 281-315.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Wald- und Reinweidflächen der Nordtiroler Kalkalpen*. In: HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.): *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*. FBVA Berichte 87, 177-200.
- TRAPPE J.M. 1987: *Phylogenetic and ecologic aspects of mycotrophy in the Angiosperms from an evolutionary standpoint*. In: SAIFIR G.R. (Hrsg.): *Ecophysiology of VA mycorrhizal plants*. Boca Raton, Florida, CRC Press, 5-25.
- TRENT J.D., WALLACE L.L., SVEJCAR T.J. & CHRISTIANSEN S. 1988: *Effect of grazing on growth, carbohydrate pools, and mycorrhizae in winter wheat*. *Canadian Journal of Plant Sciences* 68, 115-120.
- WALLACE L.L. 1981: *Growth, morphology and gas exchange of mycorrhizal and nonmycorrhizal Panicum coloratum L., a C₄ grass species, under different clipping and fertilization regimes*. *Oecologia* 49, 272-278.
- WALLACE L.L. 1987: *Mycorrhizas in grasslands: interactions of ungulates, fungi and drought*. *New Phytologist* 105, 619-632.

Verfasser: Dr. P. Schweiger
 Institut für Mikrobiologie
 Universität Innsbruck
 Technikerstraße 25
 A-6020 Innsbruck

Anhang

Tab. 1a:

Mykorrhizakolonisation im Juni 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	*	*	*	*	*
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	19,66ax $\pm 10,83$	17,5ax $\pm 8,47$	14,44ax $\pm 10,93$	14,82ax $\pm 9,01$	13,29ax $\pm 7,38$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	17,71ax $\pm 14,39$	19,43ax $\pm 14,65$	17,81ax $\pm 15,17$
<i>Festuca rubra</i>	27,91axy $\pm 15,87$	28,03ax $\pm 12,2$	30,04ax $\pm 13,71$	24,36ax $\pm 16,53$	12,71ax $\pm 3,74$
<i>Nardus stricta</i>	35,26axy $\pm 6,52$	36,6ax $\pm 16,88$	38,54ax $\pm 18,77$	24,55ax $\pm 21,01$	#
<i>Poa alpina</i>	43,7ay $\pm 12,64$	33,68abx $\pm 14,77$	32,2abx $\pm 15,42$	27,06abx $\pm 9,08$	23,4bx $\pm 5,95$

* keine Probenahme

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 1b:

Mykorrhizakolonisation im August 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	29,68ax $\pm 15,32$	27,37axy $\pm 12,97$	14,52ax $\pm 5,2$	13,49ax $\pm 8,8$	16,81ax $\pm 11,49$
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	19,69ax $\pm 9,98$	16,95aby $\pm 5,74$	#	5,75bcx $\pm 4,46$	2,74cx $\pm 2,32$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	#	17,57ax $\pm 11,42$	19,76ax $\pm 10,22$
<i>Festuca rubra</i>	22,31abx $\pm 11,32$	27,69axy $\pm 6,97$	15,83abx $\pm 9,6$	7,82bx $\pm 3,6$	16,28abx $\pm 13,8$
<i>Nardus stricta</i>	37,48ax $\pm 8,34$	34,19ax $\pm 8,62$	23,79abx $\pm 5,12$	10,83bx $\pm 7,21$	#
<i>Poa alpina</i>	27,16abx $\pm 8,87$	38,56ax $\pm 3,83$	20,59bx $\pm 11,84$	14,3bx $\pm 3,25$	26,65abx $\pm 9,42$

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 1c:

Mykorrhizakolonisation im Oktober 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	21,05axy $\pm 9,41$	41,65ax $\pm 10,79$	20,04ax $\pm 12,25$	26,83ax $\pm 16,18$	24,51ax $\pm 17,45$
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	15,36ay $\pm 11,84$	29,0ax $\pm 21,64$	#	6,74ax $\pm 5,18$	14,52ax $\pm 11,47$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	49,65ax $\pm 11,97$	39,82abx $\pm 9,02$	20,65bx $\pm 12,39$
<i>Festuca rubra</i>	35,7ax $\pm 16,47$	37,61ax $\pm 25,59$	28,24ax $\pm 14,63$	26,41ax $\pm 23,29$	32,42ax $\pm 11,89$
<i>Nardus stricta</i>	39,57ax $\pm 6,71$	35,84ax $\pm 10,71$	#	34,96ax $\pm 20,24$	37,29ax $\pm 16,26$
<i>Poa alpina</i>	13,33ay $\pm 4,74$	22,95ax $\pm 12,79$	19,14ax $\pm 25,48$	19,19ax $\pm 12,94$	17,32ax $\pm 10,81$

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.
Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 2:

Wahrscheinlichkeit von signifikanten Unterschieden in der Mykorrhizainfektion der einzelnen Arten zwischen den Beprobungsterminen im Juni, August und Oktober 1994. ns.: nicht signifikante Unterschiede.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	ns	p=0,07	ns	ns	ns
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	ns	ns	ns	ns	p=0,067
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	ns	p=0,058	p<0,05	ns
<i>Festuca rubra</i>	ns	ns	ns	ns	p=0,055
<i>Nardus stricta</i>	ns	ns	ns	p=0,084	ns
<i>Poa alpina</i>	p<0,05	p=0,078	ns	ns	ns

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Tab. 3a:

DS-Kolonisation im Juni 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	*	*	*	*	*
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	7,82ax $\pm 9,76$	14,44ax $\pm 8,08$	13,59ax $\pm 20,04$	14,86ax $\pm 11,47$	24,08ax $\pm 21,06$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	12,01ax $\pm 10,12$	23,0ax $\pm 17,94$	18,25ax $\pm 10,89$
<i>Festuca rubra</i>	20,67ax $\pm 8,61$	20,89ax $\pm 11,38$	24,55ax $\pm 15,55$	29,32ax $\pm 9,14$	24,02ax $\pm 23,37$
<i>Nardus stricta</i>	13,9ax $\pm 7,66$	13,78ax $\pm 7,49$	12,54ax $\pm 3,5$	22,92ax $\pm 20,66$	#
<i>Poa alpina</i>	25,54ax $\pm 13,8$	22,18ax $\pm 15,53$	21,81ax $\pm 16,67$	19,02ax $\pm 15,98$	35,8ax $\pm 19,27$

* keine Probenahme

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 3b:

DS-Kolonisation im August 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	7,71ayz $\pm 9,58$	15,16ay $\pm 11,7$	11,45ay $\pm 11,16$	14,72ax $\pm 18,89$	16,8ax $\pm 22,42$
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4,31az $\pm 5,03$	14,74ay $\pm 6,99$	#	22,24ax $\pm 18,45$	15,01ax $\pm 4,79$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	#	8,18ax $\pm 6,81$	12,58ax $\pm 9,6$
<i>Festuca rubra</i>	33,08ax $\pm 20,92$	37,14ax $\pm 14,32$	40,62ax $\pm 11,07$	17,83ax $\pm 11,79$	34,88ax $\pm 28,65$
<i>Nardus stricta</i>	16,33axyz $\pm 15,69$	21,77axy $\pm 7,4$	9,64ay $\pm 7,4$	8,53ax $\pm 7,16$	#
<i>Poa alpina</i>	30,47abxy $\pm 15,57$	29,46abxy $\pm 11,6$	49,34ax $\pm 12,59$	9,82bx $\pm 7,07$	24,52abx $\pm 36,5$

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 3c:

DS-Kolonisation im Oktober 1994 (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem). Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für $n = 6$.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	12,99ay $\pm 9,69$	25,0ayz $\pm 14,35$	7,19ay $\pm 5,1$	22,26axy $\pm 16,59$	13,89az $\pm 10,77$
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	10,42by $\pm 6,19$	15,33bz $\pm 11,01$	#	39,39abxy $\pm 23,7$	57,3ax $\pm 18,94$
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	#	5,68ay $\pm 2,3$	18,74axy $\pm 9,78$	26,43axyz $\pm 11,89$
<i>Festuca rubra</i>	45,98ax $\pm 21,49$	48,14ax $\pm 7,63$	43,2ax $\pm 12,09$	55,3ax $\pm 18,16$	56,1axy $\pm 14,72$
<i>Nardus stricta</i>	30,82axy $\pm 17,33$	16,69az $\pm 7,73$	#	14,55ay $\pm 15,79$	18,95ayz $\pm 9,97$
<i>Poa alpina</i>	40,52axy $\pm 10,83$	43,49axy $\pm 15,16$	26,81axy $\pm 10,26$	38,73axy $\pm 25,63$	49,81axy $\pm 27,69$

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Werte von gleichen Buchstaben gefolgt sind nicht signifikant voneinander verschieden. Die Buchstaben a, b und c bezeichnen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen; die Buchstaben x, y und z Unterschiede zwischen den Arten innerhalb einer Untersuchungsfläche.

Tab. 4:

Wahrscheinlichkeit von signifikanten Unterschieden in der Wurzelkolonisation der einzelnen Arten mit dunkel septiertem Pilz zwischen den Beprobungsterminen im Juni, August und Oktober 1994. ns.: nicht signifikante Unterschiede.

	Weide	Weide mit Weidezaun	Weide mit Wildzaun	Waldweide	Waldweide mit Weidezaun
<i>Agrostis tenuis</i>	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	ns	ns	ns	ns	p<0,05
<i>Deschampsia cespitosa</i>	#	ns	ns	ns	ns
<i>Festuca rubra</i>	p=0,081	p<0,05	p=0,058	p<0,05	ns
<i>Nardus stricta</i>	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Poa alpina</i>	ns	p=0,078	p<0,05	p=0,071	ns

kam in weniger als drei der Probenflächen pro Untersuchungsfläche vor.

Tab. 5:
Wurzelkolonisation (prozentueller Anteil des kolonisierten Teiles des Wurzelsystems am Gesamtwurzelsystem) der in den am 27.7.1995 entnommenen Rasenziegeln vorkommenden Arten.

Pflanzenart	1 M	2 B	3 B	4 B	5 M	6 B	7 M	8 B	9 M	10 B	11 B	12 M	13 B	14 M	15 B	16 M	17 B	18 M	19 B	20 M	21 M	22 B
<i>Ranunculus montanus</i>		72,2			23,0	46,9		86,2	60,4	83,3							73,6					
<i>Stallaria nemorum</i>														1,9								
<i>Cerastium caespitosum</i>	25,4		46,7																			1,3
<i>Silene vulgaris</i>															8,1							
<i>Potentilla erecta</i>			84,1					54,8				14,5	40,3						61,1			
<i>Potentilla alpestris</i>										84,1												
<i>Potentilla aurea</i>	54,3			46,6					56,2	40,7								42,7				53,1
<i>Potentilla</i> sp.														71,4	48,3							
<i>Alchemilla alpina</i>			28,0																38,6			
<i>Alchemilla monticola</i>										70,8		53,3				43,0						
<i>Alchemilla</i> sp.										38,8												59,3
<i>Trifolium pratense</i>			63,6					90,9			89,0				36,1							91,3
<i>Lotus comiculatus</i>		43,5																				
<i>Ligusticum mutellina</i>					37,0					42,9												
<i>Viola biflora</i>					9,5	20,6			39,3	50,7							38,0			17,5		
<i>Soldanella alpina</i>	28,1	30,9	12,2	63,2	15,5	29,9		31,5	64,0								34,6				14,3	
<i>Gentiana verna</i>																						28,6
<i>Galium pumilum</i>										52,3	56,1											18,2
<i>Veronica chamaedrys</i>														3,8								
<i>Plantago alpina</i>	69,9		69,7		65,0		66,1	82,9	87,1		85,5		49,1		62,9		57,9	88,9		52,6	65,5	
<i>Thymus praecox</i>			56,7	75,5		34,6		68,3			55,0								14,2			48,9
<i>Campanula scheuchzeri</i>		26,1			21,1							34,6			15,5	25,7					2,4	
<i>Homogyne alpina</i>		59,7	74,6			51,8	21,2		50,0		10,3	4,9		44,4	10,2	14,1						
<i>Carlina acaulis</i>											64,7									18,0		
<i>Leontodon hispidus</i>		72,4	30,6		32,4			84,5			55,7	43,8	48,8		75,3	34,0		33,3			49,1	
<i>Aposeris foetida</i>	41,4	62,8	69,1	65,0	54,1			74,0	48,3	52,2	65,6	56,3			75,0	47,0	61,9			52,9		
<i>Crepis aurea</i>															47,8			38,7				
<i>Luzula albida</i>													0,0							0,0		
<i>Luzula</i> sp.								0,0														
<i>Carex ornithopoda</i>		1,7	1,4					0,6		3,5	2,1					1,4		0,0		0,0		0,0
<i>Carex flacca</i>												8,5	0,0									
<i>Carex ferruginea</i>			0,9	1,3																	0,0	
<i>Carex sylvatica</i>		7,3														1,4						
<i>Carex pallescens</i>																0,8						
<i>Carex</i> sp.		1,1				0,0												0,0				
<i>Festuca rubra</i>	47,6	34,7	4,3	17,4	12,9	24,7	21,7	31,5	22,9	41,5	17,7	4,7	39,8	15,7	15,5	5,3	32,0	21,9	2,5	3,0	0,0	28,6
<i>Poa alpina</i>	15,7							38,1		15,0					5,6						5,0	25,9
<i>Briza media</i>					16,7	0,0																
<i>Deschampsia cespitosa</i>	17,0	49,0			21,0	21,4	14,6	37,7	61,0	53,4	49,4		8,7	1,9	13,0	25,8	27,2	52,1		2,0	8,3	
<i>Anthoxanthum</i> sp.					16,1																	
<i>Agrostis tenuis</i>	19,6	52,1	17,0	36,0	16,0	23,8	26,7	20,7	20,3	39,0	49,3	36,4	15,7	26,2	4,7	4,1		27,2	14,6	5,1	1,0	
<i>Phleum commutatum</i>												10,1										
<i>Nardus stricta</i>	73,3			40,4			45,6					8,8	26,2		45,9	17,4		30,3	34,0		3,5	45,1

Rasenziegel 1, 2, 3, 5 und 6 befanden sich in der Untersuchungsfläche ‚Waldweide mit Weidezaun‘; Rasenziegel 4, 7, 8, 9 und 10 wurden der Untersuchungsfläche ‚Waldweide‘ entnommen; Rasenziegel 11, 12, 13 und 14 wurden der Untersuchungsfläche ‚Weide mit Wildzaun‘ entnommen; Rasenziegel 15, 16, 17 und 18 wurden der Untersuchungsfläche ‚Weide‘ entnommen; Rasenziegel 19, 20, 21 und 22 wurden der Untersuchungsfläche ‚Weide mit Weidezaun‘ entnommen.

Die Blockbuchstaben direkt unterhalb der Rasenziegelbezeichnung beschreiben die kleinräumige Geländestruktur (M = Mulde und B = Buckel).

Nomenklatur der Pflanzen nach ADLER et al. (1994).

Tab. 6:
Deskriptive Statistik der Wurzelkolonisation der in den am 27.7.1995 entnommenen Rasenziegeln vorkommenden Arten.

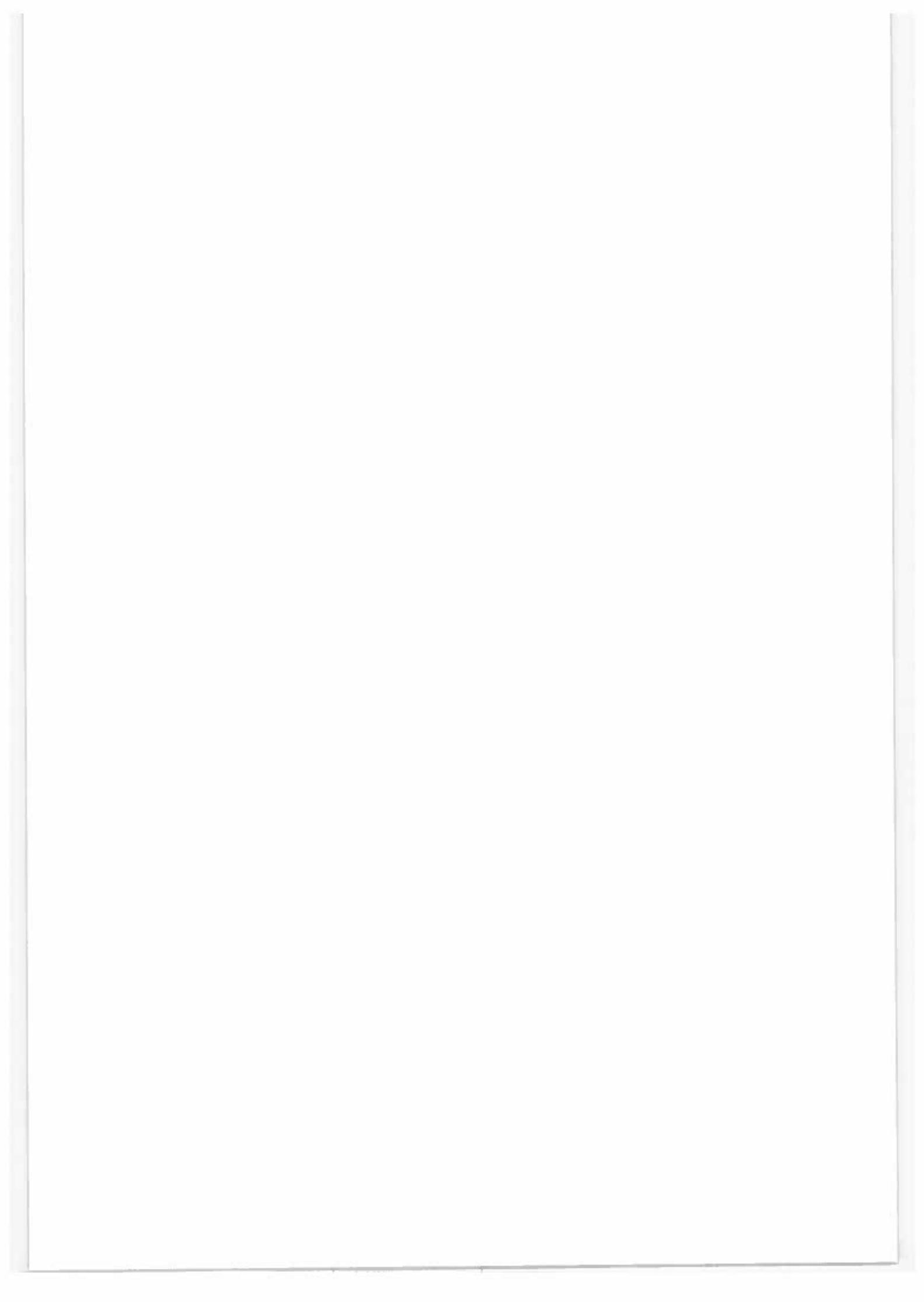
Pflanzenart	Häufigkeit	Mittelwert	Standard- abweichung	Standard- fehler	Minimum	Maximum
<i>Ranunculus montanus</i>	7	63,7	20,7	8,5	23,0	86,2
<i>Stellaria nemorum</i>	1	1,9				
<i>Cerastium caespitosum</i>	3	24,5	56,4	13,1	1,3	46,7
<i>Silene vulgaris</i>	1	8,1				
<i>Potentilla erecta</i>	5	51,0	32,0	11,5	14,5	84,1
<i>Potentilla alpestris</i>	1	84,1				
<i>Potentilla aurea</i>	6	48,9	6,8	2,6	40,7	56,2
<i>Potentilla sp.</i>	2	59,9			48,3	71,4
<i>Alchemilla alpina</i>	2	33,3			27,9	38,6
<i>Alchemilla monticola</i>	3	55,7	34,9	8,1	43,0	70,8
<i>Alchemilla sp.</i>	2	49,0			38,8	59,3
<i>Trifolium pratense</i>	5	74,2	30,1	10,8	36,1	91,3
<i>Lotus corniculatus</i>	1	43,5				
<i>Ligusticum mutellina</i>	2	40,0			37,0	42,9
<i>Viola biflora</i>	6	29,3	16,5	6,4	9,5	50,7
<i>Soldanella alpina</i>	10	32,4	13,1	5,8	12,2	64,0
<i>Gentiana verna</i>	1	28,6				
<i>Galium pumilum</i>	3	42,2	51,9	12,1	18,2	56,1
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	3,8				
<i>Plantago alpina</i>	13	69,5	7,9	3,6	49,1	88,9
<i>Thymus praecox</i>	7	50,4	19,2	7,8	14,2	75,5
<i>Campanula scheuchzeri</i>	6	20,9	11,6	4,5	2,4	34,6
<i>Homogyne alpina</i>	10	34,1	17,7	7,8	4,9	74,6
<i>Carlina acaulis</i>	2	41,3			18,0	64,7
<i>Leontodon hispidus</i>	11	50,9	12,8	5,7	30,6	84,5
<i>Aposeris foetida</i>	14	59,0	5,9	2,7	41,4	75,0
<i>Crepis aurea</i>	2	43,3			38,7	47,8
<i>Luzula albida</i>	2	0,0				
<i>Luzula sp.</i>	1	0,0				
<i>Carex ornithopoda</i>	9	1,2	0,9	0,4	0,0	3,5
<i>Carex flacca</i>	2	4,2			0,0	8,5
<i>Carex ferruginea</i>	3	0,7	1,6	0,4	0,0	1,3
<i>Carex sylvatica</i>	2	4,4			1,4	7,3
<i>Carex pallescens</i>	1	0,8				
<i>Carex sp.</i>	3	0,4	1,6	0,4	0,0	1,1
<i>Festuca rubra</i>	22	20,3	6,1	3,0	0,0	47,6
<i>Poa alpina</i>	6	17,6	13,3	5,2	5,0	38,1
<i>Briza media</i>	2	8,3			0,0	16,7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	17	27,3	10,0	4,7	1,9	61,0
<i>Anthoxanthum sp.</i>	1	16,0				
<i>Agrostis tenuis</i>	20	22,8	17,0	36,0	16,0	23,8
<i>Phleum commutatum</i>	1	10,1				
<i>Nardus stricta</i>	11	33,7	13,3	6,0	3,5	73,3

Tab. 7:

Unterschiede im Ausmaß der Mykorrhizierung der neun am häufigsten gefundenen Arten.

x bezeichnet einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$).

	<i>Festuca rubra</i>	<i>Agrostis tenuis</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Soldanella alpina</i>	<i>Nardus stricta</i>	<i>Homogyne alpina</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Aposeris foetida</i>	<i>Plantago alpina</i>
<i>Festuca rubra</i>									
<i>Agrostis tenuis</i>									
<i>Deschampsia cespitosa</i>									
<i>Soldanella alpina</i>									
<i>Nardus stricta</i>									
<i>Homogyne alpina</i>									
<i>Leontodon hispidus</i>	x	x	x						
<i>Aposeris foetida</i>	x	x	x	x	x	x			
<i>Plantago alpina</i>	x	x	x	x	x	x			



Identifizierung von Fichten-Ektomykorrhizen des Schulterberges mit Hilfe der Polymerase Kettenreaktion

E. PIZZININI¹⁾, S. GRILLENBERGER¹⁾, F. GÖBL²⁾ & C. P. KUBICEK¹⁾

¹⁾Institut für Biochemische Technologie und Mikrobiologie, Technische Universität Wien

²⁾Forstliche Bundesversuchsanstalt Innsbruck

Kurzfassung. Zur Identifizierung von am Schulterberg (Untersuchungsgebiet Achenkirch/Tirol) vorkommenden Fichten (*Picea abies*)-Ektomykorrhizen wurde die Polymerase-Kettenreaktion (PCR) herangezogen. Als Zielsequenzen dienten dabei die ITS-Sequenzen der im Kern kodierten Gene für ribosomale RNA, welche aus insgesamt über 100 Feldisolaten gewonnen wurden. Deren Analyse wurde an Hand eines Restriktionsfragmentlängen-Polymorphismus (RFLP, "Ribotyping") durchgeführt. Als Referenz zur Identifizierung dienten RFLP-Muster von gemeinsam mit den Mykorrhizen gesammelten Basidiomyzetenfruchtkörpern bzw. aus dem Untersuchungsgebiet stammendem Herbarmaterial. Im Verlauf der bisherigen Untersuchungen konnten dabei etwa 25 % der gesammelten Mykorrhizaprobe identifiziert und ein weiteres Viertel mit hoher Wahrscheinlichkeit einem Referenzpilz zugeordnet werden. Die übrigen Isolate sind mangels geeignetem Referenzmaterial noch nicht identifizierbar; es handelt sich daher dabei um noch nicht untersuchte Arten.

Schlüsselworte: Polymerase-Kettenreaktion, Mykorrhizen

Abstract. [The Application of Polymerase Chain Reaction to the Identification of Spruce-Ectomycorrhizae from the Schulterberg.] The Polymerase Chain Reaction (PCR) was applied to the identification of spruce (*Picea abies*)-ectomycorrhizae from the Schulterberg (research area Achenkirch/Tyrol). The ITS-sequences of nuclear encoded ribosomal RNA genes, which had been isolated from over 100 field samples, were amplified and further analyzed according to Restriction Fragment Length Polymorphisms (RFLP, "ribotyping"). RFLP-patterns of basidiomycete fruiting bodies collected together with the mycorrhizae and of herbarium material originating from the research area were used as reference for identification. By now, it has been possible to assign approximately 25 % of the collected mycorrhizae samples; another 25 % could be assigned to a reference taxon with high probability. The remaining isolates are as yet not identifiable due to the lack of adequate reference material and are therefore considered so far unprobed species.

Keywords: Polymerase chain reaction, mycorrhizal fungi

1. Einleitung

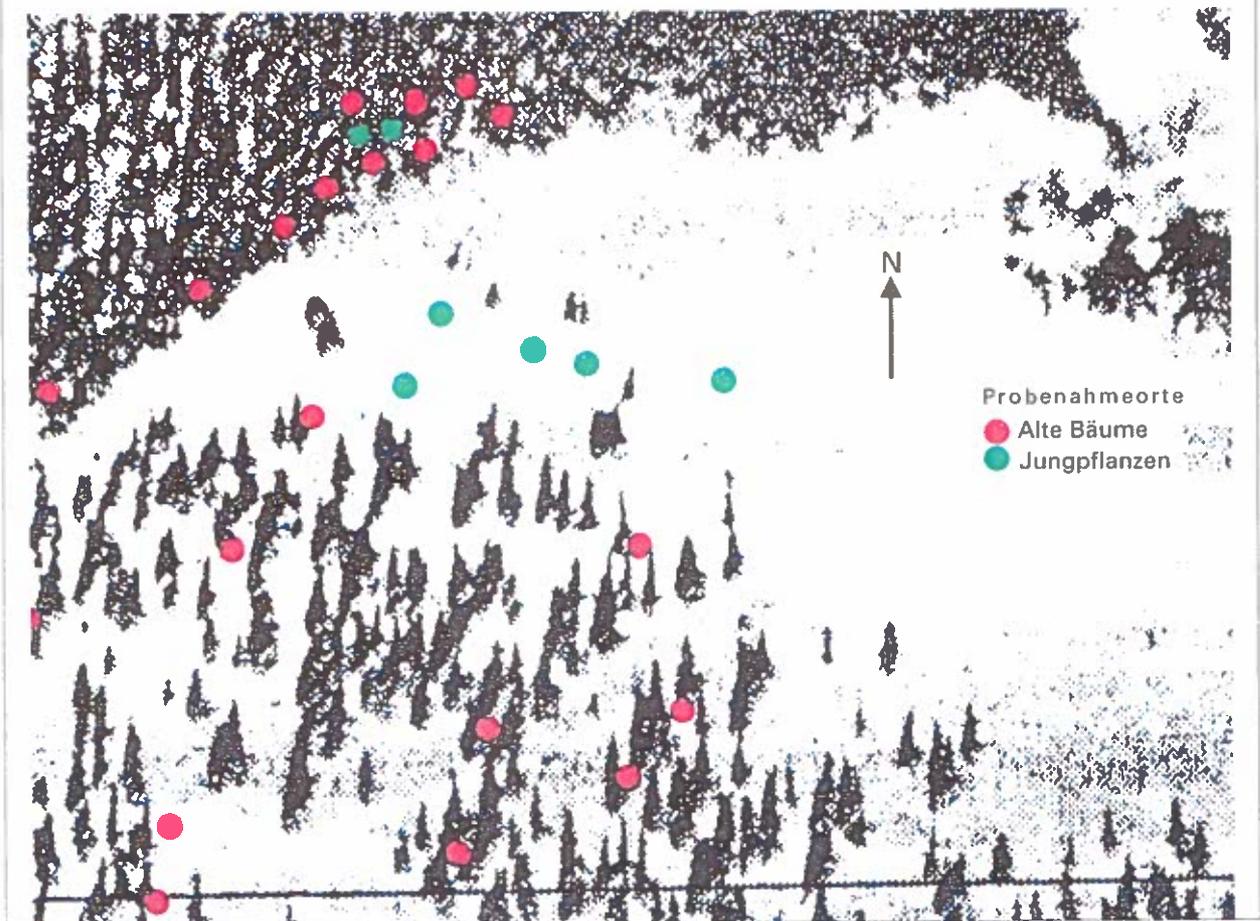
Mykorrhiza-bildende Pilze spielen eine wichtige Rolle im Nährstoff- und Wasserhaushalt von Bäumen und beeinflussen so die Artenzusammensetzung und Sukzession (ALLEN 1992). Da Zusammenhänge zwischen der Häufigkeit ihres Auftretens bzw. ihrer Vitalität und Umwelteinflüssen aufgezeigt wurden, können sie als Kriterium zur Qualitätsbeurteilung von Standorten herangezogen werden (READ 1991; SHAFER & SCHÖNEBERGER 1994; GÖBL 1995). Das Spektrum an mykorrhizierenden Pilzarten verändert sich auch im Laufe der Entwicklung eines Baumbestandes (DIGHTON 1987) und für den Erfolg von Verjüngungen oder Auf-

forstungen in überalterten Schutzwäldern der nördlichen Kalkalpen sollte das Vorkommen von sogenannten "first stage"-Pilzen, welche für die Mykorrhizierung von Jungpflanzen geeignet sind, gefördert werden. Da jedoch weder bekannt ist, welche Pilze an einer Mykorrhizierung der Jungpflanzen beteiligt sind und daher auch keine Information verfügbar ist, welche Pilze gemeinsam mit den Bäumen eingesetzt werden sollen, ist der erste Schritt zu einer erfolgreichen Aufforstung der, kennenzulernen, mit welchen Pilz-Arten jede einzelne Baumart unter natürlichen Bedingungen eine Symbiose eingeht. Dadurch wird eine gesunde und möglichst naturnahe Aufforstung gewährleistet.

Die Möglichkeiten, die an einer Mykorrhiza beteiligten Basidiomyzeten durch einen Vergleich mor-

Abb. 1:

Schematische Darstellung (digitalisierte Luftaufnahme) der Orte der Probenahmen am Schulterberg (durch Punkte dargestellt). Rote Punkte zeigen Probenahmeorte, welche unterhalb von alten Bäumen liegen, grüne Punkte solche unterhalb von Jungbäumen.



phologischer Merkmale zu identifizieren sind allerdings beschränkt und arbeitsaufwendig. Eine Aussage anhand der leichter zu identifizierenden Fruchtkörper ist wiederum unsicher, da deren Ausbildung von den jeweiligen klimatischen und ökologischen Bedingungen abhängig ist und je nach Pilzart nur eingeschränkt mit der tatsächlichen Mykorrhizierung korreliert (DAHLBERG & STENLID 1995). In den letzten Jahren entwickelte molekularbiologische Methoden, die auf der Identifizierung der Mykorrhizapilze anhand spezifischer DNA-Sequenzen deren Genom beruhen, können hier Abhilfe schaffen. Mit Hilfe der Polymerase-Kettenreaktion können mycel-spezifische DNA-Abschnitte direkt aus Wurzelspitzen in für die Analyse ausreichender Menge gewonnen werden; der Grad der evolutionären Konservierung des amplifizierten DNA-Abschnittes und die gewählte Analysenstrategie bestimmen dabei die Auflösung der taxonomischen Zuordnung (BRUNS et. al. 1991).

Für die vorliegende Untersuchung wurden die im Zellkern kodierten ribosomalen Gene (rDNA), die im Genom in hoher Kopienanzahl vorliegen, als Zielsequenzen für die spezifische Amplifikation ausgewählt. Diese Gene wurden in den letzten Jahren in intensiver Weise zur Identifizierung und Zuordnung von Pilzen benutzt, daher liegt gegenwärtig ausreichend Sequenzinformation vor, um über einen Homologievergleich unbekannte Isolate zu identifizieren, was sie für die vorliegende Untersuchung attraktiv machte. Die zwischen den drei rRNA-kodierenden Sequenzbereichen liegenden, nicht-kodierend transkribierten "Spacer"-Regionen ("internal transcribed spacers", ITS) sind unter morphologisch unterschiedlichen Spezies oft hochvariabel, zeigen zumeist aber nur geringe intraspezifische Variation. Ein Unterschied von einer Basenpaarung im Bereich einer Restriktionschnittstelle erlaubt dabei bereits die klare Unterscheidung zwischen zwei Isolaten einer Spezies (GAR-

DES et. al. 1991). Ein Vergleich, der sich nach dem Schneiden der ITS-Sequenzen mit Restriktionsnukleasen ergebenden Fragmente, die als spezifische Bandenmuster auf Agarosegelen offensichtlich werden ("restriction fragment length polymorphism", RFLP), erlaubt einerseits eine Gruppierung der Mykorrhizaprobe, andererseits können die RFLP-Muster der Mykorrhiza denen aus frischen oder getrockneten Fruchtkörpern zugeordnet und damit identifiziert werden. Als Referenzmaterial standen dafür über den Mykorrhizen gefundene Fruchtkörper und ein aus dem gleichen Untersuchungsgebiet stammendes neueres Herbarium von Hutpilzen zur Verfügung.

2. Material und Methoden

2.1 Pilzmaterial

Das Herbariummaterial, welches in den Jahren 1991-1993 im Untersuchungsgebiet Schulterberg gesammelt worden war (PEINTNER 1995), wurde von Fr. Dr. Ursula Peintner (Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck) zur Verfügung gestellt.

2.2 Mykorrhizamaterial

Das Mykorrhizamaterial stammt aus den Fichtenbeständen des steil abfallenden Nordhanges und einem südexponierten, flacheren Gelände im Bereich der Schulterbergkuppe (1686 m). Die Verteilung der Probenbereiche für mehr als 100 dominante und zum Großteil unterschiedliche Mykorrhizen ist aus Abbildung 1 ersichtlich. Sie sind vorwiegend von alten Bäumen überschirmt, einige befinden sich innerhalb von Pflanzungen der FBVA.

Die Entnahme der Mykorrhizen erfolgte von Juni bis Oktober 1995 aus den Bodenschichten von 0 bis 10 cm. Häufig wurde die Präparation direkt an der Probestelle vorgenommen, wobei der Boden schichtweise abgetragen oder Stichproben (Bodenziegel verschiedener Größe) verwendet wurden. Am Standort wurden charakteristische Mykorrhizamerkmale festgehalten, zum Beispiel Verzweigung und Oberflächenstruktur, Beschaffenheit und Verbreitung von Mycel oder Rhizomorphen sowie Abundanz und Soziabilität. Weiters wurde der Farbbereich für den Pilzmantel bestimmt (MUNSELL colour charts; mit Ausnahme von blau und rot).

Solcherart definierte und fortlaufend nummerierte Mykorrhizen wurden in Glaseprouvetten vor Austrocknung geschützt, gekühlt und spätestens am Tag nach der Entnahme photographisch dokumentiert. Zur DNA-Extraktion verwendete Wurzelproben und frische Fruchtkörperstücke wurden sofort in CTAB-Extraktionspuffer (GARDES & BRUNS 1993) eingelegt. Die Isolierung chromosomaler DNA aus Frischproben erfolgte nach der CTAB-Methode (GARDES & BRUNS 1993); aus dem Herbariummaterial wurde chromosomale DNA nach ARMSTRONG et. al. (1989) isoliert. Alle molekularbiologischen Methoden wurden nach standardisierten Arbeitsvorschriften nach SAMBROOK et. al. (1989) durchgeführt.

2.3 Morphologische Charakterisierung der Mykorrhizen

Charakteristische Strukturmerkmale des Pilzmantels, von Rhizomorphen und anderer abstrahlender Elemente, bzw. Besonderheiten, wie das Auftreten von Chlamydosporen, wurden nach mikroskopischer Bearbeitung für Vergleiche mit anderen Proben und Literaturangaben (AGERER 1987-1995; AGERER 1995) festgehalten. Dauerpräparate, auch von Mykorrhizen, die wegen geringer Häufigkeit nicht in die Liste aufgenommen wurden, dienten ebenfalls für Vergleiche und sind Grundlage für eine Darstellung von Vielfalt und Verteilung der Mykorrhizen nach Abschluß der Arbeiten.

2.4 Amplifikation der ITS-Region aus ribosomalen RNA-Genen

Zur Amplifikation der Genfragmente aus frischen Proben wurden die in Tabelle 1 gezeigten Primer "SR₆R" und "LR₁" verwendet (K. KUHL & W. MEYER Humboldt Universität in Berlin [persönliche Mitteilung, 1993]). Aus dem Herbariummaterial konnten diese Fragmente in zur weiteren Analyse ausreichenden Mengen nur durch sog. "nested PCR" gewonnen werden. Dazu wurde der DNA-hältige Extrakt zuerst mit den ebenfalls in Tabelle 1 angegebenen Primern "NS₇" (WHITE et. al. 1990) und "ITS₄-B" (GARDES & BRUNS 1993) amplifiziert, diese Produkte dann 1:500 verdünnt und einer weiteren PCR mit "SR₆R" und "LR₁" unterworfen. Die Syntheseansätze des Frischmaterials bestanden aus 5 ng DNA in Lösung bzw. 5 oder 10 µl DNA-hältiger Lösung des Herbariummaterials (Probenextrakt verdünnt mit 1 mM Tris-HCl, 0,1 mM EDTA,

pH 8), 5 µl PCR-Puffer (Fa. Biomedica, Wien), 5 µl MgCl₂-Lösung (Biomedica), 1 µl Desoxi-Nucleotridriphosphate (jeweils 2 mM; Fa. Promega, Madison WI/USA), je 200 pmol der jeweiligen Primer und 1 unit Bi-Taq-Polymerase (Biomedica), sowie sterilem bidestilliertem Wasser für ein Gesamtvolumen von 50 µl. Die Reaktionsmischung wurde mit Mineralöl (Fa. Sigma) überschichtet und in einem automatischen Thermocycler ("Biometra", Fa. Biotron, Göttingen/ BRD) dem jeweiligen PCR-Programm unterworfen: Mit den Primern "NS₇" und "ITS₄-B" Denaturierung 95 °C 1-2 min während des Einsetzens der Proben, 10 Zyklen 95 °C 1 min, 54 °C 1 min und 72 °C 1 min 30 sec, gefolgt von 30 Zyklen 95 °C, 54 °C und 72 °C jeweils 1 min, und abschließend 72 °C 7 min; mit den Primern "SR₆R" und "LR₁" Denaturierung 95 °C 1-2 min, 40 Zyklen 95 °C 1 min, 54 °C 1 min 30 sec und 72 °C 1 min, und abschließend 72 °C 7 min. Nach Beendigung der Reaktion wurden die Reaktionsprodukte mittels Agarose-Gel-Elektrophorese (0,8 bzw. 1,2 % Agarose) analysiert.

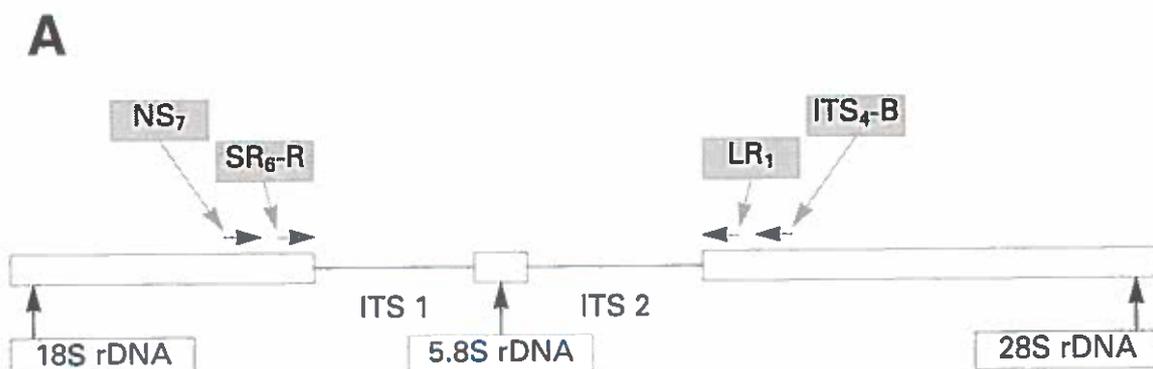
2.5 RFLP-Analyse der mit PCR amplifizierten ITS-Region

Für die Analyse mit den Restriktionsendonucleasen *Hae*III und *Taq*I (alle Promega oder Boehringer, Mannheim/BRD) wurden, je nach Ausbeute der PCR mit den Primern "SR₆R" und "LR₁", 8-15 µl PCR-Produkt eingesetzt. Die jeweilige Menge PCR-Produkt wurde mit 3 µl Restriktionspuffer (Promega oder Boehringer) und 0.5 µl Enzym versetzt und mit destilliertem Wasser auf ein Gesamtvolumen von 30 µl aufgefüllt. Alle Ansätze wurden 3 h bei der jeweiligen Inkubationstemperatur (*Hae*III 37 °C, *Taq*I 65 °C) inkubiert und danach entweder bei -20 °C gelagert oder sofort mit Probenpuffer (Ficoll Typ 400 [Pharmazia] 15 %, Bromphenolblau [Merck] 0.25 %, EDTA 60 mM [Merck]; nach SAMBROOK et. al. 1989) vermischt. Die Analyse der Restriktionsfragmente erfolgte mittels Agarose-Elektrophorese (1,2 % bzw. 2 % Agarose).

Abb. 2:

Primer zur Amplifikation der ITS aus ribosomalen rRNA-Genen.

A: Position der Primer im Gen. B: Sequenzen der verwendeten Primer



B

Bezeichnung	Position im DNA Fragment	Sequenz
"SR ₆ R"	5'-Primer	5' TAC CTG GTT GAT CCT GCC 3'
"LR ₁ "	3'-Primer	5' CTC CGC TTA TTG ATA TGC 3'
"NS ₇ "	5'-Primer	5' GAG GCA ATA ACA GGT CTG TGA TGC 3'
"ITS ₄ B"	3'-Primer	5' CAG GAG ACT TGT ACA CGG TCC AG 3'

3. Ergebnisse

3.1 Bemerkungen zur Probennahmegebiet

In 3 Untersuchungsjahren fruktifizierten am Schulterberg 300 Basidiomycetenarten und 8 Ascomyceten (PEINTNER 1995), 132 davon waren Mykorrhizapilze. In einer abgegrenzten Fläche fruktifizierten während dieses Zeitraumes 9 Mykorrhizapilze, während bei einer einmaligen Probenahme nach einem bestimmten Raster 37 Mykorrhizatypen unterschieden wurden (GÖBL 1995). Obwohl bereits eine große Vielfalt fruktifizierender Pilzarten vorliegt, kann nach bisherigen Ergebnissen für das Untersuchungsgebiet Schulter-

bergkappe mit einer noch wesentlich reicheren Mykorrhizapopulation gerechnet werden.

3.2 Kalibrierung Spezies-spezifischer RFLP-Muster aus Herbarmaterial

Als Grundlage für die vorliegende Untersuchung wurde Herbarmaterial von im Untersuchungsgebiet gefundenen Basidiomyceten-Fruchtkörpern einer RFLP-Untersuchung unterworfen. Zur Amplifikation der entsprechenden rDNA Regionen wurde dabei des Prinzips der "nested PCR" angewendet, da die Fruchtkörperteile durch den Trocknungsprozeß Materialien

Abb. 3:
RFLP mit TaqI auf PCR-Produkte von ITS-Sequenzen aus Herbarmaterial

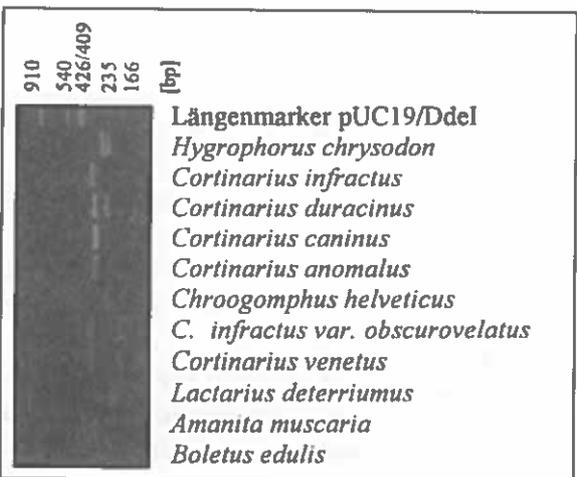
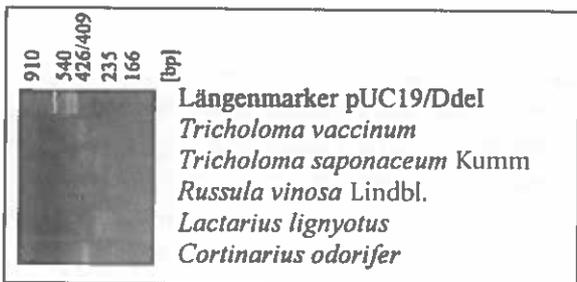
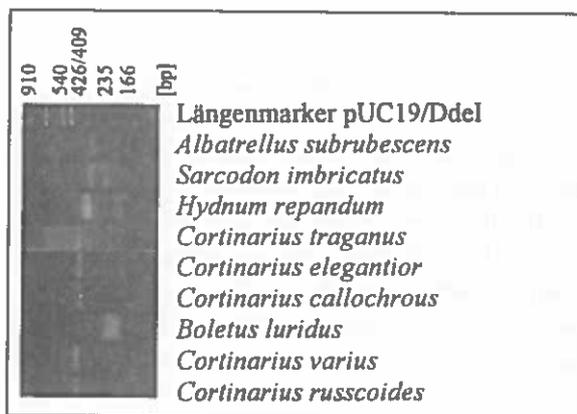
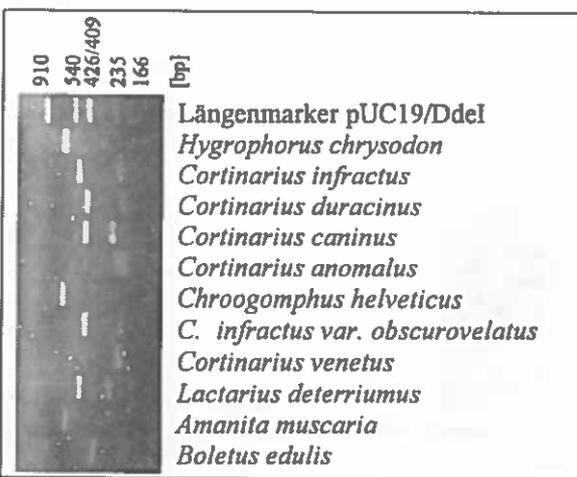
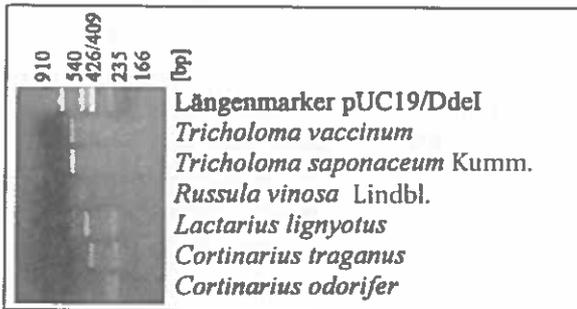
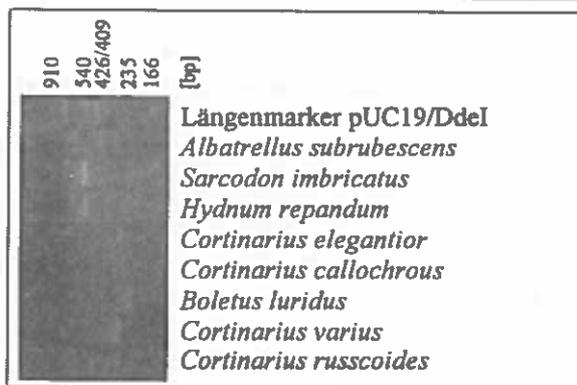


Abb. 4:
RFLP mit HaeIII auf PCR-Produkte von ITS-Sequenzen aus Herbarmaterial



enthielten, welche die DNA-Polymerase hemmten und damit eine Amplifikation in nur einem Schritt behinderten. Bislang konnten 90 % des Herbarmaterials in die Untersuchungen einbezogen werden. Die mit den Restriktionsenzymen *HaeIII* und *TaqI* erzielten RFLPs sind in den Abbildungen 3 und 4 dargestellt. Die Ausbeute an amplifizierbarer DNA stellte sich dabei als stark vom Erhaltungszustand des Ausgangsmaterials abhängig dar, der von "perfekt" (z.B. *Sarcodon imbricatus*) bis "zu Staub zerfallen" (z.B. *Russula queletii*) reichte. Dementsprechend konnten von einigen Spezies, von denen keine gut erhaltenen Herbarexemplare zur Verfügung standen, keine lesbaren RFLP aufgenommen werden (z.B. *Russula vinosa* Lindbl.). In diesen Fällen sind wir für die weitere Vervollständigung der Referenzdatensammlung auf Funde von frischen Fruchtkörpern angewiesen.

3.3 Vergleiche der RFLP von Mykorrhiza, Herbarmaterial und frischen Fruchtkörpern

Durch den Vergleich dreier Kriterien (RFLP-Muster, die durch die Restriktionsenzyme *HaeIII* [1. Kriterium] und *TaqI* [2. Kriterium] entstanden sind und Fragmentlänge der amplifizierten ITS-Sequenzen [3. Kriterium], die ebenfalls organismusspezifisch ist), konnten 22 dieser Mykorrhizen eindeutig auf der Spezies-Ebene wiedererkannt werden (wie z.B. Proben Nr. 65 und 90 [siehe Abbildung 5]). Bei 8 Mykorrhizaprobe war die Benennung aufgrund der RFLP-Muster nicht ganz eindeutig (Nummern in runder Klammer). Dabei wurde beobachtet, daß jene Pilze, die laut RFLP-Muster einer Gruppe zugehören, weitgehend auch in der Mykorrhiza-Morphologie übereinstimmen. 14 Proben ließen sich nur wegen Ähnlichkeit in der Morphologie einer Spezies zuordnen (Nummern in eckigen Klammern). Weitere 42 Mykorrhizapilze konnten mangels entsprechendem Herbar- und Fruchtkörpermaterial nur zu Gruppen ohne Artbezeichnung, aber mit Übereinstimmung in RFLP-Muster und/oder in der Morphologie, zusam-

mengefaßt werden. Die übrigen 9 Proben ließen sich weder nach RFLP-Mustern noch nach ihrer Morphologie einordnen. Das Ergebnis der Identifikation ist in Tabelle 1 dargestellt.

4. Diskussion

Die vorliegenden ersten Resultate zeigen, daß eine Identifizierung von Mykorrhizen anhand der RFLP-Muster PCR-amplifizierter rDNA-Regionen möglich ist. Abweichungen des RFLP-Musters innerhalb morphologisch identischer Spezies sind vermutlich auf Sequenzvariabilität der gesamten ITS-Region zurückzuführen (vgl. z.B. die Untersuchungen von GARDES et. al. 1991 an *Laccaria bicolor*) und erfordern in diesen Fällen eine breitere Anwendung geeigneter Restriktionsenzyme, welche z.B. an nichtvariablen Erkennungsregionen schneiden. Andererseits zeigt sich besonders innerhalb der Genera *Boletus*, *Cortinarius*, *Lactarius* und *Russula*, daß die RFLP-Muster zweier Restriktionsenzyme nicht ausreichen, um zwischen Spezies, die nach der (Fruchtkörper-) Morphologie etabliert wurden, unterscheiden zu können. Die in Tabelle 1 dargestellte Zuordnung stellt daher erst ein Zwischenstadium der laufenden Untersuchungen dar: Etwa 25 % der gewonnenen Mykorrhizen sind noch nicht eindeutig, weitere 50 % derzeit überhaupt nicht einordenbar. Für einige Referenzpilze (z.B. *Boletus* sp., *Chroogomphus helveticus*, *Laccaria amethystina* und *Hydnum repandum*) wurden noch keine entsprechenden Mykorrhizaprobe gefunden. Es soll an dieser Stelle erwähnt werden, daß Diskrepanzen in der Identifizierung von in einem bestimmten Ökosystem auftretenden Mikroorganismen mittels traditioneller Isolierverfahren einerseits und PCR-Analyse andererseits auch von anderen Autoren an anderen Systemen erhalten wurden (STACKEBRANDT et. al. 1993; ROLLO et. al. 1995). Das Resultat der gegenwärtigen Untersuchung ist daher ein weiteres Beispiel für die Tatsache, daß die in den Kultursamm-

lungen beschriebenen Spezies nur etwa 1 % der gesamten genetischen Vielfalt der Pilze repräsentieren. Es werden im Zuge der weiteren Arbeiten jene nicht-identifizierten rDNA Regionen sequenziert, um sie damit an Hand von Phylogenietanalysen bestimmten Genera zuordnen zu können.

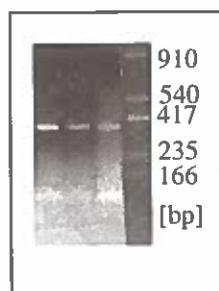


Abb. 5: Restriktionschnitte der Proben 65, 90 und 51, hergestellt mit dem Enzym *Taq I*. Bei der Probe Nr. 51 handelt es sich um DNA aus einem Fruchtkörper von *Cortinarius varicolor*; da Proben Nr. 90, 65 und 51 auch in den beiden anderen Kriterien übereinstimmen, kann mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden, daß Proben 65 und 90 vom Mycel eines *Cortinarius varicolor* gebildet wurden.

Tab. 1.

Identifizierung bzw. genetische Gruppierung untersuchter Mykorrhizen-Proben

Nr. Myk.-Proben	Morphologie	Code	Namen Basidiomyceten
68, (61), 43	gelbgrün	S	<u>Albatrellus subrubescens</u>
3, (27)	weißlich		<u>Amanita muscaria</u>
21, 203, 208, 211			<u>Boletus (edulis/calopus/ luridus)</u>
33, 39	graubraun, zart	↓ H	<u>Calcioporus piperatus</u>
25, 19	weiß-rosa, bereift	↓	<u>Cortinarius caninus</u>
26, 63, (78)	rötlichgelb, zartes Mycel	↓ H	<u>Cortinarius duracinus</u>
28, 61, [34], [67]	weiß	S R	<u>Cortinarius elegantior</u>
14, 84, [20]	blau	S R	<u>Cortinarius infractus</u>
56, (58), 85, (12), (24), [36]	weißes Mycel	S R	<u>Cortinarius (callochrous/ delibutris/ varius / odorifer)</u>
36, (78)	rötlich-gelb	S H	<u>Cortinarius traganus</u>
51, 10, (19), 65, 90, [23], [46], [48]	weiß (rosa), zart,		<u>Cortinarius varicolor</u> (bzw. <u>C. russoides</u>)
80, (80a), 82	rot-hellbraun	↓ H	<u>Elaphomyces granulatus</u>
43, 45	rosa, kleine Komplexe	↓	<u>Hygrophorus chrysodon</u>
54, 17, 31, (7), [2], [77], [79]	orange-rotbraun, glattes Pilzmycel	↓	<u>Lactarius badiusanguineus</u>
5, 21, 42	gelbbraun, dicke kräftige Achsen	Δ	<u>Lactarius sp.</u>
6, 202, 207, 213, 214	rotbraun-spangrün,		<u>Lactarius (deterrimus/</u>
8, 24, (42), (63), [9]	glatter Pilzmantel	↓	<u>deliciosus/porninsis)</u>
47, 4	orange glatter Pilzmantel	R	<u>Lactarius lignyotus</u>
53, 70, [12], [25], [77a]	schwarze, glatte od. matte Myk.		<u>Russula sp.</u>
(57), 62, 40	weiß-blaßrosa	S R *	<u>Sarcodon imbricatus</u>
58, 1	weiß	S R	<u>Tricholoma saponaceum</u>
37, 44, 49, 64, (11), [69], [73], [75]	(gelb)braunes Mycel		
59, 74	weiße-blaßrosa Myk.	S	
27, 32	weiße Myk.		
50, 95, [22]	weißes, watteähnliches Mycel		
87, 98, (86)	87: weiß, kurze Hyphen 86: blaßbraun, glatt, etwas Mycel 98: beige-gaubraun, rauhe Oberfläche	H H	
13, 71, (92), 60	gelbbraunes-oranges Mycel (60: weiß, gerade Achsen)		
66, 6, [14], [76a]	blaßgelbes Mycel		
38, [94]	ockerfarbene Myk.		
10, 16, (28, 29), (76, 88, 93,	gelbes bzw. oranges, loses,		
96, 97, 99), 100, (101), 102, 103	dichtes Mycel (29: rötl. braun, wenig Mycel)		
[3]	schwarz abstrahlende Borsten		
[15]	hellblau-violett	S	
[81]	hellbraun, blaßviolette Spitzen		
[18]	"neon"-gelbes Mycel		
[26]	braun, speckige Oberfläche, mit Cystiden		
[41]	blaß, rötlichbraun, zarte Mycelfäden		
[72]	braunviolett, matte Oberfläche		
[89]	hellrot braun	Δ	
[91]	mittelbraun, glatt	S	

In Spalte 1 sind aufgrund der Übereinstimmung der RFLP-Muster und ITS-Fragmente die Mykorrhiza-, Fruchtkörper (unterstrichen)- und Herbar (fett + unterstrichen)- Proben in Gruppen zusammengefaßt. In Klammer stehen Proben, deren Zuordnung zu der Gruppe noch nicht 100 %ig gesichert ist und in eckiger Klammer die Proben, deren Zuordnung zu einer Gruppe nicht mit Hilfe der 3 Kriterien möglich war.

In Spalte 2 ist die Morphologie der frischen Mykorrhizaprobe beschrieben. Mit Hilfe von Symbolen sind einige morphologische Charakteristika angegeben:

- Art der Verzweigung:
 - ↓ pinnate
 - D pyramidal
 - S Achsen gebogen
- Abstrahlende Elemente:
 - H Hyphen
 - R Rhizomorphe
- Chlamydosporen:
 - *

In Spalte 3 sind die Namen des Referenzmaterials aus frischen bzw. Herbar-Fruchtkörpern angegeben.

Literatur

- AGERER R. 1987 - 1995: *Colour Atlas of Ectomykorrhiza*. Einhornverlag.
- AGERER R. 1995: *Anatomical characteristics of identified ectomykorrhizae: An attempt towards a natural classification*. In: Varma A.K. & Hock B. (eds.): *Mykorrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology*, 685 - 734. Springer, Berlin, Heidelberg.
- ALLEN, M.F. 1992: *The Ecology of Mycorrhizae*. Cambridge University Press, New York.
- ARMSTRONG J. L., FOWLES N. L. & RYGIEWICZ P. T. 1989: *Restriction fragment length polymorphisms distinguish ectomykorrhizal fungi*. *Plant Soil* 116, 1-7.
- BRUNS T., WHITE T. J. & TAYLOR J. W. 1991: *Fungal molecular systematics*. *Ann. Rev. Ecol. System.* 22, 525-564.
- DAHLBERG A. & STENLID J. 1995: *Spatiotemporal patterns in ectomykorrhizal populations*. *Can. J. Bot.* 73 (Suppl. 1), S1222 - S1230.
- DIGHTON J. 1987: *Ecology and management of ectomykorrhizal fungi in the U. K.* In: SYLVIA D. M., HUNG L. L. & GRAHAM J. H. (eds.), *Proc. 7th NACOM*, p. 75. Gainesville, FL.
- GARDES M. & BRUNS T. D. 1993: *ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes - application to the identification of mykorrhizae and rusts*. *Mol. Ecol.* 2, 113-118.
- GARDES M., WHITE T. J., FORTIN J. A., BRUNS T. D. & TAYLOR J. W. 1991: *Identification of indigenous and introduced symbiotic fungi in ectomykorrhiza by amplification of nuclear and mitochondrial rDNA*. *Can. J. Bot.* 69, 180-190.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-214.
- PEINTNER U. 1995: *Mykosoziologische Untersuchungen im Projektgebiet Achenkirch unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffeinträgen*. Dissertation, Leopold-Franzens-Universität, Innsbruck.
- READ D. J. 1991: *Mycorrhizas in ecosystems*. *Experientia* 47, 376-391.
- ROLLO F., SASSAROLI S. & UBALDI M. 1995: *Molecular phylogeny of the fungi of the iceman's grass clothing*. *Curr. Genet.* 28, 289 - 297.
- SAMBROOK J., FRITSCH E. F. & MANIATIS T. 1989: *Molecular cloning: a laboratory manual*. 2nd ed. Cold Spring Harbour Laboratory, Cold Spring Harbour, NY.
- SHAFFER S. R. & SCHOENEBERGER, A. 1994: *Air pollution and ecosystem health: the mykorrhizal connection*. In: PFLEGER F. L. & LINDERMAN R. G. (eds.): *Mycorrhiza and Plant Health*, 153-187. The American Phytopathology Society, Symposium Series.
- STACKEBRANDT E., LIESACK W., WARD N. & GOEBEL B.M. 1993: *Genetic diversity of unculturable strains present in natural communities*. In: GUERRERO, T., and PEDROS-ALIO, C. (eds.) *Trends in Microbial Ecology*. Spanish Society for Microbiology, Barcelona, 567 - 572.
- WHITE T. J., BRUNS T., LEE S. & TAYLOR J. 1990: *Amplification and direct sequencing of fungal rRNA genes for phylogenetics*. In: *PCR Protocols. A Guide to Methods and Applications*. Academic Press.

Verfasser: E. Pizzinini
 Dipl. Ing. S. Grillenberger
 Univ. Prof. Dr. C. P. Kubicek
 Institut für
 Biochemische Technologie und Mikrobiologie
 Abteilung für Mikrobielle Biochemie
 Technische Universität Wien
 Getreidemarkt 9
 A-1060 Wien

Dr. F. Göbl
 Institut für Forstökologie
 Forstliche Bundesversuchsanstalt
 Rennweg 1
 A-6020 Innsbruck

Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg - Erste Ergebnisse

R. LITSCHAUER

Institut für Waldbau, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Auf den Probestflächen 7 (1686 m), 9 (1220 m) und 10 (1030 m) des Schulterberges wurden 1993-1995 Erhebungen über das Blüh- und Fruktifikationsverhalten der Waldbäume durchgeführt. Aufgrund der Windblütigkeit der meisten Baumarten war es möglich, Blühbeginn, Blühintensität und Blühdauer mit einfachen Polleneintragsmessungen nach einer objektiven Methode festzustellen sowie die Pollenkeimung von Fichte, Tanne und Buche zu untersuchen. Ferner wurde die Samenproduktion auf den einzelnen Probestflächen mittels Samenfängkästen nach Quantität und Qualität angesprochen. Zapfenproben von Fichten und Tannen vervollständigen das Bild des aktuellen Reproduktionsverhaltens der bestandesbildenden Baumarten am Schulterberg.

Schlüsselworte: Blühverhalten, Pollen, Fruktifikation, Zapfen

Abstract. [Flowering and Seed Production in the Forest of the Schulterberg.] On the Schulterberg sample plots 7 (1686 m), 9 (1220 m) and 10 (1030 m) the flowering and seed production of forest trees has been investigated since 1993. Due to the anemophily of most tree species it was possible to determine beginning, intensity and duration of flowering using simple pollen counts according to an objective method and to study the pollen germination of spruce, fir and beech. Furthermore, the quantity and quality of the seed production of the individual sample plots were assessed with the help of seed collectors. Cone samples from spruce and fir complete the study of the reproductive behaviour of the major tree species of the Schulterberg.

Keywords: Flowering, pollen, seed production, cones

1. Einleitung

Waldökosysteme sind durch das komplexe Zusammenwirken zahlreicher schädigender Einflüsse gefährdet. Die Notwendigkeit, stabile und funktionsfähige Waldökosysteme zu erhalten, ergibt sich für den gesamten Alpenbereich besonders vordringlich. Waldbestände der mittelmontanen bis zur subalpinen Höhenstufe der nördlichen Kalkalpen zeigen ausgeprägte Kronenverlichtungen, die deutlich über dem Landesdurchschnitt liegen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989, 1991; KREHAN & TOMICZEK 1992), andererseits sind Kronenverlichtungsgrade von 2,0 bis 2,5 in überalterten Beständen nichts außergewöhnliches.

Bei den anthropogenen Luftschadstoffen stellen im alpinen Raum nach derzeitigem Wissensstand Ozon und die relativ hohen Schwermetalleinträge bedeutende Belastungsfaktoren dar (HERMAN & SMIDT 1994;

MUTSCH 1995), deren Einfluß auf das Blühen und die Fruktifikation nicht auszuschließen sind. Die höhergelegenen Bestände des Schulterberges sind ferner aufgrund der exponierten Lage extremen Witterungsbedingungen sowie den Beeinträchtigungen durch Waldbeweidung besonders ausgesetzt.

Der Mangel an genauen Kenntnissen über die mögliche Auswirkung von Umweltbeeinträchtigungen auf das Reproduktionsverhalten von Waldbaumarten erfordert zu den bisher üblichen Untersuchungen des Saatgutes die Einbeziehung und Erfassung der aktuellen Blühsituation.

Die vielfach geäußerte Vermutung, daß geschädigte Bäume stärker fruktifizieren, wurde bereits durch KÖHLER & STRATMANN (1986), STUTZ et al. (1987) und SPELSBERG (1988) für die Fichte widerlegt. Untersuchungen der Blütenbildung unterschiedlich geschädigter Weißtannen in Slowenien konnten ebenfalls die These, daß offensichtlich erkrankte Bäume noch viel Kraft in die Bildung der reproduktiven Organe inve-

stieren, nicht stützen (CUFAR et al. 1994). Ein Rückgang der Vitalität bedingt zumeist auch einen Rückgang der produzierten Samenmenge.

Die von KRUG (1989) 1986-1988 durchgeführten Erhebungen an gesunden und erkrankten Fichten zeigten keinen Zusammenhang zwischen Schädigungsgrad und Merkmalen der generativen Vermehrung (Qualität). Auswirkungen von Schadstoffen während der sehr sensitiven Zeit der Pollenkeimung auf die Qualität und Länge der Keimschläuche sind jedoch möglich, was durch Ozon-Begasungsversuche von BENOIT et al. (1983) und Schwefeldioxid-Begasungen von KRUG (1988) nachgewiesen werden konnte; der Hohlkornanteil der Samen kann dadurch bis über 40 % betragen.

Für eine naturnahe Waldbewirtschaftung sind die autoreproduktiven Verhältnisse im Sinne der ökologischen Nachhaltigkeit von primärer Bedeutung, da sie direkt und unmittelbar das Ausmaß einer möglichen Naturverjüngung bestimmen. Daher liegt das Ziel des vorliegenden Projektes einerseits in der Erforschung der wesentlichen Blühfaktoren wie Beginn, Dauer und Intensität, andererseits in der Untersuchung der tatsächlichen Saatgutproduktion der bestandesbildenden Baumarten für diesen Raum bzw. für ein Höhenprofil. Das Verhältnis von Blühintensität zu aktueller Samenmenge kann Aufschluß über mögliche Beeinträchtigungen der Samenbildung geben. Ein weiteres Ziel besteht darin, sowohl kurzfristig auftretende Unterschiede der einzelnen Höhenstufen zu erfassen als auch Basisdaten für ein längerfristiges Monitoring zu erarbeiten.

Im vorliegenden Beitrag werden die Blüh- und Fruktifikationsverhältnisse auf den drei Schulterbergprobeflächen der Jahre 1993 bis 1995 dargestellt und Ergebnissen vergleichbarer Standorte und Bestände gegenübergestellt.

2. Material und Methoden

2.1 Probeflächen

Die Untersuchungen wurden auf den Probeflächen 7 (1680 m), 9 (1220 m) und 10 (1030 m) des Schulterbergprofils durchgeführt. Die genaue Lage der Probeflächen wurde von HERMAN & SMIDT (1995) beschrieben.

Das durch die Probeflächen repräsentierte Untersuchungsgebiet liegt im niederschlagsreichen, subat-

lantisch getönten, nördlichen Randalpengebiet. Eine ausführliche Zusammenstellung der Klimadaten aus dem Raum Achenkirch gab MARGL (1994).

Ausgangssubstrat für die Bodenbildung ist vorwiegend Hauptdolomit - der Gipfelbereich und der obere Teil des Nordhanges des Schulterberges sind aus Plattenkalk aufgebaut. Kleinflächig treten am Nord- und Nordosthang auch Blockmoränen und Grundmoränenreste auf (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Im Bereich von oberflächennahen Kalkkrippen sind sehr seichtgründige Rendsinen vorhanden, in den Zwischenflächen haben sich seicht- bis mittelgründige Kalk-Braunlehme entwickelt.

2.1.1 Probefläche 7

Die Probefläche 7 befindet sich nahe der Kuppe des Schulterberges auf einem bis zu 80 % nach Nordwest geneigtem Oberhang in 1680 m Seehöhe. Als potentielle natürliche Waldgesellschaft tritt hier das *Adenostylo glabrae-Piceetum luzuletosum sylvaticae* mit dem *Vaccinio myrtilli-Pinetum montanae* (schroffe Lagen) auf. Im tief-subalpinen Fichtenwald ist die Bestandesauffichtung durch Waldweide teilweise weit fortgeschritten, sodaß sich ein Überschirmungsgrad von 0,4 - 0,7 ergibt. Alle markierten Probebäume wurden eingemessen und insgesamt 66 Fichten mittels Polaraufnahme erfaßt. Die Bestandesmittelhöhe liegt hier mit 11,5 m bei einem mittleren Brusthöhendurchmesser von 38,8 cm relativ niedrig, was zusammen mit dem hohen durchschnittlichen Bestandesalter von über 150 Jahren Rückschlüsse auf die ungünstigen Standortbedingungen (Klima und Boden) zuläßt. Fehlende Naturverjüngung unterstreicht die Dringlichkeit der Sanierung bzw. Verkürzung des Verjüngungszeitraumes dieses Bestandes zur Erreichung eines wirksamen Lawinen- und Erosionsschutzes. Der Fichtenverzweigungsform nach konnten die hier untersuchten Bäume nicht dem erwarteten spitzkronigen Plattentyp zugeordnet werden, sondern eher dem Bürsten-Plattenmischtyp, was vermutlich auch auf den windexponierten Standort zurückzuführen ist.

2.1.2 Probefläche 9

Die Probefläche 9 befindet sich auf dem Mittelhang des Schulterberges in einer Seehöhe von 1220 m. Der nordseitige Hang wird im Untersuchungsbereich durch eine bis zu 50 m breite Verebnung geteilt, wobei das anschließende Gefälle bis zu 80 % beträgt. ENGLISCH & STARLINGER (1995) bezeichneten die potentielle natürliche Waldgesellschaft auf diesem sehr naturnah bestockten Standort als *Adenostylo glabrae-*

Fagetum aruncetosum. Neben dieser typischen Steilhangvariante des hoch- bis mittelmontanen Fichten-Tannen-Buchenwaldes wurde im flacheren Bereich auch eine Übergangsbildung zum Aposerido-Fagetum caricetosum ferruginei gefunden.

Die Stürme im Herbst 1994 und Frühjahr 1995 richteten im Bereich dieser Probestfläche beträchtlichen Schaden an. Der Bestockungsgrad und die Überschildung gingen auf 6/10 zurück. Durch die Aufnahme im Juni 1994 konnten hier 33 Probestbäume (Fichten), 31 benachbarte Fichten, 9 Buchen und eine Tanne gemessen und nach ASSMANN (in MAYER 1977) klassifiziert werden. Die Oberhöhe der Fichten (= Höhe des Grundflächenmittelstammes) betrug 26,0 m bei einem mittleren Brusthöhendurchmesser von 38,6 cm. Für die Bestimmung der Ertragsklasse dieses Bestandes wurde wegen der Altersschwankungen (100-130 Jahre) von der Mittelhöhe (22,5 m) ausgegangen, woraus sich eine 6. Bonität (Fi-Hochgebirge) ergibt (MARSCHALL 1975).

Die nach ASSMANN wegen der besseren Kronenbeschreibbarkeit vorgenommene Baumklassifizierung wies 73,5 % der Fichten als zur Oberschicht gehörig aus; nach einer sehr spät durchgeführten Durchforstung zeigten die Fichten relativ dichte Kronen mit gutem Umlichtungsgrad, aber die Bewertung der Kronenklasse nach POLLANSCHÜTZ et al. (1985) ergab für nahezu 40 % der Fichten im Bereich der Probestfläche 9 eine zu kurze Krone (Kronenklasse 5 und 6) und damit auch eine geringe Bewurzelung - mangelnde Stabilität ist die Folge. Das Verhältnis der Fichtenverzweigungsform von Misch- und Bürstentyp war ausgeglichen und der Höhenstufe entsprechend.

2.1.3 Probestfläche 10

Die in einer Seehöhe von 1030 m gelegene Probestfläche 10 befindet sich auf einer mäßig nach Nordost geneigten Hangverebnung mit einer Bestockung von 5/10 Fichte, 2,5/10 Tanne, 2,5/10 Buche sowie einzelnen Bergahornbäumen. Als potentielle natürliche Waldgesellschaft weisen ENGLISCH & STARLINGER (1995) ein *Asperulo odoratae*-Fagetum aus, was sich vom vorliegenden Erscheinungsbild durch einen weit höheren Buchenanteil unterscheidet.

Bei einer Oberhöhe von 26,0 m erreicht die Fichte auf diesem Standort eine Bonität von 5,5 (Fi-Hochgebirge). Die flächenbezogene Stammzahlberechnung weist für ein durchschnittliches Alter von 130 Jahren eine Überbestockung von rund 200 Bäumen in der Oberschicht (sozial 1-3) aus, was auf eine Unterlas-

sung von Durchforstungsmaßnahmen schließen läßt. Eine zusätzliche Bestätigung bringt die Auswertung der Kronenklassifikation, wonach 45 % der Oberschichtfichten über eine zu kurze sowie mehrfach eingeklemmte Krone verfügen, mit entsprechenden Auswirkungen auf Wachstum, Stabilität und Regenerationsverhalten. Die Fichtenverzweigungsform ist zu 60 % dem Bürstentyp zuzuordnen, Mischformen von Kamm- mit Bürstentyp treten an ca. 30 % der untersuchten Fichten auf.

2.2 Pollenmessungen

Im Bereich jeder Probestfläche des Schulterbergprofils wurde jeweils eine vom Institut für Waldbau der Forstlichen Bundesversuchsanstalt entwickelte "Gravitations-Pollenfalle" aufgestellt, um die Pollenproduktion und die Blühzeiten der windblütigen Hauptbaumarten *Picea*, *Abies*, *Pinus* und *Fagus* beurteilen zu können. Die Fangmethode wurde aufgrund von Erfahrungen der "Aeropalynologie" gewählt und adaptiert (DENGLER & SCAMONI 1944).

Ein dünn mit Vaselinesalbe beschichtetes Objektträgerplättchen wurde in einem nach den Seiten offenen, überdachten und runden Alu-Gehäuse (D = 28 cm) auf einer Stange 1,5 m über dem Boden waagrecht fixiert. Die Ausbringungsdauer eines Plättchens betrug jeweils eine Woche, sodaß die Polleneintragsmenge windblütiger Baumarten pro Quadratzentimeter und Woche nach mikroskopischer Auswertung erfaßt werden konnte (LITSCHAUER 1995).

Seit 1989 werden in einem sehr grobmaschigen Netz bundesweit Pollenfallen betrieben, wodurch Datenvergleiche unterschiedlicher Wuchsgebiete und Höhenstufen möglich sind, wobei aber jeweils die Polleneintragswerte relativiert werden müssen, da Baumartenanteile und Überschildungsgrad des Fallenstandortes als entscheidende Faktoren auftreten. Die auf einer Probestfläche ausgezählte Pollensumme pro Quadratzentimeter der Jahresblühsaison wird jeweils im Verhältnis zur maximalen Pollenanzahl des Hauptblühjahres des Untersuchungszeitraumes (drei Jahre) als Blühintensität (in Prozent) bezeichnet.

Die Pollenfangzeiten erstreckten sich auf den unteren Probestflächen von Mitte April bis Mitte Juni, während die Falle im Gipfelbereich wegen der anhaltenden Schneelage und Lawinengefährdung erst ab Mitte Mai beprobt werden konnte.

2.3 Pollenkeimversuche

Da bereits aus anderen Untersuchungen (STUTZ et al. 1987) bekannt war, daß die Saatgutqualität starken individuellen Schwankungen unterliegt, die nicht mit dem Gesundheitszustand der Mutterbäume in Zusammenhang stehen, wurden im Mai 1995 Pollenkeimversuche der Hauptbaumarten des Schulterberges (Fichte, Tanne und Buche) unternommen.

Aufgrund der reichlichen Entwicklung von Blühknospen in diesem Jahr konnten noch vor dem Öffnen der Antheren von jeweils fünf Probepflanzen (davon immer ein Randbaum) auf den drei Untersuchungsflächen Blühreiser gewonnen werden. Nach der den einzelnen Höhenstufen entsprechenden, unterschiedlich langen Blütezeit (im Labor bei +20 °C) wurden Pollenmischproben je Probefläche, nach Baumarten getrennt, gewonnen und nach den von FRÖHLICH (1964) beschriebenen Keimbedingungen *in vitro* (Blättchenmethode) ausgebracht. Nach drei Tagen (72-80 Stunden) war das Pollenkeimprozent durch Mikroskopauszählung bestimmbar, wobei die Pollenschlauchlänge nicht gemessen wurde.

2.4 Zapfenbeprobung

Da in den Jahren 1993 und 1994 an den Fichten kaum Zapfenbehang festgestellt werden konnte, fehlen Vergleichswerte zu der Anfang September 1995 durchgeführten Zapfenbeprobung. Ziel dieser Untersuchung war, Qualitätsmerkmale von Fichten- und Tannenzapfen wie Zapfenlänge, Schuppenanzahl sowie die Zahl der Samenanlagen der einzelnen Zapfen zu bestimmen. Zu diesem Zweck wurden auf jeder Probefläche vier repräsentative Fichten und drei Tannen ausgewählt und mindestens fünf Zapfen je Baum gewonnen. Die qualitative Auswertung der Zapfenproben erfolgte aus Witterungsgründen sehr früh (Ende August). Aussagen über Tausendkorngewichte und Keimprozentage können nicht gemacht werden, da Samen der Fichte dieser Höhenstufen und Exposition erst relativ spät im Winter ausreifen.

Eine weitere Möglichkeit zur Bestimmung der Qualitätsfaktoren von Fichten- und Tannensaatgut besteht bei ausreichendem Samenfall in der Erfassung der aktuellen Bestandesreproduktion durch Samenfallen.

2.5 Samenfallen

Auf den Probeflächen wurden je sechs Samenfangtröge mit Gitterschutz (gegen Beeinträchtigungen durch Tiere) im Abstand von fünf Metern in Linie aufgestellt. Bei vorhandenen fruktifizierungsfähigen Buchen mußten die Fangtröge durch Trichterfallen wegen der möglichen Trampolinwirkung des Schutzgitters für die schwereren Bucheckern ergänzt werden. Die Anordnung der Fallen ist der Plotterdarstellung im Anhang zu entnehmen. Mit dieser Methode soll die Bestandessaatgutproduktion pro Quadratmeter erfaßt werden. Die Auffangfläche der Fallen beträgt auf den Probeflächen 9 und 10 mit je sechs Trogfällen und je zwei Trichterfallen insgesamt 2,32 Quadratmeter. Diese Samenfallen wurden (wie auch die Pollenfälle) am Institut für Waldbau der Forstlichen Bundesversuchsanstalt entwickelt und hergestellt.

2.6 Aufnahme der Naturverjüngung

Da bereits in den Vorjahren am Schulterberg Vegetationsaufnahmen von ENGLISCH & STARLINGER (1995) nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erfolgten, wurde innerhalb dieses Teilprojektes die Naturverjüngung anhand von vier Stichprobepunkten innerhalb der einzelnen Probeflächen angesprochen: Von einem Mittelpunkt der Probefläche, der beim Einmessen der Bäume frei gewählt wurde, wurde im Juni 1994 jeweils nach den vier Hauptrichtungen in einer Entfernung von 10 Metern eine Fläche von einem Quadratmeter abgesteckt und die vorgefundenen Keimlinge und Jungwüchse (bis zu 1,5 m Höhe) der einzelnen Baumarten ausgezählt.

3. Ergebnisse

3.1 Polleneintragsmessungen

Im Laufe der drei Untersuchungsjahre wurden auf der Probefläche 10 Pollen von bis zu 17 unterschiedlichen Baumarten ausgezählt, auf der Fläche 9 waren es 15, während im Gipfelbereich des Schulterberges nur noch 8 verschiedene Baumpollenarten in sehr geringer Anzahl neben den Pollen von Fichte und Latsche zu finden waren. Entsprechend dem erst relativ spät möglichen Fangbeginn konnten Aussagen über Blühbeginn, Blühdauer und Intensität der Blüte nur von

den vier Hauptbaumarten (ohne Lärche) in die Auswertung dieser Arbeit einfließen.

3.1.1 Probestfläche 7

Mit der hier jeweils von der zweiten Maihälfte bis Mitte Juli betriebenen Pollenfalle konnten Daten zur Bestimmung der Blühzeiten der subalpinen Fichte und der reichlich vorhandenen Latschengebüsche gewonnen werden (Tabelle 1).

Bei der Fichte wurde das dreijährige Maximum des Untersuchungszeitraumes dieser Höhenstufe durch 760 gefangene Pollen pro Quadratcentimeter im Jahre 1995 bestimmt, 1994 wurden keine Fichtenpollen gefunden. Die Latsche hingegen blühte als Baumart mit Pioniereigenschaften in jedem Jahr zumindest durchschnittlich.

3.1.2 Probestfläche 9

Die Beprobungen fanden wöchentlich zwischen der letzten Aprilwoche und Ende Juni statt. Bestimmbar waren die Blühzeiten der Fichte, Tanne, Buche und Waldkiefer (Tabelle 2).

Die mangelnde Fichtenblüte im Jahre 1993 überrascht nicht, da im Vorjahr (1992) ein besonders intensives Blühen und Fruktifizieren der Fichten von den Tieflagen bis in den mittelmontanen Bereich europaweit festzustellen war (Christlum, 1250 m: 1230 Pollen/cm²). Die aber schon drei Jahre danach (1995) erneut einsetzende Vollblüte der Fichten, die aber nur eine Woche lang andauerte, läßt einen starken Reiz für die Blühknospenentwicklung während der Vegetationszeit der beiden Vorjahre vermuten; ob die Sommertrockenheit in Verbindung mit zu milden Wintern allein dafür ausschlaggebend war, ist nicht bekannt.

Die Weißkiefer verhält sich als *Pinus*-Art in ihrer Blühbiologie ähnlich wie die Latsche: ein relatives Maximum 1993, ein Rückgang der Blühintensität im folgenden Jahr auf rund 50 % und ein Anstieg der Pollenproduktion 1995 auf ca 75 % des sehr kurzfristigen Maximums.

Das Blühverhalten der Tanne erscheint auch auf mittelmontanen Standorten eher stabil und sogar im gesamten Bundesgebiet ähnlich: im Jahr 1993 ein relatives Minimum, gefolgt 1994 mit einer guten zweiwöchigen intensiven Blüte und 1995 eine normale Nachblüte mit einer Gesamtpollenanzahl von bis zu 75 % des Vorjahres.

Nachdem die Buche der submontanen und tieferen Lagen schon 1994 ein Blühmaximum aufwies, kann die recht gute Blüte und Fruktifikation der mittel- bis hochmontanen Vertreter dieser Baumart im letzten Jahr als logische Folge gesehen werden, da zu-

Tab.1:
Blühzeit und -intensität von *Picea abies* und *Pinus mugo* im Bereich der Probestfläche 7 (1680 m SH)

Baumart	Blühzeit	Hauptblüte	Intensität %
<i>Picea abies</i>	20.5.- 1.6.93	25.5.- 1.6.93	3,9
	- -.94	- -.94	0,0
	12.6.-30.6.95	15.6.-30.6.95	100,0
<i>Pinus mugo</i>	8.6.-29.6.93	15.6.-22.6.93	100,0
	1.6.-30.6.94	22.6.-30.6.94	49,2
	28.6.-20.7.95	4.7.-12.7.95	78,3

Tab.2:
Blühzeit und -intensität der vier Hauptbaumarten im Bereich der Probestfläche 9 (1220 m SH)

Baumart	Blühzeit	Hauptblüte	Intensität %
<i>Picea abies</i>	(25.4.- 5.5.93)	-	0,6
	26.4.-15.5.94	26.4.-4.5.94	2,0
	5.5.-31.5.95	23.5.-31.5.95	100,0
<i>Pinus sylvestris</i>	20.5.- 2.6.93	24.5.-31.5.93	100,0
	11.5.-27.5.94	15.5.-21.5.94	50,0
	15.5.-2.6.95	23.5.-30.5.95	72,5
<i>Abies alba</i>	15.5.-30.5.93	-	2,8
	4.5.-27.5.94	15.5.-27.5.94	100,0
	23.5.-30.5.95	23.5.-30.5.95	75,5
<i>Fagus sylvatica</i>	(5.5.-12.5.93)	-	0,3
	4.5.-18.5.94	11.5.-18.5.94	6,9
	16.5.-30.5.95	23.5.-28.5.95	100,0

Tab.3:
Blühzeit und -intensität der Hauptbaumarten im Bereich der Probestfläche 10 (1030 m)

Baumart	Blühzeit	Hauptblüte	Intensität %
<i>Picea abies</i>	(25.4.-10.5.93)	-	2,8
	20.4.-18.5.94	(26.4.-4.5.94)	8,4
	4.5.-25.5.95	4.5.-11.5.95	100,0
<i>Pinus sylvestris</i>	15.5.-30.5.93	21.5.-28.5.93	100,0
	10.5.-25.5.94	15.5.-22.5.94	37,4
	20.5.-30.5.95	24.5.-28.5.95	32,4
<i>Abies alba</i>	15.5.-26.5.93	19.5.-23.5.93	10,4
	10.5.-30.5.94	15.5.-21.5.94	100,0
	10.5.-30.5.95	23.5.-27.5.95	40,6
<i>Fagus sylvatica</i>	(28.4.-12.5.93)	-	1,1
	4.5.-18.5.94	11.5.-18.5.94	8,9
	30.4.-25.5.95	4.5.-20.5.95	100,0

meist ein Blühmaximum in den Tieflagen beginnt und sich sukzessiv mit ein- bis zweijähriger Verspätung bis in höhere Lagen ausbreitet.

3.1.3 Probestfläche 10

Durch die relativ geringe Höhendifferenz zwischen den Probestflächen 9 und 10 ergaben sich kaum Unterschiede in den Blühzeiten und Pollenintensitäten bei der gewählten Beprobungszeit, weil dieser Höhenunterschied eine Blühzeitdifferenz von nur zwei bis vier

Tagen bewirkt. Daher gelten für die einzelnen Baumarten die Aussagen im Abschnitt 3.1.2.

Ergänzend zu diesen Ausführungen sind die Blühverläufe mit Beginn, Höhepunkt und Ende der Blühzeiten der vier Hauptbaumarten aus den Abbildungen 1-4 ersichtlich. Diese Auswertungen wurden aufgrund von Auszählungen der Pollenwochensummen erstellt.

3.2 Pollenkeimung

Große Differenzen in der Ausprägung von Samenmerkmalen können ein Hinweis auf Störungen der Pollenvitalität sein, denn der Vollkornanteil des Saatgutes ist von der Befruchtungsrate nach der Pollenkeimung neben den Witterungsbedingungen zur Zeit der Pollination abhängig.

Erst durch die reichliche Ausbildung von Blühknospen im Frühjahr 1995 war es in den Probestflächenbereichen des Schulterberges möglich, Pollenmischproben für Laborkeimversuche zu gewinnen und nach erprobten Bedingungen durchzuführen.

Die Keimprozentage der Pollen der Baumarten betragen (für PF 7 mußte wegen der Schneelage eine Ersatzfläche gewählt werden, auf der von mehreren Fichten eine Mischprobe geworben wurde):

Probestfläche	Fichte	Tanne	Buche
10	97 %	79 %	87 %
9	94 %	91 %	98 %
Ersatzfläche für PF 7 (ca. 1500 m)	93 %	-	-

Bei der mikroskopischen Auswertung fielen vor allem unterschiedliche Pollenschlauchlängen bei Buchen- und Tannenproben auf. Alle ausgewiesenen

Abb.1: Blühverläufe von *Picea abies* auf den Probestflächen des Schulterberges

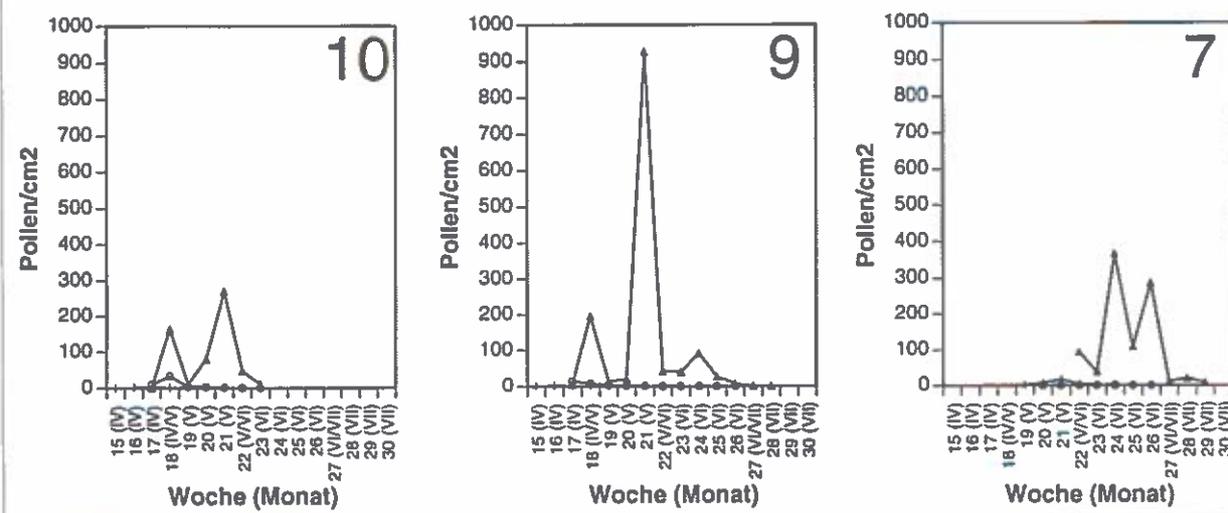
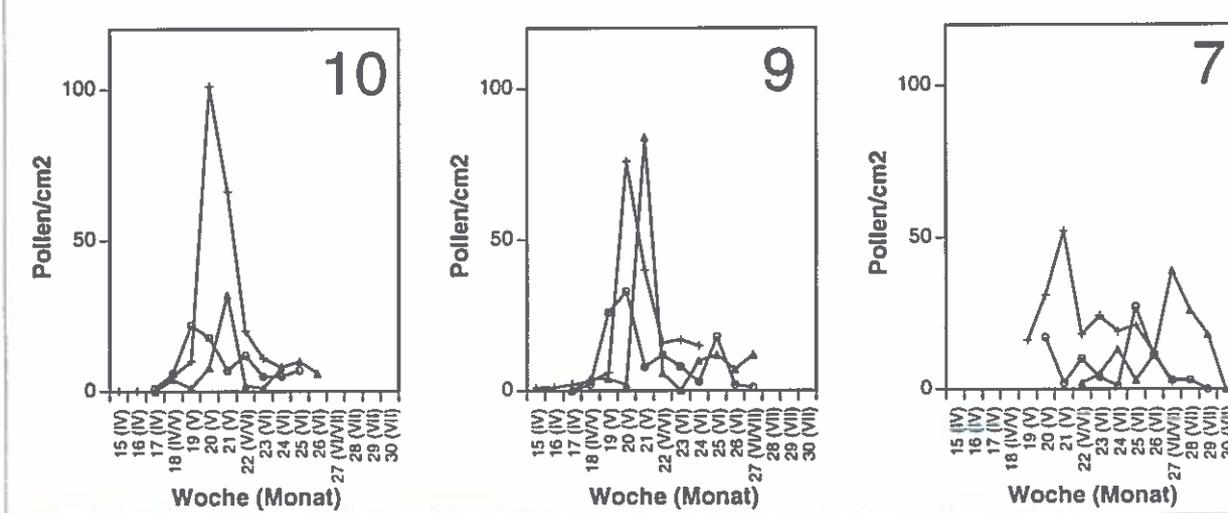


Abb.2: Blühverläufe von *Pinus sylvestris* auf den Probestflächen des Schulterberges



Keimprozentwerte lagen im Bereich der von KRUG (1988) angegebenen Rahmenwerte für eine optimale Pollenkeimung, die Keimkraft der Fichtenpollen sogar darüber. Diese Keimversuche können nur die potentiell mögliche Keimkraft unter günstigsten Laborbedingungen wiedergeben, lassen aber keine Aussagen über die tatsächliche Keimung *in vivo* zu.

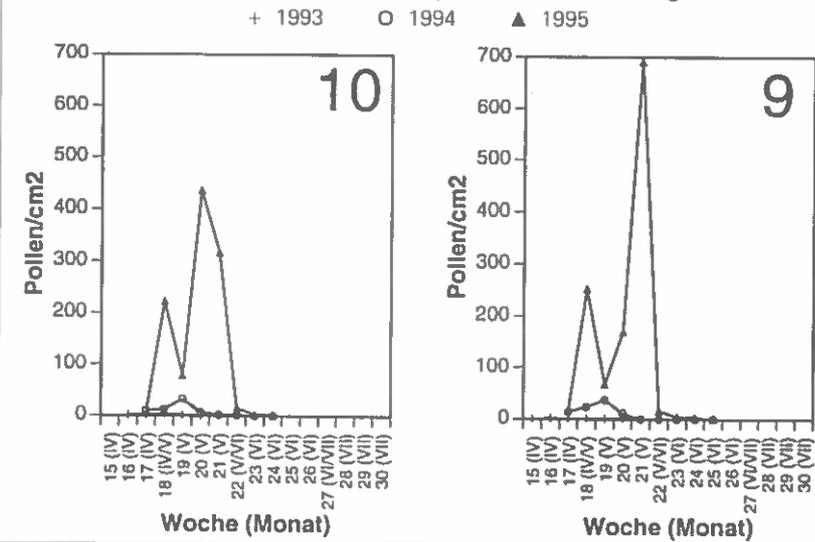
Die in Tabelle 4 dargestellten Pollensummen zeigen für das Jahr 1995 deutlich eine Hauptblüte bei der Fichte und Buche, während für die Tanne bereits 1994 die maximale Pollenmenge nachzuweisen war, gefolgt von einer Nachblüte in einem Ausmaß von bis zu 80 % des Jahres 1995. Die *Pinus*-Arten (Kiefer und Latsche) wiesen 1993 ein Blühmaximum auf, 1994 und 1995 besonders im hochmontanen und subalpinen Bereich.

3.3 Zapfenbeprobung

Infolge der sehr guten Fichtenblüte im Jahr 1995 vom mittelmontanen- bis in den subalpinen Bereich konnten Zapfen auf allen drei Probeflächen in ausreichender Anzahl Ende August geerntet werden. In der selben Woche erfolgten Zapfenbeprobungen in Vorarlberg (Gäfis), von welchen Daten für Vergleichszwecke herangezogen werden können. Zusätzliche Zapfen stammen von einer Beerntung im Oktober 1995 aus dem Raum Zams, wobei der Ernteort mit einer Seehöhe von 1550 m (NE-Exposition) ebenfalls in den Nordtiroler Kalkalpen liegt.

Die Ergebnisse dieser Zapfenuntersuchungen sind in der Tabelle 5 dargestellt, wobei als Faktoren aufscheinen: Zapfenanzahl, durchschnittliche Zapfen-

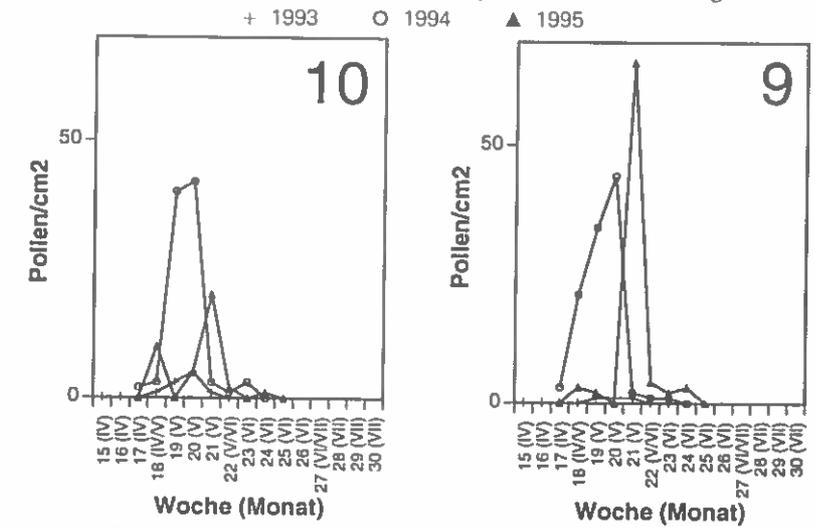
Abb.3: Blühverläufe von *Abies alba* auf den Probeflächen des Schulterberges



Tab. 4: Pollenjahressummen pro cm²

Probefläche	Jahr	<i>Picea abies</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
10	1993	7	10	8	222
	1994	21	96	65	83
	1995	635	39	1081	72
9	1993	8	3	4	177
	1994	28	106	84	113
	1995	1367	80	1220	141
7	1993	30	1	0	237
	1994	0	3	1	78
	1995	936	5	20	117

Abb.4: Blühverläufe von *Fagus sylvatica* auf den Probeflächen des Schulterberges



länge in cm, Anzahl der Zapfenschuppen, Schuppen mit zwei Samen (SS 2), Schuppen mit einem Samen (SS 1) und Schuppen ohne Samen (SS 0). Die Samenanlagen der Zapfenschuppen sind jeweils in Prozent der Gesamtschuppenanzahl angegeben.

Als besonders gut können die Werte für den Beernungsbestand "Gäfis" aus 1600 m Seehöhe (oberhalb von Bad Laterns) bezeichnet werden, da Zapfenlänge und Schuppen mit zwei Samen (92 %) überdurchschnittlich erscheinen, was aber aufgrund der besseren Standortverhältnisse zu erwarten war. Die Zapfendaten der Probestfläche 7 (1680 m) bleiben in dieser Bewertung zwar etwas zurück, doch sind sie ähnlich gut gelegen wie die Daten der Früchte der Probestfläche 9 (1220 m), welche aber eine sehr geringe Zapfenlänge aufweisen.

Tab.5:
Ergebnisse der Fichtenzapfenbeprobungen (1995)

Ort	Zapfenanzahl	Länge (cm)	Schuppenanzahl	SS2 (%)	SS1 (%)	SS0 (%)
PF 7	25	8,9	145	88	3	9
PF 9	15	7,7	137	89	2	9
PF 10	10	9,0	128	83	6	11
Gäfis	20	10,2	163	92	2	6
Zams	90	9,8	148	82	1	17

Den schlechtesten Befruchtungserfolg zeigen die Daten der Probestfläche "Zams", was z.B. auf eine witterungsmäßig ungünstige Blühzeit zurückzuführen sein könnte - wenige störungsfreie Tage der Pollination (Wind und Regen), aber auch Beeinträchtigungen während der Pollenkeimung können nicht ausgeschlossen werden. Ähnlich müssen auch die Ergebnisse der Probestfläche 10 gesehen werden, doch sollten hier Daten der Klimameßstation für die Zeit vom 4.5. bis 11.5. Aufschluß geben können.

4. Diskussion

Durch die Blühuntersuchungen mit Pollenfallen kann für die Fichten auf allen Probestflächen aufgrund der Blühintensität ein relativ gutes Blühverhalten für das Jahr 1995 nachgewiesen werden. Doch die Blühdauer von jeweils nur einer Woche im mittel- und hochmontanen Bereich, gestört durch einen Schlechtwettereinbruch in der zweiten Maiwoche reduziert die Aussichten auf eine gute Samenproduktion dieser Mittellagen.

Im Gipfelbereich des Schulterberges ließ sich die Fichtenblüte über drei Wochen verfolgen, wovon die

vierte Juniwoche ebenfalls durch Regen und Wind beeinträchtigt war. Zum ersten Mal konnte durch diese Polleneintragsmessungen die Fichtenblüte im subalpinen Bereich erfaßt und objektiv beschrieben werden.

Die Zapfenbeprobungen brachten für die Schulterbergprobestflächen Ergebnisse, die im normalen Bereich liegen, doch konnte aufgrund der geringen Zapfenlänge (< 8,0 cm) der Probestfläche 9 eine Wachstumsstörung der Zapfen nachgewiesen werden.

Für die Tanne war im Jahr 1994 ein Blühjahr im mittelmontanen Bereich nachweisbar, das 1995 in hochmontanen Lagen eine eher bescheidene Fortsetzung fand - auch das Ausmaß der Tannenpopulation dieser Höhenstufe ist schon weit geringer.

Auf beiden Probestflächen mit Buchenanteilen zeigen die ausgezählten Pollenwerte im Jahr 1995 ein gutes Blühjahr. Es sollte auch hier 1996 zu einer normalen Nachblüte und Ergänzung des Blüh- und Fruktifikationsvorjahres kommen.

Auf etwaige Schäden während der Blüte und Fruchtreife kann aufgrund eines noch zu ermittelnden Pollen/Samenverhältnisses (P/S-Verhältnis) geschlossen werden, was aber erst nach Vorliegen der Samenfalldaten möglich ist und wodurch die Untersuchungsreihe "Blüte-Fruktifikation" abgeschlossen werden kann.

Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989/1991: *Zustand der Tiroler Wälder, Berichte an den Tiroler Landtag für die Jahre 1985-1991.*
- BENOIT L.F., SKELLY J.M. & MOORE L.D. 1983: *The influence of ozone on Pinus strobus L. pollen germination.* Can. J. For. Res. 13, 184-186.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: *Pflanzensoziologie.* 3.Aufl. Springer, Wien, New-York, 1-865.
- CUFAR K., ROBIC D., TORELLI N. & KERMAVNAR A. 1994: *Blütenbildung unterschiedlich geschädigter Weißtannen in Slowenien.* Forst und Holz, 49 (2), 34-36.
- DENGLER A. & SCAMONI A. 1944: *Über den Pollenflug der Waldbäume.* Zeitschr. f. d. ges. Forstwesen 76 (70), 107-112.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 87, 25-54.
- FROHLICH H.J. 1964: *Pollenbank und Pollenkeimung.* Forst- und Holzwirt 19 (9), 1-3.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 78, 9-15.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin-Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 87, 9-18.

- KREHAN H. & TOMCZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probenflächen und Kronenzustände der Probestämme an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- KOHLER H. & STRATMANN J. 1986: *Wachstum und Benadelung von Fichten im Westharz*. Forst- und Holzwirt 6, 152-157.
- KRUG E. 1988: *Wirkungen von Pollutanten und Einflüsse des Waldsterbens auf generative Entwicklungsstadien von Picea abies und andere Pinaceae*. Diss. d. Forstwiss. Fak. LMU München.
- KRUG E. 1989: *Wirkt sich das Waldsterben auf die generative Vermehrung der Fichte aus?* Allg. Forstztg. München 32, 838-839.
- LITSCHAUER R. 1995: *Das Blühen der Waldbäume*. Österr. Forstz. Wien, 6, 52-53.
- MARGE H. 1994: *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 127-140.
- MARSCHALL J. 1975: *Hilfstafern für die Forsteinrichtung*. 2. Aufl. Österreichischer Agrarverlag Wien.
- MAYER H. 1977: *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. 1. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- POLLANSCHÜTZ J., KILLIAN W., NEUMANN M. & SIEGEL G. 1985: *Instruktion für die Feldarbeit der Waldzustandsinventur nach bundeseinheitlichen Richtlinien 1984-1988*. Eigenverlag der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien.
- SPELSBERG G. 1988: *Zur Frage Benadelung und Fruktifikation bei der Fichte*. Forst und Holz 9, 218-220.
- STUTZ H.P., FREHNER E. & BURKART A. 1987: *Nadelverlust der Fichte und Samenqualität*. Forstwiss. Centralblatt 2, 68-77.

Verfasser: Dipl.-Ing. Rudolf Litschauer
Institut für Waldbau
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Hauptstraße 7
A-1140 Wien

Anhang

Plotterdarstellungen der Probeflächen des Schulterberges

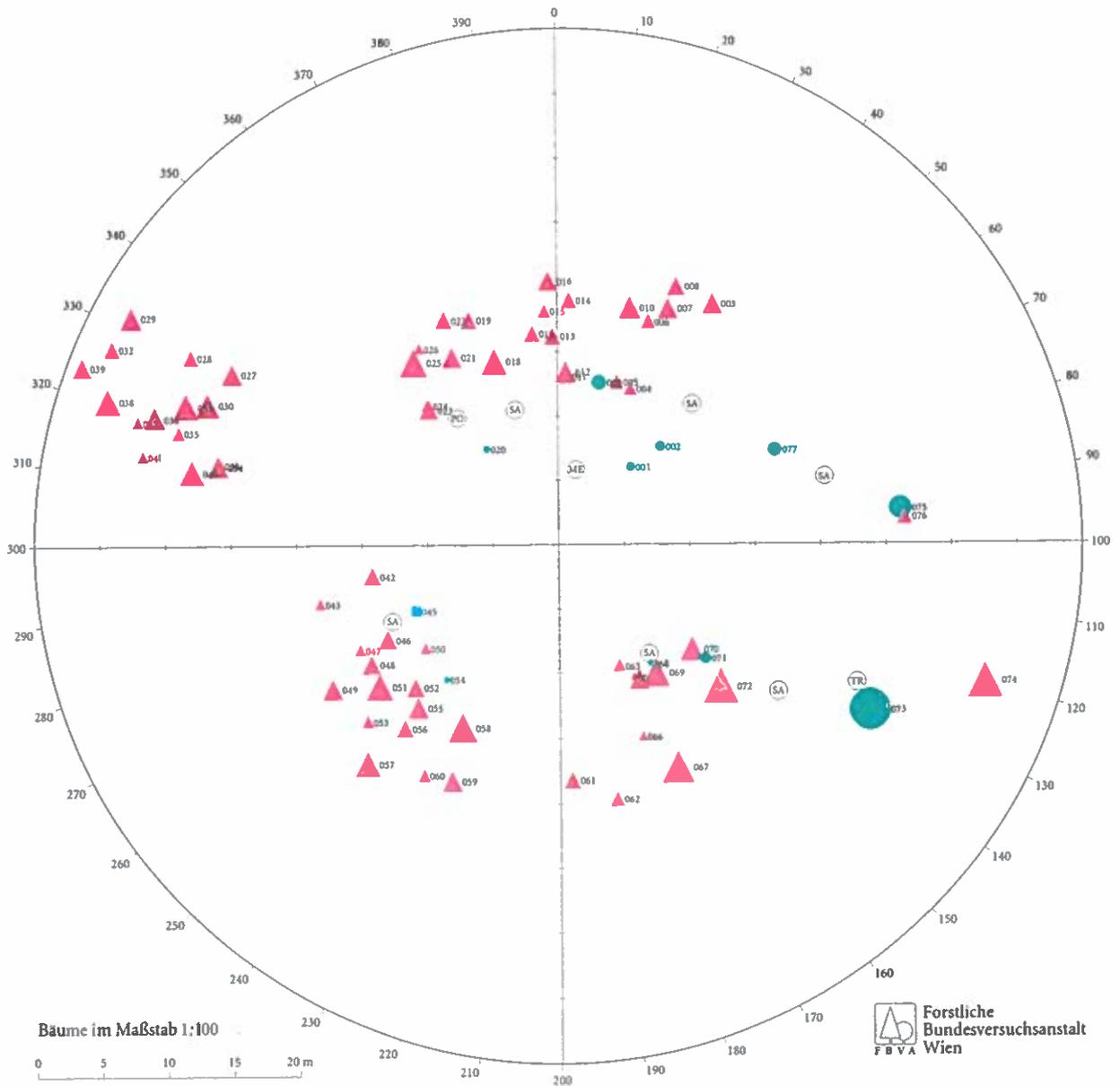
Ort: **ACHENKIRCH**

Fläche: **Schulterberg 9**

- ▲ Fichte
- Tanne
- Buche
- Ahorn

- CO .. Container
- GR .. Grenzpflock
- ME .. Meßstation
- PO .. Pollenfalle

- SA .. Samenfalle
- SC .. Schneißenpflock
- TR .. Trichterfalle



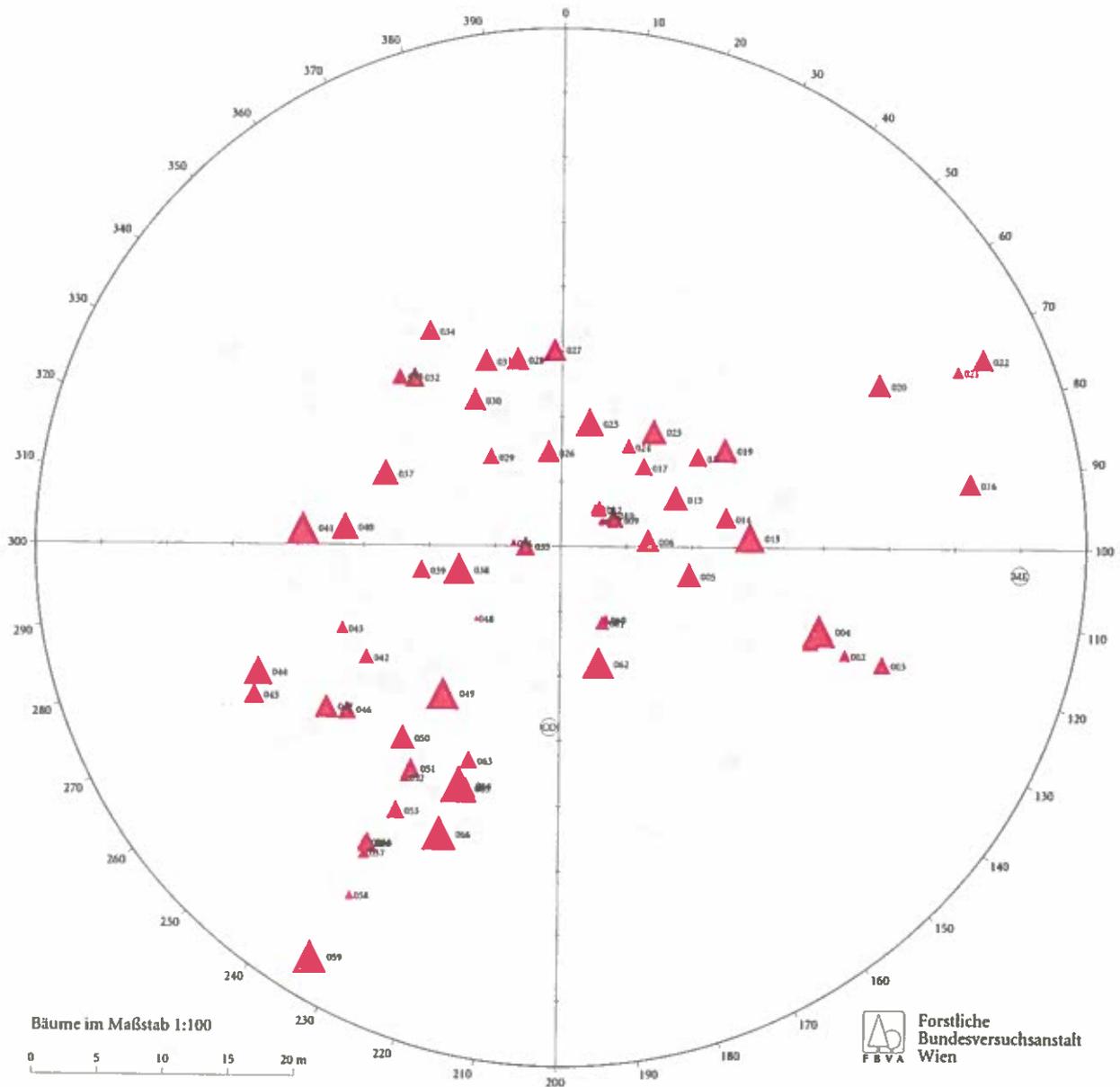
Ort: ACHENKIRCH

Fläche: Schulterberg 7

- ▲ Fichte
- Tanne
- Buche
- Ahorn

- CO.. Container
- GR.. Grenzpflock
- ME.. Meßstation
- PO.. Pollenfalle

- SA.. Samenfalle
- SC.. Schneißenpflock
- TR.. Trichterfalle



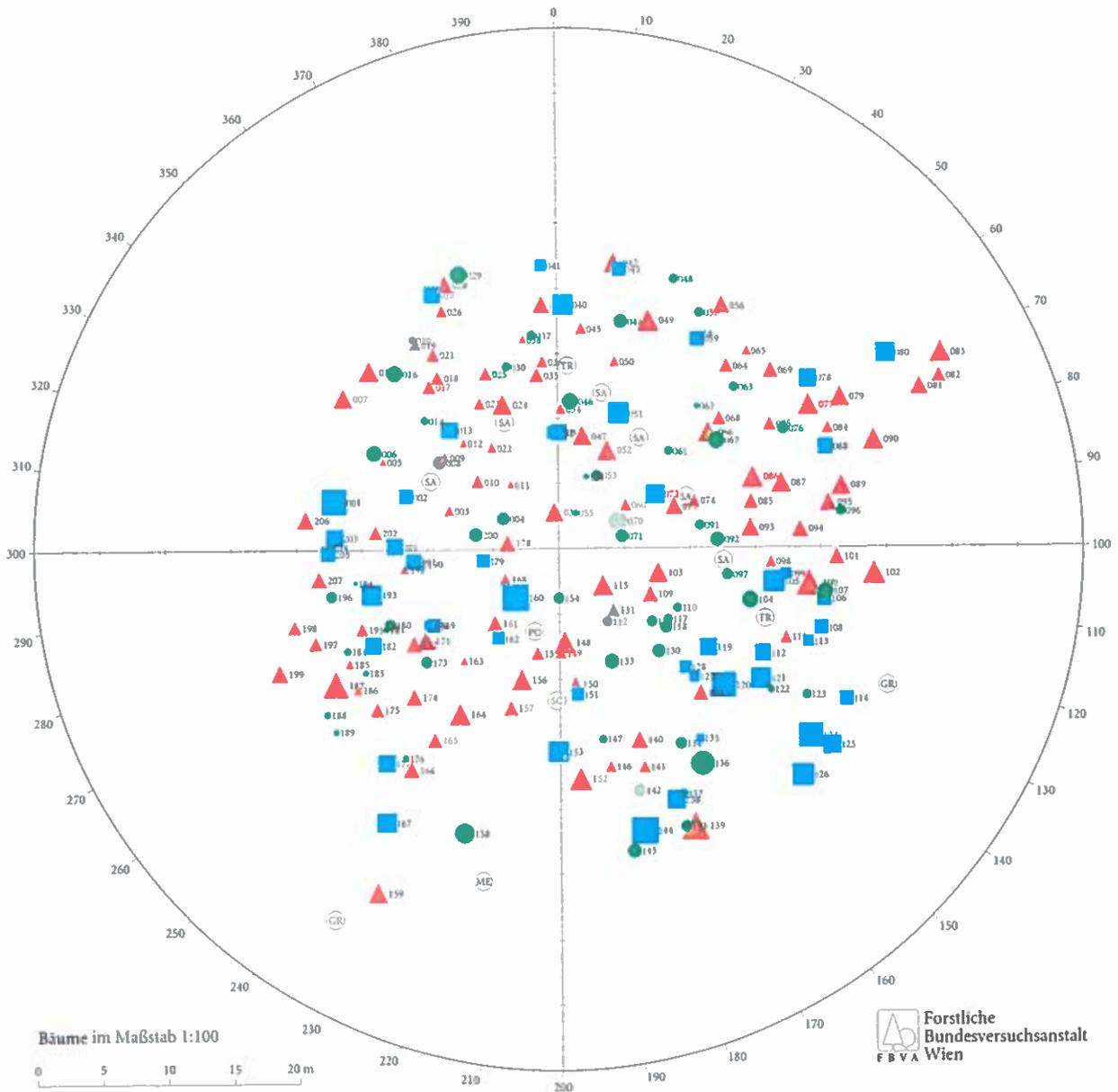
Ort: ACHENKIRCH

Fläche: Schulterberg 10

- ▲ Fichte
- Tanne
- Buche
- Ahorn

- CO .. Container
- GR .. Grenzpflock
- ME .. Meßstation
- PO .. Pollenfalle

- SA .. Samenfalle
- SC .. Schneißpflock
- TR .. Trichterfalle



Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsergebnisse im Raum Achenkirch (1990-1995)

S. SMIDT

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Die dauerregistrierenden Luftschadstoffmessungen an vier Containerstationen (920 m, 930 m, 1280 m, 1758 m) ergaben sehr geringe SO_2 , geringe NO_x - und hohe, jedoch den Seehöhen bzw. dem übrigen Alpenraum entsprechende Ozon-Konzentrationen. Auch anhand eines abgeleiteten Luftbelastungsindex für diese drei Luftschadstoffe ergab sich im Vergleich zu anderen "waldrelevanten" Stationen eine geringe Belastung. Während eine direkte Gefährdung der Waldökosysteme des Untersuchungsgebietes durch die Einzelkomponenten SO_2 und NO_x weitgehend ausgeschlossen werden kann, kann v.a. die ozonempfindliche Buche als gefährdet angesehen werden.

Die Analysen der nassen Gravitationsdepositionen weisen das Untersuchungsgebiet als relativ wenig belastet aus. Zwischen der Talstation (930 m) und der Hangstation in 1280 m Seehöhe bestehen hinsichtlich der Ionenkonzentrationen und Einträge keine markanten Unterschiede. Kritische Belastungen des Bodens durch Protoneneinträge sind auf den karbonatbeeinflussten Böden nicht anzunehmen. Critical Loads für Stickstoffeinträge wurden überschritten, für eine akute Gefährdung gibt es jedoch keine konkreten Anzeichen.

Schlüsselworte: Nordtiroler Kalkalpen, Höhenprofile, Luftschadstoffe, Luftbelastungsindex

Abstract. [Evaluation of Air Pollutant and Deposition Analyses Carried out in the Area of Achenkirch - Results from 1990-1995.] The permanent registration of air pollutants at four stations (920 m, 930 m, 1280 m, 1758 m) showed very low SO_2 and low NO_x concentrations. Ozone concentrations were high, but corresponded to the respective altitudes and to the rest of the alpine area. In most cases, SO_2 and NO_x will, individually, not pose a risk to the forest ecosystems of the research area. Ozone-sensitive species, in particular beech, must, however, be considered endangered.

The analyses of the wet gravitational depositions indicate that the investigation area is relatively little stressed. As regards ion concentrations and inputs there are no considerable differences between the valley station (930 m) and the slope station at 1,280 m. Critical stress of the soil through inputs is unlikely on the carbonate-influenced soils. Critical Loads from nitrogen inputs were exceeded, but there are no concrete indications of acute danger.

Keywords: Northern Tyrolean Limestone Alps, altitude profiles, air pollutants, air quality index

1. Einleitung

Den Luftschadstoffen wird nach zahlreichen Jahren intensiver Waldschadensforschung prioritäre Bedeutung als Verursacher von Waldschäden eingeräumt. Die Kenntnis der Konzentrationen (Levels) und Einträge (Loads) von Luftschadstoffen ist vor allem im Hinblick auf die (potentielle) pflanzenphysiologische Belastung und die Interpretation der Ergebnisse von Bioindikationsmethoden und weiterer Untersuchungsergebnisse von Bedeutung; ferner ist sie Grundlage für modellhafte Abschätzungen der Gefährdung größerer Gebiete.

Bisherige Messungen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991, SMIDT & GABLER 1994, SMIDT et al. 1995, SMIDT 1996) haben ergeben, daß der Raum der Nordtiroler Kalkalpen (Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 nach KILIAN et al. 1994) in den Talbereichen mit Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden, in höheren Lagen v.a. mit Ozon belastet ist. Während die Protoneneinträge für die in diesen Wuchsgebieten vorherrschenden karbonatbeeinflussten Böden als unbedenklich gelten können, läßt sich eine negative Wirkung von Stickstoffeinträgen auf die Stabilität von Waldökosystemen nur ungenügend voraussagen, wengleich der natürliche Bedarf an Stickstoff überschritten wird (GLATZEL 1990) und Critical Loads

überschritten werden (SMIDT et al. 1995); auch die ökosystemare Bedeutung der Schwermetalleinträge ist schwer abschätzbar. Bei den organischen Luftverunreinigungen und Kohlenmonoxid stehen die indirekten Wirkungen z.B. als Vorläufer von Photooxidantien im Vordergrund. Die auch in Reinluftgebieten nachweisbaren, in den vorliegenden Konzentrationen für Pflanzen jedoch nicht toxischen Chlorkohlenwasserstoffen stellen nach derzeitigem Wissensstand keine direkte Gefährdung für die Vegetation dar, da eine Entgiftung in den Blattorganen bei den herrschenden Konzentrationen möglich ist (SCHRÖDER et al. 1996). Bei den bisher erhobenen und bewerteten Stressorenmustern ist daher in den Nordtiroler Kalkalpen besonderes Augenmerk auf die Ozonbelastung und die Stickstoffeinträge zu legen.

Die folgende Darstellung der Meßwerte im Raum Achenkirch läßt gemeinsam mit den Daten der okkulten und der trockenen Deposition (KALINA et al. 1995) im Untersuchungsgebiet eine umfassende Aussage über die Immissionssituation zu. Sie ist die Basis für Modellrechnungen, mit deren Hilfe eine differenziertere Risikoabschätzung für den kalkalpinen Raum vorgenommen werden kann.

2. Methodik

2.1 Luftschadstoffmessungen

2.1.1 Meßstationen, Meßzeiträume, Meßgeräte

Die Meßstationen des Untersuchungsgebietes sind mit dem jeweiligen Meßbeginn sowie der Bezeichnung der Meßgeräte in Tabelle 1 angeführt.

2.1.2 Grenzwerte

Zur Beurteilung der gemessenen Konzentrationen wurden wirkungsbezogene Grenzwerte zum Schutz der Vegetation für SO_2 , NO_2 und Ozon herangezogen (eine ausführliche tabellarische Übersicht über

wirkungsbezogene Grenzwerte zum Schutz der Vegetation ist im Anhang 1a wiedergegeben).

- **Schwefeldioxid:** Die SO_2 -Werte wurden nach der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. 199/1984) beurteilt, die Jahresmittelwerte nach IUFRO (1975/78).
- **Stickstoffoxide:** NO_2 -Werte wurden nach dem NO_2 -Kriterium der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987) beurteilt. Zusätzlich wurde der NO_x -Grenzwert der WHO (1995) herangezogen, welcher die Summe der Konzentrationen von NO und NO_2 berücksichtigt.
- **Ozon:** Neben den Grenzwerten der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) diente der derzeit in Diskussion stehende Critical Level der UN-ECE (1994) als Beurteilungsbasis.

Der provisorische Critical Level von 10 ppm.h für Forstpflanzen ("AOT40"-Wert der UN-ECE 1994 = "accumulated exposure over a threshold of 40 ppb") berücksichtigt nur jene Ozonkonzentrationen (1-Stundenmittelwerte), welche 40 ppb (= 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) überschreiten. Der AOT40-Wert ist somit die Summe der Differenzen zwischen den Stundenmittelwerten in ppb und 40 ppb für jedes Stundenmittel über 40 ppb. Er basiert auf der Reduktion der Biomasseproduktion von mindestens 10 %, d.h. bei einer Überschreitung von 10 ppm.h innerhalb von sechs Monaten höchster Empfindlichkeit des Rezeptors = Baumes (z.B. April bis September) ist mit einer Reduktion der Biomasseproduktion von über 10 % zu rechnen. Er beruht u.a. auf Untersuchungen von KÜPPERS et al. (1994) sowie BRAUN & FLÜCKIGER (1994), welche kritische Ozondosen für einige Baumarten formulierten (Tabelle 2; vgl. SMIDT & LOIBL 1996).

Aufgrund von Berechnungen für zahlreiche waldrelevante Stationen in Österreich und in der Schweiz (SMIDT 1994a) bestehen zwischen den AOT40-Werten und den Vegetationszeitmittelwerten (VMW7 = Mittelwert der Halbstundenmittel 9.00 - 16.00, April bis Oktober) stochastische Zusammenhänge. Aus diesen läßt sich eine grobe Klassifizierung der Ozonbelastung ableiten (Tabelle 3).

Tab.1:
Gemessene Schadstoffkomponenten, Meßgeräte (ML: Monitor Labs), Meßstationen und Meßbeginn (Monat / Jahr)

Meßstation	SO_2 (ML 8850)	NO_x (ML 8840)	O_3 (ML 8810)
Christlumkopf (1758 m)	-	-	1/91
Christlumalm (1280 m)	1/92	2/92	1/92
Talboden (930 m)	12/92	9/92	9/92
Mühleggerköpfl (920 m)	1/90	1/91	2/90

Tab.2:
Kritische Ozondosen für verschiedene Baumarten

Baumart	ppm.h	Literatur
Buche, Eiche	6	KÜPPERS et al. 1994
Buche	7	BRAUN & FLÜCKIGER 1994
Fichte, Weißkiefer, Silbertanne	12	KÜPPERS et al. 1994

Tab. 3:
Klassifizierung der Ozonbelastung auf der Basis von AOT40-Werten und Vegetationszeitmittelwerten (auf der Basis von Auswertungen von SMIDT 1994a)

Relative Ozonbelastung	AOT40	Entsprechender VMW7 (Richtwert)
Gering ozonbelastet	≤ 20 ppm.h	< 35 ppb (< 70 µg/m³)
Mittelstark ozonbelastet	20-40 ppm.h	35-45 ppb (70-90 µg/m³)
Hoch ozonbelastet	≥ 40 ppm.h	> 45 ppb (> 90 µg/m³)

2.1.3 Luftbelastungsindex

Zur summarischen Beschreibung der Belastung der Vegetation durch die Komponenten SO₂, NO₂ und O₃ und deren jahreszeitlichen Variation wird im folgenden ein Luftbelastungsindex (LBI, dimensionslos) in Anlehnung an den LBI von BAUMÖLLER & REUTER (1995) aufgestellten LBI formuliert (diese Autoren berechneten einen LBI aus den Konzentrationen der

Komponenten SO₂, NO₂ und Staub im Hinblick auf die Humantoxizität): Hierbei werden die SO₂-, NO₂- und O₃-Jahresmittelwerte durch die jeweiligen Grenzwerte dividiert und gemittelt (Tabelle 4). Zur Berechnung des LBI auf Monatsbasis wird analog vorgegangen. Da für den Ozon-Jahresmittelwert und die Monatsmittelwerte aller drei Komponenten keine Grenzwerte vorliegen, wurden diese extrapoliert bzw. interpoliert, woraus sich die in Tabelle 5 angegebenen Grenzwerte ergaben; bei SO₂ wurde ferner (gemäß Zweiter Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen) zwischen Monaten der Vegetationszeit und Vegetationsruhe differenziert.

Zur Klassifizierung der LBI-Werte wurden die Beurteilungsgrenzen des "Stuttgarter LBI" (vgl. BAUMÖLLER & REUTER 1995; Tabelle 6, links) unter Berücksichtigung der Pflanzenempfindlichkeit modifiziert (Tabelle 6, rechts).

Tab. 4:
Berechnung der Luftbelastungsindices für den Jahresmittelwert (J) und Monatsmittelwert (M); die Konzentrationen im Nenner sind in µg/m³ angegeben

Basis	Berechnungsformel	
Jahreswerte	$LBI(J) = [(J_{SO_2}/25) + (J_{NO_2}/30) + (J_{O_3}/60)] * 0,333$	
Monatsmittelwerte	April - Oktober	November - März
	$LBI(M) = [(M_{SO_2}/36) + (M_{NO_2}/38) + (M_{O_3}/60)] * 0,333$	$LBI(M) = [(M_{SO_2}/57) + (M_{NO_2}/38) + (M_{O_3}/60)] * 0,333$

Tab. 5:
Berechnungsgrundlagen für den LBI auf Jahres- und Monatsbasis (vgl. Anhang 1a)

Gas	JMW-Grenzwerte	MMW-Grenzwerte
SO ₂	25 µg/m³ (IUFRO 1975/78)	36 µg/m³ (April bis Oktober) bzw. 57 µg/m³ (November bis März). Diese Werte wurden durch Interpolation zwischen dem IUFRO-Jahresmittelgrenzwert und den Tagesmittel-Grenzwerten der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen erhalten
NO ₂	30 µg/m³ (ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN [ÖAW] 1987)	38 µg/m³: Interpolationswert zwischen dem Jahres- und dem Tagesmittel-Grenzwert
O ₃	60 µg/m³: dem ÖAW-Grenzwert für die Vegetationsperiode gleichgesetzt	60 µg/m³: dem ÖAW-Grenzwert für die Vegetationsperiode (= 8h-Grenzwert) gleichgesetzt

Tab. 6:
Klassen für den Luftbelastungsindex im Hinblick auf Human- und Pflanzentoxizität

Klassen des Stuttgarter Luftbelastungsindex (Schutzgut Mensch)		Klassen des Luftbelastungsindex im Hinblick auf die Belastung der Vegetation (Jahreswert)	
SO ₂ , NO ₂ , Staub (nach BAUMÜLLER & REUTER 1995)		SO ₂ , NO ₂ , Ozon (diese Arbeit)	
0 - 0,5	kaum belastet	0 - 0,5	wenig belastete Gebiete
0,51 - 1,0	schwach belastet	0,51 - 0,75	belastete Gebiete
		> 0,76	deutlich belastete Gebiete
1,01 - 1,5	mäßig belastet		
1,51 - 2,0	deutlich belastet		
> 2,0	erheblich belastet		

2.2. Depositionsmessungen

Die Niederschläge wurden an den Stationen Talboden, Christlumalm und Christlumpkopf mittels Bulk-Sammlern, an der Station Mühleggerköpfl mit einem WADOS-Sammler gewonnen. Analysiert wurden pH (Radiometer GK 2401C, pH-Elektrode), elektrische Leitfähigkeit (CDM 83 Konduktometer mit Radiometer Elektrode CDC 344), Ionengehalte: bis Ende 1994 mit einem Wescan-Ionenchromatograph, ab Januar 1995 mit einem Dionex 100 Ionenchromatograph (Methodik nach SMIDT 1992). Die in dieser Arbeit behandelten Meßzeiträume sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tab. 7:
Meßzeiträume der Freiland-Depositionsmessungen

Station	Meßzeiträume
Talboden (Bulk)	5/1991 - 12/1995
Christlumalm (Bulk)	5/1991 - 3/1993; 5/1994-12/1995
Christlumpkopf (Bulk)	7/1991 - 3/1993; 7-12/1995
Mühleggerköpfl (WADOS)	3/1991 - 10/1995

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Luftschadstoffmessungen

3.1.1 Jahresmittel

Die SO₂-, NO-, NO₂- und Ozon-Jahresmittel bis 1995 sind, gemeinsam mit den VMW7- und AOT40 Werten für Ozon, im Anhang 2 angeführt. Die Gesamtbandbreiten der Jahresmittel, welche eine leichte NO₂-Abnahme und eine deutliche Ozon-Zunahme mit zunehmender Seehöhe zeigen, betragen im Untersuchungsgebiet:

SO₂: 2-4 µg/m³
 NO₂: 1-16 µg/m³
 NO: 0-5 µg/m³
 Ozon: 31 - 95 µg/m³

In den österreichischen Alpen nahmen - entsprechend den jeweiligen Emissionen - die SO₂-Konzentrationen (Jahresmittel) deutlich und die NO₂-Konzentrationen schwach ab (SMIDT & GABLER 1994), während die Ozonkonzentrationen seit dem Beginn der 80er Jahre keine deutliche Zunahme mehr zeigten; für das Untersuchungsgebiet zeichnen sich zwischen 1990 und 1995 keine "Trends" ab.

Vergleichswerte: In Tabelle 8 werden zu Vergleichszwecken Jahresmittelwerte aus Gebieten mit unterschiedlicher Schadstoffbelastung angeführt; nach diesem Schema ist der Raum Achenkirch hinsichtlich SO₂ und NO₂ als Hintergrundgebiet und hinsichtlich Ozon als ländliches Gebiet einzustufen.

Tab. 8:
Jahresmittelwerte (µg/m³) in unterschiedlich belasteten Gebieten (HAHN 1991)

Komponente	Hintergrund	Ländliche Gebiete	Ballungsräume
SO ₂	0,5 - 10	4 - 20	10 - 90
NO ₂	3 - 10	10 - 55	30 - 105
O ₃	70 - 130	30 - 100	15 - 60

3.1.2 Monatsmittel

Die Monatsmittel sind in Abbildung 1, die Bandbreiten der Monatsmittel gemeinsam mit den jeweiligen maximalen Tages- und Halbstundenmitteln in Abbildung 2 wiedergegeben (die Werte sind im Anhang 3 tabelliert).

Die Bandbreiten der SO₂- und NO₂-Monatsmittel zeigten keine großen Unterschiede zwischen den Sta-

tionen, wohl aber die maximalen SO_2 -Tages- und Halbstundenmittel, die auf der Christlumalm am höchsten waren. Die Ozon-Monatsmittel sowie die maximalen Tagesmittel nahmen wie die Jahresmittel mit zunehmender Seehöhe zu; die maximalen Halbstundenmittelwerte waren am Talboden höher als an

der Christlumalm und am Christlumkopf am höchsten. Die Ozonverläufe im Achenal entsprechen jenen des übrigen Alpenraumes; demgegenüber nehmen die SO_2 - und NO_2 -Mittel und -Maximalkonzentrationen dort üblicherweise deutlich ab (SMIDT 1996).

Abb. 1:
Verlauf der Monatsmittelwerte

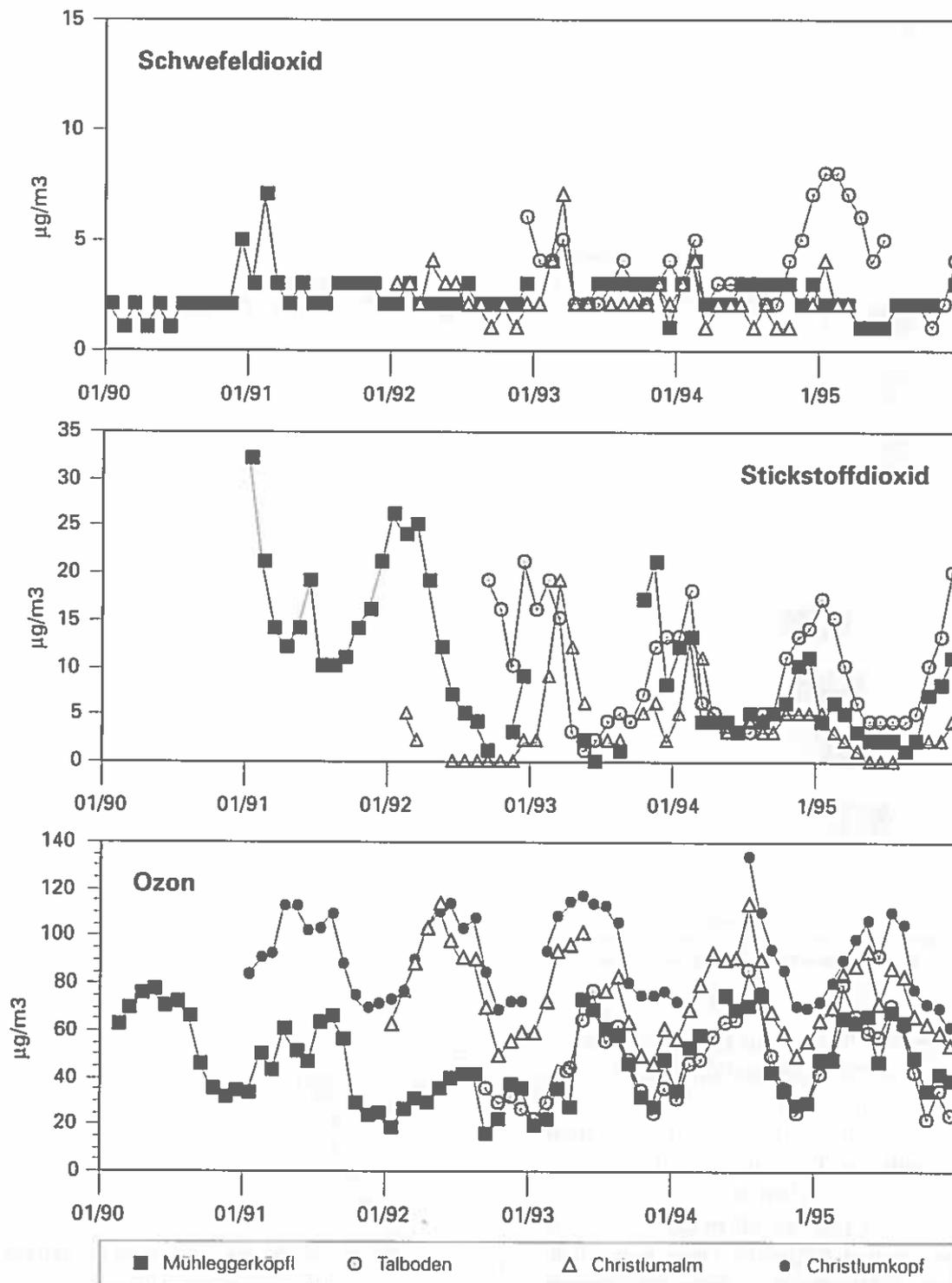
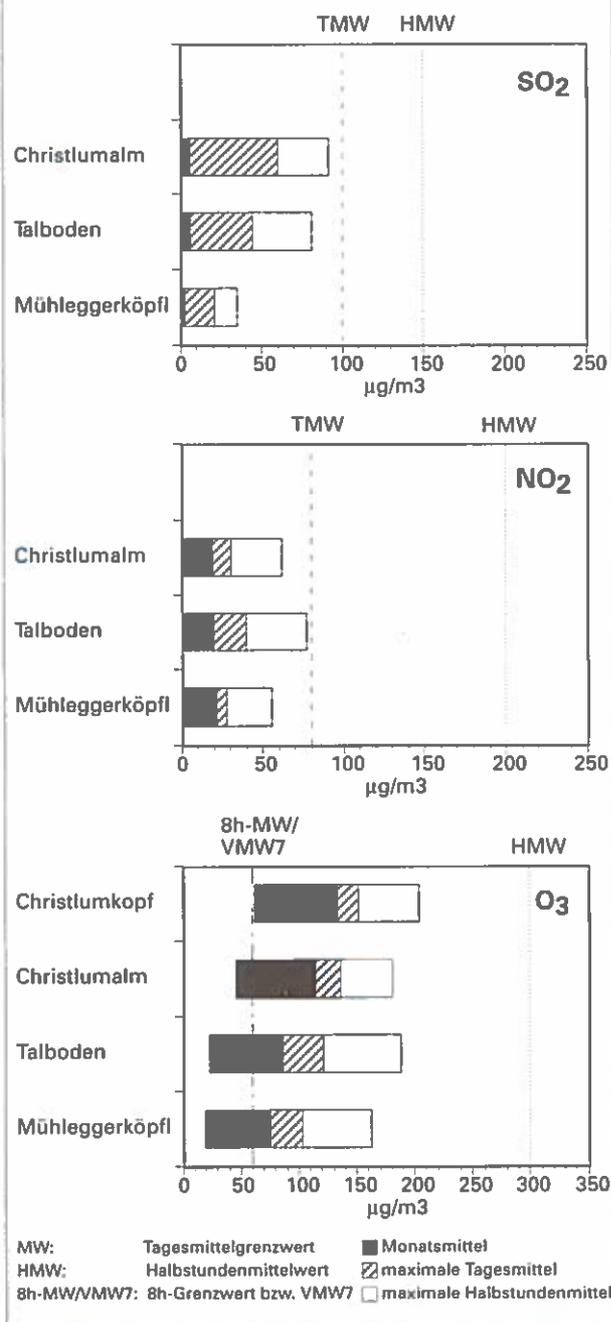


Abb. 2: Bandbreite der Monatsmittel und Maximalwerte der Tages- und Halbstundenmittel (1993-1995)



Die höchsten SO₂-Tages- und Halbstunden-Maximalwerte am Christlumpkopf sind durch eine einzige SO₂-Episode zwischen dem 1. und 9.3.1993 zu erklären (maximales Tagesmittel: 61 µg/m³, maximaler Halbstundenmittelwert: 92 µg/m³). Am Talboden wurde diese Episode zwischen dem 3. und 6.3.93 registriert (maximales Tagesmittel: 46 µg/m³, maximales Halbstundenmittel: 83 µg/m³). Diese wie auch andere Episoden sind häufig auf großräumige Antrans-

porte zurückzuführen, da ähnliche, jedoch zeitverschobene Konzentrationsanstiege auch im nördlich des Untersuchungsgebietes gelegenen Loisachtal in Bayern registriert wurden (vgl. SMIDT & LEITNER 1992). Die Station Mühleggerköpfl war insgesamt am geringsten belastet.

Die mittleren NO₂-Konzentrationen waren an den Meßstellen etwa gleichhoch, die Maximalwerte waren am Talboden am höchsten (die relativ höchsten Werte traten im Januar 1995 auf).

3.1.4 Grenzwertüberschreitungen

SO₂ und NO₂

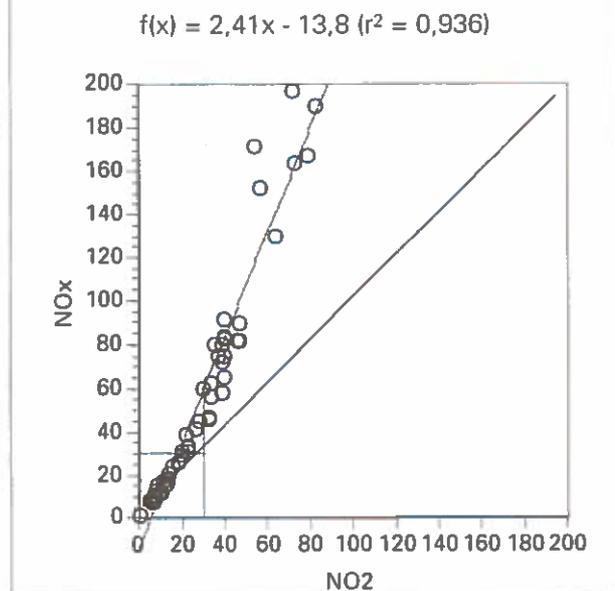
An keiner der drei Meßstationen wurden Überschreitungen von Grenzwerten (Anhang 1a) registriert.

NO_x

Der NO_x-Grenzwert der WHO (1985) für NO_x, welcher sowohl NO₂ auch NO einbezieht und für den Jahresmittelwert mit 30 µg/m³ angesetzt ist, wurde im Raum Achenkirch ebenfalls nicht überschritten.

Abbildung 3 zeigt, daß an unterschiedlich stark belasteten oberösterreichischen und Tiroler Meßstellen der NO_x-Wert rund doppelt so hoch war wie der entsprechende NO₂-Jahresmittelwert; dies führte dazu, daß an einzelnen Stationen der NO₂-Jahresmittelwert (30 µg/m³) unterschritten, der NO_x-Jahresmittelwert jedoch schon überschritten wurde.

Abb. 3: Abhängigkeit von NO_x-Konzentrationen von den jeweiligen NO₂-Konzentrationen auf der Basis von Jahresmittelwerten (Oberösterreich, Tirol; Gesamtzeitraum 1984-1994)



Ozon

Grenzwertüberschreitungen traten an allen vier Stationen auf: Während der MW1 (1h-Höchstwert) selten überschritten wurde, kam es - insbesondere in den Monaten der Vegetationsperiode - zu häufigen Überschreitungen des MW8 (8h-Mittelwert) und des VMW7 (Vegetationszeitmittelwert) der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989), ferner des Schweizerischen Perzentilgrenzwertes und des WHO-Tagesmittelgrenzwertes (LEITNER et al. 1996). Der AOT40-Wert lag zwischen 1991 und 1995 nur an den Stationen Talboden und Mühleggerköpfl (insg. viermal) unter 10 ppm.h und fünfmal unter 12 ppm.h.

3.1.5 Luftbelastungsindices

3.1.5.1 LBI-Jahresmittel

Die LBI auf der Basis der SO₂-, NO₂- und Ozon-Jahresmittel lagen im Untersuchungsgebiet 1991-1995 zwischen 0,33 und 0,52 (Tabelle 9) und waren damit - mit Ausnahme der Christlumalm 1993 ("deutlich belastet") als wenig belastet einzustufen. Im Vergleich dazu erreichten Ballungsräume in Österreich Werte bis 0,91 (vgl. Anhang 4).

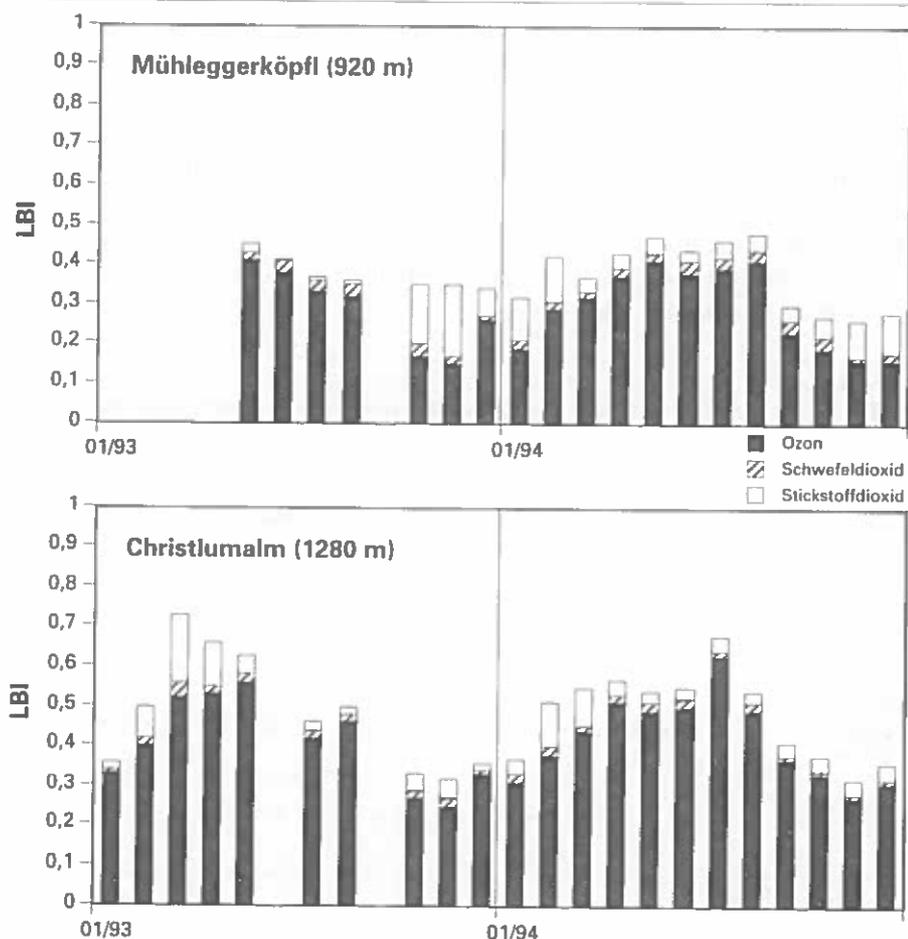
Tab. 9:
Luftbelastungsindices (Jahresmittel) der Stationen des Untersuchungsgebietes

Station	1991	1992	1993	1994	1995
Christlumalm	-	-	0,52	0,50	-
Talboden	-	-	0,38	0,42	0,43
Mühleggerköpfl	0,47	0,33	0,37	0,42	0,36

3.1.5.2 LBI-Monatsmittel

Abbildung 4 zeigt die monatsbezogenen Luftbelastungsindices für die Stationen Mühleggerköpfl und Christlumalm am Beispiel der Meßjahre 1993 und 1994. Wie aus dieser Abbildung ersichtlich, dominiert an beiden Stationen die Ozonbelastung, v.a. an der in 1280 m gelegenen Station Christlumalm. NO_x hat einen geringeren Anteil am Gesamtindex und führt, insbesondere an der im Talboden gelegenen Station Mühleggerköpfl, zu einer deutlichen Erhöhung des LBI in den Wintermonaten, während SO₂ einen nur sehr geringen Anteil an der Gesamtbelastung hat. Die aus dem LBI abgeleitete Gesamtbelastung war jedoch auf der Christlumalm wegen des relativ hohen Ozonanteiles deutlich höher.

Abb. 4:
Luftbelastungsindices, basierend auf den Monatswerten für die Stationen Mühleggerköpfl und Christlumalm



3.2 Depositionsmessungen

3.2.1 Gesamtmittel, Jahres- und Monatswerte

Die H-, S- und N-Einträge ergaben im Gesamtmittel über den Zeitraum 1991-1995 keine markante Seehöhenabhängigkeit zwischen den Talstationen (920 m bzw. 930 m) und der Station Christlumalm (1280 m; Abbildung 5). Der mittlere pH war am Talboden mit pH = 5,2 höher als an den anderen Stationen (pH = 4,6 - 4,9). Die mittleren Ionengehalte (Sulfat, Nitrat, Calcium) waren am Talboden gegenüber den übrigen Stationen um höchstens 1-2 Zehntel mg/Liter erhöht, Chlorid, Magnesium, Natrium und Kalium zeigten im Gesamtmittel keine Höhenabhängigkeit.

Auch die im Zeitraum Juli 1991 bis März 1993 an den drei Bulk-Stationen des Christlumprofils gleichzeitig gemessenen Proben ergaben keine deutliche Seehöhenabhängigkeit der H-, S- und N-Einträge (Tabelle 10):

Tab. 10:

Mittlere Einträge am Christlumprofil
(Meßzeitraum Juli 1991 - März 1993)

Station	H (kg/ha)	S (kg/ha)	N (kg/ha)
Christlumkopf	0,02	0,40	0,54
Christlumalm	0,02	0,51	0,64
Talboden	0,01	0,46	0,63

Die Bandbreiten der Jahreswerte der Konzentrationen und Einträge im Untersuchungsgebiet lagen in vergleichbarer mit jenen der Tiroler WADOS-Stationen Kufstein und Reutte; im Vergleich zu den meisten übrigen WADOS-Stationen in Österreich können sie als wenig belastet bezeichnet werden (Tabellen 11; SMIDT 1994b, KALINA & PUXBAUM 1995).

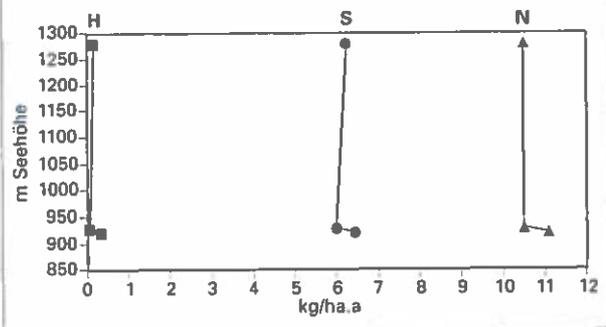
Tab. 11:

Bandbreiten von (mengengewichteten) Jahreswerten von WADOS-Stationen in Tirol (Kufstein, Reutte und Achenkirch/Zollstation; KALINA 1995) im Vergleich zur WADOS-Station der FBVA (Mühleggerköpfl)

Station Zeitraum (Seehöhe)	mm	pH	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	SO ₄ -S (mg/l)	H-Eintrag (kg/ha.a)	N-Eintrag (kg/ha.a)	S-Eintrag (kg/ha.a)
Kufstein 1984-94 (680 m)	859-1303	4,35-4,90	0,50-0,91	0,41-0,57	0,50-0,99	0,11-0,56	10,1-16,9	4,3-12,5
Reutte 1984-94 (930 m)	1051-1652	4,56-5,27	0,31-0,60	0,25-0,39	0,40-0,68	0,07-0,34	8,1-13,4	4,8-8,8
Achenkirch 1984-93 (840 m)	757-1413	4,41-5,01	0,22-0,75	0,18-0,58	0,45-0,90	0,12-0,39	4,4-13,6	3,5-10,3
Achenkirch (FBVA) 1992-94 (920 m)	1388-1839	4,54-4,70	0,31-0,39	0,29-0,36	0,40-0,43	0,27-0,53	9,1-12,2	5,7-7,3

Abb. 5:

Mittlere H-, S- und N-Einträge an den Stationen Mühleggerköpfl (920 m), Talboden (930 m) und Christlumalm (1280 m)

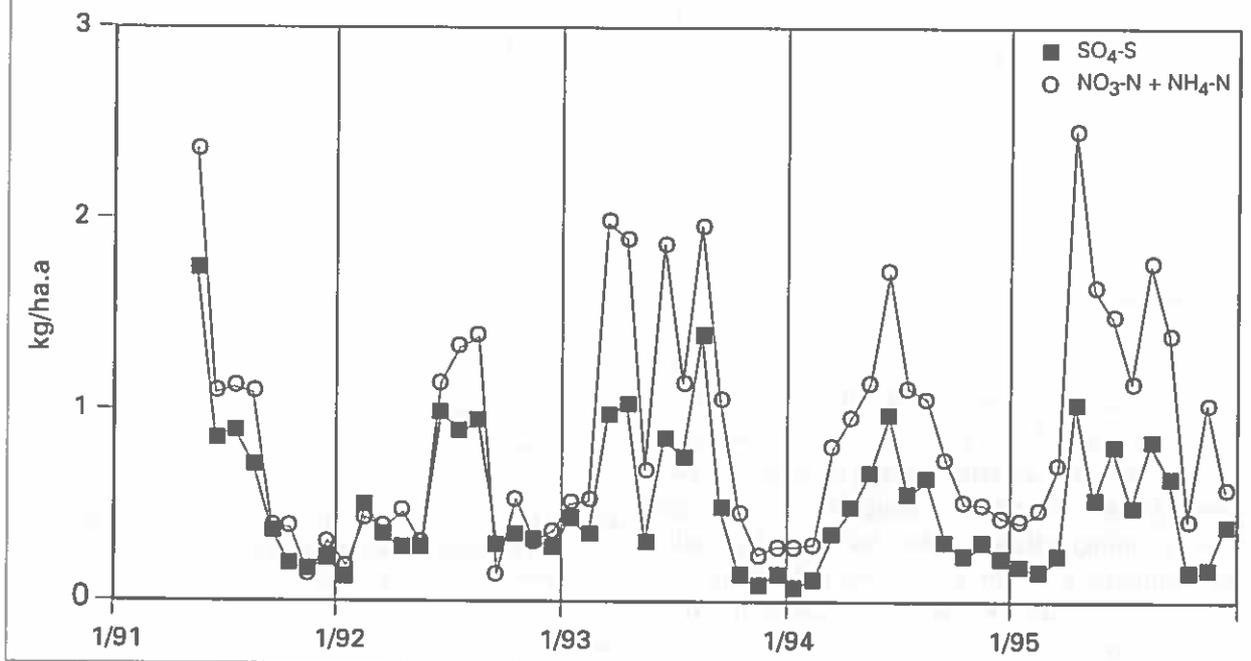


Der Verlauf der Gesamtstickstoff- und SO₄-S-Einträge ist am Beispiel der Monatswerte der Station Talboden in Abbildung 6 wiedergegeben. Er zeigt, was auch für die anderen Stationen im Untersuchungsgebiet und in Tirol gilt: Die N-Monatsinträge lagen höher als die S-Einträge und die Einträge dieser beiden Elemente betragen meist unter 2 kg/ha; die Maxima traten vorwiegend in den Frühjahrs- bzw. Sommermonaten auf.

Wie die Freilandmeßwerte wiesen auch die Kronentraufmessungen im Raum Achenkirch (BERGER 1995) auf eine relativ geringe Belastung mit H-, S- und N-Einträgen hin, wie ein Vergleich mit Langzeitmessungen aus Deutschland zeigt (Tabelle 12).

Die mit Auffangbehältern gesammelten Protonen- und Stickstoffeinträge stellen lediglich den Minimalwert der Gesamteinträge dar. Nach WINKLER & PAHL (1993) kann die okkulte Deposition einen beträchtlichen Anteil des Gesamtniederschlags repräsentieren:

Abb. 6:
Monatsverlauf der Gesamtstickstoffeinträge an der Station Talboden



Tab. 12:
H-, S- und N-Einträge in Waldbeständen und an Freiflächen (gerundete Werte; kg/ha.a)

Element	Deutschland (n=22, 1984-1993; VOLZ 1995)	Bayern (n=9, 1984-1992; KENNEL 1994)	Tirol 1995 (n=1, 1984-1987; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989)	Tirol (n=3) AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1995	Alpine Höhenprofile (n=5), 1985-1988, SMIDT & MUTSCH 1993
	Kronentraufe (Fi) Gesamtmittel	Kronentraufe (Fi) Bandbreite	Kronentraufe (Fi) Mittelwert	Freiland (WADOS) Bandbreite	Freiland Bandbreite
N	30	12 - 56	10	7 - 17	7 - 17,5
S	28	7 - 60	17	4 - 13	7 - 15
H	0,6	0,4 - 3,3	0,2	0,1 - 0,6	0,05 - 0,32

In einem 40-jährigen Tannenwald im Schwarzwald in 1024 m Seehöhe betrug er 23 - 43 %; die Ionenkonzentrationen waren je nach Ion 6 - 12mal höher als in Regenniederschlägen. Der Jahreseintrag durch Nebel kann sogar jenen durch Regen übersteigen (PAHL 1996; z.B. wurde an der Station Großer Arber, Bayerischer Wald, 1440 m, im Zehnjahresmittel durch Nebel mehr als dreimal soviel Stickstoff eingetragen als durch Regen). Angaben über Nebeldepositionen im Alpenraum fehlen derzeit noch, erste Ergebnisse aus dem Raum Achenkirch ergaben extrem hohe S- und N-Spitzenkonzentrationen in Einzelereignissen (z.B. bis 160 mg NH₄/l und bis 303 mg NO₃/l; KALINA et al. 1995); in einem Höhengradient im Staat New York (600 - 1275 m) zeigte sich ein deutlich zunehmender Anteil der durch Nebel deponierten Schwefel- bzw. Stickstoffmengen von (600 m) bis 61 % bzw. 66 % (1275 m; MILLER et al. 1993).

Die Gesamt-Protoneneinträge in den Boden wurden modellhaft für die Schweiz mit 1,5 bis 4,5 kg/ha.a ermittelt (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANSCHAFT 1994). Infolge der hohen strukturellen und ökologischen Vielfalt alpiner Zonen könnten sich durch derartige Quantitäten, die ebenso in den Nordtiroler Kalkalpen anzunehmen sind, kleinräumig Überschreitungen v.a. auf nicht karbonatbeeinflussten Standorten ergeben.

3.2.2 Entwicklung der S- und N-Depositionen

Seit dem Beginn der 80er-Jahre weisen Schwefeleinträge in Tirol (an den Stationen Reutte, Kufstein und Innervillgraten; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1995) sowie auch in anderen Bundesländern und in Deutschland (VOLZ 1995, KENNEL 1994) Schweden (BRAKENHJELM & QINGHONG 1995) und Litaunien (JUKNYS & DAUBARAS 1995) auf eine deutliche Abnahme

hin. Demgegenüber ist nach den obengenannten Autoren die Entwicklung der Stickstoffeinträge im gleichen Zeitraum nicht einheitlich: Der Gesamtstickstoffeintrag ist in Innervillgraten abnehmend, an den Stationen Reutte und Kufstein jedoch schwach zunehmend. In Schweden und Deutschland ist er etwa gleichbleibend, an drei Stationen in Frankreich (ULRICH 1996) abnehmend und in Litauen zunehmend.

Schlußbetrachtung

- Die SO₂- und NO_x-Meßdaten weisen das Untersuchungsgebiet, gemessen an geltenden Grenzwerten bzw. Critical Levels sowie Vergleichswerten aus dem In- und Ausland, als relativ wenig belastet aus. Die dem Alpenraum entsprechenden Ozonwerte des Untersuchungsgebietes stellen für ozonempfindliche Baumarten wie die Buche eine potentielle Gefährdung dar. Eine einheitliche Entwicklung bzw. eine allgemeine Zunahme der Ozon-Jahresmittel war in den letzten 10 Jahren im Alpenraum nicht festzustellen.
- Der Luftbelastungsindex, der auf der Basis von Meß- und Grenzwerten von SO₂, NO₂ und O₃ errechnet wurde, wies die Hangstation Christlumalm im Vergleich zu den Talstationen als relativ stark belastet aus; der Luftbelastungsindex wird dort im wesentlichen von den Ozonkonzentrationen bestimmt.
- Die Protoneneinträge können auf den Kalkstandorten als nicht gefährdend angesehen werden, auf Böden mit silikatischem Grundgestein kann eine Gefährdung jedoch nicht ausgeschlossen werden. Die aktuellen Stickstoffeinträge können z.B. zu Nährstoffimbilanzen und Artenverschiebung in der Krautschicht führen (vgl. Anhang 1b).
- Die kombinierte Einwirkung von trockenen und nassen Schadstoffdepositionen stellt auch bei Unterschreitung einzelner wirkungsbezogener Grenzwerte eine Belastung dar, die nur unzureichend quantifiziert werden kann, weil Schädigungen durch diese Komponenten durch viele andere, zum Großteil natürliche Streßfaktoren überlagert werden.

Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: *Zustand der Tiroler Wälder*. Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1988.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: *Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt. Teilbericht Luft, Vegetation, Boden*. Bericht an den Tiroler Landtag.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1995: *Zustand der Tiroler Wälder*. Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1994.
- BAUMÜLLER J. & REUTER U. 1995: *Die summarische Bewertung von Luftschadstoffen durch einen Belastungsindex*. Staub Reinh. Luft 55, 137-141.
- BERGER T. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 133-144.
- BGBL. 199/1984: Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 89. Stück, 1984.
- BRAKENHJELM S. & QINGHONG L. 1995: *Do plants respond to short term changes in atmospheric deposition*. UN-ECE 1995: Effects of nitrogen depositions on integrated monitoring sites. Proceedings Int. Workshop, 6-7 March 1995, Oslo, 9-11.
- BRAUN S. & FLÜCKIGER W. 1994: *Critical Levels of ambient ozone growth of tree seedlings*. In: Critical Levels of ozone. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld 16, 88-97.
- BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT 1994: *Critical Loads of acidity for forest soils and Alpine lakes*. Environmental Series Nr. 234.
- EIDGENÖSSISCHES DEPARTEMENT DES INNEREN 1985: *Luftreinhalteverordnung*.
- 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.
- HAHN J. 1991: *Luftqualität in den westlichen Industrieländern - Immissionssituation*. In: Fraunhofer-Gesellschaft, Progress Report 1991.
- IUFRO 1975/78. *Luftqualitätskriterien*.
- JUKNYS R. & DAUBARAS A. 1995: *Acid depositions and their effects on forests*. UN-ECE 1995: Effects of nitrogen depositions on integrated monitoring sites. Proceedings Int. Workshop, 6-7 March 1995, Oslo, 45-49.
- KALINA M. 1995: *Datenblätter*. Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie.
- KALINA M. & PUXBAUM H. 1995: *Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich - Dokumentation der Daten für 1992*. Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 3/95.
- KALINA M., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1995: *Okkulte Deposition in Achenkirch*. 1. Zwischenbericht. Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien.
- KENNEL M. 1994: *Stoffeinträge in Waldgebiete Bayerns*. Allg. Forstztg. 2, 69-72.
- KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82.

- KOPPERS K., BOOMERS J., HESTERMANN C., HANSTEIN S. & GUDERIAN R. 1994: *Reaction of forest trees to different exposure profiles of ozone-dominated air pollution mixtures*. In: *Critical Levels of ozone*. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld 16, 98-110.
- LEITNER J., SMIDT S., HERMAN F., PLATTNER J. & PAUSCH J. 1996: *Höhenprofile Achenkirch*. Meßbericht 1995, Luftschadstoffmessungen. Bericht G3-1/1996.
- MILLER E., FRIEDLAND A., ARONS E., MOHNEN V., BATTLES J., PANEK J., KADLECEK J. & JOHNSON A. 1993: *Atmospheric deposition to forests along an elevational gradient at Whiteface Mountain, N.Y., U.S.A.* Atmospheric Environment 27A (14), 2121-2136.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: *Luftqualitätskriterien Ozon*.
- PAHL S. 1996: *Feuchte Deposition auf Nadelwälder in den Hochlagen der Mittelgebirge*. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 198.
- SCHRÖDER P., BELFORD E.J. & SANDERMANN H. 1996: *Untersuchungen zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen in Nadeln von Alt- und Klonfichten im Schulterberg- und Christumprofil*. FBVA-Berichte 94.
- Schweizerische Luftreinhalteverordnung 1985, Schweizerisches Departement des Inneren.
- SMIDT S. 1992: *Depositionsmessungen am Höhenprofil Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 77-81.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: *Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch - Ergebnisse 1992*. FBVA-Berichte 78, 27-32.
- SMIDT S. & MUTSCH F. 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 des Critical Levels der UN-ECE (1994)*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht 3/1994.
- SMIDT S. 1994b: *Measurements of field depositions in the area of Achenkirch*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3), 45-56.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: *SO₂, NO_x and ozone records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3), 33-44.
- SMIDT S., KNOFLACHER K., MUTSCH F., STEFAN K. & HERMAN F. 1995: *Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen*. FBVA-Berichte 87, 245-262.
- SMIDT S. 1996: *Assessment of air pollution stress on forest ecosystems by the example of the Northern Tyrolean Limestone Alps*. J. Plant Physiol. 148, 287-295.
- SMIDT S. & LOIBL W. 1996: *Potentielle Gefährdung der österreichischen Hauptbaumarten durch Ozon*. FBVA-Berichte 94.
- ULRICH E. 1996: *Ziele, Methoden und Durchführung der Langzeitüberwachung im französischen Waldökosystemmeßnetz RENEFOFOR*. Vorlesungsunterlagen. Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur.
- 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, No. 16.
- VOLZ H.A. 1995: *10 Jahre Depositionsmessungen in deutschen Wäldern - eine Synopse*. Forst und Holz 50 (16), 483-488.
- WHO 1987: *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series No. 23.
- WHO 1995: *Updating and revision of the air quality guidelines for Europe*. Report of the WHO-Working Group on Ecotoxic Effects, Les Diablerets, Switzerland, Sept. 21-23, 1994.
- 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.

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

Anhang Ia:
Aktuelle, wirkungsbezogene Grenzwerte für gasförmige Luftverunreinigungen zum Schutz der Vegetation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Komponente	1/2 h (Monate)	1 h	4h	8 h (Monate)	24 h (Monate)	Periode (Monate)	Jahr	Literatur
SO ₂	70 (IV-X) ^{*)} 150 (XI-III) ^{*)} ^{***)}	-	-	-	50 (IV-X) 100 (XI-III) ^{*)} ^{***)}	-	-	BGBI. 199/1984
SO ₂	-	-	-	-	100	-	30	WHO 1987
SO ₂	-	-	-	-	-	20 ^{o)} 15 ^{oo)} (I-XII/X-III)	10 ^{ooo)}	WHO 1995
SO ₂	75 (V-X) ^{#)} 150 (XI-III) ^{#)}	-	-	-	50 (IV-X) ^{#)} 100 (XI-III) ^{#)}	-	25 ^{#)} 50 ^{#)}	IUFRO 1975/78
SO ₂	100 (95-Perzentil)	-	-	-	100 ^{+))}	-	30	SCHWEIZERISCHE LUFTREINHALTVERORDNUNG 1985
NO ₂	200 (I-XII)	-	-	-	80 (I-XII)	-	30	ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987
NO ₂	100 (95 Perzentil)	-	-	-	80 ^{+))}	-	30	SCHWEIZERISCHE LUFTREINHALTVERORDNUNG 1985
NO ₂	-	-	4h: 95 ^{o)}	-	-	-	30 ^{o)}	WHO 1987
NO+NO ₂	-	-	-	-	-	-	30 ^{o)}	WHO 1995
PAN	-	300	-	80	-	-	-	WHO 1987
O ₃	300 (I-XII)	150 (I-XII)	-	60 (I-XII)	-	60 (IV-X) (9.00-16.00)	-	ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989
O ₃	100 (98-Perzentil)	120 ^{+))}	-	-	-	-	-	SCHWEIZERISCHE LUFTREINHALTVERORDNUNG 1985
O ₃	-	200	-	-	65	60 (Veg.periode)	-	WHO 1987
O ₃	-	Dosis: 10 ppm·h (Summe der 1h Mittel-Überschreitungen von 40 ppb = 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, z.B. April - September);			-	-	-	UN-ECE 1994; WHO 1995
HF	0,9 (IV-X) 4 (XI-III)	-	-	-	0,5 (IV-X) ^{*)} 3 (XI-III)	-	-	BGBI. 199/1984
HCl	400 (IV-X) 600 (XI-III) ^{*)}	-	-	-	100 (IV-X) 150 (XI-III) ^{*)} ^{***)}	-	-	BGBI. 199/1984
NH ₃	300 (IV-X) 300 (XI-III)	-	-	-	100 (I-XII)	-	-	BGBI. 199/1984

Legende zu Anhang 1a:

- o) Zum Schutz der Wälder und der natürlichen Vegetation
- oo) Zum Schutz der Wälder und der natürlichen Vegetation (effektive Temperatursumme < 1000 °C Tage > +5 °C)
- ooo) Zum Schutz der Flechten
- *) in Gegenwart von SO₂ (≤ 30 µg/m³) und O₃ (≤ 60 µg/m³)
-) Summe aus NO and NO₂ addiert als ppb and ausgedrückt als NO₂ (µg/m³)
- †) darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
- ‡) 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
- ††) 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

Anhang 1b

Critical Loads für H-, S- and N-Einträge (kg/ha.a)

	H-Eintrag	Geologisches Ausgangsmaterial	Äquivalenter S-Eintrag	UN-ECE 1988
Säure	< 0,2 - 0,5	Quarz, Granit	< 3 - 8	
	0,5 - 1,0	Grauwacke, Gabbro, Schistschiefer	8 - 16	
	1,0 - 2,0	Gabbro, Basalt	16 - 32	
	> 2	Karbonat	> 32	
			Textur	WHO 1995
	< 0,25	sauer	grob	
	0,25 - 0,50	sauer	grob - mittel	
		intermediär basisch	grob grob	
	0,5 - 1,0	sauer	medium, mittel - fein	
		intermediär basisch	grob - mittel , mittel grob - mittel	
1,0 - 1,5	intermediär	mittel - fein		
	basisch	mittel		
< 1,5	intermediär basisch	fein mittel - fein		
Stickstoff	10 - 12 / > 20	Nadelwälder ¹⁾		UN-ECE 1988
	< 15	Laubwälder ²⁾		WHO 1995
	10 - 15	Nadelwälder (sauer, bewirtschaftet) ³⁾		
	20 - 50	Nadelwälder (sauer, bewirtschaftet) ⁴⁾		
	15 - 20	Laubwälder (sauer, bewirtschaftet) ⁵⁾		
	15 - 20	Wälder auf Kalk ⁶⁾		

- 1) Nährstoffimbalanzen, abhängig von der Mg- und Ca-Konzentration und der Nitrifikationsrate des Bodens; Artenverschiebung der Krautschicht und Sträucher abhängig von der Aufnahme durch Bäume und der Basensättigung des Bodens
- 2) Artenverschiebung der Krautschicht und Sträucher zu nitrophilen Spezies
- 3) Gesundheit von Bäumen, Nährstoffimbalanz, niedrige Nitrifikationsrate
- 4) Gesundheit von Bäumen, Nährstoffimbalanz, moderate bis hohe Nitrifikationsrate
- 5) Gesundheit von Bäumen, Nährstoffimbalanz, Sproß: Wurzelverhältnis, Veränderungen der Bodenflora
- 6) Veränderungen der Bodenflora

Sauer: Sand (stein), Kies, Granit, Quarz, Gneiss
 Intermediär: Gronodiorite, Löß, fluviatile and marine Sedimente
 Basisch: Gabbro, Basalt, Dolomit, vulkanische Ablagerungen

Anhang 2

Mittlere SO₂-, NO_x- und O₃-Monatsmittelwerte (JMW, µg/m³)
sowie Ozon-Vegetationszeitmittel- (VMW7, µg/m³) und AOT40-Werte (ppm.h)

(In Klammern: JMW gebildet aus 5- 8 Monatsmittelwerten, -: < 5 Meßmonate)

SO ₂	Talboden (JMW)			Christlumalm (JMW)						Mühleggerköpfl (JMW)		
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
1992	-	-	-	2	2	2	-	-	-	-	-	2
1993	3	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-	(3)
1994	4	4	4	2	2	2	-	-	-	-	-	3
1995	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	2

NO _x	Talboden JMW			Christlumalm JMW						Mühleggerköpfl JMW		
	NO	NO ₂	NO _x	NO	NO ₂	NO _x				NO	NO ₂	NO _x
1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	16	24
1992	-	-	-	0	1	1	-	-	-	2	12	15
1993	2	8	11	1	7	9	-	-	-	2	8	11
1994	2	8	11	2	5	8	-	-	-	2	7	10
1995	3	9	14	1	2	4	-	-	-	1	4	6

O ₃	Talboden			Christlumalm			Christlumpf			Mühleggerköpfl		
	JMW	VMW7	AOT40	JMW	VMW7	AOT40	JMW	VMW7	AOT40	JMW	VMW7	AOT40
1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	58	78	-
1991	-	-	-	-	-	-	92	95	56,9	45	67	8,5
1992	-	-	-	79	86	38,5	89	92	52,7	31	36	10,5
1993	45	67	7,9	72	77	28,7	95	96	59,6	43	64	-
1994	50	82	17,1	76	85	31,4	(90)	100	72,7	54	80	18,2
1995	50	68	8,1	73	78	20,2	86	88	43,1	52	70	7,3

Anhang 3

Ozon-, SO₂- und NO₂-Monatsmittelwerte (µg/m³) an den Stationen in Achenkirch

	O ₃	O ₃	O ₃	O ₃	SO ₂	SO ₂	SO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂
	Mühlegerköpfl	Christlurm Kopf	Christlurmalm	Talboden	Mühlegerköpfl	Christlurmalm	Talboden	Mühlegerköpfl	Christlurmalm	Talboden
01/90	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
02/90	62	-	-	-	1	-	-	-	-	-
03/90	69	-	-	-	2	-	-	-	-	-
04/90	75	-	-	-	1	-	-	-	-	-
05/90	77***	-	-	-	2	-	-	-	-	-
06/90	70	-	-	-	1	-	-	-	-	-
07/90	72	-	-	-	2	-	-	-	-	-
08/90	66	-	-	-	2	-	-	-	-	-
09/90	45	-	-	-	2	-	-	-	-	-
10/90	35	-	-	-	2	-	-	-	-	-
11/90	31	-	-	-	2	-	-	-	-	-
12/90	34	-	-	-	5*	-	-	-	-	-
01/91	33	83	-	-	3	-	-	(32)***	-	-
02/91	50	90	-	-	7***	-	-	21	-	-
03/91	43	92	-	-	3	-	-	14	-	-
04/91	60	112*	-	-	2	-	-	12	-	-
05/91	51	112*	-	-	3	-	-	14	-	-
06/91	46	102	-	-	2	-	-	19	-	-
07/91	(63)	103	-	-	2	-	-	10	-	-
08/91	66*	109	-	-	3	-	-	10	-	-
09/91	56	88	-	-	3	-	-	11	-	-
10/91	29	74	-	-	3	-	-	14	-	-
11/91	23	(69)	-	-	3	-	-	16	-	-
12/91	24	71	-	-	2	-	-	21	-	-
01/92	18	73	(62)	-	2	(3)	-	26*	-	-
02/92	26	76	76	-	3*	3	-	24	5*	-
03/92	30	89	88	-	2	2	-	(25)	(2)	-
04/92	29	102	103	-	2	4*	-	19	-	-
05/92	35	110	113***	-	2	3	-	12	-	-
06/92	39	(113)*	97	-	2	3	-	7	0	-
07/92	41*	103	90	-	3	2	-	5	0	-
08/92	41*	107	89	-	2	2	-	4	0	-
09/92	15	84	69	(35)*	2	1	-	(1)	0	(19)
10/92	22	68	49	29	2	2	-	0	0	16
11/92	37	72	55	31	2	1	-	(3)	0	10
12/92	35	72	59	26	(3)	2	6	(9)	2	21**

*: Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes im betreffenden Jahr

** : Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes an der betreffenden Station 1990-1995

*** : absoluter Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes an allen Stationen

(:) : Werte in Klammern: Monatsmittel aus 5-22 Tagesmittelwerten

Anhang 3

Ozon-, SO₂- und NO₂-Monatsmittelwerte (µg/m³) an den Stationen in Achenkirch

	O ₃	O ₃	O ₃	O ₃	SO ₂	SO ₂	SO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂
	Mühlegerköpfl	Christlumpköpfl	Christlumpalm	Taldboden	Mühlegerköpfl	Christlumpalm	Taldboden	Mühlegerköpfl	Christlumpalm	Taldboden
01/93	19	-	59	22	-	2	4	-	2	16
02/93	22	93	72	29	-	4	4	-	9	19*
03/93	35	108	93	46	-	7***	5*	-	(19)***	15
04/93	27	114	96	44	-	2	2	-	12	3
05/93	73*	117*	101*	64	2	2	2	2	6	1
06/93	68	113	-	76*	3*	-	2	(0)	-	2
07/93	60	(112)	(76)	55	3*	(2)	3	-	(2)	4
08/93	58	(105)	82	61	3*	2	4	(1)	(2)	5
09/93	(45)	80	63	47	(3)	(2)	3	-	-	4
10/93	31	74	49	34	3*	(2)	2	(17)	(5)	7
11/93	27	(74)	45	24	3*	3	3	21*	6	12
12/93	(47)	76	60	35	(1)	2	4	8	(2)	13
01/94	(34)	72	56	30	3	3	3	12	5	13
02/94	52	-	68	45	4*	4*	5	13*	13**	18*
03/94	58	-	79	47	2	1	2	4	11	6
04/94	-	-	92	57	2	2	3	4	4	5
05/94	74*	-	89	63	2	2	3	4	3	3
06/94	68	-	90	64	3	2	3	3	3	3
07/94	70	133***	(113)*	85***	3	1	3	5	4	3
08/94	74*	110	89	75	3	2	2	4	3	5
09/94	(42)	94	67	49	3	1	2	5	3	5
10/94	34	85	59	35	3	1	4	6	5	11
11/94	28	70	49	24	2	-	5	10	5	13
12/94	29	69	55	29	3	2	7*	11	5	14
01/95	(47)	(72)	64	41	(2)	(4)*	8***	(4)	5*	17
02/95	47	80	69	48	2	2	8***	6	3	15
03/95	65	89	83	79	2	(2)	7	5	2	10
04/95	63	98	87	(66)	1	-	6	3	(1)	6
05/95	66	106	93*	59	1	-	4	2	0	4
06/95	46	91	71	57	1	-	(5)	2	0	4
07/95	67*	110*	86	70*	2	-	-	2	0	4
08/95	63	104	82	62	(2)	-	2	(1)	1	4
09/95	48	77	66	42	2	-	2	2	2	5
10/95	34	71	62	22	(2)	-	1	7	2	10
11/95	41	69	59	34	-	-	2	8	2	13
12/95	38	61	53	23	3*	-	4	11*	4	20*

* : Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes im betreffenden Jahr

** : Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes an der betreffenden Station 1990-1995

*** : absoluter Höchstwert des jeweiligen Schadstoffes an allen Stationen

() : Werte in Klammern: Monatsmittel aus 5-22 Tagesmittelwerten

Anhang 4

Luftbelastungsindizes auf der Basis von Jahresmittelwerten (Vergleichswerte zu Tabelle 9)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Innsbruck/Tirol	0,85	0,81	0,86	0,81	0,62	0,68
Garmisch / Bayern	0,52	0,48	0,51	0,47	0,43	-
Wank / Bayern	0,65	0,61	0,61	0,61	0,62	-
Nonn /Bayern	0,51	0,48	0,48	0,46	0,44	-
Lenzing /OÖ.	0,71	0,68	0,56	0,69	0,55	0,57
Linz BSZ /OÖ.	0,72	0,78	0,75	0,78	0,64	0,63
Schöneben /OÖ.	0,57	0,61	0,57	0,55	-	-
Steyregg /OÖ.	0,91	0,75	0,70	0,72	-	0,61
Nebelstein /NÖ.	0,58	0,69	0,65	0,63	0,61	0,62
Ostrong /NÖ.	0,71	0,82	0,66	0,62	0,59	0,60
St. Leonhard /NÖ.	0,64	0,63	-	0,67	0,57	0,54

Anhang 5

Gewogene Jahresmittelwerte bzw. Jahressummen

(LF: elektrische Leitfähigkeit, $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Monat/ Jahr	Ionenkonzentration (mg Ion/l)											Elementeinträge kg/ha		
	mm	pH	LF	SO ₄	NO ₃	Cl	NH ₄	Ca	Mg	Na	K	H	S	N
Mühleggerköpfl (920 m; WADOS)														
3-12/91	838,8	4,61	15,2	1,6	1,8	0,4	0,5	0,2	0,0	0,2	0,1	0,20	4,6	6,5
1-12/92	1388,1	4,70	11,3	1,2	1,6	0,2	0,4	0,2	0,0	0,2	0,1	0,27	5,7	9,3
1-12/93	1839,3	4,54	11,7	1,2	1,3	0,3	0,5	0,2	0,0	0,2	0,1	0,53	7,3	12,2
1-12/94	1417,7	4,68	11,1	1,3	1,6	0,3	0,4	0,3	0,1	0,3	0,2	0,29	5,8	9,1
1-10/95	1512,6	4,66	13,7	1,3	2,0	0,4	0,7	0,4	0,1	0,4	0,2	0,33	5,9	3,9
Talboden (930 m; Bulk)														
5-12/91	883,0	5,07	12,7	1,8	1,8	0,5	0,5	0,4	0,1	0,2	0,1	0,08	5,0	6,8
1-12/92	1262,0	5,22	9,4	1,3	1,3	0,3	0,3	0,4	0,1	0,2	0,2	0,08	5,4	6,8
1-12/93	1548,0	4,99	10,9	1,3	1,6	0,3	0,6	0,4	0,2	0,2	0,1	0,16	6,8	12,5
1-12/94	1070,9	5,67	12,8	1,3	1,8	0,3	0,6	0,6	0,2	0,2	0,2	0,02	4,8	9,4
1-12/95	1028,7	5,37	13,1	1,6	2,2	0,4	1,1	0,6	0,2	0,4	0,3	0,04	5,4	13,4
Christlumalm (1280 m; Bulk)														
5-12/91	1056,0	4,73	13,6	1,5	1,5	0,4	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,20	5,1	5,9
1-12/92	1391,0	4,91	9,4	1,2	1,3	0,2	0,2	0,4	0,1	0,1	0,1	0,17	5,4	6,4
1- 3/93	655,0	4,85	11,2	1,1	1,7	0,5	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,09	2,5	4,1
5-12/94	1090,5	5,44	11,8	1,3	1,5	0,3	0,4	0,6	0,2	0,3	0,3	0,04	4,7	6,8
1-12/95	2050,2	4,86	21,5	1,0	1,7	0,4	0,6	0,5	0,2	0,3	0,2	0,28	6,5	16,6
Christlumpopf (1758 m; Bulk)														
7-12/91	471,0	4,93	9,6	1,1	1,1	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,05	1,9	2,5
1-12/92	1136,0	4,95	8,9	1,2	1,2	0,3	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,13	4,5	5,4
1- 3/93	638,0	4,58	11,0	1,0	1,3	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,17	2,1	3,5
1994	keine Messungen													
8-12/95	169,3	5,50	14,7	1,0	1,8	0,7	1,5	0,6	0,2	0,3	0,5	0,01	0,6	2,7

Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte

F. GÖBL

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Innsbruck

Kurzfassung. Im Rahmen der Ökosystemstudie "Höhenprofile Achenkirch" wurden die Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte einer Waldweidefläche und von Waldbeständen entlang eines nordexponierten Höhenprofils untersucht.

Auf der Waldweidefläche wiesen die Mykorrhizen im Bereich der Weide wesentlich höhere Schwermetallgehalte auf als im Bereich von Bäumen. Feinwurzeln zeigten ähnliche, jedoch weniger ausgeprägte Unterschiede. Ein Einfluß der Höhenlage auf die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln konnte am Nordprofil jedoch nicht festgestellt werden.

Analysen eines nicht identifizierten Mykorrhizotyps ergaben im Probematerial unterschiedlicher Entnahmen mit fortschreitender Differenzierung zunehmende Schwermetallgehalte.

Die Schwermetallgehalte der Böden hatten keinen Einfluß auf morphologische Merkmale und die Vitalität von Mykorrhizen. Hingegen bestand an den Kleinstandorten im Bereich der Weide ein deutlicher Zusammenhang zwischen den hohen Schwermetallgehalten von Mykorrhizen und ihrer schlechten Vitalität als Folge mechanischer Verletzungen, welche auf den Weidegang zurückgeführt wurde.

Schlüsselworte: Mykorrhiza, *Picea abies*, Schwermetalle, subalpine Stufe, Nordtiroler Kalkalpen

Abstract. [Heavy Metal Content of Mycorrhizas and Fine Roots of Various Small-Scale Sites.] In connection with the ecosystem study "Achenkirch Altitude Profiles" the heavy metal content of mycorrhizas and fine roots of various small-scale sites of a forest pasture and various forest stands were investigated along a north-exposed altitude profile.

At small-scale sites located in the area of the pasture the heavy metal content of the mycorrhizas proved considerably higher than it was in the area of the trees. In the case of fine roots similar, but less marked differences were observed. However, no influence of elevation of the heavy metal content of the mycorrhizas and fine roots could be inferred on the northern profile.

Analyses of a specific, non-identified type of mycorrhiza showed that the heavy metal content from different samplings increased with increasing differentiation.

The heavy metal content of the soils did not seem to affect the morphological properties of the vitality of mycorrhizas. As opposed to this, there proved to be a clear relation at the small-scale pasture sites between the high heavy metal content of mycorrhizas and their poor vitality due to mechanic damage, caused by the animals walking on the ground.

Keywords: Mycorrhiza, *Picea abies*, heavy metals, subalpine level, Northern Tyrolean Limestone Alps

1. Einleitung

Pilze sind für ihre selektive Anreicherung von Schwermetallen sowohl in Fruchtkörpern als auch in Substratmycel bekannt (MUTSCH & HORAK 1979, COLPAERT & VAN ASSCHE 1993a, PEINTNER 1995a). Ein entsprechendes Verhalten der pilzlichen Komponente von Mykorrhizen verschiedener Baumarten wurde unter kontrollierten Bedingungen an inokulierten Sämlingen

und an Jungpflanzen mit bodenständigem Mykorrhiza-besatz mehrfach nachgewiesen. WILKINS (1991) beschrieb, daß die Mykorrhizen durch die Aufnahme von Zn, Cu, Ni, Pb, Al oder Cd die Anreicherung dieser Elemente im Sproß vermindern. COLPAERT & VAN ASSCHE (1993b) fanden eine verminderte Cd-Aufnahme durch mykorrhizierte Sämlinge im Vergleich zu solchen ohne Mykorrhizen. Die Bedeutung des Rückhaltervermögens der Mykorrhizen von Schwermetallen wird durch folgende Zitate verdeutlicht: Hydrokultur-

versuche mit nicht mykorrhizierten Fichtensämlingen zeigten, daß Zusätze von Pb und Cd das Streckungswachstum der Wurzeln hemmen und eine Reduktion der Anlage von Seitenwurzeln zur Folge haben können (GODBOLD 1991, GODBOLD & KETTNER 1991a,b). Aus dem oben Gesagten leitet sich ab, daß Mykorrhizen für Pflanzen auch eine Schutzfunktion gegenüber Schwermetallen haben.

Die Untersuchung der Elementverteilung in Einzelmykorrhizen (DONNER & HEYSER 1989) ergab für Fe, Al, Ti eine Akkumulation im Pilzmantel sowie Hinweise, daß die Endodermis eine Barriere für den Weitertransport von Zn, Cd, Pb in den Zentralzylinder darstellt, während nach JENTSCHKE et al. (1991) eine Durchlässigkeit des Pilzmantels auch für Al besteht.

Die Aufnahme von Schwermetallen durch Mykorrhizen weist eine hohe Variabilität auf. So berichteten COLPAERT & ASSCHE (1993a) von einer unterschiedlichen Schwermetalltoleranz verschiedener Stämme einer Pilzart. Aufforstungen in schwermetallbelasteten, devastierten Böden (z.B. in Böden des Tennessee Copper Basin, USA) wurden erst durch den Einsatz bestimmter, schwermetalltoleranter Mykorrhizapilze möglich (BERRY & MARX 1979). Hohe Schwermetallgehalte des Bodens haben Einfluß auf die Mykorrhizapopulation und ihre morphologische Ausbildungen, was auch Untersuchungen an einem stark immissionsbelasteten Standort in Österreich belegen: An übermäßig stark mit Cu beaufschlagten Waldstandorten in der Umgebung eines Hüttenwerkes (Brixlegg/ Tirol) fehlten Mykorrhizen in der Streuauflage völlig oder wiesen Deformationen, insbesondere Stauchungen, auf. Nur an geschützten Kleinstandorten, etwa unter Felsen, in Felspalten, in tieferen Bodenschichten und an lee-seitigen Hängen traten geringe oder keine Schäden auf (GÖBL & MUTSCH 1985).

Schwermetallkonzentrationen, die den essentiellen bzw. wachstumsfördernden Wirkungsbereich für Pilz und Pflanze übersteigen, können Formveränderungen von Wurzelsystemen und Mykorrhizen zur Folge haben. Nach MARX & BERRY (1976) bewirkten höhere Konzentrationen von Fe und Zn eine Verschiebung des mykorrhizabildenden Pilzartenspektrums bei Kiefernjungpflanzen, während DIXON & BUCHENA (1988) von einer Reduktion der Anzahl mykorrhizierter Wurzelspitzen als Reaktion auf hohe Pb- und Cd-Konzentrationen berichteten. Mykorrhizen von Fichtensämlingen, deren Anzuchtsubstrat eine hohe Cu-Belastung aufwies, unterschieden sich von solchen aus nicht belastetem Substrat durch verdickte und verkürzte Achsen (GÖBL, nicht veröffentlicht). Eine Reduktion und Stauchung von Wurzelsystemen ist

demnach besonders bei jungen Forstpflanzen ein charakteristisches Schadensmerkmal. Der Einfluß von Schwermetallen ist aber nicht nur auf Forstpflanzen beschränkt. Mit ähnlichen Formveränderungen reagieren auch Wurzelsysteme anderer Pflanzen, zum Beispiel jene von Weizen (MOHR 1983).

Der Mykorrhizabesatz an Wurzeln von Forstpflanzen beschränkt sich in der Regel auf einen oder auf wenige Mykorrhizotypen. Im Gegensatz dazu ist für Waldbestände entsprechend der mykorrhizabildenden Pilzpopulation und den standörtlichen Gegebenheiten eine Vielzahl verschiedener Mykorrhizen bzw. Mykorrhizotypen charakteristisch (EGLI 1991, GÖBL 1995). Über Konzentrationsbereiche einzelner Elemente in Mykorrhizapopulationen liegen bisher wenige Informationen vor. MARQUIS & PANKOW (1991) fanden bei 150-jährigen Fichten mit unterschiedlichem Mykorrhizabesatz auch eine unterschiedliche Anreicherung von Schwermetallen in deren Mykorrhizen, wobei die Belastung je nach Angebot im Boden sehr verschieden war. Die höchsten Gehalte traten bei den niedrigsten pH-Werten auf. Hohe Gehalte von Al, Pb und Mn bewirkten eine negative Beeinflussung physiologischer Mykorrhizamerkmale, zum Beispiel des ATP - Gehaltes (PANKOW et al. 1991). VOGT et al. (1987) fanden in Mykorrhizen von *Abies amabilis* höhere Konzentrationen von Al und Fe als in den Nadeln und Stämmen. Nach LE TACON (1978) konnte die Toleranz gegenüber Schadelementen durch die Assoziation des Baumes mit Pilzen beeinflußt werden.

Ziel der Untersuchungen:

- Bestimmung der Schwermetallgehalte in Mykorrhizen und Feinwurzeln auf Kleinstandorten in unterschiedlichen Seehöhen,
- Nachweis des Speichervermögens verschiedener Mykorrhizotypen und Feinwurzeln,
- Beeinflussung von Mykorrhiza- und Feinwurzel- ausformungen durch Schwermetalle.

2. Material und Methode

2.1 Probeflächen

Die Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen wurden auf dem Schulterberggipfel in 1640 m Seehöhe sowie auf dem Nordprofil vorgenommen. Die Probefläche auf dem Schulterberg befindet sich in ei-

nem stark aufgelichteten, beweideten Bestand und wird im folgenden als Waldweidefläche bezeichnet. Von diesem Untersuchungsgebiet liegen zahlreiche boden- und vegetationskundliche Untersuchungen und Angaben über Schwermetallgehalte vor (ENGLISCH & STARLINGER 1995, MUTSCH 1995a). Bodenbiologische Erhebungen erfolgten im Rahmen eines "Waldweideprojektes" (GÖBL & THURNER 1996) Umfangreiche Arbeiten wurden im Rahmen von wurzelökologischen Erhebungen durchgeführt (SOBOTIK & POPPELBAUM 1995); eine Kartierung der Pilzarten und die Analyse ihrer Schwermetallgehalte erfolgte in drei aufeinanderfolgenden Jahren (PEINTNER 1995a).

Waldweidefläche

Die Probefläche ist 20 x 20 m groß und leicht nach Süden geneigt. In Abbildung 1 sind die auf der Probefläche untersuchten 12 Kleinflächen (je 1 m²) ausgewiesen. Auf der Fläche befindet sich eine Gruppe von vier für den Waldbestand charakteristischen Bäumen, welche bis zum Boden beastet sind sowie für das gesamte Gebiet des Schulterbergs typische Kleinstandorte (Buckeln und Mulden). Die Kleinstandorte zeichnen sich durch spezifische Bodenbeschaffenheit und Vegetation aus. Die Mulden zeigen Merkmale eines Weidestandortes, wobei die Dominanz von *Nardus stricta* und *Plantago alpina* den Muldenstandorten und die von *Alchemilla alpigena* Buckelstandorten entspricht. Die gesamte Fläche ist von Fichtenwurzeln durchzogen, wobei die Hauptmasse der Feinwurzeln und Mykorrhizen auf die oberste Bodenschicht konzentriert ist. Jeweils drei der 12 untersuchten Kleinstandorte sind für Boden ohne Bewuchs bzw. für Buckelflächen (*Alchemilla alpigena*) typisch, die restlichen 6 Kleinflächen für Muldenstandorte (3 mit der typischen Bodenvegetation *Nardus stricta*, 3 mit *Plantago alpina*).

Nordprofil

Die Probeflächen liegen in 1650 m (NO), 1140 m (N3) und 840 m (N5) Seehöhe. Auf diesem Prallhang wurden Schwermetallgehalte in Böden (MUTSCH 1995b), in Fruchtkörpern häufig vorkommender Pilzarten (PEINTNER 1995b,c) und in Moosen (ZECHMEISTER 1994) bestimmt.

2.2 Probenahme von Mykorrhizen und Feinwurzeln

Waldweidefläche

Mykorrhizen und Feinwurzeln wurden auf den Kleinflächen mittels eines 100 ml Stahlzylinders im Abstand

von 25 cm entnommen. Zwei Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm) wurden beprobt. Die Methode wurde von GÖBL (1995) beschrieben und erwies sich zur Erfassung der Mykorrhizapopulation und der Feinwurzeln auf Kleinstandorten als geeignet. Die Probenahme erfolgte Anfang Oktober 1993 nach Ende der Weidesaison.

Nordprofil

Aus den Probeflächen wurden jeweils mehrere große Stichproben (Bodenziegel von 25 x 25 cm) aus der Tiefenstufe 0 - 10 cm entnommen. Die Methode eignet sich erfahrungsgemäß zur Gewinnung dominanter Mykorrhizotypen und dazugehöriger Feinwurzeln. Aus der Probefläche NO wurden zusätzlich zwei häufig vorkommende Mykorrhizotypen gewonnen. Für den talnahen Standort N5 standen nur Mykorrhizen und Feinwurzeln von Buchen zur Verfügung; deren Analysenwerte werden als Ergänzung angeführt. Die Probenahmen erfolgten am 22. Juni 1993, eine Wiederholung am höchstgelegenen Standort am 22. September 1993.

2.3 Präparation der Mykorrhizen und Feinwurzeln

Eine detaillierte Beschreibung der Präparation ist in GÖBL (1995) enthalten. Von den 12 Kleinflächen der Waldweidefläche war ausreichendes Material für eine Analyse der Schwermetallgehalte von Mykorrhizen in der Bodentiefe 0-5 cm verfügbar, von den Muldenstandorten fehlte das Probematerial in 5-10 cm, welches von den anderen Standorten ausreichend zur Verfügung stand.

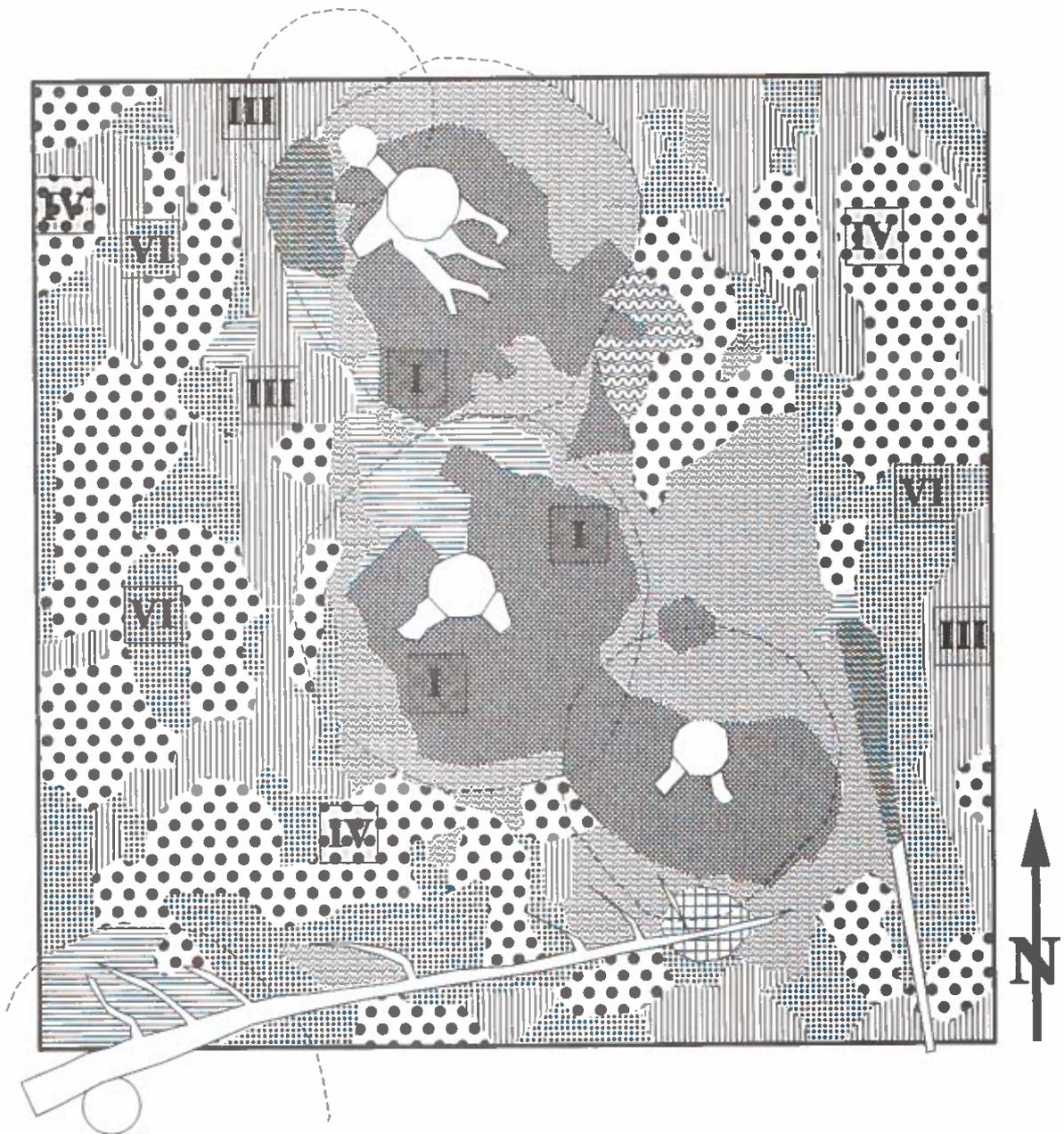
Feinwurzelmateriale stand in beiden Tiefenstufen zur Verfügung.

Für die Proben des Nordprofils wurden die dominanten Mykorrhizotypen und die dazugehörigen Feinwurzeln präpariert, beschrieben sowie die Gesamtzahl der Mykorrhizotypen bestimmt. Um einen Vergleich mit der Waldweidefläche zu ermöglichen, wurde für den höchstgelegenen Standort (NO) die Gesamtzahl der Mykorrhizotypen bestimmt.

2.4 Analytik

Die Schwermetallanalysen (Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb und Cd) erfolgten nach einem Aufschluß in Perchlorsäure mittels ICP (Inductively Coupled Plasma).

Abb. 1:
Waldweidefläche und Kleinstandorte



Signatur	dominante Pflanzenarten der Kleinstandorte
I 	ohne Bewuchs (Nadelstreu) Kronenbereich
III 	<i>Nardus stricta</i> Muldenstandorte
VI 	<i>Poa alpina</i> <i>Plantago alpina</i> Muldenstandorte
IV 	<i>Alchemilla alpigena</i> <i>Carlina acaulis</i> <i>Thymus spec.</i> Buckel

3. Ergebnisse

3.1 Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln

Die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln der beschriebenen Probestellen sind den Tabellen 1a und 1b (Waldweidefläche) sowie den Tabellen 2a, 2b, 3 und 4a (Nordprofil) zu entnehmen. Die Schwermetallgehalte der Böden der verschiedenen Kleinstandorte der Waldweidefläche (angegeben als Mittelwert für den Kronenbereich, für Mulden und Buckel) sind in Tabelle 1c beschrieben, jene der Waldstandorte des Nordprofils in Tabelle 2c.

3.1.1 Waldweidefläche

Die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln waren starken Schwankungen unterworfen. Auffallend war die verstärkte Speicherung von Pb auf Buckelstandorten. Weiters waren die Cd-Gehalte ebenfalls auf den Buckelstandorten deutlich erhöht, wobei Gehalte von über 8 ppm in den Mykorrhizen gefunden wurden. Ergänzend muß hinsichtlich des Cd bemerkt werden, daß im Gegensatz zum Pb auch die anderen Standorte (Kronenbereich, Mulden) hohe Werte aufwiesen. Eine Tendenz zur Speicherung dieses Elements ist, vergleicht man die Bodenwerte, zu registrieren. Die Ergebnisse waren bei den Feinwurzeln nicht einheitlich, wiewohl auch hier wie bei den Mykorrhizen die Pb-Gehalte im Kronenbereich gering waren, in den Mulden geringfügig (je nach Vegetation) höher und auf den Buckelstandorten am höchsten. Auch eine Cd-Anreicherung war in den Feinwurzeln nachzuweisen.

3.1.2 Nordprofil

Die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen ließen keine Abhängigkeit von der Seehöhe erkennen (Tabelle 2a). Dasselbe gilt für die Feinwurzeln der untersuchten Proben, für die vereinzelt gleiche, häufiger aber niedrigere Werte als in Mykorrhizen bestimmt wurden (Tabelle 2b). Allgemein kann gesagt werden, daß die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln der drei Waldstandorte überwiegend unter jenen der Waldweidefläche lagen. Relativ geringe Schwermetallgehalte auf diesem nordexponierten Prallhang wurden auch im Boden gefunden (MUTSCH 1995b).

Die Abhängigkeit der Schwermetallgehalte vom Entnahmezeitpunkt konnte anhand des dominanten Mykorrhizotyps und der Feinwurzeln der Probestelle NO

gezeigt werden. Zu zwei Entnahmetermen (22. Juni und 22. September 1993) wurden Beprobungen durchgeführt, die Ergebnisse sind aus Tabelle 3 zu ersehen.

Für das frühe Stadium, das durch transparente Spitzen und deutliche Streckungszonen im apikalen Bereich der Achsen charakterisiert war, waren die Gehalte aller bestimmten Schwermetalle deutlich niedriger als in den Mykorrhizen und Mykorrhizakomplexen desselben Typs bei abgeschlossener Differenzierung, die unter anderem an beginnender Einlagerung von Gerbstoffen in Rindenzellen erkennbar war.

3.2 Unterschiedliches Speichervermögen der Mykorrhizen

Ein Vergleich von zwei häufig auftretenden, derzeit nicht identifizierten Mykorrhizotypen aus der Probe des höchstgelegenen Standortes NO, zeigte sehr deutlich die Möglichkeiten der differenzierten Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen (Tabellen 4a). Die beiden Mykorrhizotypen wurden hinsichtlich einiger morphologischer Merkmale und durch die Charakterisierung des Farbbereiches beschrieben (Tabelle 4b).

Der Typ mit dem zarteren Pilzmantel (Typ a) speicherte im Vergleich zu dem Typ mit einem etwa doppelt so dicken Pilzmantel (Typ b) Mn in etwa 3-facher und Pb in doppelter Menge, während die Speicherkapazität für Ni und Co die Hälfte und für Cr nur ein Drittel betrug. Die Unterschiede sind offensichtlich der mykorrhizabildenden Pilzart zuzuordnen.

Ein weiterer Hinweis auf die Unterschiedlichkeit der Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen durch Mykorrhizen ergab sich durch den Vergleich zweier Muldenstandorte mit unterschiedlichem Bewuchs (Tabelle 1a). Die Muldenstandorte mit *Plantago alpina* wiesen gegenüber derselben Bodenform, aber mit Hauptbewuchs von *Nardus stricta*, hinsichtlich Mn, Cu, Zn und Cr (Tiefenstufe 0-5 cm) ein erhöhtes Speichervermögen auf. Gegenteilige Ergebnisse erbrachten die Bleigehalte.

3.3 Beeinflussung von Mykorrhizen und Feinwurzeln durch Schwermetalle

Ein Zusammenhang zwischen den Schwermetallgehalten der Böden der Schulterbergfläche und der Probestellen des Nordprofils und Schäden an Mykorrhizen und Feinwurzeln konnte nicht aufgezeigt werden. Stauchungen der Achsen und andere Deformationen wurden an keinem Standort nachgewiesen.

Um mögliche Zusammenhänge von Schwermetallgehalten in Böden und der Speicherung in Mykorrhizen mittels anderer Parameter aufzuzeigen, wurde die Vitalität von Mykorrhizen und Feinwurzeln herangezogen. Die Beurteilung erfolgte auf der Basis einer 6-stufigen Skala nach GÖBL (1995). Wie aus Tabelle 5 zu ersehen ist, war auf der Waldweidefläche am Schulterberg im Kronenbereich Vitalitätsklassen von III-IV, im Waldweidebereich hingegen von IV-VI gegeben. Die Waldflächen des Schulterberg-Nordprofils zeigten eine gute Vitalität der Mykorrhizen und Feinwurzeln an

(Vitalitätsklassen II-III). Die Pb- und Cd-Gehalte der Böden sind ebenfalls in Tabelle 5 aufgelistet und zeigten, daß die höchsten Gehalte auf der Waldweidefläche mit der schlechtesten Vitalitätsklasse gegeben war. Der Schluß, daß die Schwermetallgehalte Auswirkungen auf die Vitalität haben, ist trotzdem nicht zulässig, vergleicht man die Ergebnisse mit anderen Standorten Österreichs. So hatten Böden eines Standortes in Salzburg hohe Pb- und Cd-Gehalte. Nach den Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte in Kulturböden (KLOKE 1980) lägen die Pb-Gehalte besonders

Tab. 1a:

Schwermetallgehalte der Mykorrhizen verschiedener Kleinstandorte im Waldweidegebiet der Schulterbergkuppe (Säureauszug, mg/g)

Kleinstandort	Tiefenstufe	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Kronenbereich (Nadelstreu) ohne Bewuchs	0 - 5 cm	162	16	163	2	3	42	2,46
	5 - 10 cm	119	16	163	3	4	50	2,49
Mulde (<i>Nardus stricta</i>)	0 - 5 cm	157	20	194	9	5	128	5,81
	5 - 10 cm	151	18	212	22	10	104	4,36
Mulde (<i>Plantago alpina</i>)	0 - 5 cm	1079	24	236	13	14	66	4,59
	5 - 10 cm	-	-	-	-	-	-	-
Buckel (<i>Alchemilla alpigena</i>)	0 - 5 cm	735	26	191	18	10	186	7,44
	5 - 10 cm	624	28	138	19	9	207	8,23

Tab. 1b:

Schwermetallgehalte von Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte im Waldweidegebiet der Schulterbergkuppe (Säureauszug, mg/g)

Kleinstandort	Tiefenstufe	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Kronenbereich (Nadelstreu) ohne Bewuchs	0 - 5 cm	152	9	130	1,2	2	19	1,9
	5 - 10 cm	104	8	121	1,4	2	32	2,0
Mulde (<i>Nardus stricta</i>)	0 - 5 cm	111	16	149	2,6	2	86	4,6
	5 - 10 cm	85	10	122	5,4	1	70	3,2
Mulde (<i>Plantago alpina</i>)	0 - 5 cm	460	9	121	2,2	4	22	2,8
	5 - 10 cm	1379	13	121	7,2	16	32	4,0
Buckel (<i>Alchemilla alpigena</i>)	0 - 5 cm	416	11	114	4,5	1	122	4,7
	5 - 10 cm	397	9	78	4,2	4	187	4,2

Tab. 1c:

Schwermetallgehalte der Böden verschiedener Kleinstandorte im Waldweidegebiet der Schulterbergkuppe (Säureauszug, mg/g)

Kleinstandort	Tiefenstufe	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Kronenbereich	0 - 5 cm	295	12	85	28	15	106	1,9
	5 - 10 cm	180	8	58	28	15	83	1,0
Mulde	0 - 5 cm	132	16	111	29	9	114	1,5
	5 - 10 cm	244	14	95	32	17	81	0,7
Buckel	0 - 5 cm	1454	18	188	30	27	150	3,6
	5 - 10 cm	1499	19	133	41	26	124	3,3

der Waldweidefläche und des Gaisbergs über der tolerierbaren Konzentration. Auswirkungen auf die Vitalität der Mykorrhiza ergaben sich aber nicht. Vielmehr wurde die Vitalitätsklasse III auf der Fläche mit den höchsten Pb-Gehalten und sehr hohen Cd-Gehalten festgestellt.

Die verringerte Vitalität muß daher andere Ursachen haben und wird aufgrund der vorliegenden Ergebnisse der Kleinflächenkartierung der Waldweidefläche als Folge einer mechanischen Verletzung durch

Weidevieh interpretiert. Die charakteristische Verteilung von Schäden zeigte, daß diese im Bereich der Baumkronen gering waren und auf den Flächen im Weidebereich besonders an den Kleinstandorten mit *Nardus stricta* sehr deutlich zunahmen. In keinem Fall wiesen die Mykorrhizen Deformationen oder Stauungen auf, ihre Schädigung war vorwiegend mechanisch bedingt. Demnach wird ein Zusammenhang zwischen Vitalitätsverlust und dem Weidegang angenommen.

Tab. 2a:

Schwermetallgehalte von dominanten Mykorrhizatypen von 3 Standorten des Nordprofils (Säureauszug, mg/g), Entnahmetermin 22. Juni 1993

Kleinstandorte (Seehöhe)	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
NO (1650 m)	184	10	73	5	4	27	-
N3 (1145 m)	158	14	188	1	2	22	-
N5 (840 m)	49	11	117	1	3	11	-

Tab. 2b:

Schwermetallgehalte von Feinwurzeln von 3 Standorten des Nordprofils (Säureauszug, mg/g), Entnahmetermin 22. Juni 1993

Kleinstandorte (Seehöhe)	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
NO (1650 m)	120	6	74	2	1	13	-
N3 (1145 m)	159	7	107	0	1	11	-
N5 (840 m)	37	6	26	0	2	5	-

Tab. 2c:

Schwermetallgehalte der obersten Bodenschichten von 3 Standorten des Nordprofils (Säureauszug, mg/g)

Kleinstandort Seehöhe	Tiefenstufe	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
NO (1650 m)	0	557	13	121	29	18	105	2,9
	0 - 5 cm	808	15	119	42	26	120	2,8
N3 (1145 m)	0	100	9	114	7	7	46	0,9
	0 - 5 cm	588	16	160	39	36	111	2,3
N5 (840 m)	0	477	10	90	11	9	71	1,0
	0 - 5 cm	266	10	93	36	36	116	2,7

Tab. 3:

Schwermetallgehalte des dominanten Mykorrhizatyps und der Feinwurzeln vom Standort NO=1650 m des Schulterberg-Nordprofils zu verschiedenen Entnahmeterminen (Säureauszug, mg/g)

Entnahmetermin	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Mykorrhizen							
	22. Juni 1993	124	10	73	5	4	27
22. September 1993	174	18	157	10	7	34	-
Feinwurzeln							
	22. Juni 1993	120	6	74	2	1	13
22. September 1993	220	10	103	7	5	34	-

4. Zusammenfassung

- Die Schwermetallgehalte von Feinwurzeln und Mykorrhizen schwankten stark; sie waren meist in den Mykorrhizen gegenüber den Feinwurzeln erhöht.
- Auf der Waldweidefläche wurden die geringsten Schwermetallgehalte in Mykorrhizen und Feinwurzeln im Nahbereich der Bäume festgestellt, die höchsten auf den Buckeln.
- Die artspezifische Unterschiedlichkeit der Aunah-

me und Speicherung von Schwermetallen durch Mykorrhizen wurde aufgezeigt.

- Ein Zusammenhang zwischen Schwermetallgehalten der Böden und Deformationen von Mykorrhizen und Feinwurzeln war nicht gegeben. Auch die Vitalität wurde durch die Schwermetallgehalte der Böden nicht beeinflusst.
- Die schlechte Vitalität von Mykorrhizen und die mechanisch hervorgerufenen Schädigungen werden aufgrund umfangreicher Kartierungsergebnisse auf den Weidegang zurückgeführt.

Tab. 4a:

Schwermetallgehalte von 2 verschiedenen Mykorrhizotypen aus einer Probe vom Standort NO (1650 m) des Schulterberg-Nordprofils (Säureauszug, mg/g), Entnahmeterrmin 22. Juni 1993

Bezeichnung	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Mykorrhizotyp							
a	158	14	188	1	2	22	-
b	58	25	140	3	4	10	-

Tab. 4b:

Kurzcharakteristik von 2 verschiedenen Mykorrhizotypen aus einer Probe vom Standort NO (1650 m) des Schulterberg-Nordprofils, Entnahmeterrmin 22. Juni 1993.

Mykorrhizotyp	Farbbereich	Verzweigung	Pilzmantel
a	rotbraun bis rosabraun	monopodial bis pyramidal	40-50 µm dick, Oberfläche rauh durch unregelmäßig geformtes Hyphennetz
b	rotbraun bis orangebraun	unregelmäßig pyramidal mit dicken Achsen	11-110 µm dick, Oberfläche glatt, oberflächliches Hyphenmuster kleinlumig, pseudoparenchymatisch

Tab. 5:

Pb- und Cd-Gehalte im Säureaufschluß in Böden, Vitalität von Mykorrhizen (I: gute Entwicklung; VI: extrem starke Schäden) sowie Anzahl von Mykorrhizotypen verschiedener Waldstandorte höherer Lagen und dem Weidebereich der Schulterbergkuppe

Versuchsstandort	Grundgestein	Seehöhe, Exposition	ppm Pb *)	ppm Cd *)	Vitalität der Mykorrhizen + Feinwurzeln	Anzahl der Proben	Anzahl der Mykorrhizotypen
Schulterberg, Waldweide Kronenbereich	Kalk	1640 m Süd	83-106 *)	1,0-1,9	III-IV	40	17-21
Schulterberg, Waldweide-Weidebereich	Kalk	1640 m Süd	81-150 *)	3,3-3,6 *)	IV-VI	80	6-14
Schulterberg, Nordprofil	Kalk	1650 m Nord	46-120 *)	0,9-2,9	II-III	30	22
Gaisberg /Sbg.	Dolomit	1240 m West	237 **)	2,3 **)	III GÖBL 1996	40	17-21
Zillertal /T.	Quarzphyllit	1560 m Südost	88***)	-	III GÖBL 1992	17	13-15

*) MUTSCH 1995 - **) MUTSCH, in Vorbereitung - ***) MAJER 1989

Literatur

- BERRY C.R. & MARX D.H. 1979: *Effects of Bisolithus tinctorius ectomycorrhizae on growth of loblolly and Virginia pines in the Tennessee Copper Basin*. UDSA Forest Research Note SE - 246.
- COLPAERT J.V. & VAN ASSCHE J.A. 1993a: *The retention of heavy metals by the extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi*. NACOM 1993 P-99.
- COLPAERT J.V. & VAN ASSCHE J.A. 1993b: *The effect of cadmium on ectomycorrhizal Pinus silvestris L.* New Phytologist 123, 325-333.
- DIXON R.K. & BUCHENA C.A. 1988: *Response of ectomycorrhizal Pinus banksiana and Picea glauca to heavy metals in soil*. Plant Soil 105, 265-271.
- DONNER B. & HEYSER W. 1989: *Buchenmykorrhizen: Möglichkeiten der Elementselektion unter besonderer Berücksichtigung einiger Schwermetalle*. Forstw. Cbl. 108, 150-163.
- EGLI S. 1991: *Morphologische Untersuchungen der Mykorrhizaverhältnisse an Fichten der Beobachtungsflächen Lägeren und Davos*. "Luftschadstoffe und Wald" (STARK, M. ed.) Vdf. Zürich, 187 - 198.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 25-54.
- GODBOLD D.L. 1991: *Die Wirkung von Aluminium und Schwermetallen auf Picea abies Sämlinge*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 104.
- GODBOLD D.L. & KETTNER C. 1991a: *Use of root elongation studies to determine aluminium and lead toxicity in Picea abies seedlings*. J. Plant Physiol. 138: 231-235.
- GODBOLD D.L. & KETTNER C. 1991b: *Lead influences root growth and mineral nutrition of Picea abies seedlings*. J. Plant Physiol. 139: 95-99.
- GOBL F. 1992: *Mykorrhiza- und Feinwurzelbildung an Waldstandorten im Bereich des Höhenprofils Zillertal*. FBVA-Berichte 67, 105-111.
- GOBL F. 1995: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet*. FBVA-Berichte 87, 201-213.
- GOBL F. 1996: *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen bei Fichte am Gaisberg bei Salzburg* (in Vorbereitung).
- GOBL F. & MUTSCH F. 1985: *Schwermetallbelastung in Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. I. Untersuchungen der Mykorrhiza und Humusaufgabe*. Cbl. ges. Forstwesen 102 (1), 28-40.
- GOBL F. & THURNER S. 1996: *Evaluation of forest sites by means of condition assessment of mykorrhizae and fine roots*. Phytion 36 (4), 95-108.
- JENTSCHKE G., FRITZ E. & GODBOLD D.L. 1991: *Distribution of lead in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce seedlings*. Physiologia plantarum 81, 417-422.
- KLOCKE A. 1980: *Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden*. Mitt. VDLUVA.
- MAJER CH. 1989: *Bodenkundliche Untersuchungen an drei ausgewählten Meßpunkten des Höhenprofils Zillertal*. Phytion (Austria) 29 (3), 39-47.
- MARQUIS L. & PANKOW W. 1991: *Elementverteilung zwischen Boden, Mykorrhiza und Nadeln von Bestandesfichten*. "Luftschadstoffe und Wald" (STARK M., ed.) Vdf. Zürich, 221-227.
- MARX D.H. & BERRY C.R. 1976: *Sewage Sludge and Pisolithus tinctorius ectomycorrhizae. Their effect on growth of pine seedlings*. Forest Sci. 22 (3), 351-358. Springer Verlag.
- MOHR H.D. 1983: *Wachstum und Schwermetallgehalte von Wurzeln in schwermetallkontaminierten Substraten*. "Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung". Int. Symposium Gumpenstein 1982. BOHM W., KUTSCHERA L. & LICHTENEGGER E. (Hrsg).
- MUTSCH F. & HORAK O. 1979: *Spurenelemente in höheren Pilzen*. Z. Pflanzenphysiol. 94, 1-10.
- 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*. FBVA-Berichte 87, 153-160.
- PANKOW W., MARQUIS L. & STOLL P. 1991: *Einfluß des Bodens auf die Aktivität der Mykorrhiza von Bestandesfichten*. "Luftschadstoffe und Wald" (STARK M., Hrsg.) Vdf. Zürich, 215-218.
- PEINTNER U. 1995a: *Mykosoziologische Untersuchungen des Projektgebietes Achenkirch unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffeinträgen*. Dissertation, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- PEINTNER U. 1995b: *Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyceten im Projektgebiet Achenkirch*. FBVA-Berichte 87, 69-94.
- PEINTNER U. 1995c: *Schwermetallgehalte in Basidiomyceten und deren Eignung als Bioindikatoren*. FBVA-Berichte 87, 161-168.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995: *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Waldweideflächen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte 87, 177-200.
- LE TACON F. 1978: *La presence de calcaire dans le sol., influence sur le comportement de l'Epicea (Picea excelsa Link.) et du Pin noir d'Autriche (Pinus nigra nigricans Host.)*. Forest Sci. 35 (2), 165-174.
- VOGT K.A., DAHLGREN R.A., UGOLINI F., ZABOWSKI D., MOORE E.E., ZASOSKI R.J. 1987: *Al, Fe, Ca, Mg, Mn, Cu, Zn and P in above- and belowground biomass. II.: Pools and circulation in a subalpine Abies amabilis stand*. Biogeochemistry 4, 295-311.
- WILKINS D.A. 1991: *The influence of sheathing (ecto-) mycorrhizas of trees on the uptake and toxicity of metals*. Agric. Ecosystems Environm. 35, 245-260
- ZECHMEISTER H. 1994: *Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterbergprofils*. FBVA-Berichte 78, 41-47.

Verfasser: Dr. F. Göbl
 Institut für Forstökologie
 Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien
 Rennweg 1
 A-6020 Innsbruck

Die Wachsgqualität von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil

C. TRIMBACHER

Umweltbundesamt Wien

Kurzfassung. Epicuticularwachse stellen sehr sensible Oberflächenstrukturen von Nadeln dar, die sowohl durch natürliche als auch anthropogene Umwelteinflüsse verändert werden können. Luftverunreinigungen beschleunigen den Alterungsprozeß der Nadelwachse, wodurch ein frühzeitiger Nadelverlust die Folge sein kann. Die Wachse von Fichtennadeln des 1. NJ dreier Standorte des Schulterberg-Nordprofils wurden rasterelektronenmikroskopisch untersucht. Zur quantitativen Erfassung der beobachteten Strukturveränderungen der Wachse wurde eine standardisierte Evaluierungsmethode, bei der die beobachtete Wachsmikromorphologie fünf Qualitätsklassen zugeordnet wird, angewandt. Die Nadelwachse des Beprobungsjahres 1993 waren weitgehend unbeeinträchtigt. Die beste Wachsgqualität wurde für den in den mittleren Höhenlagen gelegenen Standort N3 (1145 m) ermittelt. Fichtennadeln des Beprobungsjahres 1995 wiesen am talnächsten Standort des Schulterberg-Profiles (840 m) intaktes Epicuticularwachs auf. Erheblich beeinträchtigte Wachsgstrukturen in Form von Verschmelzungen des Vorhofwachses konnten an Nadeln des höchstgelegenen Untersuchungsstandortes (1650 m) beobachtet werden. Für diesen Standort müssen wachsgschädigende Immissionseinflüsse angenommen werden.

Schlüsselworte: Fichtennadeln, Epicuticularwachse, Wachsgqualität, Rasterelektronenmikroskop

Abstract. [The Wax Quality of Norway Spruce Needles along the North-Profile of the Schulterberg.] Epicuticular needle waxes are very sensitive surface structures that respond to any kind of environmental stress factors, to natural weathering as well as to anthropogenic influences. Air pollutants accelerate the aging of the needle waxes, thus leading to premature senescence and shedding of the needles. By means of scanning electron microscopy, needle waxes of Norway spruce (*Picea abies* L. Karsten) of three sampling sites along an alpine altitude profile (Schulterberg Profile in Achenkirch/Tyrol) were investigated. For a quantitative assessment of the observed structural changes in wax morphology a standardized evaluation method, based on a five point scale, was used. Current-year needles of 1993 showed well-developed and largely unaffected needle waxes. The best wax quality was found at site N3 (1145 m a.s.l.), situated in the middle altitude region of the Alps. Current-year needles of 1995 exhibited the best-preserved epicuticular waxes at the site near the valley bottom (840 m a.s.l.). The most serious alterations of the wax micromorphology were observed at the highest-situated sampling site of the altitude transect. An impairment of the needle waxes due to immission influences must be assumed.

Keywords: Norway spruce needles, epicuticular waxes, wax quality, scanning electron microscopy

1. Einleitung

Fichtennadeln haben wie viele andere Coniferennadeln an ihrer Oberfläche eine Wachsschicht ausgebildet. Die Epicuticularwachse bilden besonders im Bereich der Stomata ein dichtes Geflecht aus röhrenförmigen Strukturen, welches die äußere Atemhöhle auskleidet. Es wirkt als Filter zur Regulation des Gasaustausches bei der Photosynthese und der Atmung sowie dem Schutz vor übermäßiger Transpiration und Infektion durch Biopathogene. Die Struktur der Nadelwachse ist

von der chemischen Zusammensetzung abhängig. Allgemein handelt es sich bei den Pflanzenwachsen um Ester von langkettigen Fettsäuren (26 bis 34 C-Atome) mit ebenso langkettigen einwertigen Alkoholen. Die Hälfte der Gesamtmasse der löslichen Cuticularwachse bei Pinaceen besteht aus dem sekundären Alkohol 10-Nonacosanol ($C_{29}H_{60}O$). Es wird angenommen, daß dieser vor allem für die tubuläre Struktur der epistomatären Wachskristalloide verantwortlich ist (GÜNT-HARDT-GOERG 1986).

Bereits in den 70er Jahren wurde mit Hilfe des Rasterelektronenmikroskops die mikromorpholo-

gische Struktur der Nadelwachse eingehend untersucht und dokumentiert. Die sehr sensiblen Epicuticularwachse unterliegen einem natürlichen Alterungsprozeß. Witterungseinflüsse, wie Wind, Regen oder Schnee, denen die Nadeln über mehrere Jahre hindurch ausgesetzt sind, führen allmählich zu Verschmelzungen und Erosion der Wachsröhrchen. Solcherart durch mechanische Beeinflussung veränderte Wachstrukturen sind durch Rekrystallisationseffekte gekennzeichnet, wodurch sie von Immissionschäden unterschieden werden können (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994a). Zahlreiche Arbeiten zeigten übereinstimmend, daß jede Beeinflussung durch Immissionen den natürlichen Verwitterungsprozeß der Nadelwachse im Freiland beschleunigt (z. B.: HUTTUNEN & LAINE 1983, HAFNER 1986, KARHU & HUTTUNEN 1986, SAUTER et al. 1987, TRIMBACHER 1991). Auch experimentelle Begasung von Fichten- und Tannennadeln mit Ozon, saurem Regen bzw. saurem Nebel als Einzelsubstanzen oder in Kombination (MAGEL & ZIEGLER 1986, SCHMITT et al. 1987, KRAUSE & CANNON 1991) oder eine Behandlung mit einer simulierten Säuredeposition von Schwefelsäure und Salpetersäure (RINALLO et al. 1986) oder Trichloressigsäure (SCHELL & KRISTEN 1992) führen zu vergleichbaren Schadsymptomen und zu einer frühzeitigen Degradation der Wachstrukturen. In einem Versuch, bei dem Fichtensämlinge einer künstlichen Säuredeposition mit einem Gemisch aus H_2SO_4/HNO_3 ausgesetzt wurden, konnten an den Nadeloberflächen vor allem junger Nadeln $CaSO_4$ -Kristalle beobachtet werden (TURUNEN et al. 1994). Versuche mit Tabakpflanzen zeigten, daß UV-B Strahlungen direkt die Wachsbiosynthese beeinflusst und die Benetzbarkeit der Blattoberflächen erhöht (BARNES et al. 1994). Der alleinige Einfluß von Ozon auf die Struktur der Nadelwachse vor allem in Freiland ist nach wie vor umstritten. Es wird vielmehr angenommen, daß Ozon erst in Kombination mit Säuredeposition Strukturveränderungen der Wachsmorphologie hervorruft (BERMADINGER et al. 1988). Nach Behandlung der Fichtennadeln in Open-Top Kammern mit O_3 -Konzentrationen von $100 \mu g/m^3$ und $300 \mu g/m^3$ konnten Schadsymptome an den Nadelwachsen beobachtet werden (KARHU & HUTTUNEN 1986). Demgegenüber führten Begasungsversuche von Fichtennadeln mit $300 \mu g/m^3 O_3$ zu keiner Strukturveränderungen der Epicuticularwachse, sondern zu einem Entwicklungsrückstand der Wachsschicht, welcher sich in einer geringeren Wachsmenge und in Ver-

schiebungen in der chemischen Zusammensetzung äußerte (GUNTARDT-GOERG 1991).

Neben diesen gasförmigen Luftschadstoffen können auch abgesetzte Stäube in der Nähe von Emissionsquellen die Wachstrukturen schädigen (BERMADINGER et al. 1987, TRIMBACHER & DITRICH 1989). Da die Epicuticularwachse durch Strukturveränderungen auf Umwelteinflüsse reagieren, eignen sie sich grundsätzlich zur Bioindikation und zur Beschreibung von Belastungssituationen.

Zur quantitativen Erfassung der Strukturveränderungen von Epicuticularwachsen wurden bereits einige Klassifizierungsmethoden entwickelt (z. B.: CROSLLEY & FOWLER 1986, SAUTER & VOSS 1986, EUTENEUER et al. 1988, TUOMISTO 1988, GÜTH & FRENZEL 1989, SCHREIBER & RENTSCHLER 1990, HASEMANN et al. 1990, TUOMISTO & NEUVONEN 1993, BERMADINGER-STABENTHEINER & MÜLLER 1994). Es wurden zwischen vier und sieben Klassen zur Einteilung der Wachsmikromorphologie verwendet. Die Angaben über den Umfang des zu untersuchenden Nadelmaterials waren divergierend. In einer umfangreichen Studie des Umweltbundesamtes (TRIMBACHER et al. 1995) wurde an Fichtennadeln 25 österreichischer Hintergrundstandorte eine statistisch abgesicherte Evaluierungsmethode erarbeitet (siehe Abschnitt 2.3.). Mit der auch in der vorliegenden Arbeit verwendeten Klassifizierungsmethode von Epicuticularwachsen ist es möglich, bereits an jungen, noch nicht überwinterten Nadeln eine Standortdifferenzierung in Hinblick auf unterschiedliche mechanische Beeinträchtigung oder Immissionseinfluß durchzuführen. Die Wachsqualität der jungen Nadel spiegelt die jeweils aktuelle Belastungssituation einer Vegetationsperiode wider. Die Umwelteinflüsse sind vielfältig und variieren in ihrem Muster. Unterschiedliche Wachsqualitäten der Fichtennadeln ein und desselben Standortes in verschiedenen Jahren können daher nicht selten beobachtet werden.

Mit diesem Beurteilungsschlüssel wurden Epicuticularwachse dreier Standorte des Schulterberg-Nordprofils in Achenkirch von 1993 analysiert und mit dem 1. Nadeljahrgang 1995 derselben Standorte verglichen. Ziel war es festzustellen, ob und inwieweit Beeinflussungen der Wachstrukturen in den unterschiedlichen Höhenlagen sowie in den beiden Beprobungsjahren zu beobachten waren. In der vorliegenden Arbeit werden die Untersuchungsergebnisse über die Wachsqualität von Fichtennadeln mit dem Rasterelektronenmikroskop präsentiert.

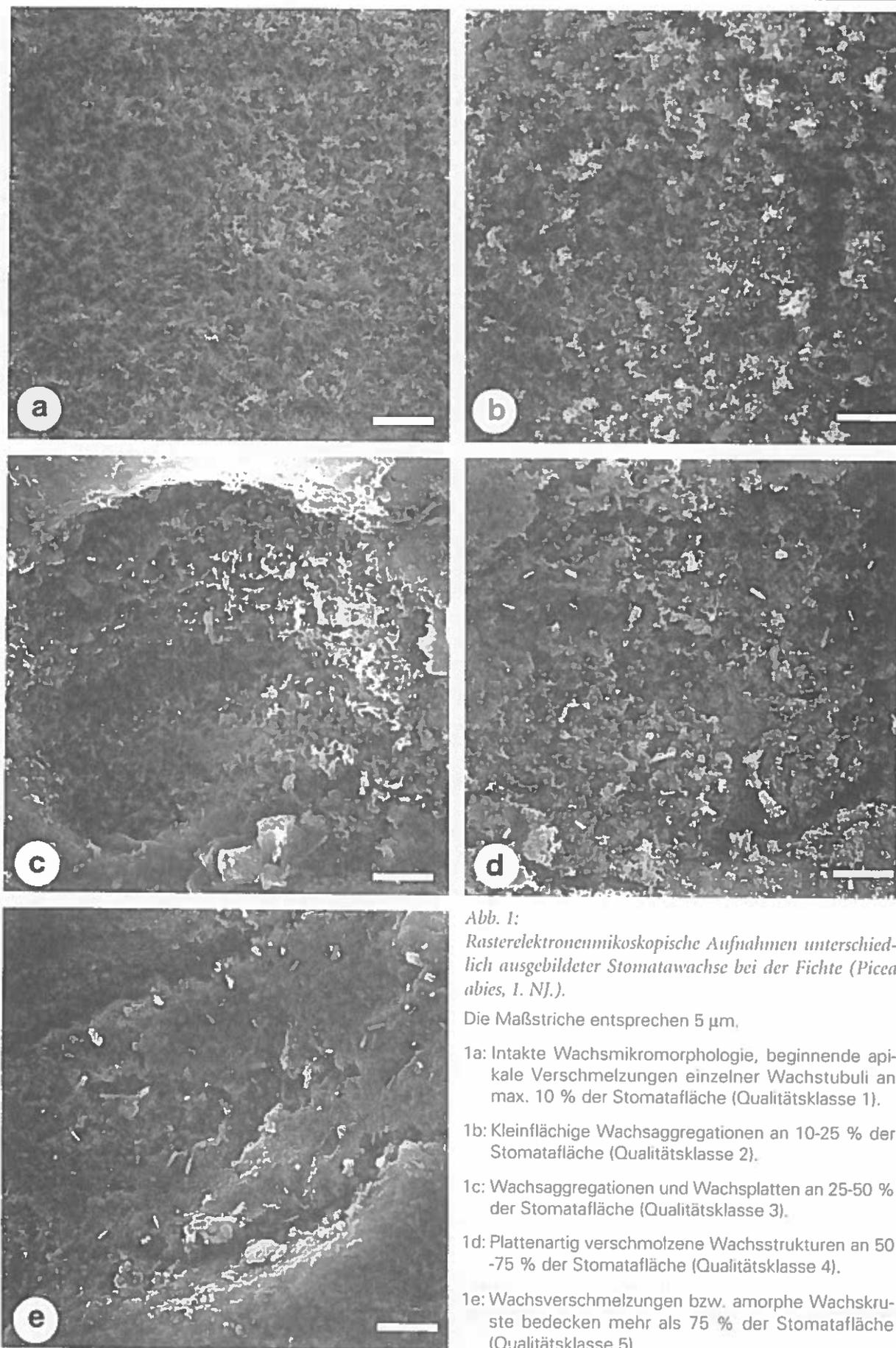


Abb. 1:
Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen unterschiedlich ausgebildeter Stomatawaxse bei der Fichte (Picea abies, 1. Nf.).
 Die Maßstriche entsprechen 5 µm.

- 1a: Intakte Wachsmikromorphologie, beginnende apikale Verschmelzungen einzelner Wachstubuli an max. 10 % der Stomatafläche (Qualitätsklasse 1).
- 1b: Kleinflächige Wachsaggregationen an 10-25 % der Stomatafläche (Qualitätsklasse 2).
- 1c: Wachsaggregationen und Wachsplatten an 25-50 % der Stomatafläche (Qualitätsklasse 3).
- 1d: Plattenartig verschmolzene Wachsstrukturen an 50-75 % der Stomatafläche (Qualitätsklasse 4).
- 1e: Wachsverschmelzungen bzw. amorphe Wachskruste bedecken mehr als 75 % der Stomatafläche (Qualitätsklasse 5).

2. Material und Methode

2.1 Probenahme und Standorte

Die Probenahmen von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil erfolgten im Oktober 1993 und im Oktober 1995. Die drei Untersuchungsstandorte N0 (1650 m), N3 (1145 m) und N5 (840 m) entsprechen denjenigen Probestellen des Schulterberg-Nordhangs, an denen Schwermetallanalysen des Waldbodens durchgeführt wurden (MUTSCH 1995). Eine Mischprobe von Fichtennadeln des 1. Nadeljahrganges mehrerer Äste aus dem Lichtkronenbereich (7. Quirl) zweier benachbarter Fichten (vorherrschend und herrschend nach KRAFT 1884) pro Standort wurde gewonnen und innerhalb von drei Tagen dem Umweltbundesamt übermittelt.

2.2 Probenvorbereitung und Untersuchungsmethodik

Im Labor wurden die Jahrestriebe in Papierkuverts aufbewahrt und über Blaugel in staubdichten Behältern bei Raumtemperatur luftgetrocknet. Für die Untersuchung im Rasterelektronenmikroskop wurden je 24 Nadeln pro Standort mittels Doppelklebeband auf sechs Aluminiumtischchen montiert und mit Gold besputtert (5 Min., $1,8 \times 10^{-2}$ bar, 16 mA). Die Klassifizierung der Nadelwachsqualität wurde an einem digitalen Rasterelektronenmikroskop (ZEISS DSM 950) durchgeführt. Die Untersuchung erfolgte stets mit dem Sekundärelektronenstrahl, bei einer Beschleunigungsspannung von 15 keV und bei einer am Bildschirm gewählten Standardvergrößerung von 2000x.

2.3 Beurteilungsschlüssel

Der auch in dieser Arbeit verwendete Beurteilungsschlüssel, der fünf Qualitätsklassen unterscheidet, wurde ausschließlich für das Stomatawachs von Fichtennadeln des 1. Nadeljahrganges konzipiert. Die Klassifizierung der beobachteten Strukturveränderungen beruht auf zwei Kriterien: auf dem Grad der Wachsverschmelzung in Prozent der Gesamtstomatafläche sowie auf den damit verbundenen unterschiedlichen Ausbildungsformen der Stomatawachse. Eine Bewertung von drei Spaltöffnungen (eine Spaltöffnung aus dem apikalen Drittel der Nadel, eine von

der Nadelmitte sowie eine von der Nadelbasis) auf 24 Nadeln (insgesamt 72 Spaltöffnungen) ergibt für die Ausgangsparameter der vorliegenden Studie (Mischprobe von Nadeln zweier benachbarter Bäume je Standort, herrschend und vorherrschend, siebenter Quirl, Sonnenkrone, alle Windrichtungen) eine für biologische Proben ausreichende statistische Genauigkeit $< 7,6\%$ ($p = 5\%$). Der Parameter der Wachsqualität wird als Mittelwert ausgedrückt. Die für die einzelnen Qualitätsklassen charakteristischen Erscheinungsformen der epistomatären Wachse sind in Abbildung 1 dargestellt. Durch die standardisierte Probenahme und Beurteilungsmethode werden vergleichbare Ansprachen der Wachsqualität von Fichtennadeln möglich. Neben einem Vergleich zwischen unterschiedlich belasteten Bäumen oder Standorten kann auch gezieltere Information über den zeitlichen Verlauf einer Belastungssituation in Form einer Zeitreihe erhalten werden.

3. Ergebnisse

3.1 Beprobung 1993

Für die Nadeln des talnächsten Standortes N5 des Schulterbergprofils (840 m) wurde eine mittlere Wachsqualität von 2,3 ermittelt. Bis zu Werten von 2,0 (bei einer Skalierung von 1,0 bis 5,0) können wachsschädigende Einflüsse ausgeschlossen werden (TRIMBACHER et al. 1995). Neben mechanischen Einflüssen, charakterisiert durch rekristallisierte Wachstubuli, könnten auch lokale, saure Immissionen für die veränderten Wachsstrukturen verantwortlich sein. Nadeln des Standortes N3 in 1140 m Seehöhe wiesen eine mittlere Wachsqualität von 1,8 auf. Die intakten Epicuticularwachse lassen wachsschädigende Einflüsse ausschließen. Für die epistomatären Wachse des höchstgelegenen Probepunktes N0 am Schulterberg (1650 m) wurde eine Wachsqualität von 2,4 festgestellt. Die strukturellen Veränderungen der Wachskristalloide lassen sich hauptsächlich auf mechanische Einflüsse zurückführen. Häufige Rekristallisationen, die am Vorhofwachs beobachtet wurden, deuten auf mechanische Beeinträchtigungen durch Einwirkungen von Wind und Regen hin, wodurch die Nadeln aneinander reiben und die sehr sensiblen Oberflächenwachse zusammengedrückt werden und ihre kristalline Struktur verlieren (Tabelle 1).

3.2 Beprobung 1995

Im Vergleich zur Beprobung 1993 wiesen 1995 die Epicuticularwaxe des talnächsten Standortes des Schulterbergprofils im Untersuchungsgebiet Achenkirch eine bessere Wachsqualität auf (Mittelwert: 1,9). Die Nadelwaxe des Standortes N3 waren durch einen erhöhten Degradationsgrad charakterisiert. Die Wachsqualität mit dem Mittelwert 3,0 läßt sich hauptsächlich auf mechanische Beeinträchtigungen zurückführen (Abbildung 2a). Wachsschädigende Immissions-einflüsse spielen wahrscheinlich dabei eine eher untergeordnete Rolle. Für den Standort N0 in 1650 m wurde ein Mittelwert von 4,0 ermittelt. Die schlechte Wachsqualität dieses höchstgelegenen Standortes des Schulterbergprofils ist nicht mechanisch bedingt. Größtenteils wurden mit verschmolzenem, amorphen Wachs

Tab. 1:
Mittelwerte und Standardabweichungen der Wachsqualität von Fichtennadeln (1. NJ.) am Schulterberg-Nordprofil. Klassifizierung nach TRIMBACHER et al. 1995.

Probefläche (Seehöhe)	1993	1995
N5 (840 m)	2,3 ± 0,70	1,9 ± 0,42
N3 (1140 m)	1,8 ± 0,61	3,0 ± 1,06
N0 (1650 m)	2,4 ± 0,98	4,0 ± 1,00

nahezu vollständig verschlossene Stomatavorhöfe beobachtet (Abbildung 2b). Ein lokal und zeitlich begrenzter Immissionseinfluß an diesem Untersuchungsstandort muß daher angenommen werden (Tabelle 1). Derart hohe Werte wurden bis jetzt nur für Fichtennadelwaxe industriell bzw. urban stark belasteter Standorte ermittelt (TRIMBACHER 1996).

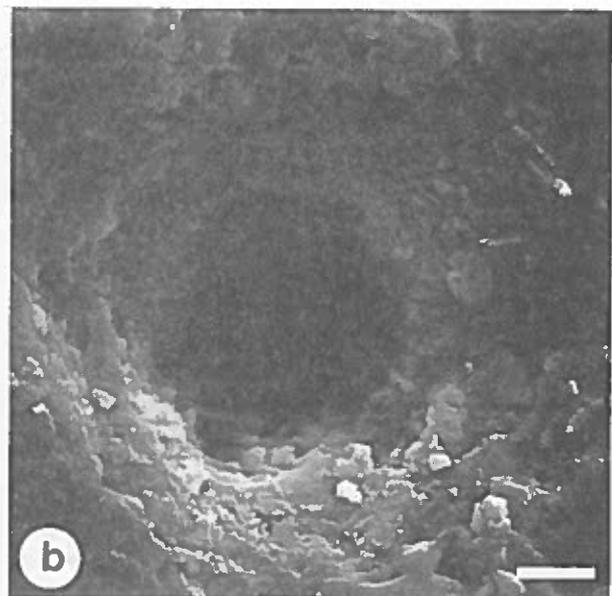
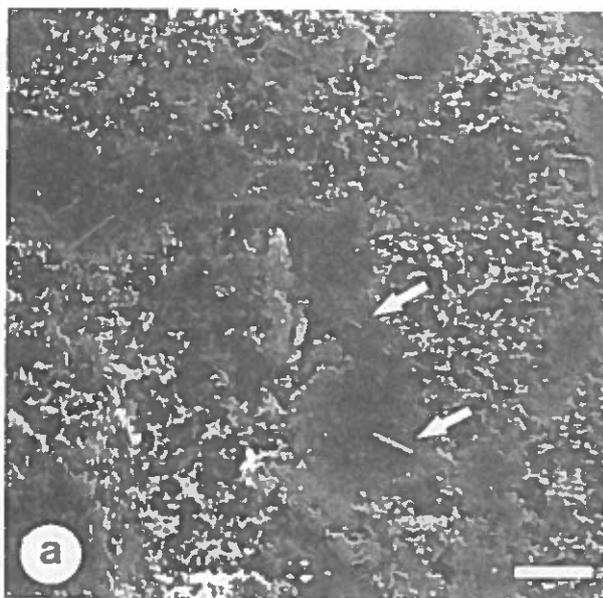
4. Diskussion

Die Untersuchungen der Epicuticularwaxe von Fichten ergaben für die Beprobung 1993, daß die Wachsstrukturen großteils intakt waren bzw. nur geringfügige Strukturveränderungen aufwiesen, die hauptsächlich mechanisch verursacht wurden (gegenseitiger Abrieb durch Wind, Niederschläge). Die beste Wachsqualität wiesen Nadeln des mittleren der drei Untersuchungsstandorte am Schulterberg-Nordprofil in 1145 m Seehöhe auf. Ähnliche Ergebnisse, d. h. unbeeinträchtigte Wachsstrukturen in den mittleren Höhenlagen, brachten rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen von Nadeln des 2. und 3. Nadeljahrganges der Jahre 1991 und 1992 (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994b). Andere Arbeiten be-

Abb. 2:
Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen unterschiedlich ausgebildeter Stomatawaxe bei der Fichte (*Picea abies*, 1. NJ.; 1995). Die Maßstriche entsprechen 5 µm.

2a: Probefläche N3: mechanisch beeinträchtigtes Stomatawachs, charakteristische Rekristallisationen (Pfeile).

2b: Probefläche N0: mit amorphem Wachs vollständig verschlossener Stomatavorhof.



richten über einen Vitalitätsverlust und eine leicht verminderte Anpassungsfähigkeit (BREITENBACH-DORFER 1995) der Fichtenbestände in den mittleren Höhenlagen der Nordtiroler Kalkalpen. Dies scheint sich jedoch nicht in einem erhöhten Ausmaß strukturell veränderter Nadelwachse widerzuspiegeln.

Im Gegensatz zur Beprobung 1993 ließen die Nadelwachse 1995 eine Abhängigkeit von der Seehöhe erkennen. Die schlechteste Wachswachse mit einem Wert von 4,0 wurde am höchstgelegenen Standort des Schulterberg-Nordprofils ermittelt. Mechanische Beeinflussung kann hier weitgehend ausgeschlossen werden, da keine rekristallisierten Wachse beobachtet wurden. Die zahlreichen, zum Teil vollständig mit amorphem Wachs bedeckten Spaltöffnungen lassen auf einen synergistischen Effekt verschiedener Schadstoffe (v.a. Ozon) mit klimatischen Einflüssen schließen. Aus derzeitiger Sicht kann jedoch nicht geklärt werden, welche Streßfaktoren, sei es direkt über die Luft oder indirekt über die Wachsbiosynthese, den erhöhten Degradationsgrad der Epicuticularwachse hervorgerufen haben.

Danksagung

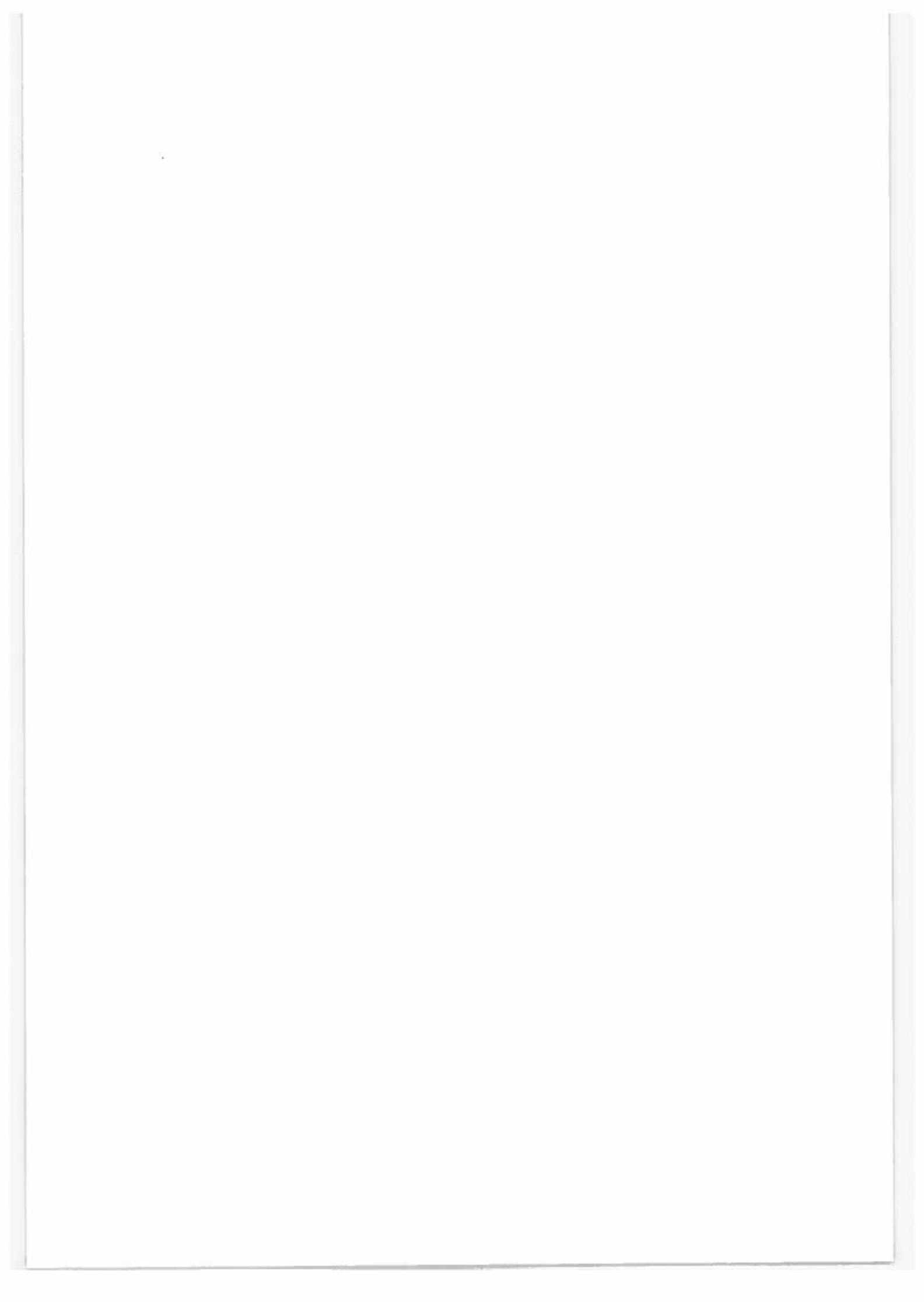
Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden im Zentrallabor des Umweltbundesamtes durchgeführt. Herrn Andreas KNIESCHEK möchte ich für die technische Unterstützung danken sowie Herrn Bernhard GRÖGER für die Photoausarbeitung.

Literatur

- BARNES, J., PAUL, N., PERCY, K., BROADPENT, P., MCLAUGHLIN, C., MULLINEAUX, P., CREISSEN G., WELLBURN, A., 1994: *Effekte von UV-B radiation on wax biosynthesis*. In: PERCY, K.E. (ed.): *Air Pollutants and the Leaf Cuticle*. NATO ASI Series, Vol. G. 36. Berlin, Heidelberg, Springer Verlag, 195-204.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GOLOB P. 1987: *Einfluß von Magnetstäuben auf Fichtennadelwachse*. *Phyton* 27 (1), 15-29.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GOLOB P. 1988: *Influence of different air pollutants on the structure of needle wax of spruce (Picea abies L. Karst)*. *Geo Journal* 17 (2), 289-293.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994a: *Problems in interpreting effects of air pollutants on spruce epicuticular waxes*. In: PERCY K. E. (ed.): *Air Pollutants and the Leaf Cuticle*. NATO ASI Series, Vol. G 36. Berlin, Heidelberg, Springer Verlag, 321-327.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994b: *Epikurikularwachse von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"*. *FBVA-Berichte* 78, 117-120.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. & MÜLLER M. 1994: *Pflanzenphysiologisch-biochemische, rasterelektronenmikroskopische und cytogenetische Untersuchungen an den Höhenprofilen Achenkirch*. Universität Graz.
- BREITENBACH-DORFER M. 1995: *Genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin - Eine Pilotstudie*. *FBVA-Berichte* 87, 19-23.
- CROSSLEY A. & FOWLER D. 1986: *The weathering of Scots pine epicuticular wax in polluted and clean air*. *New Phytol.* 103, 207-218.
- EUTENEUER T., STEUBING L. & DEBUS R. 1988: *Quantitative Beurteilung der Morphologie epikutikularer Wachse von Picea abies (L.) Karst*. *Angew. Botanik* 62, 63-72.
- GÜNTHARDT-GOERG M. S. 1986: *Epicuticular wax of needles of Pinus cembra, Pinus sylvestris and Picea abies*. *Eur. J. For. Path.* 16, 400-408.
- GÜNTHARDT-GOERG M. S. 1991: *Die Einwirkung von Luftschadstoffen und Klimafaktoren auf die Wachsschicht von Fichtennadeln*. In: STARK M. (ed.): *Programmleitung NFP (Nationales Forschungsprogramm) 14, Luftschadstoffe im Wald* 5. Verlag der Fachvereine Zürich, Schweiz, 107-118.
- GUTH S. & FRENZEL B. 1989: *Epicuticularwachs der Tanne (Abies alba Mill.) und Walderkrankung I. Die Wachstruktur*. *Angew. Botanik* 63, 241-258.
- HAFNER L. 1986: *Zur Feinstruktur der geschädigten Kiefernnadel*. *Allg. Forstztg.* 45, 1119-1121.
- HASEMANN G., JUNG G. & WILD A. 1990: *The loss of structural integrity in damaged spruce needles from locations exposed to air pollution. II. Epidermis and stomata (dermal tissue)*. *J. Phytopath.* 128, 33-45.
- HUTTUNEN S. & LAINE K. 1983: *Effects of air-borne pollutants on the surface wax structure of Pinus sylvestris needles*. *Ann. Bot. Fennici* 20, 79-86.
- KARHU M. & HUTTUNEN S. 1986: *Erosion effects of air pollution on needle surfaces*. *Water, Air & Soil Pollut.* 31, 417-423.
- KRAFT G. 1884: *Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtheiben*. Hannover.
- KRAUSE C. R. & CANNON W. N. 1991: *Epistomatal wax injury to Red spruce needles (Picea rubens Sarg.) grown in elevated levels of ozone and acidified rain*. *Scanning Microsc.* 5/4, 1173-1180.
- MAGEL E. & ZIEGLER H. 1986: *Einfluß von Ozon und saurem Nebel auf die Struktur der stomatären Wachspflöpfen in den Nadeln von Picea abies (L.) Karst*. *Forstw. Cbl.* 105, 234-238.
- MUTSCH F. 1995: *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raun Achenkirch*. *FBVA-Berichte* 87, 153-159.
- RINALLO C., RADDI P., GELLINI R. & DI LONARDO V. 1986: *Effects of simulated acid deposition on the surface structure of Norway spruce and Silver fir needles*. *Eur. J. For. Path.* 16, 440-446.
- SAUTER J. J. & VOSS J.-U. 1986: *SEM-observations on the structural degradation of epistomatal waxes in Picea abies (L.) Karst. and its possible role in the "Fichtensterben"*. *Eur. J. For. Path.* 16, 408-423.
- SAUTER J. J., KAMMERBAUER H., PAMBOR L. & HOCK B. 1987: *Evidence for the accelerated micromorphological degradation of epistomatal waxes in Norway spruce by motor vehicle emissions*. *Eur. J. For. Path.* 17, 444-448.

- SCHELL R. & KRISTEN U. 1992: *Trichloressigsäure begünstigt Pilzinfektionen von Fichtennadeln*. In: MICHAELIS W. & J. BAUCH (eds.): *Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort "Postturm"*. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH. GKSS 1992/E/100. 353-363.
- SCHMITT U., RUETZE M. & LIESE W. 1987: *Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an Stomata von Fichten- und Tannennadeln nach Begasung und saurer Beregnung*. Eur. J. For. Path. 17, 118-124.
- SCHREIBER H. & RENTSCHLER J. 1990: *Eine quantitative Methode zur Charakterisierung von Oberflächenstrukturen auf Blättern und Nadeln*. Angew. Botanik 64, 37-50.
- TRIMBACHER C. & DITRICH H. 1989: *Epicuticuläre Wachsstrukturen von Fichtennadeln als Indikatoren für Langzeitimmissionsbelastungen*. UBA-Report-89-039, Umweltbundesamt Wien.
- TRIMBACHER C. 1991: *REM-Untersuchungen an Fichtennadeln besonders exponierter Standorte*. VDI Berichte 901, 285-289.
- TRIMBACHER C., ECKMÜLLNER O. & WEISS P. 1995: *Die Wachsqualität von Fichtennadeln Österreichischer Hintergrundsstandorte. Eine neue Klassifizierungsmethode zur standardisierten Beurteilung der Nadelwachse von Fichten mit dem Rasterelektronenmikroskop*. Monographie Bd. 57, Umweltbundesamt Wien.
- TRIMBACHER C. 1996: *Die Beeinflussung der Wachsstrukturen von Fichtennadeln durch Immissionen in Brixlegg und Linz*. UBA-BE-055, Umweltbundesamt Wien.
- TUOMISTO H. 1988: *Use of Picea abies needles as indicators of air pollution: epicuticular wax morphology*. Ann. Bot. Fennici 25, 351-364.
- TUOMISTO H. & NEUVONEN S. 1993: *How to quantify differences in epicuticular wax morphology of Picea abies (L.) Karst. needles*. New Phytol. 123, 787-799.
- TURUNEN M., HUTTUNEN S. & BACK J. 1994: *Observations on the effects of acid rain treatment on needle surfaces of Scots pine and Norway spruce seedlings*. In: PERCY, K. E. (ed.): *Air Pollutants and the Leaf Cuticle*. NATO ASI Series, Vol. G 36. Berlin, Heidelberg, Springer Verlag, 316-319.

Verfasser: Dr. Cristina Trimbacher
Abteilung Analytik I / Mikroskopie
Umweltbundesamt
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien



Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten des Schulterberges

W. RUPPERT

Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, Universität für Bodenkultur

Kurzfassung. Am Schulterberg wurden in drei Seehöhen (1030 m, 1220 m und 1686 m) zu drei Beprobungsterminen in den Jahren 1993 und 1994 trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten durchgeführt, um Hinweise auf umweltbedingte Einwirkungen (Klima) zu erhalten und Ergebnisse anderer Projekte in der Interpretation zu unterstützen.

Die Gesamtbenadelungsprozente nahmen mit der Seehöhe zu, die Benadelungsdichte war an der talnahen Probestfläche am geringsten. Die Anzahl der Nadeln pro Trieb und die Trieblänge waren in 1220 m am höchsten. Konkrete Hinweise auf eine Immissionsbelastung des Schulterberges konnten anhand der biometrischen Untersuchungen nicht abgeleitet werden, ein Zusammenhang mit der Ernährungssituation wurde jedoch aufgezeigt.

Schlüsselworte: Höhenprofil, biometrische Messungen, *Picea abies*

Abstract. {Biometric Investigations on Shoots and Needles of Spruce from the Schulterberg.} On the Schulterberg, biometric investigations were carried out on shoots and needles of spruce at three different altitudes (1,030 m; 1,220 m; and 1,686 m) and in the framework of three samplings. The objective was to obtain information about environment-specific effects (climate) and to allow a better interpretation of the results of other projects.

Total needle percentages increased with altitude; needle density was lowest on the sample plot near the valley. The number of needles per shoot and the shoot length were highest on the plot at 1,220 m. The results of the biometric investigations do not permit conclusions regarding air pollution stress on the Schulterberg, but connections with the nutritive status were proved.

Keywords: Altitude profile, biometric analyses, *Picea abies*

1. Einleitung

Biometrische Messungen sind Bestandteil interdisziplinärer Waldschadensprojekte. Sie geben Hinweise auf den Baumzustand und die Vitalität, da sie Veränderungen durch biotische und abiotische Stressoren z.B. an Fichtennadeln erklären können (DRAXLER & RUPPERT 1989). Biotische Stressoren lassen sich in der Regel biometrisch festgestellten Veränderungen zuordnen: Beispielsweise wurde ein Zusammenhang zwischen der Fruktifikation und nadelbiometrischen Parametern gefunden (PUCHINGER & STACHELBERGER 1994a, b); auch einschneidende klimatische Ereignisse (z.B. Spätfrost während des Austriebs) wirken sich auf nadelbiometrische Parameter aus. Biometrische Erhebungen stellen eine Zusatzinformation zur Er-

klärung von Waldschädigungen dar und die Aussagekraft von pflanzenphysiologischen, standortsbezogenen und forstökologischen Erhebungen kann durch sie erhöht werden (HALBWACHS & WUGGENIG 1985; HALBWACHS et al. 1986; HALBWACHS 1994; RUPPERT & HALBWACHS 1995).

Die Aussagekraft der biometrischen Untersuchungen hängt vom jeweiligen Streßmuster ab, das auf den Probestbaum einwirkt. Durch die natürliche, genetisch, standorts- bzw. seehöhenbedingte Variabilität der Nadel- und Benadelungsmerkmale muß die Aussage dieser Parameter immer im Konnex mit dem Stressorenmuster gesehen werden. Eine weitere Problematik bei der Zuordnung nadelbiometrischer Merkmale zur Erklärung von Waldschäden ergibt sich aus der Tatsache, daß nicht nur zwischen verschiedenen Individuen, sondern auch innerhalb eines Baumes signifikant

te Unterschiede, etwa der Nadelabmessungen auftreten. Aus diesem Grunde ist es unerlässlich, die Astprobenahme (Äste erster Ordnung) zu standardisieren und die physiologischen Faktoren, welche die Versorgung der Nadeln beeinflussen, mit zu berücksichtigen.

Die Eignung biometrischer Merkmale zur Beurteilung von Veränderungen am Baum wurde bevorzugt für klassische Immissionsgebiete beschrieben. Im unmittelbaren Einflußbereich eines Fluor-Emittenten (Ranshofen/OÖ.) ergaben folgende biometrische Parameter, welche zum Nachweis der Regeneration nach Verpflanzung in ein immissionsfreies Gebiet herangezogen wurden, deutliche Unterschiede vor und nach der Erholungsphase: Nadellänge, Nadelhöhe, Nadelbreite, Querschnittsfläche, Zentralzylinderdurchmesser und -fläche, Nadelquotient, Zahl der Sklerenchymzellen innerhalb des Zentralzylinders und Zahl der Stomata pro Nadelquerschnitt (SCHNEIDER & HALBWACHS 1989). Weitere nadelbiometrische Ergebnisse liegen aus dem Immissionsgebiet Arnoldstein vor (HALBWACHS 1994). Außerhalb klassischer Immissionsgebiete sind Beeinflussungen von Waldbäumen mit biometrischen Parametern schwieriger nachweisbar (SCHÖN et al. 1988). Nach einzelnen Erhebungen aus der Bundesrepublik Deutschland sowie aus Österreich (Schöneben/OÖ., Gleinalm/Stmk., Rosalia/NÖ.) konnten biometrische Parameter vereinzelt im Zusammenhang mit natürlichen und anthropogenen Stressoren gesehen werden. An Fichten können triebbiometrische Messungen sowie makroskopische und mikroskopische nadelbiometrische Messungen zur Anwendung kommen (RUPPERT 1990, RUPPERT et al. 1992, SMIDT 1995).

Aus dem oben gesagten ist zu folgern, daß die einzelnen biometrischen Parameter nicht isoliert betrachtet werden können, da dies leicht zu Fehlinterpretationen führen kann. So können z.B. geringe Nadelverluste teilweise durch Vergrößerung der verbleibenden Nadelbiomasse kompensiert werden (SCHÖN et al. 1988).

Im Rahmen des vorliegenden Projektes dienten die Untersuchungen speziell dazu, die seehöhenabhängigen Änderungen zu dokumentieren und die Parameter im Zusammenhang mit den Auswirkungen biotischer und klimatischer Streßfaktoren zu diskutieren.

2. Material und Methodik

2.1 Probenahmen und Probenahmetermine

Von den Probebäumen wurden jeweils zwei ganze Äste 2. Ordnung des 7.-10. Quirls entnommen. Die Probenahmen erfolgten am 12./13.5.1993, 1.-3.6.1993 sowie am 8.-10.8.1994.

Für die mikroskopischen nadelbiometrische Messungen der Beprobung 1993 wurden jeweils 5 Nadeln der letzten 4 Jahrgänge pro Baum, für die Beprobung 1994 jeweils 4 Nadeln der letzten 5 Jahrgänge pro Baum ausgewertet.

2.2 Probeflächen

In Tabelle 1 sind die Probeflächen am Schulterberg und die Zahl der Probebäume angeführt.

Tab. 1:
Probeflächen und Zahl der Probebäume

Probefläche (PF)	Seehöhe	Probenahme 1993: Zahl der Probebäume	Probenahme 1994: Zahl der Probebäume
PF 7	1686 m	10	10
PF 9	1220 m	7	5
PF10	1030 m	8	8

2.3 Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden die in Tabelle 2 genannten Parameter herangezogen.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 3 sind die Bandbreiten und Mittelwerte der trieb- und nadelbiometrischen Parameter beschrieben.

Tab. 2:
Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen

Parameter	Bestimmung
Triebbiometrische Untersuchungen	
Gesamtbenadelungsprozente (Anteile der besetzten Nadelkissen eines Hauptastes)	Abschätzung in Benadelungsprozente der einzelnen Triebe. 10 %-Stufen nach KNABE (1981) und Addition der Benadelungsprozente aller Jahrestriebe mit mehr als 10 % Benadelung
Benadelungsdichte (Anzahl der Nadeln pro cm)	Abzählen der Nadeln pro cm auf einem 2-3 cm langen Triebstück
Anzahl der Nadeln pro Trieb	Abzählen aller Nadeln auf einem Jahrestrieb
Trieblänge	Messung aller verfügbaren Nadeljahrgänge eines Astes mit einer Schublehre, Angabe in mm
Nadelbiometrische Untersuchungen	
Nadellänge	Messung mittels Stereomikroskop und Okularmikrometer, Mittelung der Werte von 100 Nadeln eines Nadeljahrganges, Angabe in mm
100-Nadelgewicht (Trockengewicht von 100 Nadeln)	Trocknung bis zur Gewichtskonstanz, Angabe in Gramm
Nadelquerschnittsfläche	Mikroskopische Vermessung mittels Zeichenmikroskop (gemeinsam mit dem Nadelumfang) und nachfolgende Flächenmessung mittels Digitalisierbrett oder vollautomatische Bestimmung mittels Videokamera und Bildverarbeitung, Angabe in μm^2
Formzahl (Maß für die Abweichung von der Kreisform)	Berechnung aus der Nadelquerschnittsfläche und dem Nadelumfang, Formel: $4\pi Fu^2$
Nadelquotient (Quotient von Nadelbreite und Nadelhöhe)	Nadelbreite und Nadelhöhe werden im Zuge der Querschnittsflächenmessung ermittelt, wobei die Höhenachse durch den parenchymatischen Strahl des Gefäßbündels verläuft; die Nadelbreite wird im rechten Winkel zur Höhenachse an der breitesten Stelle der Nadel gemessen

Tab. 3:
Bandbreiten und Mittelwerte der trieb- und nadelbiometrischen Parameter verschiedener Probebaumkollektive am Schulterberg (1993 und 1994)

Parameter	PF7		PF9		PF10	
	(n Probabäume) Bandbreite	Mittel	Bandbreite	Mittel	Bandbreite	Mittel
Gesamtbenadelungsprozente (%)	B/93: 480-785 B/94: 567-745 S/93: 670-790 S/94: 695-775	- 657 - 749	93: 440-710 94: 495-680	- 600	93: 375-725 94: 500-585	- 533
Benadelungsdichte (Nadeln/cm)	B/93: 19-40 B/94: 21-33 S/94: 21-37	- 26,06 27,41	93: 18-36 94: 20-37	- 27,13	93: 18-41 94: 16-36	- 23,83
Nadeln/Trieb	93: 55-240 B/94: 95-240 S/94: 70-160	- 156,0 115,6	93: 80-350 94: 45-300	- 179,5	93: 70-215 94: 80-215	- 138,1
Triebblängen (mm)	B/93: 18-100 B/94: 36-103 S/94: 25-62	- 61,7 43,6	93: 30-128 94: 20-118	- 72,1	93: 35-107 94: 22-105	- 62,2
Nadellängen (mm)	93: 8,2-17,5 B/94: 10- 18,5 S/94: 9,5-16,0	- 13,6 12,5	93: 8,5-19,5 94: 8-15,8	- 13,3	93: 6,2-16,2 94: 5,8-17,5	- 13,6
100-Nadelgewicht (g TS)	93: 0,22-1,22 B/94: 0,38-1,12 S/94: 0,32-0,82	- 0,69 0,61	93: 0,32-0,82 94: 0,20-0,95	- 0,61	93: 0,18-0,95 94: 0,17-0,95	- 0,58
Querschnittsfläche	B: 0,42-0,65 S: 0,31-0,62	0,50 0,49	0,41-0,75	0,52	0,38-0,82	0,58
Formzahl	B: 0,34-0,53 S: 0,38-0,50	0,42 0,43	0,38-0,71	0,49	0,40-0,76	0,58
Nadelquotient (Breite/Höhe)	B: 0,99-1,25 S: 0,80-1,28	1,12 1,08	0,82-1,35	1,03	0,65-1,32	1,07

Gesamtbenadelungsprozente

Die Gesamtbenadelungsprozente lagen zwischen 375 und 790 % und wiesen eine starke Schwankungsbreite auf. Die geringsten Werte wurden auf der PF 10 im Jahr 1993 gefunden, wobei im selben Jahr auch die Probestämme der PF 9 und das Kollektiv B der PF 7 geringe Werte zeigte. Auf der PF 7 waren überwiegend die windexponierten Probestämme (Kollektiv B) geringer benadelt. Auf der Basis der Mittelwerte war eine Zunahme der Benadelungsprozente mit der Seehöhe gegeben. In Anlehnung an die Literatur wäre es denkbar, daß die Zunahme der Gesamtbenadelungsprozente mit der Seehöhe mit der Zunahme der Niederschlagsmengen im Zusammenhang steht und auch durch folgende zusammenfassende Betrachtungen zu erklären ist: Generell ist in größeren Höhen - klimatisch bedingt - die Vegetationsperiode kürzer, wodurch weniger Zeit für das Längenwachstum der Triebe und der Nadeln bleibt. Ihre Längen nehmen daher mit zunehmender Seehöhe ab, damit eine ausreichende Photosyntheseleistung des Baumes in größeren Höhen erzielt werden kann, müssen mehr Nadeljahrgänge am Baum verbleiben, die Gesamtbenadelung nimmt daher mit zunehmender Seehöhe zu (RUPPERT & HALBWACHS 1995).

Die Aussagekraft der Benadelungsprozente wird im Zusammenhang mit Umweltbelastungen in der Literatur unterschiedlich bewertet. Nach RUDOLPH (1983) wirkten sich Luftschadstoffbelastungen bei 30-80-jährigen Bäumen in Form einer Reduktion der Benadelungsprozente aus, hohe Benadelungsprozente wurden in besonders feuchten Gebieten festgestellt. SCHÖN et al. (1988) hingegen fanden, daß die standörtlich bedingten Schwankungen keine Unterscheidung zwischen unterschiedlich geschädigten (verlichteten) Individuen bzw. klassischen und neuartigen Waldschädigungen zulassen; die Aussagekraft des Benadelungsprozentes ist im wesentlichen auf Vergleiche innerhalb eines Bestandes beschränkt, Umwelteinflüsse wirken sich wenig aus. Auch KNABE (1983) beschrieb, daß die Gesamtbenadelungsprozente stark von standörtlichen Gegebenheiten und vom Alter abhängig sind und da-

her nur unter Berücksichtigung dieser Faktoren geeignet sind, Gebiete unterschiedlicher Belastung mit Luftschadstoffen anzuzeigen. Diese Aussagen bestätigen auch die divergierenden Ergebnisse der Untersuchungen an den Probestämmen der Höhenprofile Christlum und Schulterberg. Die Gesamtbenadelungsprozente nahmen am Schulterberg mit der Seehöhe zu, am Christlumprofil dagegen ab.

Benadelungsdichte

Die Bandbreite der Benadelungsdichte lag zwischen 16 und 41 Nadeln pro cm und war ebenfalls starken Schwankungen unterworfen. Der geringste und höchste Wert wurde an der talnahen Probestfläche gefunden. Präzisere Ergebnisse erbrachten frühere Beprobungen im Untersuchungsgebiet (Christlumprofil), aus denen hervorging, daß trotz der Schwierigkeit der Einordnung der Ergebnisse aufgrund der großen Bandbreiten die höheren Werte in den tieferen Lagen anzutreffen waren (PUCHINGER et al. 1994ab); es muß jedoch erwähnt werden, daß diese Aussagen auf der Basis der Anzahl der Nadeln pro cm² beruhen.

Anzahl der Nadeln pro Trieb

Die Mittelwerte lagen zwischen 115 und 180. Die große Schwankungsbreite zeigt sich am Beispiel der beiden Baumkollektive auf der PF 7, die Mittelwerte des Kollektivs B zeigten im selben Beprobungsjahr 156 Nadeln pro Trieb, jene des Kollektivs S hingegen nur 115. Die höchsten Werte wurden auf der Probestfläche in 1220 m Seehöhe gefunden.

Triebblängen

Die Bandbreiten der Triebblängen reichten von 18 bis 128 mm, der geringste Mittelwert wurde auf der höchstgelegenen Probestfläche im Probenkollektiv S nachgewiesen. Der höchste Mittelwert wurde in Analogie zur Anzahl der Nadeln pro Trieb für die Probestfläche in 1220 m Seehöhe ermittelt.

Triebblängen sind ebenfalls von standörtlichen Gegebenheiten abhängig. Die Jahrestrieblänge ist jedoch

Tab.3:

Charakterisierung von Sonnen-, Schatten- und Hungernadeln mit der Kombination aus Formzahl, dem Nadelquotient und der Nadelquerschnittsfläche

	Sonnennadeln	Schattennadeln	Hungernadeln
Formzahl	<< 1	< 1	nahezu 1
Nadelquotient	> 1	< 1	ca. 1
Nadelquerschnittsfläche	relativ groß Richtwert: 1mm ²	relativ gering Richtwert < 0,5mm ²	relativ gering Richtwert < 0,5mm ²

nur in ausgeprägten klassischen Waldschadensgebieten ein zuverlässiges Maß für Immissionsschädigungen. In "neuartigen" Waldschadensgebieten wird der Immissionseinfluß durch die sich wesentlich stärker auswirkenden klimatischen und biotischen Einflüsse überdeckt; die Niederschlagsmenge des Vorjahres wirkt sich hierbei besonders stark in einer Verlängerung der neuen Triebe aus (SCHÖN et al. 1988). Die Zunahme der Triebblängen im Zusammenhang mit Niederschlagsmengen konnte anhand der Ergebnisse am Schulterbergprofil lediglich für die höchstgelegene Probefläche bestätigt werden. Die Abnahme der Triebblängen mit der Seehöhe zeigte sich am Christlumprofil prägnanter als am Schulterberg (PUCHINGER et al. 1994ab).

Nadellänge

Die mittleren Nadellängen zeigten keine Seehöhenabhängigkeit und auch keine starken Abweichungen vom Christlumprofil und waren deutlich geringer als in Proben anderer österreichischer Untersuchungsgebiete (PUCHINGER et al 1994ab). Die von SCHMIDT-VOGT (1977) beschriebene deutliche Abnahme der Nadellänge mit der Seehöhe konnte anhand des Nadelmaterials beider Höhenprofile in Achenkirch nicht bestätigt werden, an einem Profil im Zillertal hingegen schon (DRAXLER & RUPPERT 1989).

100-Nadelgewicht

Die Bandbreite der 100-Nadelgewichte lag zwischen 0,17 und 1,22 g und zeigt am Schulterbergprofil ebenso wie die Nadellänge keinen Zusammenhang mit der Seehöhe. Die in der Literatur beschriebene gute Übereinstimmung des Anstieges von den Tallagen zu den oberen Höhen konnte im Nadelmaterial des Christlumprofils, nicht jedoch in jenem des Schulterbergprofils, nachgewiesen werden.

Die folgenden drei Parameter können nicht nur zur Bewertung der Disposition von Bäumen beitragen, sondern auch zur Charakterisierung von Sonnen-, Schatten- und Hungernadeln herangezogen werden. Die Bandbreite der Nadelquerschnittsflächen betrug 0,31 bis 0,82 mm². Die Mittelwerte ergaben keinen Zusammenhang mit der Seehöhe. Die für Immissionsgebiete beschriebenen Vergrößerungen der Nadelquerschnittsflächen (zur Kompensation des Nadelverlustes; SCHNEIDER & HALBWACHS 1989) konnten im Nadelmaterial der Probebäume des Schulterbergprofils nicht festgestellt werden. Nach dem Bewertungsschema von SCHÖPFER (1961), welcher Nadelquerschnittsflächen von 0,55 - 0,76 mm² dem Normalbereich zuordnete,

waren lediglich die Nadelquerschnitte der talnahen Fläche im Normalbereich. Ergänzend muß gesagt werden, daß, wie bei allen anderen biometrischen Parametern, auch die Querschnittsflächen starken Schwankungen unterworfen waren. Die Formzahl, beurteilt auf der Basis der Mittelwerte, lag zwischen 0,34 und 0,76 und nahm mit steigender Seehöhe ab. Die Nadelquotienten schwankten zwischen 0,65 und 1,35. Zieht man Angaben von fluorgeschädigten Nadeln heran, welche zwischen 0,39 und 0,92 lagen (SCHNEIDER & HALBWACHS 1989), so lagen die Mittelwerte der Nadelquotienten des Profils deutlich darüber.

Unterscheidung von Sonnen-, Schatten- und Hungernadeln

Sonnen-, Schatten- und Hungernadeln können mit der Kombination aus Formzahl, Nadelquotient und Nadelquerschnittsfläche unterschieden werden, wobei es Übergänge zwischen diesen Grundtypen gibt (RUPPERT & HALBWACHS 1995; Tabelle 3).

Nadelquerschnittsflächen unterscheiden sich je nach dem Grad der Lichtexponiertheit sehr stark. Sonnenexponierte Nadeln weisen einen etwa doppelt so großen Querschnitt wie beschattete Nadeln auf.

Aufgrund der Sonnenexponiertheit des Probematerials sollten nur Sonnennadeln vorliegen. Bei einer Beurteilung nach den drei Parametern Formzahl, Nadelquotient und Nadelquerschnittsfläche entspricht das Probematerial am ehesten dem Hungernadeltyp, was im Einklang mit den Nährstoffanalysen steht (HERMAN 1994).

Zusammenfassung

Anhand der triebbiometrischen Parameter zeigte sich ein Zusammenhang mit der Seehöhe nur bei den Gesamtbenadelungsprozenten und der Benadelungsdichte. Eine Zunahme der Gesamtbenadelungsprozente war mit der Seehöhe gegeben, was im Gegensatz zu anderen Profilen steht. Die geringste Benadelungsdichte hingegen wurde an der talnahen Probefläche aufgezeigt. Die Anzahl der Nadeln pro Trieb und die Triebblängen waren an der mittleren Probefläche am höchsten. Die nadelbiometrischen Untersuchungen zeigten keine Seehöhenabhängigkeit und wiesen das Gebiet als wenig immissionsbelastet aus. Die Nadellängen lagen deutlich unter jenen anderer österreichischer Untersuchungsgebiete. Die gemeinsame Beurteilung der Parameter Nadelquerschnittsfläche, Formzahl und Nadelquotient bestätigten Beeinflussungen, die im Bereich der Ernährung zu suchen sind.

Literatur

- DRAXLER G. & RUPPERT W. 1989: *Anatomische Studien an geschädigten Fichtennadeln aus dem Höhenprofil "Zillertal"*. Phytion (Horn, Austria) 29 (3), 133-145.
- HALBWACHS G. 1994: *Erhebung des Waldzustandes im Raum Arnoldstein als Basis für die Beurteilung der Veränderungen nach Reduzierung der SO₂-Immissionen*. Endbericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- HALBWACHS G. & WUGGENIG W. 1985: *Diagnostische Untersuchungen zum Waldsterben: Anatomisch-morphologische Untersuchungen unter Verwendung biometrischer und analytischer Verfahren*. FIW-Endbericht. BMin. f. Wiss. u. Forschung Wien.
- HALBWACHS G., SCHÖN B. & WIMMER R. 1986: *Diagnostische Untersuchungen zum Waldsterben. Anatomisch-morphologische Untersuchungen unter Verwendung biometrischer und analytischer Verfahren*. FIW-Endbericht. BMin. f. Wiss. u. Forschung Wien.
- HERMAN F. 1994: *Nutrient content of spruce needles and content of pollutants in spruce needles and bark from the Achenkirch investigation area*. Phytion 34 (3), 85-96.
- KNABE W. 1981: *Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen*. Allg. Forstzeitschr. 1981, Heft 26.
- KNABE W. 1983: *Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979)*. Min. Ern., Landw. u. Forsten des Landes NRW. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 37.
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994a: *Makroskopisch-morphologische Untersuchungen von Fichtennadeln aus den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte 78, 49-58.
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994b: *Macroscopic-morphological studies of spruce needles from the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion 34 (3), 155-168.
- RUDOLPH E. 1983: *Untersuchung über die Benadelung von Fichten in Bayern*. Aquilo Ser. Bot. 19, 105-117.
- RUPPERT W. 1990: *Höhenprofil Zillertal - Anatomische Studien an geschädigten Fichtennadeln*. Diplomarbeit Inst. f. Pflanzenphysiologie Univ. Wien.
- RUPPERT W., WIMMER R., HALBWACHS G. & NEMETZ C. 1992: *Fallstudie Waldbewirtschaftungskonzept in stark belasteten Waldgebieten des Mühlviertels. Biometrie, Histometrie / Anatomie und lichtmikroskopische Histopathologie*. Endbericht Band 1 & 2. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- RUPPERT W. & HALBWACHS G. 1995: *Projekt Höhenprofile Achenkirch (Schulterbergprofil). Biometrie, Anatomie und Histochemie*. Endbericht. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz.
- SCHMIDT-VOGT H. 1977: *Die Fichte*. Band 1. Paul Parey Hamburg & Berlin.
- SCHNEIDER M. & HALBWACHS G. 1989: *Anatomische und morphologische Untersuchungen zur Regenerationsfähigkeit einer durch Fluorimmissionen geschädigten Fichte*. Eur. J. For. Path. 19, 29-46.
- SCHÖN B., WIMMER R., WUGGENIG W. & HALBWACHS G. 1988: *Nadel- und triebbiologische Untersuchungen an Fichten aus österreichischen Waldschadensgebieten*. FIW Symposium 1988, Univ. f. Bodenkultur. E. FÖHRER & F. NEUHUBER, Hrsg.).
- SCHOPFER W. 1961: *Beiträge zur Erfassung des Assimilationsapparates der Fichte*. Schriftenr. Landesforstverw. Baden Württemberg 10.
- SMIDT E. 1995: *Histochemische und histometrische Untersuchungen an Fichtennadeln zweier Versuchsflächen im Raum Achenkirch*. Diplomarbeit Institut für Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre, Technische Universität Wien.

Verfasser: Mag. W. Ruppert
Zentrum für Umwelt- und Naturschutz
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendelstraße 33
A-1180 Wien

Histologische und histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten des Schulterberges

W. RUPPERT

Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, Universität für Bodenkultur

Kurzfassung. Auf drei Flächen des Schulterberges (1030 m, 1220 m, 1686 m) wurden 1993 und 1994 Fichtennadeln auf schädigungstypische Veränderungen wie Gerbstoffeinlagerungen, lipophile Tröpfchen und Carotinoidfäden zur näheren Charakterisierung der Probestämme untersucht und anhand von selbsterstellten Klassifizierungen verglichen. Gerbstoffeinlagerungen nahmen mit der Seehöhe zu, was auf Insektenschäden zurückzuführen war; die Zahl der lipophilen Tröpfchen und das Auftreten von Carotinoidfäden ließen keine Höhenabhängigkeit erkennen. Der Merkmalskomplex der erhöhten Anzahl an lipophilen Tröpfchen und Carotinoidfäden wurde auf der in 1220 m gelegenen Fläche als Reaktion auf erhöhte Streßeinwirkung interpretiert. Die auf der höchstgelegenen Probestfläche beobachteten relativ starken Gerbstoffeinlagerungen waren nur auf relativ kleine Bezirke der Nadeln beschränkt.

Schlüsselworte: *Picea abies*, Gerbstoffe, lipoide Tröpfchen

Abstract. [Histologic and Histochemical Investigations on Spruce Needle Sections of the Schulterberg.] In 1993 and 1994 on three plots of the Schulterberg spruce needles were investigated for typical modifications indicating damage, such as tannin inclusions, lipophile droplets, and carotinoid threads for a more exact characterization of the sample trees and compared by using our own classifications. Tannin inclusions increased with altitude, which was due to damage caused by insects; the number of lipophile droplets and the occurrence of carotinoid threads did not show any altitudinal correlation. The characteristic features of an increased number of lipophile droplets and carotinoid threads on the plot at 1,220 m was interpreted as being due to increased stress. The relatively pronounced tannin inclusions observed on the highest-altitude sample plot were found only in rather small areas of the needles.

Keywords: *Picea abies*, tannins, lipid droplets

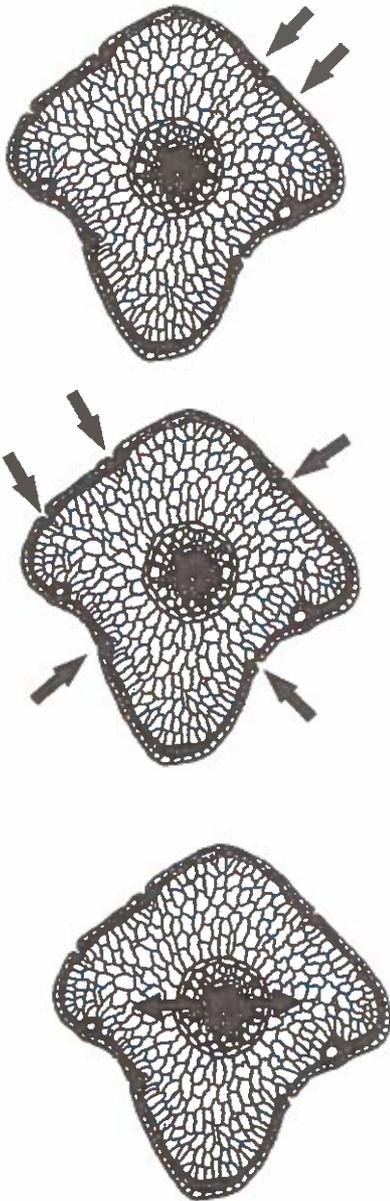
1. Einleitung

Histologische Untersuchungen an Nadelquerschnitten dienen der Differenzierung von Zellen und Geweben. Sie können Veränderungen von Geweben z.B. aufgrund von Streßeinwirkungen und Stoffwechselanomalien aufzeigen. Sie können alters- und jahreszeitlich, aber auch durch biotische und abiotischen Faktoren bedingt sein (RUPPERT 1990). So ist z.B. ein Phloemkollaps der ältesten Phloemzellen ab dem 6. Nadeljahrgang fast immer zu beobachten; wird dieser Phloemkollaps jedoch auch bei jüngeren Phloemzellen beobachtet, so kann eine frühzeitige Alterung der Nadeln durch Stressoren oder das Fehlen bestimmter Nährstoffe angenommen werden. Für Nadelschädigungen gibt es im Prinzip drei Schädigungswege (Abbildung 1).

Histochemische Untersuchungen an Nadelquerschnitten dienen zur Sichtbarmachung und Untersuchung von Zellbestandteilen, Stoffwechselprodukten und zellfremden Bestandteilen wie z.B. Pilzhyphen. In folgenden Stoffgruppen sind durch Streßwirkungen bewirkte histochemische Veränderungen nachweisbar:

- Lipoide haben als Membranbestandteile, Speicherstoffe und in der Kutikula als Schutzschicht besondere Funktionen. Ihre Menge und Zusammensetzung werden auch von Umwelteinflüssen mitbestimmt (PUCHINGER & STACHELBERGER 1994a, b). Lipophile Tröpfchen (= mit Fettfarbstoffen spezifisch anfärbbare sphärische Einschlusskörper) treten bei Stoffwechselanomalien auf und geben einen Hinweis auf eine frühzeitige Alterung (SOIKKELI 1981, DRAXLER & RUPPERT 1989, RUPPERT et al.

Abb. 1:
Angriffspunkte für Schädigungsfaktoren an Nadeln (nach FINK 1987, verändert)



Schädigungstyp A:

Schädigungsweg von außen: Zuerst Schädigung von Epidermiszellen, hierauf Schädigung des Mesophylls und schließlich des Transportsystems. Mögliche Ursachen: saure Depositionen, Insektenfraß und Pilzbefall. Folgen: verstärktes Leaching, nekrotische Veränderungen.

Schädigungstyp B:

Schädigungsweg von außen: Zuerst Schädigung des Mesophylls, dann des Zentralzylinders (Epidermis wird nicht angegriffen bis auf kleine Schädigungen im Falle von Insektenstichen). Mögliche Ursachen: Eindringen gasförmiger Schadstoffe durch die Spaltöffnungen, Stiche von Insekten, die gezielt durch die Stomata stechen (z.B. Zwergzikaden), und Pilze, deren Sporen durch kleine Verletzungen der Nadeloberfläche inter- und intrazellulär wachsen und die erst sekundär die Epidermis durchbrechen. Folge: Absterben von Mesophyll- und später gelegentlich von Epidermiszellen.

Schädigungstyp C:

Schädigungsweg von innen: Schädigung des Transportsystems, später auch des Mesophylls, wobei die Epidermis intakt bleibt. Mögliche Ursachen: Phloemkollaps durch Nährstoffmangel oder Beschädigung des Leitbündels durch Insektenstiche. Folge: Blockierung des Wasser-, Nährstoff- und Assimilattransportes bzw. vermehrte Ablagerung von Gerbstoffen im Gewebe des Gefäßbündels.

1992) sowie höhere Stoffwechselaktivität in den Mesophyllzellen (RUPPERT et al. 1993); ihre Anzahl steht möglicherweise auch mit der Fruktifikation sowie mit biotischen und abiotischen Streßeinwirkungen im Zusammenhang. Der Chemismus dieser Tröpfchen ist nicht vollständig geklärt, es dürfte sich um Derivate aus dem Terpenstoffwechsel handeln (PUCHINGER, pers. Mitt.).

- Die physiologische Bedeutung der Gerbstoffe (bzw. der als Glykoside im Zellsaft gelösten Tannine) in Pflanzenzellen ist nicht vollständig geklärt (SOIKKELI

1978), sie könnten sowohl Stoffwechsel- bzw. Exkretionsprodukte als auch Reservestoffe sein. Auch eine Schutzwirkung z.B. gegen Insektenfraß wird angenommen: Gerbstoffe treten als Folge des Befalles durch saugende Insekten auf (auch im Bereich der Stomata), wobei es zur Ausbildung eines Wundkambiums und zur darauffolgenden Bildung von Wundkork zum Schutz vor Austrocknung und Pilzbefall kommt. Eine vermehrte Gerbstoffbildung kann durch primären Befall durch Parasiten hervorgerufen werden und dient dann zur Abwehr von

Sekundärparasiten (ESTERBAUER et al. 1975). Gerbstoffgehalte nehmen mitunter mit dem Nadelalter deutlich zu (SMIDT 1995). Gerbstoffgehalte (z.B. Einlagerungen in den Stomatazellen) können demnach im Zusammenhang mit dem "Gesamtstreß" gesehen werden.

Gerbstoffe werden auch infolge verstärkter Phenoloxidation nach Einwirkung verschiedener Luftschadstoffe (Ozon, Singulett-Sauerstoff, NO₂, Kohlenwasserstoffe und ihre Oxidationsprodukte, SO₂) gebildet. Nach RUETZE & SCHMITT (1988) sind Tannine in jüngeren Nadeln homogen bis fein granulär verteilt, während sie mit zunehmendem Alter zu größeren Strukturen aggregieren. Gerbstoffeinlagerungen wurden als Folge von Begasungen mit Ozon und saurem Nebel festgestellt (EBEL et al. 1990). Auch infolge S-hältiger Depositionen treten erhöhte Phenol- (und auch Lignin-) einlagerungen auf (MAYO et al. 1992), SO₂- und Fluorbelastung führen zu einer im Vergleich zu unbelasteten Nadeln wesentlich verstärkten Zunahme des Gerbstoffgehaltes in Nadeln von *Pinus sylvestris*. Alle Faktoren sind im Untersuchungsgebiet nur in geringen Konzentrationen vorhanden.

- Die Verholzung von Zellen kann ein Anzeichen für eine oxidative Streßbelastung sein, die mit der Ligninbildung durch Peroxidasen bzw. Wasserstoffperoxid als Substrat in Zusammenhang gebracht werden kann.
- Ein verzögerter Abtransport der Assimilationsprodukte der Chloroplasten kann als Folge eines eingeschränkten Assimilattransportes interpretiert werden (FORSCHNER et al. 1989); dieser kann nach FINK (1989, 1991) auch durch eine schlechte Nährelementversorgung als Folge kollabierter Phloemzellen verursacht sein.
- Carotinoidfäden: Ihre Bildung kann die Folge von Streßeinwirkungen sein. Sie wurden besonders deutlich nach Jahren mit auffällig starker Fruktifikation beobachtet. Ihre Bedeutung ist bis dato nicht geklärt.

Ziel der vorliegenden Erhebungen war es einerseits, anhand von Fichtennadelquerschnitten streßbedingte histologische und histochemische Veränderungen an den Probestämmen aufzuzeigen, zu klassifizieren, andererseits eine Hilfestellung für die Interpretation von Meßdaten weiterer Projektsteilnehmer zu ermöglichen.

2. Material und Methodik

2.1 Probeflächen, Probenahme und Probenahmeterminale

Die Probeflächen und die Zahl der beprobten Bäume sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Tab. 1:
Probeflächen und Zahl der beprobten Bäume

Probefläche (PF)	Seehöhe	Zahl der Probestämme 1993	Zahl der Probestämme 1994
PF 7	1686 m	10	10
PF 9	1220 m	7	5
PF10	1030 m	8	8

Von den Probestämmen wurden jeweils mehrere Äste des 7.-10. Quirls für die Arbeitsgruppen entnommen. Von diesen Ästen wurden mehrere kleinere Ästchen mit mindestens vier Nadeljahrgängen für die histologischen und histochemischen Untersuchungen entnommen. Diese wurden zum Teil frisch in der Kühlbox zum Untersuchungsort gebracht, zum Teil direkt am Standort in Straßburger Gemisch (Alkohol : Glycerin : Wasser 1 : 1 : 1) fixiert und konserviert.

Die Probenahmen erfolgten am 12./13.5.1993, 1.-3.6.1993 sowie am 8.-10.8.1994.

2.2 Nadelschnitte

Von den Nadeln wurden auf dem Schlittenmikrotom (Reichert OmE) 30-35 µm dicke Querschnitte angefertigt. Diese Schnittdicke wurde gewählt, um vollständig eine Zellreihe des Mesophylls zu erhalten; für das Auffinden pathologischer Veränderungen (z.B. einer Stärkeanreicherung), von denen nur wenige Mesophyllzellen betroffen sind, hat sich diese Schnittdicke als günstig erwiesen. Pro Untersuchungstermin, Nadeljahrgang und Probestamm wurden fünf Nadeln histologisch und histochemisch untersucht (Maßstab: Lupenvergrößerung bis 400fach).

2.3 Histochemische Untersuchungen

Histochemische Untersuchungen können auf verschiedenen Prinzipien beruhen:

- auf der Beobachtung der **Eigenfarbe** von Substanzen und Zellbestandteilen, z.B. von kondensierten Gerbstoffen, Carotinoiden und Chloroplasten;
- auf der Ausnützung der **Eigenfluoreszenz** bestimmter Substanzen oder Zellbestandteile unter UV- oder Blaulichtanregung, z.B. zur Feststellung der Aktivität von Chloroplasten (zur besseren Unterscheidung von geschädigten und ungeschädigten Chloroplasten);
- auf **physikochemischen Farbreaktionen** (das sind Farbreaktionen aufgrund der Struktur oder physikalischen Beschaffenheit eines Zellbestandteiles):
 - z.B. durch Färbung mit Hilfe eines Farbstoffes im sichtbaren Bereich (Stärkefärbung mit Jod, Färbung lipophiler Tröpfchen mit Fettfarbstoffen wie Sudanrot) oder
 - mit einem Fluoreszenzfarbstoff im UV-Bereich (z.B. die Darstellung des Verholzungsgrades von Spaltöffnungen mit Auramin);
- auf der **chemischen Reaktion** mit bestimmten Reagenzien (Farbreaktionen aufgrund der chemischen Beschaffenheit eines Zellbestandteiles), z.B. zum Sichtbarmachen von nichtkondensierten Gerbstoffen und Lignin, zur Darstellung feiner Pilzhyphen, die im Lichtmikroskop nicht vom umgebenden Nadelgewebe unterschieden werden können.

Durch die Anwendung dieser Methoden "Löslichkeitsversuche am Schnitt" können viele Inhaltsstoffe

identifiziert und lokalisiert werden, was Rückschlüsse auf den Entwicklungszustand, auf pathologische Veränderungen und auf Streßbelastungen zuläßt.

2.4 Klassifizierung der Gerbstoffeinlagerungen, lipophilen Tröpfchen und Carotinoidfäden

Eine Klassifizierung der Gerbstoffeinlagerungen (DRAXLER & RUPPERT 1989) ist in Tabelle 2 wiedergegeben.

Eine Klassifizierung der lipophilen Tröpfchen ist in Tabelle 3 angeführt.

Die Klassifizierung der Carotinoidkristalle und -fäden (C.) wurde gemäß Tabelle 4 nach RUPPERT et al. (1993) vorgenommen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Allgemeines zur Höhenabhängigkeit histologischer und histochemischer Parameter am Schulterberg

Die Gerbstoffbildung in den Fichtennadeln nahm mit der Höhenlage der Probestämme zu und wurde mit Insektenschäden in Zusammenhang gebracht. Die Zahl der lipophilen Tröpfchen und das Auftreten von Carotinoidfäden ließen keine Höhenabhängigkeit erkennen. Diese drei Beurteilungskriterien nehmen mit biotischen und klimatischen und auch mit (oxidativen) Streßeinwirkungen zu. Aufgrund des Merkmalskomplexes am Schulterberg ist auf Fläche 9 infolge

Tab. 2:
Klassifizierung der Gerbstoffeinlagerungen (B = Braunfärbung)

Gewebe	Klassen (Braunfärbung)			
	0	1	2	3
Schließzellen	keine	leichte B. v. a. in der oberen Nadelhälfte	mäßige B. aller Schließzellen im Querschnitt	massive B. aller Schließzellen
Chlorenchym	keine	leichte B. der Zellwände von bis zu 5 Zellen	B. eines größeren Bereiches des Chlorenchyms auf max. 25% des Querschnittes	massive B. großer Teile des Chlorenchyms
Endodermis	keine	leichte B. der Zellwände von bis zu 5 Zellen	mäßige B. aller Endodermiszellen	massive B. aller Zellen der Gefäßbündelscheide
Transfusionsgewebe	keine	leichte B. von bis zu 5 Transfusionstracheiden oder Transfusionsparenchymzellen	mäßige B. von max. 25% der Transfusionsgewebezellen	mehr als 25% der Transfusionsgewebezellen betroffen
Kambium, Phloem	keine	leichte B. einiger Kambiumzellen, aber keine Verfärbung der Phloemzellen	mäßige B. des Kambiums und der jüngsten Zellreihen des Phloems	massive B. von 2 oder mehr Zellreihen des Phloems

Tab. 3:
Klassifizierung der lipophilen Tröpfchen

Klasse			
0	1	2	3
keine lipophilen Tröpfchen vorhanden	wenige kleine Tröpfchen in einigen Chlorenchymzellen bzw. in max. 2 Zellen von Endodermis / Transfusionsgewebe	Tröpfchen kleiner als Zellkerne, max. 1/3 der Zellen des jeweiligen Gewebes betroffen	mehr als 1/3 des jeweiligen Gewebes betroffen, lipophile Tröpfchen meist größer als die Zellkerne

Tab. 4:
Klassifizierung der Carotinoidkristalle und -fäden (C.)

Klasse		
0	1	2
keine C. vorhanden	nur 1-2 Mesophyllzellen (pro Querschnitt) enthalten C.	mehr als 2 Zellen (pro Querschnitt) des Mesophylls enthalten C. oder die Strukturen sind auch in anderen Kompartimenten /Endodermis, Transfusionsparenchym) zu finden

erhöhter lipophiler Tröpfchen und Carotinoidfäden (und auch aufgrund biometrischer Untersuchungen) erhöhter Streß anzunehmen.

An allen drei Probestellen wurden die Schädigungstypen A, B und C (vgl. Abbildung 1) sowie Mischtypen gefunden. Konkrete Hinweise auf Immissionseinwirkungen wie z.B. Kollaps oder Deformation von Mesophyllzellen (sog. Knochenzellen, wie sie durch Immissionseinwirkung gasförmiger Komponenten verursacht werden können), wurden nicht oder nur in sehr geringem Ausmaß beobachtet. Auch andere histologische Veränderungen wie Phloemkollaps oder Auftreten von stark sklerenchymatische Harzkanäle, die bei starkem Mg-Mangel bzw. nach hoher SO₂-Belastung auftreten (SOLBERG & ADAMS 1956; COSTONIS 1970; SOIKKELI 1981; FINK 1987; SUTINEN 1987; RUPPERT & HALBWACHS 1995), wurden nicht beobachtet.

Die Abbildungen 2 bis 5 zeigen mikroskopische Aufnahmen von Fichtennadelquerschnitten mit histochemischen Veränderungen.

Histochemische Beobachtungen an den drei Probestellen des Schulterberges sind in Tabelle 5 wiedergegeben.

Probestelle 7 (1686 m): Auf den Nadeln der höchstgelegenen Fläche wurden zahlreiche unterschiedliche Sprenkelungen und kleinere Nekrosen gefunden. Nach CECH & TOMICZEK (1995) dürfte es sich dabei größtenteils um unterschiedliche Stadien von Saugschäden verschiedenster Insekten (v.a. Schildläuse der Gattungen *Phenacoccus* und *Physokermes*) handeln. Dies entspricht dem in der Legende der Abbildung 1 beschriebenen Schädigungstyp B, auch histologische Befunde (Einstiche durch die Spaltöffnungen) bestätigen dies. Die in verschiedenen Kompartimenten der Nadeln nachgewiesenen Gerbstoffgehalte sind zwar oft höher als in auf den beiden anderen Standorten, im Vergleich zur Vielzahl der gefundenen Sprenkelungen jedoch nur mäßig, was auf eine gute Angepaßtheit des autochthonen Bestandes dieser

Tab. 5:
Histochemische Beobachtungen an den drei Probestellen des Schulterberges

Ursache	PF7 (1686m)	PF9 (1220m)	PF10 (1030m)
Insekten, Spinnentiere bzw. Pilze	starke Saug- bzw. Fraßschäden von Insekten (jedoch ohne starke Reaktion in Form von Sprenkelungen)	Saug- bzw. Fraßschäden (schlechtere Anpassung an Pilze und Insekten als auf PF7: Sprenkelungen in geringerem Ausmaß)	häufig Doppelnadeln durch Gallmilbenstiche
Oxidative Belastung	keine konkreten Hinweise	keine konkreten Hinweise	keine konkreten Hinweise
"Gesamtstreß"	relativ hohe Gerbstoffgehalte in Stomatazellen	relativ hohe Gerbstoffgehalte, häufig Carotinoidfäden, hohe Anzahl von Lipidtröpfchen	Lipidtröpfchen, Mißbildung an Gefäßbündeln
Schädigungstypen	A, B, C	A, B, C	A, B, C

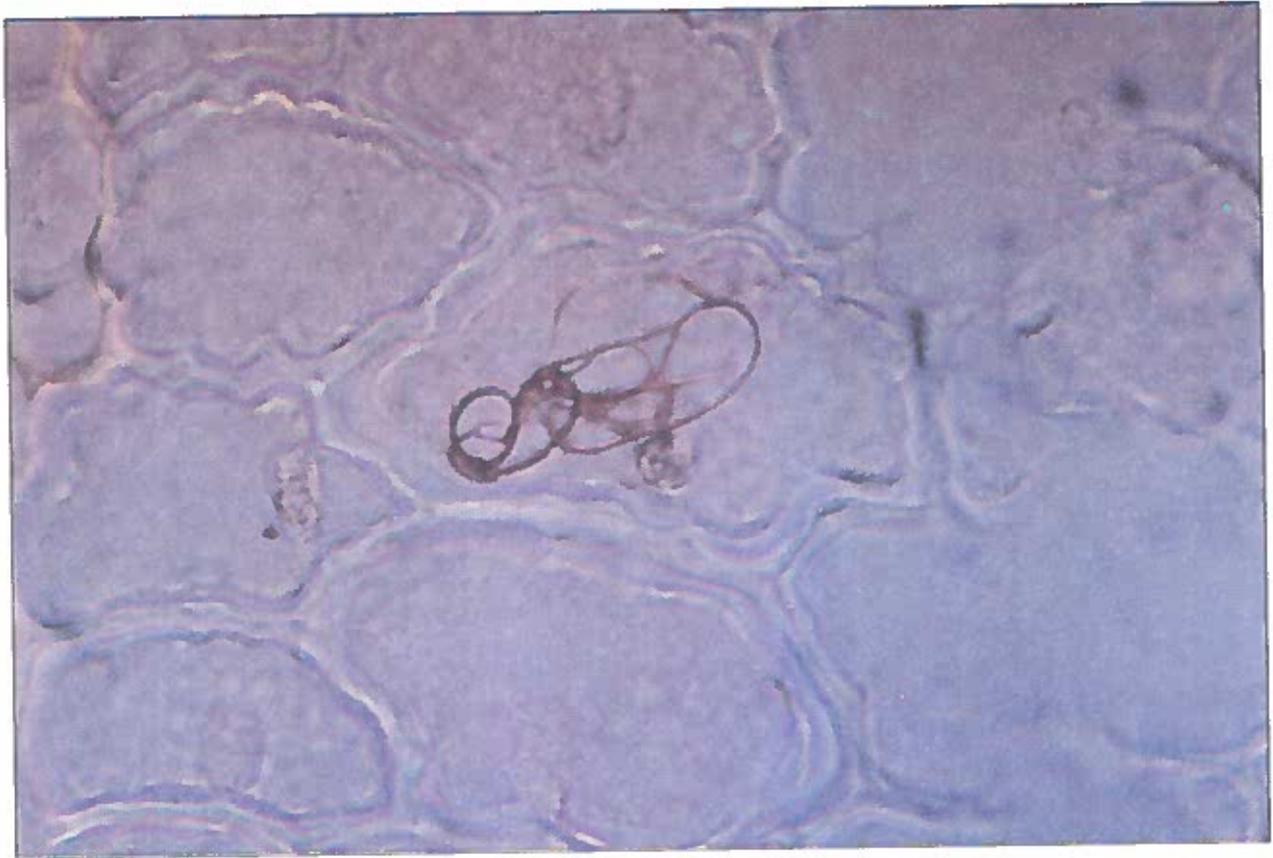
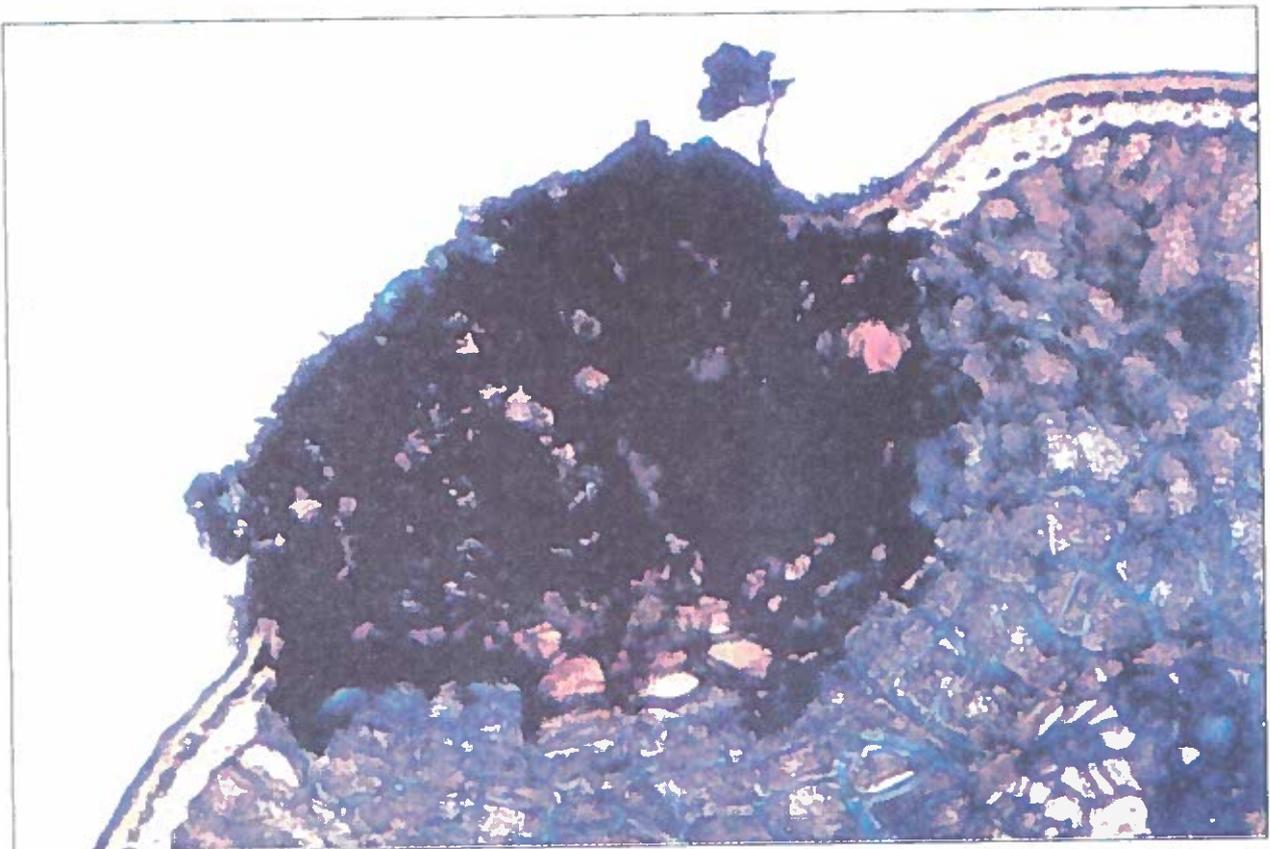


Abb.2: Carotinoidfäden in einer Mesophyllzelle einer Fichtennadel

Abb.3: Fluoreszenzmikroskopische Aufnahme einer Fichtennadel mit einer durch Wundkork verschlossenen Fraßstelle



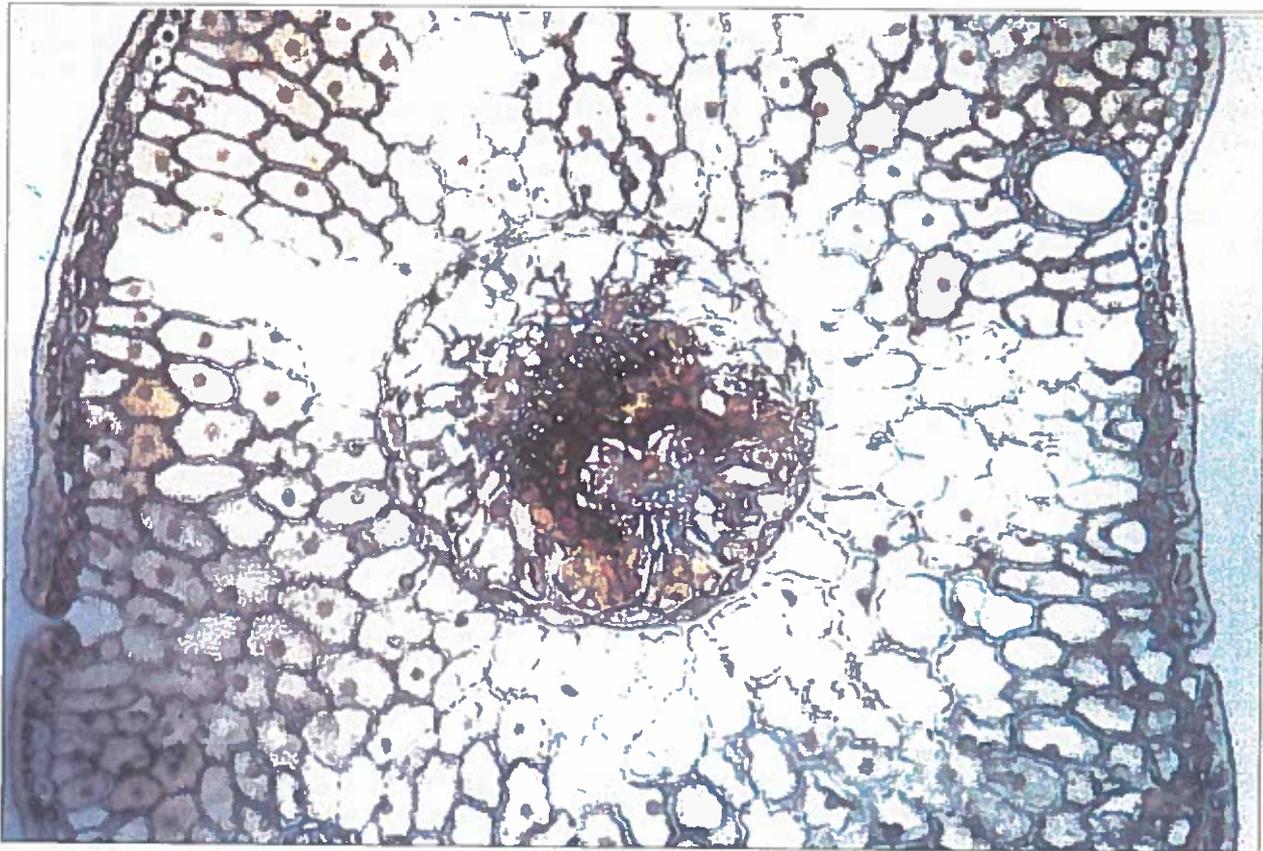
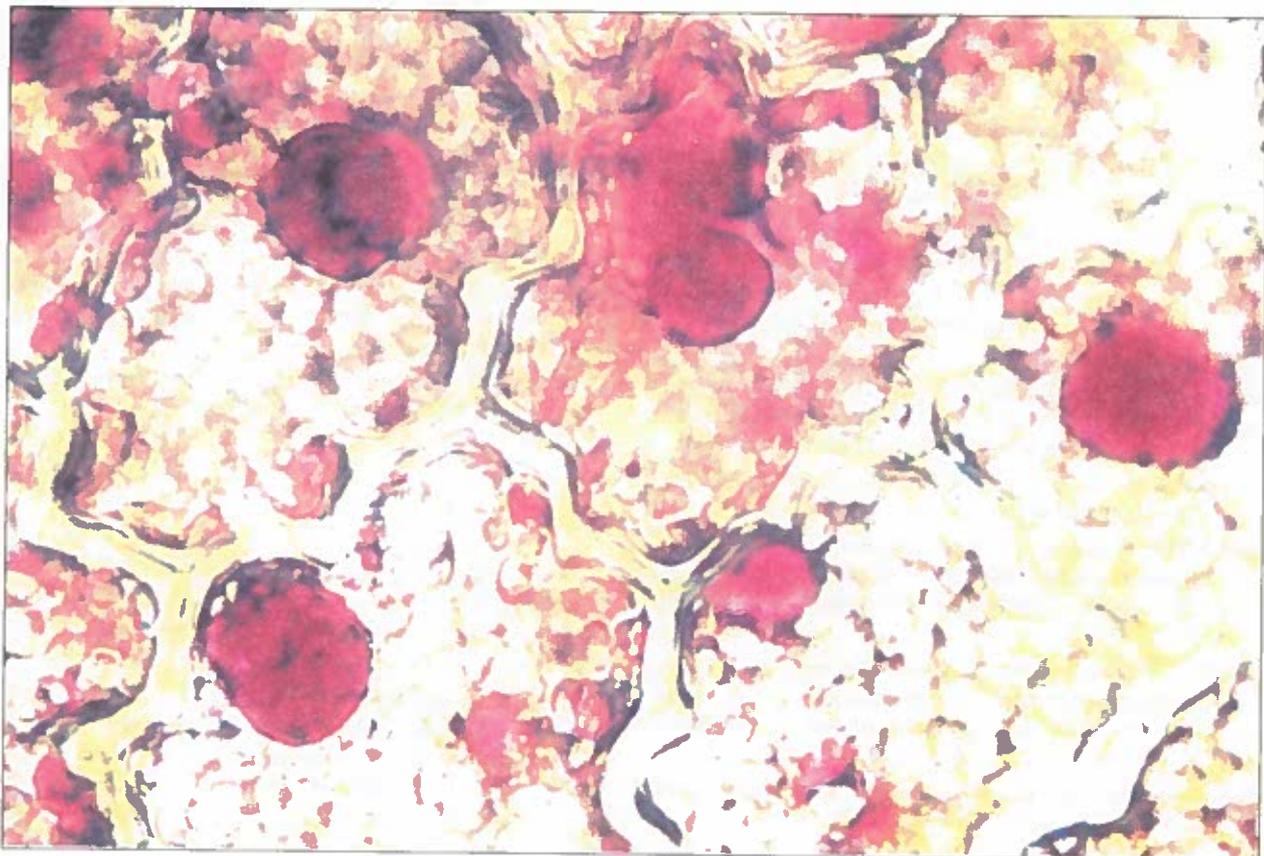


Abb.4: Gerbstoffeinlagerung im Kambium und Phloem des Zentralzylinders einer Fichtennadel

Abb.5: Lipophile Tröpfchen in Mesophyllzellen einer Fichtennadel (angefärbt mit Sudanrot)



Probefläche hindeutet. Neben den Saugschäden konnten auch häufig Fraßschäden mit sekundärem Befall durch Rußtaupilze (Schädigungstyp A) beobachtet werden.

Probefläche 9 (1220 m): Die Nadeloberflächen der mittleren Probefläche wiesen wesentlich weniger Sprengelungen als die höchstgelegene Probefläche auf. Dennoch zeigte sich, v.a. im zweiten Untersuchungsjahr, eine nicht unbeträchtliche Einlagerung von Gerbstoffen. Auffallend waren auch die häufig beobachteten Stoffwechselanomalien wie lipophile Tröpfchen und Carotinoidfäden. Meist trat Schadtyp B auf, die Gerbstoffe waren aber meist in anderen Kompartimenten als dies auf der PF7 der Fall war. Insgesamt vermittelte diese Probefläche den Eindruck einer sehr starken Reaktion und damit eine schlechte Anpassung an biotische Stressoren.

Probefläche 10 (1030 m): Die niedrigste Probefläche zeigte kaum histochemische Besonderheiten. Gelegentlich wurden jedoch schwerste Mißbildungen an Gefäßbündeln einzelner Nadeln und die Bildung von sog. Zwillingsnadeln (Schädigungstyp C) beobachtet. Diese Doppelbildungen und Verwachsungen wurden häufig im Zusammenhang mit Nadelverkrümmungen beobachtet; letztere werden durch Gallmilben (*Phyllocoptes cecii*) verursacht (CECH & TOMICZEK 1995).

Literatur

- CECH T. & TOMICZEK C. 1995: *Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achenal*. FBVA-Berichte 86.
- COSTONIS A.C. 1970: *Acute foliar injury of eastern white pine induced by SO₂ and ozone*. *Phytopathology* 60, 994-999.
- DRAXLER G. & RUPPERT W. 1989: *Anatomische Studien an geschädigten Fichtennadeln aus dem Höhenprofil Zillertal*. *Phyton* 29 (3), 133-145.
- EBEL B., ROSENKRANZ J., SCHIFFGENS A. & LUTZ C. 1990: *Cytological observations on spruce needles after prolonged treatment with ozone and acid mist*. *Environ. Pollut.* 64, 323-335.
- ESTERBAUER H., GRILL D. & BECK G. 1975: *Untersuchungen über Phenole in Nadeln von Picea abies*. *Phyton* 17, 87-99.
- FINK S. 1987: *Anatomie und Histochemie von Koniferennadeln als Diagnosemittel zur Klärung der Beteiligung biotischer und abiotischer Schadfaktoren beim "Waldsterben"*. PEF-Berichte 12, 113-122.
- FINK S. 1989: *Anatomische Untersuchungen an Koniferennadeln als Diagnosemittel zur Unterscheidung von Immissionschäden und Mineralstoffmangel-Symptomen*. *Kali-Briefe (Büntehof)* 19 (6), 461-466.
- FINK S. 1991: *Structural changes in conifer needles due to Mg and K deficiency*. *Fertilizer Research* 27, 23-27.
- FORSCHNER W., SCHMITT V. & WILD A. 1989: *Investigations in the starch content and ultrastructure of spruce needles relative to the occurrence of novel forest decline*. *Botanica Acta* 102, 208-221.
- MAYO J.M., LEGGE A.H., YEUNG E.C., KRUPA S.V. & BOGNER J.C. 1992: *The effects of sulphur gas and elemental sulphur dust deposition on Pinus contorta x Pinus banksiana: Cell walls and water relations*. *Environ. Pollut.* 76, 43-50.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994a: *Bestimmung der Nadel-lipide zur Bewertung der Stresssituation von Fichtenbeständen in den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte 78, 83-90.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994b: *Determination of lipids in spruce needles as stress indicators in the "Achenkirch Altitude Profiles"*. *Phyton* 34 (3), 113-126.
- RUETZE M. & SCHMITT U. 1988: *Histologie der Alterung von Fichtennadeln (Picea abies [L.] Karst)*. *Angew. Botanik* 62, 9-20.
- RUPPERT W. 1990: *Höhenprofil Zillertal - Anatomische Studien an geschädigten Fichtennadeln*. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Wien.
- RUPPERT W., WIMMER R., HALBWACHS G. & NEMETZ C. 1992: *Fallstudie Waldbewirtschaftungskonzept in stark belasteten Waldgebieten des Mühlviertels. Biometrie, Histometrie und lichtmikroskopische Histopathologie*. Endbericht, Bd. 1 und 2.
- RUPPERT W., NOVAK H., NEMETZ C. & HALBWACHS G. 1993: *Fallstudie Glein. Biometrie, Histometrie / Anatomie und lichtmikroskopische Histopathologie*. Endbericht.
- RUPPERT W. & HALBWACHS G. 1995: *Projekt Höhenprofile Achenkirch (Schulterbergprofil). Biometrie, Anatomie und Histochemie*. Endbericht. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz.
- SMIDT E. 1995: *Histochemische und histometrische Untersuchungen an Fichtennadeln zweier Versuchsflächen im Raum Achenkirch*. Diplomarbeit Institut für Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre, Technische Universität Wien.
- SOIKKELI S. 1978: *Seasonal changes of mesophyll ultrastructure of needles of Norway spruce (Picea abies)*. *Can. J. Bot.* 56, 1932-1940.
- SOIKKELI S. 1981: *The types of ultrastructural injuries in conifer needles of Northern industrial environments*. *Silva Fennica* 15, 399-404.
- SOLBERG R.A. & ADAMS D.F. 1956: *Histological responses of some plant leaves to hydrogen fluoride and sulphur dioxide*. *Amer. J. Bot.* 43, 755-760.
- SUTINEN S. 1987: *Ultrastructure of mesophyll cells of spruce needles exposed to ozone alone or together with SO₂*. *Eur. J. For. Path.* 17, 362-368.

Verfasser: Mag. W. Ruppert
Zentrum für Umwelt- und Naturschutz
Universität für Bodenkultur
Gregor Mendelstraße 33
A-1180 Wien

Streßphysiologische Untersuchungen von Fichtennadeln am Schulterbergprofil

E. BERMADINGER-STABENTHEINER

Institut für Pflanzenphysiologie, Karl-Franzens-Universität Graz

Kurzfassung. Im August 1993 wurden Fichtennadeln von vier Standorten in Achenkirch (Schulterberg, PF 7, 1686 m; PF 9, 1220 m; PF 10, 1030m; Mühleggerköpfl, PF 8, 920 m) beprobt und Chloroplastenpigmente, Gehalte an Glutathion und Ascorbinsäure und die Aktivität der Gesamtperoxidase untersucht. Relativ deutlich ausgeprägt war die Abnahme des Chlorophyllgehaltes und des Quotienten α -/ β -Carotin und die Zunahme der Antioxidantien (Glutathion, Ascorbinsäure, Peroxidaseaktivität) mit der Seehöhe, was auf eine entsprechende Aktivierung des antioxidativen Schutzsystemes hinweist. Über das normale Maß hinausgehende Veränderungen der Parameter wurden nicht beobachtet. Die Ursache für die Aktivierung des antioxidativen Schutzsystemes in den höheren Lagen kann vor allem in natürlichen Faktoren gesucht werden und die untersuchten streßphysiologischen Parameter geben keine Hinweise auf eine Schadstoffbeeinflussung.

Schlüsselworte: Fichte, Streßphysiologie, Antioxidantien, Pigmente, Schulterbergprofil

Abstract. [Stress-Physiological Investigations of Spruce Needles at the Schulterberg Profile.] In August 1993 stress-physiological investigations were performed on needles from four sites in Achenkirch (Schulterberg, site 7, 1686 m; site 9, 1220 m; site 10, 1030 m; Mühleggerköpfl, site 8, 920 m) and the chloroplast pigments, the needle content of glutathione and ascorbic acid and the activity of total peroxidase were analyzed. Decrease in chlorophylls and in the α -/ β -carotene ratio and increases in the needle content of glutathione, ascorbic acid and peroxidase indicate an activation of the antioxidative system with increasing altitude, but without extraordinary deviations from expected altitudinal changes. The investigated stress-physiological parameters do not indicate any influence by air pollutants.

Keywords: Spruce, stress physiology, antioxidants, pigments, Schulterberg profile

1. Einleitung

In Weiterführung der 1991 in Achenkirch begonnenen physiologischen Untersuchungen am Christlumprofil (Probeflächen PF 1-6), am Mühleggerköpfl (PF 8) und am Schulterberg (PF 7) wurden 1993 zwei zusätzliche Standorte im Bereich des Schulterberges beprobt (PF 10, 9). Das Schulterbergprofil (PF 7-9) besteht im Gegensatz zur Christlum hauptsächlich aus autochtonen Beständen, die verkehrsmäßig nicht erschlossen sind (HERMAN & SMIDT 1994). Die physiologischen Untersuchungen am Schulterbergprofil und am talnahen Mühleggerköpfl sollen hier dargestellt werden.

Die Ziele der streß-physiologischen Untersuchungen wurden bereits mehrfach ausführlich dargelegt (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994a, b, 1996). Die Chlorophyllgehalte der Nadeln werden als unspezifi-

scher Indikator für den Gesamtzustand und die Vitalität der Nadeln herangezogen (TAUSZ et al. 1994). Das antioxidative Schutzsystem, als dessen Vertreter hier die Antioxidantien Glutathion und Ascorbinsäure und das Enzym Peroxidase untersucht wurden, ist gut geeignet, die Reaktion der Pflanze auf verschiedene Stressoren (Trockenheit, Nährstoffmangel, Luftschadstoffe) zu bewerten (SMITH et al. 1990). Diese Stressoren können zu einer Erhöhung der zellulären Konzentration von Peroxiden und Radikalen führen und aktivieren dadurch das antioxidative Schutzsystem (TAUSZ et al. 1994, SMITH et al. 1990). Carotinoide, im besonderes α -Carotin, schützen das Chlorophyll vor Photooxidation, indem sie überschüssige Anregungsenergie ableiten und verschiedene toxische Sauerstoffspezies unschädlich machen (YOUNG 1991). Bei oxidativem Streß (der vermehrten Bildung von toxischen Sauerstoffspezies in den Zellen) wird vermehrt α -Carotin abgebaut (SIEFERMANN-HARMS 1994).

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsstandorte

Astproben der vier Standorte wurden aus dem oberen Kronenbereich (vgl. Tabelle 1) beerntet. Nach dem Transport ins Labor wurden die ersten drei Jahrgänge von den Sprossen entfernt, die Nadeln mit flüssigem Stickstoff schockgefroren und anschließend gefriergetrocknet. Danach wurde das Material fein vermahlen und bis zur Analyse bei -30 °C aufbewahrt (vgl. BERMADINGER-STABENTHEINER 1994ab).

Tab. 1.

Standorte und Anzahl der beprobten Bäume für die Untersuchungen am Schulterbergprofil (PF 7, 9 und 10) bzw. am Mühleggerköpfl (PF 8) im August 1993.

Probefläche	Seehöhe (m)	Anzahl der beprobten Fichten
7	1686	10
9	1220	7
10	1030	8
8	920	5

Für die einzelnen Nadeljahrgänge werden folgende Bezeichnungen verwendet:

- Jahrgang 93 = junge Nadeln
- Jahrgang 92 = einjährige Nadeln
- Jahrgang 91 = zweijährige Nadeln

2.2 Methoden

Der Gehalt an Ascorbinsäure wurde mittels isokratischer HPLC-Methode (modifiziert nach KNEIFEL & SOMMER 1985), die Plastidenpigmente mittels Gradienten-HPLC (PFEIFHOFFER 1989) bestimmt. Die Aktivität der Gesamtperoxidase wurde photometrisch (modifiziert nach KELLER & SCHWAGER 1971) und der Gehalt an Gesamtglutathion ebenfalls photometrisch (modifiziert nach TIETZE 1969 und REDEGELD et al. 1988) bestimmt. Alle Werte sind auf das Trockengewicht der Nadeln bezogen (g/TG). Jede Probe wurde zumindest zweimal analysiert. Der Mittelwert dieser Mehrfachbestimmungen wurde dann als ein Wert für die weitere Auswertung herangezogen. Die statistische Auswertung wurde mit dem Softwarepaket Statistica® (StatSoft, USA) durchgeführt.

3. Ergebnisse

In den Abbildungen 1-5 sind die Ergebnisse der physiologischen Untersuchungen graphisch dargestellt (Mittelwert \pm mittlerer Fehler des Mittelwertes).

Die Chlorophyllgehalte nahmen an allen Standorten mit zunehmendem Nadelalter deutlich zu, wobei sich bei den jungen Nadeln die vier Standorte nicht voneinander unterschieden (Abbildung 1). Bei den ein- und zweijährigen Nadeln hingegen nahm der Chlorophyllgehalt mit steigender Seehöhe deutlich ab, wobei sich der Schulterberg (PF 7) durch signifikant geringere Gehalte deutlich von den tiefer gelegenen Standorten unterschied.

Auch beim α -/ β -Carotin-Quotienten gab es deutliche Unterschiede zwischen den drei untersuchten

Abb. 1:

Gesamtchlorophyllgehalt ($\mu\text{g/g TG}$) in Abhängigkeit von der Seehöhe und dem Nadelalter am Schulterbergprofil, August 1993; dargestellt ist der Mittelwert (Kreise - junge Nadeln, Dreiecke - einjährige Nadeln, Rauten - zweijährige Nadeln) und der mittlere Fehler des Mittelwertes (Balken). In der eingblendeten Tabelle sind Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten dargestellt (Mann-Whitney-U-Test), wobei unterschiedliche Buchstaben statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) bedeuten.

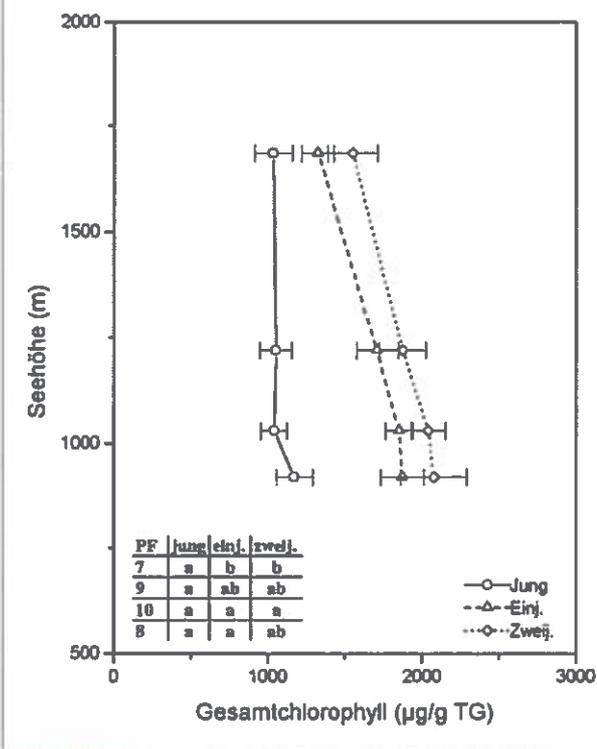


Abb. 2:
Quotient α -/ β -Carotin in Abhängigkeit von der Seehöhe und dem Nadelalter am Schulterbergprofil, August 1993 (Erklärung der Details: vgl. Abb. 1).

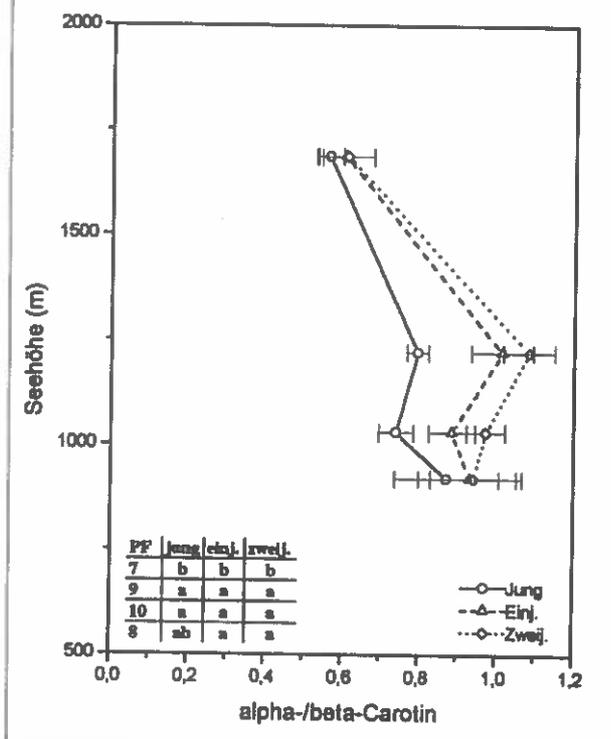
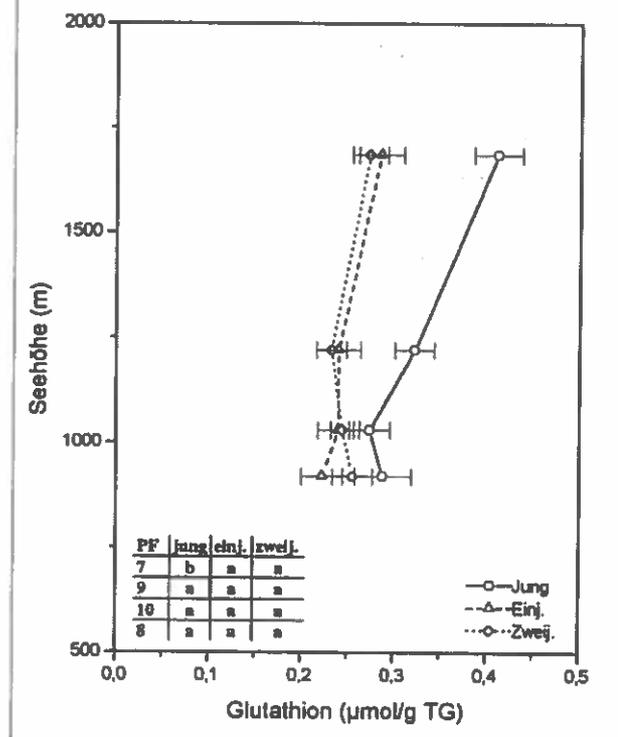


Abb. 3:
Gehalt an Glutathion ($\mu\text{mol/g TG}$) in Abhängigkeit von der Seehöhe und dem Nadelalter am Schulterbergprofil, August 1993 (Erklärung der Details: vgl. Abb. 1).

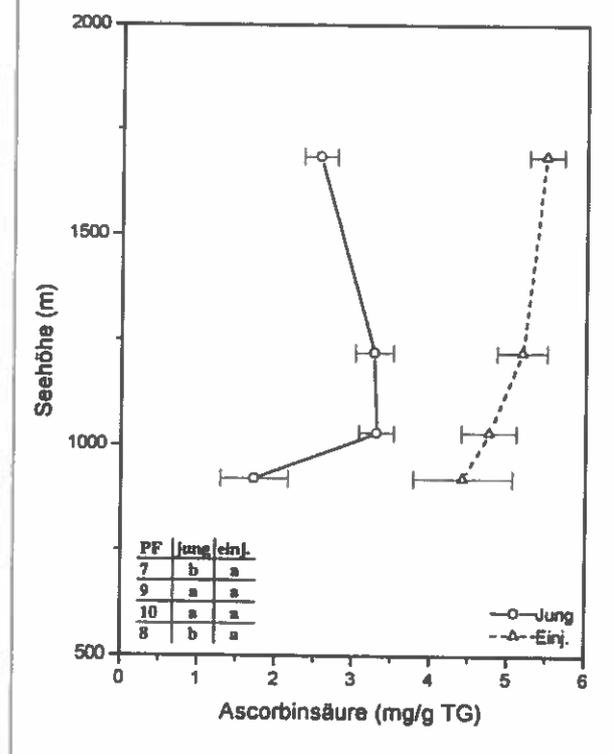


Jahrgängen, wobei die Zunahme des Quotienten mit steigendem Nadelalter aber nur auf den Probeflächen 10 und 9 signifikant waren (Abbildung 2). An den drei unteren Standorten (PF 8, 9 und 10) war eine leichte Zunahme des Quotienten mit steigender Seehöhe zu beobachten, wobei diese Unterschiede nicht signifikant waren. Die Bäume am Schulterberg unterschieden sich durch signifikant geringere α -/ β -Carotinquotienten von den anderen Probeflächen.

Auch bei den Glutathiongehalten gab es charakteristische Veränderungen mit dem Nadelalter (Abbildung 3), wobei eine deutliche Abnahme der Gehalte von den jungen zu den einjährigen Nadeln zu beobachten war, während sich die ein- und zweijährigen Nadeln kaum voneinander unterschieden. Bei diesen älteren Nadeln waren auch keine deutlichen Unterschiede zwischen den Standorten festzustellen. Eine charakteristische Höhenabhängigkeit war nur bei den jungen Nadeln zu finden, bei denen eine deutliche Zunahme der Glutathiongehalte mit steigendem Nadelalter zu beobachten war.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahrgängen waren bei der Ascorbinsäure am stärksten ausgeprägt, wobei die einjährigen Nadeln deutlich höhere Gehalte aufwiesen als die jungen Nadeln (Abbildung 4). Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Para-

Abb. 4:
Gehalt an Ascorbinsäure (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Seehöhe und dem Nadelalter am Schulterbergprofil, August 1993 (Erklärung der Details: vgl. Abb. 1).



metern, bei denen die Höhenverläufe in den untersuchten Nadeljährgängen gleich waren, war bei der Ascorbinsäure ein leicht gegenläufiger Trend festzustellen. Während die Gehalte der einjährigen Nadeln mit steigender Seehöhe leicht zunahmen, waren bei den jungen Nadeln die höchsten Gehalte auf den Probenflächen 10 und 9 zu finden (Abbildung 4).

Bei den Untersuchungen zur Peroxidaseaktivität der Nadeln konnten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Jahrgängen festgestellt werden (Abbildung 5). Die höchsten Peroxidase-Aktivitäten waren am Schulterberg zu finden, während sich die drei tiefer gelegenen Probenflächen kaum voneinander unterschieden. Die oben beschriebenen Abhängigkeiten der untersuchten Parameter von Nadelalter und Seehöhe spiegeln sich auch in den hochsignifikanten Ergebnissen einer zweifaktoriellen Varianzanalyse wider (Tabelle 2).

Tab. 2:

Ergebnisse einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit Seehöhe und Nadelalter als unabhängige Faktoren

	Seehöhe	Nadelalter
Gesamtchlorophyll	***	***
α -/ β -Carotin	***	**
Glutathion	***	***
Ascorbinsäure	**	***
Peroxidase	***	n.s.

**	$p = 0,001 - 0,01$
***	$p < 0,001$
n.s.	nicht signifikant

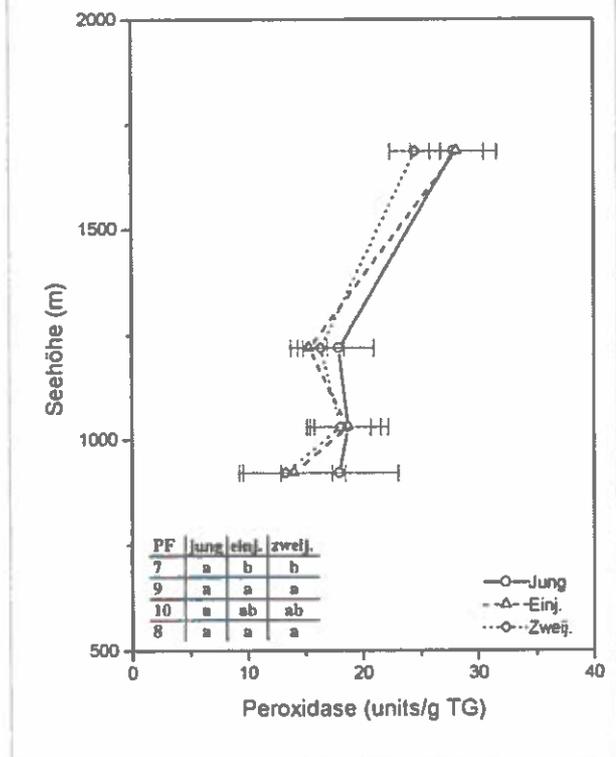
4. Diskussion

Die untersuchten streß-physiologischen Parameter zeigten sehr deutliche Abhängigkeiten vom Nadelalter und von der Seehöhe. Die Veränderungen mit dem Nadelalter waren schon bei den bisherigen Untersuchungen in Achenkirch feststellbar (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994a, b, 1996). Mit Ausnahme der Peroxidaseaktivität wiesen die ein- und zweijährigen Nadeln die höheren Werte für Chlorophyll, α -/ β -Carotin und Ascorbinsäure auf, während beim Glutathion die höheren Gehalte bei den jungen Nadeln zu finden waren.

Für die ausgeprägte Höhenabhängigkeit der untersuchten Parameter sind vor allem die Bäume am Schulterberg verantwortlich, die sich zumeist signifikant von den tiefer gelegenen Standorten unterschieden.

Abb. 5:

Aktivität der Gesamtperoxidase (Units/g TG) in Abhängigkeit von der Seehöhe und dem Nadelalter am Schulterbergprofil, August 1993 (Erklärung der Details: vgl. Abb. 1).



den. Die beobachteten Veränderungen mit steigender Seehöhe (Abnahme der Pigmentgehalte und des α -/ β -Carotin-Quotienten, Zunahme der Thiole, der Ascorbinsäure und der Peroxidase-Aktivität) bedeuten eine Aktivierung des antioxidativen Schutzsystems und indizieren damit eine erhöhte oxidative Streßbelastung der Nadeln in den höheren Lagen des Schulterberg-Profiles. Ein ähnliches, wenn auch nicht so klar ausgeprägtes Ergebnis konnte auch in den höheren Lagen (> 1100 m) des Christlumprofils festgestellt werden (BERMADINGER-STABENTHEINER 1996). Die Pigmentgehalte der Nadeln des Schulterbergprofils waren aber generell höher als auf der Christlum, was auf einen besseren Allgemeinzustand dieser Nadeln hinweist. Die Ursache für die beobachtete Aktivierung des antioxidativen Schutzsystems in den höheren Lagen des Untersuchungsgebietes kann vor allem in natürlichen Faktoren gesucht werden. Pflanzen in höheren Lagen müssen mit niedrigeren Temperaturen, einer höheren Einstrahlung und einer bereits natürlicherweise höheren Konzentration von Photooxidantien fertig werden (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989). Es ist bekannt, daß diese Umweltbedingungen die zellulären Konzentrationen von Peroxiden und Radikalen erhöhen und damit das

antioxidative Schutzsystem aktivieren können (ALSCHER & AMTHOR 1988, SMITH et al. 1990, ELSTNER & OSSWALD 1994). Da eine vergleichbare Aktivierung des antioxidativen Schutzsystemes mit steigender Seehöhe auch von anderen Feldstudien mit *Picea abies* und *Picea rubens* in verschiedenen Gebieten in Österreich, Deutschland und Nordamerika berichtet wird (GRILL et al. 1988; BERMADINGER et al. 1989, MADAMANCHI et al. 1991; BERMADINGER-STABENTHEINER et al. 1991, POLLE & RENNENBERG 1992; BERMADINGER-STABENTHEINER 1994a, b; SMIDT et al. 1994), können diese Ergebnisse als allgemeingültig für Fichten in montanen und alpinen Ökosystemen angesehen werden (Tabelle 3).

Tab. 3:

Veränderungen von physiologischen Parametern mit steigender Seehöhe in alpinen Räumen.

Gesamtchlorophyll	↓
α-/β-Carotin	↓
Peroxidase	↑
Thiole	↑
Ascorbinsäure	↑

↑ Zunahme
↓ Abnahme

Es kann aber nicht zur Gänze ausgeschlossen werden, daß die in Achenkirch gemessenen Überschreitungen der Ozon-Grenzwerte (SMIDT & GABLER 1994) nicht zu einer oxidativen Streßbelastung der Pflanzen beitragen, da bekannt ist, daß eine Ozonexposition zu einer Erhöhung der antioxidativen Schutzsubstanzen führt (MEHLHORN et al. 1986, KLUMPP et al. 1989, BERMADINGER et al. 1990). Allerdings lassen die Ergebnisse der Pigmentuntersuchungen darauf schließen, daß es dadurch nicht zu gravierenden Stoffwechseländerungen kommt und das antioxidative Schutzsystem sehr effizient Schädigungen verhindern kann.

Abweichungen von diesen für den alpinen Raum charakteristischen Höhenverläufen weisen auf spezielle Bereiche mit erhöhter bzw. verringerter Streßbelastung hin und haben damit Indikationscharakter (BERMADINGER-STABENTHEINER 1996). So wurde bei den Untersuchungen 1991 und 1992 eine Aktivierung des antioxidativen Schutzsystemes und eine deutliche Verminderung der Pigmente an den talnahen Standorten des Christlumprofils (970-1050 m) als Reaktion auf zusätzliche, vermutlich vorwiegend anthropogen bedingte Belastungen interpretiert, während im Vergleich dazu bei der nahezu auf gleicher See-

höhe gelegenen Probestfläche Mühleggerköpfl (PF 8) keine zusätzliche Streß-Belastung indizierbar war.

Aufgrund der natürlichen Höhenabhängigkeiten der untersuchten streß-physiologischen Parameter ist eine Festlegung von Grenzwerten oder Grenzbereichen außerordentlich schwierig, da z.B. gleiche Ascorbinsäuregehalte in unterschiedlichen Seehöhen zu streß-physiologisch sehr unterschiedlichen Aussagen führen können. Für einen erfolgversprechenden Ansatz in diese Richtung müssen unbedingt die Ergebnisse anderer Studien mit einbezogen werden.

Danksagung

Dieses Projekt wurde durch die finanzielle Unterstützung des Bundesministeriums für Forst- und Landwirtschaft möglich gemacht. Ich bin allen Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien und Innsbruck zu großem Dank für ihre Hilfe bei diesem Projekt verpflichtet. Herzlicher Dank gebührt auch allen Mitarbeitern des Instituts für Pflanzenphysiologie, Graz, die bei den Analysen und Auswertungen geholfen haben.

Literatur

- ALSCHER R.G. & AMTHOR J.S. 1988: *The physiology of free-radical scavenging: maintenance and repair processes*. In: SCHULTE-HOSTEDE P., N.M. DARRALL, L.W. BLANK, and R.A. WELLBURN (eds.): *Air pollution and plant metabolism*. New York, Elsevier, 94-115.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1989: *Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Epikutikularwache in Fichtennadeln aus dem Höhenprofil "Zillertal"*. Phytion (Austria) 29 (3), 163-185.
- BERMADINGER E., GUTTENBERGER H. & GRILL D. 1990: *Physiology of young Norway spruce*. Environ. Pollut. 64, 319-330.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E., GRILL D. & KERN T. 1991: *Physiologisch-biochemische Streßindikation an Fichten aus verschiedenen Höhenlagen*. VDI-Berichte 901, 391-406.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994a: *Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 73-82.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994b: *Stress-physiological investigations on spruce trees (*Picea abies* [L.] Karst.) from the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion (Austria) 34 (3), 97-112.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1996: *Influence of altitude, sampling year and needle age class on stress-physiological reactions of spruce needles investigated on an alpine altitude profile*. J. Plant Physiol. 148, 339-344.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989: *Synopse streßbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie der Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte*. Phytion (Austria) 29 (3), 255-301.

- ELSTNER E.F. & OSSWALD W. 1994: *Mechanisms of oxygen activation during plant stress*. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 102B, 131-154.
- GRILL D., PFEIFHOFER H., TSCHULIK A., HELBIG K. & HOLZER K. 1988: *Thiol content of spruce needles at forest limits*. Oecologia 76, 294-297.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994: *Ecosystem studies in a limestone area - "Achenkirch altitude profiles"*. Phytion (Austria) 34 (3), 9-24.
- KELLER T. & SCHWAGER H. 1971: *Der Nachweis unsichtbarer ("physiologischer") Fluor-Immissionsschädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität*. Eur. J. For. Path. 1, 6-18.
- KLUMPP G., GUDERIAN R. & KÜPPERS K. 1989: *Peroxidase- und Superoxiddismutase-Aktivität sowie Prolingehalte von Fichtennadeln nach Belastung mit O₃, SO₂ und NO₂*. Eur. J. For. Path. 19, 84-97.
- KNEIFEL W. & SOMMER R. 1985: *HPLC-Methode zur Bestimmung von Vitamin C in Milch, Molke und Molkegetränken*. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 181, 107-110.
- MADAMANCHI N.R., HAUSLADEN A., ALSCHER R.G., AMUNDSON R.G. & FELLOWS S. 1991: *Seasonal changes in antioxidants in red spruce (Picea rubens Sarg.) from three field sites in the northeastern United States*. New Phytol. 118, 331-338.
- MEHLHORN H., SEUFERT G., SCHMIDT A. & KUNERT K.J. 1986: *Effect of SO₂ and O₃ on productions of antioxidants in conifers*. Plant Physiol. 82, 336-338.
- PFEIFHOFER H. 1989: *Evidence of chlorophyll b and lack of lutein in Neottia nidus-avis plastids*. Biochem. Physiol. Pflanzen 184, 55-61.
- POLLE A. & RENNENBERG H. 1992: *Field studies on Norway spruce trees at high altitudes: II. Defence systems against oxidative stress in needles*. New Phytol. 121, 635-642.
- REDEGELD F.A.M., VAN OPSTAL M.A.J., HOUDKAMP, E. & VAN BENNEKOM, W.P. 1988: *Determination of glutathione in biological material by flow-injection analysis using an enzymic recycling reaction*. Anal. Biochem. 174, 489-495.
- SIEFERMANN-HARMS D. 1994: *Light and temperature control of season-dependent changes in the α - and β -carotene content of spruce needles*. J. Plant Physiol. 143, 488-494.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: *SO₂, NO_x and ozone records along the "Achenkirch altitude profiles"*. Phytion (Austria) 34 (3), 33-44.
- 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*. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 102B, 113-117.
- SMITH I.K., POLLE A. & RENNENBERG H. 1990: *Glutathione*. In: ALSCHER R. & CUMMING J. (eds.): *Stress responses in plants: Adaptation and acclimation mechanisms*. New York, Wiley-Liss., Inc., 201-215.
- TAUSZ M., MÜLLER M., BERMADINGER-STABENTHEINER E. & GRILL D. 1994: *Stress-physiological investigations and chromosomal analysis on Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) - A field study*. Phytion (Austria) 34, 291-308.
- TIETZE F. 1969: *Enzymic method for quantitative determination of nanogram amounts of total and oxidized glutathione*. Anal. Biochem. 27, 502-522.
- YOUNG A.J. 1991: *The photoprotective role of carotenoids in higher plants*. Physiologia Plantarum 83, 702-708.

Verfasser: Dr. Edith Bermadinger-Stabentheiner
 Institut für Pflanzenphysiologie
 Karl-Franzens-Universität Graz
 Schubertstraße 51
 A-8010 Graz

Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Fichtennadeln am Schulterbergprofil

C. LÜTZ & S. CZAPALLA

GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Expositions-kammern, Oberschleißheim - BRD

Kurzfassung. Im Forschungsprojekt "Höhenprofile Achenkirch" wurden die natürlichen Anpassungsreaktionen eines Waldökosystems im Jahreszeitenzyklus und in Abhängigkeit von der Seehöhe aufgenommen. Fichtennadeln aus diesen Bergwäldern wurden untersucht, um Veränderungen im Photosyntheseapparat von zusätzlichen Umweltbelastungen unterscheiden zu können.

Es wurden an mehreren Terminen in 1993 und in 1994 von vier Höhenstufen (1030 m, 1220 m, 1686 m; Schulterberg) und Mühleggerköpfl 920 m) von fünf Bäumen pro Fläche die Nadeljahrgänge 1992 und 1991 wie folgt untersucht und bewertet:

- In der *Chlorophyll-Fluoreszenz-Induktion* zeigten alle Proben gute bis sehr gute Werte; im November und im Mai traten die jahreszeitlichen Änderungen auf; für den Mai ergaben sich Hinweise auf Wirkungen von Ozonbelastungen.
- Die Leistungsfähigkeit der *photosynthetischen Sauerstoffproduktion* ergab gute Sauerstoffraten im August und Ende Oktober; im Nadeljahrgang 1992 nahm die Aktivität mit der Höhe leicht zu. Unterschiede zwischen den Höhenstufen sowie den Jahreszeiten traten bei nicht sättigender Belichtung der Nadeln zutage. Die Photosynthese schien ungestört zu verlaufen, war aber in der 1686 m Hochlage leicht reduziert.
- Die Analyse der *photosynthetischen Membranproteine* erfolgte im Vergleich der einzelnen Bandenmuster der Proteine nach SDS-Gel-Elektrophorese. Die Beobachtungen zeigten nur die Änderungen in den Membranproteinen an, die jahreszeitliche Anpassungsvorgänge in den Chloroplasten widerspiegelten.
- Erstmals gelang die Trennung der *makromolekularen Chlorophyll-Protein-Komplexe* (CPK) im analytischen und im präparativen Maßstab bei der Fichte. Die Verfahren erlaubten Einblicke in mehr funktionelle Komponenten der Membran. Hier zeigte sich vor allem die unter c) genannte saisonale Änderung der Photosynthesemembran: die beiden Reaktionszentren der Photosynthese (PS I und PS II) wurden zum Winter hin reduziert, während der Lichtsammelkomplex ausgebaut wurde. Eine Höhenabhängigkeit war schwach erkennbar.

Präparativ wurden fünf Fraktionen isoliert, die, außer dem hier nicht zugänglichen PS I, die anderen CPK enthielten. Deren Proteinzusammensetzung und Gesamtpigmentabsorption waren durch die Höhenlage der Herkunftsfichten nicht verändert. Doch konnte zwischen Frühjahr, Spätsommer und Spätherbst unterschieden werden. Die Pigmentanalysen der Einzelfraktionen ließen Höhenabhängigkeiten der Standorte hervortreten. Die Daten vom Mühleggerköpfl (930 m) fielen aus den erwarteten Trends heraus, die Ursache bleibt zunächst noch offen.

Im Überblick erwiesen sich die untersuchten Bäume als noch gesunde Individuen; ohne Anzeichen deutlicher Streßbelastungen. Allerdings konnten Einflüsse von lokalen Standortbedingungen (Kälteseen der Luft im Tal, Klimaeffekte in der Hochlage) sehr wohl verfolgt werden. Es muß aber mit langfristigen Wirkungen des Ozons, wie sie aus Phytotron- und Freilandbeobachtungen neuerdings erwiesen ist, gerechnet werden. Die leicht reduzierten Aktivitäten in einigen der gemessenen Parameter vorwiegend am Schulterberggipfel (1686 m) könnten ein Hinweis sein.

Schlüsselworte: Chlorophyll-Fluoreszenz, Ozon, *Picea abies*, Pigmente, Proteine

Abstract. [Altitude-Related and Seasonal Changes in the Photosynthetic Apparatus of Spruce Needles Observed at the Schulterberg Profile.] The research project "Achenkirch Altitude Profiles" studies the ecophysiology and forest ecology of an alpine spruce forest and its possible disturbance by human activities, mainly by air pollution. Photosynthesis is taken as a measure to describe the seasonal and altitude related metabolic changes in spruce needles and to follow possible stress symptoms. Photosynthetic oxygen development and chlorophyll fluorescence analysis revealed the specific influences of growth sites and of needle ages, but in most records photosynthesis was not disturbed over a period of two to four years. Only at the highest elevation plot (Schulterberg) and during a high ozone period in 1994 reductions in activities were found on other plots, too. Analysis of membrane proteins reflected only season-specific influences. Separation and partial analysis of the macromolecular chlorophyll-protein-complexes focused the seasonal and altitude effects on single membrane complexes, observed as changes in absorption spectra, individual pigments, and proteins. Photosynthetic activities and structural analyses of the thylakoid membrane as sensitive indicators in spruce trees from the Achenkirch area show the normal adaptations to the respective microenvironment; some reduced activities could be due to ozone episodes, especially at the higher altitudes.

Keywords: Chlorophyll fluorescence, ozone, *Picea abies*, pigments, proteins

1. Einleitung

Die Waldschadensinventuren der letzten Jahre zeigen vor allem, daß die Baumbestände der Bergwälder deutlich geschädigt sind. Diese Baumbestände wachsen häufig auf mineralarmen, trockenen Böden (HERMAN 1995, LIU et al. 1995); sie sind zudem einigen atmosphärischen Stressoren ausgesetzt - vornehmlich dem Ozon (SMIDT & LEITNER 1992, SMIDT & GABLER 1995), und sie müssen mit Klimaschwankungen (Hitze- oder Frostperioden, Trockenstreß) fertig werden, die an alpinen Standorten extremer ausgeprägt verlaufen als im Tiefland. So halten Alpentäler im Frühjahr oder im Herbst oft längere Zeit Kaltluftseen, in denen sich auch höhere Immissionswerte messen lassen, während in Gipfelbereichen Kälte und starke Strahlung zu Photoinhibitionen bis zu Photodestruktionen führen können - oder aber kurzfristig zu besseren Wachstumsbedingungen. In Lagen über 1500 m werden zudem sehr häufig internationale Ozon-Grenzwerte für die Vegetation überschritten (SMIDT 1993). Hinzu kommt noch die früher häufige Waldnutzung in Form von Waldweide und Streunutzung; erstere ist in einigen Bereichen des Schulterbergs jetzt noch üblich. Dadurch können dem Wald erhebliche Nährstoffmengen entzogen werden (LIU et al. 1995). Alle Gefährdungspotentiale werden im Alpenraum nur sehr unzureichend bearbeitet.

Es ist von großer Bedeutung, Waldbestände in ihrer Adaptionsfähigkeit an die verschiedenen Stressoren beschreiben zu können, um letztlich die Aussage zu treffen, welche Belastungsfaktoren mit bestimmten Dosis-Wirkungsbeziehungen Waldschäden verursachen. Da die Photosynthese die Lebensbasis der Blätter und letztlich des Individuums Fichte bedeutet, ist es wichtig zu wissen, wie weit sie durch natürliche und anthropogene Belastungen "ausgereizt" werden kann. Dazu muß die Funktion der Photosynthesemembran und ihre Zusammensetzung in Abhängigkeit der normalen Standorteinflüsse durch Höhenlage und jahreszeitlich verändertem Klima bekannt sein. Dies ist möglich, da durch Monitoring der Untersuchungsraum beschrieben wird (SMIDT et al. 1995).

In Ausweitung erster Messungen im Christlumprofil und am Schulterberg, wie sie bei LÜTZ et al. (1994) sowie LÜTZ & DODELL (1995) dargestellt sind, wurde die Reaktion der Photosynthese von Fichtennadeln im Jahreszeitenrhythmus und im Höhengradienten beschrieben. Zusätzlich wurden erstmalig auch neuere Verfahren der Membranbiochemie für ökologische Fragestellungen eingesetzt, um ein möglichst breites

Instrumentarium zur Erfassung von Umwelteinflüssen auf die Photosynthese anbieten zu können. Neben den Lipiden stellen die Membranproteine die wichtigsten Strukturelemente von Membranen dar. Weitgehend sind die Proteine der Thylakoide auch in ihren Funktionen bekannt, aber noch ist in vielen Fällen ihre Lokalisation in funktionellen Komplexen nur für wenige krautige Pflanzen und für Algen gesichert. Zunächst muß die Grundausrüstung der Thylakoidmembran mit ihren Proteinen für die Fichte beschrieben werden, und es muß gezeigt werden, ob standörtliche oder jahreszeitliche Einflüsse auf die relative Zusammensetzung dieser wichtigen Bau- und Funktionsträger überhaupt einwirken. So sollen Fragen der Baumökologie mit modernen Verfahren der Physiologie bearbeitet werden.

2. Material und Methoden

Die Beprobungstermine waren wie folgt:

1993:	12./13. Mai;	10./11. August;
	28. September;	3. November.
1994:	5./18. Mai;	9./10. August;
	28. September;	3./4. November.

Die präparative native Elektrophorese (Arbeiten mit der "Prep-Cell", s.u.) wurden erst für 1994 in die Auswertungen aufgenommen, da 1993 die Gerätebeschaffung erfolgen mußte und dieses neue Verfahren noch mit dem schwierigen System "Fichtennadeln" aufzubauen war.

Die Höhenlagen und Flächenbezeichnungen:

1686 m	Fläche B7
1220 m	Fläche 9
1030 m	Fläche 10
920 m	Fläche B8

Die Flächen B7, 9 und 10 befinden sich am Schulterberg-Profil, Fläche B8 bezeichnet das nahe gelegene Mühleggerköpfl.

2.1 Messung der schnellen Chlorophyll-Fluoreszenz

Die am Standort vorgenommenen Messungen der schnellen Chlorophyll-Fluoreszenz wurden mit dem "Plant Efficiency Analyser" (PEA, Hansatech, England) analog zu LÜTZ et al. (1994) durchgeführt.

2.2 Messung der photosynthetischen Sauerstoffproduktion

Die photosynthetische Sauerstoffproduktion wurde im Labor bei verschiedenen Lichtintensitäten (500 μMol Photonen und 1500 μMol Photonen [sättigend]) am Tag nach der Probennahme ermittelt. Das Blatt-Elektroden-System (Hansatech, England) wurde nach den Angaben von DELIEU & WALKER (1981) eingesetzt und technisch verbessert (LÜTZ 1996).

2.3 Elektrophoretische Analyse der Membranproteine

Zunächst müssen aus einer genügend großen Menge an Fichtennadeln (20-25 g Frischgewicht) Chloroplasten gewonnen werden, die nach osmotischem Schock zur Präparation von gereinigten Thylakoiden dienen. Das Verfahren, ebenso wie die eindimensionale Gelelektrophorese im Detergens Natrium-Dodecylsulfat (SDS) wurde in den früheren Arbeiten mit Fichten aus Achenkirch beschrieben (LÜTZ et al. 1994, LÜTZ & DODELL 1995).

2.4 Elektrophoretische Analyse der Chlorophyll-Protein-Komplexe ("Native Gele")

Die isolierten Thylakoide wurden mit einem Detergensgemisch nach ALLEN & STAEHELIN (1991) inkubiert und dann in einer Bio-Rad "Mini-Protean-Cell" in einem 8 %igen Polyacrylamid Gel bei +4°C aufgetrennt, bis der größte Komplex (aus dem Photosystem I) 1-2 mm in das Gel eingedrungen war. Die grüngelben Banden der Gele wurden densitometrisch bei 675 nm erfaßt und die Fläche unter dem Einzelpeak im Densitogramm als relatives Maß für den Komplexgehalt verwendet.

2.5 Präparative Darstellung von Chlorophyll-Protein-Komplexen (Prep-Cell)

Das System ist vergleichbar dem der "Grünen Gele". Die Thylakoide wurden wie unter (2.4) beschrieben solubilisiert. Zur Verwendung kam die "Prep-Cell" von Bio-Rad. Eine Gelsäule aus 7 %igem Polyacrylamidgel (Volumen: 16 ml, 1,5 cm hoch) wurde mit einer auf 0,5 mg Chlorophyll eingestellten solubilisierten Thylakoidprobe überschichtet. Die Trennung bei Stromstärken von 10 mA bis 40 mA dauerte etwa

3 1/2 Stunden, dann waren alle eluierbaren grünen Banden aus dem Gel ausgetreten (nur das Photosystem I Reaktionszentrum bleibt aufgrund seiner Größe im Gel liegen) und im Pufferstrom einem Fraktionssammler zugeführt worden. Der Eluatstrom wurde bei 280 nm gemessen und mit einem Schreiber wurde die Absorptionskurve aufgenommen.

Die aufgefangenen Fraktionen (ca. 4 ml pro Peak) wurden in einem Aminco DW 2000 Dualwavelength-Double-beam Photometer vermessen; die hochgenaue Optik erlaubt auch die saubere Messung von Thylakoid- oder Membrankomplexsuspensionen. Nachfolgend wurden aus den intensiv gefärbten Fraktionen die Proteine mit 80 % Aceton ausgefällt, mit SDS-Puffer aufgenommen und 20-50 μl wurden in der analytischen SDS-Elektrophorese untersucht. Die Acetonfraktion enthält die Pigmente, die spektroskopisch oder in der HPLC analysiert werden konnten.

2.6 Pigmentanalysen (Prep-Cell)

Die Acetonüberstände wurden zweimal mit Diäthyläther extrahiert, um die Pigmente für die HPLC aufzubereiten. Die Ätherextrakte wurden mit N_2 konzentriert und in 200 μl Dimethylformamid aufgenommen.

Die HPLC Trennung erfolgte auf einer Waters 990+ Anlage (vgl. LÜTZ 1991, 1996) mit Diodenarray-Detektor. Diese Detektortechnik half wesentlich bei den Identifizierungen der bislang unbekanntenen Pigmentausstattungen der Einzelfraktionen.

3. Ergebnisse

Untersucht wurden im Zeitraum 1993/94 die Nadeljahrgänge 1992 und 1991: die Neuaustriebe bzw. die einjährigen Nadeln sind in der Regel noch so gut vom Baume versorgt, daß mögliche Streßsymptome nicht sauber meßbar entwickelt sind. Die jüngeren Nadeln haben auch weniger Expositionsdauer gegenüber Luftschadstoffen oder Mineralmängeln.

3.1 Bestimmung der Chlorophyll-Fluoreszenz-Induktion

Im Gelände konnte mit Hilfe einer tragbaren Meß-ausrüstung an den frisch vom Baumsteiger geernteten

Zweigen die Chlorophyll-Fluoreszenz der Fichtennadeln gemessen werden. Diese Fluoreszenzanalyse mit ihrem Standardparameter "Fv/Fm" (Verhältnis der variablen zur maximalen Chlorophyll-Fluoreszenz) gibt die Leistungsfähigkeit des Elektronentransports in der Photosynthese wieder, vor allem die Reaktionen im besonders streßempfindlichen Photosystem II.

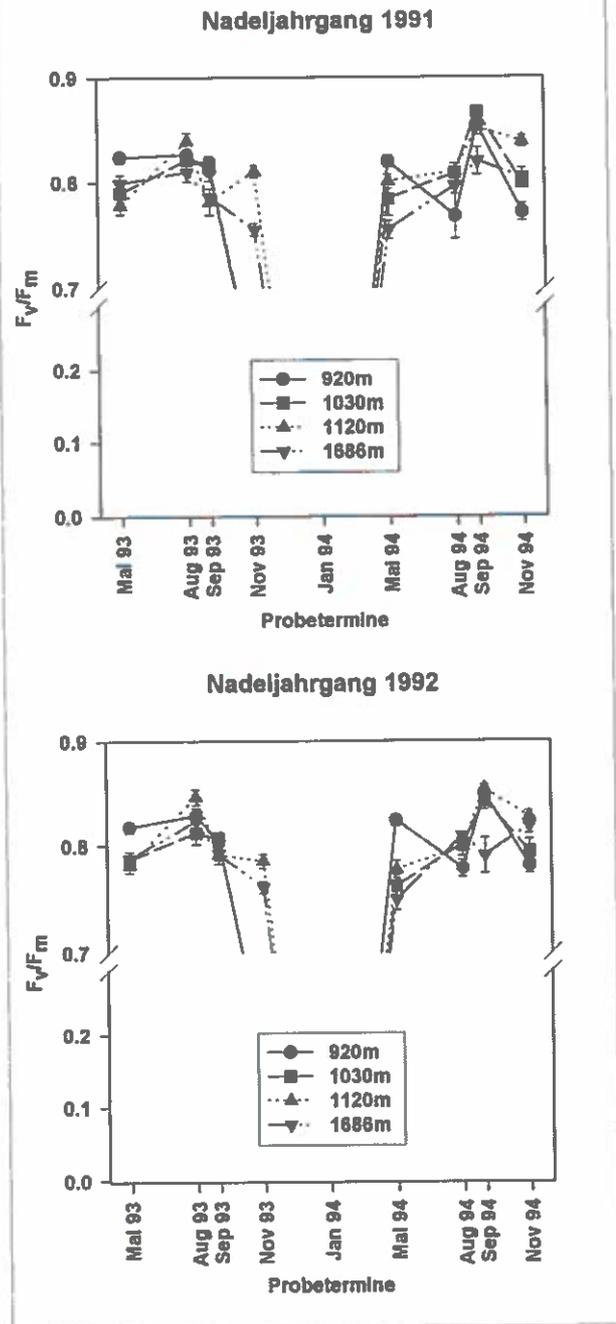
In Abbildung 1 sind die Mittelwerte der Dreifachbestimmungen mit Standardabweichung der Fluoreszenzmessungen der Nadeln von je 5 Bäumen pro Fläche wiedergegeben. Sie sind in Beziehung zur Höhenlage und vor allem zum Beprobungsdatum gesetzt. Ein Wert von 0,8 bezeichnet eine optimale Photosynthese, Werte von ca. 0,75 sind aber für die Fichte noch als gut zu bezeichnen. Unter diesem Aspekt waren alle Proben bezüglich der Primärreaktionen der Umwandlung von Licht- in chemische Energie ungeschwächt. Eine Tendenz zur Verschlechterung der Werte trat nur im Frühjahr und im Herbst auf, wenn vor allem bei den Hochlagen die Witterung noch streng sein konnte; die Meßergebnisse zeigten die normale Anpassung der Bäume (LÜTZ et al. 1994). Von Januar bis Mai 1994 konnte aufgrund der Schneelage nicht gemessen werden, die Kurven sind daher zwischen November 1993 und Mai 1994 ausgesetzt. In dieser Ruhephase des Metabolismus betragen die Fv/Fm - Werte nur 0,2-0,4 (vgl. BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1988).

Die beiden Nadeljahrgänge unterschieden sich in ihrem Verhalten nicht. Die zwei Probejahre zeigten durch die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse an den Meßtagen leichte Variationen von Fv/Fm, die aber alle im normalen Schwankungsbereich um 0,8 für Fv/Fm lagen (kühl und feucht: leicht erhöht; sonnig und trocken: leichte, regulatorische Abnahme zur Vermeidung von Photoinhibition).

Die untersuchten Höhenlagen unterschieden sich vor allem klimatisch. Daher sind in den Abbildungen 2 und 3 die Fv/Fm - Werte in Abhängigkeit von der Höhenlage angegeben. Abbildung 2 resultiert aus der Beprobung von 1993, und Abbildung 3 aus dem Jahre 1994 (jeweils Mittelwerte mit Standardabweichungen von fünf Bäumen a' 3 Messungen = 15 Messungen). Hier wird ersichtlich, daß im Jahre 1993 die Höhenstufen von 1120 m und 1686 m durch das Jahreszeitenklima in beiden Nadeljahrgängen deutlich beeinflusst wurden, während z.B. am Mühleggerköpfl (920 m) die Werte sehr eng zusammen lagen.

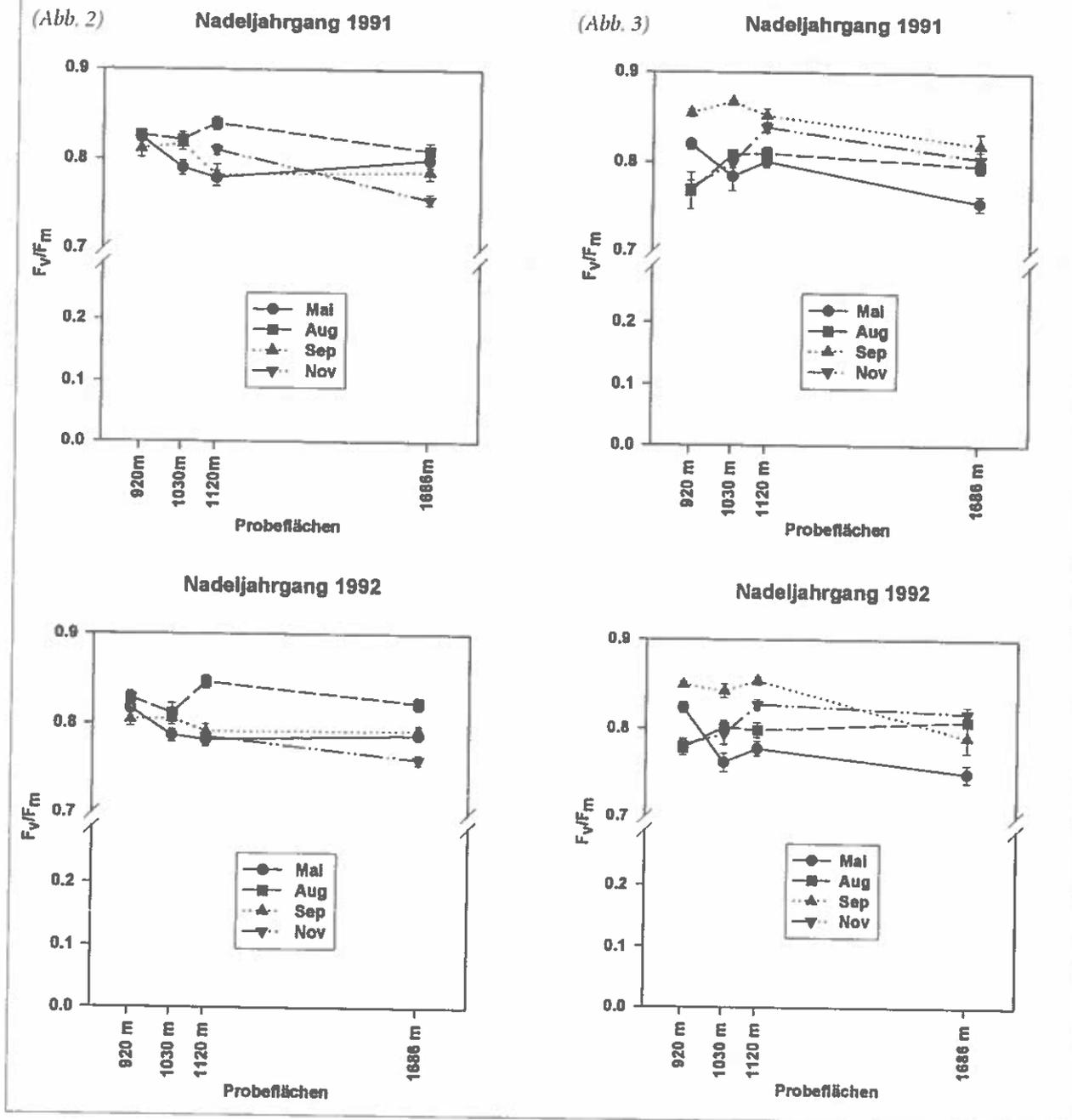
Eine geänderte Charakteristik zeigte sich für das Jahr 1994: die beiden tiefer gelegenen Probestellen wiesen in den Fichtennadeln deutliche Unterschiede von Meßzeitraum zu Meßzeitraum auf. Der September hatte fast immer das höchste Fv/Fm - Verhältnis,

Abb. 1:
Zeitlicher Verlauf der Chlorophyllfluoreszenz von Fichten im Achenkirch-Höhenprofil. Fv/Fm wurde von fünf Bäumen mit je drei Messungen (= 15 Messungen pro Meßpunkt, mit Standardabweichung) bestimmt. Zwischen November 1993 und Mai 1994 konnte nicht gemessen werden.



und ab 1030 m bis zum Schulterberggipfel fanden sich die niedrigsten Werte. Hier drückt sich sicher das sonnenreiche Frühjahr 1994 aus, das oberhalb der schattigeren, feuchteren Tallage zu leichter Photoinhibition in den Nadeln führte. Der September ist im Gegensatz zum Erntejahr 1993 besonders günstig für die Primärreaktionen der Photosynthese gewesen.

Abb. 2 und 3:
Höhenabhängigkeit des F_v/F_m - Wertes der Fichten für die Meßjahre 1993 (Abb. 2) und 1994 (Abb. 3), vgl. auch Abb. 1.



3.2 Die photosynthetische Sauerstoffproduktion

Die Meßdaten sind auf die Nadeloberfläche bezogen, da sie besonders schnell vor der Photosynthesemessung von dem jeweiligen Kollektiv der Einzelnadeln zu bestimmen war. Da die Verhältnisse Oberfläche zu Frischgewicht (OF/FG) bekannt sind, kann nötigenfalls auf das Frischgewicht umgerechnet werden. Diese Verhältnisse waren nur geringfügig durch den Zeit-

punkt der Probennahme (= Jahreszeit) und die Höhenlage beeinflusst.

Am Tage nach der jeweiligen Probennahme wurde die Sauerstoffentwicklung in der Photosynthese unter Laborbedingungen bei zwei Lichtstärken bestimmt, um die Leistungsfähigkeit der Photosynthese im noch nicht lichtgesättigten Zustand und nach Lichtsättigung zu beurteilen. Die Abbildung 4 zeigt die Sauerstoffraten zu vier Beprobungsterminen bei einer nicht sättigen-

Abb. 4: Photosynthese von Fichtennadeln als Sauerstoffentwicklung, bezogen auf 1 cm² projizierte Nadeloberfläche. Mittelwerte mit Standardabweichung von je drei Bestimmungen. Die Belichtung ist nicht sättigend (500 μMol Photonen). Am 6.11.1993 konnten auf den Höhenstufen 920 m und 1030 m witterungsbedingt keine Proben genommen werden.

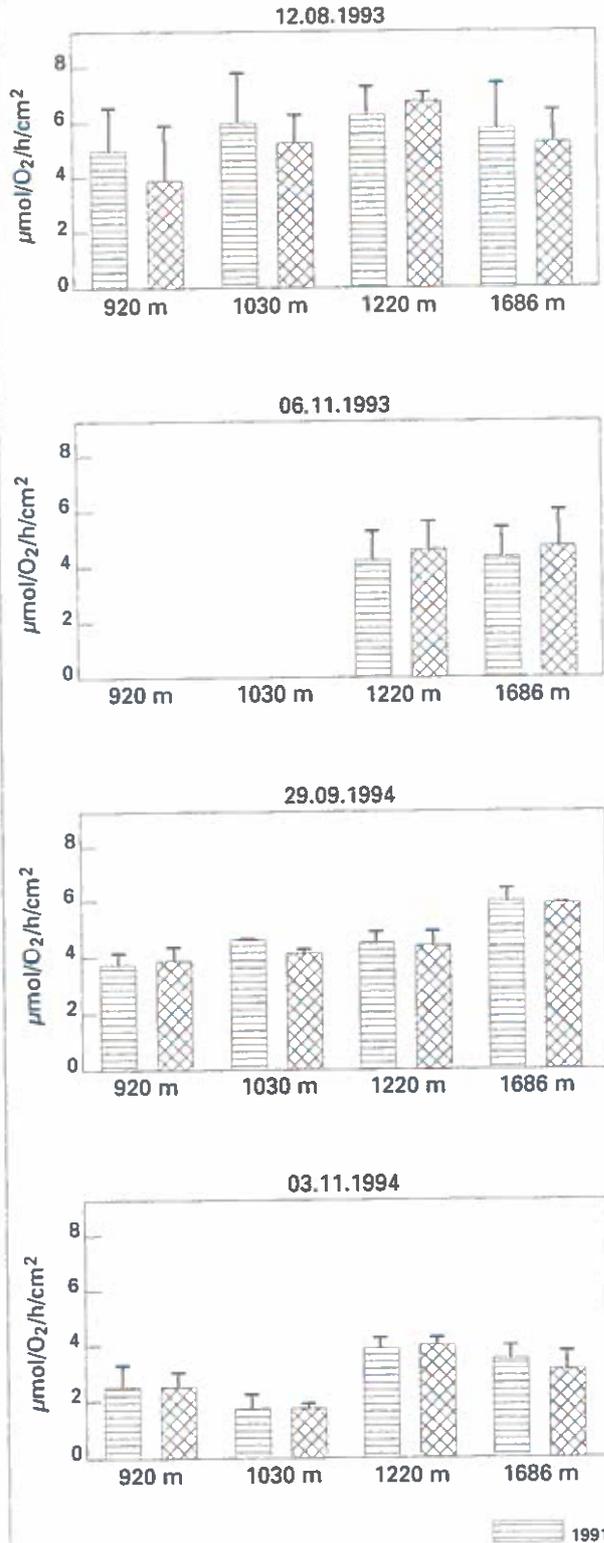
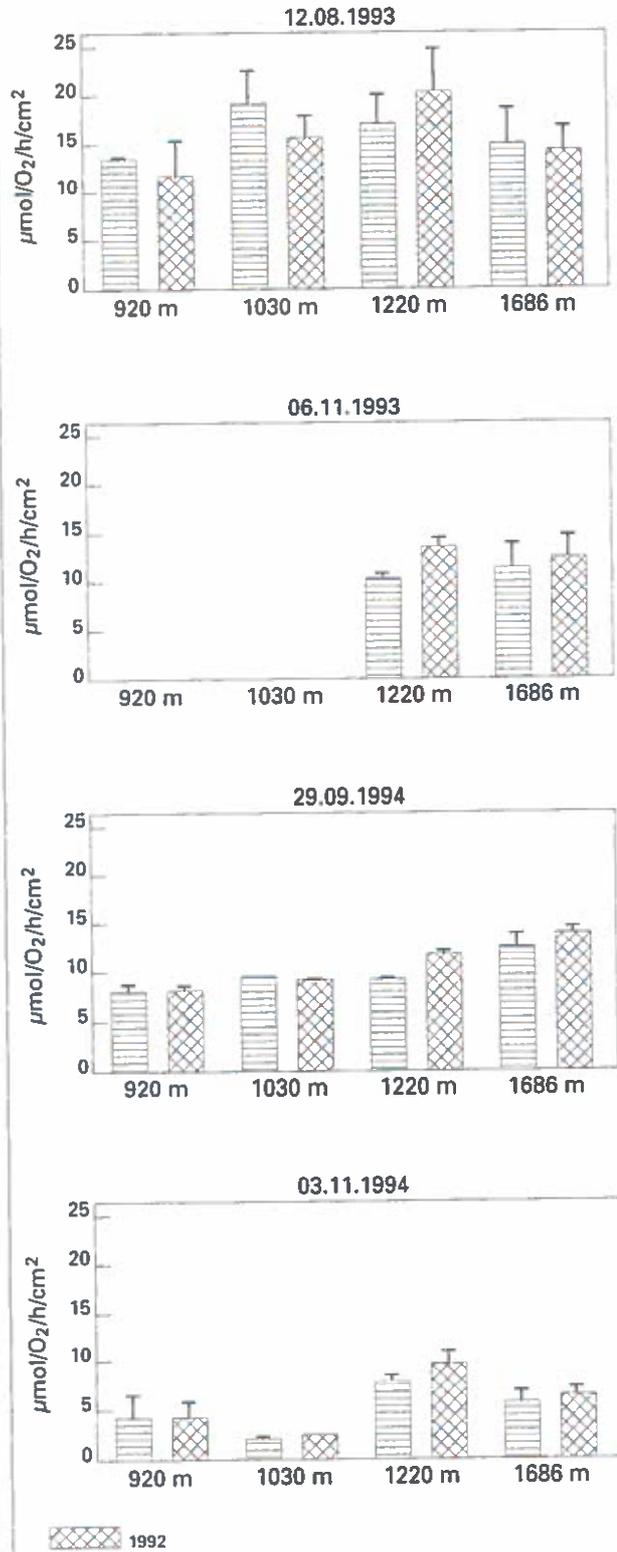


Abb. 5: wie Abb. 4, bei sättigender Belichtung (1500 μMol Photonen).



den Belichtung von 500 μMol Photonen. Hierbei kommt die individuelle Antwort der Bestände auf Licht zum Ausdruck. Im Mai 1993 (Daten nicht dargestellt) beeinflusste der Neuaustrieb die Photosynthese noch nicht; die Meßwerte betragen schon ca. 80 % der Augustraten. Im August waren die Nadeln voll aktiv; jetzt ergab sich ein Höhengradient: Vor allem im Nadeljahrgang 1992 stieg die Photosyntheseaktivität vom Tal bis zur 1220 m - Fläche an; die leichte Reduktion im Gipfelbereich könnte durch lokalen Trockenstreß oder aktuelle Luftbelastungen begründet worden sein. Anfang November führte das schon kühle Klima zu der erwarteten, noch leichten Aktivitätsverringering.

Im Folgejahr lagen die Sauerstoffraten Ende September schon niedriger als im August 1993; dies war sicher ein klimatischer Effekt des heißen, ozonreichen Sommers 1994. Die sich bis zum November 1994 fortsetzende Abnahme kündigte die Winterruhe an. Die Hochlagen, vor allem der Schulterberggipfel, profitierten in der Photosynthese vom herbstlichen Hochdruckwetter.

In Abbildung 5 sind die Sauerstoffraten bei 1500 μMol Photonen gezeigt, einer für die Fichtenphotosynthese sättigenden Bestrahlung. Beim Vergleich mit Abbildung 4 ist auf die geänderte Skalierung zu achten. Prinzipiell gelten die schon für 500 μMol Photonen angegebenen Unterschiede zwischen den Jahreszeiten; es wurde natürlich mehr Sauerstoff produziert, in der Augustprobe 2-3 fach im Vergleich zur niedrigeren Bestrahlung. Auch wurden die Unterschiede zwischen den Höhenstufen nicht ausgeglichen. So ist hier die

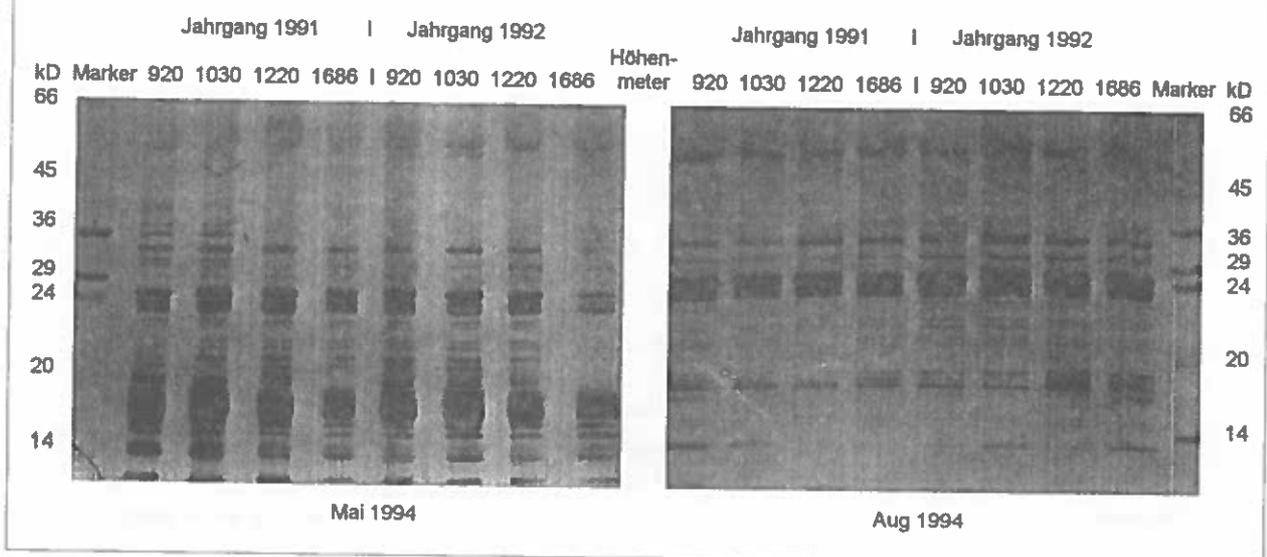
Kapazität der Photosynthese wohl ähnlich zwischen den Standorten, nur die Aktivität unterscheidet sich. Der beschriebene, leichte Höhengradient blieb bestehen. Erstaunlich ist die geringere Photosyntheseaktivität in den Lagen um 920 m und um 1030 m Anfang November 1994. Da die Probestämme keine besonderen Auffälligkeiten in anderen Parametern oder bei der Schadansprache zeigten, kommt hier wahrscheinlich das in Tallagen strengere Spätherbstklima mit zeitweiligen Kälteseen der Luft zum Tragen. Gut erkennbar ist die jahreszeitlich bedingte Verminderung der Photosyntheseleistung: am 29.9.94 ist in allen Höhenstufen bei 500 μMol Photonen etwa die Hälfte der Photosyntheseaktivität bei sättigender Belichtung erreicht worden, die in den Tallagen wiederum nur gut 2/3 der Augustraten aufweist; am 3.11.94 ist in den Fichten der kühleren Tallagen (s.o.) keine Steigerung durch höhere Strahlung mehr möglich gewesen.

3.3 Die Auftrennung der Membranproteine

Es ist bekannt, daß bei nicht stark geschädigten Bäumen eine Baum-zu-Baum Variation im Proteinmuster eines Standortes kaum vorkommt (LÜTZ et al. 1994); deshalb war es erlaubt, pro Fläche Mischproben der Nadeln anzusetzen - natürlich getrennt nach den beiden Nadeljahrgängen. Nadelproben wurden von beiden Nadeljahrgängen (1991 und 1992) im August und November 1993, und im Mai, August und November 1994 für die Analysen eingesetzt. Das Muster

Abb. 6:

Eindimensionale SDS-Gelelektrophorese von isolierten, gereinigten Thylakoiden aus Fichtennadeln (Silberfärbung). Verglichen werden die Beprobungen vom Mai 1994 mit dem August 1994. Für jeden Nadeljahrgang sind Proben aus den vier Höhenstufen aufgetragen. Die Bandenmuster unterscheiden sich vor allem im molekularen Bereich unter 20 kD.



der Trennung war einheitlich; es gab keine absicherbaren Unterschiede zwischen den Flächen oder den beiden vitalen Nadeljährgängen (vgl. Fluoreszenz und Sauerstoffproduktion). Das Bandenmuster, wie es im Schulterbergprofil in mehrfachen Parallelansätzen beobachtet wurde, war sehr ähnlich dem ausführlich dargestellten Thylakoidproteinmuster aus dem Christlumprofil (LUTZ et al. 1994). Wieder trat ein Effekt der jahreszeitlichen Anpassung in der Photosynthese auch

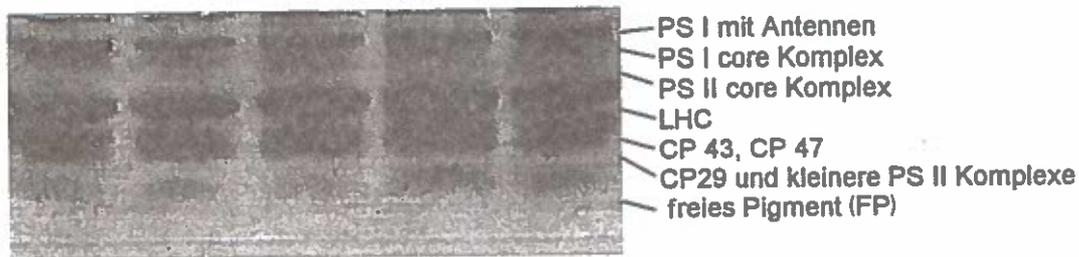
auf Membranebene auf: a) in den Novemberproben scheint eine Anreicherung von höhermolekularen Proteinen vorzukommen; b) der zeitliche Schritt vom Frühjahr zum Hochsommer (Mai 1994 >> August 1994) resultierte in einem Abbau vor allem von Proteinen im Molekulargewichtsbereich von 14 kD zu 20 kD. Dies ist in Abbildung 6 vergleichend dargestellt. Streßsymptome wurden an den Membranproteinen nicht sichtbar.

Abb. 7 oben:

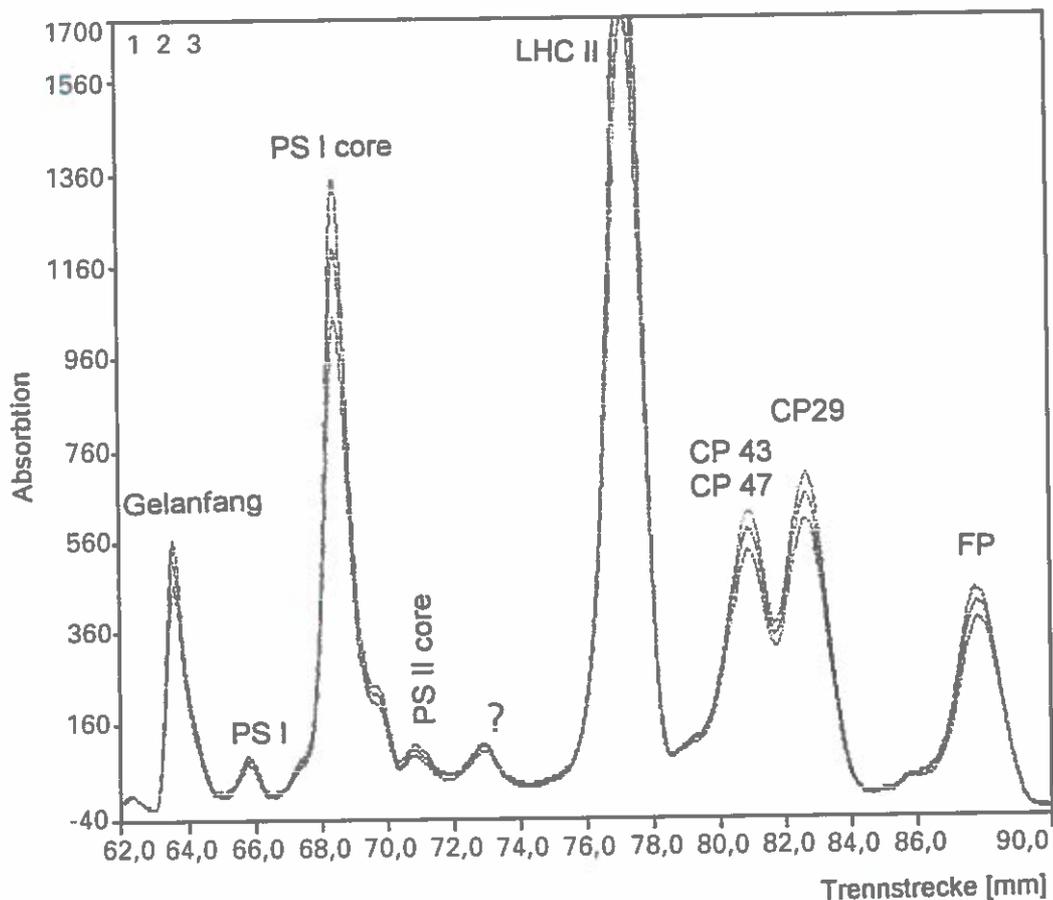
Auftrennung von Photosystem I und II, light harvesting complex (LHC) und small complexes (zu PS II, CP 43,47,29) sowie freies Pigment in der "nativen" Gelelektrophorese.

Abb. 7 unten:

Quantifizierung der Gele im Densitometer bei 675 nm. Die Dreifachbestimmung zeigt die Präzision der Lage der Einzelkomplexe bei der Auftrennung.



Dreifachbestimmung, gemessen bei 675nm



3.4 Beschreibung der Chlorophyll-Protein-Komplexe

Eine bessere Beurteilung der teilweise noch funktionellen Untereinheiten der Photosynthesemembran erlaubt die Analyse der Chlorophyll-Protein-Komplexe. Sie werden durch sorgfältig abgestimmte mild wirkende Detergens-Mischungen aus dem Membrangefüge herausgelöst und stehen zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung. Die einzelnen Reaktionszentren können so aufkonzentriert werden; mögliche Schad- oder Streßwirkungen lassen sich besser erkennen und lokalisieren.

Analytisch wurden die großen Membrankomplexe in der Gelelektrophorese in der Kälte aufgetrennt. Die Abbildung 7 zeigt (obere Darstellung) eine vollständige Zerlegung der Membran in die Untereinheiten der Thylakoidmembran. Im Original sind die Banden verschieden grün gefärbt. Daher lassen sie sich über ein Densitometer bei der Chlorophyll-Hauptabsorption im Rotbereich von 675 nm quantifizieren (Abbildung 7, untere Darstellung). Charakteristische Absorptionsspektren der einzelnen Banden dienen zu ihrer Identifizierung (Abbildung 8). Die Auswertung erfolgte über die Flächenbestimmung der Peaks in den Densitogrammen der grünen Gele. Die Gesamt-

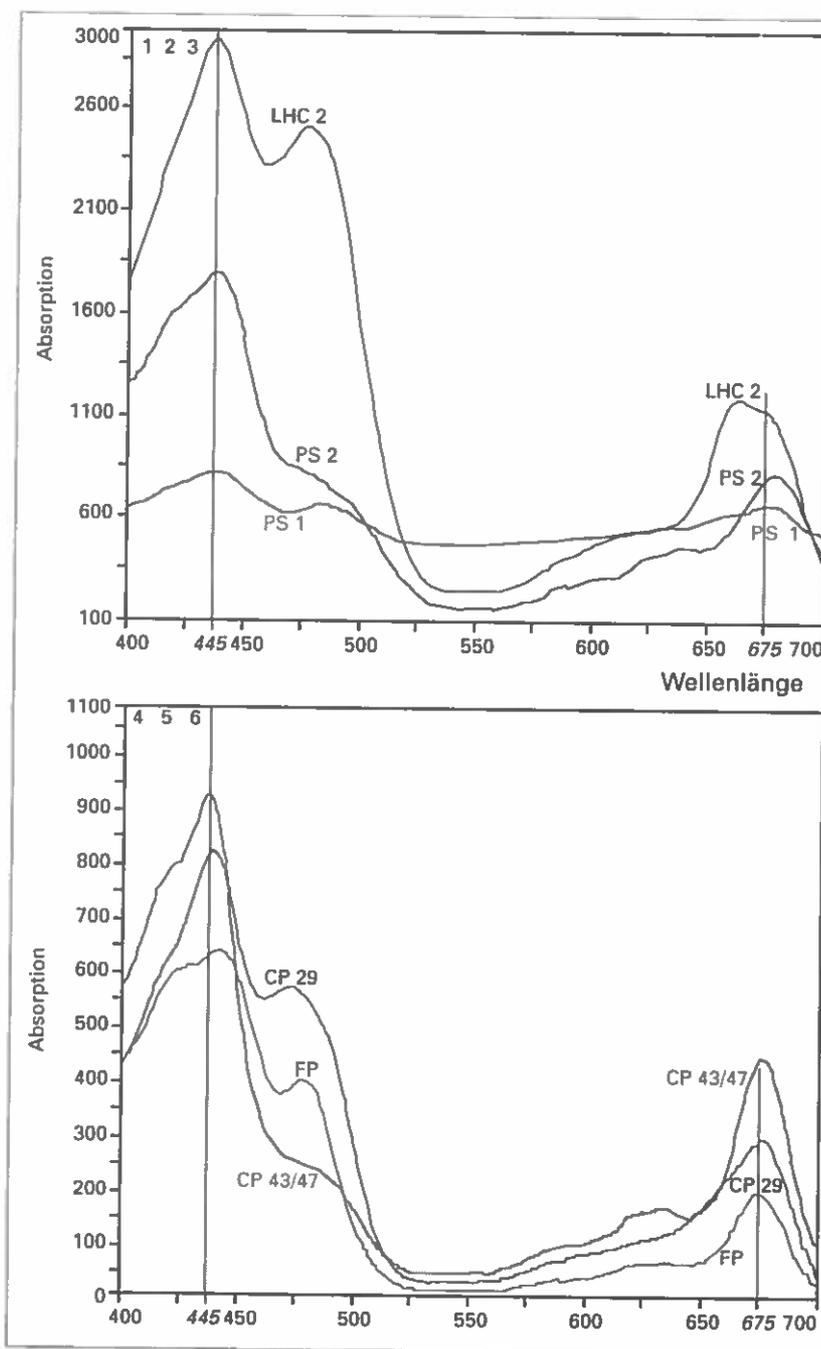


Abb. 8:
Absorptionsspektren der grünen Banden eines nativen Gels (vgl. Abb. 7). Bei 445 nm können Chlorophylle und Carotinoide detektiert werden, bei 675 nm nur die Chlorophylle (wie in Abb. 7). Der Verlauf der Absorptionsspektren dient der Identifizierung der Einzelbanden.

fläche der Peaks entspricht 100 %. Die umfangreichen Meßdaten sind in den Tabellen 1 und 2 wiedergegeben.

Das Reaktionszentrum vom PS II ("PS II core") war immer nur in sehr geringen Mengen zu erfassen und lag dicht am PS I core; dies erklärt, daß hier einige Werte zusammengefaßt sind. Die nachfolgend genannte Analytik mit der "Prep-Cell" hilft hier aber. Unterschiede zwischen den Nadeljährgängen befanden sich innerhalb der normalen Streuung und waren somit nicht erkennbar.

Der Anteil des Lichtsammelkomplexes ("LHC II") stellte immer die intensivste Bande dar; im Mai konnten relative Werte von 42-49 % erreicht werden. Im August (beide Jahre) schwankt der Anteil zwischen 30-40 %, um dann zum November wieder anzusteigen. Dies ist eine Anpassungsreaktion, da sich im Herbst die Strahlungssummen pro Tag verringern und die Pflanze gegenreagiert.

Die sogenannten small complexes ("SC"), die mit dem Kern des Photosystem II verbunden sind, pendelten sich recht konstant bei 25-30 % ein. Die stärk-

sten Schwankungen wurden beim Photosystem I ("PS I + core") beobachtet. Die 20-25 % im August 1993 fielen über den November (16 %) bis zum Mai (8-14 %), um dann im August 1994 wieder bis um 20 % anzusteigen; im November 1994 wurden wieder die Werte vom November 1993 erreicht. Somit reagierte das Photosystem I intensiver als andere Membrankomplexe auf die jahreszeitlichen Einflüsse. Da durch die sinkenden Temperaturen die Gesamtaktivitäten im Chloroplasten reduziert wurden, nahm der Gehalt an Reaktionszentren des Photosystem I mit fortschreitender Jahreszeit ab. Für das Photosystem II war der Effekt nicht sichtbar.

Die Gehalte des freien Pigments ("FP") werden durch den Angriff der Detergentien auf die Membran bestimmt; in der Analytik ist es üblich, diese Prozentanteile möglichst unter 15 % zu halten, um gute Aussagen bei den echten Membrankomplexen treffen zu können.

Ein Höhenstufeneinfluß war nicht absicherbar; selbst die Hochlage "Schulterberg" mit 1686 m wies eine z.B. den beiden untersten Flächen sehr ähnliche Charakteristik des Membranbaues auf.

Tab. 1:
Densitometrische Auswertung der nativen Gele mit %-Flächenanteilen der getrennten Chlorophyll-Protein-Komplexe.
Meßjahr 1993

Mischprobe aus fünf Bäumen / Fläche			675 nm				
Probenahme	Fläche Seehöhe	Jahr- gang	% Fläche der einzelnen Banden				
			1 PSI+core	2 PS II core	3 LHC II	4 SC	5 FP
10./11. August 1993	B7 1686 m	91	21,3	4,6	34,0	29,5	7,1
		92	24,2	1,3	34,4	32,3	7,3
	9 1220 m	91	24,4	2,7	32,4	24,1	7,2
		92	21,1	1,1	32,5	28,4	8,1
	10 1030 m	90	28,4		33,7	29,9	7,2
		91	23,8	3,6	34,1	29,3	6,7
	B8 920 m	92	22,6	1,2	30,1	26,6	5,8
		91	26,4	0,4	31,6	25,6	7,9
		92	22,7	2,1	33,5	30,7	7,0
	28. September 1993	B7 1686 m	92	19,3		42,4	29,5
9 1220 m		92	17,6	2,0	42,8	31,7	7,0
10 1030 m		92	21,1		41,9	28,9	8,0
B8 920 m		92	19,6	3,3	40,0	31,4	8,7
3. November 1993	B7 1686 m	91	16,9		45,4	30,0	7,7
		92	15,5		45,0	29,4	9,0
	9 1220 m	91	16,8	0,6	42,6	31,1	9,3
		92	17,2		39,7	33,8	9,3

Tab. 2:
Densitometrische Auswertung der nativen Gele mit %-Flächenanteilen der getrennten Chlorophyll-Protein-Komplexe.
Meßjahr 1994

Mischprobe aus fünf Bäumen / Fläche			675 nm				
Probenahme	Fläche Seehöhe	Jahr- gang	% Fläche der einzelnen Banden				
			1 PSI+core	2 PS II core	3 LHC II	4 SC	5 FP
5./18. Mai 1994	B7 1686 m	91	8,3	2,5	44,7	29,7	6,8
		92	11,0	4,1	49,6	28,9	6,4
	9 1220 m	91	13,6	3,0	42,7	26,4	7,0
		92	14,6	4,2	43,3	29,3	5,7
	10 1030 m	91	12,3	4,4	43,1	24,6	7,8
		92	10,6	4,4	44,7	32,9	4,8
	B8 920 m	91	9,0	5,0	45,5	35,4	9,7
		92	8,6	6,3	49,3	28,3	7,1
9./10. August 1994	B7 1686 m	91	21,9		36,0	28,7	9,8
		92	18,3	0,8	40,7	30,7	9,1
	9 1220 m	91	13,6	3,6	36,9	29,6	11,4
		92	14,7	4,1	34,7	30,0	11,6
	10 1030 m	91	19,9		36,1	29,6	10,7
		92	24,7		39,1	25,9	10,0
	B8 920 m	91	20,6		40,2	30,9	10,6
		92	21,2		38,7	33,5	8,6
3./4. November 1994	B7 1686 m	91	15,6	0,9	40,1	25,8	4,5
		92	15,2	2,7	37,3	26,3	5,5
	9 1220 m	91	11,2	6,4	34,3	25,6	12,5
		92	12,7	5,8	39,7	19,2	11,3
	10 1030 m	91	15,1	0,9	36,6	27,1	3,9
		92	16,5	6,3	36,3	21,9	5,9
	B8 920 m	91	24,3	1,1	38,0	23,4	6,0
		92	14,9	2,0	36,2	23,3	6,4

3.5 Charakterisierung von Membranuntereinheiten

Die im vorigen Abschnitt erläuterte Methode geht schnell und ist oft wegen ihrer sauberen elektrophoretischen und spektralen Analytik die Methode der Wahl. Für die Erfassung der inneren Zusammensetzung einzelner Membrankomplexe müssen diese präparativ aufbereitet werden. Hierzu lagen für Blattanalysen bei Bäumen noch keine Erfahrungen vor.

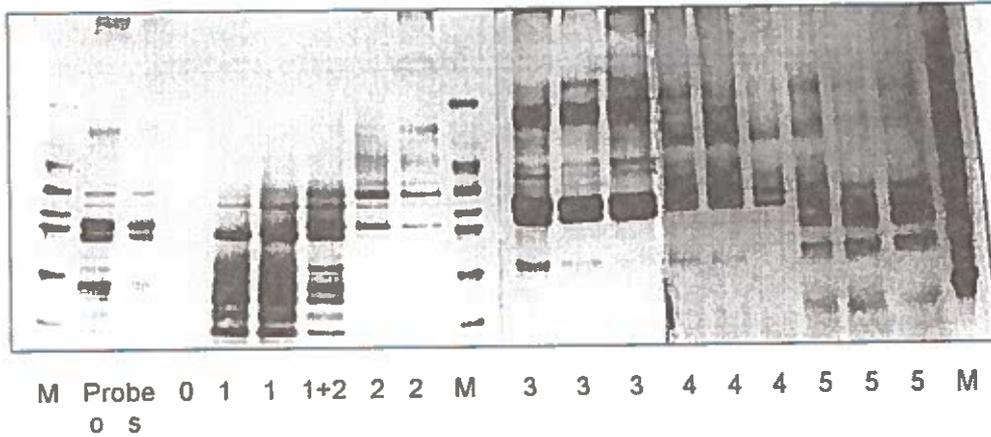
Mit der "Prep-Cell" lassen sich über ein ähnliches Gelsystem wie bei den "Grünen Gelen" die Chlorophyll-Protein-Komplexe erhalten. Sie stehen in gelöster, allerdings verdünnter Form weiteren analytischen Methoden zur Verfügung. Die Optimierung dieses Verfahrens gelang so, daß sich in den erhaltenen Einzelfractionen über nachfolgende HPLC sogar die Pigmentausrüstung erfassen läßt. Das Verfahren

konnte für die Probennahmen im Jahre 1994 voll eingesetzt werden. In Abbildung 8 wird beispielhaft das Muster der Thylakoid-Membranproteine in einzelnen eluierten Fractionen gezeigt, zum Vergleich ist links die Originalprobe wiedergegeben.

Peak 1 enthält die freien Pigmente sowie leicht an die Membran assoziierte Proteine (z.B. aus der Wasserspaltung), Peak 2 die small complexes vom PS II, Peak 3 birgt verschiedene oligomere Formen des light harvesting complexes, Peak 4 enthält den LHC vom PS II, und in Peak 5 findet sich vorwiegend PS II-Reaktionszentrum. Im Gegensatz zu den "Grünen Gelen" kann hier das Reaktionszentrum vom Photosystem I nicht getrennt werden; dieser Komplex ist zu groß, um in einer vernünftigen Zeit die Gelsäule zu durchwandern, ohne dabei stark verändert zu werden.

Abb. 9:

Analytische SDS-Gelelektrophorese nach Silberfärbung von Fraktionen aus der "Prep-Cell" zur Isolierung von CPK. M = Molekulargewichtsmarker (66-14 kD); Probe = Thylakoidmembranen vor der Prep-Cell Trennung, o = Membranen direkt in SDS gelöst, s = im Detergensgemisch solubilisierte Probe vor Auftrag auf die Prep-Cell; 0 = Ionenfront, enthält keine Proteine; 1-5 = Peakfraktionen.



Tab. 3:

Maxima der Hauptabsorptionen der Photometerspektren der fünf Prep-Cell Fraktionen sowie der Originalprobe (vgl. Abb. 10). Dargestellt sind Daten des Nadeljahrgangs 1992

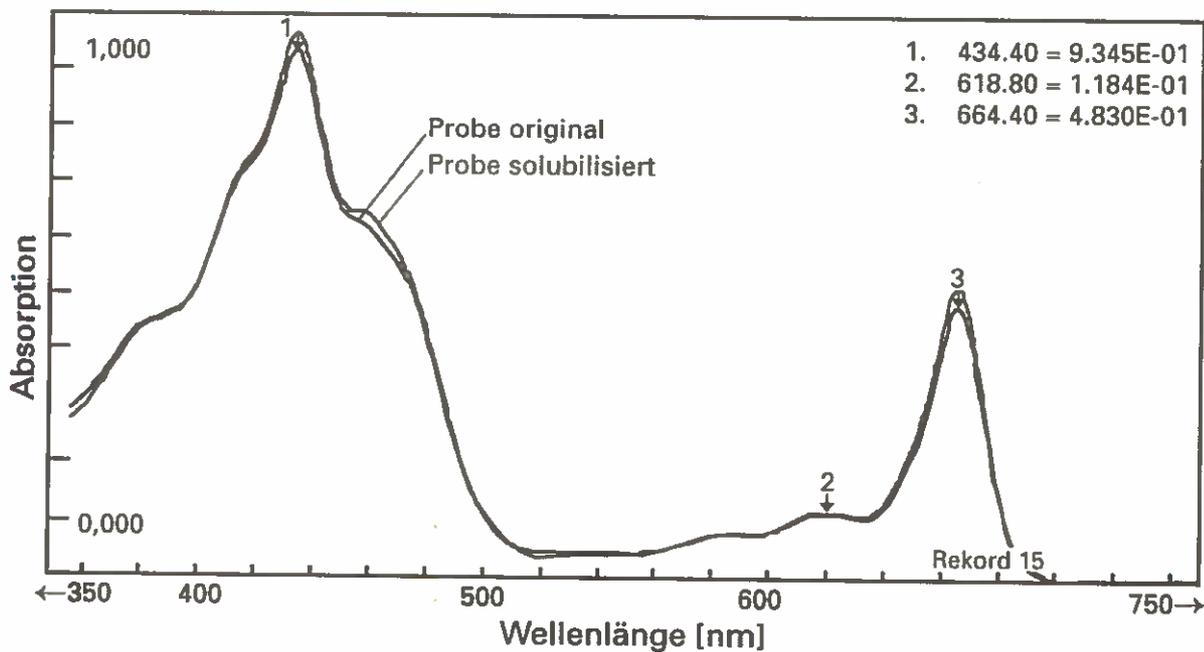
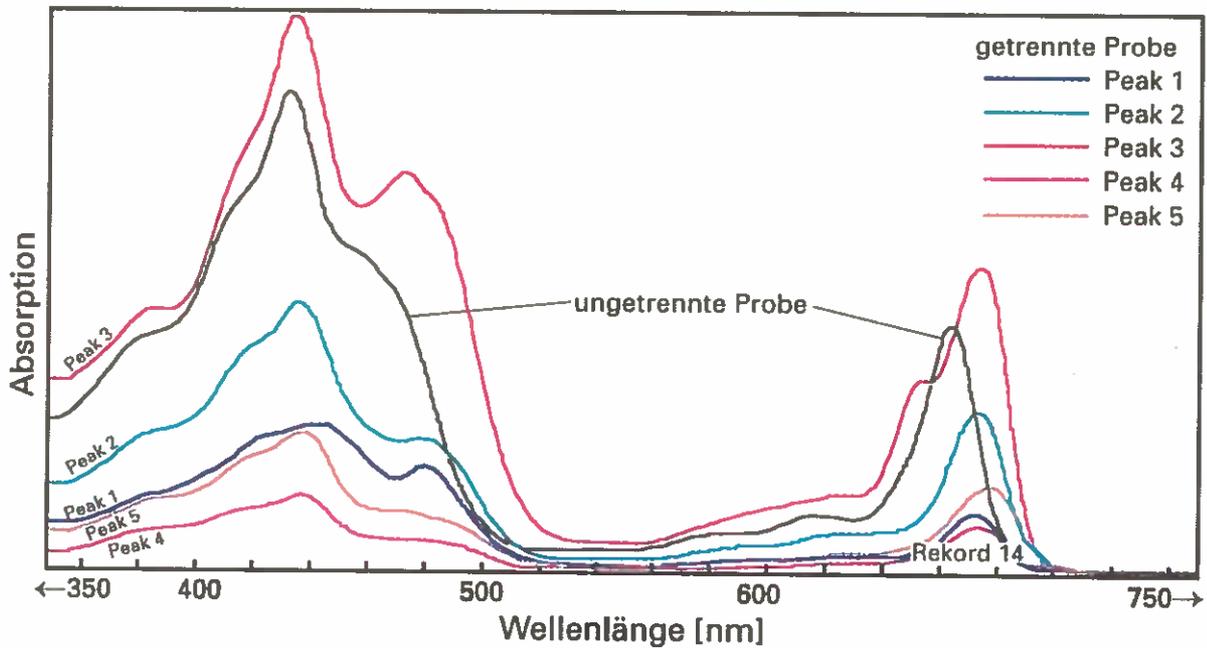
Jahrgang 1992		Peak 1					Peak 2				
August 1994	Probefläche B7 (920 m)	428	444	480		672	419	387	481		674
August 1994	Probefläche 9 (1030 m)	428	444	480		672	422	438	479		674
August 1994	Probefläche 10 (1220 m)	427	443	480		672	419	427	484		675
August 1994	Probefläche B8 (1686 m)	426	444	480		672	420	437	484		674
Mai	Probefläche 9 (1030 m)	428	438	480		672	421	438	480		673
September	Probefläche 9 (1030 m)	428	443	480		672	420	438	479		674
November	Probefläche 9 (1030 m)	423	438	480		672	422	438	477		673
		Peak 3					Peak 4				
August 1994	Probefläche B7 (920 m)	416	436	479	654	674	419	437	488		674
August 1994	Probefläche 9 (1030 m)	417	437	473	655	674	421	437			673
August 1994	Probefläche 10 (1220 m)	416	437	473	655	674	421	438			674
August 1994	Probefläche B8 (1686 m)	416	437	473	654	674	421	437			674
Mai	Probefläche 9 (1030 m)	418	437	474	654	674	420	438	472		674
September	Probefläche 9 (1030 m)	418	437	472	654	674	422	438	486		673
November	Probefläche 9 (1030 m)	419	438	473	655	674	420	439	471		673
		Peak 5					Originalprobe				
August 1994	Probefläche B7 (920 m)	419	438	473		677	417	434	458		664
August 1994	Probefläche 9 (1030 m)	420	438	474		675	417	434	459		664
August 1994	Probefläche 10 (1220 m)	421	438			674	416	434	460		664
August 1994	Probefläche B8 (1686 m)	421	438			678	415	434	462		664
Mai	Probefläche 9 (1030 m)	420	438	471		677	416	434	456		664
September	Probefläche 9 (1030 m)	422	438			675	416	434	458		664
November	Probefläche 9 (1030 m)	419	438	473		673	416	434	458		664

Abb. 10 oben:

im Vergleich zur solubilisierten Probe sind die Absorptionsspektren der aufgefangenen fünf Hauptfraktionen aus der Prep-Cell aufgetragen. Stellvertretend sind Fichtenpräparate vom November 1994, NJ 1992, der 1030 m-Fläche gezeigt. Messungen im Aminco DW 2000 Photometer.

Abb. 10 unten:

Vergleich der Absorptionsspektren isolierter, nicht gelöster Thylakoide mit einer in Detergensmischung solubilisierter Probe: sie sind nahezu deckungsgleich.

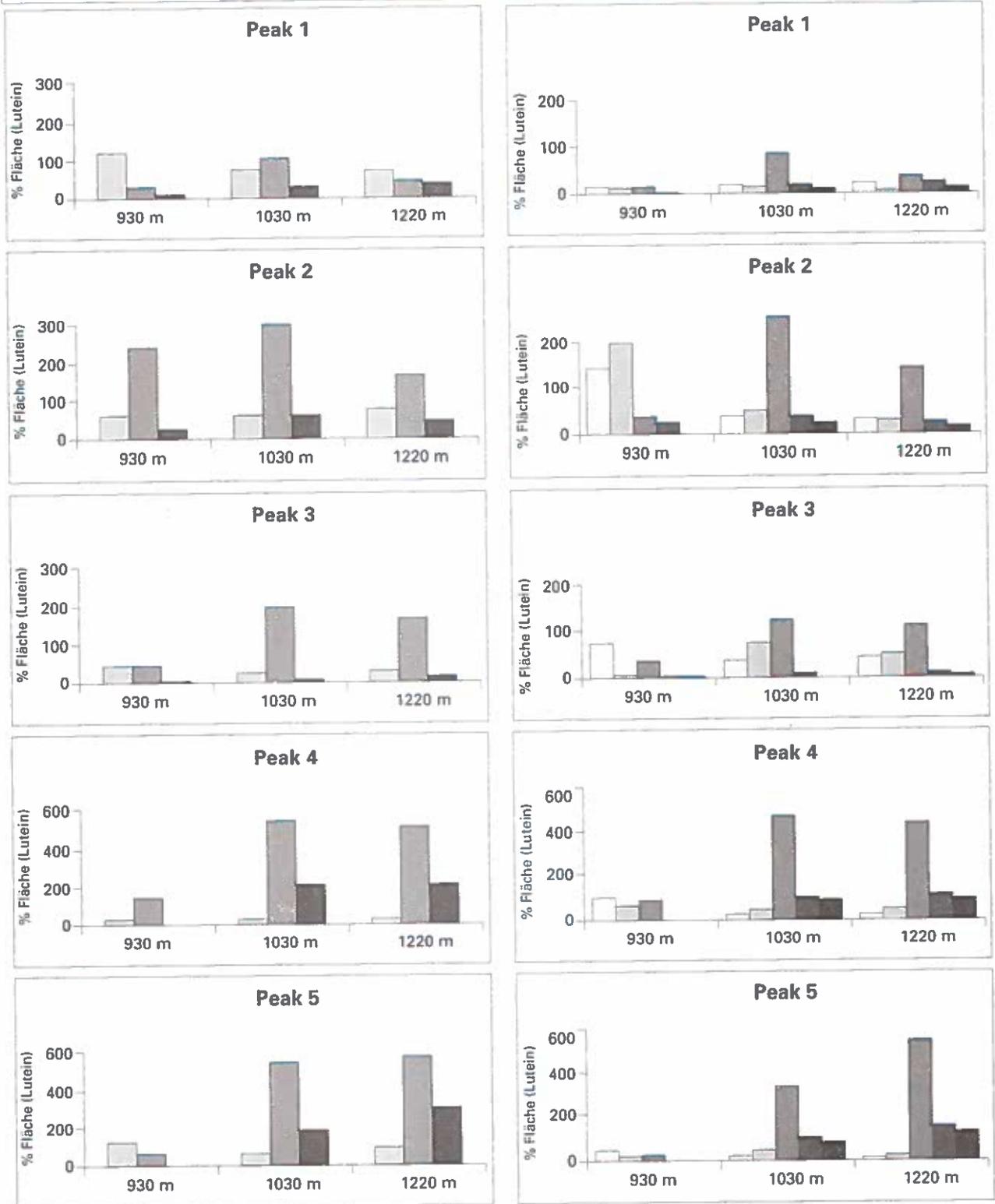


Die in Abbildung 9 gezeigte SDS - Gelelektrophorese der Prep-Cell Eluate steht stellvertretend für alle Präparationen. Es wurden in den verschiedenen Versuchsansätzen keine deutlichen Unterschiede in den Proteinbanden der Einzelfraktionen gefunden. Dieses Ergebnis belegt die Stabilität der Proteine in der Membran, und damit auch die der Membran selbst.

Umwelteinflüsse jeglicher Art verändern leichter die Moleküle in Membranen oder im Cytosol, die keine - oder nur zu einem gewissen Anteil - "Baustein" - Funktion haben wie freie Aminosäuren, einige Antioxidantien, oder viele Pigmente in der Photosynthesemembran. Aus diesem Grunde wurden in den Fraktionen der Prep-Cell auch die Pigmentgehalte über

Abb. 11 (links), 12 (rechts):

Relative Pigmentzusammensetzung der fünf Prep-Cell-Fractionen nach Trennung über HPLC, bezogen auf Lutein = 100 %.
 Ges. X-Zykl. = Gesamt-Xanthophyll-Zyklus-Pigmente; Ges. -Chl = Chlorophylle a+b; Ges. -Car = Gesamtcarotine;
 Neo = Neoxanthin; α -Car = α -Carotin; β -Car = β -Carotin.



August 1994

August 1994

Ges. X-Zykl.
 Ges. -Chl
 Ges. -Car
 Neo
 Chl b
 Chl a
 α -Car
 β -Car

Spektroskopie verglichen und teilweise über HPLC quantifiziert.

In Abbildung 10 sind die Absorptionsspektren einer Thylakoidsuspension ("Probe original") mit solubilisierten Thylakoiden als Auftrag auf die Prep-Cell ("Probe solubilisiert") verglichen. Es zeigte sich, daß der chemische Eingriff durch die Detergenzmischung so mild war, daß das Gesamtspektrum sich fast nicht ändert. Dies deckt sich mit dem Vergleich der in SDS gelösten Thylakoide, wie in Abbildung 9 gezeigt ist. Typische Absorptionsspektren der isolierten fünf Hauptfraktionen werden in Abbildung 10 einer ungetrennten Probe gegenübergestellt. Diese Absorptionsspektren dienten auch der Identifizierung der Fraktionen. So ist Peak 3 als LHC-Komplex durch seinen relativ hohen Chlorophyll b Gehalt leicht zu erkennen: im Rotbereich des Spektrums hat Peak 3 eine deutliche Absorptionsschulter bei etwa 654 nm. In der Tabelle 3 sind die Veränderungen als Werte der Absorptionsmaxima im Blau- und Rotbereich des Spektrums zusammengestellt. Der okulare Vergleich zeigte, daß das Wachstum der Bäume in verschiedenen Höhenstufen beim Vergleich an *einem* Termin keinerlei Unterschiede in den Absorptionseigenschaften der wichtigsten Membrankomplexe oder der Originalprobe aufweist.

Stellvertretend für die anderen Probeflächen ist ein Jahreszeitengradient für die Isolate von Bäumen der Fläche 9 (1030 m) angegeben (Tabelle 3). Die ungetrennte Probe zeigte keine Änderungen zwischen Mai und September; jahreszeitlich - klimatische Einflüsse wurden erst bei der Prep-Cell Analyse sichtbar: zwar veränderten sich der große LHC (Peak 3) und die "small complexes" von PS II nicht, doch gab es klare Änderungen in den Komponenten des Reaktionszentrums von PS II (Peaks 4 und 5), was sich auch in Verschiebungen des Pools leicht abspaltbarer freier Pigmente widerspiegelte (Peak 1). Die Veränderungen traten nur im Blaubereich auf, daher muß es sich um Verschiebungen bei den Carotinoiden handeln. Hier wird deutlich, daß die Absorptionsanalyse eines nicht aufgetrennten Membranextraktes ("Originalprobe") diese Informationen nicht liefern kann.

Die getrennten, solubilisierten Komplexe erlaubten die Untersuchung der individuellen Pigmentgehalte über HPLC. Die Pigmentwerte ließen sich nicht in absoluten Mengen ausdrücken, da PS I durch seine Molekülgröße im Gel zurückblieb und sinnvollerweise auch nur die Hauptfraktionen im Bereich der Peakmaxima aufgefangen wurden.

Bei den früheren Arbeiten zur Pigmentausrüstung von Fichten (SENSER et al. 1990, LÜTZ 1991, MIKKELSEN

et al. 1995) erwies sich das Carotinoid *Lutein*, das den Hauptanteil der Plastidencarotinoide stellt, als relativ unempfindlich gegenüber Wirkungen durch klimatische Schwankungen oder Luftbelastungen auf die Fichten. Daher wurden die Pigmentwerte auf %-Fläche des in den Fraktionen analysierten Luteins bezogen, auch muß bei der Beurteilung die erforderliche unterschiedliche Skalierung berücksichtigt werden. In Abbildung 11 sind die relativen Verteilungen aller Xanthophyll-Zyklus-Pigmente, der Gesamtchlorophylle und der Summe der Carotine dargestellt. Abbildung 12 erläutert die Gehaltsverteilungen von Einzelpigmenten: vom Neoxanthin, den Chlorophyllen a und b, vom α -Carotin und vom β -Carotin. Es soll hier nicht auf die spezifische Lokalisation von Pigmenten in einzelnen Fraktionen eingegangen werden; sie ist selbst bei krautigen Pflanzen in isolierten CPK nur in sehr weitem Rahmen einheitlich. Auch sind die CPK bei der Fichte hier erstmals bearbeitet worden, und die Veränderungen über die Höhenlage der Probebäume sind für die Standortproblematik eher von Bedeutung. Eine jahreszeitliche Analyse (Mai, September, November 1994) wurde zwar durchgeführt, aber die Schwankungen der Daten aufgrund zu geringer Probenmengen für Wiederholungen erlaubten keine eindeutigen Aussagen. Hier wird auf die weiter oben genannten Spektralanalysen und die Auswertung der "Grünen Gele" verwiesen.

Die Xanthophyll-Zykluspigmente akkumulierten vorzugsweise in den Peaks 1,2, und 5. Es ist unerwartet, daß sie eher bei 930 m als bei 1220 m angereichert sind, da ihre Gehalte meist mit der Seehöhe ansteigen (BERGWEILER 1987; LÜTZ 1988, 1991). Der Erwartung nach sollten auch im LHC und im PS II (Peaks 3-5) bei 930 m vergleichbare Chlorophyllmengen wie an den anderen Standorten vorliegen. Ihre Reduktion in Proben vom Mühleggerköpfl ist z.Zt. nicht erklärbar. Wie Abbildung 12 beweist, wird vor allem Chlorophyll a auf der Fläche bei 930 m reduziert. Hier ist Neoxanthin allerdings intensiver, bei den "small complexes" (Peak 2) begleitet von erhöhtem Chlorophyll b. Die relativ niedrigen "% Fläche Lutein"-Werte aller Pigmente in der Hauptfraktion der Prep-Cell, der Fraktion 3, erklärt sich daraus, daß Lutein hier über 50 % der Gesamtcarotinoide stellte.- Die beiden Carotine liegen im Thylakoid ausschließlich in den Reaktionszentren von PS I und PS II vor, daher war ihre Lokalisation zusammen zu 200 % der Menge des Luteins in den Peaks 4 und 5 erwartungsgemäß (zum Vergleich: Peak 2 mit Teilen vom PS II trug ca. 50 % bezogen auf Lutein). Aber auch hier wichen die Daten der 930 m - Fläche ab: die Gehalte lagen bei Peak 4

und 5 unter ca. 20 % vom Lutein und sind daher in der Graphik nicht sichtbar. Auffällig ist somit nur der Standort Mühleggerköpfl.

Für die Pigmentanalysen stand von den Schulterberg-Proben durch Bearbeitung der anderen Parameter nicht mehr hinreichend Material zur Verfügung.

4. Diskussion

Die Ergebnisse der Waldschadensinventuren der letzten Jahre in Deutschland (ANONYMUS 1991) und in Österreich (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1991) zeigten vor allem, daß das Ökosystem Bergwald nachhaltig geschädigt ist. Als Folge drohen Beeinträchtigungen der Schutzwaldfunktion und des Erholungscharakters für den Menschen. Im Vergleich zu Mittelgebirgen ist der klimatische und auch bodenbürtige Streß in alpinen Gebirgswäldern besonders ausgeprägt. Auch wird in den nächsten Jahrzehnten mit Belastungen durch den Tourismus, durch Anstiege in den Ozon- und CO₂-Gehalten der Luft sowie durch längere Trockenperioden zu rechnen sein. Das Wissen, inwieweit der Stoffwechsel der Bäume durch Klima, natürliche und anthropogene Stressoren sowie durch die Höhenlage des Standortes beeinflusst wird, ist die Basis für prognostische Aussagen über die Gefährdungen alpiner Waldökosysteme. Forschungsansätze im Stile des Achenkirch-Forschungsverbundes (HERMAN 1992, SMIDT et al. 1994), der vorangegangenen Studie im Zillertal (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989) oder am Wank in den Bayerischen Kalkalpen (LÜTZ 1991, LIU et al. 1995) sollen helfen, forstliche Entscheidungen im Bereich der Schutzwald- und Hochlagenproblematik zu unterstützen. Ferner wird die Dynamik solcher Ökosysteme erfaßt und die noch mäßige Kenntnis über die Ökophysiologie der Bäume an Gebirgsstandorten verbessert.

Ökophysiologische Untersuchungen zur Photosynthese von Fichten im Raum Achenkirch wurden ab 1991 in vergleichbarer Weise wie im vorliegenden Projekt durchgeführt (LÜTZ et al. 1994, LÜTZ & DODELL 1995). Es wurde das Christlumprofil bearbeitet, zusätzlich wurden noch Fichten vom Schulterberggipfel hinzugenommen. Die Fichten vom Schulterberggipfel wurden somit im Zeitraum Sommer 1991 bis November 1994 beprobt.

In mehreren der untersuchten Parameter decken sich die Aussagen aus den vorangegangenen Arbeiten im Christlumprofil und am Schulterberggipfel mit

den im vorliegenden Projekt gewonnenen Ergebnissen. So ist das Muster der Gesamtproteine der Thylakoide vergleichbar, und es gibt keine Hinweise auf krankhaft verändertes Auftreten oder Fehlen von Proteinen. Hingegen konnte auch bei den Schulterberg-Fichten bestätigt werden, daß bei der Umstellung vom Winter- auf den Sommerzustand eine Reduktion niedermolekularer Proteine erfolgt. Diese Beobachtung deckt sich mit der relativen Abnahme vom LHC II in der CPK-Analyse. Die Prep-Cell Analyse ergab hier auch Änderungen in den PS II Komponenten und im freien Pigmentpool. Die meisten der aufgetrennten Membranproteine sind essentielle Bausteine der Photosynthesemembran. Ihre Stabilität trotz unterschiedlichen Standortklimas und trotz der genetischen Vielfalt der Fichten ist Voraussetzung für die lebenswichtige Funktion der Photosynthese.

Ebenso sind die primären photochemischen Aktivitäten des PS II, bestimmt über die Chlorophyll-Fluoreszenz, von 1991 bis 1994 vergleichbar. Da direkt am Standort gemessen wurde, spiegelt sich in den Messungen die aktuelle, durch Umgebungsbedingungen und Gesamtviitalität gesteuerte Aktivität wider. So ließen sich die jahreszeitlichen Klimaschwankungen gut verfolgen; auch wurde wieder belegt, daß die 1686 m - Hochlage reduzierte photochemische Aktivitäten besitzt. Im sonnenreichen, ozonbelasteten Jahr 1994 lagen die Aktivitäten der Maiprobe (ausschließlich der Tallage von 920 m) meist signifikant unter denen der anderen Beprobungstermine; dies könnte durchaus ein Anzeichen der photooxidativen Belastung sein.

Auch die Gesamtphotosynthese bestätigte mit ihren zeit- und höhenabhängigen Änderungen die am Christlumprofil und am Schulterberggipfel schon gewonnenen Daten. Die leicht geschwächte Sauerstoffproduktion in 1686 m Höhe wurde nun im vierten Jahr gemessen und könnte langfristig zu einer Wachstumsminde rung oder Resistenzschwächung führen. Neben diesem Standort bietet das Mühleggerköpfl kein einheitliches Bild. Teils sind die untersuchten Parameter unauffällig (Chlorophyllfluoreszenz, Proteine), teils sind deutliche Abweichungen von erwarteten Trends da (vor allem CPK-Pigmente). Die Gründe könnten in besonderen kleinklimatischen Bedingungen an der Talsohle liegen (Inversionswetterlagen), die vielleicht auch verkehrsbedingte Einflüsse tragen (der Grenzübergang ist in der Nähe). Die im Versuchszeitraum 2-4 Jahre alten, ausgereiften Fichtennadeln sind vergleichbar und zeigten noch keine Alterungseffekte.

Wenn auch die Fichte als mäßig ozonempfindlich gilt (FOHRER et al. 1990, SMIDT et al. 1991, WIESER & HA-

VRANEK 1994), so sind doch deutliche Effekte längerer Ozonbelastung auch bei dieser Baumart offensichtlich: LIU et al. (1995) berichten von dem Abwurf grüner Nadeln, d.h. dringend benötigtem Gewebe, bei höheren, häufig vorkommenden Ozonkonzentrationen in den Hochlagen des Bergwaldes am Wank bei Garmisch; hierbei spielen auch die Bodentrockenheit und die mangelnde Ernährung mit N und vor allem mit P eine beeinflussende Rolle. In vergleichbarer Höhenstufe konnten dort Vergilbungen beobachtet werden, denen Pigment- und Photosyntheseänderungen zugrunde lagen, die in Phytotron-Experimenten durch Ozonbelastungen von Jungfichten auftraten (STEIGER 1990, LÜTZ 1991, BARNES et al. 1995). Nur über präzise Umweltsimulation im GSF-Phytotron konnte auch nachgewiesen werden, daß Ozon noch bis zu zwei Jahren nach Beendigung der Ozonbelastung mit 80 ppb bzw. 100 ppb Spätschäden zeigte: so stieg die Rate der Chromosomenschäden in den Wurzelspitzen signifikant hoch (MÜLLER et al. 1994, 1996). Pigmentreduktionen, verbunden mit dem typischen "mottling" der Nadeln, traten ebenso auf wie verminderte Photosyntheseraten (STEIGER 1990, LANGEBAEDEL et al. 1996). Diese erst durch langfristige Beobachtungen erkannten Schwächungen der Fichte müssen bedacht werden, vor allem, da sich immer mehr herausstellt, daß Ozon in Konzentrationen über 60 ppb bei günstiger Wetterlage in Höhen von 1200 m bis etwa 3000 m tagelang vorherrschen kann (SMIDT & GÄBLER 1995, SMIDT 1993). Dabei werden die AOT 40 Belastungswerte für Bäume (Critical Levels, UN-ECE 1994) häufig überschritten. Diese Befürchtungen werden deutlich unterstützt durch die umfangreichen Untersuchungen von BERMADINGER-STABENTHEINER (1995) an den gleichen Bäumen im Höhenprofil zum antioxidativen Schutzsystem der Fichten. Auch hier weisen die Messungen von Enzymen des antioxidativen Stoffwechsels sowie von Ascorbat klar auf Luftbelastungen in den oberen Höhenlagen hin. In ähnlicher Weise belegen SCHMIEDEN & WILD (1995) die Mitbeteiligung von Ozon beim Auftreten von Waldschäden.

In dieser Untersuchung mit einer verschiedenen Ebenen beleuchtenden Methodik wurden keine deutlichen Schäden an den untersuchten Baumbeständen sichtbar. Diese Beobachtung wird durch die Kronenansprachen bestätigt, die im Schulterbergprofil vergleichsweise geringe Kronenverlichtungen angibt (KREHAN & TOMICZEK 1992); auch die "montane Vergilbung", typisch für Magnesiummangelstandorte, tritt nicht auf; die Mg- und K-Versorgung ist ausreichend, schwach ist sie dagegen mit P und vor allem mit N (HERMAN 1995). Saisonale und höhenabhängige Einflüsse sind nachzu-

weisen. Die Veränderungen einiger Komponenten des Photosyntheseapparates von Fichten vom Mühleggerköpfl sind vorläufig noch nicht erklärbar. Die leichte, über vier Jahre beobachtete Schwächung der Photosynthese der Fichten im Schulterberg-Gipfelbereich weist jedoch deutlich auf ein Zusammenwirken von härterem Klima mit Photooxidantien (Leitsubstanz Ozon) hin.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft für die Projektförderung, und Frau Dipl. Ing. Dr. F. HERMAN und ihren Kollegen von der FBVA Wien für die hervorragende Leitung des Achenkirch-Projektes. Den Herrn F. PETER und A. PURDE (GSF) danken wir für ihre Mithilfe bei Photosynthesemessungen und Datenverarbeitung.

Literatur

- ALLEN K.D. & STAEHELIN L.A. 1991: Resolution of 16 to 20 chlorophyll-protein-complexes using a low ionic strength native gel system. *Anal. Biochem.* 194, 214-222.
- ANONYMUS 1991: *Waldzustandsbericht des Bundes 1991*. Bonn. Bundesminist. für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- BARNES J. D., PFIRRMANN T., STEINER K., LÜTZ C., BUSCH U., KUCHENHOFF H., & PAYER H. D. 1995: Effects of elevated CO₂, elevated O₃ and potassium deficiency on Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.): Seasonal changes in photosynthesis and non-structural carbohydrate content. *Plant, Cell, Environ.*, 18, 1345-1357.
- BERGWEILER P. 1987: *Charakterisierung von Bau und Funktion der Photosynthesemembranen ausgewählter Pflanzen unter den Extrembedingungen des Hochgebirges*. Dissertation, Univ. Köln.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1995: *Stress-physiological investigations on spruce trees (*Picea abies* L. Karst) from the "Achenkirch Altitude Profile"*. *Phyton* 34 (3), 97-112.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. (ed.) 1989: *Stressphysiologische Ökosystemforschung. Höhenprofile Zillertal*. *Phyton* 29 (3), 1-302.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. & LECHNER E. 1988: *Temperature and light dependent modifications of chlorophyll fluorescence kinetics in spruce needles during winter*. *Photosynth. Res.* 18, 287-298.
- DELIEU T. & WALKER D. 1981: *Polarographic measurement of photosynthetic oxygen evolution by leaf discs*. *New Phytol.* 89, 165-178.
- FÖRSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1991: *Zusammenfassende Darstellung der Waldzustandsinventur*. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Bd. 166.
- FÖHRER G., DUNKL M., KNOPPIK D., SELINGER H., BLANK L., PAYER H. & LANGE O. 1990: *Effects of low level long term ozone fumigation and acid mist on photosynthesis and stomata of clonal norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst)*. *Environ. Pollut.* 64, 279-293.

- HERMAN F. 1992: *Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin*. FBVA-Berichte 70, 5-11.
- HERMAN F. 1995: *Nutrient content of spruce needles and content of pollutants in spruce needles and bark from the Achenkirch investigation area*. Phytion 34/3, 85-96.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- LANGEBARTELS C., ERNST D., HELLER W., LUTZ C., PAYER H.D. & SANDERMANN H. 1996: *Ozone responses of trees: Results from controlled chamber exposures at the GSF phytotron*. In: Forest decline and ozone: a comparison of controlled chamber and field experiments.- SANDERMANN H., WELLBURN A.R. & HEATH R. (eds). Ecological Studies, Vol. 127, Springer, Berlin, im Druck.
- LIU J., FIRSCHING B. & PAYER H.D. 1995: *Untersuchungen zur Wirkung von Stoffeinträgen, Trockenheit, Ernährung und Ozon auf die Fichtenerkrankung am Wank in den Kalkalpen*. GSF-Bericht 18/95, ISSN 0721-1694.
- LUTZ C. 1988: *Photosynthetische Pigmente aus Nadelbäumen unterschiedlicher Höhenstufen des Ötztals*. Proceedings ARGE-ALP "Verteilung und Wirkung von Photooxidantien im Alpenraum" GSF-Bericht 17/88, 415-425.
- LUTZ C. 1991: *Einfluß von Höhenlage, Witterung und Jahreszeit auf das Pigmentmuster ausgewählter Fichten am Wank*. 2. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt "Waldschäden", GSF-Bericht 26/91, 209-224.
- LUTZ C., STEIGER A. & GODDE D. 1992: *Influence of air pollutants and nutrient deficiency on D-1 protein content and photosynthesis in young spruce trees*. Physiol. Plant. 85, 611-617.
- LUTZ C., DODELL B. & RICKE E. 1994: *Photosynthetische Untersuchungen an Fichten ausgewählter Standorte in den Bergwäldern bei Achenkirch*. FBVA-Berichte 78, 91-100.
- LUTZ C. & DODELL B. 1995: *Photosynthetic performance of Spruce trees from selected research areas in the mountain forests near Achenkirch* Phytion 34, 127-140.
- MIKKELSEN T., DODELL B. & LUTZ C. 1995: *Changes in the pigment concentration and composition in Norway spruce induced by long-term exposure with low levels of ozone*. Environ. Pollut. 87, 197-205.
- LUTZ C. 1996: *Avoidance of photoinhibition and examples of photodestruction in high alpine Eriophorum*. J. Plant Physiol. 148, 120-128.
- MÖLLER M., KÖHLER B., GRILL D., GUTTENBERGER H., & LUTZ C. 1994: *Effects of various soils, different provenances and air pollution on root tip chromosomes in Norway spruce*. Trees 9, 73-79.
- MÜLLER M., KÖHLER B., TAUSZ M., GRILL D., & LUTZ C. 1996: *The assessment of ozone stress by recording chromosomal aberrations in root tips of spruce trees (Picea abies [L.] Karst.)*. J. Plant Physiol. 148, 160-165.
- SCHMIEDEN U. & WILD A. 1995: *The contribution of ozone to forest decline*. Physiol. Plantarum 94, 371-378.
- SENER M., KLOOS M., & LUTZ C. 1990: *Influence of soil substrate and ozone plus mist on the pigment content and composition of needles from young spruce trees*. Environ. Pollut. 64, 295-312.
- SMIDT S. 1993: *Die Ozonsituation in alpinen Tälern Österreichs*. Cbl. f.d. ges. Forstwesen 110 (4), 205-220.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991: *Beurteilung österreichischer Ozonmeßdaten in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte*. Staub Reinh. Luft 51, 43-49.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: *Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte 70, 25-33.
- SMIDT S. & GABLER K. 1995: *SO₂, NO_x and ozone records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion 34 (3), 33-44.
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (eds.) 1995: *Studies of ecosystems in the limestone Alps - "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion 34 (3), 1-192.
- STEIGER A. 1990: *Biochemische Grundlagen zur Nadelvergilbung bei Fichten (Picea abies) unter dem Einfluß von Luftschadstoffen*. Dissertation, LMU München.
- UN-ECE 1994: *Critical Levels for ozone. A UN-ECE Workshop Report* (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebfeld, No. 16.
- WIESER G. & HAVRANEK W.M. 1994: *Exposure of mature Norway spruce to ozone in twig-chambers: effects on gas exchange*. Proc. Roy. Soc. Edinburgh Sect. B, 102, 119-125.

Verfasser: Univ. Prof. Dr. C. Lutz
S. Czapalla
GSF-Forschungszentrum für
Umwelt und Gesundheit, Expositions-kammern
Ingolstädter Landstraße 1
D-85764 Oberschleißheim

Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoff-Einträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin

H.M. KNOFLACHER & W. LOIBL

Abteilung Umweltplanung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Kurzfassung. Auf der Basis der Daten von Felduntersuchungen (Tiroler Bodenzustandsinventur, Österreichische Forstinventur 1985-90 und Projekt Achenkirch) wurden statistische Analysen und Modellberechnungen über das Risiko von Waldbodenveränderungen durch erhöhte Einträge versauernder Substanzen und von Nährstoffen durchgeführt. Die Ergebnisse beider Berechnungen weisen auf ein erhöhtes Risiko im Bereich der Talflanken hin, wobei die Art des Risikos durch die Standorteigenschaften bestimmt wird. Auf karbonatreichen Standorten sind infolge von Wachstumsbeschleunigungen Mangelerscheinungen bei einzelnen Nährstoffen zu erwarten. Auf silikatreichen Standorten besteht hingegen ein erhöhtes Risiko durch Versauerung.

Schlüsselworte: Kalkalpine Waldböden, kritische Belastbarkeiten, Versauerung, Stickstoff, Modellberechnungen

Abstract. [Surface-Related Assessment of the Risk of Forest Soils in the Tyrolean Limestone Alps Caused by H and N Inputs.]. Statistical analyses and calculations with models were carried out to calculate the critical loads of acidity and nitrogen using datasets of field investigations (Tyrolean Soil Inventory, Austrian Forest Inventory 1985-90 and Achenkirch Project). The results of both calculations indicate, that increased risks have to be expected on the slopes of alpine valleys, especially in areas with high local emissions of nitrogen and sulfur compounds. On sites with limestone bedrock a risk of nutrient imbalances because of pool exsulation is expected. On sites with silicate bedrock there is a risk for acidification.

Keywords: Alpine limestone forest soils, critical loads, acidification, eutrophication, modeling

1. Einleitung

Reale Prozesse in der Natur laufen permanent und flächendeckend innerhalb der verschiedenen Ökosysteme ab. Aus methodischen und ökonomischen Gründen können nur ausgewählte Parameter an räumlich eng abgegrenzten Meßpunkten über begrenzte Zeiträume erfaßt und beschrieben werden. Für die Interpretation der Meßergebnisse im räumlichen Zusammenhang und in Verbindung mit den zeitlichen Entwicklungen sind deshalb zusätzliche methodische Hilfsmittel erforderlich. Von besonderer Bedeutung ist dabei der Einsatz von Modellen, welche auf Basis formalisierter Regeln die Nutzung bisheriger Erkenntnisse für den konkreten Einzelfall erlauben.

1.1 Modelltypen

Der Einsatz von Modellen kann für unterschiedliche Zielsetzungen erfolgen. Nach WISSEL (1989) lassen

sich vereinfacht drei Hauptzielsetzungen für Modell-anwendung unterscheiden, denen entsprechende Typen von Modellen zugeordnet werden können:

- Für die Zusammenfassung und Strukturierung vorhandener Informationen und Daten in knapper, präziser Form werden deskriptive Modelle eingesetzt. Die Modelle für die Auswertung oder Interpretation von Meßdaten aus Felduntersuchungen oder Experimenten beruhen auf der Basis theoretischer Grundlagen (z.B. der Wahrscheinlichkeitstheorie). Dabei wird kein Anspruch auf die Erklärung der zugrundeliegenden Prozesse erhoben. Vorhersagen über zukünftige Entwicklungen werden durch Extrapolation der Ergebnisse gewonnen. Beispiele für solche Methoden sind statistische Verfahren, Input-Output-Analysen und Diversitätsindizes.
- Zur Erweiterung des Verständnisses funktioneller Zusammenhänge in Umweltsystemen oder zur Ermittlung der Auswirkungen komplexer Zusammenhänge dienen Simulationsmodelle. Prozesse realer Systeme werden dabei mit Hilfe von formalisierten Methoden (z.B. mathematischen Funktionen) ana-

log dargestellt und simuliert. Für die Erweiterung des Verständnisses funktioneller Zusammenhänge ist es notwendig, die Komplexität der Modelle möglichst gering zu halten. Die Untersuchung der Auswirkung komplexer Zusammenhänge erfordern vielfach Modelle höherer Komplexität. Beispiele für solche Methoden sind dynamische Modelle auf der Basis unterschiedlicher Algorithmen (BOSSSEL 1994).

- Der strukturierten Zusammenfassung bestehender Erkenntnisse und Theorien für die Ableitung von Konsequenzen bestimmter Bedingungen dienen **konzeptionelle Modelle**. Solche Modelle erlauben beispielsweise die Überprüfung der logischen Konsistenz von Hypothesen oder Untersuchungsprogrammen in Bezug zu den gewählten Zielsetzungen oder auch für die Erkennung offener Fragestellungen. Die Entwicklung dieser Modelle erfolgt mit Hilfe unterschiedlicher Verfahren auf der Basis der Grundlagen der allgemeinen Systemtheorie (BERTALANFFY 1968).

1.2 Vorteile und Grenzen der Modellanwendung

Die Anwendung von Modellen für umweltbezogene Fragestellungen gehört für verschiedene Anwendungsbereiche (z.B. statistische Analysen, Klimamodellierungen, Modellierung von Stoffkreisläufen, Modellierungen der Entwicklung von Organismenpopulationen, Planung komplexer Untersuchungsprogramme etc.) zu den Standardmethoden. Ungeachtet dessen bestehen nach wie vor kontroversielle Meinungen über den Anwendung solcher Methoden. Zum Verständnis dieser widersprüchlichen Meinungen ist es notwendig, kurz die Ursachen der Kontroverse zu beleuchten.

Die Diskussionen über die Anwendung von Modellen im Umweltbereich beziehen sich vorwiegend auf den Typus der Simulationsmodelle, mit welchem vor allem die zeitlichen Entwicklungen verschiedener Faktoren und Prozesse dargestellt werden. Der Typus der deskriptiven Modelle wird hingegen für unterschiedlichste Anwendungsbereiche akzeptiert. Wesentliche Einwände gegen diesen Modelltypus beziehen sich darauf, daß Umweltsysteme auf Grund ihrer Komplexität nie vollständig beschrieben werden können und daß die unterschiedlichen räumlichen Ausdehnungen von Umweltfaktoren nur selten explizit berücksichtigt werden.

Der erste Einwand ist gerechtfertigt, wenn die Ergebnisse von Modellrechnungen überinterpretiert

werden. Typische Beispiele dafür sind Prognosen, in denen das Ausmaß und der Eintreffzeitpunkt zukünftiger Ereignisse ohne Berücksichtigung der erreichbaren Aussagesicherheit angegeben werden. Die Vermeidung solcher Fehler führt zwar zu weniger spektakulären Aussagen, jedoch zu besseren Einsichten über die tatsächlich gegebenen Handlungsoptionen.

Der zweite Einwand berührt ein noch weitgehend ungelöstes Problem für die Anwendung von Simulationsmodellen bei umweltbezogenen Fragestellungen. Die Festlegung eines bestimmten Untersuchungsmaßstabs (z.B. Rastergröße von Untersuchungspunkten) führt, wegen der unterschiedlichen räumlichen Variationen von Umweltfaktoren, zur "Ausblendung" von Kenngrößen, deren Verteilungen außerhalb des gewählten Maßstabsbereiches liegen. Darunter können jedoch auch Systemteile fallen, welche das Gesamtergebnis wesentlich mitbestimmen. Beispiele dafür sind im Bereich kleiner Dimensionen die Verteilungen der Mikroorganismen, welche die Umsatzleistungen von Böden wesentlich mitbeeinflussen; im Bereich großer Dimensionen wäre als Beispiel die Entwicklung des Makroklimas mit seinen Auswirkungen auf die Entwicklung einzelner Ökosysteme anzuführen. Die Lösung dieser Problematik erfordert in Zukunft, neben der methodischen Auseinandersetzung bei der Modellbildung, eine verbesserte Berücksichtigung dieser Aspekte bei der Planung und Durchführung raumbezogener Untersuchungen und Messungen.

Die Vorteile der Modellanwendung liegen jedoch in der gemeinsamen Betrachtung unterschiedlicher Faktoren und deren strukturierter Zuordnung zu beobachteten oder theoretisch erwarteten Prozessen in realen Systemen. Bei der Wahl des Modelltypus sollten dabei jedoch stets die bestehenden Voraussetzungen der Datenverfügbarkeit und des Kenntnisstandes sowie die Eigenschaften des zu beschreibenden Systems berücksichtigt werden. Statt zu hoher Erwartungen sollten die methodischen Vorteile dieser "Werkzeuge" verstärkt genutzt werden. Diese sind vor allem dann gegeben, wenn aus dem Zusammenspiel von Expertenwissen und Modellierung verbesserte Erkenntnisse über Umweltprozesse gewonnen werden können, welche oft weit außerhalb der unmittelbaren Wahrnehmungsmöglichkeiten der menschlichen Gesellschaft liegen können. Vielleicht gelingt es auch auf diesem Wege, die negativen Konsequenzen der oft unbewußten "Experimente mit der Natur" durch vorausschauendes und verantwortungsbewußtes Handeln zu vermeiden.

2. Zielsetzungen des Projektes

Die Zielsetzung des vorliegenden Projektes liegt in der Ermittlung flächenbezogener Risikofaktoren für Wälder in den Wuchsgebieten 2.1 und 4.1 (KILIAN et al. 1994) mit Hilfe von Modellierungen und auf Basis vorliegender Meß- und Untersuchungsdaten. Die spezielle Zielsetzung besteht in der Untersuchung von raumbezogenen Schädigungsrisiken durch Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen.

Das Risiko dieser Einträge ist nach zwei Gesichtspunkten zu untersuchen:

- In Hinblick auf die räumliche Verteilung des Risikos ist zu berücksichtigen, daß von der Gesamtfläche der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 von 380.000 ha nach KILIAN et al. (1994) rund 150.000 ha auf kristallinem Grundgestein liegen. Solche Flächen weisen gegenüber Säureeinträgen eine geringere Pufferfähigkeit als karbonatbeeinflusste Standorte auf. Es ist deshalb zu untersuchen, welches Risiko für solche Standorte gegeben ist.
- Auf karbonatbeeinflussten Standorten ist kein direktes Schädigungsrisiko durch Einträge von versauernden oder eutrophierenden Substanzen zu erwarten, es ist jedoch offen, ob sich in Verbindung mit anderen Faktoren sekundäre Schädigungsrisiken ergeben können. Es soll deshalb untersucht werden, ob sich aus den vorliegenden Untersuchungsdaten Aussagen über diese Art von Risiken ableiten lassen.

3. Methodik

3.1 Rahmenbedingungen

3.1.1 Zeitliche Dynamik und Erfassung der relevanten Prozesse

Als besondere Risiken für Ökosysteme werden atmosphärische Einträge von versauernden Substanzen (insbesondere durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen) und erhöhte Nährstoffeinträge in Form von Stickstoff auf Böden und Gewässer, sowie die erhöhten Konzentrationen von bodennahem Ozon auf die Vegetation gesehen (POSCH et al. 1995). Risiken durch andere Einwirkungspfade (z.B. Einwirkungen versauernder Substanzen auf die Vegetation) oder durch an-

dere Formen der Belastungen (z.B. Schwermetalleinträge) wird ebenfalls Bedeutung beigemessen (KNOFLACHER et al. 1996). Wegen der noch geringen Kenntnisse über die Wirkungszusammenhänge oder der Entwicklung der Belastungen im regionalen Kontext werden diese Risikoformen im Rahmen der derzeitigen Arbeiten der UN ECE noch nicht explizit berücksichtigt. Aus diesen Gründen sind von Risikountersuchungen auf Basis konkreter Feldstudien wesentliche Beiträge zur Verbesserung der Kenntnis über die Relevanz der einzelnen Risikofaktoren zu erwarten.

Die internationalen Aktivitäten zur Erfassung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen konzentrieren sich vor allem auf langsam ablaufende Prozesse mit langfristigen Folgewirkungen. Zur Abschätzung der Auswirkungen von großräumigen Schadstoffeinträgen wurden Risikobegriffe für Veränderungen in Böden und Gewässern (Critical Loads) und die direkten physiologischen Schädigungen von Organismen durch Luftschadstoffe (Critical Levels) entwickelt. Die Definition der Critical Loads für Versauerung (NILSSON & GRENFELDT 1988) als "die höchstzulässige Deposition, welche noch keine chemischen Veränderungen auslöst, die zu langfristigen schädlichen Auswirkungen an der Struktur oder an den Funktionen von Ökosystemen führen" zeigt deutlich den Bezug des Risikobegriffes zu großen räumlichen Ausdehnungen und langen Zeiträumen.

Als relevante Zeitperiode für die Belastung durch anthropogene Luftschadstoffe wird der Zeitraum seit dem Beginn der Industrialisierung im 19. Jahrhundert bis zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt angenommen. Die Beschreibung der realen Belastungen im Gesamtzeitraum ist in der Regel nicht direkt möglich, da Perioden unterschiedlicher Belastungsintensitäten auftraten, die jedoch nicht systematisch durch Messungen erfaßt wurden. Infolge der unterschiedlichen Prozeßgeschwindigkeiten in den Ökosystemen ist zu erwarten, daß die bereits historischen Belastungen trotz des Rückganges einzelner Immissionen (SMIDT & GÄBLER 1994) noch langfristig in einzelnen Ökosystemkompartimenten, wie z.B. Böden, nachwirken.

Die Datensätze aus dem Untersuchungsgebiet stellen im Vergleich zu den langfristigen Veränderungen Einzel- bzw. Kurzfristbeobachtungen dar, welche keine direkten Untersuchungen der zeitlichen Zusammenhänge zwischen Ein- und Auswirkungen erlauben. Die Untersuchung der Risikobedeutung von Luftschadstoffeinträgen muß deshalb mit unterschiedlichen Ansätzen auf indirektem Wege erfolgen.

3.1.2 Räumliche Verteilung der Datengrundlagen
Das Untersuchungsgebiet umfaßt das "Tiroler Kalkalpin". Die exakte räumliche Abgrenzung des Untersuchungsgebietes erfolgt anhand der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 nach KILIAN et al. (1994). Damit wird das Untersuchungsgebiet über den Bereich der Nordtiroler Kalkalpen hinaus um Teile der Zillertaler Alpen und der Kitzbühler Alpen in die kristalline Zone erweitert (Abbildung 1).

Für das Untersuchungsgebiet lagen Punktdaten für Boden und Wald von zwei unterschiedlichen räumlichen Bezugsrastern vor:

- Österreichische Forstinventur 1985-1990 der Forstlichen Bundesversuchsanstalt für die Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 in einem Punktraster von 2,75 x 2,75 km.
- Die Tiroler Waldbodenzustandsinventur 1988 (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989a) für das gesamte Bundesland in einem 4 km Punktraster mit insgesamt 263 Punkten von Waldböden in Beständen mit einem Mindestalter von 60 Jahren.

Darüber hinaus standen Daten der Waldbodenzustandsinventur der Forstlichen Bundesversuchsanstalt zur Verfügung, allerdings für ganz Österreich und nur

für Kalk-Standorte. Sie liegen in einem 16 x 16 km Raster vor, davon liegen etwa 20 Punkte im Untersuchungsgebiet. Aufgrund der geringen Anzahl an Probepunkten im Untersuchungsgebiet wurde eine weitere Verwendung der Daten für die spezifische Untersuchung im Bereich des Tiroler Kalkalpin nicht herangezogen. Die Datensätze eignen sich jedoch für Untersuchungen von größeren Raumeinheiten.

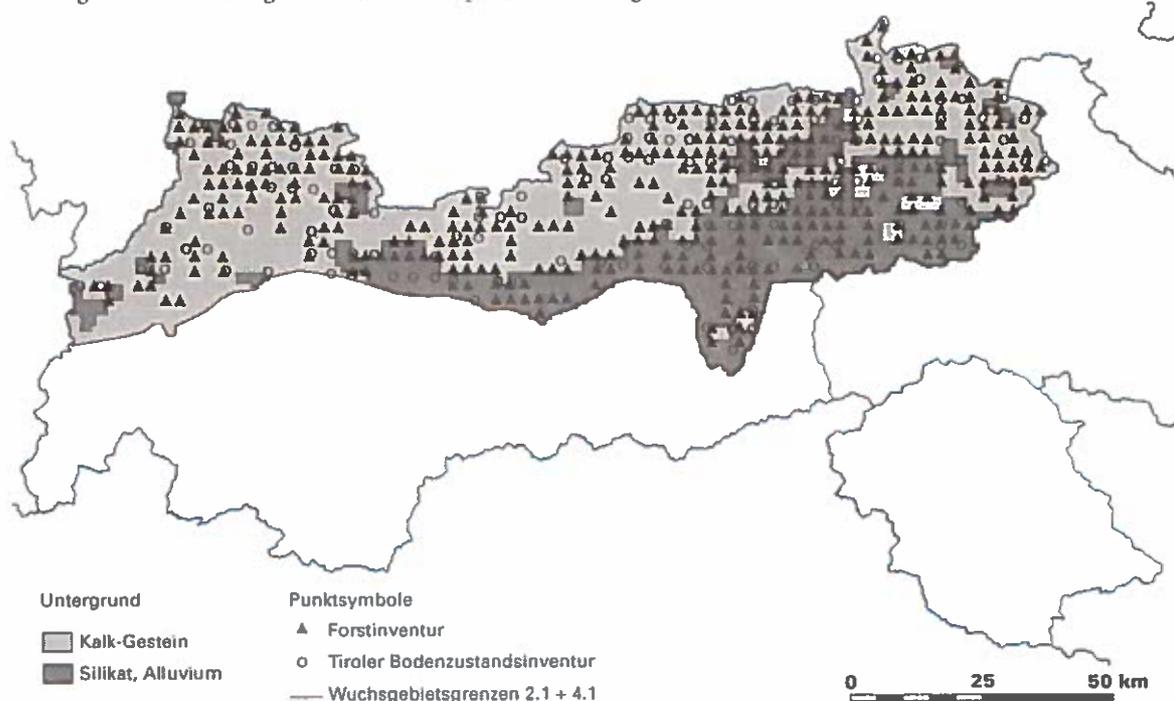
Ergänzend wurden folgende Daten verwendet:

- Ein digitales Höhenmodell (DHM) von Tirol in einer horizontalen Auflösung von 75 m je Rasterzelle, erstellt vom Amt der Tiroler Landesregierung aus Höhenschichtenplänen.
- Ein grobes Niederschlagssummenmodell in einer geometrischen Auflösung von 1000 m je Rasterzelle.
- Eine grobe digitale geologische Karte (1:1 Mio.) zur Charakterisierung des Untergrundes.
- Immissionsdaten (Monatsmittelwerte der Jahre 1991 bis 1994) von einigen Meßstationen in Nordtirol (HERMAN & SMIDT 1995).
- Die aktuellen Waldflächen für das Bezugsjahr 1991 des digitalen Landnutzungsmodells (Auflösung 100 m Matrix) des Forschungszentrums Seibers-

Abb. 1:

Risikoanalyse Tiroler Kalkalpin

Darstellung des Untersuchungsraumes, der Probepunkt-Verteilung und der Gesteinsart



Bearbeitung: W. Loibl, M.H. Knoflacher - 3/1996

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf/Umweltplanung

Forstinventur 1985-1990: Forstliche Bundesversuchsanstalt

Tiroler Bodenzustandsinventur 1990: Amt der Tiroler Landesregierung

dorf, welches auf der Auswertung von LANDSAT-Satellitendaten beruht (STEINNOCHER 1996).

3.2 Methodische Einzelschritte

Die Risikoabschätzung im Bereich des Kalkalpin erfolgt in drei Arbeitsschritten, wobei die Modelle die Auswirkungen infolge von atmosphärischen Protonen- und Stickstoffeinträgen in Waldböden beschreiben:

- Datenaufbereitung und Konsolidierung der Datensätze für die Bearbeitung im räumlichen Zusammenhang.
- Überprüfung der Unterschiede auswirkungsbezogener Kenngrößen mit Hilfe statistischer Verfahren. Speziell wurde untersucht, ob systematische Zusammenhänge zwischen orographischen Parametern und Auswirkungen der Bodenversauerung in bodenchemischen Meßgrößen bestehen.
- Untersuchung der Möglichkeiten zur Ausweisung von unterschiedlichen Risikozonen mit Hilfe bisher angewandter Modelle auf der Grundlage verbesserter Datensätze.

3.2.1 Konsolidierung der Datensätze

Messungen von Umweltkenngrößen liefern Informationen über die Umweltzustände für den konkreten Meßort und den Meßzeitpunkt. Die Übertragung der einzelnen Meßergebnisse auf größere Flächen und längere Zeitperioden erfordert die Berücksichtigung folgender Merkmale der gemessenen Parameter und Meßdaten:

- Eigenschaften der räumlichen Verteilung der untersuchten Parameter,
- zeitliche Varianz der untersuchten Parameter,
- räumliche und zeitliche Zuordnung der Meßdaten,
- Repräsentativität der Meßdaten (z.B. Stichprobengröße),
- inhaltliche Repräsentativität der Meßdaten (z.B. Übereinstimmung der Meßmethode mit der zu behandelnden Fragestellung).

Müssen Datensätze aus Messungen von unterschiedlichen Standorten und Zeitpunkten zusammengeführt werden, so sind zusätzlich

- die räumliche und zeitliche Übereinstimmung der einzelnen Meßdaten

in Verbindung mit den Eigenschaften der einzelnen Parameter zu berücksichtigen. Bei Untersuchungen auf Basis von bereits durchgeführter Messungen zeigen sich häufig Diskrepanzen zwischen den theoretischen Anforderungen an die Datensätze und deren realen Eigenschaften. In solchen Fällen ist es notwen-

dig, durch Konsolidierung der Datensätze eine Näherung an die theoretischen Anforderungen durchzuführen, wobei zwangsläufig höhere Aussageunsicherheiten in Kauf zu nehmen sind als bei vorbereitend optimierten Meßprogrammen.

3.2.1.1 Räumliche Konsolidierung der Datensätze

Der Raumbezug der einzelnen Datensätze ist durch Koordinaten unterschiedlichster Projektionen (Gauß-Krüger M28, M31, BMN28, BMN31, Lambert'sche Kegelprojektion) bzw. Geographischer "Koordinaten" hergestellt. Alle Datensätze wurden deshalb in eine einheitliche Projektion transferiert, um eine räumliche Verknüpfung der Daten zu ermöglichen. Als Basisprojektion wurde die Lambert'sche konforme Kegelprojektion mit zwei längentreuen Breitenkreisen gewählt, wie sie für die Übersichtskarte 1:500.000 der Republik Österreich verwendet wird und wie sie bereits für eine Reihe von Karten gewählt wurde, die im Forschungszentrum Seibersdorf digital vorliegen und als Basisinformation in das Projekt mit eingehen (Niederschlagssummenkarte, Geologische Karte, Critical Loads-Karte 1993).

Wie aus Abbildung 1 hervorgeht, ist durch die Verortung der Rasterpunkte der Boden- und Forstprobenflächen zumindest für den Großteil des Untersuchungsgebietes, infolge der unterschiedlichen Rastermaße der beiden Untersuchungsreihen (2,75 x 2,75 km bzw. 4 x 4 km), keine übereinstimmende räumliche Zuordnung von Boden- zu Baumdaten gegeben. Die räumliche Verteilung der zur Verfügung stehenden Daten erforderte deshalb die Anwendung von räumlichen Zuordnungsregeln für die Auswertung der Daten. Ausgehend von den Probepunkten der Tiroler Bodenzustandsinventur (Rasternetz 4 x 4 km) wurden innerhalb einer Höhenbandbreite von 200 m die Umgebung im Ausmaß von maximal 4 x 4 km horizontaler Ausdehnung nach Forstinventurpunkten mit Fichtenmischwald untersucht. Die Datensätze der identifizierten Forstinventurpunkte wurden den jeweiligen Bodenprobepunkten zugeordnet.

Die darauf aufbauenden Einzelberechnungen stellen deshalb in der Regel keine Standortbilanzen dar, durch die Begrenzung der Höhenzone des Zuordnungsbereiches wird jedoch der Streubereich der Standortbedingungen eingegrenzt. Unter Berücksichtigung der Varianzen der einzelnen Kenngrößen sind durch dieses Verfahren Näherungen an die Bedingungen im Zuordnungsraum möglich. Größere Abweichungen der Standortbedingungen sind jedoch zu erwarten, wenn im Zuordnungsraum Teilräume mit unterschiedlichen ökologischen Faktoren (z.B. bei

Abbruchkanten) vorliegen. Aus diesen wurden bei der Zuordnung der Forstinventurstandorten zu den Standorten der Bodenzustandsinventur nur Probeflächen mit Fichten- und Buchenbeständen berücksichtigt. In Verbindung mit der Weiterentwicklung des Modelles ist eine Verbesserung der Zuordnungen zwischen den einzelnen Datensätzen durch die Einbeziehung zusätzlicher Informationen vorgesehen.

3.2.1.2 Ableitung zusätzlicher flächenbezogener Datensätze

Die raumbezogene Extrapolation von Bodenmerkmalen erfordert die Berücksichtigung orographischer Merkmale wie Seehöhe, Exposition, Hangneigung, Bodengründigkeit etc. Es wird davon ausgegangen, daß die Bodenparameter einerseits vom geologischen Untergrund und andererseits von reliefbedingten Gegebenheiten abhängen:

- Seehöhe bzw. Höhe über Tal zur Charakterisierung
 - der Nähe zu Emittentenzonen,
 - von Inversionslagen und
 - der Niederschlagsintensität.
- Exposition zur Charakterisierung
 - von kleinklimatischen Einflüssen aufgrund der Sonneneinstrahlung,
 - der Ausrichtung zu Emittentenzonen.
- Morphologie und Hangneigung zur Charakterisierung
 - der Bodengründigkeit und
 - der Erosionsgefährdung.

Für die raumbezogene Extrapolation von Punktdaten sind flächendeckende Bezugsdaten in Form klimatischer, orographischer und geologischer Informationen erforderlich. Die dabei erzielbare Genauigkeit wird wesentlich durch das Ausmaß der Korrelationen zwischen den Meßgrößen und den jeweils verwendeten Bezugsvariablen bestimmt. Während die klimatischen und geologischen Informationen flächendeckend in Form von digitalen Karten vorlagen, mußten aus den Daten des DHM flächendeckende Modelle über die Exposition, die Hangneigung und die Bodengründigkeit abgeleitet werden.

Die Ableitung des Expositions- und des Hangneigungsmodells erfolgt mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems anhand der benachbarten Höhenwerte des DHMs durch Interpolation. Im Anschluß daran wurden die Ergebnisse des, aus dem Höhenmodell abgeleiteten, morphologischen Geländemodelles den entsprechenden Daten aus der Bodeninventur gegenübergestellt. Die Seehöhen beider Datengrundlagen stimmen weitgehend überein, der Korrelationskoeffizient (r^2) beträgt 0,98. Die Expositio-

nen, wie sie bei den Probeflächen erfaßt und aus dem DHM abgeleitet wurden, stimmen in weit geringerem Ausmaß überein ($r^2 = 0,5$); dies trifft in noch größerem Ausmaß auf die Hangneigung zu ($r^2 = 0,4$).

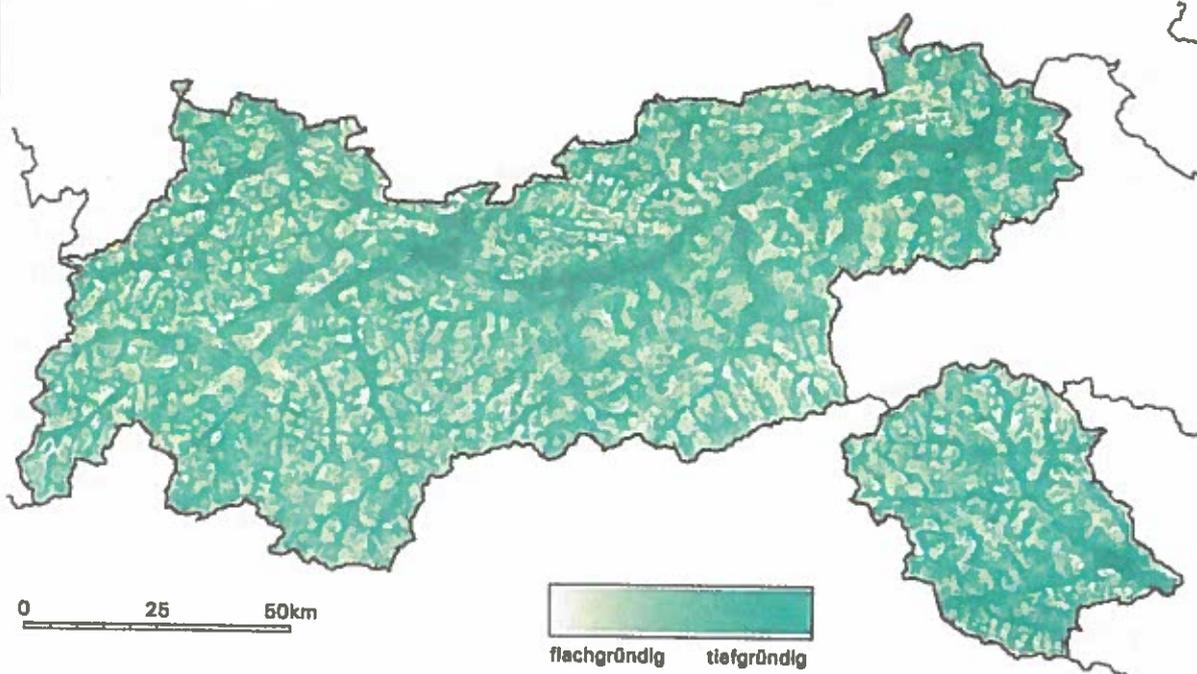
Die Ursachen für die geringere Übereinstimmung dieser beiden orographischen Parameter im Vergleich zur Seehöhe sind auf die Erfassungsmethode im Gelände zurückzuführen, bei der die Abschätzung von Exposition und Hangneigung aufgrund von kleinräumigen Gegebenheiten erfolgt. Bei der automatischen Berechnung wird hingegen die Bestimmung dieser Kenngrößen auf Basis einer horizontalen Rasterpunktentfernung von 75 m vorgenommen. Zur Überprüfung dieser Vermutung wurde ein größeres DHM mit ca. 200 m Maschenweite herangezogen. (also jeder 3. Höhenpunkt des Original-DHM's ausgewählt). Die Übereinstimmung fiel in dem Fall noch geringer aus, was die obige Aussage unterstreicht.

Komplexer war die Vorgangsweise zur Gewinnung eines Bodengründigkeitsmodells, welches, wegen der fehlenden Zusammenhänge zwischen Bodengründigkeit und Seehöhe sowie der Geländeneigung im Datenmaterial (s. Anhang 1), für die raumbezogene Abschätzung der Bodenmächtigkeit erstellt werden mußte. Dabei wurden folgende Annahmen über die Zusammenhänge zwischen der Bodenmächtigkeit und orographischen Gegebenheiten getroffen:

- In Tälern und Senken sind tiefgründige Böden zu finden, während
- im Gipfel-, Kamm- und Schulterbereich der Erhebungen und
- an steileren Hängen flachgründige Böden vorliegen.

Um diese Annahmen modellhaft umzusetzen, wurde das Höhenmodell nach konvexen und konkaven Kanten analysiert. Die konkaven Kanten (Senken), wurden als die tiefgründigsten Flächen definiert, während die konvexen Kanten (Rücken und Gipfel) als die flachgründigsten Zonen definiert wurden. Die Übergänge zwischen den Zonen wurden interpoliert, wobei als weiteres Kriterium für Flachgründigkeit die Hangneigung in das Bodengründigkeitsmodell integriert wurde. Mangels absoluter Daten wurde ein einfacher Fuzzy-Modellansatz (KRUSE et al. 1993) gewählt. Das Fuzzy- oder Unschärfe-Modell arbeitet hier mit einer Membership-Funktion, die lediglich die Information "tiefgründig" oder "flachgründig" zu konkaven bzw. konvexen Kanten liefert und die Bereiche zwischen diesen Zonen als Übergangsbereiche definiert. Die Übergangszonen sind natürlich je nach ihrer Nähe zu einer der beiden morphologischen Ausprägungen als eher tief- oder eher flach-

Abb. 1a:
Risikoanalyse Tiroler Kalkalpin
Bodengründigkeit (berechnet aus DHM) als Bezugsgröße für Flächenextrapolation



Bearbeitung: W. Loibl, M.H. Knoflacher - 3/1996
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf/Umweltplanung
Quelle der Originaldaten: Amt der Tiroler Landesregierung



gründig ausgewiesen und werden ergänzend mit einem von der Hangneigung abhängigen Faktor gewichtet. Abbildung 1a zeigt das derart berechnete Bodengründigkeitsmodell für Tirol.

3.2.3 Statistische Methoden

Für die Auswahl der statistischen Methoden ist von den Zielsetzungen des Projektes auszugehen, welche eine raum- und zeitbezogene Abschätzung des Risikopotentials vorsehen. In räumlicher Hinsicht standen durch die Daten der Tiroler Bodenzustandsinventur und der Österreichischen Forstinventur Daten von rasterförmig verteilten Meßpunkten (s. Kap. 3.2.1.1) sowie die Höhenprofiluntersuchungen des Projektes Achenkirch zur Verfügung. Bedingt durch die Rasterabstände und die räumliche Verteilung der durch die Messungen erfaßten Parameter liefern die Datensätze räumlich diskontinuierliche Informationen über Boden- und Vegetationsgegebenheiten. Die Anwendung geostatistischer Methoden war deshalb nicht möglich. Aus diesem Grund erfolgte die Anwendung von Verfahren der parametrischen Statistik. Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklungen lieferten die vorliegenden Meßreihen im Vergleich zu den Belastungsentwicklungen und Prozeßgeschwindigkeiten (s. Kap. 3.1) nur

Kurzzeitinformatoren, welche keine direkten Interpretationen langfristiger Prozesse zuließen. Für die indirekte Abschätzung der Auswirkungen erfolgte deshalb eine Differenzbetrachtung der Meßergebnisse aus den einzelnen Bodenhorizonten.

3.2.4 Modellierung

Die hier verwendeten Modelle zur Abschätzung der Risiken durch Versauerung und Eutrophierung gehen von der Annahme gleichmäßiger zeitlicher Verläufe bei den Belastungsentwicklungen und den relevanten Prozessen (steady state mass balance- SSMB Methode) in den Ökosystemen aus (DOWNING et al. 1993). Solche Modelle eignen sich für die Beschreibung von Prozessen, für die keine ausreichenden Daten über die Variationen ihrer zeitlichen Entwicklung vorliegen. Die Ergebnisse der Modellberechnungen liefern Informationen über die zu erwartenden Trends der Risikoentwicklung.

Für die Durchführung der Berechnungen der kritischen Versauerung werden folgende Annahmen und Vereinfachungen getroffen:

- Der kritische Bereich für die Versauerung liegt im Aluminiumpufferbereich.

- Der Austausch der basischen Kationen mit der Bodenmatrix ist im Gleichgewicht.
- Die Sulfatkonzentration in der Bodenlösung bleibt unverändert.
- Die Denitrifikationsrate im Mineralboden bleibt unberücksichtigt.
- Der Niederschlagsüberschuß und die Verwitterungsraten sind durch Jahresmittel repräsentierbar.
- Die Verwitterungsrate wird durch saure Depositionen nicht verändert.
- Der Entzug von basischen Kationen (BC_u) und Stickstoff (N_u) durch die Baumvegetation ist durch langfristige Mittelwerte darstellbar.
- Horizontale Wassertransporte im Boden werden nicht berücksichtigt.
- Die Auswaschung von Ammonium (NH_4^+) ist vernachlässigbar.

4. Ergebnisse

4.1 Risikoabschätzung mit Hilfe statistischer Methoden

Die statistische Analyse der verfügbaren Daten dient zur Untersuchung der Eigenschaften von Bezugsdaten und der Überprüfung von Zusammenhängen zwischen versauerungsrelevanten Bodenkenngößen und orographischen Merkmalen. Der erste Teil der statistischen Analyse bildet die Basis für die Verwendung der Daten in den einzelnen Bearbeitungsschritten und liefert deshalb keine spezifischen Aussagen im Sinne der aufgeworfenen Fragestellungen. Die dabei gewonnenen Ergebnisse werden deshalb nur in Verbindung mit den weiteren Arbeitsschritten berücksichtigt.

Die Überprüfung der Zusammenhänge zwischen versauerungsrelevanten Bodenkenngößen und orographischen Merkmalen geht von der Hypothese aus, daß Flächen ähnlicher Exposition eine weitgehend übereinstimmende Entwicklung bei den Belastungen durch Luftschadstoffe aufweisen. Im Bereich der Nordtiroler Kalkalpen sind wegen der vorherrschenden Windrichtungen (STEINHAUSER 1982) auf den Nord- und Norwestabdachungen vorwiegend Fern-einträge aus Nordwesteuropa zu erwarten, welche auf den frei exponierten Flächen der mittleren und größeren Höhen Auswirkungen zeigen sollten. Auf den südexponierten Abhängen zum Inntal sind hingegen vor allem lokale Einträge zu erwarten, deren Auswirkungen besonders in den Tallagen und mittle-

ren Höhen bemerkbar sein sollten. Für die Nord-Süd verlaufenden Quertälern der Alpen lassen sich infolge der komplexen Luftbewegungen (KAISER 1994a,b) keine Hypothesen über die räumlichen Verteilungen von Luftschadstoffeinträgen formulieren.

Für die Untersuchung der Fragestellung wurden die Waldbodendaten der Tiroler Bodenzustandsinventur (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 b) mit Hilfe der Statistiksoftware SYSTAT auf signifikante Zusammenhänge mit der Exposition und Höhenlage untersucht. Für die einzelnen Bodenhorizonte (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und > 30cm) wurden die Korrelationen zwischen der Exposition und Höhenlage mit den Meßgrößen pH, N_{ges} , Ca, K, Mg, und Na mit Hilfe des Pearson Korrelationstests untersucht. Für N_{ges} ließ sich für alle Bodenhorizonte eine auf dem 5% Niveau signifikante positive Korrelation (Zunahme des Meßwertes mit zunehmender Höhe) mit der Seehöhe des Probenahmeortes feststellen, für die pH- Werte bestehen signifikante positive Korrelationen nur für die Horizonte 0-10 cm und 20-30 cm. Diese Ergebnisse ließen noch keine Rückschlüsse auf die Verteilungen der Belastungen zu, da gegenläufige Prozesse (z.B. Denitrifikation, Auswaschungen in tiefer liegende Bodenzonen) in Abhängigkeit von zusätzlichen Faktoren (z.B. Temperatur, Niederschlag, Hydrogeologie des Untergrundes) das Ausmaß der Auswirkungen wesentlich mitbestimmen.

Da keine langfristigen Dokumentationen der Einwirkungen durch Luftschadstoffe vorlagen, ergab sich in Hinblick auf die Aussagekraft der Modellberechnungen die Frage, ob sich durch eine differenzierte Auswertung der Bodenprofilmessungen Hinweise auf längerfristige Veränderungen der Versauerungsprozesse finden lassen. Dafür wurden die Meßdaten in zwei, durch die Höhenlage, differenzierte Gruppen aufgeteilt:

G₁: Bodenproben von Standorten < 1000 m Seehöhe

G₂: Bodenproben von Standorten ≥ 1000 m Seehöhe

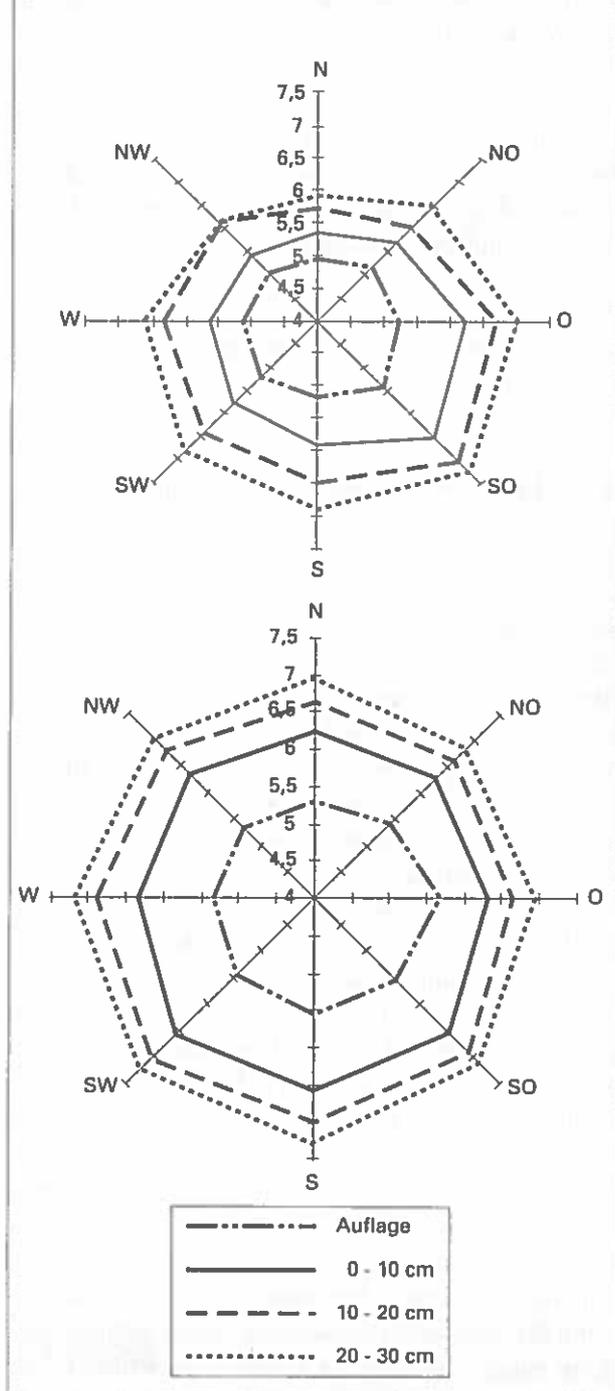
In jeder Höhengruppe erfolgte eine Auswertung der pH-Werte für die Bodenhorizonte 0-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm nach den Expositionsrichtungen auf die Kennwerte der statistischen Verteilung (Mittelwert, Medianwert, Varianz und Standardabweichung). Wegen der teilweise geringen Stichprobenzahl und den Variationen bei der Expositionsbestimmung wurden gleitende Mittelwerte aus jeweils drei benachbarten Expositionsrichtungen (z.B. NW, N und NE) gebildet.

Die Ergebnisse (Tabelle 1 und Tabelle 2, Anhang 2) zeigten, daß die Probeorte unter 1000 m Seehöhe

durchgehend niedrigere pH-Werte aufwiesen als Probeorte ab 1000 m Seehöhe. Hinsichtlich der Exposition zeigten sich in der Klasse der tiefer gelegenen Probeorte im Oberboden große Unterschiede. Die niedrigsten pH-Werte waren an nordexponierten Probeorten festzustellen, die höchsten Werte an ostexponierten Probeorten (Tabelle 1, Anhang 2).

Die pH-Werte der einzelnen Expositionsrichtungen bei Probeorten ab 1000 m Seehöhe wiesen weitgehend geringere Unterschiede auf als bei Probeorten unter 1000 m (Tabelle 2, Anhang 2). So betrug die Differenz zwischen dem niedrigsten pH-Mittelwert (Nord) und dem höchsten pH-Mittelwert (Süd) 0,32, bei den tiefer gelegenen Probeorten beträgt die Differenz hingegen 0,88 (Abbildung 2). Die Ursachen dafür sind in den stärkeren Beeinflussungen der tiefer gelegenen Standorte durch lokale und regionale Emissionsquellen zu vermuten. Bei höher gelegenen Standorten führen vermutlich Varianzen der großräumigen Transporttrajektorien (KAISER 1994 b) zu räumlich relativ gleichmäßig verteilten Belastungen der Standorte.

Abb. 2: Vergleich der pH(H₂O) Werte in Mineralbodenhorizonten und den Auflagen von Standorten unterschiedlicher Exposition ab 1000 m Seehöhe (a) und unter 1000 m Seehöhe (b). (Datengrundlage: Tiroler Bodenzustandsinventur).



Der Vergleich der pH-Mittelwertdifferenzen zwischen den einzelnen Bodenhorizonten in den unterschiedlichen Höhenlagen zeigte relativ gleichmäßige Gradienten bei den hochgelegenen Standorten. Bei den Standorten unter 1000 m war hingegen bei den Expositionsrichtungen Nord und West eine deutlich größere Differenz zwischen den Mittelwerten der beiden oberen Horizonten festzustellen als zwischen den mittleren und dem tiefsten Horizont (Tabelle 3, Anhang 2; Abbildung 2).

Die Ursachen für die Gradientenunterschiede zwischen den einzelnen Horizonten liegen vermutlich im zeitlichen Ablauf der Versauerungsprozesse, wobei die unterschiedlichen Bedingungen in der Auflage und im Mineralboden zu beachten sind. Für die Abschätzung längerfristiger Auswirkungen sind primär die Prozesse in den Mineralbodenhorizonten von Bedeutung. In Höhenlagen unter 1000 m ist aufgrund der Ergebnisse zu vermuten, daß verstärkte Belastungsschübe in der jüngeren Vergangenheit zu einer Beschleunigung der Versauerung im oberen Mineralbodenhorizont führten. In Verbindung mit den orografischen Gegebenheiten ist anzunehmen, daß diese Belastungen vor allem aus regionalen und lokalen Quellen stammen. In Höhenlagen ab 1000 m dürften hingegen langfristig relativ konstante und großräumige Prozesse für die geringen Differenzunterschiede zwischen den einzelnen Mineralbodenhorizonten verantwortlich sein.

4.2 Risikoabschätzung mit Hilfe des SSMB (Steady state mass balance) Modelles

Die hier angewandten Berechnungen erfolgten auf der Basis der Daten der Tiroler Bodenzustandsinventur 1988 und der Österreichischen Forstinventur 1985-90. In beiden Fällen handelt es sich um Erhebungen zu

einem einzigen Zeitpunkt, so daß aus den Daten keine Ableitungen der zeitlichen Entwicklungen erfolgen können. Die Ergebnisse der statistischen Analyse zeigen, daß die Anforderungen des SSMB Modelles in Lagen ab 1000 m Seehöhe weitaus besser erfüllt werden als an tiefer gelegenen Standorten. Infolge der verstärkten Versauerung in den Oberböden war zu erwarten, daß die Modellergebnisse für diese Standorte zu hohe Critical Loads, d.h. eine Überschätzung des Pufferpotentials, ergeben. Die Grundgleichungen für das Modell sind in Anhang 3 zusammengefaßt.

Die bisherigen Arbeiten zur Ermittlung des Versauerungsrisikos in Österreich (KNOFLACHER & LOIBL 1993a) beruhen auf Bodenklassen, für welche innerhalb der Klassenbandbreiten die Berechnungskennwerte mit Hilfe von Expertenschätzungen festgelegt wurden. Im vorliegenden Projekt konnten hingegen Daten aus Felduntersuchungen von Einzelstandorten herangezogen werden. Für die Berechnung der Critical Loads für Versauerung von Waldböden sind Daten über die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung, den Eintrag der basischen Kationen durch Depositionen und deren Aufnahme durch die Baumvegetation, sowie die Sickerwassermengen aus dem Wurzelhorizont erforderlich (Anhang 3, Formel [11]). Alle Parameter sind dabei als Stoffflüsse pro Hektar und Jahr darzustellen, wodurch Transformationen der statischen Meßdaten aus den Untersuchungen in Flußvariable erforderlich werden.

Für die Gewinnung der Analysedaten aus den Bodenuntersuchungen der Tiroler Bodenzustandsinventur wurden nur die Horizonte des Mineralbodens herangezogen. Dadurch blieben die relativ kurzfristig ablaufenden Nährstoffumsätze der Bodenaufgeschicht, welche in den Modellen derzeit nicht berücksichtigt sind, aus der Modellberechnung ausgeblendet. Dies ermöglicht Vereinfachungen bei der Darstellung von dynamischen Teilprozessen (z.B. Denitrifikationsprozessen) und bei der Bestimmung der Flußgrößen.

Aus den Daten der Tiroler Bodenzustandsinventur wurden die Kenngrößen Höhenlage des Untersuchungsprofils, Gesamtprofiltiefe, Horizontverteilung, Untergrundgeologie und Gehalte von Ca, Mg, K sowie P in den einzelnen Horizonten für die Modellberechnungen herangezogen. Die Umwandlung der Meßwerte in Flußgrößen erfolgte mit Hilfe einer modifizierten Umwandlungsformel nach HETTELINGH et al. (1991) unter Berücksichtigung der Höhenlagen (Anhang 3, Formel [15]). Für die Kenngrößen Versickerungsraten und Deposition basischer Kationen lagen keine flächendeckenden Messungen vor. Die Kenngröße

Versickerungsrate wurde deshalb über die Verteilung der Niederschlagsmengen nach den Daten in KNOFLACHER & LOIBL (1993a) mit Hilfe der Abschätzung der Versickerungsanteile nach BAUMGARTNER et al. (1983) unter Berücksichtigung der Untergrundgeologie und der Höhenlage ermittelt (Anhang 3, Formeln [12] und [13]). Die Depositionskennwerte beruhen auf den Berechnungen von KOVAR et al. (1995).

Die Ermittlung der Aufnahmeleistungen durch die Baumvegetation erfolgte mit Hilfe der Kenndaten Baumart, Vorratsmasse und Altersklasse aus den Datensätzen der Österreichischen Forstinventur 1985-90 als mittlere jährliche Aufnahmeleistungen. In Bezug auf die Wachstumsfunktionen von Waldbeständen (MARSCHALL 1975; WENK et al. 1990) ergaben sich dadurch Unterschätzungen der spezifischen Aufnahmeleistungen in den unteren Altersklassen. Der dadurch hervorgerufenen Fehler bei der Berechnung wurde jedoch durch die Beschränkung der Vorratsbetrachtung im Boden auf eine Profiltiefe von 50 cm kompensiert.

4.3 Ergebnisse der Abschätzung des Versauerungsrisikos

4.3.1 Ergebnisse an den Einzelmesspunkten

Die Ergebnisse der Berechnung (Abbildung 3b) zeigten für Standorte auf Karbonaten mit einem Mittelwert von 5 keq.ha⁻¹.a⁻¹ relativ niedrige Critical Loads für Versauerung, welche jedoch rund dreimal so hoch waren wie jene auf kristallinen Standorten mit einem Mittelwert von 1,5 keq.ha⁻¹.a⁻¹. Die Unterschiede zwischen den Medianwerten waren mit 1,9 keq.ha⁻¹.a⁻¹ auf Karbonatstandorten und 1,2 keq.ha⁻¹.a⁻¹ auf Kristallinstandorten deutlich geringer.

Im Vergleich zu den aktuellen Einträgen versauernd wirkender Substanzen durch nasse Depositionen (KALINA & PUXBAUM 1995; SMIDT et al. 1995) von rund 0,7 keq.ha⁻¹.a⁻¹ in Hochlagen unterhalb der Waldgrenze und rund 1,3 keq.ha⁻¹.a⁻¹ in Tallagen reichen die ermittelten Pufferkapazitäten in der Regel aus. Durch trockene und okkulte Depositionen (GREGORI & PUXBAUM 1991a,b) können jedoch die Einträge die rechnerischen Pufferkapazitäten an verschiedenen Standorten überschreiten. Dieser Zustand hat jedoch unterschiedliche Bedeutungen für die einzelnen Standorte. Auf karbonatreichen Gesteinen mit leichter Löslichkeit führt vermutlich ein erhöhter Eintrag von versauernden Substanzen zu einer Beschleunigung der Nährstoffbereitstellung und in weiterer Folge zu einer Erhöhung der Wachstumsleistung in der

Vegetation. Durch diese Prozesse ist, abgesehen von Verschiebungen der Nährstoffverhältnisse, keine kritische Veränderung in den Waldböden zu erwarten. Offen ist dabei derzeit jedoch die Frage, wie weit es dabei zu kritischen Veränderungen bei der Bodenbildung mit weiteren Konsequenzen für die Hangstabilität und den Wasserhaushalt kommen kann. Auf kristallinen Standorten sind hingegen bei Überschreitungen der ermittelten Pufferkapazitäten, wegen der weitaus geringeren potentiellen Versorgungsrate mit basischen Elementen, längerfristig Versauerungen der Böden mit entsprechenden Schädigungen der Vegetation zu erwarten.

4.3.2 Ergebnisse der Flächeninterpolation

Die Extrapolation der Berechnungsergebnisse aus den Einzelstandorten auf größere Flächen wird in ihrer Genauigkeit wesentlich durch die Repräsentativität der Berechnungsergebnisse an den Meßpunkten für die Umgebung und die räumliche Verteilung der Berechnungsparameter bestimmt. Von den Berechnungsparametern weisen die Bodenkenngrößen die größten räumlichen Variationen auf. In methodischer Hinsicht werden die Einflüsse der kleinräumigen Variationen durch deren Berücksichtigung bei der Probenpunktauswahl bestimmt und in den Meßdaten festgelegt. Die großräumigen Variationen der Bodenkennwerte können beim Extrapolationsverfahren für jene Größen berücksichtigt werden, für welche Informationen vorliegen und Zusammenhänge mit den Bodeneigenschaften nachweisbar sind.

Wegen der Variationsdämpfung durch großräumig wirkende Faktoren (z.B. Niederschlag, Klima) wurde deshalb die Extrapolation mit den Berechnungsergebnissen der Critical Loads durchgeführt. Dafür wurde eine Extrapolationsverfahren entwickelt, welches die Dämpfung der in den Berechnungsergebnissen noch vorhandenen Einflüsse von kleinräumigen Parametervariationen und die Anpassung an räumliche Unstetigkeiten erlaubte. Neben den Berechnungsergebnissen wurden in dem Verfahren Seehöhe, Gründigkeit und der Niederschlag berücksichtigt (Abbildung 5). Ein wesentlicher Schritt des Verfahrens ist die Analyse der Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen der Modellberechnungen und den Einflußparametern anhand von gleitenden Mittelwerten. Diese ermöglichen das Ausschalten kleinräumiger Variabilitäten, welche großräumige statistische Zusammenhänge überlagern können. Erst die gleitenden Mittelwerte zeigen deutliche Abhängigkeiten von den zur Verfügung stehenden Einflußgrößen (vgl. Anhänge 1 und 4).

Die approximierten nichtlinearen Regressionsfunktionen basieren auf folgendem Modell:

$$y = a \cdot x + b + \text{EXP}(-1/2) \cdot (x-m)^{**2} / (s^{**2}) \cdot e \quad (1)$$

Der Ausdruck

$$\text{EXP}(-1/2) \cdot (x-m)^{**2} / s^{**2} \cdot e \quad (2)$$

beschreibt eine Glockenkurve.

m = Position des Scheitelpunktes der Kurve;

s = Varianz der Verteilung;

x = ist jeweils einer der 3 abhängigen Variablen (Seehöhe, Gründigkeit, Niederschlag).

Der Ausdruck $ax+b$ in Funktion (1) beschreibt den Anstieg der Geraden, auf der die Kurve aufgetragen wird.

In Abhängigkeit von den Parametern a, b, c, d sowie e wurde jeweils ein bestimmter Kurvenabschnitt für die Approximationen definiert, welcher der Verteilung der Punktwolke nahekam. Durch das Einfügen einer Geraden in die Funktion konnte jeder Kurvenabschnitt so geneigt werden, daß eine flexible Anpassung an beliebige Punktverteilungen möglich war.

Die Approximation der Critical Loads für Versauerung erfolgte jeweils getrennt in Abhängigkeit von jeweils einer der drei Variablen - Seehöhe, Gründigkeit, Niederschlag (die Parameter sind im Anhang 4 dargestellt). Da die drei Funktionen zu komplex waren, um gemeinsam als nichtlineare Regressionen approximiert zu werden, erfolgte im Anschluß daran eine lineare Verknüpfung dieser Kurven. Da der Erklärungsanteil jeder dieser 3 Variablen verschieden war, mußte eine Gewichtung der Einflußgrößen im Zuge der Verknüpfung durchgeführt werden. Diese Gewichte wurden aus den Regressionskoeffizienten einer multiplen linearen Regression (ohne Konstante) mit dem Critical Load der Punktdaten als abhängige Variable und den drei Resultaten aus den oben genannten nichtlinearen Funktionen als unabhängige Variablen gewonnen.

Im GIS (Geographischen Informationssystem) wurden die drei nichtlinearen Funktionen und die multiple lineare Funktion verwendet, um anhand der flächenhaft vorliegenden Variablen Seehöhe, Gründigkeit und Niederschlag zu provisorischen flächenhaften Extrapolationsergebnissen zu gelangen. Diese drei Critical Loads-Karten wurden analog der oben dargestellten Ausführungen verknüpft.

Da diese Schritte jeweils getrennt für Kalk- und kristalline Standorte durchgeführt wurden, lagen als Ergebnisse Teilkarten der flächenhafte Critical Loads für den jeweiligen Ergebnistyp (Kristallin und Kalk) vor,

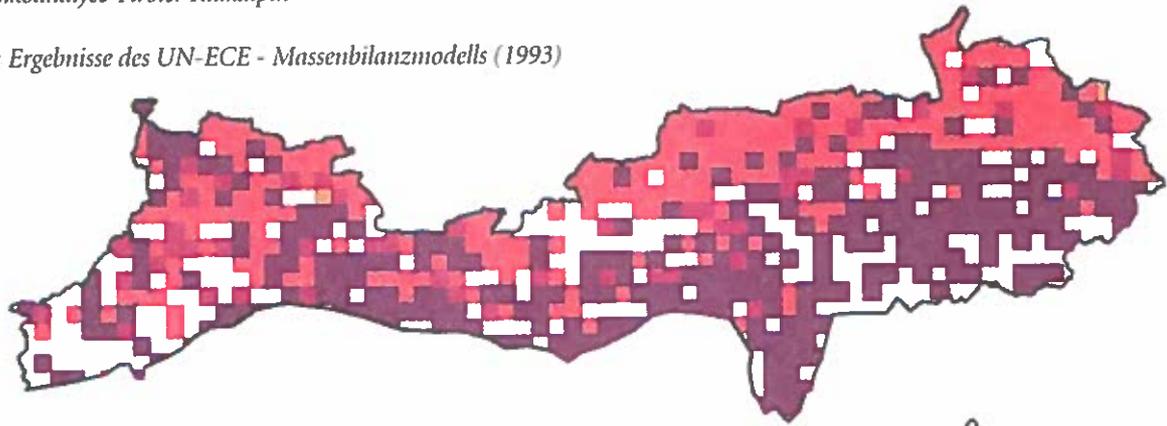
die in Abhängigkeit vom jeweiligen Untergrund (der ebenfalls als flächenhafte Information zur Verfügung stand) zu einer Gesamtkarte (Abbildung 3c) der Critical Loads für Waldgebiete im Rastermaß 1 x 1 km für den Untersuchungsraum vereinigt wurden. Trotz

der Unsicherheiten bei der Extrapolation zeigte sich gegenüber den bisherigen Berechnungen ein differenzierteres Bild, welches verbesserte Rückschlüsse auf die räumliche Verteilung der Risiken versauernder Depositionen im Untersuchungsgebiet zulässt.

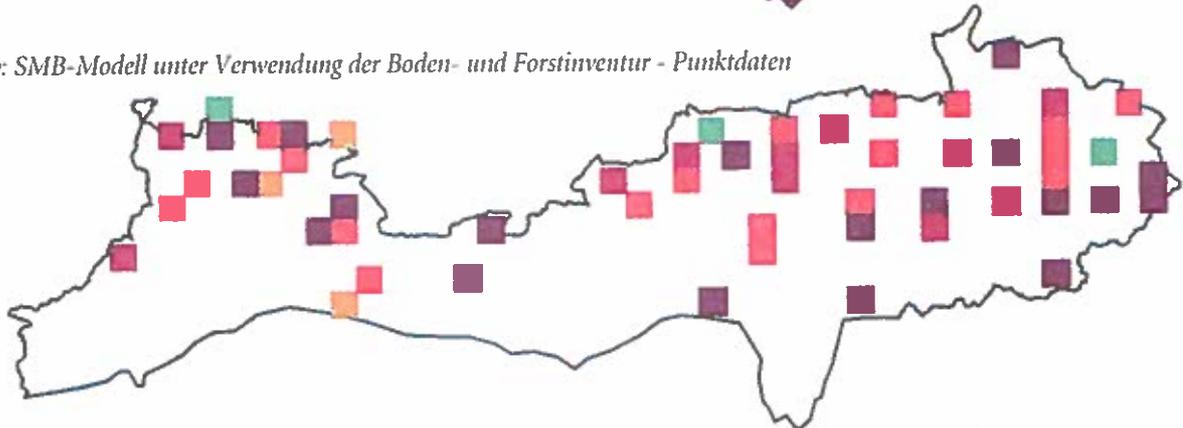
Abb. 3:

Risikoanalyse Tiroler Kalkalpin

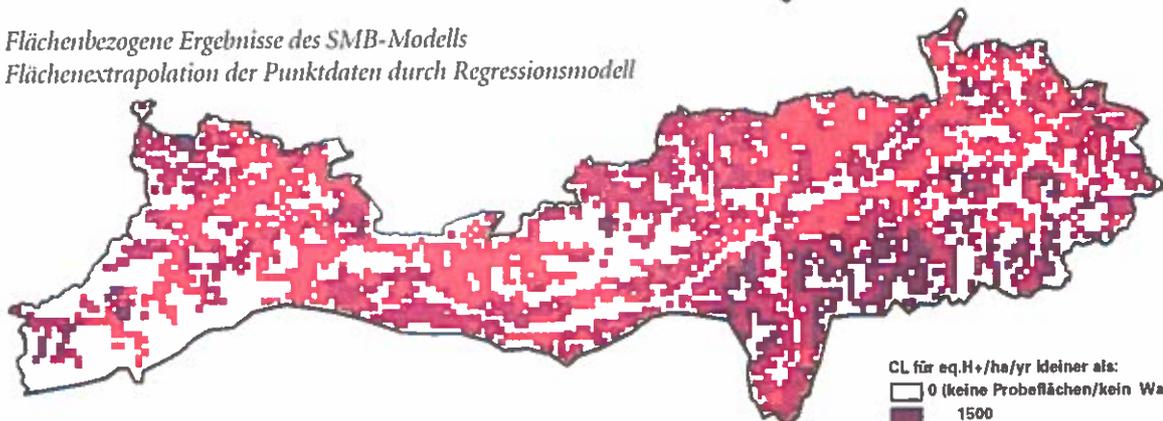
3a: Ergebnisse des UN-ECE - Massenbilanzmodells (1993)



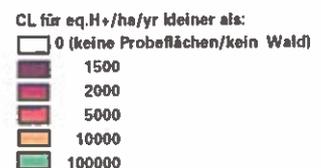
3b: SMB-Modell unter Verwendung der Boden- und Forstinventur - Punktdaten



3c: Flächenbezogene Ergebnisse des SMB-Modells
Flächenextrapolation der Punktdaten durch Regressionsmodell



0 25 50km



Bearbeitung: W. Loibl, M.H. Knoflacher - 6/1996

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf/Umweltplanung

Datengrundlagen:

Forstinventur 1985-90: Forstliche Bundesversuchsanstalt

Tiroler Bodenzustandsinventur 1990, Höhenmodell: Amt der Tiroler Landesregierung

Datenmodelle zu Morphologie, Geologie, Landnutzung, Niederschlag; F.Z. Seibersdorf

4.4 Abschätzung der Auswirkungen von Stickstoffeinträgen als eutrophierender Faktor

4.4.1 Ergebnisse an den Einzelmesspunkten

Natürliche Waldstandorte sind in der Regel mit Stickstoff unterversorgt, Erhöhungen der Stickstoffeinträge führen deshalb in erster Linie zu einer Steigerung der Wachstumsleistungen der Vegetation. Kritische Wirkungen können sich jedoch ergeben, wenn dadurch Ausfälle von Pflanzenarten auftreten, die Wachstumsbeschleunigungen zu Mangelversorgungen bei anderen Nährstoffen führen oder die Überschüsse aus Stickstoffeinträgen in Grundwässer gelangen und dort zu Belastungen durch Nitrat führen.

Die Berechnung der Critical Loads für Stickstoff als eutrophierender Faktor berücksichtigte das potentielle Risiko einer Unterversorgung der Nährstoffe Kalzium, Kalium und Magnesium sowie das Belastungsrisiko von Grundwässern durch Nitrate (Anhang 3, Formel [22]). Die Modellberechnungen wurden unter zwei unterschiedlichen Annahmen durchgeführt. In der ersten Annahme wurde davon ausgegangen, daß Abweichungen zu den festgestellten Wachstumsleistungen zu Mangelercheinungen in der Baumvegetation führen. Die zweite Annahme ging davon aus, daß die kritischen Belastungen durch Stickstoff von der Nachlieferungsrate der Nährstoffe im Boden bestimmt werden. Im Vergleich zur ersten Annahme liefern diese Ergebnissen längerfristig gültige Aussagen über die Critical Loads, da sie in einem geringeren Ausmaß durch kurzfristige Prozesse bestimmt werden.

Für Karbonatstandorte ergaben sich bei der Berechnung der ersten Annahme Critical Loads für Stickstoff (CLN_{min}) zwischen 0,5 und 19 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ mit einem Mittelwert von 13,8 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$, nach der zweiten Annahme lagen die Ergebnisse (CLN_{max}) zwischen 4 und 31 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ bei einem Mittelwert von 17,6 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$. Für kristalline Standorte ergaben sich bei der Berechnung der ersten Annahme (CLN_{min}) Critical Loads für Stickstoff zwischen 8 und 14 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ mit einem Mittelwert von 10,4 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$; nach der zweiten Annahme (CLN_{max}) lagen die Ergebnisse zwischen 9 und 18 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ bei einem Mittelwert von 12,7 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$. Die Ergebnisse der Berechnung nach der zweiten Annahme sind in Abbildung 4 b dargestellt.

Abbildung 4a zeigt die Ergebnisse früherer Berechnungen (KNOFLACHER & LOIBL 1993a), die aufgrund der wesentlich ungenaueren Ausgangsdaten relativ großflächige Unterschätzungen der Pufferkapazitäten gegenüber Versauerung aufweisen. Diese Ergebnisse waren für Maßnahmenentwicklungen im kontinentalen Zusammenhang ausreichend genau. Ihre Genau-

igkeit reicht jedoch nicht aus, um Risiken im regionalen Zusammenhang zu erkennen und daraus Maßnahmen auf dieser Maßstabsebene abzuleiten.

4.4.2 Ergebnisse der Flächeninterpolation

Angesichts der Linearität des Einflusses der flächenhaft vorliegenden Variablen Seehöhe, Gründigkeit und Niederschlag auf den CLN_{min} konnte eine Funktion mit Hilfe eines multiplen linearen Regressionsmodells in der Form

$$y = a + b \cdot \text{Seehöhe} + c \cdot \text{Gründigkeit} + d \cdot \text{Niederschlag} \quad (3)$$

approximiert werden.

Für CLN_{max} wurde diese Vorgangsweise nur für die Kalkstandorte gewählt. Die Daten der (wenigen Silikat-Standorten) stammten von Probestandorten in geringerer Höhe als die Kalk-Standorte. Die lineare Regression ergab unter anderem deshalb extrem steile Anstiege der Regressionsgeraden, die zu unrealistisch hohen CLN_{max} führen.

Im GIS wurden die multiplen Funktionen für Kalk- und Silikat-Standorte zusammengeführt, um anhand der flächenhaft vorliegenden Variablen Seehöhe, Gründigkeit und Niederschlag zu einem flächenhaften Extrapolationsergebnis zu gelangen. Die Einflußgröße, mit der jede der drei Variablen für die Charakteristik des flächenhaften CLN_{min} beiträgt, wird durch die Regressionskoeffizienten repräsentiert. Für CLN_{max} mußte für Kristallin-Standorte eine Vorgangsweise analog wie für CLA gewählt werden.

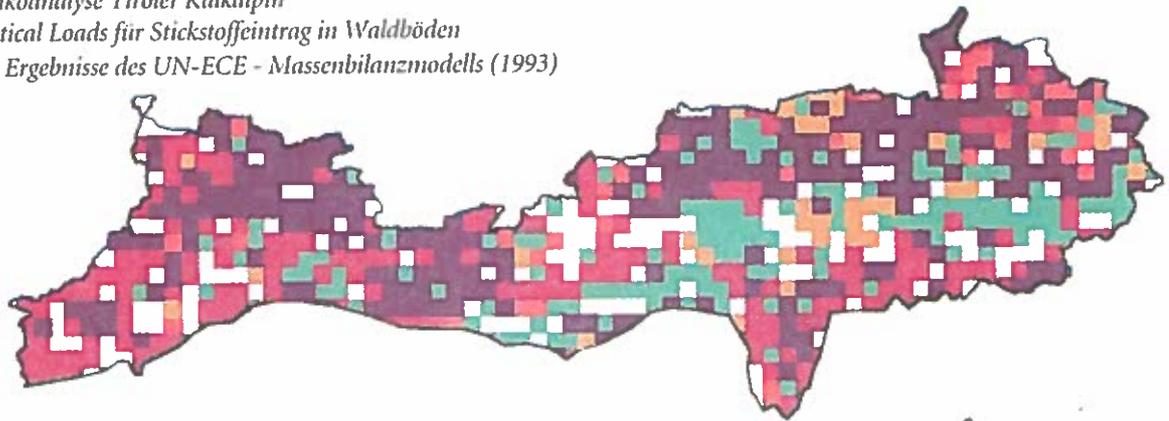
Ein Abflachen der Kurve war aufgrund der Datenlage nur durch die Wahl einer nichtlinearen Funktion in der Form der Gleichung (1) darstellbar. Die prinzipielle Vorgangsweise ist bereits in Kapitel 4.4 erläutert. Die zugehörigen Kennwerte sind in Anhang 4 zusammengefaßt. Die extrapolierte Gesamtkarte auf Basis der vorratsorientierten Berechnung (CLN_{max}) ist in Abbildung 4c dargestellt.

Im Vergleich zu früheren Untersuchungen (KNOFLACHER & LOIBL 1993 b), bei denen für Waldgebiete nur grobe Einschätzungen (Abbildung 4a) vorlagen, ergaben die neueren Berechnungen höhere Critical Loads für Stickstoff (Abbildung 4c). Die Differenzen zwischen den beiden Ergebnissen der beiden Berechnungen ergaben sich primär durch die verbesserten Datengrundlagen der neuen Berechnung. Zusätzlich wurden bei den früheren Berechnungen empirisch festgelegte Werte für hochalpine Vegetation verwendet, welche zur Vermeidung von Artenverschiebungen definiert wurden. Dieser nur für Flächen außerhalb von Waldgebieten anzuwendende Ansatz wurde bei der neu durchgeführten Berechnung nicht berücksichtigt.

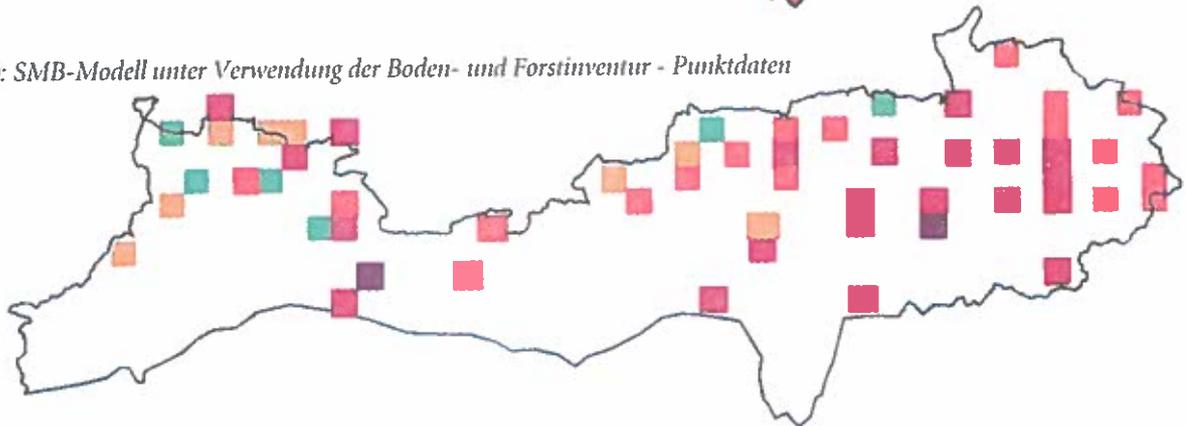
Im Vergleich zu den Depositionswerten von Stickstoff (KALINA & PUXBAUM 1995; SMIDT et al. 1995) sind tendenziell in den talnahen Lagen Auswirkungen durch erhöhte Stickstoffeinträge zu erwarten. Die Auswirkungen könnten dabei sowohl in Form von

Manglerscheinungen einzelner Nährstoffe bei Bäumen oder auch in Form erhöhter Nitratbelastungen des Grundwassers auftreten. Bei höher gelegenen Standorten sind hingegen bei diesem Kriterium nur an einzelnen Standorten kritische Auswirkungen zu

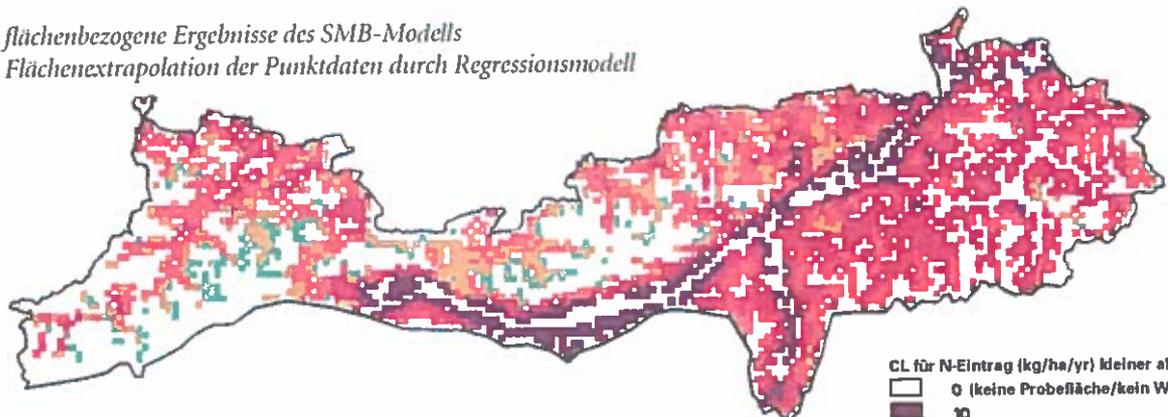
Abb. 4:
Risikoanalyse Tiroler Kalkalpin
Critical Loads für Stickstoffeintrag in Waldböden
4a: Ergebnisse des UN-ECE - Massenbilanzmodells (1993)



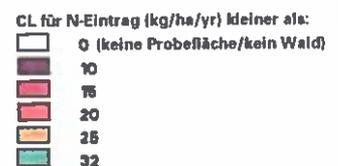
4b: SMB-Modell unter Verwendung der Boden- und Forstinventur - Punktdaten



4c: flächenbezogene Ergebnisse des SMB-Modells
Flächenextrapolation der Punktdaten durch Regressionsmodell

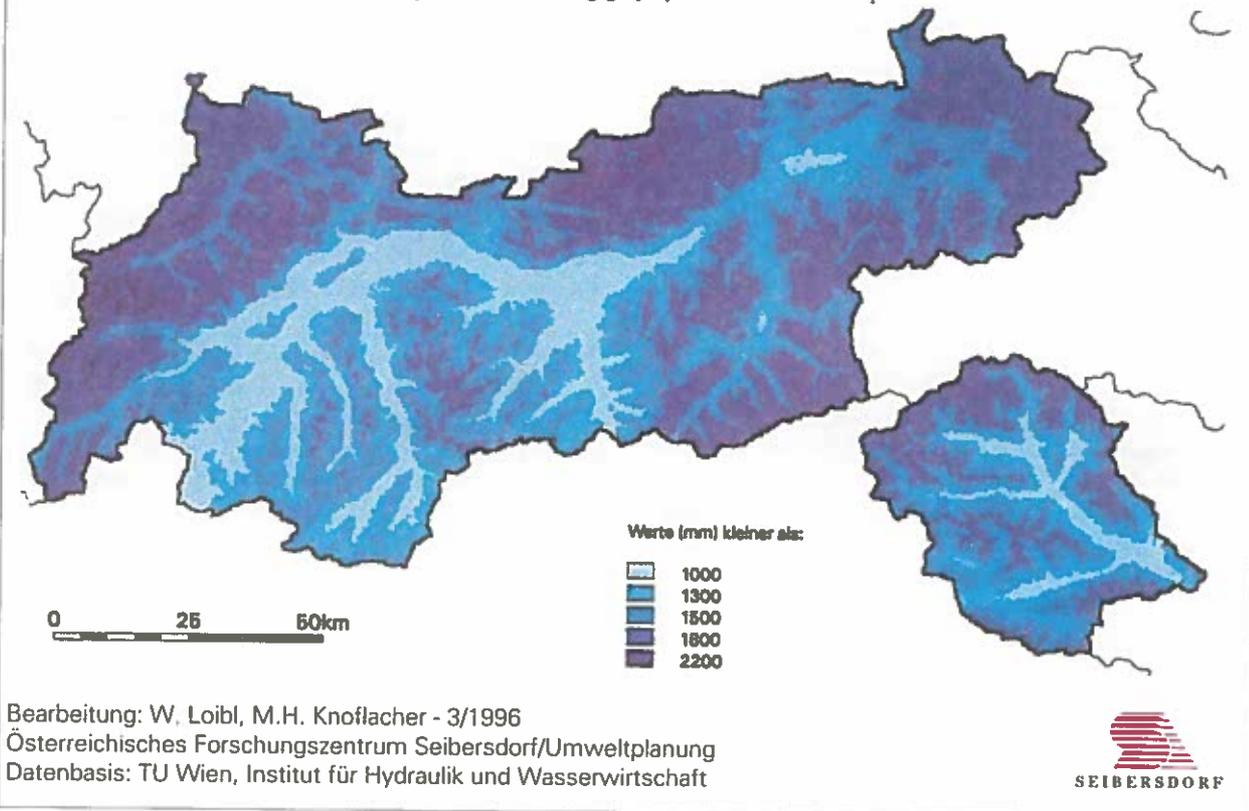


0 25 50km



Bearbeitung: W. Loibl, M.H. Knoflacher - 6/1996
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf/Umweltplanung
Datengrundlagen:
Forstinventur 1985-90: Forstliche Bundesversuchsanstalt
Tiroler Bodenzustandsinventur 1990, Höhenmodell: Amt der Tiroler Landesregierung
Datenmodelle zu Morphologie, Geologie, Landnutzung, Niederschlag; F.Z. Seibersdorf

Abb. 5:
 Risikoanalyse Tiroler Kalkalpin
 Durchschnittliche Niederschlagssumme pro Jahr als Bezugsgröße für die Flächenextrapolation



erwarten. Keine Aussagen können jedoch über mögliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung in der Krautschicht und in den Vegetationsbeständen oberhalb der Baumgrenze gemacht werden.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Das Schädigungsrisiko durch Versauerung oder erhöhte Nährstoffeinträge für Waldböden im Bereich des Nordtiroler Kalkalpin wurde mit Hilfe statistischer Methoden und Massenbilanzmodellen untersucht. Die Ergebnisse der statistischen Analyse weisen auf erhöhte Belastungen in den Bereichen der Talflanken hin, wobei eine Beschleunigung der Prozesse durch Einträge aus lokalen und regionalen Quellen in jüngerer Zeit zu vermuten ist.

Die Ergebnisse der Modellberechnungen für das Versauerungsrisiko auf Basis von Untersuchungsdaten deuten darauf hin, daß auf karbonatreichen Standorten die erhöhten Einträge von versauernden Substanzen mit einem verstärkten Vegetationswachstum verbunden sind. Die Ursachen dafür sind in verstärk-

ten Nährstoffverfügbarkeiten infolge erhöhter Verwitterungsraten und erhöhten Stickstoffeinträgen zu vermuten. Auf silikatreichen Standorten können sich in Abhängigkeit von den Schadstoffeinträgen zunehmende Versauerungserscheinungen zeigen. Der Vergleich der Berechnungsergebnisse mit den Eintragsmessungen läßt ein erhöhtes Schädigungsrisiko an den Hangflanken der Täler erwarten, speziell in Gebieten mit hohen lokalen und regionalen Emissionen von Stickstoff- und Schwefelverbindungen.

In weiteren Untersuchungen wird zu prüfen sein, wie weit unterschiedliche Baumartenzusammensetzungen dabei einem erhöhten Risiko durch Verschiebungen des Nährstoffangebotes infolge unterschiedlicher Poolkapazitäten ausgesetzt sind.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes durchgeführt, das vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft gefördert wurde. Die Daten der Forstinventur wurde von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA), die Daten der Tiroler Bodenzustandsinventur wurde vom Amt der Tiroler Landesregierung bereitgestellt. Die Autoren möchten sich bei allen Dienststellen sowie bei den Mitarbeitern der FBVA für die begleitende fachliche Unterstützung bedanken.

Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 a: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988. Innsbruck.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 b: Datensatz für Waldböden der Tiroler Bodenzustandsinventur.
- BAUMGARTNER A., REICHEL E. & WEBER G. 1983: Der Wasserhaushalt der Alpen. Oldenbourg Verlag, München.
- BERTALANFFY L., v. 1968: General System Theory. Braziller, New York.
- BOSSEL H. 1994: Modeling and Simulation. Vieweg, Wiesbaden.
- DOWNING R.J., HETTELINGH J.-P. & DE SMET P.A.M. 1993: Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. RIVM Report No. 259101003, Bilthoven.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1991: Forschungsprojekt Trockene Deposition Zillertal; Teil A: Messergebnisse. TUV-IAC-LEA, Wien.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1991: Forschungsprojekt Trockene Deposition Zillertal; Teil B: Trockene Deposition Datenanhang. TUV-IAC-LEA, Wien.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA Bericht 87/1995, Wien.
- HETTELINGH J.-P., DOWNING R. J. & DE SMET P.A.M. (eds.) 1991: Mapping of Critical Loads for Europe. RIVM Report 259101001, Bilthoven.
- KAISER A. 1994 a: Projekt "Höhenprofil Zillertal"; Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Berichte, Bd. 77.
- KAISER A. 1994 b: Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung. Erste Ergebnisse der Fesselballonmessungen. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien.
- KALINA M.F. & PUXBAUM H. 1995: Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich, Dokumentation der Daten für 1992. TUV-IAC-LEA, Wien.
- KILIAN W., MÖLLER F. & STARLINGER F. 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. FBVA-Berichte 82.
- KNOFLACHER H.M. & LOIBL W. 1993 a: Berechnung der Critical Loads für Versauerung nach der Minimum-Maximum Methode. OEFZS-A-2734, Seibersdorf.
- KNOFLACHER H.M. & LOIBL W. 1993 b: Mapping of Critical Loads of Nitrogen for Austria Preliminary Results. OEFZS-A-2521, Seibersdorf.
- KNOFLACHER H.M., SCHNEIDER J. & SOJA G. 1996: Exceedance of Critical Loads and Levels. Umweltbundesamt, Wien.
- KOVAR A., KASPER A., PUXBAUM H., FUCHS G., KALINA M. & GREGORI M. 1995: Kartierung der Deposition von SO_x , NO_x , NH_x und basischen Kationen in Österreich. TUV-IAC-LEA, Wien.
- KRUSE R., GEBHARDT J. & KLAWONN F. 1993: Fuzzy Systeme. Teubner, Stuttgart.
- MARSCHALL J. 1975: Hilfstafeln für die Forsteinrichtung. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- NILSSON J., & GRENNFELT P. (eds.) 1988: Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1988, 15, Copenhagen.
- POSCH M., DE SMET P.A.M., HETTELINGH J.-P. & DOWNING R. J. (eds.) 1995: Calculation and Mapping of Critical Threshold in Europe: Status Report 1995. RIVM Report 259101004, Bilthoven.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994: Entwicklung von SO_2 , NO_2 und Ozon-Jahresmittelwerten in Österreich. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 111. Jg. H.1, 57-55.
- SMIDT S., HERMAN F. & LEITNER J. 1995: Höhenprofile Achenkirch, Meßbericht 1994. FBVA Bericht G3-1/1995.
- STEINHAUSER F. 1982: Verteilung der Häufigkeiten der Windrichtungen und der Windstärken in Österreich zu verschiedenen Tages- und Jahreszeiten. Arbeiten aus der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Heft 53, Wien.
- STEINNOCHER K. 1996: Ein flächendeckendes Landnutzungsmo-
dell von Österreich aus Fernerkundungsdaten. Vermes-
sung & Geoinformation 1/96.
- WENK G., ANTANAITIS V. & SMIKLO S. 1990: Waldertragslehre, DLV, Berlin.
- WISSEL C. 1989: Theoretische Ökologie. Springer, Berlin.

Verfasser: Dr. H. M. Knoflacher
Dr. W. Loibl
Abteilung Umweltplanung
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf

Anhang I

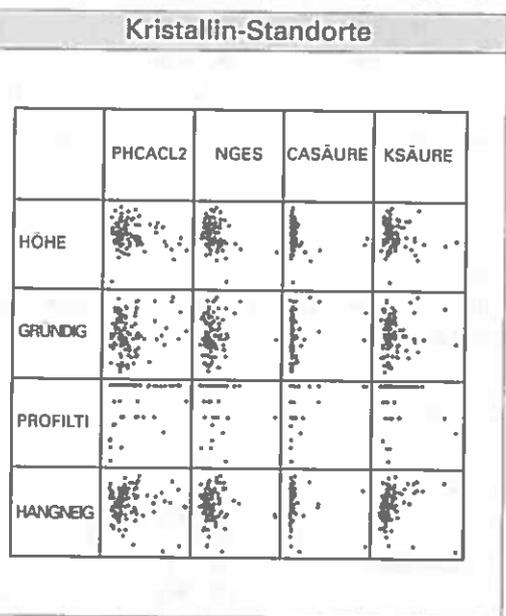
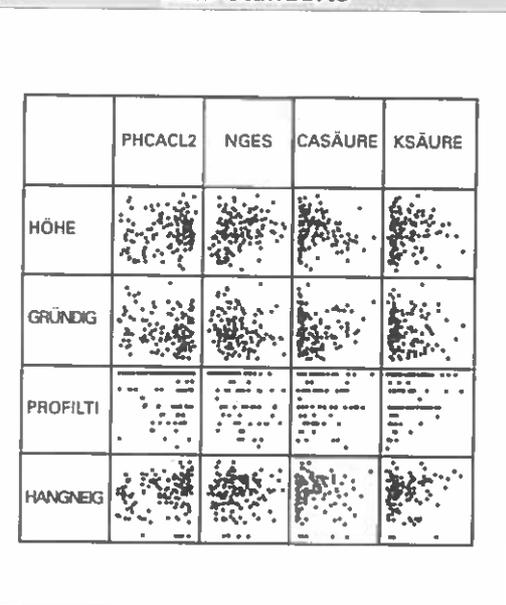
Statistische Analyse der Ausgangsdaten

Statistischer Vergleich der Orographieparameter aus den Bodenproben-Erhebungen und abgeleitet aus Höhenmodell					
Alle Bodenproben					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEHE	HOEDHM	HANGNEIG	NEIDHM	EXPO
HOEHE	1.000				
HOEDHM	0.953	1.000			
HANGNEIG	0.227	0.236	1.000		
NEIDHM	0.321	0.352	0.415	1.000	
EXPO	-0.027	-0.055	-0.091	0.028	1.000
EXPKLAS	0.076	0.090	0.079	0.137	0.505

Statistischer Vergleich von Bodenchemie-Daten versus Orographieparameter					
Kalk-Standorte					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEDHM	NEIDHM	EXPKLAS	GRUENDIG	SICKERRR
HOEDHM	1.000				
NEIDHM	0.281	1.000			
EXPKLAS	0.034	0.138	1.000		
GRUENDIG	-0.441	-0.492	-0.051	1.000	
SICKERRR	0.734	0.235	0.118	-0.357	1.000
ORGC	0.205	0.133	0.145	-0.164	0.359
NGES	0.238	0.094	0.141	-0.144	0.454
PHACL2	0.208	0.157	0.086	-0.154	0.118
CASÄURE	-0.018	-0.029	0.077	0.024	-0.019
KSÄURE	0.117	-0.021	-0.086	-0.048	0.236
MGSÄURE	-0.037	-0.023	0.055	0.019	-0.021
	ORGC	NGES	PHACL2	CASÄURE	KSÄURE
ORGC	1.000				
NGES	0.950	1.000			
PHACL2	0.358	0.384	1.000		
CASÄURE	0.398	0.383	0.684	1.000	
KSÄURE	-0.115	-0.008	0.198	-0.121	1.000
MGSÄURE	0.212	0.216	0.529	0.839	-0.066

Kristallin-Standorte					
	HOEDHM	NEIDHM	EXPKLAS	GRUENDIG	SICKERRR
HOEDHM	1.000				
NEIDHM	0.347	1.000			
EXPKLAS	0.167	0.121	1.000		
GRUENDIG	-0.432	-0.516	-0.058	1.000	
SICKERRR	0.751	0.271	-0.024	-0.302	1.000
ORGC	-0.191	0.040	-0.046	0.088	-0.055
NGES	-0.266	0.015	0.007	0.106	-0.093
PHACL2	-0.234	-0.312	-0.068	0.172	-0.192
CASÄURE	-0.201	-0.351	-0.150	0.159	-0.132
KSÄURE	-0.199	0.013	-0.044	0.071	-0.103
MGSÄURE	-0.204	-0.308	-0.122	0.122	-0.147
	ORGC	NGES	PHACL2	CASÄURE	KSÄURE
ORGC	1.000				
NGES	0.879	1.000			
PHACL2	0.090	0.196	1.000		
CASÄURE	0.158	0.213	0.708	1.000	
KSÄURE	0.065	0.200	0.541	0.431	1.000
MGSÄURE	0.116	0.177	0.686	0.934	0.508

Visueller Vergleich der Beziehung Bodenchemie-Daten versus Orographieparameter



Anhang 2

Vergleich der pH(H₂O) Mittelwerte von Waldbodenhorizonten auf Standorten unterschiedlicher Exposition und Höhenlage

Tabelle 1:
Vergleich der (H₂O)-Werte von Probenstellen bis 1000 m Seehöhe aus unterschiedlichen Horizonten von Tiroler Waldböden.

Horizont		Exposition			
		NORD	OST	SÜD	WEST
H 1 0 - 10 cm	n	9	8	9	11
	Mittelwert	5,36	6,24	5,89	5,64
	Varianz	1,543	1,194	0,529	0,827
H 2 10 - 20 cm	n	8	8	8	11
	Mittelwert	5,74	6,70	6,46	6,36
	Varianz	2,134	1,240	0,751	1,051
H 3 20 - 30 cm	n	6	8	7	7
	Mittelwert	5,88	7,00	6,91	6,60
	Varianz	1,822	1,037	0,325	0,887

Datengrundlage: AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989 b); eigene Auswertungen.

Tabelle 2:
Vergleich der (H₂O)-Werte von Probenstellen ab 1000 m Seehöhe aus unterschiedlichen Horizonten von Tiroler Waldböden.

Horizont		Exposition			
		NORD	OST	SÜD	WEST
H 1 0 - 10 cm	n	27	27	42	27
	Mittelwert	6,24	6,32	6,56	6,34
	Varianz	0,790	0,674	0,458	0,788
H 2 10 - 20 cm	n	24	27	42	22
	Mittelwert	6,62	6,64	6,97	6,88
	Varianz	0,901	0,765	0,413	0,712
H 3 20 - 30 cm	n	21	26	38	22
	Mittelwert	6,94	6,99	7,26	7,16
	Varianz	0,815	0,543	0,291	0,621

Datengrundlage: AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1989 b); eigene Auswertungen.

Tabelle 3:
Differenzen der pH(H₂O)-Mittelwerte zwischen den Einzelnen Horizonten von Waldböden in Höhenlagen unter und über 1000 m Seehöhe.

Höhenlage		Exposition			
		NORD	OST	SÜD	WEST
bis 1000 m	H2 - H1	0,48	0,46	0,57	0,68
	H3 - H2	0,14	0,30	0,45	0,24
ab 1000 m	H2 - H1	0,38	0,32	0,41	0,54
	H3 - H2	0,32	0,25	0,29	0,28

Anhang 3

Grundansätze der SMB Methode und Gleichungen der Berechnungen (nach DOWNING et al. 1993)

1. Grundansätze der SMB Methode für die Berechnung der Critical Loads für Versauerung von Waldböden (alle Terme in eq.ha⁻¹.a⁻¹).	
$Ex(A) = A_{dep} + A_{bod} - CL(A)$	[1]
<p>Ex(A) = Überschreitung der Critical Loads für Versauerung A_{dep} = Gesamtsäureeintrag durch Deposition A_{bod} = Gesamtversauerung durch Bodenprozesse CL(A) = Critical Loads für Versauerung</p>	
$A_{dep} = S_{dep} + N_{dep} - BC_{dep}$	[2]
<p>S_{dep} = Gesamtschwefeldeposition N_{dep} = Gesamtstickstoffdeposition BC_{dep} = Gesamte Deposition an basischen Kationen</p>	
$A_{bod} = BC_u - N_{u(crit)} - N_{i(crit)} - N_{de}$	[3]
<p>BC = Nettoaufnahme von basischen Kationen durch die Baumbiomasse (= Anteil, der längerfristig durch die Holzgewinnung aus dem System exportiert wird) N_{u(crit)} = Nettoaufnahme von Stickstoff durch die Baumbiomasse N_{i(crit)} = Langfristige Nettoimmobilisierung von Stickstoff im Boden N_{de} = Durchschnittliche Denitrifikationsrate im Boden</p>	
$CL(A) = ANC_w - ANC_{l(crit)}$	[4]
$ANC_w = BC_w$	[5]
$ANC_{l(crit)} = -H^{+}_{limit} - Al^{3+}_{limit}$	[6]
<p>ANC_w = Verwitterungsabhängige Pufferkapazität BC_w = Auswitterung basischer Kationen ANC_{l(crit)} = Verbrauch an Pufferkapazität durch die maximal zulässige Auswaschung von Protonen und Aluminiumionen im Bereich der Critical Loads H⁺_{limit} = Protonenauswaschung im Bereich der Critical Loads Al³⁺_{limit} = Auswaschung von Aluminium im Bereich der Critical Loads</p>	

2. Bestimmung der Critical Loads für Versauerung in Waldböden nach der SMB-Methode (sofern nichts anderes angegeben wird, besitzen alle Terme die Dimension eq ha⁻¹ a⁻¹)	
$H^{+}_{limit} = Q \cdot [H^{+}]_{crit}$	[7]
$Al^{3+}_{limit} = (Al:BC)_{crit} \cdot (X_{BC} \cdot ANC_w + BC_{dep} - BC_u - BC_{l(min)})$	[8]
<p>Q = Sickerwassermenge aus der Untergrenze der Wurzelzone in tiefer liegende Schichten (m³ ha⁻¹ a⁻¹) [H⁺]_{crit} = Protonenkonzentration im Bereich der Critical Loads (eq m⁻³) (Al:BC)_{crit} = Kritisches Aluminium-Basen Verhältnis X_{BC} = Anteil basischer Kationen an der Verwitterung (ausgenommen Na⁺) BC_{l(min)} = Minimum der Auswaschung basischer Kationen, welches nicht aufgenommen werden kann</p>	
$BC_{l(min)} = Q \cdot 0,015$	[9]
$[H^{+}] = ([Al^{3+}] / K_{gibb})^{1/3}$	[10]
K _{gbb} = Lösungskonstante für Gibbsit (= 200 mol m ⁻³) ⁻²	
$CL(A) = BC_w + (1,5 \cdot (0,8 \cdot BC_w + BC_{dep} - BC_u - 0,015 \cdot Q) / 200)^{1/3} \cdot Q^{2/3} + 1,5 \cdot (0,8 \cdot BC_w + BC_{dep} - BC_u - 0,015 \cdot Q)$	[11]

3. Berücksichtigung orografischer Korrekturen für standortabhängige Terme

3.1 Korrektur für Q

$$Q_1 = D \cdot ((70 + H)/100); \text{ für Kalk, Dolomit und Lockergestein} \quad [12]$$

$$Q_2 = D \cdot ((33,5 + 2,32 \cdot H)/100); \text{ für kristallinen Untergrund} \quad [13]$$

$$H = \text{Seehöhe (m)}/100 \quad [14]$$

$$D = \text{Gesamtniederschlag (m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{)}$$

3.1 Abschätzung von BC_w auf Basis der gemessenen Gehalte im Boden

$$BC_w = 3,68 \cdot 10 \cdot ((X_{Ca} + X_{Mg} + X_K) \cdot RTS) - 0,37 \quad [15]$$

$$RTS_s = 352,5 - 8,7 \cdot H; \quad \text{für Südhänge} \quad [16]$$

$$RTS_N = 343,7 - 11,54 \cdot H; \quad \text{für Nordhänge} \quad [17]$$

$$X = \text{Nährstoffgehalte aus Bodenanalysen an den Standorten}$$

4. Berechnung der Critical Loads für Stickstoff als eutrophierender Faktor (sofern nichts anderes angegeben wird, besitzen alle Terme die Dimension $\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

$$X_{u(\text{crit})} = X_{\text{dep}} + X_w - Q \cdot [X]_{\text{crit}} \quad [18]$$

$X_{u(\text{crit})}$ = Kritische Aufnahme rate des Elementes X für die Baumvegetation (X= Ca, Mg, K, P)

X_{dep} = Atmosphärische Deposition des Elementes X

X_w = Freisetzung des Elementes X durch die Verwitterung

$[X]_{\text{crit}}$ = Limitierende Konzentration für die Aufnahme des Elementes X in die Baumvegetation (eq m^{-3}); angenommen mit 0,005 eq m^{-3} für Ca und Mg und mit 0 für K und P.

$$N_{u(\text{crit})} = \min\{ Ca_{u(\text{crit})} / x_{Ca:N}, Mg_{u(\text{crit})} / x_{Mg:N}, K_{u(\text{crit})} / x_{K:N}, P_{u(\text{crit})} / x_{P:N} \} \quad [19]$$

$N_{u(\text{crit})}$ = Kritische Aufnahme von N

$x_{X:N}$ = Verhältnis des Nährstoffes N zu Stickstoff während der Aufnahme (eq eq^{-1})

Nährungswerte für $x_{X:N}$				
	$x_{Ca:N}$	$x_{Mg:N}$	$x_{K:N}$	$x_{P:N}$
Fichte	0,6	0,2	0,2	0,2
Buche	0,4	0,2	0,2	0,2

$$N_{l(\text{crit})} = Q \cdot [N]_{\text{crit}} \quad [20]$$

$N_{l(\text{crit})}$ = Kritische Stickstoffauswaschung

$[N]_{\text{crit}}$ = Kritische Stickstoffkonzentration im Sickerwasser (eq m^{-3})

$$N_{de} = f \cdot (N_{\text{dep}} - N_u - N_l) \quad [21]$$

(gilt nur für den Fall, daß $N_{\text{dep}} > N_u + N_l$, sonst gilt $N_{de} = 0$)

N_{de} = N-Verlust durch Stickstoffdenitrifikation

$$CL_{\text{eut}}(N) = N_{u(\text{crit})} + N_{l(\text{crit})} + N_{de} + N_{l(\text{crit})} \quad [22]$$

$CL_{\text{eut}}(N)$ = Critical Loads für die Eutrophierung

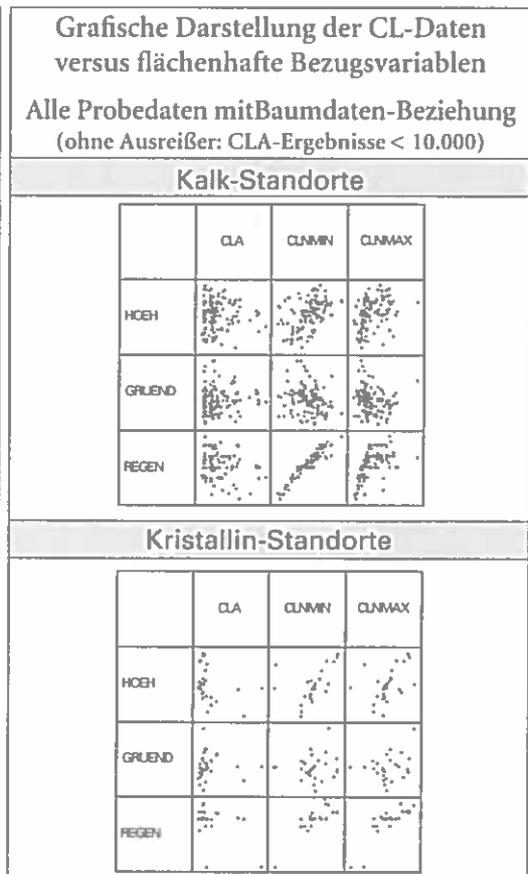
$N_{l(\text{crit})}$ = siehe Gl. 3

Anhang 4
Berechnungsgrundlagen der Flächenextrapolationen

A.4.1 Statistische Analysen der Beziehungen zwischen den Variablen
Alle Probedaten mit Baumdaten-Beziehung
 (ohne Ausreißer: CLA-Ergebnisse < 10.000)

Kalk-Standorte					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEHE	GRUEND	REGEN	CLA	CLNMIN
HOEHE	1.000				
GRUEND	-0.094	1.000			
REGEN	0.334	-0.167	1.000		
CLA	-0.020	0.047	-0.280	1.000	
CLNMIN	0.493	-0.201	0.950	-0.247	1.000
CLNMAX	0.393	-0.177	0.531	-0.040	0.593

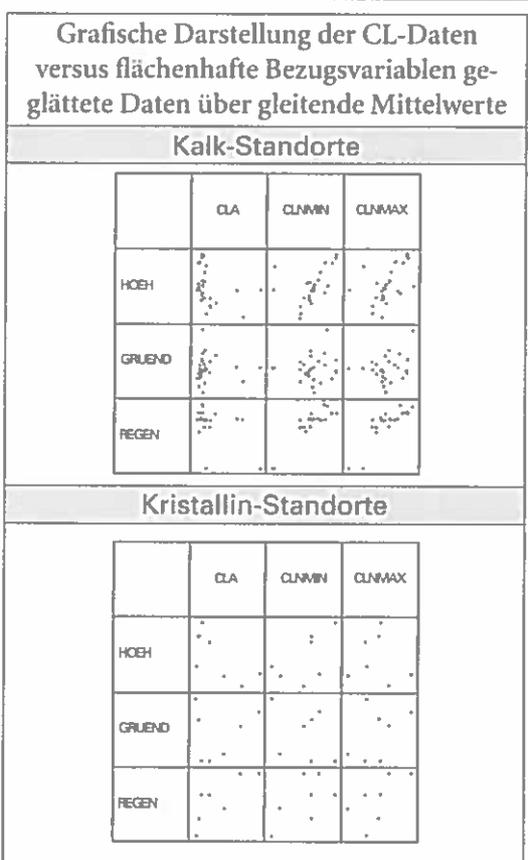
Kristallin-Standorte					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEHE	GRUEND	REGEN	CLA	CLNMIN
HOEDHM	1.000				
GRUEND	-0.016	1.000			
REGEN	-0.004	0.129	1.000		
CLA	-0.363	-0.022	-0.459	1.000	
CLNMIN	0.513	0.110	0.850	-0.536	1.000
CLNMAX	0.492	0.273	0.808	-0.424	0.943



Geglättete Daten über gleitende Mittelwerte

Kalk-Standorte					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEHE	GRUEND	REGEN	CLA	CLNMIN
HOEHE	1.000				
GRUEND	-0.557	1.000			
REGEN	0.381	0.267	1.000		
CLA	-0.214	-0.311	-0.638	1.000	
CLNMIN	0.546	0.090	0.959	-0.604	1.000
CLNMAX	0.303	0.029	0.447	-0.182	0.504

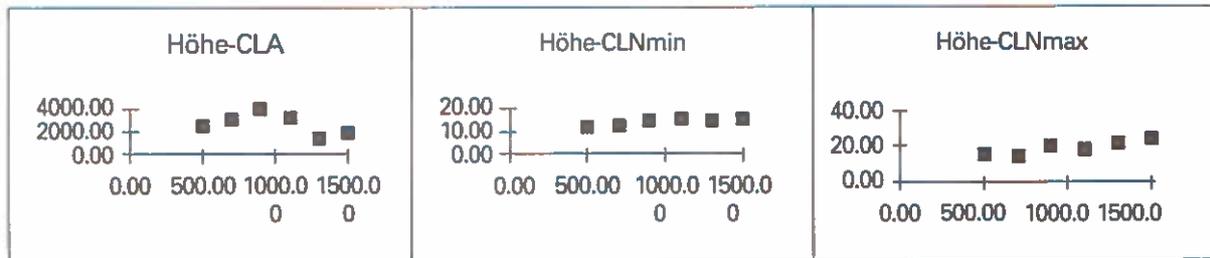
Kristallin-Standorte					
PEARSON CORRELATION MATRIX					
	HOEHE	GRUEND	REGEN	CLA	CLNMIN
HOEDHM	1.000				
GRUEND	-0.434	1.000			
REGEN	-0.254	-0.254	1.000		
CLA	-0.686	0.151	0.807	1.000	
CLNMIN	0.587	-0.376	0.598	0.147	1.000
CLNMAX	-0.107	0.427	0.636	0.605	0.594



A.4.2 Extrapolation der Critical Loads für Versauerung

Analyse der Beziehungen der CL-Daten nach Klassen der flächenhaften Bezugsgrößen als Vorbereitung zur Ableitung der nichtlinearen Extrapolationsfunktionen

Darstellung am Beispiel der Beziehung CL vs. Höhe auf Kalkstandorten



Koeffizienten der Extrapolationsfunktion					
Kalkstandorte			Kristalline Standorte		
Höhe			Höhe		
Anstieg	ah	0.8	Anstieg	ah	0.6
Intercept	bh	50	Intercept	bh	-500
Breite	ch	100	Breite	ch	1200
Position	dh	800	Position	dh	-900
multipl	eh	6000	multipl	eh	4000
Gründigkeit			Gründigkeit		
Anstieg	ag	40	Anstieg	ag	35
Intercept	bg	-2000	Intercept	bg	-3000
Breite	cg	33	Breite	cg	36
Position	dg	14	Position	dg	35
multipl	eg	5000	multipl	eg	3000
Niederschlag			Niederschlag		
Anstieg	ar	2.5	Anstieg	ar	0
Intercept	br	-3500	Intercept	br	500
Breite	cr	300	Breite	cr	900
Position	dr	1100	Position	dr	2500
multipl	er	5000	multipl	er	1500

Ergebnisse für Critical Loads /Versauerung mit den Ausgangsdaten

Kalk -Standorte					
	CLA	CLAH	CLAG	CLAR	
CLA	1.000				Punkt-Ergebnisse der Critical Loads Modells Ergebnisse aus Funktion mit Höhe Ergebnisse aus Funktion mit Gründigkeit Ergebnisse aus Funktion mit Niederschlag
CLAH	0.253	1.000			
CLAG	0.020	-0.259	1.000		
CLAR	0.314	0.671	-0.313	1.000	
Kristallin-Standorte					
	CLA	CLAH	CLAG	CLAR	
CLA	1.000				Punkt-Ergebnisse der Critical Loads Modells Ergebnisse aus Funktion mit Höhe Ergebnisse aus Funktion mit Gründigkeit Ergebnisse aus Funktion mit Niederschlag
CLAH	0.388	1.000			
CLAG	-0.097	-0.354	1.000		
CLAR	0.480	-0.167	0.562	1.000	

Verknüpfung der Modellergebnisse für CLA - Kalk

Regressionsmodell für Verknüpfung der 3 Modellergebnisse für CLA - Kalk							Regressionsmodell für Verknüpfung von 2 Modellergebnissen für CLA - Kristallin						
DEP VAR: CLA N: 48 MULTIPLE R: 0.858 SQUARED MULTIPLE R: 0.736 ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .725 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 1819.080							DEP VAR: CLA N: 10 MULTIPLE R: 0.952 SQUARED MULTIPLE R: 0.906 ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .894 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 547.260						
VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)	VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CLAH	0.098	0.199	0.076	0.252	0.495	0.623	CLAH	0.507	0.700	0.378	0.043	0.725	0.489
CLAG	0.448	0.258	0.354	0.140	1.735	0.090	CLAR	0.734	0.662	0.579	0.043	1.110	0.299
CLAR	0.608	0.361	0.459	0.079	1.685	0.099							
ANALYSIS OF VARIANCE							ANALYSIS OF VARIANCE						
SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P		SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P	
REGRESSION	.416137E+09	3	.138712E+09	41.919	0.000		REGRESSION	.231372E+08	2	.115686E+08	38.627	0.000	
RESIDUAL	.148907E+09	45	3309052.365				RESIDUAL	2395943.839	8	299492.980			
DURBIN-WATSON D STATISTIC .820													
FIRST ORDER AUTOCORRELATION .584													

A.4.3 Extrapolation der Critical Loads für Stickstoff

Regressionsmodelle

Kalk-Standorte - geglättete Daten							Kristallin-Standorte - geglättete Daten						
CLNmin DEP VAR: CLNMIN N: 42 MULTIPLE R: 0.991 SQUARED MULTIPLE R: 0.981 ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .980 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 0.250							CLNmin DEP VAR: CLNMIN N: 7 MULTIPLE R: 0.994 SQUARED MULTIPLE R: 0.987 ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .974 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 0.142						
VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)	VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	-1.606	0.495	0.000	.	-3.243	0.002	CONSTANT	-5.709	1.741	0.000	.	-3.279	0.046
HOEHE	0.002	0.000	0.196	0.529	6.458	0.000	HOEHE	0.004	0.001	0.584	0.507	6.380	0.008
GRUEND	0.001	0.004	0.005	0.738	0.178	0.860	GRUEND	0.009	0.011	0.051	0.911	0.745	0.511
REGEN	0.009	0.000	0.866	0.669	32.044	0.000	REGEN	0.008	0.001	0.494	0.536	5.545	0.012
ANALYSIS OF VARIANCE							ANALYSIS OF VARIANCE						
SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P		SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P	
REGRESSION	125.474	3	41.825	669.123	0.000		REGRESSION	4.677	3	1.559	77.299	0.002	
RESIDUAL	2.375	38	0.063				RESIDUAL	0.061	3	0.020			
CLNmax DEP VAR: CLNMAX N: 42 MULTIPLE R: 0.626 SQUARED MULTIPLE R: 0.392 ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .344 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 4.405							CLNmax nichtlineares Extrapolationsmodell Die lineare Regressionsfunktion liefert zu hohen Anstieg des CLNmax in größeren Höhen auf Kristallin. Deshalb erfolgt nun die Anpassung von Regressionskurven mittels nichtlinearer Approximation analog der Vorgehensweise bei CLA.						
VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)							
CONSTANT	-9.799	8.724	0.000	.	-1.123	0.268							
HOEHE	0.019	0.005	0.727	0.529	4.183	0.000							
GRUEND	0.146	0.078	0.276	0.738	1.874	0.069							
REGEN	-0.000	0.005	-0.012	0.669	-0.078	0.938							
ANALYSIS OF VARIANCE													
SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P								
REGRESSION	475.894	3	158.631	8.175	0.000								
RESIDUAL	737.343	38	19.404										

Koeffizienten der Extrapolationsfunktionen								
Höhe			Gründigkeit			Niederschlag		
Anstieg	ah	0.001	Anstieg	ag	0.08	Anstieg	ar	0.01
Intercept	bh	10	Intercept	bg	4.5	Intercept	br	-2
Breite	ch	400	Breite	cg	30	Breite	cr	100
Position	dh	1900	Position	dg	70	Position	dr	1600
multipl	eh	8	multipl	eg	3	multipl	er	3

Korrelationskoeffizienten CLNmax - CLN aus Funktionen					
	CLNMAX	CLNH	CLNG	CLNR	
CLNMAX	1.000				Punkt-Ergebnisse der Critical Loads Modells
CLNH	0.905	1.000			Ergebnisse aus Funktion mit Höhe
CLNG	0.375	0.284	1.000		Ergebnisse aus Funktion mit Gründigkeit
CLNR	0.767	0.686	0.012	1.000	Ergebnisse aus Funktion mit Niederschlag

Regressionsfunktion zur Ermittlung der Gewichte für die Datenverknüpfung						
Funktion mit 2 unabhängigen Variablen						
DEP VAR: CLNMAX						
N: 7						
MULTIPLE R: 0.998						
SQUARED MULTIPLE R: 0.996						
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .995						
STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 0.971						
VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CLNH	0.705	0.392	0.714	0.005	1.797	0.132
CLNR	0.276	0.386	0.285	0.005	0.716	0.506
ANALYSIS OF VARIANCE						
SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P	
REGRESSION	1161.061	2	580.531	615.158	0.000	
RESIDUAL	4.719	5	0.944			

Baumartenspezifische Darstellung ozonbelasteter Waldgebiete

S. SMIDT ¹⁾ & W. LOIBL ²⁾

1) Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

2) Abteilung Umweltplanung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Kurzfassung. In der vorliegenden Arbeit werden durch die Kombination der österreichischen Ozonmeßdaten des Sommers 1993 mit den Daten der Österreichischen Forstinventur unter Verwendung eines Modells Regionen bzw. Bestände unterschiedlicher Ozonbelastung baumartenspezifisch ausgewiesen. Als Beurteilungsgrundlage dient der provisorische Critical Level der UN-ECE (1994; "AOT40"), der auf der Berechnung von Ozondosen basiert und neben anderen wirkungsbezogenen Grenzwerten eine Möglichkeit bietet, die Belastung durch Ozon abzuschätzen. Die Problematik der Beurteilung der Auswirkung von Ozon auf die Hauptbaumarten und Waldökosysteme wird diskutiert. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind in erster Linie die Buche und die Kiefer als gefährdet einzustufen, während die Fichte weniger gefährdet ist. Der provisorische AOT40 spiegelt jedoch das tatsächliche Ozonrisiko nicht wider.

Schlüsselworte: Ozon, Alpen, AOT40

Abstract. [Species-Related Illustration of Forest Regions under the Impact of Ozone.] In the present paper a model is used to combine the Austrian ozone measuring data of summer 1993 and data from the Austrian Forest Inventory in order to show that, depending on the respective tree species, regions and/or stands differ in respect of ozone stress. The provisional Critical Level of the UN-ECE (1994; AOT40) serves as the basis of assessment; it is based on the calculation of ozone doses and offers another way of ozone-related stress assessment. The question of how to assess the impact of ozone on forest ecosystems is discussed. According to the present standard of knowledge beech and pine are the species that are most in danger, whereas spruce is less endangered. The provisional AOT40 does, however, not reflect the actual risk.

Keywords: Ozone, Alps, AOT40

1. Einleitung

Ozon ist ein Pflanzengift, das auf Zell-, Organ- und Organismusebene negative Effekte wie z.B. Blattveränderungen und Zuwachsverluste bewirkt, welche in Kammer- und Freilandversuchen nachgewiesen werden konnten. Es tritt in sog. Reinluftgebieten in höheren Langzeitkonzentrationen als in Ballungsräumen auf. Im Gegensatz zu Schwefeldioxid und den Stickstoffoxiden nehmen die Ozon-Langzeitkonzentrationen im allgemeinen mit der Seehöhe bzw. bis zur Waldgrenze zu. Ferner hat sich für den Alpenraum gezeigt, daß die höchsten SO₂- und NO_x-Halbstundenmittelwerte mit der Seehöhe deutlich abnehmen, während jene des Ozons etwa gleichbleiben (SMIDT 1996). Die Ozonmessungen in österreichischen Waldgebieten ergaben, daß nach den bestehenden wir-

kungsbezogenen Immissionsgrenzwerten an den meisten Meßstationen empfindliche Pflanzenspezies gefährdet sind. Ozon spielt daher in alpinen Waldökosystemen, vor allem in höheren Lagen, eine besondere Rolle als Pflanzenstressor.

Ozonkonzentrationen werden in Europa nach verschiedenen Kriterien bewertet. Der provisorische Critical Level der UN-ECE (1994) basiert im Gegensatz zu anderen Grenzwerten (z.B. WHO 1987 und 1995; ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989) auf einer wirkungsbezogenen Höchstdosis, oberhalb derer Biomassereduktionen auftreten können.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, unter Zuhilfenahme von Modellrechnungen für das österreichische Bundesgebiet bzw. den Alpenraum Regionen bzw. Bestände unterschiedlicher Ozonbelastung, basierend auf dem AOT40 der UN-ECE (1994), auszuweisen. Eine kartenmäßige Darstellung soll für die Haupt-

baumarten Österreichs Rückschlüsse auf die unterschiedlich ozonbelasteten Regionen zulassen. Anhand einer kurzen Literaturzusammenschau soll ferner abgeleitet werden, welche Baumarten in Österreich als ozongefährdet anzusehen sind.

2. Methodik

2.1 Grenzwerte

• Immissionsgrenzwerte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften

Die wirkungsbezogenen Immissionsgrenzwerte der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) zum Schutz empfindlicher Pflanzen lauten:

Halbstundenmittelwert:	300 µg/m ³
Einstundenmittel:	150 µg/m ³
Achtstundenmittel:	60 µg/m ³ und
Vegetationszeitmittel:	60 µg/m ³ (VMW7, 9.00 - 16.00, April - Oktober)

• Critical Level für Ozon

Der provisorische Critical Level von 10 ppm.h für Forstpflanzen ("AOT40"-Wert der UN-ECE 1994 = "accumulated exposure over a threshold of 40 ppb") berücksichtigt nur jene Ozonkonzentrationen (1-Stundenmittelwerte), welche 40 ppb (= 80 µg/m³) überschreiten. Der AOT40-Wert ist somit die Summe der Differenzen zwischen den Stundenmittelwerten in ppb und 40 ppb für jedes Stundenmittel über 40 ppb. Er basiert auf der Reduktion der Biomasseproduktion von mindestens 10 %, d.h. bei einer

Überschreitung von 10 ppm.h innerhalb von sechs Monaten höchster Empfindlichkeit des Rezeptors = Baumes (z.B. April bis September) ist mit einer Reduktion der Biomasseproduktion von über 10 % zu rechnen. Zusätzlich zu den Berechnungen mit der 40 ppb-Grenze wurden auch solche mit der 30 ppb und 60 ppb-Grenze (AOT30, AOT60) angestellt.

2.2. Modellansatz zur Darstellung der Ozonbelastung in Österreich

Die Ozonbelastung wird in Österreich an ca. 130 Meßstationen erfaßt. Um das Ozonrisiko für die gesamte Waldfläche abzuschätzen, muß die zeitliche und räumliche Dynamik der Ozonbelastung für die Räume zwischen den Ozonmeßstationen berechnet werden. Die Ozonkonzentration schwankt aufgrund der regionalen Schadstoffkonzentrationen und aufgrund geländebedingter lokaler Windsysteme v.a. im Alpenraum kleinräumig stark, sodaß eine einfache Interpolation zwischen den Meßstellen keine realistischen flächenhaften Ozonkonzentrationen liefert.

Um die Ozonbelastung für die Räume zwischen den Meßstationen zu berechnen und die kleinräumigen Schwankungen zu berücksichtigen, wurde im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf ein statistisches Modell entwickelt. Das Modell simuliert Ozonkonzentrationsverläufe in Abhängigkeit von Tageszeit und relativen Höhe über Grund mit Hilfe einer Zeit- und Höhenabhängigkeits-Funktion der Ozonkonzentration aktueller Meßdaten und einem digitalen Höhenmodell.

Die Zeit- und Höhenabhängigkeitsfunktion der Ozonkonzentration hat folgende Form:

$$Ostd_{(h_{rel}, t)} = \left(a_1 + a_2 \cdot e^{-(t-a_3)^2 \cdot a_4} \right) \cdot \ln \left(\frac{b_5 \cdot h_{rel}}{100} + b_1 + b_2 \cdot e^{-t(-b_3)^2 \cdot b_4} \right) - \frac{c_1}{1 - (t - c_2)} \cdot \frac{h_{rel}}{c_3}$$

<i>Ostd</i>	= Standard-Ozonkonzentration
<i>h_{rel}</i>	= Relativhöhe
<i>t</i>	= Tageszeit
<i>a_x, b_x, c_x</i>	= Parameter der Funktion
<i>e</i>	= Exponent

Die Funktion wurde mittels Parameterschätzung nichtlinearer Modelle anhand der Höhe der Stationen über Talboden und der Halbstundenmittelwerte von 100-120 Meßstationen während Episoden hoher Ozonkonzentration der Jahre 1990-1992 approximiert und in den Folgejahren optimiert (LOIBL et al. 1993, LOIBL et al. 1994, LOIBL & ZÜGER 1994, LOIBL 1995).

Sie liefert eine zweidimensionale Verteilung der Standard-Ozonkonzentration, d.h. des durchschnittlichen Konzentrationsverlaufes an einem Sommertag. Die Konzentrationswerte zeigen sich in x-Richtung als zeitabhängige Tagesgangkurven bezogen auf die Geländehöhe und in y-Richtung als Höhenabhängigkeitskurven bezogen auf die Tageszeit (Abbildung 1).

Diese Höhenabhängigkeitskurven beschreiben den jeweiligen Anstieg der Ozonkonzentration mit steigender Höhe für jede Tageszeit. Die Funktion bzw. die betreffenden Höhenabhängigkeitskurven werden stündlich anhand der für ausgewählte Höhenstufen gemittelten Abweichung der Meßwerte von den Modellergebnissen an die generelle tagesspezifische Ozonkonzentration (bedingt durch Jahreszeit, Witterung, lokale Schadstoffbelastung u.s.w.) angepaßt. Mit den sich daraus ergebenden tagesspezifischen Höhenabhängigkeitskurven und einem digitalen Höhenmodell werden schließlich "Ozonkonzentrationsflächen" erzeugt.

Die verbleibenden Abweichungen der berechneten Werte von den Meßdaten an den Standorten der Meßstationen werden interpoliert und in die jeweilige Ozonkonzentrationsfläche integriert, sodaß tages-

und tageszeitspezifische Karten der Ozonkonzentration unter Berücksichtigung der lokalen Einflüsse für das gesamte Sommerhalbjahreszeugt werden können.

Für die Ozonmodellierung des Sommerhalbjahres 1993 im vorliegenden Bericht wurde ein digitales Höhenmodell im 3 km-Raster herangezogen (LOIBL 1995), welches eine kartenmäßige Darstellung der AOT40-Summenbelastungen für das gesamte Bundesgebiet in diesem Raster erlaubt. Die AOT40 Karte wurde mit der digitalen Karte der Baumartenverteilung gemäß den Ergebnissen der Österreichischen Forstinventur 1986/90 (Baumartenatlas der Forstlichen Bundesversuchsanstalt; SCHADAUER 1994) verknüpft, um die Baumartenverteilung mit der Ozonbelastung räumlich in Beziehung zu setzen. Damit konnten für die österreichischen Hauptbaumarten spezifische Ozonbelastungsgebiete ausgewiesen werden (SMIDT et al. 1996).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ozon-Jahresmittelwerte und Grenzwertüberschreitungen

Die Ozonjahresmittel aus dem österreichischen Bundesgebiet, die durch einzelne alpine Stationen in Bayern und der Schweiz ergänzt wurden, lagen in den Jahren 1985-1994 zwischen 12 und 132 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Aus Abbildung 2 ist ersichtlich, daß Werte über 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= Grenzwert für das Vegetationszeitmittel "VMW7" der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989) an Stationen über 1000 m Seehöhe fast ausschließlich überschritten werden.

Abb. 1:
Trendfläche der Zeit- und Höhenabhängigkeitsfunktion der Ozonkonzentration

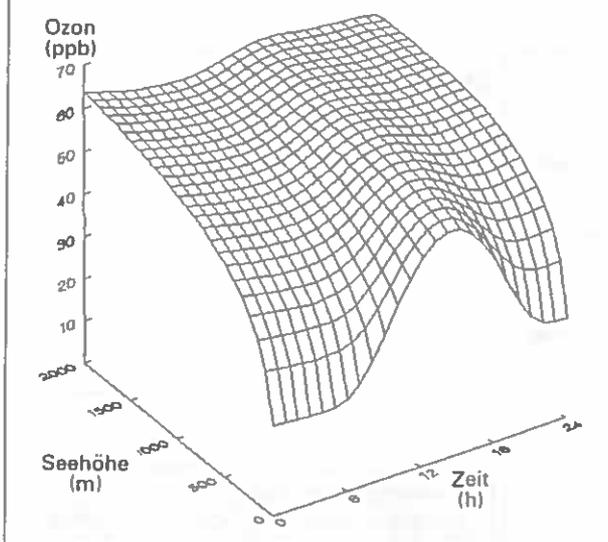
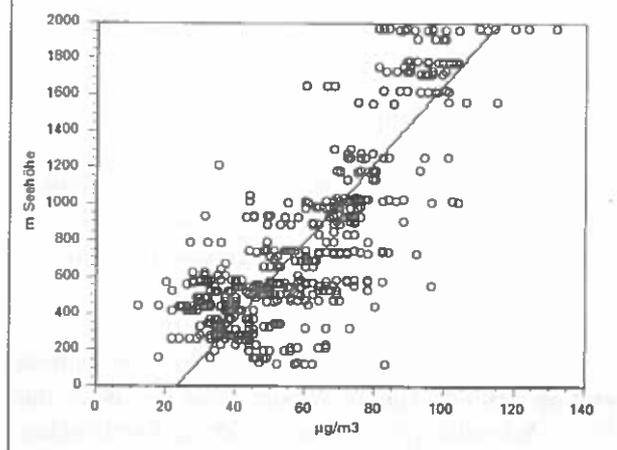
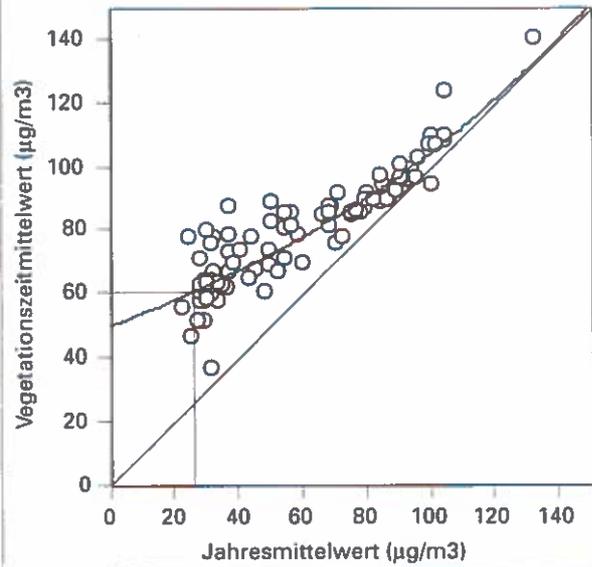


Abb. 2:
Ozon-Jahresmittel 1985-1994 (Österreich, Bayern, Schweiz)



Wie Abbildung 3 anhand von Werten österreichischer und schweizerischer Stationen zeigt, können bei Jahresmitteln unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die VMW7-Werte bereits über $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

Abb. 3:
Ozon-Vegetationszeitmittel vs. Jahresmittel (1987-1994)



Punktuelle Auswertungen von Ozonmeßdaten im Bezug auf den Vegetationszeit-Grenzwert der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989; VMW7 = $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ergaben, daß dieser in Österreich an walddrelevanten Station meist überschritten wird, während die relativ hoch angesetzten Grenzwerte für das 1/2h- und 1h-Mittel kaum oder nur selten überschritten werden (SMIDT 1994).

Auch der AOT40 nimmt mit der Seehöhe deutlich zu (Abbildung 4) und überschreitet in hohem Maße die 10 ppm.h-Grenze (LOIBL 1995, SMIDT 1994); meist wird diese kritische Dosis bereits im April oder Mai erreicht (Abbildung 5) und im Laufe der Vegetationsperiode um ein mehrfaches überschritten.

3.2 Kartendarstellungen der AOT40-Überschreitungen

Basierend auf dem Modell wurden für das österreichische Bundesgebiet Karten erstellt, welche Gebiete bzw. Bestände mit unterschiedlichen Ozondosen ausweisen.

Auf der Basis einer 30 ppb-Schwelle (AOT30) zeigen die Abbildungen 6 a-c für alle Baumarten, daß zumeist über 70 ppm.h erreicht werden. Auf der Basis der 40 ppb-Schwelle (provisorischer Critical Level) stehen

Abb. 4:
Abhängigkeit der gemessenen Ozondosen (ppm.h) von der Seehöhe (Österreich und Schweiz, 1991-1994)

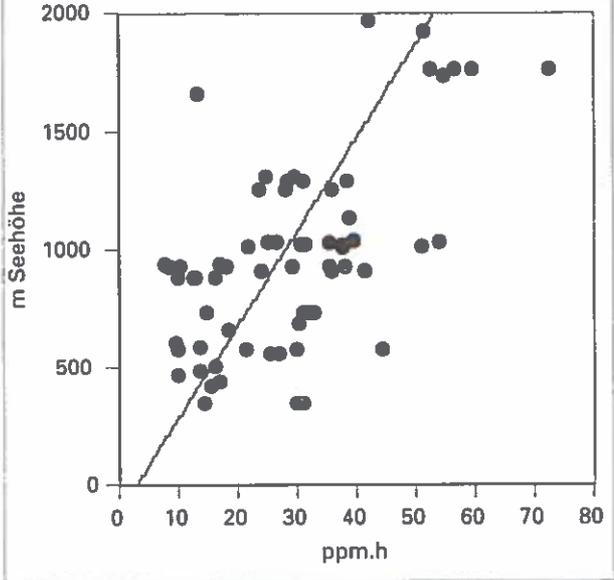
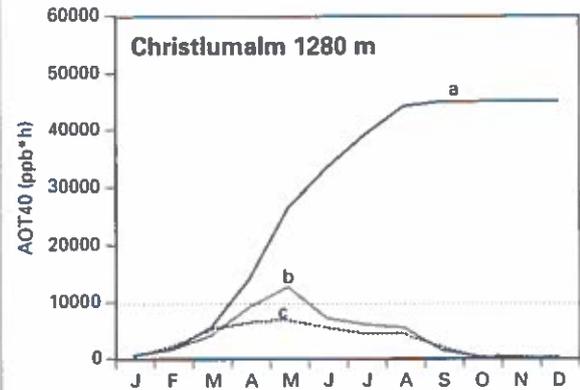
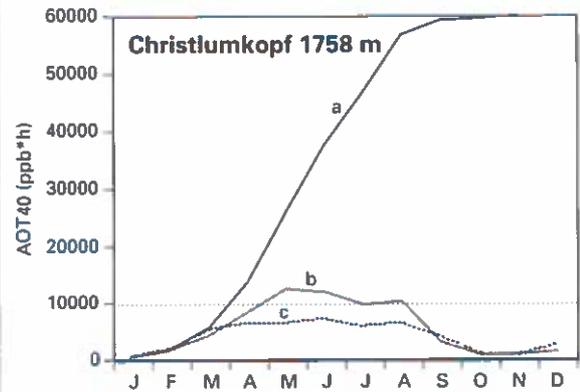


Abb. 5:
Monatliche Summen und Gesamtsummen der ppm.h an zwei Stationen im Achtental (Christlumalm 1280 m; Christlunkopf 1758 m)



a: Summenhäufigkeitskurve (Dosisummen)
b: Monatliche Dosen (ppm.h)
c: Monatliche Anzahl der 1h-Mittel über 40ppb

noch immer die größten Flächenanteile bzw. meisten Bestände unter der Einwirkung einer Dosis von über 10 ppm.h, Werte unter 10 ppm.h liegen nur zu einem geringen Anteil vor; es ist ferner ersichtlich, welche Regionen relativ stark (mit 50 bis über 70 ppm.h) mit Ozon belastet sind. Eine Schwelle von 60 ppb (AOT60) hingegen würde beinahe für das gesamte Bundesgebiet die 10 ppm.h-Schwelle *unterschreiten*.

Die Abbildungen 6 d-h zeigen, daß die mit Fichten und Lärchen bestockten Regionen stark betroffen sind. Die Kiefer ist im Bereich der Buckligen Welt (südwestliches Niederösterreich), die Tanne in Vorarlberg besonders stark belastet. Bei der Buche sind dies Südkärnten, der nördliche Teil Vorarlbergs, das südliche Oberösterreich und das südliche bzw. südwestliche Niederösterreich.

Abb. 6a:
AOT30-Werte für alle Baumarten

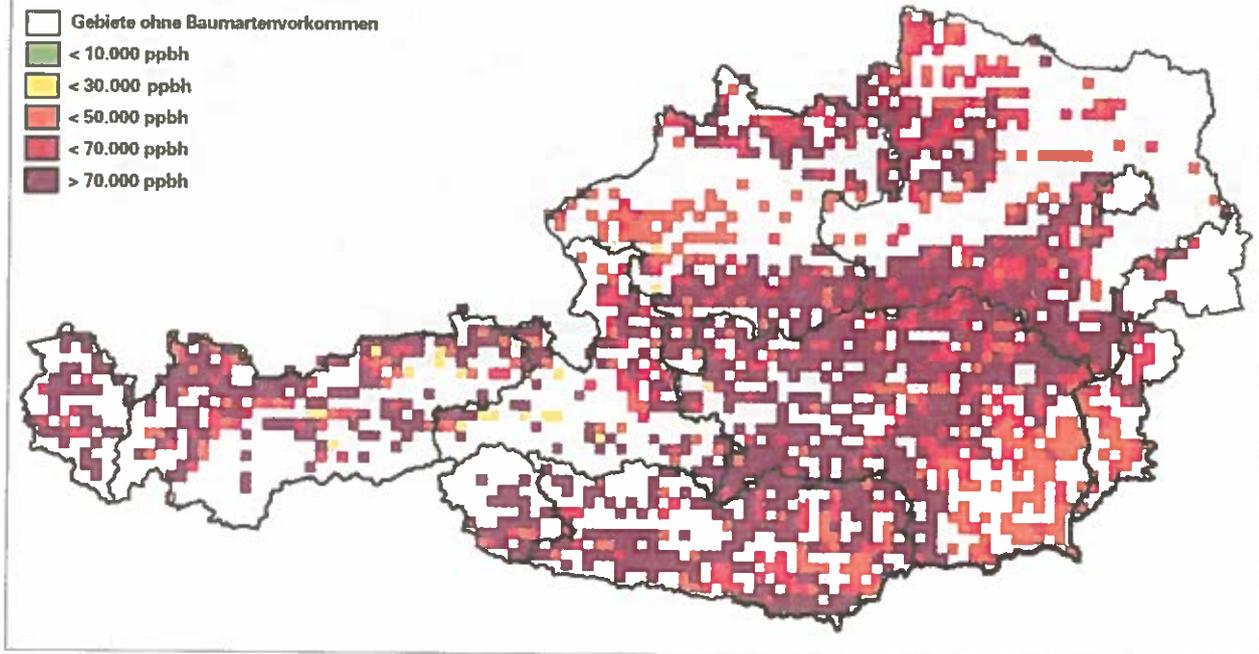


Abb. 6b:
AOT40-Werte für alle Baumarten

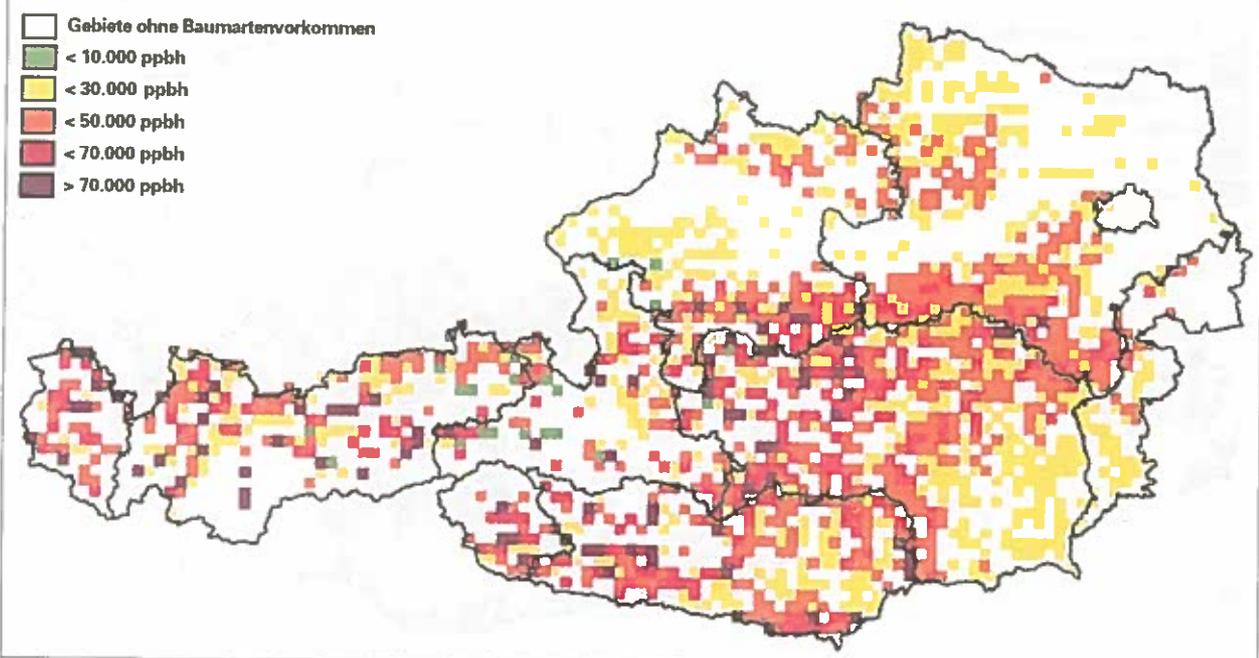


Abb. 6c:
AOT60-Werte für alle Baumarten

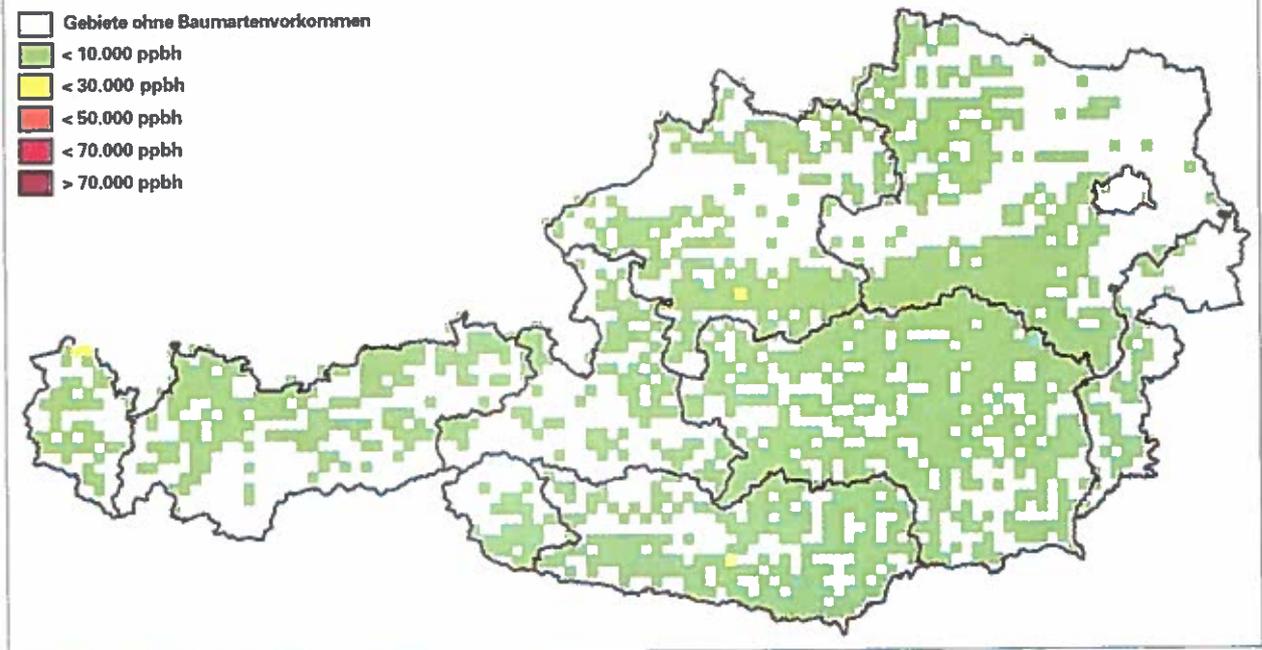


Abb. 6d:
AOT40-Werte für Fichte

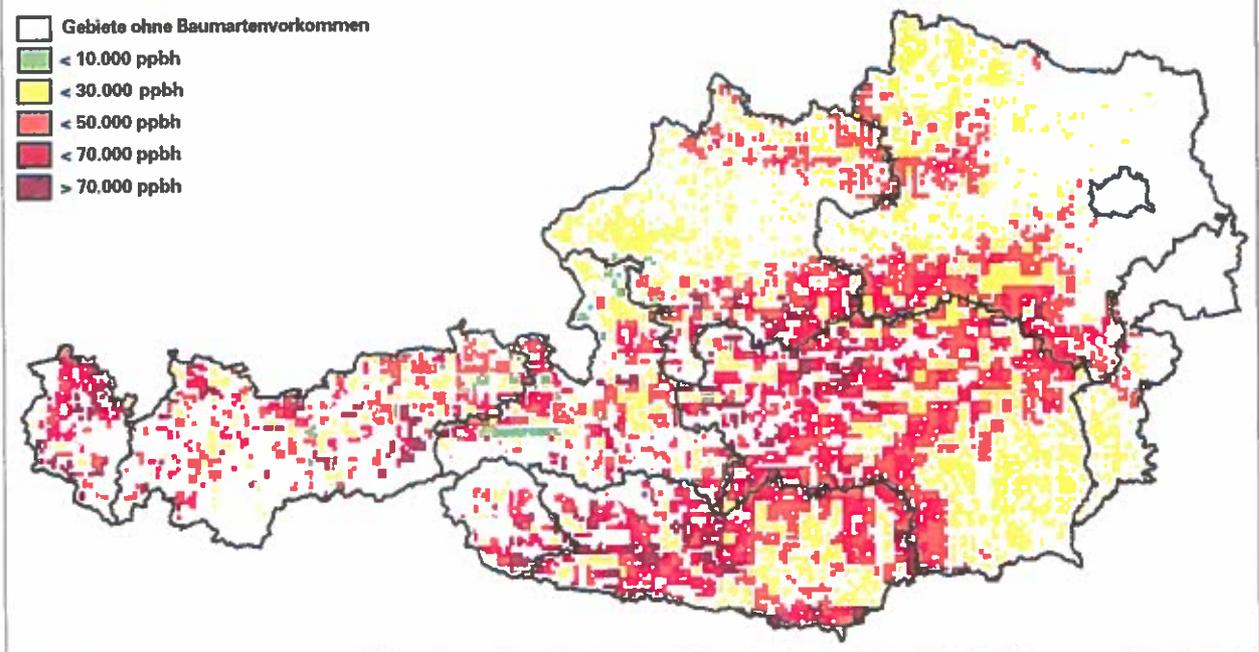


Abb. 6e:
AOT40-Werte für Tanne

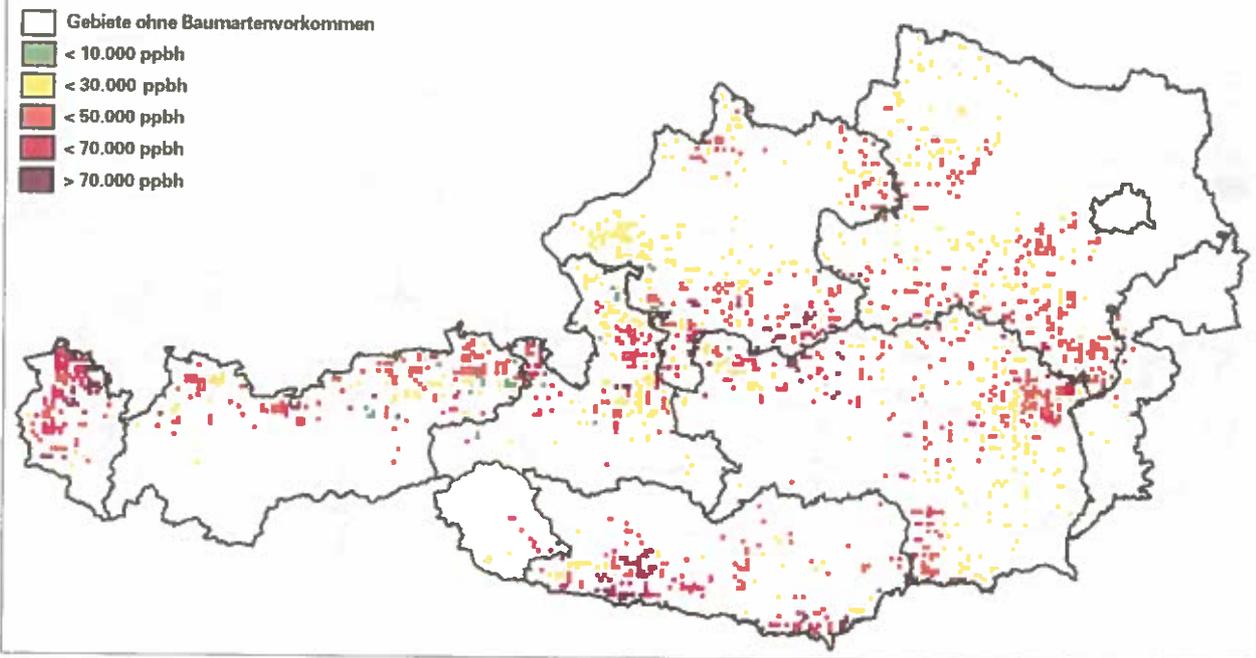


Abb. 6f:
AOT40-Werte für Lärche

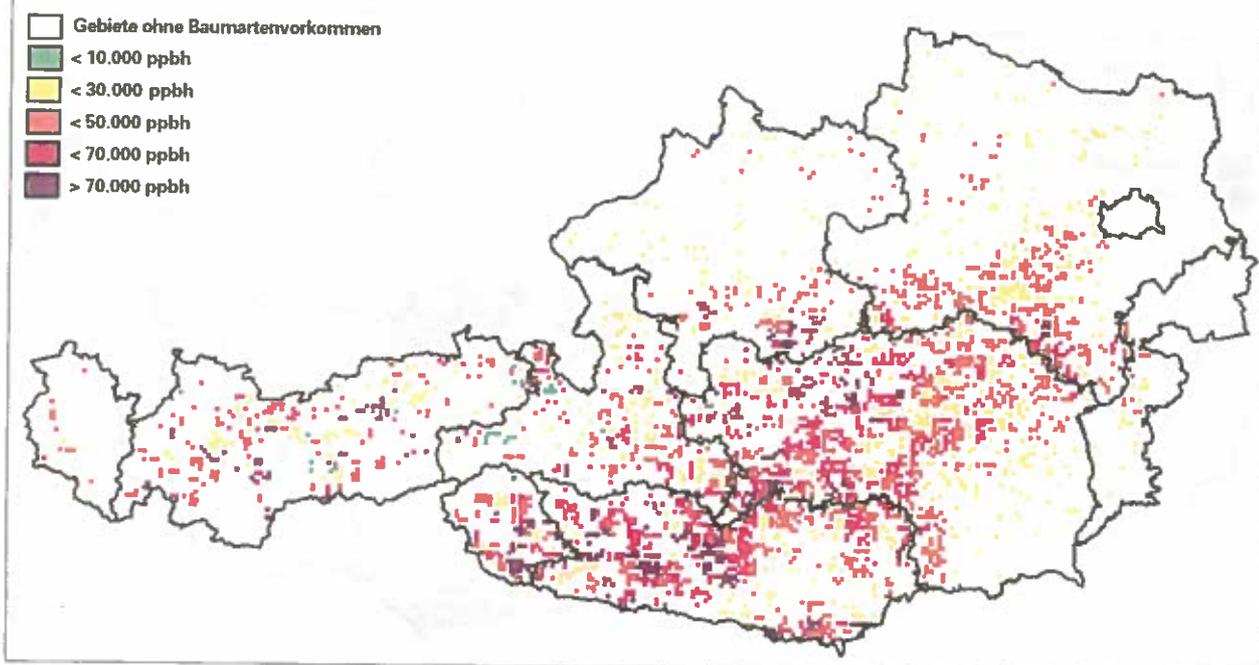


Abb. 6g:
AOT40-Werte für Kiefer

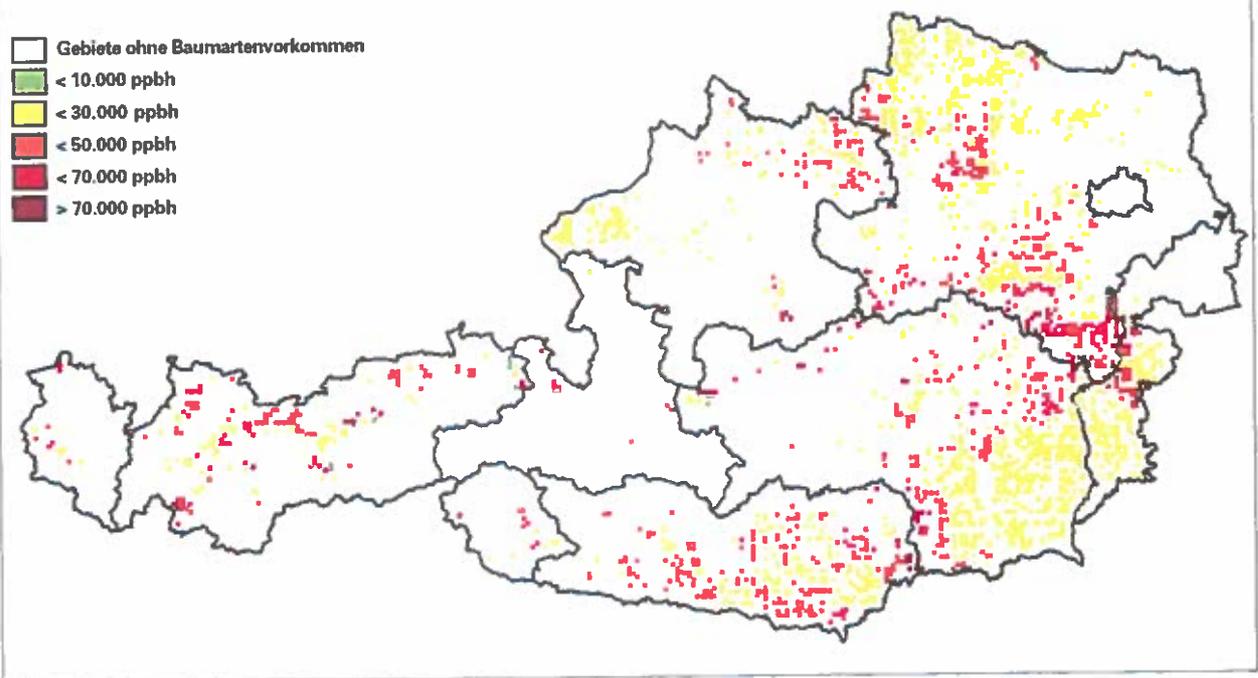
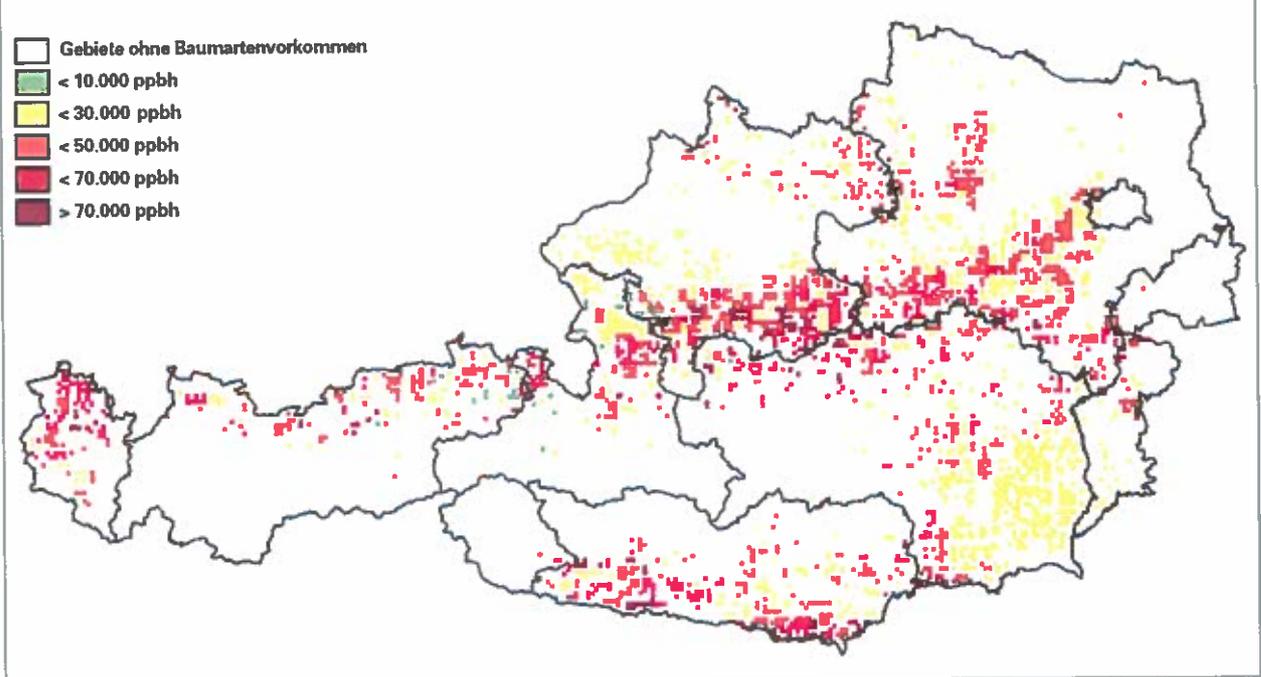


Abb. 6h:
AOT40-Werte für Buche



3.3 Abschätzung der Belastung von Baumarten und Waldökosystemen

Die eindeutige Aussage der zu erwarteten Ozon-Belastung der österreichischen Hauptbaumarten ist schwierig, weil unterschiedliche Kriterien ("Blattempfindlichkeit", "Beeinträchtigung der Photosyntheseaktivität" bzw. der "Biomasseproduktion") zur Beurteilung der Belastung an ein- und derselben Baumart zu unterschiedlichen Resultaten führen kann (SMIDT et al. 1991) und überdies das Baumalter eine

Rolle bei der Empfindlichkeit spielt; andere Einflußfaktoren sind z.B. unterschiedliche Rahmenbedingungen und Herkünfte der Baumarten.

Hinsichtlich der unterschiedlichen Bewertungskriterien kann aufgrund bisheriger Untersuchungen - stark vereinfachend - die in Tabelle 1 wiedergegebene Klassifizierung der Empfindlichkeit der österreichischen Hauptbaumarten vorgenommen werden. Hierbei wurden von REICH (1987; Kriterium: Reduktion der Photosyntheseleistung) Laubbäume ozonempfindlicher eingestuft als als Nadelbäume.

Tabelle 1:

Vereinfachende Einstufung der Empfindlichkeit der in Österreich wichtigsten Baumarten, basierend v.a. auf Begasungen in Kammerversuchen mit jungen Pflanzen

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1987):

Die Einstufung der Empfindlichkeit basiert auf Kurzzeitbegasungen junger Pflanzen amerikanischer Herkunft (2-8 h mit 100/250 ppb) nach DAVIS & WILHOUR (1976)

Spezies	Relative Empfindlichkeit	Literatur
Conifers	weniger empfindlich (P)	REICH 1987
<i>Picea abies</i>	weniger empfindlich (L)	KELLER & HÄSLER 1984 LANDOLT & LÜTHY-KRAUSE 1991 VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1987
<i>Picea abies</i>	empfindlich (L, P)	PRINZ et al. 1985
<i>Picea abies</i>	empfindlich (L)	SKEFFINGTON & ROBERTS 1985
<i>Picea abies</i>	weniger empfindlich (P *)	WIESER & HAVRANEK 1993
<i>Picea abies</i>	weniger empfindlich (G)	KÜPPERS et al. 1994
<i>Pinus sylvestris</i>	empfindlich (L)	LANDOLT & LÜTHY-KRAUSE 1991 SKEFFINGTON & ROBERTS 1985
<i>Pinus sylvestris</i>	weniger empfindlich (G)	KÜPPERS et al. 1994
<i>Larix decidua</i>	sehr empfindlich (L)	VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1987
<i>Larix decidua</i>	(sehr) empfindlich (L)	ASHMORE et al. 1985
<i>Larix decidua</i>	weniger empfindlich (P *)	HAVRANEK & WIESER 1993
<i>Abies alba</i>	weniger empfindlich (L)	GENYS & HEGGESTAD 1978 GROSS 1987 SENER et al. 1987 KELLER & HÄSLER 1984 LANDOLT & LÜTHY-KRAUSE 1991
<i>Abies alba</i>	empfindlich (P)	LARSEN et al. 1990 ARNDT & KAUFMANN 1985 ASHMORE et al. 1985
<i>Abies alba</i>	weniger empfindlich (G)	KÜPPERS et al. 1994
Deciduous trees	mittelempfindlich (P)	REICH 1987
<i>Fagus sylvatica</i>	weniger empfindlich (L)	VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1987
<i>Fagus sylvatica</i>	empfindlich (L)	PRINZ et al. 1985
<i>Fagus sylvatica</i>	empfindlich (P)	ARNDT & KAUFMANN 1985
<i>Fagus sylvatica</i>	empfindlich (P)	KRAUSE & PRINZ 1989 GUDERIAN et al. 1990 MIKKELSEN 1989
<i>Fagus sylvatica</i>	empfindlich (G)	KÜPPERS et al. 1994 BRAUN & FLÜCKIGER 1994
<i>Quercus robur</i>	unempfindlich (L)	DAVIS & WOOD 1968
<i>Quercus robur</i>	empfindlich (G)	KÜPPERS et al. 1994

*) Freilandhebungen an Altbäumen

Beurteilungskriterien: L: Blattempfindlichkeit
P: Beeinträchtigung der Photosyntheseaktivität
G: Biomasseproduktion

Die Zusammenstellung von SKÄRBY & KARLSSON (1996; Tabelle 2) gibt den aktuellsten Stand von Untersuchungen auf der Basis des AOT40 in Open-Top-Kammerversuchen und Freilandversuchen mit Jungpflanzen wieder. Aufgrund der Experimente der bei diesen Autoren angeführten Zitate ergeben sich z.B. bei einer Dosis von 14 ppm.h bei Kiefer und bei 20 ppm.h bei Fichte Biomasseverluste von über 10 %; bei Buche wurde bereits mit 6-7 ppm.h Biomasseverluste von 10 % bewirkt.

3.3.1 Abschätzung der Belastung der Hauptbaumarten in Österreich

Die Baumartenverteilung in Österreich weist auf der Basis der Vorratsanteile die Baumarten Fichte (60,9 %), Buche (9,1 %), Weißkiefer (8,5 %), Lärche (6,9 %), Tanne (4,7 %) und Eiche (2,3 %) als die Hauptbaumarten aus (SCHADAUER 1994; Inventurperiode 1986/90). Nach Ergebnissen einer früheren Inventurperiode (1961/70; BRAUN 1974) sind in Österreich die Vorratsanteile der einzelnen Baumarten gemäß Abbildung 7 in den einzelnen Höhenstufen verteilt: Die Lärchenanteile nehmen mit der Seehöhe zu, jene der Fichte nur bis 1500 m, die Anteile der übrigen dargestellten Baumarten nehmen (zumindest ab der Höhenstufe 600 m - 900 m) bis zur Waldgrenze ab.

Die österreichische Hauptbaumart Fichte scheint relativ wenig empfindlich gegenüber Ozon als Einzelkomponente zu sein. Es gibt jedoch konkrete Hinweise, daß im Kammerversuch gemeinsam mit sauren Depositionen (BLANK & LÜTZ 1990; KRUPA & ARNDT 1990) bzw. im Freilandversuch gemeinsam mit klimatischen Faktoren (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989) Beeinträchtigungen pflanzenphysiologischer Prozesse eintreten. Sichtbare Veränderungen wurden auch im Zusammenwirken mit saurem Nebel erzeugt (SKEFFINGTON et al. 1985). Eine *akute Gefährdung* dieser Baumart gegenüber Ozon im Freiland ist jedoch nicht belegt.

Die Lärche wurde vom VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1987) als "sehr blattempfindlich" eingestuft (diese Einstufung basiert auf Untersuchungen von DAVIS & WILHOUR 1976 mit jungen Lärchen amerikanischer Herkunft), während HAVRANEK & WIESER (1993) in Freilandversuchen an einer Altlärche (Zillertal/Tirol) auch mit stark gegenüber den herrschenden Konzentrationen erhöhten Ozonkonzentrationen keine signifikante Beeinträchtigung der Photosynthese feststellen konnten.

Nicht eindeutig lassen sich auch die Baumarten Tanne und Kiefer einschätzen, während die Buche eindeutig als empfindlich einzustufen ist. Auch die Esche hat sich im Open-Top-Kammerversuchen in der Schweiz als empfindlich herausgestellt (LANDOLT 1996).

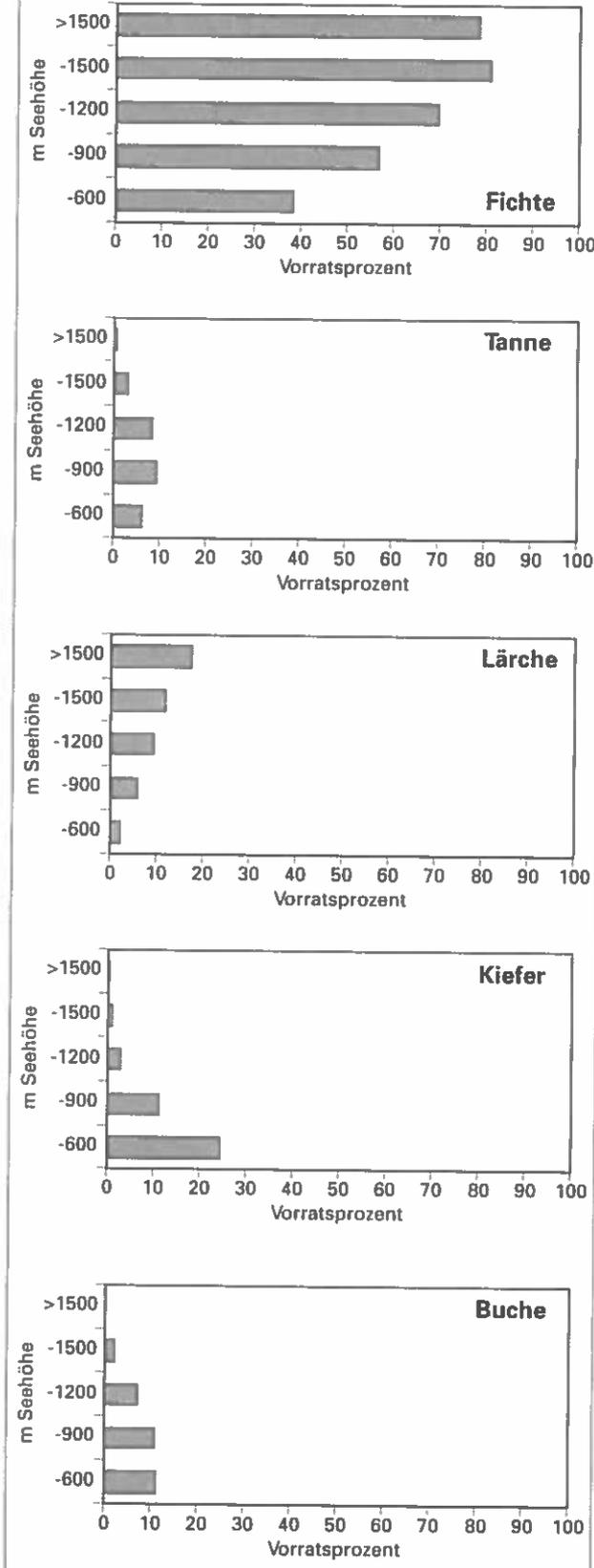
Tab.2:

Europäische Studien betreffend der Beeinflussung verschiedener "Effektparameter" von Forstbäumen bei unterschiedlichen Ozonbehandlungen (Freiland- und Open-Top-Kammerversuche; aus SKÄRBY & KARLSSON 1996)

Spezies	Effektparameter	Zahl der Saisonen	AOT40 pro Saison	% Änderung	Litetatur
<i>Fagus sylvatica</i>	gesamte Biomasse	1-3	7	10	BRAUN & FLÜCKIGER 1995
<i>Fagus sylvatica</i>	Triebbiomasse	2	6	10	KÜPPERS et al. 1994
<i>Fagus sylvatica</i>	Stammdurchmesser	1-3	14	10	MORTENSSEN et al. 1996
<i>Fagus sylvatica</i>	gesamte Biomasse	2	14	7	STEINGRÖVER et al. 1995
<i>Fagus sylvatica</i>	Triebdurchmesser	1	24	9	KRAUSE & HÖCKEL 1996
<i>Quercus</i>	Triebbiomasse	2	6	10	KÜPPERS et al. 1994
<i>Picea abies</i>	gesamte Biomasse	1-3	13	10	BRAUN & FLÜCKIGER 1995
<i>Picea abies</i>	Triebbiomasse	2	12	10	KÜPPERS et al. 1994
<i>Picea abies</i>	gesamte Biomasse	3	20	18	KARLSSON et al. 1996
<i>Picea abies</i>	oberirdische Biomasse	5	9	12 *)	SKÄRBY et al. 1995
<i>Picea abies</i>	Stammdurchmesser	4	30	10 *)	HOLLAND et al. 1995
<i>Pinus sylvestris</i>	Triebbiomasse	2	12	10	KÜPPERS et al. 1994
<i>Pinus sylvestris</i>	Stammdurchmesser	4	30	10 *)	HOLLAND et al. 1995
<i>Pinus sylvestris</i>	gesamte Biomasse	2	14	12	STEINGRÖVER et al. 1995
<i>Abies alba</i>	Triebbiomasse	2	12	10	KÜPPERS et al. 1994

*) keine signifikanten Veränderungen

Abb. 7:
Holzvorräte der österreichischen Hauptbaumarten (nach
BRAUN 1974)



3.3.2 Abschätzung der Belastung der Waldökosysteme in Österreich

Trotz der bekannten Pflanzengiftigkeit von Ozon und der großen Zahl von Grenzwertüberschreitungen besonders in Seehöhen über 1000 m ist eine *akute* Gefährdung alpiner Waldökosysteme durch Ozon alleine nicht erwiesen. Aufgrund des Zusammenwirkens von Ozon mit anderen Luftschadstoffen bzw. Schadstoffdepositionen und klimatischen Stressoren ist jedoch davon auszugehen, daß additive oder synergistische Effekte auftreten. Jedenfalls stehen v.a. Laubwälder bzw. die Laubhölzer unter einer Dauerbelastung durch Ozon.

Da der AOT40 Zuwachsverluste als Beurteilungsbasis zugrundegelegt sind, würde dies bedeuten, daß in Österreich aufgrund der herrschenden Ozonkonzentrationen Zuwachsverluste in hohem Ausmaß zumindest bei Jungpflanzen gegeben sein müßten. Tatsache ist jedoch, daß in Österreich - wie auch in anderen europäischen Ländern - in den letzten Inventurperioden markante Steigerungen des Gesamtwachses festgestellt wurden. Ozonbedingte Zuwachsverluste konnten bisher im Freiland an Altbäumen nicht nachgewiesen werden, weil hier eine Reihe weiterer Faktoren wie z.B. Stickstoffeinträge oder klimatische Faktoren zu einer Überlagerung der Effekte führen.

Trotz der massiven und langjährigen Überschreitungen wirkungsbezogener Grenzwerte ist es zu keinem ozonbedingten Niedergang ("decline") von Beständen gekommen. Dies liegt daran, daß sich die Grenzwerte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften und der AOT40 an den ozonempfindlichsten Pflanzen orientieren. Das bedeutet aber auch, daß die genetisch verankerte Widerstandsfähigkeit gegenüber diesem Schadstoff, die v.a. in den Hochlagen zum Tragen kommen dürfte, *derzeit* noch ausreicht, Schäden größeren Ausmaßes zu verhindern. Die permanente Ozonbelastung und das Zusammenwirken mit anderen Stressoren sowie mit großräumigen klimatischen Veränderungen sind jedoch als eine latente Gefahr zu betrachten.

3.4 Kritische Bemerkungen zum AOT40 und Ausblick

Man kann davon ausgehen, daß der provisorische AOT40, der derzeit noch in Diskussion steht, für Waldökosysteme zu streng angesetzt ist und das tatsächliche Risiko nicht widerspiegelt, da offenbar die Ozonaufnahme der Pflanzen während des Tages nicht aliquot zur Ozonkonzentration erfolgt. Die

Pflanzen schützen sich bei geringer Luftfeuchtigkeit durch Schließung der Stomata und verhindern eine Ozonaufnahme v.a. während der Mittags- und Nachmittagsstunden, also zu Zeiten höchster Ozonkonzentration.

Beim "Workshop on Critical Levels for Ozone in Europe, Testing and Finalising the Concepts" in Koupio/Finnland im April 1996 wurde für den "Rezeptor Wald" eine Änderung der relevanten Belastungszeiträume beschlossen (KÄRENKAMP et al. 1996). Die Addition der ppb-Stunden bei Überschreitung des 40ppb-Stundenmittels zum AOT40-Wert erfolgt nur für jene 40 ppb-Überschreitungen, die zwischen Sonnenauf- und Untergang "anfallen". Damit werden in einem ersten Schritt zuerst die Nachtstunden ausgeklammert, was für Nadelbäume nicht unbedingt günstig ist, aber der Ozonaufnahmecharakteristik etwa der Buche, die deutlich stärker ozongefährdet ist, eher entspricht. In einem späteren Schritt ist geplant, die Tageszeiten der Ozonaufnahme der Pflanze besser zu erfassen, indem der Tagesgang der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit sowie die Bodenfeuchte, der Einfluß von "düngenden" Stickstoffeinträgen und das Auftreten weiterer Luftschadstoffe in die Modellrechnungen integriert werden. Langfristig ist geplant, die tatsächliche Ozonaufnahme der Pflanzen ähnlich dem Critical Load Konzept in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration sowie der Standortparameter zu modellieren.

Literatur

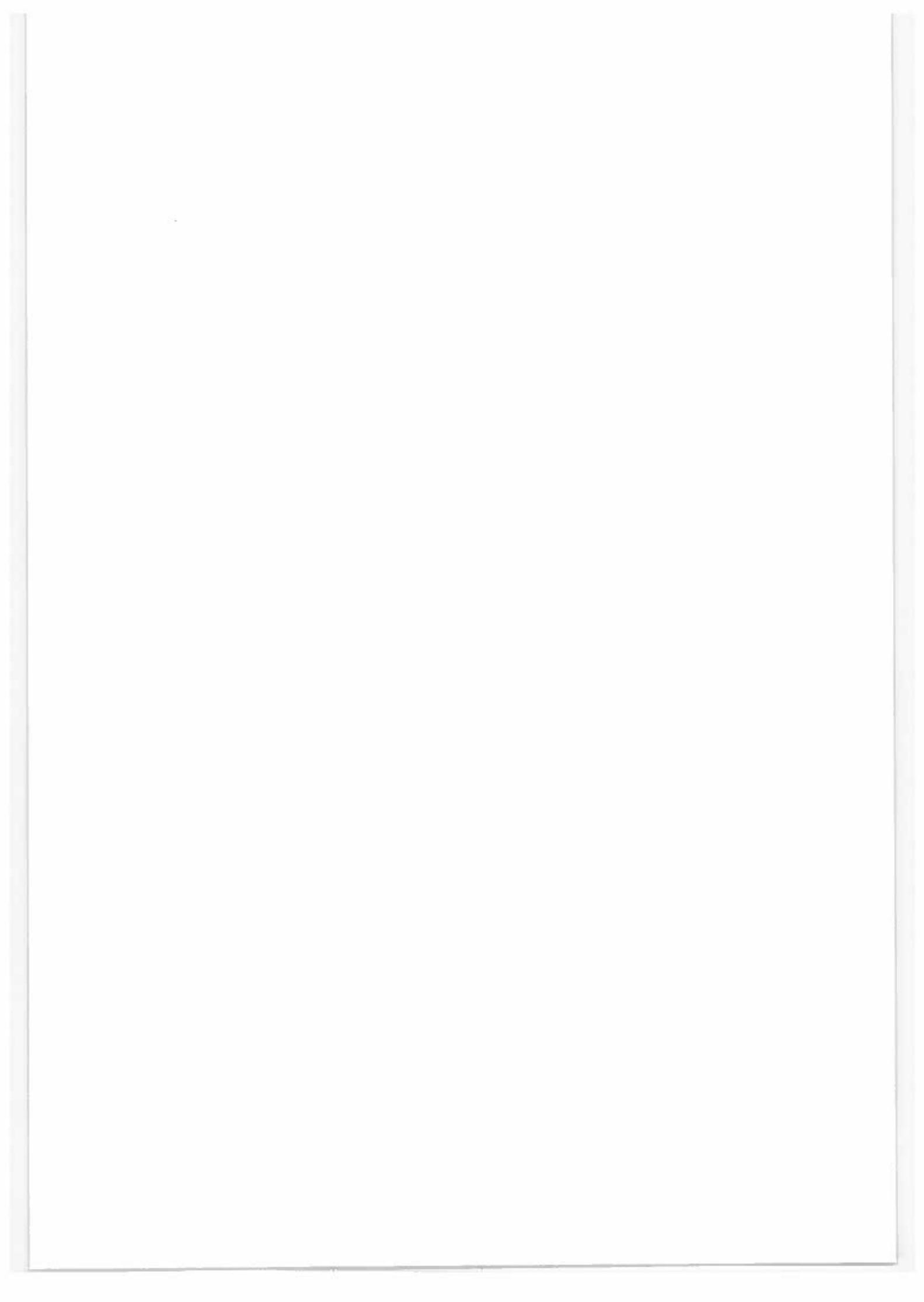
- ARNDT U. & KAUFMANN M. 1985: *Wirkungen von Ozon auf die apparente Photosynthese von Tanne und Buche*. Allg. Forstztg. 1/2, 19f, 1985.
- ASHMORE M.R., BELL N. & RUTTER J. 1985: *Forest damage in West Germany and the role of ozone*. Imperial College Centre for Environmental Technology, University of London, ICET Series B, Nr. 2.
- BLANK L.W. & LÜTZ C. 1990 (eds.): *Tree exposure experiment in closed chambers*. Environmental Pollution 64 (3,4).
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. (Hrsg.) 1989: *Streßphysiologische Ökosystemforschung - Höhenprofil Zillertal*. Phytion (Horn, Austria) 29 (3).
- BRAUN R. 1974: *Österreichische Forstinventur 1961/70. Zehnjahres-Ergebnisse für das Bundesgebiet*. Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 103/II.
- BRAUN S. & FLÜCKIGER W. 1994: *Critical Levels of ambient ozone growth of tree seedlings*. In: Critical Levels of ozone. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld 16, 88-97.
- DAVIS D.D. & WOOD F.A. 1968: Relative sensitivity of 22 tree species to ozone. Phytopathology 58, 399.
- DAVIS D.D. & WILLOUR R.G. 1976: *Susceptibility of woody plants to SO₂ and photochemical oxidants*. Environ. Res. Lab., Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon 97330. Ecological Research Series EPA 600-3-76-102.
- GENYS J.B. & HEGGESTAD 1978: *Susceptibility of different species, clones and to acute injury caused by ozone and SO₂*. Plant Disease Reporter 62 (8), 687-691.
- GROSS K. 1987: *Gaswechsellmessungen an jungen Fichten und Tannen während Begasung mit Ozon und SO₂ im Kleinphytotron*. Allg. Forst- & Jagdztg. 158, 31-36.
- GUDERIAN R., KLUMPP G. & KLUMPP A. 1990: *Reaktionen von Baumarten auf Luftschadstoffe unter kontrollierten Bedingungen*. In: Ulrich B. (ed.), Int. Congr. on Forest Decline Research. Lectures Volume, Friedrichshafen, 445-478.
- HAVRANEK W. & WIESER G. 1993: *Zur Ozontoleranz der europäischen Lärche*. Forstw. CBl. 112, 56-64.
- HOLLAND M.R., MÜLLER P.W., RUTTER A.J. & SHAW P.J. 1995: *Growth of coniferous trees exposed to SO₂ and O₃ using an open-air fumigation system*. Plant Cell and Environment 18, 227-236.
- KÄRENKAMP L. et al. 1996: *Workshop on Critical Levels for Ozone in Europe, Testing and Finalising the Concepts*. Proceedings, University of Koupio/Finnland, im Druck.
- KARLSSON P.E., MEDIN E.L., WICKSTRÖM H., SELLDEN G., WALLIN G., OTTOSSON S. & SKARBY L. 1996: *Ozone and drought stress - interactive effects on the growth and physiology of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.)*. Water, Air and Soil Pollut. 85, 1325-1330.
- KELLER T. & HÄSLER R. 1984: *The influence of a fall fumigation with ozone on the stomatal behaviour of spruce and fir*. Oecologia 64 (2), 284-286.
- KRAUSE G.H.M. & PRINZ B. 1989: *Experimentelle Untersuchungen der LIS zur Aufklärung möglicher Ursachen der neuartigen Waldschäden*. LIS-Report 80, Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen, Essen.
- KRAUSE G.H.M. & HÖCKEL F.E. 1996: *Long-term effects of ozone on Fagus sylvatica L. An open top chamber exposure study*. Water, Air and Soil Pollut. 85, 1337-1342.
- KRUPA S.V. & ARNDT U. 1990: *The Hohenheim long-term experiment*. Environmental Pollution 68 (3,4).
- KÜPPERS K., BOOMERS J., HESTERMANN C., HANSTEIN S. & GUDERIAN R. 1994: *Reaction of forest trees to different exposure profiles of ozone-dominated air pollution mixtures*. In: Critical Levels of ozone. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld 16, 98-110.
- LANDOLT W. & LÜTHY-KRAUSE B. 1991: *Wirkungen umweltrelevanter Ozonkonzentrationen auf verschiedene Pflanzen*. Luftschadstoffe und Wald, Bd. 5, 127-134. Verlag der Fachvereine Zürich.
- LANDOLT W. 1996: Persönliche Mitteilung.
- LARSEN J.B., YANG W. & TIEDEMANN A.V. 1990: *Effects of ozone on gas exchange, frost resistance, flushing and growth of different provenances of European silver fir (Abies alba Mill.)*. Eur. J. For. Path. 20 (4), 211-218.

- LOIBL W., ZÜGER J. & KOPCSA A. 1993: *Darstellung des Ozonverlaufs während der Ozonepisoden 1992 und Analyse der Stationen je Überwachungsgebiet auf redundante Information*. OEFZS A-2783.
- LOIBL W., WINIWARTER W., KOPCSA A., ZÜGER J. & BAUMANN R. 1994: *Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain using a function of elevation and day time and Kriging techniques*. Atmos. Environment 28 (16), 2557-2566.
- LOIBL W. & ZÜGER J. 1994: *Überprüfung der Parameter des Verfahrens zur Generierung von Ozonbelastungskarten anhand ausgewählter Tage der Ozonepisoden 1993*. Endbericht OEFZS A-3208.
- LOIBL W. 1995: *Modelling the spatial distribution of Critical Levels of ozone considering the influence of complex terrain*. ECE Technical Meeting on Mapping of Critical Loads / Levels, Helsinki 1995. Wiederveröffentlicht als Seibersdorf-Bericht OEFZS-A-3434.
- MIKKELSEN T.N. 1990: *Physiological effects of ozone on beech (Fagus sylvatica) under semi-field conditions*. Aquilo Ser. Bot. 29, 45-49.
- MORTENSSSEN L.M., BASTRUP-BIRK A., & RO-POULSEN H. 1996: *Critical Levels of ozone for wood production of European beech (Fagus sylvatica L.)*. Water, Air and Soil Pollut. 85, 1349-1354.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: *Luftqualitätskriterien Ozon*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- PRINZ B., KRAUSE G.H.M. & JUNG K.D. 1985: *Untersuchungen der LIS Essen zur Problematik der Waldschäden. Waldschäden - Theorie und Praxis auf der Suche nach Antworten*. Oldenburg Verlag München - Wien, 143-194.
- REICH P.B. 1987: *Quantifying plant response to ozone: A unifying theory*. Tree Physiol. 3, 63-91.
- SCHLADAUER K. 1994: *Baumartenatlas für Österreich*. FBVA-Berichte 76.
- SENER M. et al. 1987: *Wirkungen extremer Ozonkonzentrationen auf Koniferen*. Allg. Forstztg. 27/28/29.
- SHEPARD D. 1968: *A twodimensional interpolation function for irregular spaced data*. Proceedings 23rd ACM National Conference pp. 517-524
- SKARBY L., WALLIN G., SELLEN G., KARLSSON P.E., OTTONSSON S., SUTINEN S. & GRENNFELT P. 1995: *Tropospheric ozone - a stress factor for Norway spruce in Sweden*. Ecol. Bull. (Copenhagen) 44, 133-146.
- SKARBY L. & KARLSSON P.E. 1996: *Critical Levels for ozone to protect forest trees - best available knowledge from the Nordic countries and the rest of Europe*. Workshop on Critical Levels for ozone in Europe: Testing and finalising the concepts. Workshop Kuopio, Finland, April 15-17, 1996. Proceedings, 36-49.
- SKEFFINGTON R.A. & ROBERTS T.M. 1985: *Effect of ozone and mist on Scots pine and Norway spruce - an experimental study*. VDI-Berichte 560, 747-760.
- SKEFFINGTON R.A., ROBERTS T.M. & BLANK L.W. 1985: *Schadsymptome an Fichte und Kiefer nach Belastung mit Ozon und saurem Nebel*. Allg. Forstzeitschr. 50, 1359-1362.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991: *Beurteilung österreichischer Ozonmeßdaten im Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte*. Staub Reinh. Luft 51, 43-49.
- SMIDT S. 1994: *Die Beurteilung von Ozonmeßdaten anhand des Critical Levels der UN-ECE (1994)*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht 3/1994.
- SMIDT S. 1996: *Assessment of air pollution stress on forest ecosystems by the example of the Northern Tyrolean Limestone Alps*. J. Plant Physiol. 148, 287-295.
- SMIDT S., LOIBL W. & GABLER K. 1996: *Potential ozone risk for selected tree species in Austria*. ISEAC 26: 26th Int. Sympos. on Environmental Analytical Chemistry, April 9-12. Poster Technische Universität Wien.
- STEINGROVER E., DUECK T., VAN DER EERDEN L. 1995: *Assessment and evaluation of Critical Levels for ozone and ammonia*. HEIJ G.J. & ERISMAN J.W. (eds.). Acid Rain Research: Do we have enough answers? Elsevier Sci. Publ., The Netherlands.
- UN-ECE 1994: *Critical Levels of ozone*. A UN-ECE Workshop Report (J. FUHRER & B. ACHERMANN, eds.). Schriftenreihe der FAC Liebefeld 16.
- VERFEIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) 1987: VDI-Richtlinie 2310, Blatt 6.
- WHO 1987: *Air quality guidelines*. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen. WHO Regional Publications, European Series No. 23.
- WHO 1995: *Updating and revision of the air quality guidelines for Europe*. Rept. on the WHO Working Group on Ecotoxic Effects, Les Diablerets, Sept. 21-23 1994.
- WIESER G. & HAVRANEK W. 1993: *Ozone uptake in the sun and shade crown of spruce - quantifying the physiological effects of ozone exposure*. Trees 7, 227-232.

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

Dr. W. Loibl
 Abteilung Umweltplanung
 Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
 A-2444 Seibersdorf

Station	m Seehöhe	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94
Haunsberg/Sbg.	730		72	76	82	84	72	70	66	64	68
St. Leonhard im Wald/NÖ.	726				78	92	68	68	64	72	70
Großgöttfritz/NÖ.	710								52	50	60
Lägeren/CH.	680						62	63	59	57	60
Hallein Winterstall/Sbg.	650				62	62	60	48	53	50	52
St. Johann im Pongau/Sbg.	620							31	28	28	
Zillertal-Ramsau/T.	600			37	37	31	35				
Bludenz/Vbg.	580				40	42	36	39	32	30	33
Exelberg/NÖ.	575						59	69	78	72	74
Innsbruck-Andechsstraße/T.	570				40	32	30	31	28	28	30
Ostrong/NÖ.	570		78	72	82	78	66	66	66	58	50
Hall/T.	560			28	32	20					
Heidenreichstein/NÖ.	560					62	50	54	52	52	60
Irnfritz/NÖ.	556							26	52	52	60
Klagenfurt Kreuzberg/Ktn.	550							46	53	47	
Forsthof/NÖ.	546					96	74	66	64	66	68
St. Paul-Herzogburg/Ktn.	540							56	55	59	
Tänikon/CH.	540	40	41	44	42	34	50	45	46	44	49
Hermanskogel Jägerwiese/W	520				65	64	64	78	69	65	67
Wörgl/ T.	510										22
Lenzing/OÖ.	510		38	35	39	33	43	34	38	50	50
Payerne/CH.	500	55	69	45	62	49	50	47	47	44	48
Nonn/Bayern	495	58	58	50	58	53	58	53	53	51	51
Sion/CH.	480	46	56	40	37	32	30	31	29	31	30
Kollmitzberg/NÖ.	465				64	70	52	60	56	58	68
Bad Ischl/OÖ.	460									49	51
Lehen/Sbg.	455						40	37	40	30	
Hallein-Rehofsiedlung/Sbg.	435						29	32	29	28	
Dübendorf/CH.	430	36	40	36	33	29	31	80		33	37
Salzburg-Sterneckstraße	430		18	12	32	24	28	25	33	26	
Lustenau/Vbg.	410				45	41	42	39	37	38	38
Zürich/CH.	410	29	27	22	26	28	28	26			
Braunau/OÖ.	363		38	35	39	33	43	34	38	44	45
Steyregg/OÖ.	335	34	37	36	37	32	33	44	51	53	52
Basel/CH.	320	50	48	36	36	30	34	35			
Pillersdorf/NÖ.	315								73	60	66
Steyr/OÖ.	307								40	44	45
Lugano/CH.	280			34	36	37	37	45			
Linz-BSZ/OÖ.	274	36	39	38	39	30	33	34	41	42	38
Traun/OÖ.	274						35	38	44	43	43
Linz-24Turm/OÖ.	255		27	24	24	22	33	29	37		
Streithofen/NÖ.	220				66	36	46	40	40	44	
Perg/OÖ.	247								41	43	44
Stixneusiedl/NÖ.	210							56	58	64	66
Unterbergern/NÖ.	194							54	54	54	
Wolkersdorf/NÖ.	190					56	44	34	56	50	48
Lobau/W.	150				48	18	33	45	49	46	46
Kittsee/Bgld.	130					58	47				
Illmitz/Bgld.	117					83	60	52	62	57	60



Risikoabschätzung von Waldökosystemen durch verschiedene Streßfaktoren unter Zuhilfenahme von Computermodellen - Untersuchungsansatz

H. GUTTENBERGER & E. MAYRHOFER

Institut für Pflanzenphysiologie, Karl-Franzens-Universität Graz

Kurzfassung. Anhand der Meßdaten aus dem Forschungsprojekt "Höhenprofile Achenkirch" sollen folgende Ziele erreicht werden:

- Aufbau eines Entitäten-Relationsmodelles.
- Erarbeitung eines multikausalen Expertensystems, beruhend auf Mustererkennung, zur Evaluierung und Verknüpfung der Daten.
- Automatisierte und objektivierte Beurteilung und Risikoabschätzung der Belastung der Wälder unter Zuhilfenahme des Mustererkennungsprogrammes.
- Risikoabschätzung der Belastung der Wälder entsprechend ihren Leitfunktionen (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion).
- Erarbeitung eines Erhebungskataloges zur Risikoabschätzung.

Schlüsselworte: Expertensystem, Mustererkennung, Waldschäden, Computermodell

Abstract. [Risk Assessment of Forest Ecosystems by Different Stress Components Using Computer Models - Research Approach.] By means of the results of the project "Altitude Profiles Achenkirch" the following goals are to be achieved:

- Establishment of an entity-relation model.
- Elaboration of a multi-causal expert system based on pattern recognition to be used for the evaluation and combination of the data.
- Automated and objectified evaluation and assessment of the risk of forest stress using the pattern recognition programme.
- Risk assessment of stress on forests depending on their respective leading functions (commercial, protective, beneficial, and recreational functions).
- Elaboration of a survey catalogue to be used for risk assessment.

Keywords: Expert system, pattern recognition, forest decline, computer model

1. Einleitung

Wälder spielen national und international eine bedeutende ökonomische und ökologische Rolle. Aufgrund dieser Tatsache wurde in den letzten Jahren eine Reihe von Forschungsvorhaben durchgeführt, die sich im weitesten Sinn mit Waldschäden befassen (REHFUESS & BOSCH 1986; COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1987; BERVAES & al. 1988; KRUPA & ARNDT 1990; BLANK & LÜTZ 1990; NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM NP14 1991; FEDERAL OFFICE OF ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE 1992; FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE 1992; INNES 1993; PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG

VON UMWELTSCHADSTOFFEN 1993, FLÜCKINGER & BRAUN 1994). Es wurde und wird eine Vielzahl sehr informativer Parameter erhoben, die das Ökosystem Wald und seinen Zustand, die Belastungs- und die Streßsituation beschreiben. Es fehlt aber immer noch ein allgemein gültiger Richtlinienkatalog mit jenen Parametern, mit welchen die Disposition von Waldökosystemen prägnant beschrieben werden kann.

Im Projekt "Höhenprofile Achenkirch" wurden interdisziplinär Daten über einen langen Zeitraum erhoben. Sie dienen der Beschreibung und Bewertung des Untersuchungsgebietes und der Abschätzung der Reaktion der Bäume auf die vorgegebene Belastungssituation. In der weiteren Folge können sie zur Erarbeitung des Richtlinienkataloges herangezogen wer-

den. Dieser Katalog soll auf die verschiedenen Leitfunktionen des Waldes (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion) Bedacht nehmen.

Durch die Fülle der Detaildaten, die für einen gemeinsamen Zeitraum verfügbar sind, wird in einem ersten Schritt ein Datenmodell erstellt. In einem zweiten Schritt werden in Form einer Assoziationsmatrix die Einflüsse der Faktoren auf die Umwelt und die Abhängigkeiten der Einflußfaktoren untereinander in Beziehung gesetzt und dokumentiert. Darauf aufbauend soll mit einem Expertensystem, welches auf Mustererkennung beruht, eine automatisierte und objektivierte Waldschadensbeurteilung erfolgen. Eine Abschätzung des Risiko durch verschiedene Stressoren soll dadurch ermöglicht werden.

2. Datenmaterial und Bewertungskriterien

Für die Erstellung des Datenmodells und für den Aufbau des Mustererkennungssystems werden zunächst die Daten aus dem Untersuchungsjahr 1993 herangezogen.

Verwendete Datensätze:

- Standortsbezogene Daten: Seehöhe, Exposition, Zeigerwerte
- Kronenzustände
- Bewertung biotischer und abiotischer Schädigungen
- Meteorologische Parameter: Globalstrahlung, Temperatur, Niederschlag und Luftfeuchte
- Luftschadstoffe: NO_x und Ozon
- Depositionen: Stickstoffeinträge (NH₄ und NO₃), Schwermetalleinträge
- Bodennähr- und -schadstoffe
- Nährstoffgehalte der Nadeln
- Komponenten des antioxidativen Systems bzw. Pigmente
- Nadellipide

Bewertungskriterien für die obengenannten Daten:

- Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991)
- Kriterien der Österreichischen Waldzustandsinventur
- Klassifizierungen nach CECH (1995)
- Streßindices für die photosynthetische Kapazität nach BOLHAR-NORDENKAMPF (1989)
- Critical Levels für Luftschadstoffe (ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987, 1989)
- Critical Loads nach WHO (1995)
- Bodennähr- und -schadstoffe nach FBVA (1992)

- Nährstoffgehalte in Nadeln nach GUSSONE (1964)
- Schwermetallgehalte in Nadeln nach HERMAN (1994)
- Komponenten des antioxidativen Systems bzw. Pigmente nach BERMADINGER-STABENTHEINER (1994)
- Lipide nach PUCHINGER & STACHELBERGER (1994).

3. Rechnerische Grundlagen für die automatisierte und objektivierte Waldschadensbeurteilung

Basierend auf der Fülle der Detaildaten aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch" wurde ein Datenmodell erstellt (Abbildung 1). Aufbauend darauf werden die einzelnen Wissensbasen miteinander verknüpft und eine Evaluierung der Daten vorgenommen (Abbildung 2); an diesem Teil des Projektes wird zur Zeit gearbeitet.

Datenmodell

Es soll hier kurz eine Erläuterung zu dem Entitäten Relationenmodell gegeben werden. Entitäten sind ein Datenpool, in welchem alle Informationen über einen bestimmten Bereich, z.B. Standort oder den Baum bzw. Waldgemeinschaft selbst, gesammelt werden. Attribute sind Einzelinformationen, die über eine Entität eruiert werden; z.B. Seehöhe des Standortes, Standortname. Im Verlauf der Arbeit werden diesen Attributen Wertbereiche, Häufigkeitsbereiche etc. zugewiesen; d.h. welche Werte treten wo, in welchem Zusammenhang, wie oft und unter welchen Umständen auf oder werden verwendet. Relation ist der Verbindungsstrich zwischen zwei Entitäten und gibt somit an, daß diese beiden miteinander in Relation stehen. Aus einer vorangegangenen Analyse gehen Daten über Abhängigkeiten und Einflüssen von Faktoren nicht nur auf das Ökosystem, sondern auch untereinander hervor. Um die Beziehungen zu veranschaulichen, werden die sich in irgendeiner Weise beeinflussenden Faktoren, - die Daten sind in den Entitäten gespeichert - miteinander verbunden und meist verbal benannt. Super- und Subklassen zeigen eine Klassifizierung innerhalb der Entitäten an. Es kommt zur Klassenbildung, in welcher entweder verschiedene Rollenverhältnisse oder Untergruppierungen in den Attributbereichen festgelegt sind. Alle Informationen sind aber in der sog. Superklasse, also der obersten, enthalten.

Das Datenmodell gibt einen grafischen Überblick über den gesamten Datenbestand. Die Informatio-

nen sind bis ins Detail enthalten und abrufbar. In Form von Attributen, Relationen, Rollen, Wertebereichen usw. ist das Zusammenspiel der Einzelfaktoren und deren Einflüsse dokumentiert. Sie sind bei auftretenden neuen Erkenntnissen sofort ersetz- oder änderbar, ohne daß das Gesamtmodell neu zu beschreiben ist. Diese Form der Datenmodellierung erlaubt eine hohe Flexibilität des Informationsstandes, wobei der Gesamtüberblick erhalten bleibt. Es ist eine ideale Grundlage für Datenbanken und/oder spätere statistische Auswertung der Daten. Das Modell ist jederzeit erweiterbar und unabhängig von den Datenmengen, die in ihm abgebildet werden.

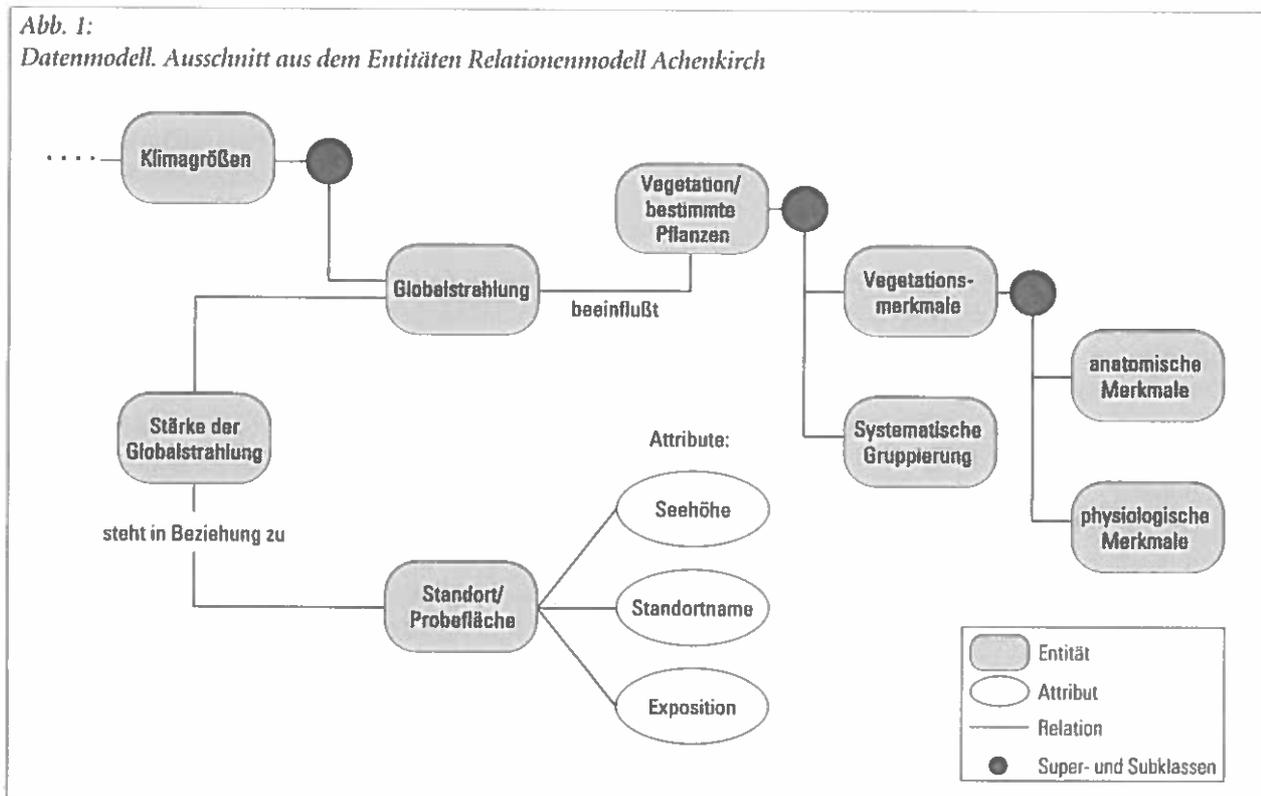
Expertensysteme

“Künstliche Intelligenz-“ (ai) oder Expertensysteme sind Computerprogramme und lösen Probleme, indem sie sich auf Expertenwissen, Fakten etc. stützen. Sie arbeiten interaktiv und stellen dem Benutzer Fragen, beantworten sie und zeigen auch den Weg zum Ergebnis auf. Herkömmliche ai-Systeme arbeiten mit regelbasierenden Modellen (siehe z.B. VÁKEVÁ & SAARENMAA 1992). Es erscheint äußerst problematisch, bei multifaktoriellen Problemen eine subjektive Gewichtung der einzelnen Faktoren vorzunehmen. Bei dem verwendeten ai- bzw. Expertensystem-Programm wird dies umgangen, weil es auf Mustererkennung beruht (sollte eine Gewichtung aber dennoch notwendig oder tatsächlich bekannt sein, kann

diese aber auch zusätzlich eingeführt werden). In der “Lernphase” wird das Urteil von Fachleuten gebraucht und so die Muster zur Klassifizierung errechnet. Das System arbeitet nicht deduktiv, sondern heuristisch (siehe SCHINDLER 1989ab 1990), d.h., es wird von bekannten Tatsachen (Ergebnissen) ausgegangen und dann auf die Grundgesamtheit geschlossen. Das Ergebnis wird entweder einem Muster zugeordnet (= Mustererkennung) oder die Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zu einem Muster nach dem BAYE’Schen Theorem berechnet. Das Programm versucht, die Vorgangsweise des menschlichen Denkens und Entscheidens zu simulieren (Abbildung 2).

Man muß über fundierte Vorkenntnisse verfügen, um das Problem des “Erkennens” überhaupt in die Wege leiten zu können. Begriffe, Gegenstände oder Daten (im Folgenden “Klassen” genannt) werden anhand von Merkmalen erkannt. Sieht man z. B. das Abbild eines Quadrats und eines Kreises, so genügt das Merkmal Form (rund oder eckig) zur Unterscheidung und eindeutigen Zuordnung zur Klasse “Kreis” bzw. “Quadrat”. Je komplexer die Klassen werden, bzw. je genauer man sie einteilen muß bzw. kann (z.B.: es sind auch Rechtecke, Dreiecke, Ellipsen etc. möglich), desto mehr Merkmale werden zur Beschreibung und Einteilung benötigt. Diese Merkmale bilden Muster. Sind nur 2 Merkmale vorhanden, so sind die Muster 2-dimensional. Kommt ein drittes Merkmal hinzu, bilden sich 3-dimensionale Muster.

Abb. 1:
Datenmodell. Ausschnitt aus dem Entitäten Relationenmodell Achenkirch



Durch die Einführung einer weiteren Dimension (= Merkmal) können Klassen voneinander getrennt werden, deren Trennung bisher unmöglich war. Diese Muster werden vom eingesetzten Programm erkannt, bzw. die Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zu einem Muster berechnet. Es kann Muster bis zur 125sten Dimension berechnen. Weiters besteht die Möglichkeit, bis zu 90 Module (= einzelne Wissensbasen) miteinander zu verknüpfen.

Auf diese Weise sollen Daten miteinander verknüpft und Abhängigkeiten voneinander geprüft und bewertet werden. Bei der "Beurteilung" des Falles besteht die Möglichkeit, das Objekt sofort zu erkennen und es zuzuordnen, oder der Fall kann nicht sofort gelöst werden. Es müssen Entscheidungshilfen (Literatur, Tabellen etc.) herangezogen werden. Versagen diese, müssen weitere Methoden angewandt werden. Mit der Zuordnung der einzelnen Fälle wird Erfahrung gewonnen, die die Vorkenntnisse erweitern. Diese Kenntnisse fließen in der Lernphase wieder in die Wissensbasis ein.

Zu dieser Vorgangsweise sind einige kritische Bemerkungen angebracht, um die Problematik des Sammelns von Vorkenntnissen von Wissen zu verdeutlichen:

Der Punkt "Sammeln von Vorkenntnissen" ist sehr pauschal ausgedrückt. Man kann den Umfang von Vorkenntnissen nicht quantifizieren, obwohl dies wichtig wäre, da die Qualität der Zuordnung von den Vorkenntnissen abhängt. Auch die Auswahl der Merkmale, die man heranzieht, um zu klassifizieren, wird während der Phase "Sammeln von Vorkenntnissen" gelernt. Es ist aber von vornherein nicht klar, ob die subjektiv ausgewählten und zur Klassifizierung herangezogenen Merkmale objektiv die besten und aussagekräftigsten sind.

Die folgenden Überlegungen sind überaus wichtig: Der Klassifikator für Entscheidungen wird durch das ai-Programm wie folgt aufgebaut: anhand eines Merkmalmusters (x), das ein Objekt charakterisiert, wird die Entscheidung (e) getroffen, welcher Klasse (k) das Objekt angehört. Vom statistischen Gesichtspunkt existieren drei Zufallsvariable, x , k und e , die voneinander abhängig sind. Diese Abhängigkeit kann durch die Wahrscheinlichkeitsdichte $p(x, k, e)$ beschrieben werden. Kann ein Fall keiner Klasse zugeordnet werden, weil z.B. Merkmale fehlen, oder einfach die Merkmale nicht ausreichen, um den Fall eindeutig zu beschreiben, wird er der "Rückweisungsklasse" zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt auch nach ökonomischen Gesichtspunkten: es wird davon ausgegangen, daß die Kosten (C) für eine Fehlentscheidung am

höchsten, die für eine Rückweisung niedriger und schließlich für eine richtige Entscheidung am niedrigsten sind. Damit wird das mittlere Kostenrisiko "R" als Erwartungswert (E) der Kostenfunktion definiert: $R = E(C(e, k))$. Unter diesen Voraussetzungen kommt man zu einem Klassifikator: die a priori-Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Klasse (i) ergibt sich aus der Wahrscheinlichkeitsdichte eines Merkmalmusters unter der Bedingung, daß dieses Merkmalmuster der genannten Klasse (i) entstammt. Nach der Eingabe in der Lernphase werden von dem Expertensystem zuerst die Klassencharakteristika extrahiert, danach die Wahrscheinlichkeitsdichte und schließlich die a priori-Wahrscheinlichkeit. In der nächsten Phase, der Extraktionsphase, werden die Klassencharakteristika extrahiert und objektiviert. Daraus wird eine Rangliste der Merkmale erstellt (Score). Je niedriger der "Score" eines Merkmals ist, desto besser dient es der Klassifizierung.

Ein wesentlicher Faktor und Vorteil des Programms ist auch, daß das vorhandene Wissen klar strukturiert werden muß. Ebenso wesentlich ist die Erkenntnis, daß Unterscheidungen mit den gegebenen Methoden (oder dem vorhandenen Wissen) nicht möglich sind. So kann sehr viel Energie (= Kosten) gespart und diese für die exakte Lösung des Problems eingesetzt werden.

Dieses multikausale Expertensystem, welches auf Mustererkennung beruht, soll zur Evaluierung und Verknüpfung der Daten herangezogen werden. Die Entwicklerlizenz für das Expertensystem Autoklas 5.05 (Fa. Schindler+Partner), Version S beinhaltet die Zusatzmodule Z1 (Fremddatenverdichtung und Klassifizierung), Z2 (Merkmalsbeurteilungstest), Z3 (Sichten und Drucken von Matrixstrukturen), Z4 (Konzentration von Wissensbasen) und Z5 (Komponentenanalyse). Das Programm ist in der Lage, 90 Wissensbasen zu verwalten und zu verknüpfen. Jede Wissensbasis kann 50 Klassen, 125 Merkmale und 5000 Datensätze haben.

Das Programm wurde zur Lösung sehr verschiedener multifaktorieller Probleme mit Erfolg herangezogen. Z.B. zur automatisierten Erkennung von Fichtenchromosomen (GUTTENBERGER & MÜLLER 1996). Systeme zur automatischen Arzneimittel-Schnellidentifikation (EUSTACCHIO 1993, GAUSTER 1993, KUGLER 1993), die auf Tüpfelmethode, Dünnschichtchromatographie und Infrarotspektren beruhen. Die Daten werden mit Autoklas verarbeitet und ausgewertet. Weiters verwendeten z.B. FUCHS 1990 das Programm, um Fisch-Umweltbeziehungen aufzuklären; MEHLHORN 1990 konnte das System in der Diagnostik der Blutungsneigung einsetzen. SCHINDLER & KRAMP 1991

bauten ein System für den richtigen Einsatz und Auswahl geeigneter Schleifscheiben in der Industrie für verschiedenste Materialien auf. In der Steiermark wurde das System bereits zur Waldschadensbeurteilung und -prognose in einem Pilotprojekt erfolgreich erprobt (GUTTENBERGER 1993). Bereits hier gab es eine weitgehende Übereinstimmung des Urteils von Fachleuten mit der automatischen Beurteilung durch das System, obwohl das System seine Entscheidungen mit weniger Merkmalen durchführte. Aufgrund des niedrigen "Scores" wurden nämlich eine Reihe von Merkmalen weggelassen - es können daher bereits bei der Datenaufnahme Kosten eingespart werden.

Anhand der Bearbeitung der umfangreichen Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch" erhoffen wir uns eine weiter Vervollständigung dieses Systems um einen tieferen Einblick in die Zusammenhänge der multifaktoriell entstandenen Waldschäden

und deren Symptome. Darauf aufbauend soll ein Erhebungskatalog zur Risikoabschätzung der Wälder entsprechend ihren Leitfunktionen erstellt werden.

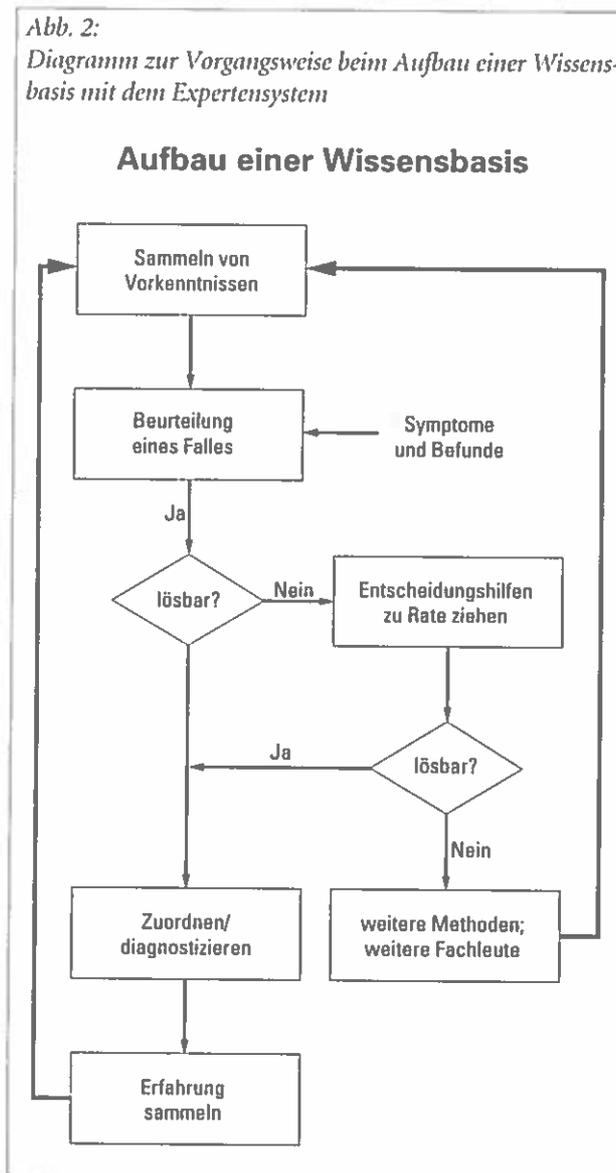
Danksagung

Diese Arbeit wird vom Ministerium für Land- und Forstwirtschaft unterstützt.

Literatur

- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994: Stress-physiological investigations on spruce trees from the "Achenkirch Altitude Profiles". *Phyton* (Horn, Austria) 34 (3), 97-112.
- BERVAES J., MATHY P. & EVERS P. 1988: *Relationships between above and below ground influences of air pollutants on forest trees*. Commission of the European Communities EUR 11738 EN.
- BLANK L.W. & LÜTZ C. (eds.) 1990: *Tree exposure experiment in closed chambers*. *Environ. Pollut.* 64.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989 (Hrsg.): *Streßphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal*. *Phyton* 29 (3).
- CECH T. 1995: *Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achenental*. FBVA-Berichte 86.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1987: *Direct effects of dry and wet deposition of forest ecosystems - in particular canopy interactions*. *Air Poll. Res. Rep.* 4.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DOLL R., WERNER W. & PAULISSEN D. 1991: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*.
- EUSTACCHIO C. 1993: *Entwicklung und Erweiterung der computer-unterstützten dünnstichtchromatographischen Arzneistoff-schnellidentifikation (DCSI) mittels des Expertensystems Autoklas*. Diplomarbeit, Universität Graz.
- 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 Projekt*. Abstracts and Conclusions of the Interim Report.
- FLÜCKINGER W. & BRAUN S. (Hrsg.) 1994: *Waldschadensbericht 1984-1993. Untersuchungen in Buchenbeobachtungsflächen*.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992: *Österreichische Waldbodenzustandsinventur*. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. 168/I und II.
- FUCHS F. 1990: *Erstellung eines Expertensystems zur Erforschung von Fisch-Umwelt-Beziehungen*. *Fischerei. Forschung Rostock*, 29, 83-85.
- GAUSTER G. 1993: *Arzneistoff-schnellidentifikation mit Hilfe von rechenunterstützter Infrarotspektroskopie*. Diplomarbeit, Universität Graz.
- GUTTENBERGER H. 1993: *Aufbau eines multikausalen Mustererkennungs-System zur Waldschadensbeurteilung und -prognose in der Steiermark (Pilotphase)*. Endbericht 1993.

Abb. 2:
Diagramm zur Vorgangsweise beim Aufbau einer Wissensbasis mit dem Expertensystem



- GUTTENBERGER H. & MÜLLER M. 1996: *Quantitative karyotyping of Norway spruce by image analysis methods and pattern recognition*. Phytton (Horn, Austria), im Druck.
- GUSSONE H.A. 1964: *Faustzahlen für Düngung im Walde*. Bayer. Landw. Verl. München, Basel, Wien.
- HERMAN F. 1994: *Schwermetallgehalte von Fichtennadeln als Kriterium zur Beschreibung der Umweltsituation*. Dissertation Univ. f. Bodenkultur Wien.
- INNES J.L. 1993: *Assesment 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. 1990 (eds.): *The Hohenheim long-term experiment: effects of ozone SO₂ and simulated acidic precipitation on tree species in microcosm*. Environ. Pollut. 68.
- KUGLER D. 1993: *Über den Einsatz rechenunterstützter Programme zur Arzneistoffidentifikation von Dünnschichtchromatogrammen*. Diplomarbeit, Universität Graz.
- MEHLHORN R. 1990: *Mustererkennungsbasierende Expertensystem-Shell Beispiel: Blutungsneigung*. GIT Labor-Medizin 4/90: 147-150.
- NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM NP14 1991: *Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz*. Programmleitung NFP 14, Vol 1-5, Verlag der Fachvereine Zürich.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1975: *Luftqualitätskriterien SO₂*.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987: *Luftqualitätskriterien NO₂*.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: *Luftqualitätskriterien Ozon*.
- PROJEKTGRUPPE BAYERN ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN (Hrsg.) 1993: *Stoffeinträge aus Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN ADRIA*. Proc., GSF-Bericht 39/93.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994: *Determination of lipids in spruce needles as stress indicators in the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytton (Horn, Austria) 34 (3), 113-126.
- REHFUESS K.E. & BOSCH C. 1986: *Experimentelle Untersuchungen zur Erkrankung der Fichte auf sauren Böden und Hochlagen: Arbeitshypothese und Versuchsplan*. Forstwiss. Cbl. 105, 201-380.
- SCHINDLER W. 1989a: *Autoklas - ein neuartiges Expertensystem*. PC Welt 22, 87.
- SCHINDLER W. 1989b: *Autoklas - KI ganz ohne Regeln*. Die Computerzeitung 27, 27-28.
- SCHINDLER W. 1990: *Simulation des menschlichen Denkens*. Flexible Automation 4/90, 56-58.
- SCHINDLER W. & KRAMP P. 1991: *Schleifscheiben mit Expertensystem spezifizieren*. Werkstoffe und Fertigungstechnik 86, 576-578.
- VAKEVA J. & SAARENMAA H. 1992: *A rule-based expert system for the diagnosis of biotic damage on Pinus sylvestris*. Scand. J. For. Res. 7, 533-546.
- WHO 1995: *Updating and revision of the air quality guidelines for Europe*. Report of the WHO-Working Group on Ecotoxic Effects, Les Diablerets, Switzerland, Sept. 21-23, 1994.
- WOLF K. 1990: *Spiegel der Gefühle*. Chip 9/90: 305-308.

Verfasser: Univ. Doz. Mag. Dr. H. Guttenberger
E. Mayrhofer
Institut für Pflanzenphysiologie
Karl-Franzens-Universität Graz
Schubertstraße 51
A-8010 Graz

Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen. Zusammenschau

F. HERMAN & S. SMIDT

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung. Die Arbeiten des vorliegenden Bandes beziehen sich auf Ergebnisse aus Monitoringerhebungen und kleinflächigen Bestandesbeschreibungen, auf die Bewertung der Umweltsituation anhand von Grenz- und Richtwerten und Bioindikationsverfahren, auf die Bewertung der Schadensdisposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern sowie auf die modellhafte Abschätzung der Gefährdung verschiedener Waldökosysteme Österreichs unter Zugrundelegung lokaler und bundesweiter Erhebungen.

Die Auswirkungen einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Stressoren (z.B. Luftschadstoffdepositionen, Klima, Waldweide, forstliche Nebennutzungen) auf die Vegetation konnten durch langjährige Freilandhebungen belegt werden, wobei Monitoringdaten und Ergebnisse aus Spezialerhebungen in die Betrachtungen einfließen. So wurden z.B. durch eine Reihe von Luftschadstoffen, aber auch durch klimatische Bedingungen negative Auswirkungen auf verschiedene Kompartimente der Waldökosysteme nachgewiesen. Im Gegensatz dazu zeigte sich, daß einige aus der Literatur bekannte Streßfaktoren (z.B. organische Schadstoffe) keine Beeinträchtigungen pflanzenphysiologischer Abläufe bewirkten. Auch etliche potentielle Streßfaktoren bedeuten im Untersuchungsgebiet keine Gefährdung, etwa Protoneneinträge auf den karbonatbeeinflussten Böden.

Schlüsselworte: Waldökosystemforschung, Nordtiroler Kalkalpen, Gefährdungsprognose, streßphysiologische Parameter, Modelle

Abstract. [Ecosystematic Investigations in the Limestone Alps - Assessment of the Risk on Forest Ecosystems. Synopsis.] The contributions described in the present volume refer to the results of monitoring and small-scale stand characterizations, to the assessment of the environmental situation by means of limit values and bioindication methods, to the assessment of the forest tree deposition using parameters of early stress diagnosis, and to the model assessment of the risk on Austria's forest ecosystems considering local and Austria-wide monitoring results. The effects of a large number of natural and anthropogenic stressors (deposition of air pollutants, climate, forest pasturing, non-timber forest uses) on the vegetation were proved by long-term investigations in the field, monitoring data and results from special surveys being included in the evaluations. For instance, negative effects on various compartments of forest ecosystems were proved by a number of air pollutants and / or climatic conditions. As opposed to this, some stress factors known from literature (e.g. volatile organic compounds) did not affect plant-physiological processes. Some of the potential stress factors do not cause any risks in the investigation area, e.g. proton input on carbonate-influenced soils.

Keywords: Forest ecosystem investigations, Northern Tyrolean Limestone Alps, risk assessment, stress-physiological parameters, modelling

1. Einleitung

Die Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen erfolgte in den vergangenen Jahren im gegenständlichen und Vorläuferprojekt durch die Zusammenarbeit zahlreicher wissenschaftlicher Projektgruppen, wobei die Forstliche Bundesversuchsanstalt als Koordinator fungierte. Im Rahmen zweier interdiszi-

plinärer Projekte wurde der Kenntnisstand über die Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen erweitert. Zur Zeit gliedert sich das Projekt "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen" in fünf Bausteine, zu welchen im vorliegenden Bericht zu den ersten vier Beiträge geliefert werden.

- Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie der Umweltsituation durch Monitoringerhebungen und kleinflächige Bestandesbeschreibung (Baustein 1)

- Bewertung der Umweltsituation anhand von Grenz- und Richtwerten sowie Ergebnissen von Bioindikationsverfahren (Baustein 2)
- Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern (Baustein 3)
- Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse (Baustein 4)
- Mitarbeit an internationalen Projekten zur modellhaften Abschätzung der Gefährdung der Alpen (Baustein 5)

In den vergangenen Jahren wurden zahlreiche Ergebnisse publiziert, wobei die einzelnen Gemeinschaftspublikationen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992; HERMAN & SMIDT 1994, 1995; SMIDT et al. 1994, 1996) bestimmte Schwerpunkte setzten. Diese reichten von der Gebietsbeschreibung mittels Monitoringmethoden über die Beschreibung der Phyllosphäre und der Rhizosphäre bis zu den Themenschwerpunkten "modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen durch Schadstoffdepositionen".

Arbeiten wurden im Bereich der einzelnen Bausteine vorgenommen und werden im vorliegenden Band publiziert. Die Untersuchungen wurden vorwiegend auf dem Schulterberg auf unterschiedlich exponierten Flächen an zwei Höhenprofilen durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, die Kenntnisse über den kalkalpinen Raum zu erweitern, Streßfrüherkennungsmethoden anzuwenden und die Tauglichkeit zur Beschreibung der Disposition von Waldbäumen durch mehrjährige Freilandversuche weiter zu entwickeln, sowie mit Hilfe von Modellen die Gefährdung von Waldökosystemen abzuschätzen.

2. Ergebnisse

Die folgenden Kurzfassungen beruhen auf den in diesem Band behandelten Ergebnissen.

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie der Umweltsituation durch Monitoringerhebungen und kleinflächige Bestandesbeschreibung (Baustein 1)

Die meteorologischen Verhältnisse im Achtental und ihre Auswirkungen auf die gemessenen Immissionskonzentrationen (KAISER)

Die Charakterisierung der meteorologischen Verhältnisse im Achtental erfolgte anhand der Ergebnisse der

Fesselballonmessungen. Ergänzend wurden auch die Ozonkonzentrationen in der freien Talatmosphäre ermittelt. Ozon wurde nicht nur als Luftschadstoff, sondern auch als Indikator für den Vertikalaufbau der bodennahen Atmosphäre diskutiert. So zeigte sich, daß die Obergrenze der nächtlich stagnierenden Luftschicht bei 200 m über Tal lag. Überwiegend übt das Achtental eine Ausgleichsfunktion zwischen dem bayerischen Alpenvorland und dem Inntal aus. Temperaturunterschiede und dadurch hervorgerufene Luftdruckunterschiede werden über Nord-Südströmungen ausgeglichen, sobald diese eine hinreichende vertikale Mächtigkeit erreichen. Ausgeprägten Strömungen aus dem Norden und dem Süden können Luftschadstoff-Frachten zugeordnet werden. So zeigte sich, daß die Ozonkonzentrationen bei Strömungen aus dem Südsektor relativ hoch waren; hierbei handelt es sich um Strömungen aus dem Mittelmeerraum. Die NO_x -Konzentrationen waren hingegen bei Strömungen aus Nord- und Nordost relativ hoch, wobei es sich um Antransporte aus europäischen Regionen mit hohen NO_x -Emissionen handeln dürfte; bei Strömungen aus Nordwest hingegen waren die NO_x -Konzentrationen niedrig. Die Talatmosphäre war meist gut durchmischt und die bodennahen Emissionen gut verdünnt. Der Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und den Luftschadstoffkonzentrationen wurde aufgezeigt.

Zusammensetzung des Nebelwassers - Ergebnisse einer einjährigen Meßperiode (KALINA et al.)

Zur Erfassung der okkulten Deposition wurde der Prototyp eines automatischen Nebelsammlers durch die Firma Kroneis entwickelt. Während eines einjährigen Einsatzes von November 1994 bis Dezember 1995 wurden ereignisweise 147 Nebelproben gewonnen. Die Ionenkonzentrationen variierten im Bereich von 0,1 - 164 mg/l NH_4^+ , 2,8 - 275 mg/l NO_3^- und 0,9 - 324 mg/l SO_4^{2-} . Etwa 80 % des Gesamtgehaltes der detektierten Ionen der einzelnen Proben waren durch die Ionen Ammonium, Nitrat und Sulfat repräsentiert.

Generell zeigten die Nebelproben höhere Konzentrationen als die Regen- bzw. Schneeproben desselben Probenahmezeitraumes. Berechnete "cloud to snow ratios" für Ammonium, Nitrat und Sulfat, basierend auf monatlichen Mittelwerten, lagen im Bereich von 5 - 110, 10 - 60, bzw. 10 - 90. Dieses Ergebnis weist auf die große Bedeutung der Erfassung der okkulten Deposition hin, da sich dadurch die Gesamteintragungsmengen (trockene + nasse + okkulte Deposition) erhöhen.

Messung flüchtiger organischer Komponenten (VOCs) am Nordostprofil des Schulterberges (HAUNOLD et al.)

Die Ergebnisse der VOC-Messungen einer Frühherbst-Meßkampagne am Höhenprofil Schulterberg erbrachten im Tagesmittel Konzentrationen zwischen 23 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24 bis 36 ppbC), was den Konzentrationen eines Reinluftgebietes entspricht. Nachzuweisen war eine Seehöhenabhängigkeit der Konzentrationen (Abnahme vom Tal zum Gipfel), welche aber nicht so ausgeprägt wie jene im Höhenprofil Zillertal war. Kohlenwasserstoffe anthropogenen Ursprungs waren zum überwiegenden Teil trotz der im Untersuchungsgebiet herrschenden geringen Konzentrationen dem KFZ-Verkehr zuzuordnen, da die für KFZ-Emissionen typischen Fingerprints nachzuweisen waren.

Zwischen den biogenen und anthropogenen Anteilen konnte unterschieden und die einzelnen Komponenten den Verursachern zugeordnet werden. Die Konzentrationsanteile der biogenen VOCs in der Luft waren vergleichsweise gering (zwischen 1,5 % am Gipfel bis zu rund 10 % an der Talstation) und nahmen mit der Seehöhe und der Bewaldung ab. Die geringen Anteile an biogenen Kohlenwasserstoffen erklären sich aus den Wetterbedingungen zum Zeitpunkt der Meßkampagne.

Die gemessenen VOC-Konzentrationen sowohl biogenen als auch anthropogenen Ursprungs können im Hinblick auf ihre direkte Schädigung auf den Waldbestand als unbedenklich eingestuft werden.

Untersuchung zur Aktivität von Glutathion-S-Transferasen (GST) in Nadeln von Fichten am Schulterberg-Nordostprofil und Christlumprofil (SCHRÖDER & BELFORD)

Untersuchungen über Entgiftungsenzyme für organische Xenobiotika in Fichtennadeln haben ergeben, daß etwa 200 m über dem Talboden signifikante Veränderungen der GST-Aktivität auftraten. Diese äußerten sich in einer deutlichen Zunahme der GST-Aktivität (Christlum- und Schulterbergprofil) und in einer nur für das Schulterberg nachgewiesenen Verringerung der Proteingehalte der Fichtennadeln. Da bekannt ist, daß GST auf organische Luftschadstoffe reagiert und in Nadeln von Fichten der betroffenen Höhenstufen starke Akkumulationen von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) und ihren Abbauprodukten gefunden wurden, wird angenommen, daß diese Substanzen ursächlich durch die Enzymaktivität reduziert werden. Aufgrund der Messungen zeigte sich die Möglichkeit der Fichten, auf

CKW-Einwirkung mit einer Erhöhung der GST-Aktivität zu reagieren. Eine sich daraus ergebende stressende Wirkung von CKW's auf Fichten am Standort kann beim derzeitigen Stand des Wissens nicht ausgeschlossen werden.

Persistente organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus am Schulterberg-Nordostprofil (WEISS et al.)

Erstmals wurde in Österreich entlang eines Höhenprofils (Schulterberg, Achenkirch) auf drei Standorten die Gehalte an PCDD/F, PCB, PBB, HCH, HCB, DDX, PCP und PAH im Auflagehumus und in Fichtennadeln bestimmt. Nahezu alle Substanzen lagen in gut nachweisbaren Konzentrationen vor, was eine ubiquitäre Belastung mit diesen Schadstoffen bestätigt. Die gefundenen Werte repräsentieren typische Hintergrundgehalte von Regionen ohne nennenswerte Emissionen im Nahbereich. Im Vergleich mit anderen derartigen österreichischen Waldgebieten wiesen die Standorte in Achenkirch eine durchschnittliche Belastung auf. Auffällig war, daß der höchstgelegene Standort bei den meisten Schadstoffen höhere Gehalte als die darunterliegenden aufwies. Anhand der PCDD/F-Muster konnte festgestellt werden, daß auf diesem Standort zumindest die PCDD/F-Belastung während der untersuchten Vegetationsperiode anderer Herkunft war als bei den darunterliegenden Standorten. Ein höheres Dioxin/Furanverhältnis und deutlich geringere Anteile an niedrig chlorierten PCDD/F wiesen auf "ältere" und damit weiter verfrachtete Luftmassen hin, die zu insgesamt höheren PCDD/F-Gehalten in den Nadeln dieses Standorts führten.

Genetische Analyse von Fichten- und Tannenpopulationen aus dem Achenal im Nordtiroler Kalkalpin (BREITENBACH)

Bei den Fichtenbeständen im Höhenprofil Schulterberg nimmt die genetische Variation und Diversität mit steigender Höhe ab. Nur der im tiefsubalpinen bis subalpinen Bereich stockende, autochthone Bestand zeigte einen Überschuss an heterozygoten Individuen. Die genetischen Unterschiede zwischen den Beständen sind gering. Die für die Tannenpopulationen im Achenal gefundenen genetischen Strukturen sind typisch für autochthone Populationen im Westen der Ostalpen. Auffallend ist ihre hohe Diversität, die im Untersuchungsgebiet höher ist als die der Fichtenpopulationen. Aus den Allelhäufigkeiten, der genetischen Variation und der Diversität kann geschlossen werden, daß die Tannenpopulationen des Achenales genetische Strukturen besitzen, wie man sie bei

autochthonen Tannenpopulationen im westlichen Teil des nördlichen Kalkalpins erwarten kann.

Eine unmittelbare Gefährdung auf Grund unzureichender genetischer Variation kann sowohl für die untersuchten Fichten- als auch für die Tannenpopulationen nicht abgeleitet werden.

Bodenfeuchtemessungen an zwei ausgewählten Probeflächen des Schulterbergipfels (GARTNER)

Die am Schulterberg durchgeführten Bodenfeuchtemessungen zeigten, daß es trotz der normalerweise großen Niederschlagsmengen zeitweilig an südexponierten Hängen zu deutlichen Austrocknungserscheinungen des Bodens kommt. Dies ist allerdings sehr stark von der jeweils anzutreffenden Bodenmächtigkeit und dem gegebenen Kleinrelief abhängig und wurde v.a. nach längeren Trockenphasen und überhöhten Temperaturen beobachtet (die klimatische Extremsituation im Sommer 1994 verschlechterte die Bodenwasserverhältnisse auf den seichtgründigen Böden im Kalkalpin deutlich). Die Austrocknung hat Auswirkungen auf das Aufkommen von Sämlingen und Jungpflanzen. Im Zuge der Bodenfeuchtemessungen wurde weiters nachgewiesen, daß Beweidung nachteilige Auswirkungen auf das Wasserrückhaltevermögen hat.

Beeinflussung der arbuskulären Mykorrhiza durch Beweidung an einem subalpinen Standort der Nordtiroler Kalkalpen (SCHWEIGER)

Die Untersuchungen ergaben, daß die Wurzelsysteme der erfaßten Pflanzenarten von beweideten und nicht beweideten Flächen durch arbuskuläre Mykorrhizapilze kolonisiert waren. Im Vergleich zu Untersuchungen vergleichbarer Standorte waren die Werte für das Ausmaß der Mykorrhizierung niedrig. Zusätzlich wurden in fast allen Wurzelsystemen dunkel septierte Pilze gefunden, von denen bekannt ist, daß sie auf manche Pflanzenarten wachstumsfördernd wirken können. Nur in einzelnen Fällen konnten signifikante Unterschiede im Ausmaß der Wurzelkolonisation zwischen beweideten und unbeweideten Flächen festgestellt werden.

Diese Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß der Weidedruck keinen negativen Einfluß auf die Mykorrhizierung hat. Auch das Ausmaß der Wurzelkolonisation dunkel septierter Pilze war durch die Beweidung nicht beeinträchtigt, da nur in einzelnen Fällen Reduktionen der Wurzelkolonisation festgestellt wurden.

Identifizierung von Fichten-Ektomykorrhizen des Schulterberges mit Hilfe der Polymerase Kettenreaktion (PIZZININI et al.)

Zur Identifizierung von am Schulterberg vorkommenden Fichten-Ektomykorrhizen wurde die Polymerase-Kettenreaktion (PCR) verwendet. Als Zielsequenzen dienten die ITS-Sequenzen der im Kern kodierten Gene für ribosomale RNA, welche aus insgesamt über 100 Feldisolaten gewonnen wurden. Deren Analyse wurde an Hand eines Restriktionsfragmentlängen-Polymorphismus (RFLP, "Ribotyping") durchgeführt. Als Referenz zur Identifizierung dienten RFLP-Muster von gemeinsam mit den Mykorrhizen gesammelten Basidiomyzetenfruchtkörpern bzw. aus dem Untersuchungsgebiet stammendem Herbarmaterial.

Im Verlauf der bisherigen Untersuchungen konnten dabei etwa 25 % der gesammelten Mykorrhizaprobe identifiziert und ein weiteres Viertel mit hoher Wahrscheinlichkeit einem Referenzpilz zugeordnet werden. Durch die Kenntnis der Mykorrhizen wird es möglich, die Bedingungen für Aufforstungen zu verbessern: Jungpflanzen können in den Versuchsgärten mit ausgewähltem, identifiziertem Myzelmaterial beimpft werden; das auf diese Weise präparierte Pflanzenmaterial hat damit optimale Startbedingungen.

Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg - Erste Ergebnisse (LITSCHAUER)

Die Erhebungen über das Blüh- und Fruktifikationsverhalten der Waldbäume am Schulterberg umfaßten Blühbeginn, Blühintensität und Blühdauer sowie die Pollenkeimung der Hauptbaumarten. Ferner wurde die Samenproduktion auf den einzelnen Probeflächen mittels Samenfängkästen nach Quantität und Qualität angesprochen. Zapfenproben von Fichten und Tannen vervollständigen das Bild des aktuellen Reproduktionsverhaltens der bestandesbildenden Baumarten am Schulterberg. Alle Merkmale dienen der Beurteilung der Vitalität der Bestände. Die ersten Ergebnisse weisen das Gebiet am Beispiel der Pollenkeimung und der Zapfenuntersuchungen als ungestört aus.

2.2 Bewertung der Umweltsituation anhand von Grenzwerten, Bioindikationsverfahren (Baustein 2)

Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmessungen im Raum Achenkirch (SMIDT)

- Gasförmige Luftschadstoffe:

Die dauerregistrierenden Luftschadstoffmessungen an den vier Stationen ergaben sehr geringe SO_2 -, geringe NO_x - und hohe, jedoch den Seehöhen bzw. dem übrigen Alpenraum entsprechende Ozonkonzentrationen. Im Gegensatz zu den SO_2 - und NO_2 - Grenzwerten werden jene des O_3 permanent überschritten. Während eine direkte Gefährdung der Waldökosysteme des Untersuchungsgebietes durch die Einzelkomponenten SO_2 und NO_x aufgrund der derzeit bestehenden Luftqualitätskriterien nicht besteht, sind empfindliche Baumarten wie die Buche und die Kiefer bereits durch Ozon alleine gefährdet; diese beiden Baumarten repräsentieren in den Nordtiroler Kalkalpen im Wirtschaftswald 12 % und im Schutzwald rund 1/5 der Waldfläche. Eine neues Beurteilungskriterium war die Berechnung des Luftbelastungsindex. Dieser leitet sich vom Stuttgarter Luftbelastungsindex ab und bezieht die drei im Untersuchungsgebiet dauerregistrierend gemessenen Komponenten SO_2 , NO_x und O_3 ein. Diese Komponenten wurden als Summe beurteilt. Auf der Basis dieses Bewertungskriteriums ergab sich eine Zunahme der Belastung mit der Seehöhe.

- Absetzdepositionen:

Die Analysen der nassen Gravitationsdepositionen wiesen das Untersuchungsgebiet im Vergleich zu anderen europäischen Waldmeßstationen als wenig belastet aus. Zwischen der Talstation (930 m) und der Hangstation in 1280 m Seehöhe bestanden hinsichtlich der Ionenkonzentrationen und Einträge keine markanten Unterschiede. Kritische Belastungen des Bodens durch Protoneneinträge sind auf den karbonatbeeinflussten Böden nicht anzunehmen. Critical Loads für Stickstoffeinträge wurden überschritten, eine Verschiebung der Artenzusammensetzung ist aufgrund der Stickstoffeinträge möglich, für eine akute Gefährdung gibt es jedoch keine konkreten Anzeichen.

Schwermetallgehalte von Mykorrhizen und Feinwurzeln verschiedener Kleinstandorte (GÖBL)

Die Untersuchungen ergaben, daß die Schwermetallgehalte der Mykorrhizen und Feinwurzeln starken Schwankungen unterworfen waren. Trotzdem zeigten sich artspezifische Unterschiede im Speicherungsver-

mögen. Die Schwermetallgehalte der Böden wirkten sich nicht auf die Vitalität der Mykorrhizen und Feinwurzeln aus. Die untersuchten Kleinflächen, welche entweder beweidet oder unbeweidet waren, erbrachten erhöhte Schwermetallgehalte der Mykorrhizen durch die Beweidung.

Die Wachsqualität von Fichtennadeln am Schulterberg-Nordprofil (TRIMBACHER)

Zur quantitativen Erfassung der beobachteten Strukturveränderungen der Wachse wurde eine standardisierte Evaluierungsmethode, bei der die beobachtete Wachsmikromorphologie fünf Qualitätsklassen zugeordnet wird, angewandt.

Die rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen zeigten, daß die beste Wachsqualität in den mittleren Höhenlagen (1145 m) gegeben war. Erheblich beeinträchtigte Wachsstrukturen in Form von Verschmelzungen des Vorhofwachses konnte an Nadeln des höchstgelegenen Untersuchungsstandortes (1650 m) beobachtet werden. Eine mechanische Beeinflussung wird ausgeschlossen, da keine rekristallisierten Wachse beobachtet wurden. Die Veränderungen der Wachsstrukturen lassen hingegen auf Immissionsbelastungen schließen, da ähnliche Erscheinungen auch bei industriell bzw. urban stark belasteten Standorten beobachtet wurden. Aufgrund der herrschenden Immissionsituation im Untersuchungsgebiet kommt als Verursacher die Kombinationswirkung von Ozon und saurem Nebel in Betracht.

Trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten des Schulterberges (RUPPERT)

Am Schulterberg wurden in drei Seehöhen (1030 m, 1220 m und 1686 m) im Rahmen von drei Beprobungen trieb- und nadelbiometrische Untersuchungen an Fichten durchgeführt, um Hinweise auf umweltbedingte Einwirkungen biotischer und abiotischer Art zu erhalten.

Bei den triebbiometrischen Parametern war ein Zusammenhang mit der Seehöhe nur bei den Gesamtbenadelungsprozenten und der Benadelungsdichte gegeben. Die anderen untersuchten Parameter zeigten zu Ergebnissen aus weiteren Höhenprofilen abweichende Verläufe.

Konkrete Hinweise auf eine Immissionsbelastung des Schulterberges konnten anhand der biometrischen Untersuchungen nicht abgeleitet werden, ein Zusammenhang mit der Ernährungssituation wurde jedoch aufgezeigt.

Histologische und histochemische Untersuchungen an Fichtennadelquerschnitten des Schulterberges (RUPPERT)

Auf drei Flächen des Schulterberges (1030 m, 1220 m, 1686 m) wurden 1993 und 1994 Fichtennadeln auf streßbedingte Veränderungen wie Gerbstoffeinlagerungen, lipophile Tröpfchen und Carotinoidfäden zur näheren Charakterisierung der Probestämme untersucht und anhand von selbsterstellten Klassifizierungen verglichen; diese leiten sich aus mehrjährigen Untersuchungen unterschiedlich belasteter Gebiete ab. Gerbstoffeinlagerungen nahmen mit der Seehöhe zu, waren aber nur auf relativ kleine Bezirke der Nadeln beschränkt und konnten Insektenschäden zugeordnet werden. Der Merkmalskomplex der erhöhten Anzahl an lipophilen Tröpfchen und Carotinoidfäden wurde auf der in 1220 m gelegenen Fläche als Reaktion auf erhöhte Streßeinwirkung interpretiert.

2.3. Bewertung der Disposition von Waldbäumen mit Hilfe von Streßfrüherkennungsparametern (Baustein 3)

Streßphysiologische Untersuchungen von Fichtennadeln am Schulterbergprofil

(BERMADINGER-STABENTHEINER)

Fichten von drei Standorten des Schulterberges und des Mühleggerköpfls wurden beprobt und Chloroplastenpigmente, Gehalte an Glutathion und Ascorbinsäure und die Gesamtaktivität der Peroxidase in den Nadeln untersucht. Relativ deutlich ausgeprägt war die Abnahme des Chlorophyllgehaltes, des α -/ β -Carotin-Quotienten und die Zunahme der Antioxidantien (Glutathion, Ascorbinsäure, Peroxidaseaktivität) mit der Seehöhe, was auf eine Aktivierung des antioxidativen Schutzsystemes hinweist. Obwohl eine über das normale Maß hinausgehende Veränderung der Parameter nicht beobachtet wurde, wird die Aktivierung des Schutzsystemes als Reaktion auf eine erhöhte Oxidantienstreßeinwirkung interpretiert.

Die Pigmentgehalte der Nadeln des Schulterbergprofils waren generell höher als jene am Christlumprofil, was auf einen besseren Allgemeinzustand dieser Bäume hinweist.

Standort- und jahreszeitabhängige Änderungen im Photosyntheseapparat von Fichtennadeln am Schulterbergprofil (LÜTZ & CZAPALLA)

Um den Einfluß von natürlichen und anthropogenen Stressoren auf Waldbäume nachzuweisen, wurden Untersuchungen des Photosyntheseapparates vorge-

nommen. Durch Messung der Chlorophyllfluoreszenz-Induktion, der Sauerstoffproduktion, der Analyse der photosynthetischen Membranproteine und der erstmals erfolgten Trennung der makromolekularen Chlorophyll-Proteinkomplexe konnte der Einfluß von Stressoren auf die pflanzenphysiologischen Abläufe, besonders in höheren Lagen, nachgewiesen werden.

Im Überblick erwiesen sich die untersuchten Bäume als noch gesunde Individuen ohne Anzeichen deutlicher Streßbelastungen; allerdings konnten Einflüsse von lokalen Standortbedingungen (Kälteseen der Luft im Tal, Klimaeffekte in der Hochlage) sehr wohl verfolgt werden. Es muß aber mit langfristigen Wirkungen des Ozons, wie sie aus Phytotron- und Freilandbeobachtungen neuerdings erwiesen ist, gerechnet werden. Die leicht reduzierten Aktivitäten in einigen der gemessenen Parameter vorwiegend am Schulterberggipfel (1686 m) könnten ein Hinweis darauf sein.

2.4. Modellhafte Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen Österreichs unter Einbeziehung lokaler und bundesweiter Monitoringergebnisse (Baustein 4)

Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoffeinträge für Waldböden im Tiroler Kalkalpin (KNOFLACHER & LOIBL)

Bei der Abschätzung der Wuchsgebiete 2.1 und 4.1 mit einer Fläche von rund 380.000 ha zeigten sich unterschiedliche Risiken in Abhängigkeit vom Grundgestein. Böden auf Kalk- und Silikatgrundgestein sind grundsätzlich unterschiedlich im Hinblick auf eine Risikobewertung durch Protonen- und Stickstoffeinträge zu bewerten. Eine Vielzahl von Standortparametern floß in die Berechnungen ein, wobei sich das Modell zusätzlich auf Daten aus dem Untersuchungsgebiet stützte. Auf karbonatischen Standorten sind infolge von Wachstumsbeschleunigungen Mangelerscheinungen bei einzelnen Nährstoffen zu erwarten. Auf silikatreichen Standorten besteht hingegen ein erhöhtes Risiko durch Versauerung. Allgemein weisen die Ergebnisse der Berechnungen auf ein erhöhtes Risiko im Bereich der Talflanken hin.

Baumartenspezifische Darstellung ozonbelasteter Waldgebiete (SMIDT & LOIBL)

Mit Hilfe von Modellrechnungen war es möglich, die für das Sommerhalbjahr 1993 berechneten Ozondosen mit den jeweiligen Baumartenvorkommen in Österreich zu verknüpfen. Die Belastung von Wald-

gebieten mit Ozon wurde auf der Basis verschiedener AOT-Werte (AOT30, AOT40, AOT60) berechnet. Darstellungen auf der Basis des AOT40 wurden für die Baumarten Fichte, Tanne, Lärche, Kiefer und Buche erstellt. Dabei zeigte sich, daß die Dosis von 10 ppm.h (= AOT40 Grenzwert) für alle Baumarten auf der überwiegenden Zahl der Rasterflächen des Bundesgebietes überschritten wurde.

Im Kalkalpin zeigte sich, daß die dort stockenden Baumarten unterschiedlich durch Ozon beaufschlagt waren, wobei die errechneten Ozondosen den für empfindliche Pflanzenarten kritischen Wert von 10 ppm.h bis um mehr als das Siebenfache überschritten.

Risikoabschätzung von Waldökosystemen durch verschiedene Streßfaktoren unter Zuhilfenahme von Computermodellen - Untersuchungsansatz (GUTTENBERGER & MAYERHOFER)

In einem ersten Schritt wurde durch eine Evaluierung und Verknüpfung der im Projekt "Höhenprofile Achenkirch" und "Höhenprofil Zillertal" vorliegenden Datensätze und ihrer Bewertung durch Expertenwissen sowie durch Richt- und Grenzwerte mit der Risikoabschätzung von Waldökosystemen begonnen. In der Folge kommt es zum Aufbau eines multikausalen Expertensystems und zur automatisierten und objektivierten Beurteilung und Risikoabschätzung der Belastung der Wälder unter Zuhilfenahme eines Mustererkennungsprogrammes. Das Ziel ist die Erarbeitung eines Erhebungskataloges, welcher mit minimiertem Aufwand und dadurch kostengünstig eine Risikoabschätzung von Waldökosystemen unterschiedlicher Leitfunktion erlaubt.

3. Diskussion und Zusammenfassung

Im folgenden werden die im Rahmen der ökosystemaren Waldschadensforschung der Forstlichen Bundesversuchsanstalt ("Höhenprofil Zillertal" und "Höhenprofile Achenkirch") nachgewiesenen Gefährdungsfaktoren für Waldökosysteme zusammengefaßt. Die in den Tabellen 1 und 2 für Waldökosysteme angeführten Gefährdungsfaktoren beziehen sich auf die Wuchsgebiete 2.1 und 4.1; die mit "*" bezeichneten Ergebnisse beziehen sich auf das Achenkirch und das Zillertal und wurden für die flächenhafte Umlegbarkeit noch nicht geprüft.

Zu den angeführten Parametern, welche sich im Zuge der langjährigen Freilandhebungen als Streß-

faktoren für Waldökosysteme erwiesen, ergaben folgende Untersuchungsschwerpunkte kein Gefährdungspotential:

- Keine Gefährdung der Fichten- und Tannenpopulationen aufgrund der hohen genetischen Variation und Diversität
- keine Auffälligkeiten im autoreproduktiven Verhalten der Waldbäume
- keine kritischen Belastungen des Bodens durch Protoneneinträge auf karbonatbeeinflussten Böden
- keine Stickstoffeutrophierung und Bodenversauerung durch Nitratauswaschung; die eingetragenen Stickstoffmengen werden als Beitrag zur Deckung des Stickstoffeintrages interpretiert
- keine Schädwirkungen durch die gemessenen Einträge von Pestiziden, welche jedoch auf eine weiträumige Verfrachtung hinweisen
- kein Hinweis auf Immissionsbelastung anhand der biometrischen und histologischen Untersuchungen
- keine Beeinflussung der Vitalität der Mykorrhizen und Feinwurzeln durch die Schwermetallgehalte der Böden
- keine Beeinflussung der bodenbiologischen Parameter (mikrobiellen Biomasse, Basalatmung, metabolischer Quotient)
- kein Einfluß des Weidedruckes auf die Ausbildung der arbuskulären Mykorrhiza

Literatur

- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70.
- HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1994: Ökosystemare Studien im Kalkalpin (Phyllosphäre). FBVA-Berichte 78.
- HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1995: Ökosystemare Studien im Kalkalpin (Rhizosphäre). FBVA-Berichte 87.
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (eds.) 1994: Studies of ecosystems in the Limestone Alps (Phyllosphere). *Phyton* (Horn, Austria) 34 (3).
- SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. (eds.) 1996: Studies of ecosystems in the Limestone Alps (Rhizosphere). *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4).

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

Tab. 1:

Streßfaktoren für Waldökosysteme, ihr Nachweis durch Freilanderhebungen sowie der Nachweis ihrer Wirkungen

GST: Glutathion-S-Transferase

CKW: aliphatische Chlorkohlenwasserstoffe

Streßfaktoren	Beurteilungskriterien für Waldökosysteme	Nachweis durch Freilanderhebungen	Wirkungen
Klima	Jahres- bzw. Vegetationszeitmittel der Niederschläge und der Temperatur	Abnahme der Sommerniederschläge und Zunahme der Temperatur	verschlechterte Nährstoffversorgung
Klima	Bodenfeuchte	*) Austrocknung seichtgründiger Böden trotz ausreichender Jahresniederschläge in extremen Trockenjahren	verschlechterte Wachstumsbedingungen für Sämlinge und Jungpflanzen
Klima	Wurzelwachstum	Trockenjahre	verstärktes Wachstum von Feinstwurzeln krautiger Pflanzen und dadurch Wurzelkonkurrenz für Flachwurzler (Fichte)
Klima	Streßindices für Temperatur, Photocolling, Strahlung, Wasserdampfsättigungsdefizit	genereller Anstieg des Klimastresses mit der Seehöhe	Reduktion der photosynthetischen Kapazität
Schwefeldioxid	Luftqualitätskriterien, wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte	Grenzwertüberschreitungen in Ballungsräumen (Talböden); Immissionseinwirkungen anhand von Nadelanalysen bis 1.200m nachweisbar	Beitrag zu sauren Einträgen, Beeinflussung des Artenspektrums von Flechten und der Wachststrukturen von Fichtennadeln
Stickstoffoxide	Luftqualitätskriterien, wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte	Grenzwertüberschreitungen in Ballungsräumen (Talböden); starke Abnahme der Konzentrationen mit der Seehöhe *) Abhängigkeit von den Großwetterlagen (verstärkt bei Strömungen aus dem Norden)	Beitrag zu sauren Einträgen, Beeinflussung des Artenspektrums von Flechten
Ozon	Luftqualitätskriterien, wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte; modellhafte Abschätzung	8-h Mittel, Vegetationszeitmittel (Höchstwert) und AOT40 werden häufig überschritten; Zunahme der Ozonkonzentration mit der Seehöhe *) Abhängigkeit von den Großwetterlagen (verstärkt bei Strömungen aus dem Süden)	Streß für ozonempfindliche Baumarten, regional sehr unterschiedliche Ergebnisse, alle untersuchten Baumarten betroffen (abgeschätzt für: Fichte, Tanne, Lärche, Kiefer, Buche); Beeinflussung des antioxidativen Systems in Fichtennadeln; Beeinträchtigung der Photosynthese (v.a. gemeinsam mit Photocolling)
Summe aus SO ₂ , NO ₂ , O ₃	Luftbelastungsindex	Zunahme mit der Seehöhe	Nadelwachstqualität in höheren Lagen vergleichbar mit industriell bzw. urban beeinflussten Standorten
CKWs	Dosis-Wirkungsbeziehungen GST-Aktivität	CKWs in der Luft und in Nadeln nachweisbar Inversionsgrenzen	*) Zusammenhang zwischen CKW-Konzentration in Nadeln und der GST-Aktivität
Stickstoffeinträge	Critical Loads	Critical Loads werden überschritten: 5-20 kg N/ha a (nasse Gravitationsdeposition), 13-22 kg N/ha a (trockene Deposition); *) hohe cloud-to-snow ratios	Nitratauswaschung in das Grundwasser (auf gut mit Stickstoff versorgten Böden), Nährstoffimbalancen
Protoneneinträge	Critical Loads (flächenbezogene Abschätzung mittels Modell)	Critical Loads werden durch nasse Einträge auf Kalk nicht überschritten, aber auf Böden mit silikatischem Grundgestein erhöhtes Risiko durch Versauerung	erhöhtes Schädigungsrisiko an den Hangflanken der Täler
Pb- and Cd- Einträge	Bandbreiten und Richtwerte für Gehalte im Boden, in der Bodenvegetation, in Nadeln und Borke, mobile Bleifraktion	Zunahme mit der Seehöhe (fernverfrachtete anthropogene Einträge)	Auswirkung auf die Nahrungskette (Pilze und Wild)
Waldweide	Ausbildung von Fein(st)wurzeln; Vitalitätsklassen von Feinwurzeln und Mykorrhizen	Abnahme der Vitalität und verringerte Regenerierung von Feinwurzeln und Mykorrhizen Erhöhung der Schwermetallgehalte der Mykorrhizen	Bodenverdichtung, Veränderung der Baumartenzusammensetzung im Bereich der Waldgrenze, verringerte Stabilität von Schutzwäldern, verringertes Rückhaltevermögen von Niederschlagswasser
zurückliegende Streunutzung und Scheitelung	Zeigerwerte	Veränderung der Steunutzungszeiger	Veränderung der Baumartenzusammensetzung, der Bodenvegetation und der Humusform
Wild, Tourismus	Kriterien der Österreichischen Waldinventur Indikatoren für Raumnutzungskonzepte	Nutzungskonflikte zwischen Wildbewirtschaftung bzw. Tourismus und der Schutzwaldfunktion	starke Verbiß-, Fegen- und Schälschäden; Baumartenverlust (Tanne, Buche) und Verringerung des Bestockungsgrades

Tab.2:
Streßfaktoren für alpine Waldökosysteme und ihr Nachweis durch Freilandhebungen

Streßfaktoren	Beurteilungskriterien für Waldökosysteme	Nachweis durch Freilandhebungen
Stammschäden durch Rückung und Steinschlag	Kriterien der Österreichischen Waldinventur	hoher Anteil von schlaggeschädigten Schutzwäldern (85 %)
Immission von KFZ-Abgasen (NO ₂ und sekundär gebildetes Ozon)	wirkungsbezogene NO ₂ - und O ₃ -Grenzwerte	Zusammenhang zwischen KFZ-Aufkommen und NO _x -Konzentrationen in der Luft
VOCs	Dosis-Wirkungsbeziehungen für einige Komponenten	Zusammenhang zwischen KFZ-Aufkommen und VOC-Konzentrationen in der Luft
Persistente organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus, Pestizide im Niederschlag	keine	anthropogene Einträge aus Fernverfrachtungen; auch in Hintergrundgebieten liegen nachweisbare Konzentrationen vor
Insekten	lichtmikroskopische Untersuchung	histologische Befunde weisen auf Saugschäden durch Insekten hin
Nährstoffmangel	Grenzwerte für Nährstoffgehalte und -quotienten der Nadeln	allgemein schlechte Versorgung mit Stickstoff, häufig auch mit anderen Nährelementen (v.a. in Seehöhen um 1,100 m); Verschlechterung der Nährstoffversorgung bei Niederschlagsarmut und überhöhten Temperaturen; regionale Verschlechterung der Gesamtnährungssituation durch zusätzliche N-Einträge
Kombinierte Einwirkung von Streßfaktoren	Cytogenetische Bioindikation von Wurzelmeristemen	*) seehöhenabhängige Anteile an geschädigten Chromosomen
Kombinierte Einwirkung von Streßfaktoren (insb. Oxidantien)	Lipidgehalte in Fichtennadeln	kritische Bereiche der Lipidgehalte in allen Seehöhen

Publikationen über Untersuchungen im Achenal

- 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. & GLATZEL G. 1994. *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. Final Report. Institute of Forest Ecology, University of Agriculture, Vienna (GZ 56.810/18-VA2/92).
- BERGER T. 1995. *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 133-144.
- BERGER T. & KATZENSTEINER K. 1996. *Deposition of Atmospheric Pollutants and its Impacts of Forest Ecosystems of the Northern Tyrolean Limestone Alps*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 131-144.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1994. *Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 73-82.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1994. *Epikutikularwache von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte (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* (Horn, Austria) 34 (3): 97-111.
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. & MÜLLER M. 1995. *Pflanzenphysiologisch - biochemische, rasterelektronenmikroskopische und cytogenetische Untersuchungen an den Höhenprofilen Achenkirch*. Final Report (GZ 56.810/02-VA2/91).
- BERMADINGER - STABENTHEINER E. 1996. *Influence of Altitude, Sampling Year and Needle Age Class on Stress-Physiological Reactions of Spruce Needles Investigated on an Alpine Altitude Profile*. *J. Plant Physiol.* 148 (3,4): 339-344.
- 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-Berichte (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 "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* (Horn, Austria) 34 (3): 25-32.
- BREITENBACH - DORFER M. 1994. *Genetic analysis of spruce stands in the limestone area - a pilot study*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 23-32.
- BREITENBACH M. 1995. *Genetische Analyse von Fichtenbeständen im Kalkalpin eine Pilotstudie*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 19-24.
- CECH T. & TOMICZEK C. 1995. *Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achenal*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 86.
- DONAUBAUER E. & ABBAS-ESMAILI S. 1986. *Fallstudie zur Wassergrüte im Raum Achenkirch*. Contributions on Environment Management, Berlin, no. A110/1, 261-274.
- EDL M., PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Anatomisch-histochemische Untersuchungen von Fichtennadeln*. Poster "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- ENGLISCH M. 1992. *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 70: 13-18.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1985. *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 25-54.
- ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1996. *Woodland Communities and Sites at Two Altitude Profiles Near Achenkirch (The Tyrol)*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 33-54.
- 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. Forstztg., 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.
- GLATZEL G. 1995. *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Schadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen*. *Förderungsdienst* 12 (43. Jg.), 387-388.
- GOBL F. 1995. *Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen in einem Wald-Weidegebiet*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 201-214.
- GOBL F. & THURNER S. 1995. *Bewertung von Waldstandorten durch eine Zustandserhebung von Mykorrhizen und Feinwurzeln*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 105-112.
- GOBL F. 1996. *Evaluation of Forest Sites by Means of Condition Assessment of Mycorrhizae and Fine Roots*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 95-108.
- GOBL F. 1996. *Investigations on Mycorrhizae and Fine Roots in an Area used as Forest Pasture*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 193-204.

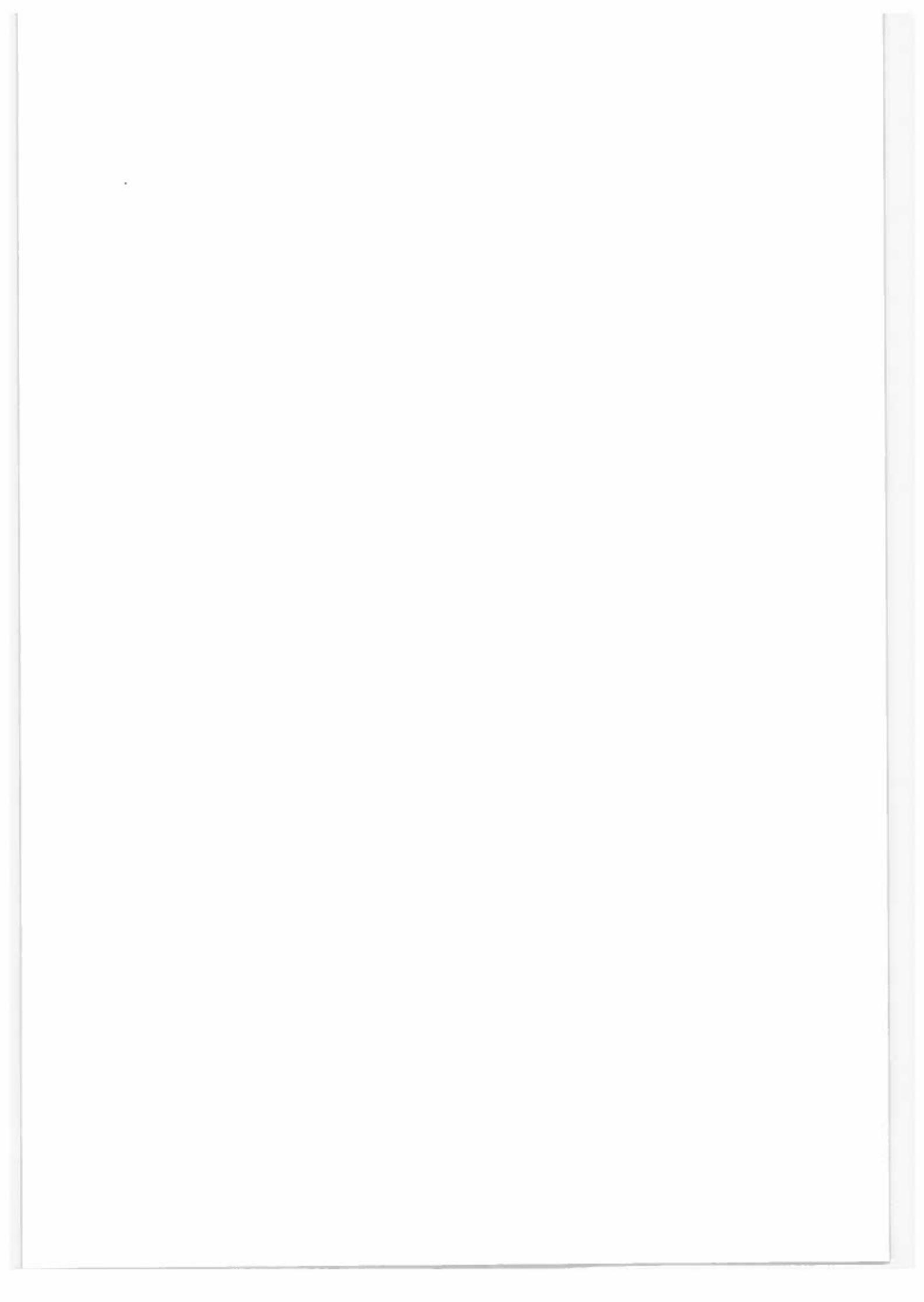
- GRUBER F., KREUZINGER N., PODEU R., HAUDEK S.B., GOBL F. & KUBICEK C.P. 1995. Identifizierung und Quantifizierung von mykorrhizabildenden Basidiomyceten an Hand ihres Glyceraldehyd-3-Phosphat Dehydrogenase (gpdA) Gens. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 113-120.
- HAUDEK S.B., KREUZINGER 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.
- HAUDEK S.B., GRUBER F., KREUZINGER N., GOBL F. & KUBICEK C.P. 1996. Strain Typing of Ectomycorrhizal Basidiomycetes from Subalpine Tyrolean Forest Areas by Random Amplified Polymorphic DNA Analysis. Mycorrhiza 6: 35-41.
- HERMAN F. 1991. Schwermetallgehalte von Fichtenborken als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen. VDI-Berichte 901: 375-389.
- HERMAN F. 1992. Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 5-12.
- HERMAN F. 1992. Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 70: 83-90.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1992. Gesetzliche Regelungen, Grenzkonzentrationen und Beurteilungskriterien für Luft, Boden, und Blattorgane. Poster Workshop "Ecosystematic Forestry Research in Achenkirch", Nov. 19, 1992.
- HERMAN F., LEITNER J., LUTZ C., PLATTNER J., PLOMACHER J., SCHRÖDER P., SMIDT S. & STABENTHEINER E. 1992. Höhenprofile Achenkirch - Höhenverläufe verschiedener Untersuchungsparameter. Poster "Ecosystematic Forestry Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.
- HERMAN F. 1993. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. GSF-Berichte 39/93: 406-415.
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993. Höhenprofile Achenkirch - Measuring Report 1992. Bericht G3-1/1993.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1993. Forest Ecosystem Research in the Tyrol / Austria ("Zillertal Altitude Profile & "Achenkirch Altitude Profiles"). Poster Int. Conference "Oxygen and Environmental Stress in Plants", University of St. Andrews (Scotland), Sept. 6-10, 1993.
- 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 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 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-Berichte (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. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 85-96.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 9-15.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. Zusammenschau aus den Bereichen: Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 121-129.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. Forest Ecosystem Research in the Tyrol/Austria. Poster "Achenkirchtag", March 24, 1994, Federal Forest Research Centre.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. Oxidants and Plant Physiology in Alpine Valleys. Poster "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- HERMAN F. & SMIDT S. 1994. Ecosystem Research in a Limestone Area - "Achenkirch Altitude Profiles". Phytion (Horn, Austria) 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. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 169-192.
- 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. 16. IUFRO Kongress Fredericton, Nouveau-Brunswick, Canada, 7.-9.9.1994. Proceedings 233-243.
- HERMAN F. 1995. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Österr. Forstztg. 11/1995, 31.
- 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 (May 28 - June 2, 1995), Proceedings p. 424.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995. Einleitung und Zielsetzungen. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 9-18.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1995. Zusammenschau. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 263-276.
- HERMAN F., LOIBL W., KNOFLACHER H.M. & SMIDT S. 1996. Risk Assessment of Air Pollutants in Alpine Forest Ecosystems. ISEAC 26: 26th Int. Sympos. on Environmental Analytical Chemistry, April 9-12. Book of Abstracts. Technical University Vienna.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1996. Ecosystem Studies in a Limestone Area. Achenkirch Altitude Profiles. Introduction and Objectives. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 9-22.
- HOFMANN P. 1992. Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 70: 91-101.
- HOFMANN P. 1994. Pollutant-related Mapping of Lichens in the Area of Achenkirch. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 71-83.
- HUMER G., EILMSTEINER W. & LORBEER G. 1995. Lindan im Niederschlag. Umweldbundesamt, UBA-BE-010.

- INSAM H., RANGGER A. & GOBL F. 1995. *Bodenmikrobielle Untersuchungen auf beweideten und nicht beweideten Flächen Schulterberg*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 215-220.
- INSAM H., RANGGER A., HENRICH M. & HITZL W. 1996. *The Effect of Grazing and Soil-Microbial Biomass and Community on Alpine Pastures*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 205-216.
- KAISER A. 1994. *Immissionsmeteorologische Analyse Achenkirch*. Interim Report, Centre of Meteorology and Geodynamics.
- KAISER A. 1995. *Analyse der meteorologischen Verhältnisse im Raum Achenkirch und ihr Einfluß auf die gemessene Immissionsbelastung*. Final Report GZ 56.810/08-VA2/93).
- KAISER A. 1996. *Analysis of the Vertical Temperature and Wind Structure in Alpine Valleys and their Effects on Air Pollutants*. 96, 312-319.
- KALINA M., STOPPER S., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1996. *Cloudwater Chemistry at a Mountain Site (1280m a.s.l.) in the Area of Achenkirch*. Poster 26th Int. Symp. on Environ. Anal. Chem. Vienna, April 9-12, 1996.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992. *Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch*. FBVA-Berichte (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., GOBL F., GRUBER F. & KUBICEK C.P. 1996. *Identification of Some Ectomycorrhizal Basidiomycetes by PCR-Amplification of their gpd-Genes*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 109-118.
- 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.
- LEITNER J., SMIDT S., HERMAN F., PLATTNER J. & PAUSCH J. 1996. *Höhenprofile Achenkirch. Meßbericht 1995: Luftschadstoffmessungen*. Bericht G3-1/1996.
- LORBEER G. & KOHLERT R. 1994. *Messungen der Trichloressigsäure im Regenwasser von Achenkirch (Mühlleggerköpfl) - erste Ergebnisse*. FBVA-Berichte (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* (Horn, Austria) 34 (3): 57-61.
- LUTZ C., DODELL B. & RICKE E. 1994. *Photosynthetische Untersuchungen an Fichten ausgewählter Standorte in den Bergwäldern bei Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 91-100.
- LUTZ C., & DODELL B. 1994. *Photosynthetic Performance of Spruce Trees from selected Research Areas of the Mountain Forests near Achenkirch*. *Phyton* (Horn, Austria) 34 (3): 127-140.
- MARGL H. 1994. *Klimadaten aus dem Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte (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.
- MÜLLER M. 1995. *Cytogenetische Bioindikation an den "Höhenprofilen Achenkirch" - Untersuchungen von Chromosomen-Aberrationen in Wurzelmeristemen der Fichte*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 169-176.
- MÜLLER M. & BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1996. *Investigations of Chromosomal Aberrations in the Root Tip Meristems of Spruce trees from the Achenkirch Altitude Profiles*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 163-176.
- MUTSCH F. & S. SMIDT 1993. *Waldbodenzustandsinventur und Protoneneinträge*. Poster Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", March 27-29, 1993.
- MUTSCH F. 1995. *Einstufung der Böden im Raum Achenkirch nach chemischen Parametern*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 55-68.
- MUTSCH F. 1995. *Schwermetalle im Boden als Immissionsindikatoren auf einem Prallhang im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 145-152.
- MUTSCH F. 1996. *Classification of the Soils in the Area of Achenkirch According to Chemical Parameters*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 55-64.
- MUTSCH F. 1996. *The Use of Heavy Metals Detected in the Soil as Air-Pollution Indicators on a Stemming Slope in the Achenkirch Area*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 145-154.
- OFFICE OF THE PROVINCIAL GOVERNMENT OF THE TYROL & INSTITUTE OF ANALYTICAL CHEMISTRY (Technical University Vienna) 1985 - 1994. *Berichte 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. & KLANSEK E. 1991. *Ergebnisse der botanischen Analyse der Pauseninhalte bei Gams-, Reh- und Rotwild im FUST-Revier Achenkirch (1989-1991)*. Eigenverlag Forsch. Inst. f. Wildtierkunde und Ökologie.
- OTTITSCH A. 1995. *Erstellung einer Nutzungspotentialanalyse für den Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 121-132.
- OTTITSCH A. 1996. *Land Use Potential Analysis Achenkirch*. *Phyton* (Horn, Austria) 36 (4): 119-130.
- PEINTNER U. & MOSER M. 1994. *Mykosoziologische Untersuchung des Projektgebietes Achenkirch unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffeinträgen*. Report Institute of Microbiology, University of Innsbruck.
- PEINTNER U. & MOSER M. 1995. *Artenvielfalt und Abundanz von Basidiomyceten im Projektgebiet Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 69-94.
- PEINTNER U. 1995. *Schwermetallgehalte von Basidiomyceten und deren Eignung als Bioindikatoren*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 161-168.

- PEINTNER U. & MOSER M. 1996. *The Mycobiota (Basidiomycetes) of an Alpine Tyrolean Valley*. Phytion (Horn, Austria) 26 (4): 65-82.
- PEINTNER U. & MOSER M. 1996. *Survey of Heavy Metal Deposition at the Schulterberg (Achenkirch Altitude Profiles) by Using Basidiomycetes as Bioindicators*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 155-162.
- PLATTNER J. & PAUSCH J. 1994. *Ozon, Schwefeldioxid und Inversionen*. Poster "Achenkirchtag", Achenkirch, March 24, 1994, (Federal Forest Research Centre).
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1993. *Accumulation and Fate of C1/C2-Chlorocarbons and TCA in Spruce Needles from an Austrian Mountain Site*. Poster Dioxin-Congress, Technical University Vienna, Sept. 20-24, 1993.
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1994. *Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure - erste Untersuchungsergebnisse von Fichtennadeln am Christlumpfadprofil*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 101-108.
- PLUMACHER J., WOLF A. & SCHRÖDER P. 1994. *Accumulation of C1/C2-Chlorocarbons and Trichloroacetic Acid and a Possible Correlation with Glutathione S-Transferases Acid in Conifer Needles*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 141-154.
- 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 49th DGF-Congress Karlsruhe, Sept. 1 - 2, 1993.
- PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993. *Bioindikation von Pflanzenstreß anhand des Lipidmusters*. Poster 49th DGF-Congress Karlsruhe, Sept. 1 - 2, 1993.
- PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993. *Lipide Substanzen als Streßmarker von Fichtennadeln*. Poster 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 Nadel-lipide zur Bewertung der Streßsituation von Fichtenbeständen in den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 83-90.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1994. *Höhenprofile Achenkirch - Lipide Substanzen als Streßmarker von Fichtennadeln*. Poster, presented at the "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- PUCHINGER L. & EDL M. 1994. *Vergleichende morphologische, anatomische sowie histochemische Studien an Fichtennadeln aus dem orthogonalen Doppelprofil Achenkirch*. Final Report (GZ: 56.810/27-VA2/92).
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994. *Makroskopisch-morphologische Untersuchungen an Fichtennadeln aus den "Höhenprofilen Achenkirch"*. FBVA-Berichte (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"*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 113-126.
- PUCHINGER L., EDL M. & STACHELBERGER H. 1994. *Macroscopic-morphological Studies of Spruce Needles from the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 155-167.
- RANGGER A. & INSAM H. 1995. *Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhenprofils in den Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 95-104.
- RANGGER A. & INSAM H. 1996. *Microbial Activities and Biomass Along an Altitudinal Profile in the Northern Tyrolean Limestone Alps*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 83-94.
- RUPPERT W., NOVAK H. & HALBWACHS G. 1994. *Höhenprofile Achenkirch - Schulterbergprofil. Biometrie, Anatomie und Histochemie*. Interim Report. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz.
- RUPPERT W. & HALBWACHS G. 1995. *Höhenprofile Achenkirch - Biometrie, Anatomie und Histochemie*. Final Report. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz.
- SCHADAUER K. 1995. *Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen anhand der Parameter der Österreichischen Waldinventur*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 221-230.
- SCHADAUER K. 1996. *Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps with the Help of the Parameters from the Austrian Forest Inventory*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 217-230.
- SCHRIFTENREIHE ALPINE UMWELTPROBLEME: *Beiträge zur Umweltgestaltung*. Erich Schmidt Verlag: Alpen - Umwelt ohne Zukunft - Entwicklung und Zwischenergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, vol. A37, Ergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, Parts I-IV, vol. A62 (1977), Ergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, Parts V und VI, vol. A67 (1978), Ergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, vol. A78, Expert meeting on "Der Wald als Lebensraum", vol. A98 (1986), Ergebnisse des Forschungsprojektes 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 Xenobiotika in Fichten am Schwerpunktstandort Achenkirch*. Zwischenbericht Fraunhofer Institut und GSF München.
- SCHRÖDER P., HERMAN F., HAUNOLD A. & S. SMIDT 1994. *Organic air pollutants as a potential stress factor in Alpine valleys of Bavaria (Germany) and the Tyrol (Austria)*. Poster 16. IUFRO Kongress Fredericton, Nouveau-Brunswick, Canada, 7.-9.9.1994, Proceedings 373-376.
- SCHRÖDER P. 1995. *Immission, Aufnahme und Entgiftung von Xenobiotika in Fichten am Schwerpunktstandort Achenkirch*. Final Report (GZ 56.810/04-VA2/93).
- SCHWEIGER P. 1995. *Untersuchungen der arbuskulären Mykorrhiza an beweideten und unbeweideten Waldstandorten auf Karbonat*. Final Report. Federal Ministry of Agriculture.
- SMIDT S. 1982. *Untersuchungen über das Auftreten von Ozon, seine kombinierte Wirkung mit SO₂ 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. Forstztg., vol. 94 (1), Information Service, issue 216.
- SMIDT S. 1983. *Untersuchungen über das Auftreten von sauren Niederschlägen in Österreich*. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. (Federal Forest Research Centre) 150.
- SMIDT S. 1984. *Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs*. Allg. Forstztg. 95 (1) Information Service, issue 221, 13-15.
- SMIDT S. 1984. *Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs*. Allg. Forstztg. 95 (12) Information Service, issue 227.
- SMIDT S. 1985. *Schadstoffeintrag durch nasse Deposition in verschiedenen Höhenlagen*. FOHRER E.(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 "Saure 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. Forstztg. 97 (236): 339-341.
- SMIDT S. 1986. *Bulkmessungen in Waldgebieten Österreichs*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 13.
- SMIDT S. 1988. *Messungen der nassen Deposition in Österreich*. FBVA-Berichte (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. *Inmissionsmessung nasse Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 50.
- SMIDT S. 1992. *Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 70: 77-81.
- SMIDT S. 1992. *Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch*. Poster "Achenkirchtag" "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)*. Phytion (Horn, Austria) 32 (2): 177-200 (1992).
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992. *Streubelastung alpiner Waldökosysteme*. Poster "Achenkirchtag" "Ecosystematic Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992. *Möglichkeiten der Feststellung der Belastung von Waldökosystemen*. Poster "Achenkirchtag" "Ecosystematic Research in Achenkirch", Achenkirch, Nov. 19, 1992.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992. *Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch*. FBVA-Berichte (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 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-Berichte 39/93, 21-29.
- SMIDT S. & GABLER K. 1994. *SO₂, NO_x and Ozone Records along the "Achenkirch Altitude Profiles"*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 33-44.
- SMIDT S., BERMAJINGER-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-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 27-32.
- SMIDT S. & MUTSCH F. 1994. *Messung nasser Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen*. Poster "Achenkirchtag", March 24, 1994 (Federal Forest Research Centre).
- SMIDT S. & RENDL J. 1994. *Depositionsmessungen im Raum Achenkirch*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 33-38.
- SMIDT E. 1995. *Histochemische und histometrische Untersuchungen an Fichtenadeln zweier Versuchsflächen im Raum Achenkirch*. Diploma thesis, Inst. f. Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre. Technical University Vienna.
- SMIDT S. 1995. *Measurement of Field Depositions in the Area of Achenkirch*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 45-56.
- SMIDT S. 1995. *The ozone situation in Alpine valleys of Austria and Bavaria*. Spatial and temporal assessment of air pollutant impact on ecosystems: Interpretation of exceedances of Critical Loads / Critical levels. Int. Workshop, Nov. 22-24, 1995, Vienna. Background paper.
- SMIDT S., HERMAN F. & LEITNER J. 1995. *Höhenprofile Achenkirch, Meßbericht 1994*. Federal Forest Research Centre, Report G3-1/1995.

- SMIDT S., KNOFLACHER K., MUTSCH F., STEFAN K. & HERMAN F. 1995. *Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 245-262.
- SMIDT S., WOMASTEK R. & LORBEER G. 1995. *Pestizideinträge durch nasse Depositionen*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 145-152.
- SMIDT S. 1996. *Assessment of Air Pollution Stress on Forest Ecosystems by the Example of the Northern Tyrolean Limestone Alps*. J. Plant Physiol. 148, 287-295.
- SMIDT S., LOIBL W. & GABLER K. 1996. *Potential Ozone Risk for Selected Tree Species in Austria*. ISEAC 26: 26th Int. Sympos. on Environmental Analytical Chemistry, April 9-12. Book of Abstracts. Technical University Vienna.
- SMIDT S., LOIBL W. & GABLER K. 1996. *Potential Ozone Risk for Selected Tree Species in Austria*. ISEAC 26: 26th Int. Sympos. on Environmental Analytical Chemistry, April 9-12. Poster Technical University Vienna.
- SMIDT S., MUTSCH F., KNOFLACHER M.H., STEFAN K. & HERMAN F. 1996. *Stress on the Northern Tyrolean Limestone Alps by the Deposition of Pollutants*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 245-270.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1996. *Description of the Northern Tyrolean Limestone Alps and Assessment of Risks - Synopsis*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 271-294.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM M. 1995. *Vegetationskundliche und wurzelökologische Untersuchungen auf Weideflächen der Nordtiroler Kalkalpen*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 177-200.
- SOBOTIK M. & POPPELBAUM C. 1996. *Vegetational and Root-Ecological Investigations on Forest Pasturing and Pure Pasturing Areas of the Northern Tyrolean Limestone Alps*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 177-192.
- STAGL W.G. & HACKER R. 1991. *Weiden als Proßhölzer zur Äsungsverbesserung*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 58.
- STEFAN K. 1983. *Schadstoffbelastung von Schnee – Ergebnisse der bundesweiten Stichprobenuntersuchungen 1983*. Federal Forest Research Centre, Internal Report.
- STEFAN K. & HERMAN F. 1995. *Ergebnisse chemischer Nadelanalysen aus dem Tiroler Kalkalpin von 1983-1992*. FBVA-Berichte (Federal Forest Research Centre) 87: 231-244.
- STEFAN K. 1996. *Nutrient Contents of Spruce Needles from the Tyrolean Limestone Alps*. Phytion (Horn, Austria) 36 (4): 231-244.
- 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 mykorrhizenbildender Basidiomyzeten*. Poster "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-Berichte (Federal Forest Research Centre) 78: 41-47.
- ZECHMEISTER H. 1994. *Survey of Heavy Metal Deposition by using Bryophytes as Biomonitors at the Schulterberg Profile*. Phytion (Horn, Austria) 34 (3): 63-70.
- ZECHMEISTER H. 1995. *Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps*. Environmental Pollution 89: 73-80.



FBVA-Berichte
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

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

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

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

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

1994	77	KAISER, A. Projekt "Höhenprofil Zillertal" Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen. 95 Seiten	80.—
1994	78	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofil Achenkirch. Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre. 134 Seiten	120.—
1994	79	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 Achenal. 46 Seiten	50.—
1995	87	HERMAN, F., SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern, Schwerpunkt Rhizosphäre. 288 Seiten	450.—
1995	88	CECH, T.; PERNY, B.; DONAUBAUER, E. Wipfelsterben an Jungfichten in Österreich und beteiligte Mikropilze. 32 Seiten	50.—
1995	89	MARKART, G.; KOHL, B. Starkregensimulation und bodenphysikalische Kennwerte als Grundlage der Ab- schätzung von Abfluß- und Infiltrationseigenschaften alpiner Boden- / Vegetations- einheiten. Ergebnisse der Beregnungsversuche im Mustereinzugsgebiet Löhnersbach bei Saalbach in Salzburg. 38 Seiten	60.—
1995	90	LANG, E. Starkregensimulation - Ein Beitrag zur Erforschung von Hochwasserereignissen 70 Seiten	100.—
1995	91	LUZIAN, R.; RAMMER, L.; SCHAFFHAUSER, H. Lawinenbericht 1992/93 - Dokumentation und Fachbeiträge 52 Seiten	80.—
1995	92	SCHIELER, K.; BUCHSENMEISTER, R.; SCHADAUER, K. Österreichische Forstinventur - Ergebnisse 1986/90 262 Seiten	250.—
1996	93	NEUMANN, M. (Hrsg.) Österreichisches Waldbeobachtungssystem Beiträge zum 4. WBS-Seminar in Wien am 23. November 1995 177 Seiten	260.—
1996	94	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen 291 Seiten	350.—

