FBVA-BERICHTE 119/2001

Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien
Waldforschungszentrum

Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen

Nitrogen Fluxes at Mühleggerköpfl in the Northern Tyrolean Limestone Alps

F. HERMAN, S. SMIDT & M. ENGLISCH (Hrsg.)

FDK 114.261:114.31:181.45:(436)

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT

Empfohlene Zitierung:

Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen / F. Herman (Hrsg.) FBVA-Berichte; Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 2001, Nr. 119, 164 S.

ISSN 1013-0713

Copyright 2001 by
Forstliche Bundesversuchsanstalt

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

Herstellung und Druck :
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Waldforschungszentrum
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien
URL: http://fbva.forvie.ac.at
URL: http://www.fbva.bmlf.gv.at

Anschrift für Tauschverkehr :
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Bibliothek
E-mail: gudrun.schmidberger@fbva.bmlf.gv.at
Seckendorff-Gudent Weg 8
A-1131 Wien

Tel. + 43-1-878 38 1216
Fax. + 43-1-878 38 1250

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Inhaltsverzeichnis

F. Herman, St. Smidt & M. Englisch
Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen 5
Nitrogen Fluxes at the Mühleggerköpfl in the Northern Tyrolean Limestone Alps 5

M. Gärtner
Terrestrische Kronenbeurteilung der Probebäume der Höhenprofile im Raum Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen 17
Terrestrial Crown Assessment of Sample Trees at the Altitude Profiles in the Achenkirch Area 17

M. Englisch
Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen 21
Site and Soil Characteristics of the Intensive Monitoring Plot „Mühleggerköpfl" 21

F. Mutsch
Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoff-Flüsse in den Nordtiroler Kalkalpen 33
Soil Chemical Characterisation of the Mühleggerköpfl within the Frame of Investigations Concerning the Nitrogen Fluxes in the Limestone Alps - Austria 33

F. Feichtinger & A. Scheidl
Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse 41
Estimating Seepage Loads Based on Measurements of Soil Water Dynamics: Methods, Experimental Design and First Results 41

W. Gattermayr
Hydrometeorologische Erhebungen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen 53
Hydrometeorological Measurements at the Mühleggerköpfl 53

St. Smidt
Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen 61
Measurements of Air Quality, Depositions and Soil Water at the Mühleggerköpfl 61

M. F. Kalina, S. Stopper, E. Zambo & H. Puxbaum
Eintrag von Stickstoffverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch/Tirol (Mühleggerköpfl, 920m und Christlumkopf, 1758m) 73
Input of Nitrogen Compounds due to Dry, Wet and Occult Deposition at two Altitudinal Levels in the Area of Achenkirch/Tyrol (Mühleggerköpfl 920 m and Christlumkopf 1758 m a.s.l.). 73

E. Härtel-Rigler, S. Zechmeister-Boltenstern & M.H. Gerzabek
Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen 85
Gaseous Nitrogen Losses from a Forest Site in the Limestone Alps 85

A. Krenn, G. Haberhauer & M.H. Gerzabek
Bodenwasseruntersuchungen mit Lysimetern am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen: Messmethoden und Versuchsaufbau 93
Soil Water Analyses Using Lysimeters in the Limestone Alps at Mühleggerköpfl: Measuring Methods and Experimental Design 93

G. Haberhauer, M. H. Gerzabek, K. Blochberger & A. Krenn
Stabilisotopenanalytik von Nitrat zur Abschätzung der N-Dynamik im Waldboden und der N-Belastung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen 99
Stable Isotope Analysis of ^{15}N-Nitrate for the Assessment of Nitrate Dynamics in Forest Soils and in Soil Water at Mühleggerköpfl 99

H. Schaffer
Verwaltung der Daten des Projektes „Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen“ 111
Management of Data from the „Nitrogen Fluxes at Mühleggerköpfl in the Northern Tyrolean Limestone Alps 111

R. Jandl
Bilanzierungsansatz für Stoffflüsse mit einem Simulationsmodell 117
Budgeting Nutrient Fluxes by Means of a Simulation Model 117

F. Herman, St. Smidt & M. Englisch
Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen - Zusammenschau 129
Element Fluxes on a Limestone Site in the Alps - An Overview 129

S. Smidt, S. Zechmeister-Boltenstern, M. Englisch & F. Feichtinger
Glossar 137

Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen

F. HERMAN [1], ST. SMIDT [1] & M. ENGLISCH [2]

[1] *Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*
[2] *Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*

Kurzfassung. Im Rahmen eines interdisziplinären Projektes werden die Stickstoff-Flüsse an einem kalkalpinen Standort im Raum Achenkirch/Tirol untersucht. Die Hauptziele der Untersuchungen sind die Interpretation des Stickstoffstatus, die Erstellung der Stickstoffbilanz unter Einbeziehung systeminterner Flüsse sowie die Abschätzung des Sättigungszustandes. Das Untersuchungsgebiet und das Catchment mit dem Versuchsaufbau werden beschrieben.

Schlüsselworte: Kalkalpen, Stickstoff, Stoffflüsse, Stickstoffsättigung

Abstract. [Nitrogen Fluxes at Mühleggerköpfl in the Northern Tyrolean Limestone Alps.] In the framework of this study nitrogen fluxes on a limestone site are investigated. The interdisciplinary project design comprises investigations and integrated evaluation of the water-energy and element budgets, growth and population dynamics from the root zone to the canopy. The investigation area, the catchment and the research equipment are described.

Keywords: Limestone Alps, nitrogen, fluxes, nitrogen saturation

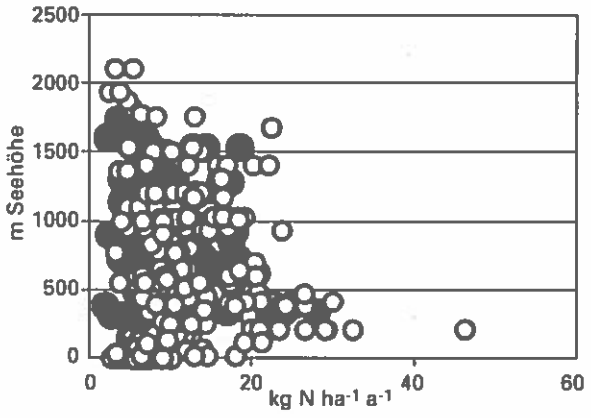
1 Einleitung

In den frühen 80er Jahren wurden Erklärungsansätze für die beobachteten Waldschädigungen vor allem mit der Wirkung von Luftschadstoffen in Zusammenhang gebracht. Besonderes Augenmerk wurde hierbei den Einträgen von sauren Komponenten geschenkt. Unter den zahlreichen Waldsterbenshypothesen wurde die „Stickstoffhypothese" formuliert (NIHLGARD 1985), die versucht, („neuartige") Waldschäden durch überhöhte Stickstoffeinträge zu erklären.

Im Laufe der letzten 20 Jahre hat sich im europäischen Raum die Emissions- und Immissionssituation stark verändert: Während z.B. die Schwefelemissionen drastisch reduziert wurden, verringerten sich die Emissionen von Stickstoffverbindungen nur geringfügig (BERGE et al. 1995, EMEP 2000, RITTER et al. 1999). Die Stickstoff-Freilandeinträge durch nasse und trockene Absetzdepositionen lagen in europäischen Ländern Anfang bis Mitte der 90er Jahre in der Regel unter 30 kg.ha^{-1}.a^{-1} (SMIDT & ENGLISCH 1998; Abbildung 1).

Modellrechnungen der BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST UND HOLZWIRTSCHAFT (1997)

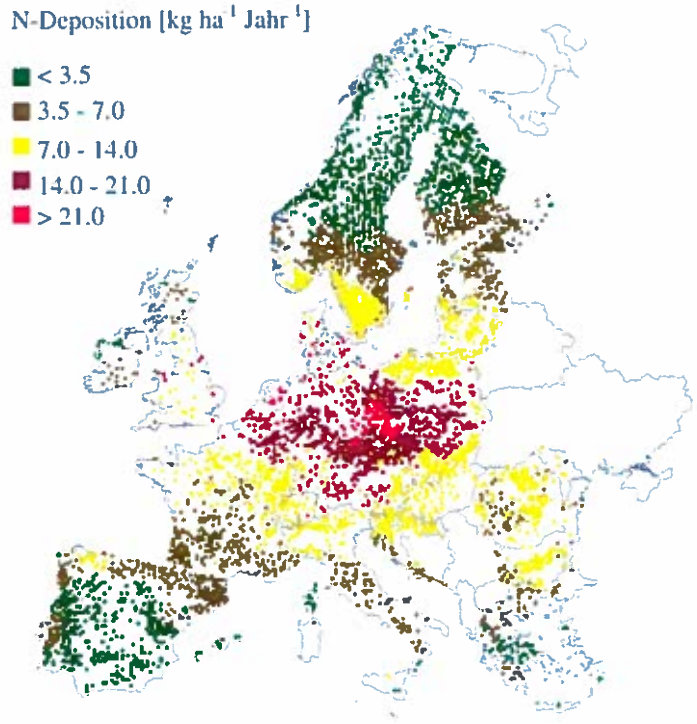
Abb. 1:
Stickstoff-Jahreseinträge (Freiland; SMIDT & ENGLISCH 1998).
Punkte: Österreich
Kreise: Deutschland, Schweiz, Frankreich, Italien



ergaben für die Zeitspanne 1985-1995 für Europa im Mittel Einträge bis > 21 kg ha^{-1} a^{-1}; die höchsten Belastungen lagen in den Benelux-Staaten, in Deutschland, Tschechien und Polen (Abbildung 2). Weitere Erhebungen zeigten, je nach Mess-Standort, Stickstoffdepositionen zwischen 5 und 80 kg ha^{-1} a^{-1} (ORTLOFF & SCHLÄPFER 1996).

Die Wirkungen atmogener Stickstoffeinträge sind sehr komplex. Chronische Deposition kann zu

Abb. 2:
Stickstoffeinträge in Europa Mittel 1985-1995 (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST UND HOLZWIRTSCHAFT 1997)



Stickstoffsättigung bzw. Übersättigung führen. Abgesehen von direkten Effekten gasförmiger Stickstoffverbindungen sind folgende Prozesse von Bedeutung (BOBBINK et al. 1992):

- **Bodenversauerung**, besonders nach der Nitrifikation von Ammonium. Dieser Prozess führt zu Bodenverwitterung und Auswaschung basischer Kationen aus dem Boden und erhöhten Aluminiumkonzentrationen;
- **Eutrophierung** durch eine Akkumulation von Ammonium im Boden. Diese wird von der Nitrifikationsrate und den deponierten Stickstoffmengen beeinflusst.

Zahlreiche Untersuchungen belegen die möglichen Effekte überhöhter Stickstoffeinträge auf Waldökosysteme. (Einen Überblick geben z.B. GLATZEL 1990, KÖLLING 1991, BOBBINK et al. 1992 und ORTLOFF & SCHLÄPFER 1996.) Sonderbände zum Thema Stickstoff liegen vor: WRIGHT & TIETEMA (1995), EMMETT et al. (1998), HOEK et al. (1998) und ein Sonderband der Zeitschrift Forest Ecology and Management 101 (The whole ecosystem experiments of the NITREX and EXMAN projects). Neben Beobachtungen von Wachstumssteigerungen (NILSSON & WIKLUND 1992, 1995, SKEFFINGTON & WILSON 1988, KENK & FISCHER 1988) wurden der relative Rückgang des Wurzelwachstums im Vergleich zu der oberirdischen Biomasse (WILSON & SKEFFINGTON 1994ab) und Nährstoffungleichgewichte (SCHULTZE et al. 1989, BOXMAN et al. 1991) bzw. Ernährungsstörungen (GLATZEL et al. 1987) dokumentiert. Weiters sind Bodenversauerung (Reduktion der Basensättigung) und damit verbunden Al-induzierte Probleme im Boden (ULRICH 1982) bzw. erhöhtes Leaching von basischen Kationen (RUDEBECK & PERSON 1998), Quantitäts- und Qualitätsänderungen des Humus (Verschiebung des C/N-Verhältnisses; DISE et al. 1998), Veränderung der Bodenmeso- und Mikrofaunazusammensetzung und gasförmige Stickstoffverluste (z.B. durch vermehrte Lachgasproduktion im Boden) belegt (KÖLLING 1991, RIGLER & ZECHMEISTER 1998). Daneben werden allgemeine physiologische Reaktionen der Bäume, etwa erhöhte Anfälligkeit gegenüber Frost, Insekten und Trockenheit (WELLBURN 1988, ARONSSON 1980, NILSEN 1990), Verschiebung des Artenspektrums der Bodenvegetation (KÖLLING 1991), negative Beeinflussung der Mykorrhiza (RÜHLING & TYLER 1991, HOBBIE et al. 1999) und die Grundwasserbelastung (Gewässereutrophierung und –versauerung) beschrieben (KÖLLING & NEUSTIFTER 1997).

Zur großräumigen räumlichen Abschätzung von negativen Wirkungen von Stickstoffeinträgen auf Wald-Ökosysteme wurden Critical Loads (CLO) formuliert. Sie werden als jene Mengen von Schadstoffeinträgen aus der Atmosphäre (Protonen, Schwefeläquivalente und Stickstoff, kg ha^{-1} a^{-1}) in das Ökosystem definiert, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand keine negativen Effekte an bestimmten Wirkobjekten oder Rezeptoren auftreten können (Tabelle 1). Ziel ist der dauernde Schutz der Umwelt bei möglichst niedrigen Gesamtkosten und die Absenkung der Belastung der Vegetation auf einen als akzeptabel angesehenen Schwellenwert. Critical Loads sind vom Ökosystemtyp, der Bewirtschaftungsform und Bodeneigenschaften, z.B. vom Nitrifikationsvermögen, abhängig (UN-ECE 1988; WHO 1995).

Tab. 1:
Critical Loads für Stickstoffeinträge (UN-ECE 1988; WHO 1995)

Kritischer N-Eintrag (kg N ha^{-1} a^{-1})	Ökosystem	Kriterien
5 - 10	Hochmoore	Veränderungen der Flora möglich, z.B. vermehrtes Wachstum von Büschen und Bäumen; baldige Begrenzung des Wachstums durch andere Nährstoffe (z.B. Kalium)
5 - 20	Heiden	verminderte Frostresistenz von Heidekraut *(Calluna)*
7 - 10	Heiden	auf schwach gepufferten Böden Veränderungen der Artenzusammensetzung je nach Verwitterungskapazität
> 20	Heiden	vollständige Umwandlung von Heiden in Grasland
10 - 12	Nadelwald	Nährstoffungleichgewichte aufgrund von hohem N-Eintrag in Abhängigkeit von der Mg- und Ca-Konzentration und von der Nitrifikationsrate des Bodens
> 20	Nadelwald	Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten; abhängig von der Aufnahme durch Bäume und von der Basensättigung des Bodens
< 15	Laubwald	Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten

Viele nationale Projekte, die sich mit den Wirkungen von Stickstoffeinträgen auf das Ökosystem bzw. den damit verbundenen Veränderungen im Stickstoffkreislauf in Ökosystemen beschäftigen, sind in europäische Forschungskooperationen eingebunden: Im **NITREX-Projekt** (Nitrogen Saturation Experiments) werden Experimente zu Fragen der Stickstoffsättigung unter Anwendung erhöhter und reduzierter Stickstoffeinträge durchgeführt (WRIGHT & TIETEMA 1995, TIETEMA et al. 1998). Auch das **EXMAN-Projekt** (Experimental Manipulation of Forest Ecosystems in Europe) befasst sich mit der experimentellen Steuerung von Waldökosystemen in Europa (KREUTZER et al. 1998). Ein Projekt mit ähnlicher Fragestellung wurde von ABER et al. (1998) im Nordosten der USA durchgeführt.

Für nationale Stickstoff-Projekte können folgende Beispiele genannt werden: Das **Solling-Projekt** (Niedersachsen / Deutschland; ULRICH 1993; BREDEMEIER et al. 1999), das sich seit 1966 mit der Untersuchung der komplexen Wechselbeziehungen zwischen Tieren, Pflanzen, Wasser, Boden und Schadstoffeinträgen befasst, das **MEXFO-Projekt** (Nordrhein-Westfalen; MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 1993), welches Waldschadensforschung unter besonderer Berücksichtigung von Luftschadstoffen betreibt, das **ARINUS-Projekt** (Schwarzwald / Baden-Württemberg; FEGER 1992, PAPEN et al. 1994), das Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den Stickstoff- und Schwefelhaushalt der Öko- und Hydrosphäre von Waldstandorten untersucht und die Untersuchungen des BAYREUTHER INSTITUTES FÜR TERRESTRISCHE ÖKOSYSTEMFORSCHUNG (BITÖK; 1998) mit einem Schwerpunkt zur Stickstoffproblematik am Beispiel von Standorten im Fichtelgebirge (Bayern).

In Österreich wurden bis dato keine interdisziplinären Projekte über Auswirkungen von Stickstoffeinträgen auf Waldökosysteme und die Erstellung von Stickstoffbilanzen auf Kalkstandorten durchgeführt. Aus diesem Grund wurde das gegenständliche Projekt an einem Standort in den Nordtiroler Kalkalpen begonnen.

Ziele der Untersuchungen ist die:
- ▶Interpretation des Stickstoff-Status der Untersuchungsfläche
- ▶Erstellung einer Stickstoffbilanz unter Einbeziehung systeminterner Flüsse
- ▶Bewertung hinsichtlich der Stickstoffsättigung

Gründe für Standortsauswahl waren:
- ▶Im Untersuchungsgebiet überschreiten die Gesamtstickstoff-Einträge die Critical Loads
- ▶Der Waldzustand im Untersuchungsgebiet wird als eindeutig geschädigt ausgewiesen
- ▶Stickstoff-Flüsse auf kalkalpinen Standorten wurden bis dato nicht berechnet

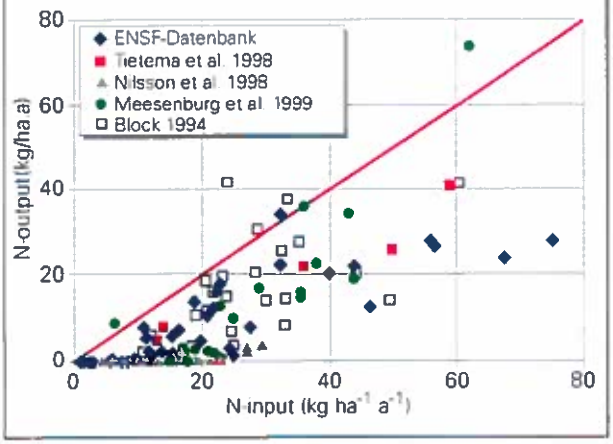
Für den Begriff der **Stickstoffsättigung** sind unterschiedliche Definitionen gebräuchlich. NILSSON (1986) bezeichnet Ökosysteme (aus ertragskundlicher Sicht) als stickstoffgesättigt, wenn die Primärproduktion durch weitere Verbesserung der Stickstoffversorgung nicht mehr zunimmt, während AGREN & BASSATA (1988) Stickstoffsättigung dann

erreicht sehen, wenn die Stickstoff-Outputs aus dem Ökosystem die N-Inputs über einen längeren Zeitraum übertreffen. Der hier verfolgte Untersuchungsansatz folgt der Definition von ABER et al. (1989), auf der das Konzept der Critical Loads (UN-ECE 1988) aufbaut und welche auch von den Untersuchungen im Rahmen von NITREX und EXMAN verwendet wird: **Stickstoffsättigung eines Ökosystems wird dann als erreicht angesehen, wenn das Stickstoff-Angebot den Bedarf von Pflanzen und Mikroben übersteigt.** Auf Ökosystem-Ebene operational erfassbar ist dies, wenn es unterhalb des Hauptwurzelraumes zu erhöhtem - d.h. mehr als minimalem - Stickstoff-Leaching kommt. Wann Sättigung erreicht wird, hängt u.a. von den deponierten Stickstoffmengen, vom Vegetationstyp, dem Bodentyp und der Waldbewirtschaftung ab. Hohe N-Einträge über längere Zeiträume können zu einer N-Sättigung des Waldbodens führen (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997; FENN et al. 1996; GOULDING et al. 1998). In diesem Fall wird der über atmosphärische Deposition eingetragene Stickstoff von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen und geht dem System entweder durch Auswaschung von Nitrat oder durch Ausgasung von N_2O, NO und N_2 verloren.

Die Zunahme des **Outputs** mit dem **Input** von Stickstoff wurde u.a. im NITREX-Projekt (7 Flächen) untersucht. Messungen haben gezeigt, dass bei Einträgen bis 9 kg ha^{-1} a^{-1} praktisch kein Austrag stattfand; Stickstoffeinträge über 9 kg ha^{-1} a^{-1} können hingegen erhebliche Nitratverluste zur Folge haben;

Abb. 3: N-input und N-output in Waldökosysteme

- ENSF-Datenbasis (Bewertung von N- und S-Flussen; HAUHS 1989; HAUHS et al. 1989)
- TIETEMA et al. 1998 (NITREX-Projekt)
- NILSSON et al. (1998)
- MEESENBURG et al. (1999; Solling-Projekt)
- Block (1994; Rheinland-Pfalz)

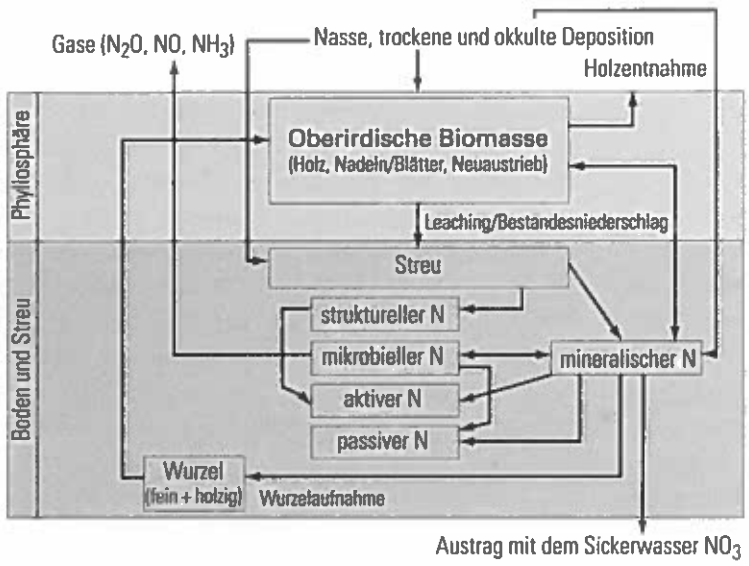


bei Einträgen über 25 kg ha^{-1} a^{-1} treten Nitratverluste generell auf (DISE & WRIGHT 1995). Bei einer Steigerung des Eintrages über 55 kg N ha^{-1} a^{-1} betrug der Austrag bis 30 kg N ha^{-1} a^{-1} (DISE & WRIGHT 1995, TIETEMA et al. 1998; MEESENBURG et al. 1999; Abbildung 3).

Der Stickstoffkreislauf in (Wald)ökosystemen ist durch eine Vielzahl von Umsetzungsprozessen (Flüssen) zwischen den einzelnen Speichern (Pools) charakterisiert. Einen vereinfachten Überblick bietet das in Anlehnung an SCHENK (1998) erstellte Flussdiagramm (Abbildung 4). In dieser Abbildung wird der interne und äußere N-Kreislauf, aufgeteilt in Pools (eingerahmt) und Flüsse (Pfeile), wiedergegeben. Der Stickstoffbedarf eines Waldökosystems setzt sich im wesentlichen aus dem Einbau in die unterirdische (mikrobielle, pilzliche) Biomasse und die pflanzliche Biomasse (Baum- und Bodenvegetation) zusammen. Zwischen den Wurzeln und den Bodenmikroben herrscht besonders in Böden mit weitem C/N-Verhältnis (ABER 1992, ABER et al. 1993) starke Konkurrenz um die begrenzten Vorräte an mineralisiertem Stickstoff, wodurch die Aufnahme von Stickstoff in die Baumbiomasse limitiert werden kann. Die (anthropogene) Deposition von pflanzenverfügbarem Stickstoff in Form von NH_3 und NO_3 kann daher zu einem erhöhten Einbau in die pflanzliche Biomasse - auch über die direkte Aufnahme über Nadeln und Blätter - resultieren, andererseits auch den Bedarf des an N-Armut angepassten Systems überschreiten und den Austrag aus dem Ökosystem (v.a. als leicht lösliches NO_3) hervorrufen. Nach Untersuchungen von TIETEMA et al. (1998) werden nur relativ geringe Anteile (10 bis max. 30 %) des zusätzlich angebotenen Stickstoff aus der Deposition in die pflanzliche Biomasse eingebaut. Große Teile werden nach ABER et al. (1998) selbst bei lang anhaltendem und fortgesetztem Eintrag im Boden zurückgehalten. Dabei stehen drei Klassen von Bodenprozessen, nämlich die Immobiliserung durch Mikroben über Biomasseproduktion, die abiotische Inkorporierung in die organische Bodensubstanz sowie die Umwandlung in organischen Stickstoff durch Mykorrhizen ohne Biomasseproduktion in Diskussion. Nach Untersuchungen von GUNDERSEN et al. (1998) in einem ursprünglich stickstofflimitierten Fichten-Ökosystem wird der Großteil des eingebrachten Stickstoffs im Boden gespeichert, ein Teil in Form von Nitrat auf hydrologischem Weg jedoch direkt aus dem System gebracht. Gleichzeitig verändert die atmosphärische Stickstoff-Deposition die Umwandlungsprozesse

Abb. 4:
N-Flüsse in Waldökosystemen

Kompartimente und Flüsse (in Anlehnung an SCHENK 1998)
Pfeile: Stoffflüsse (kg $ha^{-1}a^{-1}$)
Fette Schrift: Vorräte (kg ha^{-1}), nicht fette Schrift: Stoffflüsse (kg $ha^{-1}a^{-1}$)



von Stickstoff im Boden. Beobachtet wurde v.a. eine Zunahme der Netto-Mineralisation.

2 Untersuchungsgebiet und Erhebungsumfang

2.1 Nordtiroler Kalkalpen

Die Nordtiroler Kalkalpen liegen in den Wuchsgebieten 4.1 „Nördliche Randalpen – Westteil" und 2.1 „Nördliche Zwischenalpen – Westteil" (Abbildung 5). Sie nehmen eine Fläche von 380.000 ha ein, von denen 68 % bewaldet sind. Der Schutzwaldanteil liegt mit 42 % weit über dem österreichischen Durchschnitt von 19 %.

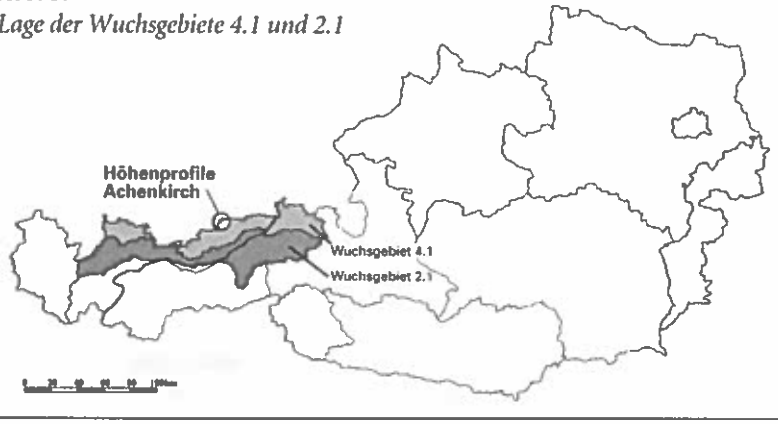
Das Wuchsgebiet 4.1, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, ist durch kühlhumides Klima mit einem sommerlichen Niederschlagsmaximum geprägt. Die mittleren Jahresniederschläge betragen im sub- bis tiefmontanen Bereich je nach lokaler Staulage 1100 mm bis 2200 mm. Die Kalkalpen-Hauptkette nimmt den größten Teil des Tiroler Anteils am Wuchsgebiet ein. Dolomit dominiert als Ausgangsgestein. KILIAN et al. (1994) heben die häufige anthropogene Entmischung der sub- bis tiefmontanen Leitgesellschaft, des Fichten-Tannen-Buchenwaldes, innerhalb des Wuchsgebiets hervor.

Zu den bedeutsamsten anthropogen bedingten Risken der Nordtiroler Kalkalpen zählen neben Luftschadstoffen historische Waldnutzungen wie Waldweide, Streunutzung und Schneitelung, sowie überhöhte Wildstände; dazu kommen die direkten und indirekten Auswirkungen des Massentourismus (HERMAN & SMIDT 1996).

Die Stickstoffversorgung der Fichtennadeln des Österreichischen Bioindikatornetzes in diesem Wuchsgebiet war zwischen 1983 und 1995 je nach Jahr auf 40-60 % der Probeflächen „nicht ausreichend" bzw. „mangelhaft" (STEFAN & FÜRST 1998).

Die Critical Loads für Säureeinträge werden mit 1,5 bis 10 kg H ha^{-1} a^{-1} angegeben. Die große Bandbreite ist in den unterschiedlichen Substraten innerhalb dieses Gebietes begründet. Die geringeren Critical Loads treffen vor allem für die Bereiche der Silikate und Alluvionen (150.000 ha) zu, die höheren für die Bereiche der Kalke und Dolomite (der Kalkalpen). Kleinstandörtlich ist auch auf karbonatbeeinflussten Standorten mit vorangegangener Streunutzung eine Gefährdung durch die aktuellen Protoneneinträge nicht auszuschließen. Die Critical Loads für Stickstoff wurden zwischen 10 und 32 kg ha^{-1} a^{-1} angegeben; überhöhte Stickstoffeinträge stellen besonders in den

Abb. 5:
Lage der Wuchsgebiete 4.1 und 2.1



pufferschwachen, skelettreichen, seichtgründigen Böden der Schutzwälder eine Gefahr dar. Besonders gefährdet sind ferner die Talflanken des Inntales (KNOFLACHER & LOIBL 1996). Die Tiroler Kronenzustandserhebungen 1997 ergaben in den Nordalpen seit 1984 eine Verschlechterung und 1997 Verlichtungen von nahezu 50% der Probebäume. Der Nordalpenbereich ist somit als eindeutig geschädigt anzusprechen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1998).

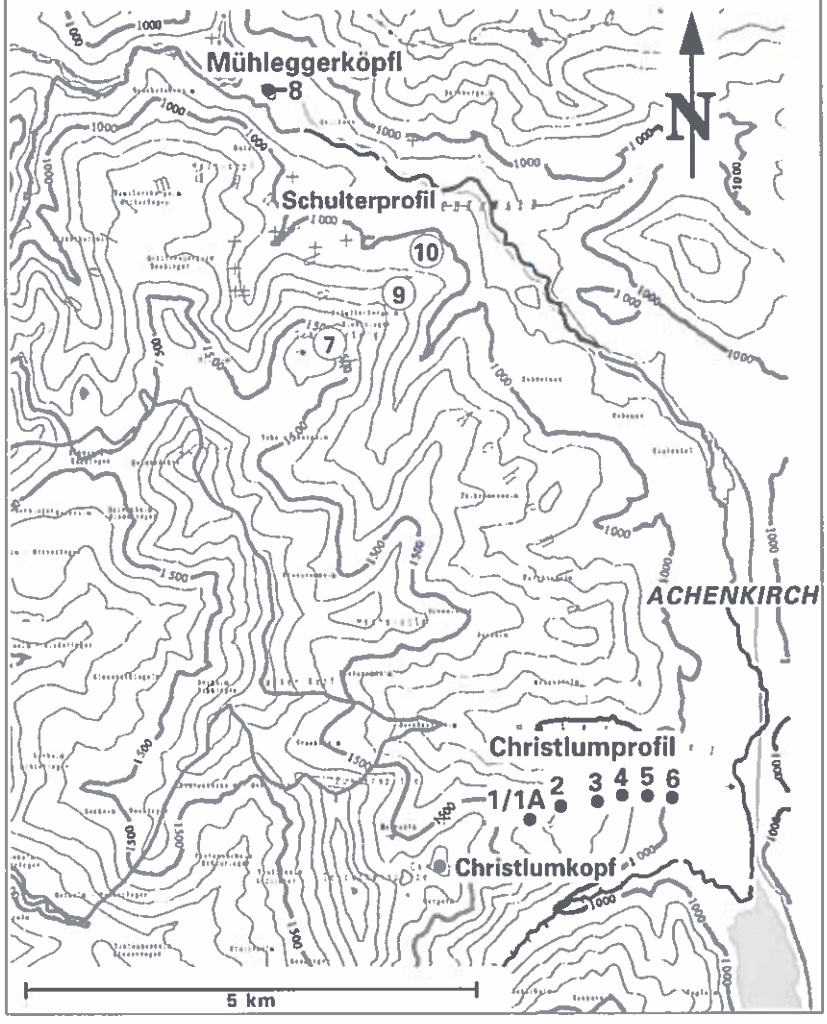
2.2 Raum Achenkirch

Der Raum Achenkirch (Abbildung 6) wurde bereits von SMIDT et al. (1995, 1996); HERMAN & SMIDT (1995, 1996) und HERMAN et al. (1998) eingehend charakterisiert. Eine ökologische Charakterisierung findet sich bei ENGLISCH & STARLINGER (1995).

Die Mediane der Stickstoffgehalte der Böden im Raum Achenkirch (Christlumprofil, Schulterbergprofil, Mühleggerköpfl) betrug 10,0 mg g^{-1} (0-5 cm), 6,6 mg g^{-1} (5-10 cm) bzw. 1,9 mg g^{-1} (20-30 cm) und lagen deutlich über dem österreichischen Durchschnitt der karbonatbeeinflussten Böden (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992).

Die NO_2-Konzentrationen liegen seit 1991 weit unterhalb der wirkungsbezogenen Grenzwerte (SMIDT et al. 2000). Die Stickstoff-Freilandeinträge betrugen im Durchschnitt rund 12 kg ha^{-1} a^{-1} (BERGER 1995, SMIDT 2000) im Zeitraum von November 1995 bis Oktober 1996 betrug die Stickstoff-Gesamtdeposition (Summe aus nasser, trockener und okkulter Deposition) am Christlumprofil in drei Seehöhen 18-28 kg ha^{-1} a^{-1} (KALINA 1997). Die Modellierung der Critical Loads für Stickstoff ergab für das Untersuchungsgebiet kritische Stickstoffeinträge von 15-25 kg $ha^{-1}a^{-1}$ (KNOFLACHER & LOIBL 1996).

Abb. 6:
Der Raum Achenkirch



2.3 Mühleggerköpfl

Das Mühleggerköpfl (920 m) liegt westlich der Zollstation Achenpass. Es ist eine gänzlich isolierte Erhebung aus Hauptdolomit (AMPFERER 1950) innerhalb des mit Blockmaterial aus Wetterstein- und Dachsteinkalk verfüllten Achen-Bachtals und erhebt sich ca. 120 m über den Talboden. Der Westhang fällt zum Achen-Bach schroff ab. Der Gesamtbereich des kleinen Bergrückens gliedert sich im Hinblick auf den Waldaufbau in waldbaulich unterschiedliche Bereiche. Eine Besonderheit des Mühleggerköpfls sind die exponierte Lage der Bestände im Bereich des Gipfelplateaus und die kleinflächig stark wechselnden Strukturen (Baumarten, Alter, Schlussgrad). Homogen ist nur der Schutzwald- und Dickungsbereich im Süden und Osten. Bezüglich Bestandesstruktur und Kronenzustand der Fläche ist das Mühleggerköpfl etwa mit Beständen des Ausserferns auf Kalkrohböden, in denen ebenfalls bis in jüngste Zeit Beweidung erfolgte, vergleichbar.

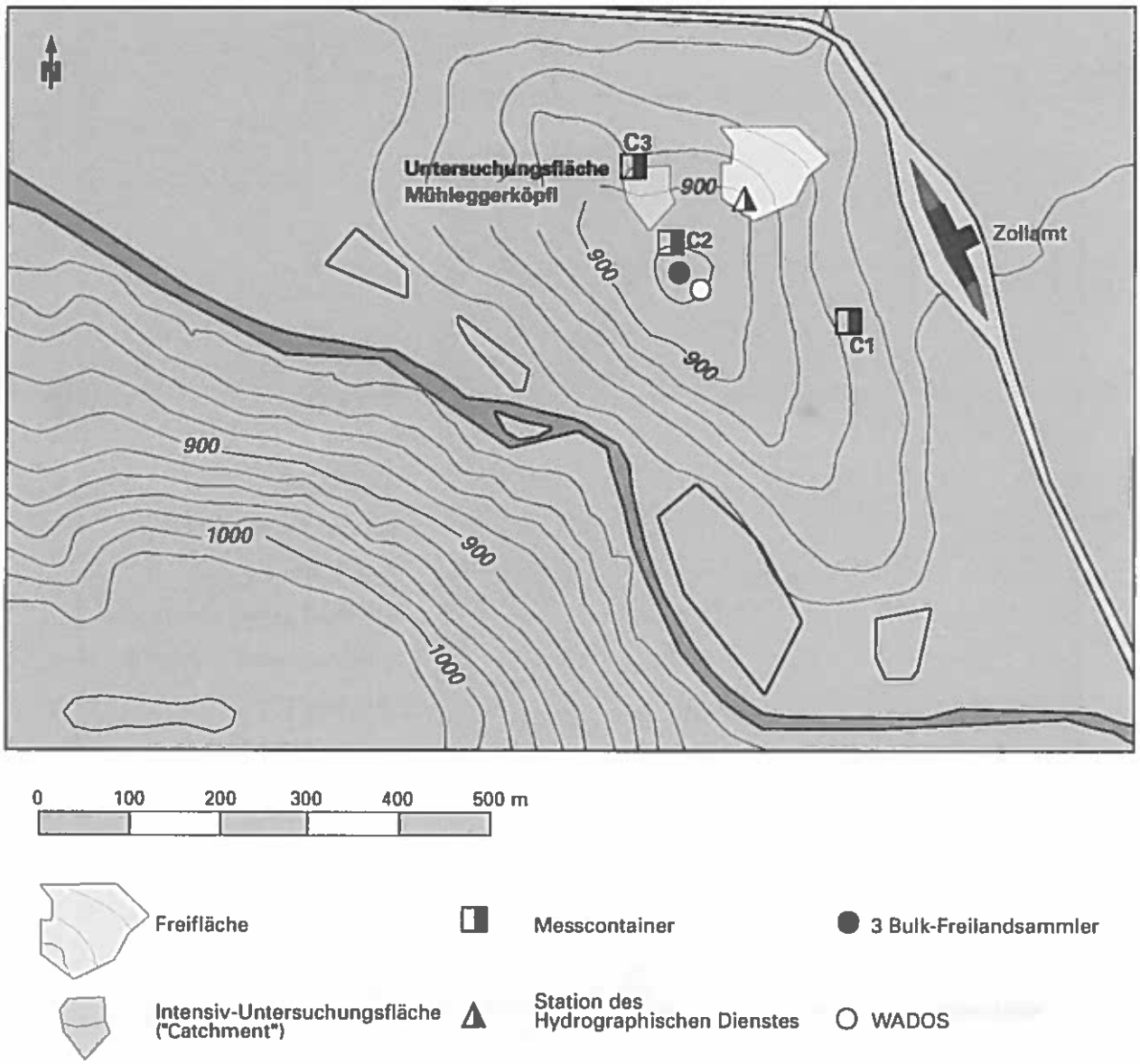
2.4 Intensiv-Untersuchungsfläche Mühleggerköpfl

ENGLISCH & STARLINGER (1995, 1996) wiesen im Zuge einer Standortskartierung die Intensivuntersuchungsfläche als „warmer, mittelmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald" aus. Die potentielle natürliche Waldgesellschaft dieser Einheit bildet einen Übergang zwischen einem mittelmontanen Aposerido-Fagetum caricetosum albae und einem tiefmontanen Carici albae-Fagetum dar. Floristische und bodenkundliche Indikatoren ließen auch auf eine thermophile Ausbildung des Aposerido-Fagetum saniculetosum schließen.

Die Standortseinheit ist durch das verstärkte Auftreten von Licht- und Wärmezeigern geprägt, Weiderasenpflanzen deuten auf frühere Waldweide (ENGLISCH & STARLINGER 1995). Am Fuß des Mühleggerköpfls wurden bis zu 40 cm mächtige Holzkohlenhorizonte, vermutlich Reste einer Kohlstatt, vorgefunden. Dies lässt auf den Einfluss von Köhlerei schließen.

Im aktuellen, im Mittel 125-jährigen Bestand dominieren Fichte, Rotföhre und Buche sind einzeln bis truppweise beigemischt, während Tanne fehlt. Aus Bohrkernen und einer Stammscheibenanalyse wurde verstärktes Dickenwachstum in den 20er und 50er Jahren dieses Jahrhunderts nach jeweils mehrere Jahrzehnte andauernden Stagnationsphasen festgestellt. Es wird daher vermutet, dass die bäuerlichen Besitzer der Waldparzellen am Mühleggerköpfl die Holzentnahme im aktuellen Bestand auf Krisenzeiten

Abb. 7:
Lage des Mühleggerköpfls [Überblick mit Mühleggerköpfl, Intensivuntersuchungsfläche und Lage der Container]



beschränkten. ENGLISCH & STARLINGER (1995) bewerteten die Naturnähe der Bestände mit 4,5 (mäßig bis stark verändert) auf der neunteiligen Skala zur Bewertung der Hemerobie (GRABHERR et al. 1997).

Die Bonitierung des Bestandes ergab für Fichte im Bereich der Intensiv-Untersuchungsfläche eine Oberhöhe von 27,1 m, eine Grundfläche von 40 m^2 ha^{-1}, einen Vorrat von 548 Vfm ha^{-1} und eine Bonität (Ertragstafel Fichte Bayern) von 6. Im Gipfelbereich des Mühleggerköpfls wurde eine Oberhöhe von 19,1 m, eine Grundfläche von 20 m^2 ha^{-1}, ein Vorrat von 156 Vfm ha^{-1} und eine Bonität von ca. 2,5 festgestellt.

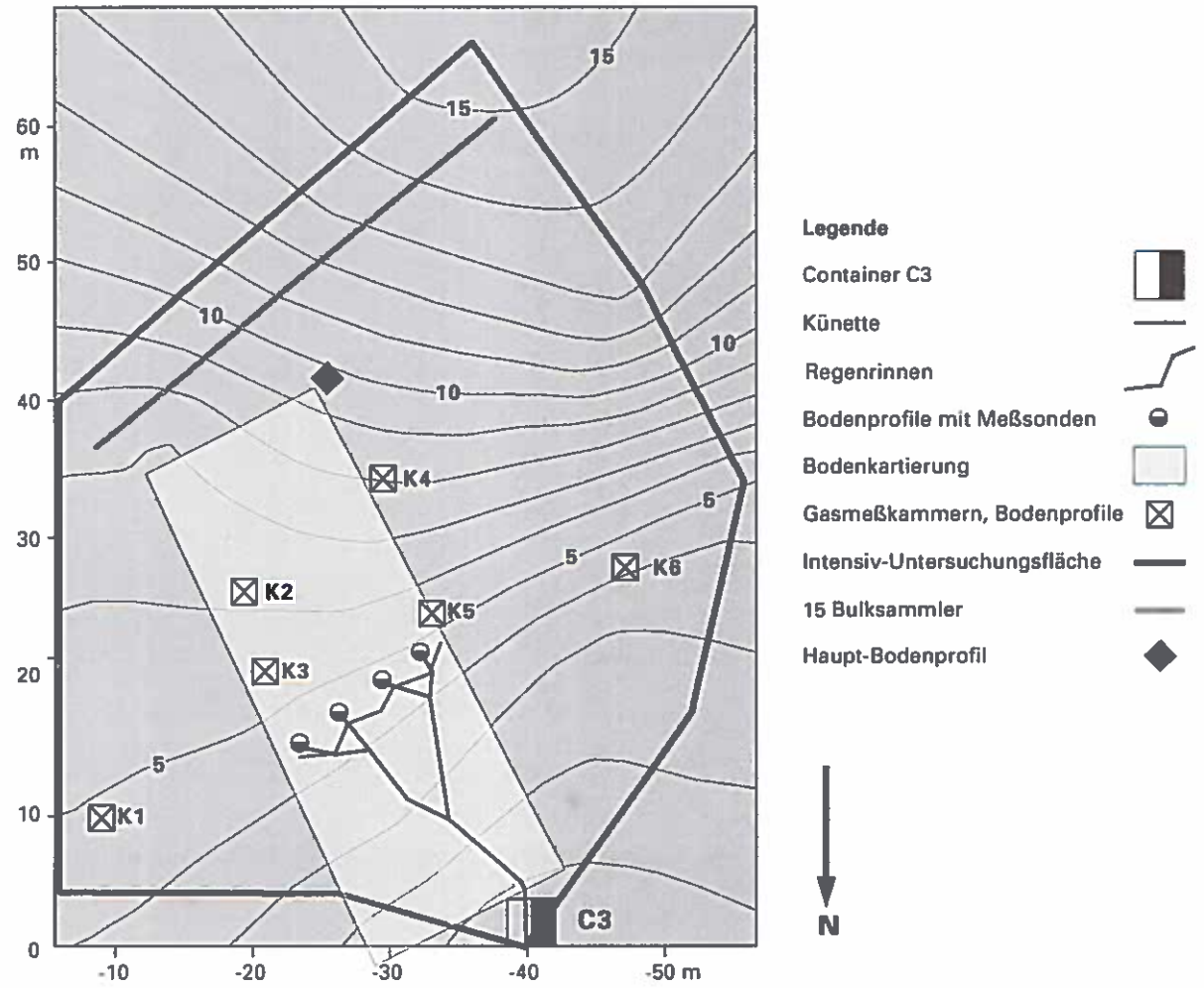
Im unmittelbaren Bereich der Intensivuntersuchungsfläche stehen vorwiegend Fichten mittleren Alters und einige Buchen. Einige Fichten (Anteil rund 20 %) sind verlichtet. Die Fläche schließt im Norden an jenes Areal an, in welchem seit 1989 Waldökosystemstudien durchgeführt werden (HERMAN et al. 1998).

Tab. 2:
Basisdaten zur Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl

Koordinaten	11° 38' 21" Ost 47° 34' 50" Nord
Bestockung	ca. 90% Fichte, 10% Buche
Lage	Karwendel
Untersuchungsfläche	ca. 1/3 ha
Seehöhe der Intensivuntersuchungsfläche	895 m
Mittlere Jahrestemperatur	6,4°C (1991-1998)
Niederschlag (Pumpstation Achenkirch; Hydrographischer Dienst)	1395 mm p.a. (1981-1990) 1451 mm p.a. (1991-1995)
Boden	Kalkbraunlehm-Rendzina

Die Lage der Intensivbeobachtungsfläche ist in Abbildung 7 im Überblick und in Abbildung 8 mit den Messeinrichtungen wiedergegeben. In Tabelle 2 sind Basisdaten zur Intensivuntersuchungsfläche enthalten.

Abb. 8:
Messeinrichtungen [genaue Lage innerhalb der Intensivuntersuchungsfläche]



2.5 Erhebungsumfang

Messeinrichtungen und Messparameter

Alle wesentlichen Prozesse des Stoffhaushaltes, des Wachstums und der Dynamik von Populationen werden vom Boden-Wurzelraum bis in die Kronen von verschiedenen Arbeitsgruppen erfasst und in einer Gesamtschau ausgewertet (Tabelle 3; weitere Details werden bei den einzelnen Autoren dieses Berichtbandes angegeben).

Tab. 3:
Messeinrichtungen, Parameter und Autoren des vorliegenden Bandes

Messeinrichtung		Parameter	Autoren
Container C1	Nebelsammler (okkulte Depositionen)	pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++},	Kalina et al.
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
	Passivsammler (trockene Depositionen)	SO_2, NO_2, NH_3	Kalina et al.
	Stackfilter (trockene Depositionen)	HNO_3, SO_4^{--}, NO_3^-, NH_4^+-Aerosol, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Kalina et al.
	WADOS (nasse Absetzdepositionen)	Menge, pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Smidt
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
Container C2		Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Luftdruck	Smidt
3 Bulk-Freilandsammler (nasse Absetzdepositionen)		Menge, pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Smidt
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
15 Kronendurchlass-Bulksammler (nasse Absetzdepositionen)		Menge, pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Smidt
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
1 Hydrographische Station		Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Niederschlagshöhe, Verdunstungshöhe, Wannenwasserstand und oberflächennahe Temperatur, Schneehöhe	Gattermayr
32 Gipsblöcke (Bodenwasser)		Matrixpotential	Feichtinger & Scheidl
6 Theta Sonden (Bodenwasser)		Wasseranteil	Feichtinger & Scheidl
10 Vitel-Sonden (Bodenwasser)		Wasseranteil, Bodentemperatur	Feichtinger & Scheidl
16 Saugkerzen (Bodenwasser)		Menge	Feichtinger & Scheidl
		Menge, pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Smidt
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
3 Oberflächenwasser-Rinnen mit 2 Auffanggefäßen		Menge	Feichtinger & Scheidl
		Menge, pH, Leitfähigkeit, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{--}, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}	Smidt
		Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{18}O/^{16}O$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
6 Gasmesskammern		N_2O-, CO_2 - Emissionen, CH_4-Abbau	Rigler et al.
18 Ionenaustauscher		NO_3^- - und NH_4^+-Austrag, N-Bruttomineralisation	Rigler et al.
24 Bodenproben		NO_3^- und NH_4^+- Konzentration, N-Nettomineralisation, N in der mikrobiellen Biomasse, extrahierbare Glucoseäquivalente, gravimetrischer Wassergehalt	Rigler et al.

Messeinrichtung	Parameter	Autoren
18 Beobachtungsquadrate	Streufall und Abbaugeschwindigkeit nach der Flächenpaarmethode	Rigler et al.
Waldlysimeter	Nitrat-Isotopenverhältnisse	Krenn et al.
	($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis)	Haberhauer et al.
	2 ^{15}N-Applikationen: Einbau von $^{15}NO_3$-N in die mikrobielle Biomasse, in Wurzeln und Sprosse der Bodenvegetation sowie in die Bodenfauna; $^{15}NO_3$- Austrag aus 0-10cm Bodentiefe und Denitrifikation als $^{15}N_2O$	Rigler et al.
Schneelysimeter	Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis)	Krenn et al. Haberhauer et al.
Container C 3	Datenspeicherung und Sammlung der Boden- und Oberflächenwasserproben	Feichtinger & Scheidl
Bodenproben (4 Profile)	Trockenmasse, pH (H_2O), pH ($CaCl_2$), CO_3^{--}, C_{org}., N_{ges}., C/N, Humusgehalt P, K, Ca, Mg, Fe im Säureauszug K, Ca, Mg im $BaCl_2$-Auszug Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{--} im Wasserauszug	Mutsch
	Nitrat-Isotopenverhältnisse ($^{15}N/^{14}N$-Verhältnis, $^{13}C/^{12}C$-Verhältnis)	Haberhauer et al.

Danksagung

Die Autoren danken den Stationsbetreuern, Herrn Ing. J. Plattner und Hr. J. Pausch sowie den Grundbesitzern Herrn und Frau Nothdurfter für Ihre freundliche Unterstützung.

Literatur

Aber J.D., Nadelhofer K.J., Steudler P., Melillo J.M. 1989: *Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. Hypothesis and implications.* Bioscience 39, 378-386.

Aber J.D. 1992: *Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems.* Trends Ecol. Evol. 7, 220-223.

Aber J.D., Magill A. & Boone R. 1993: *Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harward forest, Massachusetts.* Ecol. Appl. 3, 156-166.

Aber J.D., McDowell W.H., Nadelhofer K.J., Magill A.H., Berntson G., Kamakea M., McNulty S.G., Currie W.S., Rustad L. & Fernandez I. 1998: *Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems.* Bioscience 48, 921-934.

Agren G. & Bassata E. 1988: *Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems.* Environ. Pollut. 54, 185-197.

Ampferer 1950: *Geologische Karte des östlichen Karwendel.* Wagner'sche Universitätsbuchhandlung, Innsbruck.

Amt der Tiroler Landesregierung 1998: *Zustand der Tiroler Wälder.* Bericht an den Tiroler Landtag.

Aronsson A. 1980: *Frost hardiness in Scots pine (Pinus silvestris L.). II. Hardiness during winter and spring in young trees of different mineral nutrient status.* Studia Forestalia Suecica 155, Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, College of Forestry.

Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung 1998: Vorhersage und Erklärung des Verhaltens und der Belastbarkeit von Ökosystemen unter veränderten Umweltbedingungen. Forschungsbericht 1995-1997, Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 56.

Berge E., Styve H., Simpson D. 1995: *Status of the emission data at MSC-W.* Det Norske Meteorogiske Institutt, Research Report n. 18. EMEP-MSC-W Report 2/95.

Berger 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte 87, 133-144.

Block J. 1994: *Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen.* IMA-Querschnittsseminar „Wirkungskomplex Stickstoff und Wald", Umweltbundesamt 21./22. Nov. 1994. Texte 28/95.80-96.

Bobbink R., Boxman D., Fremstad E., Heil G., Houdijk A. & Roelofs J. 1992: *Critical Loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. Background document to the workshop „Critical Loads for Nitrogen".* Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992.

Boxman A.W., Krabbendam H., Bellemakers M.J. & Roelofs J.G. 1991: *Effects of ammonium and aluminium on the development and nutrition of Pinus nigra in hydroculture.* Environ. Pollut. 73, 119-136.

Bredemeier M., Blanck K., Klinge R., Lamersdorf N. & Wiedey G. 1999: *Aufbau und Zielsetzung der Dach-Experimente im Solling.* Allg. Forstzeitschr. 2, 52-71.

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 1997: *Der Waldzustand in Europa.* UN/ECE und EC, Genf und Brüssel.

BUTTERBACH-BAHL K., GASCHE R., BREUER L. & PAPEN H. 1997: *Fluxes of NO and N_2O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N_2O emissions.* Nutrient Cycl. Agroecosyst. 48, 79-90.

DISE N.B. & WRIGHT R.F. 1995: *Nitrogen leaching from European forest in relation to nitrogen deposition.* Forest Ecology and Management 71 (1-2), 153-161.

DISE N.B., MATZNER E. & FORSIUS M. 1998: *Evaluation of organic horizon C/N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe.* Environmental Pollution 102 (1), 453-456.

EMEP 2000: Database (Internet http://www.emep.int/areas/totemiss/)

EMMETT B.A., BOXMAN D., BREDEMEIER M., GUNDERSEN P., KJONAAS O.J., MOLDAN F., SCHLEPPI P., TIETEMA A. & WRIGHT R.F. (1998): *Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: Evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments.* Ecosystems 1, 352-360.

ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 87, 25-54.

ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1996: *Woodland communities and sites at two altitude profiles near Achenkirch.* Phyton (Horn, Austria) 36 (4), 33-54.

FEGER K.H. 1992: *Importance of land-use history for nutrient cycling in Central European forests.* In: Responses of forest ecosystems to environmental changes (TELLER A., MATHY P. & JEFFERS J.N.R., Hrsg.), 473-488. Elsevier Applied Science London.

FENN M.E., POTH M.A. & JOHNSON D.W. 1996: *Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino mountains in southern California.* Forest Ecol. & Mangement 82, 211-230.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT F. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur.* Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 168.

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.

GLATZEL G., KAZDA M., GRILL D., HALBWACHS G. & KATZENSTEINER K. 1987: *Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens?* Allg. Forst- und Jagd-Ztg. 158 (5/6), 91-97.

GOULDING K.W.T., BAILEY N.J., BRADBURY N.J., HARGREAVES P., HOWE M., MURPHY D.V., POULTON P.R. & WILLISON T.W. 1998: *Nitrogen depostion and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes.* New Phytol. 139, 49-58.

GRABHERR G., KOCH G. & KIRCHNER H. 1997: *Die Naturnähe österreichischer Wälder.* Österr. Forstztg. 1, 1-39.

GUNDERSEN P., CALLESEN I & DE VRIES W. 1998: *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to C/N ratios.* Environ. Pollut. 102 (1), 403-408.

HAUHS M. 1989: *Lange Bramke - an ecosystem study of a forested catchment.* In: D.C. Adriano & M. Havras (eds.), Acidic Precipitation, Vol. 1 (Case Studies). Springer Berlin, 275-305.

HAUHS M., ROST-SIEBERT K., RABEN G., PACES G. & VIGERUST G. 1989: *Summary of European data.* In: J.L. Malanchuk & J. Nilsson (eds.), the role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters. NORD 1989 (92), Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern – Schwerpunkt Rhizosphäre.* FBVA-Berichte 87.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen.* FBVA-Berichte 94.

HERMAN F., LÜTZ C. & SMIDT S. (Hrsg.) 1998: *Description and evaluation of stress to mountain forest ecosystems – Results of long-term field experiments.* Environ. Sci. & Pollut. Res., Special Issue 1, 1998.

HOBBIE E.A., MACKO S.A. & SHUGART H.H. 1999: *Insights into nitrogen and carbon dynamics of ecomycorrhizal and saprophytic fungi from isotopic evidence.* Oecologia 118, 353-360.

HOEK K.W., ERISMAN J.W., SMEULDERS S., WISNIEWSKI J.R. & WISNIEWSKI J. 1998: *Nitrogen, the Confer-N-s, First International Nitrogen Conference 1998.* Environmental Polution 102 (1).

KALINA M. 1997: *Atmosphärischer Eintrag von N- und S-Verbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch.* Dissertation Technische Universtät Wien.

KENK G. & FISCHER H. 1988: *Evidence from nitrogen fertilisation in the forests of Germany.* Environ. Pollut. 54, 199-218.

KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs.* FBVA-Berichte 82.

KNOFLACHER M. & LOIBL W. 1996: *Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoffeinträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin.* FBVA-Berichte 94, 231-254.

KÖLLING C. 1991: *Stickstoffsättigung von Waldökosystemen.* AFZ 10/1991, 513-517.

KÖLLING C. & NEUSTIFTER H. 1997: *Stickstoffeintrag in Wälder und Nitratkonzentration im Grundwasser.* Allg. Forstzeitschr. 20, 1107-1110.

KREUTZER et al. 1998: *Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites.* Forest Ecology and Management 101, 125-142.

MEESENBURG H., RADEMACHER P. & MEIWES K.J. 1999: *Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen.* Arbeitshefte Boden, im Druck.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT 1993: *Luftverunreinigungen und Waldschäden. Eine Bilanz neunjähriger Waldschadensforschung im Land Nordrhein-Westfalen.* Düsseldorf.

NIHLGARD B. 1985: *The ammonium hypothesis – an additional explanation of the forest dieback in Europe.* Ambio 14, 2-8.

NILSEN P. 1990: *Effect of nitrogen on drought of Norway spruce and Scots pine.* Sci. Total Environ. 96, 189-198.

NILSSON J. (ed., 1986) *Critical Loads for nitrogen and sulphur. Report from a Nordic working group.* Nordic Council of Ministers, NORD 1986, 11.

NILSSON L.O.& WIKLUND K. 1992: *Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in south Sweden - the role of pollutants.* Plant Soil 147, 251-265.

NILSSON L.O.& WIKLUND K. 1995: *Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free fertilization.* Plant & Soil 169, 437-446.

NILSSON S.I., BERGGREN D. & WESTLING O. 1998: *Retention of deposited NH_4-N and NO_3-N in coniferous forest ecosystems in Southern Sweden.* Scand J. For. Res. 13, 393-401.

ORTLOFF W. & SCHLÄPFER R. 1996: *Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht.* Allg. Forst- und Jagdztg. Jg. 167, 9-10, 184-201.

PAPEN H., HERMANN H., BUTTERBACH-BAHL K. & RENNENBERG H. 1994: *Emissionen von N_2O, NO und NO_2 aus Böden zweier Fichtenstandorte im Schwarzwald.* Forschungsbericht KfK-PEF 127.

RIGLER E. & ZECHMEISTER S. 1998: *Influence of nitrogen and carbon dioxide on ethylene and methane production in two different forest soils.* Microbiological Research 153, 1-11.

RITTER M., OHR B. & GUGELE B. 1999: *Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980-1998.* Umweltbundesamt Wien, BE-165.

RUDEBECK A. & PERSON T. 1998: *Nitrification in organic and mineral soil layers in coniferous forests in respond to acidity.* Environmental Pollut. 102 (1), 377-384.

RÖHLING A. & TYLER G. 1991: *Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest.* Ambio 20, 261-263.

SCHENK B. 1998: *Das Stoffumsatzmodell.* In: Cornelius R., Faensen-Thiebes A., Marschner B. & Weigmann G. (1994): Ballungsnahe Waldökosysteme Berlin: Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben. Handbuch der Umweltwisenschaften V-4.9, 3-36.

SCHULTZE E., OREN R. & LANGE O.L. 1989: *Nutrient relations of trees in healthy and declining Norway spruce stands.* In: Schultze E., Oren R. & Lange O.L. (eds.): Ecological Studies 77. Springer Berlin, 392-417.

SKEFFINGTON R.A. & WILSON E.J. 1988: *Excess nitrogen deposition: Issues for consideration.* Environ. Pollut. 54, 159-184.

SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1995: *Studies of ecosystems in the Limestone Alps - „Achenkirch Altitude Profiles".* Phyton (Horn, Austria), 34 (3).

SMIDT S., HERMAN F., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1996: *Studies of ecosystems in the Limestone Alps - „Achenkirch Altitude Profiles".* Phyton (Horn, Austria), 36 (4).

SMIDT S. & & ENGLISCH M. 1998: *Die Belastung von österreichischen Wäldern mit Luftverunreinigungen.* CBl f.d. gesamte Forstwesen 115 (4), 229-248.

SMIDT S. 2000: *Depositionsmessungen auf den Level II Flächen. Ergebnisse 1996-1999.* Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht ICP-DEP 1/2000.

SMIDT S., HERMAN F., PLATTNER J., PAUSCH J. & LEITNER J. 2000: *Messbericht Höhenprofil Achenkirch 1991-1999.* Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht G3-1/2000.

STEFAN K. & FÜRST A. 1998: *Indication of S and N inputs by means of needle analyses based on the Austrian Bioindicator Grid.* Environ. Sci. & Pollut. Res., Special Issue 1, 63-69.

TIETEMA A., BOXMAN A.W., BREDEMEIER M., EMMETT B.A., MOLDAN F., GUNDERSEN P. & SCHLEPPI P. 1998: *Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe; a summary of results.* Environ. Pollut. 102 (1), 433-438.

ULRICH B. 1982: *Auswirkungen der Immissionen auf die Bodenbiologie des Waldes.* In: Waldschäden durch Immissionen? Gottlieb Duttweiler Institut Rüschlikon/Zürich, 47-90.

ULRICH B. 1993: *25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling.* Forstarchiv 64, 147-152.

UN-ECE 1988: *Critical Loads Workshop March 19-24.* Skokloster, Sweden.

WELLBURN A. 1988: *Air pollution and acid rain.* Longman, Harlow.

WHO 1995: *Updating and revision of the air quality guidelines for Europe.* Report of the WHO-Working Group on ecotoxic effects, Les Diablerets, Sept. 21-23, 1994.

WILSON E.J. & SKEFFINGTON R.A. 1994a: *The effects of excess nitrogen deposition on young Norway spruce trees.* Part 1: The soil. Environ. Pollut. 86 (2), 141-151.

WILSON E.J. & SKEFFINGTON R.A. 1994b: *The effects of excess nitrogen deposition on young Norway spruce trees.* Part 2: The vegetation. Environ. Pollut. 82 (2), 153-160.

WRIGHT R.F. & TIETEMA A. (eds., 1995): *NITREX.* Forest Ecology and Management 71, Special Issue.

Verfasser: DI Dr. F. Herman
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: friedl.herman@fbva.bmlf.gv.at

DI Dr. Stefan Smidt
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at

DI Dr. Michael Englisch
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

Terrestrische Kronenbeurteilung der Probebäume der Höhenprofile im Raum Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen

M. GÄRTNER

Abteilung Fernerkundung/Luftbildauswertung, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Im Untersuchungsgebiet Achenkirch wurden an den im Rahmen des Projektes „Risikofaktoren für Waldökosysteme" langjährig beprobten Bäumen die Nadel- bzw. Blattverluste terrestrisch okular nach den Kriterien der UN-ECE und der EU-Klassifikation taxiert. Die durchschnittlichen Verlichtungsgrade lagen zwischen 1,27 und 2,80, wobei die Probebäume auf dem Mühleggerköpfl den besten Wert aufwiesen und in die Beurteilungsklasse „verlichtet" (Nadel-/Blattverlust >10 %) fielen.

Schlüsselworte: Kronenverlichtung, Kronenzustand, Nadel-/Blattverlust

Abstract. [Terrestrial Crown Assessment of Sample Trees at the Altitude Profiles in the Achenkirch Area.] In the study area of Achenkirch, needle/leaf losses in sample trees according to the regulations of the UN-ECE and the EU were assessed visually. From these trees samples were taken over the last years whithin the project „Stress Factors to Forest Ecosystems". The average defoliation degrees ranged between 1.27 and 2.80. The trees on the Mühleggerköpfl showed the best result („slight defoliation").

Keywords: Crown defoliation, crown status, needle/leaf loss

1 Einleitung

Durch die zunehmende intensive Nutzung der Umwelt durch den Menschen wird der Naturraum in den letzten Jahrzehnten vermehrt belastet. Pflanzen sind sensible Indikatoren für Veränderungen der Umweltbedingungen wie z.B. Klima, Nährstoffangebot, Wasserhaushalt und Bodenchemismus. Zahlreiche nachteilige Umweltbedingungen wie z.B. gestörte Wasser- oder Nährstoffversorgung, Bodenversauerung und Emissionen führen z.B. zu Nadel- und Blattverlusten der Waldbäume. Diese werden in Europa taxatorisch nach einheitlicher Vorgangsweise (UN/ECE 1994) durch landesweite Erhebungen auf systematischen Netzen festgestellt. Zur Abklärung vermuteter Beeinträchtigungen der Umwelt bietet sich somit großräumig und langfristig die Beobachtung der Kronenzustände (Nadel-/Blattverluste) der Waldbäume an. Sie geben Hinweise auf den Zustand der untersuchten Bäume. Aussagen über die Ursache der Nadel-/Blattverluste sind jedoch nur im Rahmen einer umfassenden Differentialdiagnose möglich, welche im Rahmen der Kronenzustandstaxationen nicht durchgeführt wird.

Im Raum Achenkirch wurden im Rahmen des interdisziplinären Projektes „Risikofaktoren für Waldökosysteme" seit 1990 zahlreiche Untersuchungen durchgeführt, um die Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen zu dokumentieren. Hierzu wurden an 2 Höhenprofilen sowie am Mühleggerköpfl Probebäume ausgewählt, welche für verschiedene biochemische und physiologische Untersuchungen herangezogen wurden (HERMAN & SMIDT 1995, 1996; HERMAN et al. 1998).

Ziel der vorliegenden Arbeit war die terrestrische Beurteilung der im Rahmen des Gemeinschaftspojektes ausgewählten Probebäume. Von diesen gekennzeichneten Bäumen wurden in den vergangenen Jahren oftmals Astproben geworben. Die terrestrische Beurteilung der Probebäume wurde im Zuge der Interpretationsschlüsselerstellung zu einem im Sommer 1998 durchgeführten Farb-Infrarot-Bildflug, der derzeit noch in Auswertung begriffen ist, vorgenommen. Die nächste Umgebung der einzelnen Höhenprofil-Probeflächen wurde als zusätzliche Referenzfläche für die Luftbildinterpretation herangezogen.

2 Material und Methode

2.1 Probeflächen und Probebäume

Die im September 1998 bearbeiteten Probeflächen und die Zahl der taxierten Probebäume sind in Tabelle 1 wiedergegeben. Die Lage der Probeflächen ist bei HERMAN & SMIDT (1996) genauer beschrieben.

Tab. 1:
Untersuchungprofile bzw. -flächen

	Seehöhe	Zahl der Probeflächen	Zahl der beurteilten Bäume
Christlumprofil Probeflächen 1A, 1-6	970 - 1420 m	7	42
Schulterbergprofil Probefläche 7, 9, 10	1030 - 1686 m	3	44
Mühleggerköpfl Probefläche 8	920 m	1	11

Auf den Probeflächen sind neben den gekennzeichneten Nadelprobebäumen weitere Bäume markiert. Diese wurden ebenfalls terrestrisch nach ihrem Kronenzustand beurteilt.

2.2 Kronenzustandserhebung

Die Kronenverlichtung (Kronenzustand) der Probebäume wird in einer fünfstufigen Skala (Stufe 0= keine Verlichtung bis Stufe 4= tot laut UN/ECE bzw. Stufe 1 – 5 in Österreich) und in 5%-Nadel-/Blattverlust-Stufen erhoben.

Tab. 2:
Nadel-/Blattverlust-Klassen nach UN/ECE (1994) und EU-Klassifikation

Nadel-/Blattverlust Klasse	Nadel-/Blattverlust (%)	Beschreibung der Kronenverlichtung
0	bis 10 %	keine
1	>10 - 25 %	leicht (Vorwarnstufe)
2	>25 - 60 %	mittel
3	>60 - <100 %	stark
4	100 %	tot
1 - 4	>10 %	„verlichtet"
2 - 4	>25 %	„geschädigt"

Es muss angemerkt werden, dass sich durch die oftmalige Gewinnung von Astmaterial für Nadelanalysen sowohl der Kronenhabitus als auch die Nadel- bzw. Blattmasse und Zweigausbildung der Probebäume beträchtlich ändert und der Verlichtungsgrad deshalb keinen aussagekräftigen Wert darstellen kann. Andererseits werden an tiefer liegenden Astbereichen oft Ersatztriebe (dichter Nadelbesatz direkt an den Astoberseiten) gebildet. Diese Ersatztriebbildung wird als Zeichen einer Regeneration und Verbesserung der Vitalität eines Baumes angesehen. Bei der terrestrischen Kronenbeurteilung 1998 wurden daher auch die unteren, nicht beschnittenen Astbereiche der Nadelprobebäume mitbeurteilt, um so dem Gesamteindruck des Baumes besser gerecht zu werden. Eine weitere Einschränkung ist die geringe Baumanzahl auf den Probeflächen. Daher sind Vergleiche mit anderen regionalen Untersuchungsergebnissen (KREHAN & TOMICZEK 1992) wie z.B. jenen des Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS) bzw. der Waldzustandsinventur (WZI) nicht zulässig.

3 Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 3 sind die Probeflächen, Baumarten und Anzahl der Probebäume, Nadel-/Blattverluste und die durchschnittlichen Verlichtungsgrade (DVG) der Taxation 1998 angeführt.

Teilweise waren freistehende Bäume insbesonders in höheren Lagen zu beurteilen; sie sind starken Witterungseinflüssen ausgesetzt und können daher verlichtet erscheinen. Auch angesichts des hohen Alters mancher Probebäume sind ausgeprägtere Kronenverlichtungen nichts Außergewöhnliches.

3.1 Christlumprofil

Die Probeflächen 1, 1A und 2 dieses Höhenprofils sind räumdig bestockte und aktuell beweidete Almflächen mit Überschirmung teilweise unter 0,3. Sie sind nicht als typische Waldbestände anzusehen. Alle Flächen liegen außerdem direkt neben bzw. in nächster Nachbarschaft einer Skipiste, sind nordost-exponiert, mäßig steil und mit Fichte-Lärche-Buche bestockt (einige Tannen nahe Probefläche 2).

Probefläche 3 liegt in geschlossenem Hochwald in mäßig geneigtem Gelände und ist nordost-expo-

Tab. 3:
Probeflächen, Baumarten, Anzahl, Kronenverlichtungen und durchschnittlicher Verlichtungsgrad (DVG) der beurteilten Bäume (1998)

Probefläche	Seehöhe	Baumart	Anzahl der Probebäume	Nadel-/Blattverlust	DVG
Christlumprofil					
1	1400m	Fi	4	5 - 60 %	2,00
1A	1420m	Fi, Bu, Lä	9	0 - 70 %	2,77
2	1320m	Fi	4	5 - 65 %	2,13
3	1240m	Fi	5	0 - 60 %	2,20
4	1140m	Fi	5	20 - 65 %	2,80
5	1050m	Fi, Bu, WKi	10	5 - 65 %	1,35
6	970m	Fi	5	0 - 75 %	2,10
Schulterbergprofil					
7	1686m	Fi	4	5 - 25 %	1,63
9	1220m	Fi	6	20 - 80 %	2,67
10	1030m	Fi, Ta	34	0 - 100 %	1,72
Mühleggerköpfl					
8	920m	Fi	11	0 - 25 %	1,27

niert. Die aktuelle Bestockung ist Fichte-Buche-Tanne mit vereinzelt Weißkiefer und Lärche. Etwas entfernt ist eine Skipiste, vereinzelt ist Weidevieh im Wald anzutreffen. Die Probebäume sind durchwegs Fichten.

Probefläche 4 liegt in einem geschlossenem Hochwald, die aktuelle Bestockung ist Fichte-Buche mit etwas Weißkiefer und vereinzelt Bergahorn. Die Fläche liegt auf mäßig geneigtem Osthang, eine Suhle und ein Wildwechsel ist in nächster Nähe. Die Probebäume sind Fichten.

Probefläche 5 liegt in mäßig geneigten, nordostexponiertem, lockerem Hochwald und ist mit Fichten, Weißkiefern und Buchen bestockt. Die Probefläche ist eingezäunt, daher ist ein Wild- und Weidevieheinfluss auszuschließen. Die Probebäume samt einigen Ersatzbäumen sind überwiegend Fichten mit je einer Buche und Weißkiefer.

Probefläche 6 liegt in mäßig geneigtem, ostexponiertem, aufgelockertem Weißkiefernhochwald mit geringem Fichtenanteil. Die Fläche ist stark beweidet. An den Weißkiefern sind stellenweise massive Nassschneeschäden erkennbar (deformierte Krone mit kahlen Astoberseiten im Wipfel). Die Probebäume selbst sind ausschließlich Fichten.

3.2 Schulterbergprofil

Probefläche 7 liegt direkt am Grat des Schulterberges. Die Fläche fällt steil gegen Nordwesten ab und ist stark wetterexponiert. Die gegenüberliegende Südostseite des Rückens ist eine nicht bewaldete Weidefläche, direkt entlang des Grates verläuft ein Weidezaun und ist ein Messcontainer aufgestellt. Auf der Probefläche selbst ist aktueller Weideeinfluss auszuschließen. Die aktuelle Bestockung ist Fichte teilweise in Rottenstruktur mit einigen Latschenflächen entlang des Gipfelrückens. Im wetterausgesetzten Nordwesthang sind viele Fichten abgestorben. Die Probebäume sind Fichten teilweise in Rotten.

Probefläche 9 liegt nordexponiert an einer Geländekante in einer kleinen Verebnung. Aufgrund eines Windwurfes ist die Fläche stark aufgelockert; ferner wurden Bringungsschäden an den Bäumen festgestellt. Die aktuelle Bestockung ist Fichte mit einigen Lärchen, Tannen und Buchen. Die Probebäume sind Fichten.

Probefläche 10 liegt in einer Verebnung mit Teilen davon an einer nordfallenden Geländekante in dichtem Hochwald. Die aktuelle Bestockung ist Fichte-Tanne-Buche. Der Bestand ist nicht beweidet. Die beurteilten Probebäume sind Fichten und Tannen.

3.3 Mühleggerköpfl

Am Gipfelplateau und den angrenzenden Oberhangbereichen dominiert lockeres Buchen-Altholz in Südost- bis Südexposition, die Unterschicht in

den auftretenden Bestandeslücken besteht aus Buchen und Fichten. Nach Norden hin stockt ein ungleichaltriger Fichtenbestand mit Buche in überwiegend mittlerer Altersklasse. Die Kronen sind generell schwach beeinträchtigt, Verlichtungen sind besonders bei vorherrschenden und herrschenden Fichten zu beobachten.

Auf den Mittelhängen gegen Osten und Südosten sind größere Bereiche von Fichten-Dickungen mit etwas Buche und sonstigem Laubholz sowie mit Resten eines Buchenaltbestandes.

Im Steilhangbereich nach Südwesten hin zur See-Ache abfallend stockt homogener Buchenschutzwald mit geringem Anteil an Fichte und Bergahorn, die Kronen sind schwach beeinträchtigt.

Flächig wechselnde Altersstrukturen und Baumartenzusammensetzungen (Fichte, Buche, Tanne, Bergahorn) findet man im Nord- und Nordwestbereich des Mühleggerköpfls. Hier sind noch Tannenreste vorhanden. Im mittleren und unteren Hangabschnitt im Nordwesten sind mittel bis stark verlichtete Fichten (Tannen) auffällig. Die Kronen verlichten in diesem Bereich sehr auffällig von außen nach innen, ein Hinweis auf mögliche andauernde Wurzelverletzungen (Trittschäden?). Waldweideeinflüsse sind in diesem Bereich deutlich vorhanden. Die spärliche Fichtenverjüngung ist extrem langsamwüchsig und weist Nadelverfärbungen auf, der Bereich ist stark vergrast und teilweise vernässt.

Im unmittelbaren Bereich der Intensivuntersuchungsfläche stehen vorwiegend Fichten mittleren Alters und einige Buchen. Einige Fichten (Anteil rund 20 %) sind verlichtet.

Eine Besonderheit des Mühleggerköpfls sind die exponierte Lage der Bestände im Bereich des Gipfelplateaus und die kleinflächig stark wechselnden Strukturen (Baumarten, Alter, Schlussgrad). Homogen ist nur der Schutzwald- und Dickungsbereich im Süden und Osten. Das Gelände und der Bestandesaufbau bedingen, daß die Baumkronen überdurchschnittlich exponiert und in der Folge verlichtet sind. Im Vergleich dazu kommen etwa im Ausserfern ähnliche Verhältnisse nur kleinräumig vor (im Ausserfern dominieren meist große homogene Bestandeskomplexe); vergleichbar ist die Situation am Mühleggerköpfl eventuell mit Beständen des Ausserferns auf Kalkrohböden mit bis in jüngste Zeit erfolgter Beweidung (GÄRTNER et al. 1993).

Probefläche 8

Die Probefläche liegt auf einem kleinen Gipfelplateau am Rande einer nach Südwesten abfallenden Geländekante zur See-Ache in teilweise lückigem Hochwald. Die aktuelle Bestockung ist Fichte-Buche mit etwas Bergahorn und vereinzelt Tanne. Die eigentliche Probefläche ist nicht beweidet.

Die Probebäume sind teilweise sehr kleine und schmalkronige Fichten unterschiedlichen Alters und im Gegensatz zu den umliegenden Bäumen kaum beeinträchtigt.

Am Fuße östlich des Mühleggerköpfls sind neben dem Parkplatz der Zollstation in 840 m Seehöhe 3 weitere, jüngere Probebäume (Fichten).

Ausblick: Die vorliegenden Ergebnisse stellen die Vorstufe zu den in Arbeit befindlichen Kronen- bzw. Waldzustandsbeurteilungen des Untersuchungsgebietes Achenkirch dar. Sie sind ein erster Schritt im Zuge der Kronenzustandserfassung im Untersuchungsgebiet. Auf der Basis eines Farb-Infrarot-Bildfluges, der im Juli 1998 durchgeführt wurde, werden die Kronenzustände derzeit im Rahmen einer systematischen Stichprobeninventur für das Untersuchungsgebiet (ca. 110 km²) ausgewertet.

Literatur

GÄRTNER M., REGNER B. & HUMMENBERGER H. 1993: *Untersuchungsgebiet Ausserfern 1990, FIR-Luftbildauswertung.* Forstliche Bundesversuchsanstalt.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin.* FBVA-Berichte 87. FBVA Wien.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin.* FBVA-Berichte 94. FBVA Wien.

HERMAN F., LÜTZ C. & SMIDT S. (Hrsg.) 1998: *Description and evaluation of stress to mountain forest ecosystems – Results of long-term field experiments.* Environ. Sci. & Pollut. Res., Special Issue 1.

KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: *Forstliche Beschreibung der Probeflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch.* FBVA-Berichte 70, 19-24.

UN/ECE 1994: *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests.* Programme Coordinating Centres Hamburg and Prague (Hrsg.).

Verfasser: Dipl.-Ing. Manfred Gärtner
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Abteilung Forstliches Luftbild und Informationssystem
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-Mail:manfred.gärtner@fbva.bmlf.gv.at

Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen

M. ENGLISCH

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Zur Untersuchung der Stoffflüsse im Wuchsgebiet Nördliche Randalpen – Westteil" wurde eine Untersuchungsfläche am Mühleggerköpfl (Achental, Tirol) ausgewählt und anhand einer Bodenkartierung und standortskundlicher Aufnahmen charakterisiert. Die Eignung der Versuchsfläche als Catchment für Stickstoffflussmessungen wurde mittels einer Bodenkartierung und durch standortskundliche Aufnahmen nachgewiesen. Die Repräsentativität der Intensivuntersuchungsfläche für das Wuchsgebiet und die Möglichkeit der Umlegung der Ergebnisse auf größere Flächen im Kalkalpin wurde mittels Vergleichen mit den Ergebnissen von Bodenzustandsinventuren für dieses Gebiet sowie standortskundlichen Einzeluntersuchungen im Raum Achenkirch aufgezeigt.

Schlüsselworte: Kalkalpen, Bodenkartierung, Kalk-Braunlehm, Rendzina

Abstract. [Site and Soil Characteristics of the Intensive Monitoring Plot „Mühleggerköpfl".] A plot for a study on nutrient fluxes in the growth region „Northern Fringe of the Alps –Western Part" was selected at Mühleggerköpfl (Achental, Tyrol) and described by means of soil mapping and site surveys. The representativity of the study plot in respect to the significant ecological factors of this growth region was demonstrated by comparison with results of forest soil monitoring systems for this growth region and ecological case studies in the area of Achenkirch.

Keywords: Limestone Alps, soil mapping, chromic Cambisol, rendzic Lithisol

1 Einleitung

Die seit 1950 stark angestiegenen und in den 90er Jahren auf hohem Niveau stagnierenden Stickstoffeinträge aus der Luft und ihr Einfluss auf Waldökosysteme wurden in zahlreichen Arbeiten thematisiert (KÖLLING 1991, ORTLOFF & SCHLAEPFER 1996). ARMOLAITIS (1999) und FLÜCKIGER & BRAUN (1999) prüften in diesem Zusammenhang die versauernde Wirkung dieses Hauptnährstoffes auf den Boden. SCHULZE et al. (1989) beschrieb den Einfluss von Stickstoffüberschuss auf die Vegetation.

In den Nordtiroler Kalkalpen stellt sich das Problem der N-Einträge und die Auswirkungen auf Waldökosysteme in anderer Weise: Durch jahrhundertelange menschliche Nutzung des Waldes als direkte und indirekte Stickstoffquelle (Schneitelung bzw. Streunutzung), landwirtschaftliche Nebennutzungen (Waldweide) und Großkahlschläge für Bergwerke und Salinen sowie die Köhlerei (vgl. ENGLISCH 1992), die bereits Ende des 15., Anfang des 16. Jahrhunderts zu Holz-Nutzungsbeschränkungen Anlass gaben, kam es zu weitverbreitetem Stickstoffmangel (GLATZEL 1995), vor allem in den leichter zugänglichen Tallagen bzw. flacheren Geländeteilen. Es stellt sich in dieser Region die Frage, in welchem Maß und in welchem Zeitraum die Beendigung dieser Nebennutzungen bzw. der Eintrag von Stickstoff diesen Mangel bereits ausgleichen konnte bzw. ab welchem Zeitpunkt mit einer Sättigung des Systems und einem Austrag zu rechnen sein wird.

Ein Beispiel dafür, welche Mengen an organischer Substanz langfristig gebunden werden können, geben BILLETT et al. (1990): Sie stellten in schottischen Nadelholzbeständen eine Zunahmen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in Auflagehumus und Mineralböden um 353,4 bzw. 21,2 kg ha^{-1} a^{-1} in einem Zeitraum von 37 Jahren fest.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es festzustellen, ob es innerhalb des vorgegebenen Untersuchungsgebietes Mühleggerköpfl homogene Flächen mit ausreichender Bodengründigkeit für bodenchemische und bodenphysikalische Messungen bis zu einer Bodentiefe von ca. 50 cm gibt, ob diese Flächen frei von Einflüssen aus benachbarten

Flächen sind und ob diese Flächen standorts- und bodenkundlich als repräsentativ für den Tiroler Anteil am Wuchsgebiet Nördliche Randalpen - Westteil einzustufen und für die Anlage von Untersuchungsflächen für Stoffflussmessungen für die obengenannten Problemstellungen geeignet sind. Dies sollte mit Hilfe von standortskundlicher Aufnahmen belegt werden.

2 Material und Methode

2.1 Material

Eine ökologische Charakterisierung des engeren **Untersuchungsraumes** - des Gebietes Achenkirch - findet sich in ENGLISCH (1992). Das **Mühleggerköpfl** (895 m) liegt westlich der Zollstation Achenpass. Es ist eine gänzlich isolierte Erhebung aus Hauptdolomit (AMPFERER 1950) innerhalb des mit Blockmaterial aus Wetterstein- und Dachsteinkalk verfüllten Achen-Bachtals und erhebt sich ca. 120 m über den Talboden (HERMAN et al. 2001). Der Westhang fällt zum Achen-Bach schroff ab.

Die nord- bis nordostexponierte **Intensivuntersuchungsfläche** hat die Form eines Polygons mit einer größten Längsausdehnung von 68 m und einer größten Querausdehnung von 59 m (vgl. HERMAN et al. 2001). Die Reliefform entspricht einer im oberen Teil mit 31 % etwas stärker, im unteren mit 20 bis 24 % schwächer geneigten Mulde. Diese setzt direkt unter dem Gipfel des Mühleggerköpfls an. Sie wird im Westen und im Süden durch Schichtköpfe begrenzt, nach Norden wird sie durch ein - allerdings meist trockengefallenes - Gerinne entwässert.

2.2 Methoden

2.2.1 Bodenkartierung der Intensivuntersuchungsfläche

Innerhalb der Intensivuntersuchungsfläche wurde vor der Instrumentierung auf einer Fläche von 38 x 16 m eine **Bodenkartierung** angefertigt. Sie erfolgte mittels eines Schlagbohrers in einem Raster von 2 x 2 m. Am Stich wurden folgende Bodeneigenschaften aufgenommen: Bodentyp, Horizontierung, Horizontmächtigkeit, Bodenart, Gründigkeit, Grobanteil in 10-Prozent-Stufen. Die Bodeneigenschaften wurden nach ENGLISCH & KILIAN (1998) aufgenommen, die Boden- und Humussystematik folgt NESTROY (1998).

Die Visualisierung der Ergebnisse wurde mit dem Programm Surfer (Version 6.04, KECKLER 1997) durchgeführt. Sämtliche Kartendarstellungen wurden durch eine Interpolation der Beprobung des Stichrasters mittels Kriging erstellt.

Zusätzlich wurden auf der Fläche **6 Profilgruben** sowie ein **Haupt-Bodenprofil** im Ausmaß von 1,6 m * 1,6 m * 1,2 m zur stichprobenartigen Verifizierung der Aufnahmen aus den Schlagbohrerstichen, zur detaillierten Geländeaufnahme der Bodeneigenschaften sowie zur Aufnahme der kleinräumlichen Variabilität der Bodentypen angelegt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodenkartierung der Intensivuntersuchungsfläche

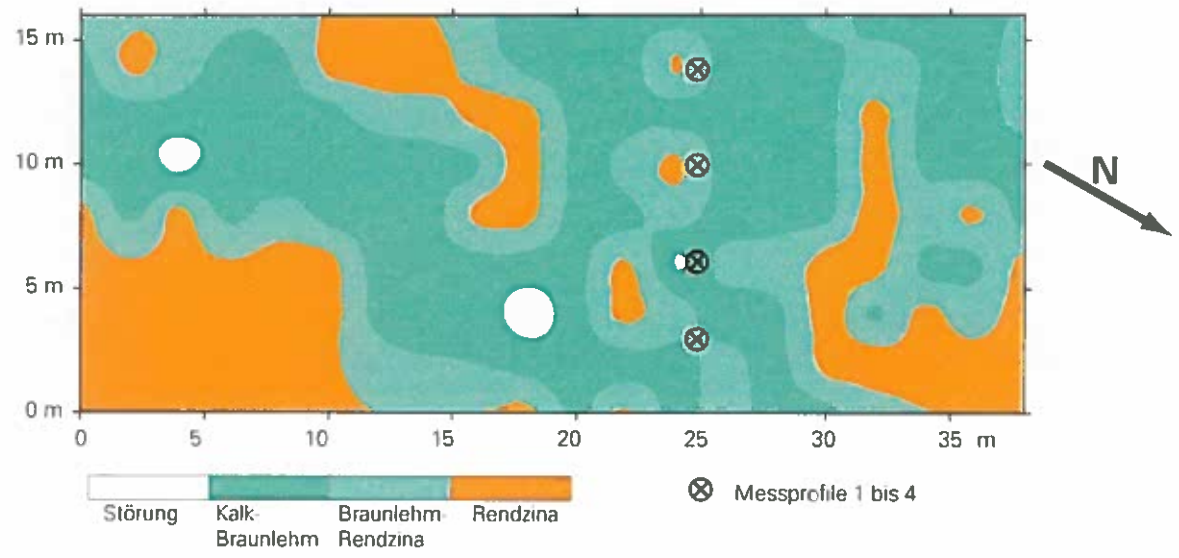
Bodentypen

Ein wesentlicher Teil der kartierten Fläche (Abbildung 1) wird von mittelgründigen (30-60 cm), selten auch tiefgründigen (60-120 cm) Kalk-Braunlehmen eingenommen. Geschlossene Flächen treten dabei im hangaufwärts gelegenen südwestlichen Teil sowie im westlichen Mittelteil der Fläche auf. Mittel- bis seichtgründige (15-30 cm) Rendzinen finden sich vorwiegend im Bereich der die Untersuchungsfläche umrandenden Schichtköpfe, jedoch auch im mäßig geneigten, unteren Teil der Fläche. Kalkbraunlehm-Rendzinen treten im oberen Teil der Fläche linear im Übergang der Hauptbodentypen ausgebildet auf, in nördlichen unteren Teil auch flächig. Im Bereich von Windwurftellern wurden gestörte Bodenbildungen mit gekappten bzw. invertiert gelagerten A_{hb}- bzw. B_{vrel}-Horizonten vorgefunden.

Im nördlichen Teil der Fläche wurden gelegentlich schwache Spuren von Pseudovergleyung (vereinzelte Punktkonkretionen, wenige undeutliche Bleichflecken) festgestellt. In diesem Bereich ist daher ein schwach ausgebildeter Hangwasserzug zu vermuten.

Detaillierte Profilbeschreibungen von sechs ausgewählten Braunlehm- bzw. Rendzinaprofilen auf der Intensivuntersuchungsfläche finden sich in Abschnitt 2.2.1 und im Anhang.

Abb. 1:
Bodentypenkarte der Intensivuntersuchungsfläche am Mühleggerköpfl



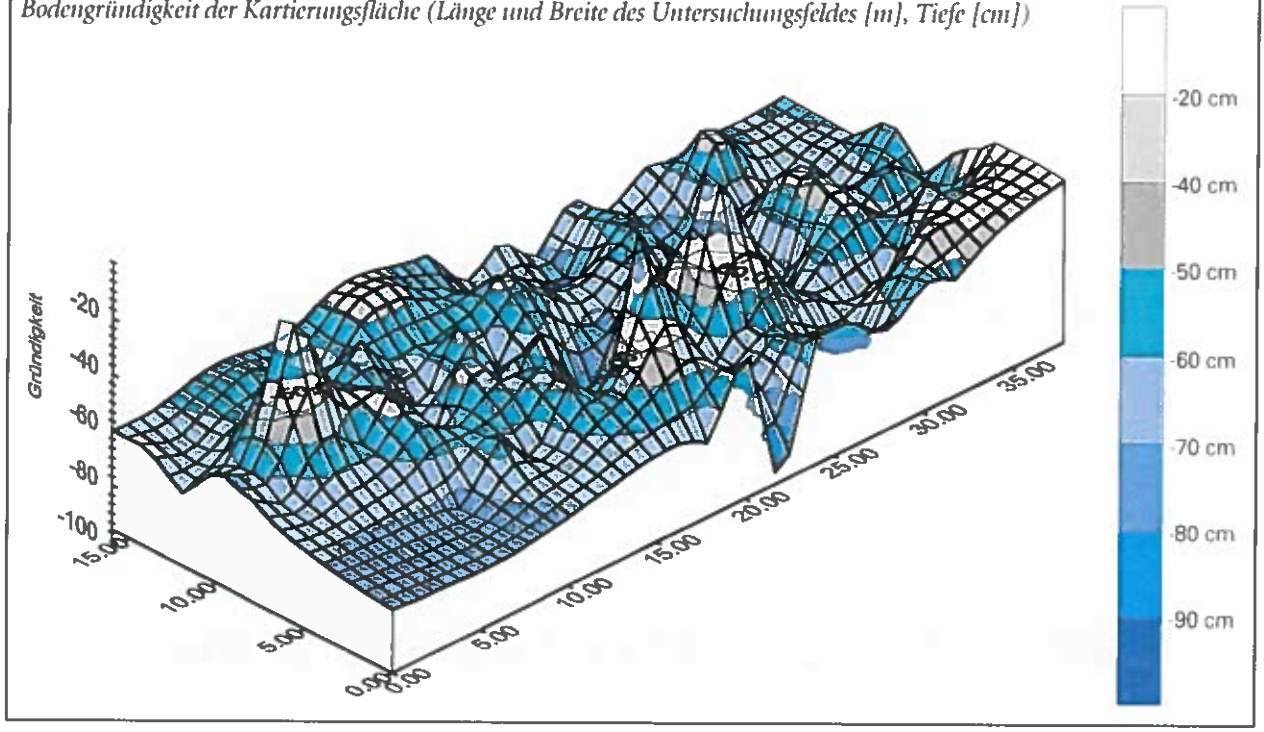
Gründigkeit

Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die mit einem Schlagbohrer festgestellte Bodengründigkeit innerhalb der Untersuchungsfläche. Abgesehen von wenigen, jeweils nur einige Quadratmeter großen seichtgründigen Flächen ist die Untersuchungsfläche mittel- bis tiefgründig. Der obere, stärker geneigte Teil der Untersuchungsfläche zeigt dabei vorwiegend eine Gründigkeit zwischen 50 und 60 cm und ist damit geringfügig weniger gründig als der untere, weniger geneigte Flächenteil mit 60 bis 70 cm Gründigkeit. Abgesehen von einzelnen Schichtköpfen am Westrand der Fläche und der damit verbundenen Seichtgründigkeit konnte kein Einfluss des Kleinreliefs auf die Gründigkeit festgestellt werden.

Textur

Der Abbildung 3 ist die Flächenverteilung der Textur der B_{vrel}-Horizonte der Kalk-Braunlehme bzw. der $B_{vrel}C$-Horizonte der Kalk-Braunlehm-Rendzinen zu

Abb. 2:
Bodengründigkeit der Kartierungsfläche (Länge und Breite des Untersuchungsfeldes [m], Tiefe [cm])



entnehmen. Nicht eingefärbte Flächen kennzeichnen jene, auf denen im Zuge der Kartierung Gehalte an organischer Substanz von mehr als 15 % ermittelt wurden, und daher keine Aufnahme der Textur erfolgte. Auf der Untersuchungsfläche überwiegen die Bodenarten Lehm und lehmiger Ton, Bodenarten der Bodenschwereklassen IV bzw. V (BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT 1967). LEXER (mündl. Mitteilung) berechnete auf Grundlage von Daten der Österreichischen Waldinventur mittels eines für das Modell Picus (LEXER & HÖNNINGER 1998) erstellten Algorithmus nutzbare Feldkapazitäten bezogen auf 1 m Bodentiefe. Sie liegen im Tiroler Anteil des Wuchsgebiets „Nördliche Randalpen – Westteil" vorwiegend unter 140 mm, häufig auch unter 70 mm. Charakteristisch ist in diesem Gebiet die durch Bodentypen- bzw. Gründigkeitswechsel auf engem Raum hervorgerufene Variabilität. Zur vorläufigen Ermittlung der Feldkapazität von Böden der Versuchsfläche wurden die Schätzhilfen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996) für die Profile 08/010 bis 08/060 angewendet: Die Feldkapazität wurde mit diesem Verfahren für Rendzinen mit 45 bis 115 mm errechnet, für Braunlehme mit 54 bis 61 mm. Der effektive Wurzelraum wurde dafür mit 50 cm Bodentiefe angenommen. Die Feldkapazität ist nach ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) innerhalb der Fläche als sehr gering bis mittel zu bewerten; die hohe Variabilität der Rendzinen ist vom stark wechselnden Grobskelettanteil abhängig. Aufgrund des hohen Anteils organischer Substanz in den Rendzina-Profilen spielt für diese Schätzung die Problematik der Korngrößen-Ermittlung in ausschließlich carbonatischen

Abb. 3:
Bodenart der B- (A-) Horizonte auf der Kartierungsfläche (n.a.: nicht aufgenommen)

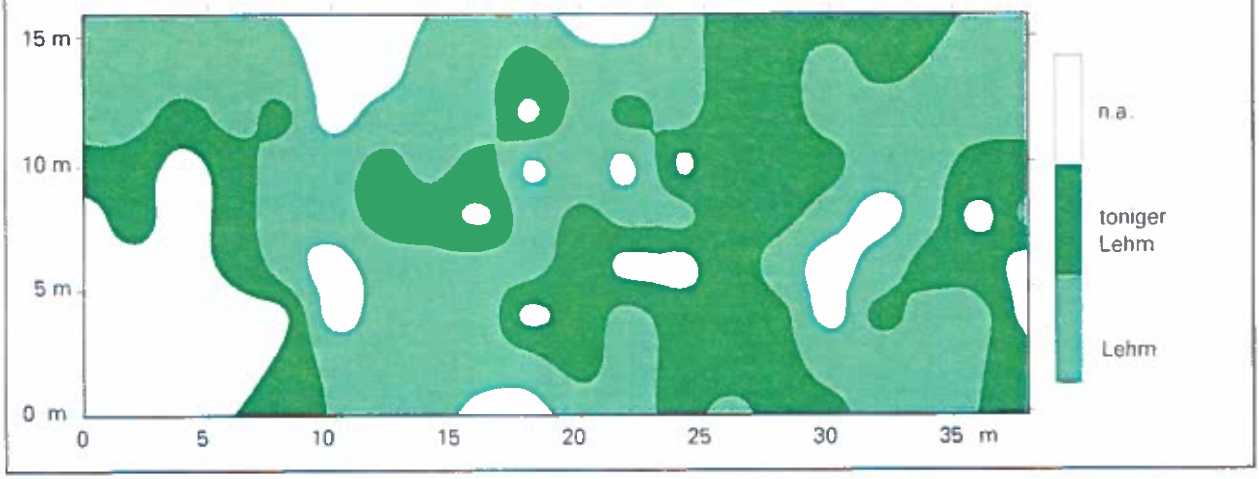
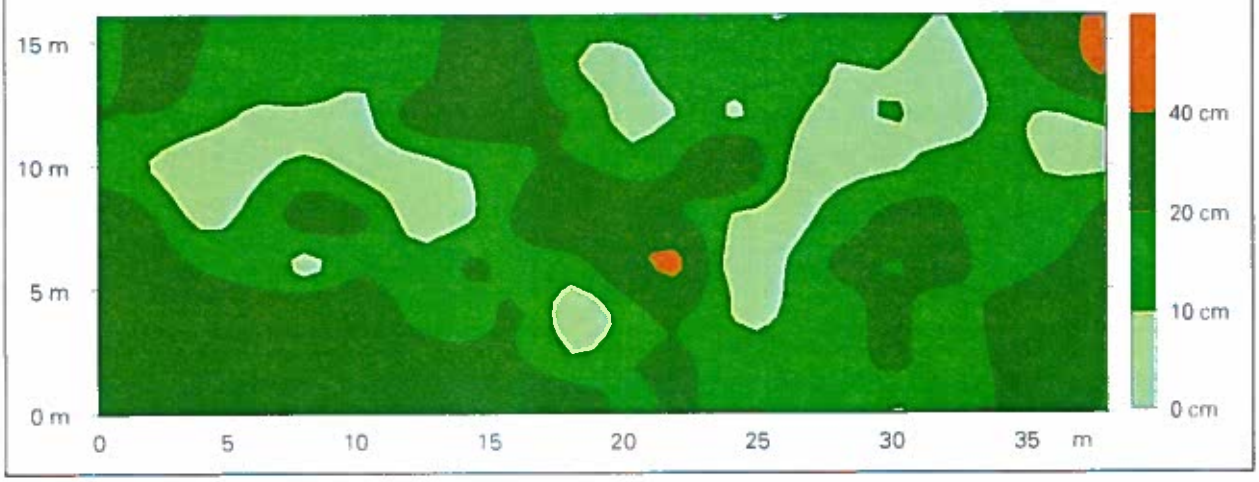


Abb. 4:
Mächtigkeit der A-Horizonte auf der Kartierungsfläche



Böden keine Rolle, da die Feldkapazität ausschließlich über den Gehalt an organischer Substanz ermittelt wird.

Horizontmächtigkeiten

Die A-Horizonte sind, wie für Böden der Rendzina-Braunlehmserie charakteristisch, relativ mächtig und erreichen stellenweise mehr als 40 cm Tiefe (Abbildung 4). Die Flächenverteilung der Tiefe der A-Horizonte ist dabei mit jener der Bodentypen mehr oder minder kongruent: Die Mächtigkeiten erreichen bei den Rendzinen vorwiegend zwischen 20 und 40 cm, bei den Braunlehmen nur weniger als 10 cm, seltener 10 bis 20 cm. Die Braunlehm-Rendzinen besitzen A-Horizonte von meist 10 bis 20 cm Mächtigkeit.

Die kombinierte Mächtigkeit von A- und B-Horizonten gibt etwa den Hauptwurzelraum auf der Fläche wieder. Mehr als 60 cm werden nur auf zwei Kleinflächen in der Mitte des Messfeldes (Abbildung 5) erreicht. Auf dem Großteil der Fläche werden 40 cm nicht überschritten. Zusammenhänge mit den Bodentypen, dem Relief oder der Neigung lassen sich nicht ableiten.

Haupt-Bodenprofil

Die 160 cm breite und 120 cm hohe Profilwand gibt einen Eindruck über die enge räumliche Verzahnung der Bodentypen der Rendzina-Braunlehmserie auf der Fläche. Im linken Bildbereich überwiegt der Bodentyp Rendzina, nur ein schmaler Saum eines $A_{hb}B$-Horizonts mit Braunlehmresten ist ausgebildet. Kleinräumig ist innerhalb des C_v-Horizonts ein C_n-Horizont eingelagert. In rechten Bildbereich wurde der Bodentyp Braunlehm-Rendzina ausgeschieden. $A_{hb}B$- und B_{vrel}-Horizonte erreichen stellenweise Mächtigkeiten von jeweils ca. 25 cm. Der Profilaufbau wird im gesamten untersuchten Bereich von einem C_v-Horizont dominiert, der zwischen 50 und 110 cm mächtig ist. Er besteht im wesentlichen aus unterschiedlich stark angewittertem Hauptdolomit-Grus. Die Durchwurzelung des Profils ist bedingt durch den hohen Grobskelettanteil und die flachwurzelnde Hauptbaumart Fichte sehr seicht. Der Großteil (etwa 60 %) der Wurzeln wurde im A_{hb}-Horizont festgestellt, bereits im B_{vrel}-Horizont ist die Durchwurzelung schwach. Über 40 cm Bodentiefe wurden keine Wurzeln mehr festgestellt. Die C-Horizonte sind nicht durchwurzelt.

Profilaufbau und Horizonteigenschaften lassen aufgrund der hohen Anteile organischer Substanz rasche Erwärmung des Oberbodens erwarten. Die beschränkte Gründigkeit lässt hohe Temperaturschwankungen erwarten. Insgesamt ist von einem unausgeglichenen Wärmehaushalt auszugehen. Die beschränkte Bodentiefe lässt, trotz teilweiser Kompensation durch hohe Gehalte organischer Substanz und die Bodenart auf einen unausgeglichenen Wasserhaushalt und zumindest zeitweise auf eine Abhängigkeit des Bestands vom Niederschlagswasser schließen. Relativ geringe Durchwurzelungstiefen lassen eine Beschränkung des Nährstoffhaushalts auf die ersten 40 bis 50 cm Bodentiefe plausibel erscheinen. Ein typisches Bodenprofil zeigt Abbildung 6.

Humusformen und organische Substanz der 6 Profilgruben

Die Humusformen und deren Eigenschaften wurden an den 6 Profilgruben aufgenommen. Die Humus-

Abb. 5:
Kombinierte Mächtigkeit der A- und B-Horizonte auf der Kartierungsfläche

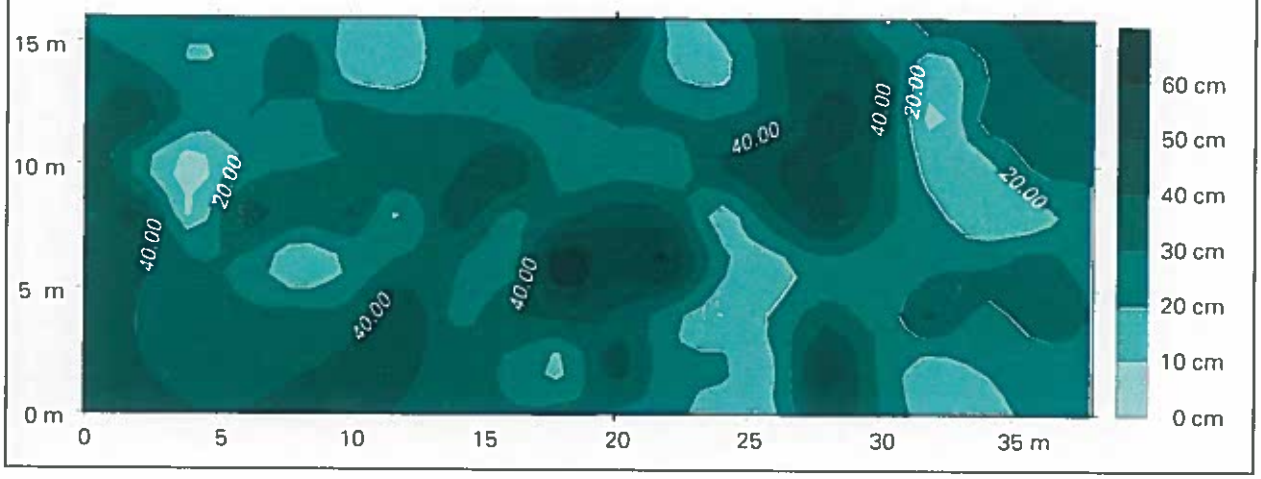
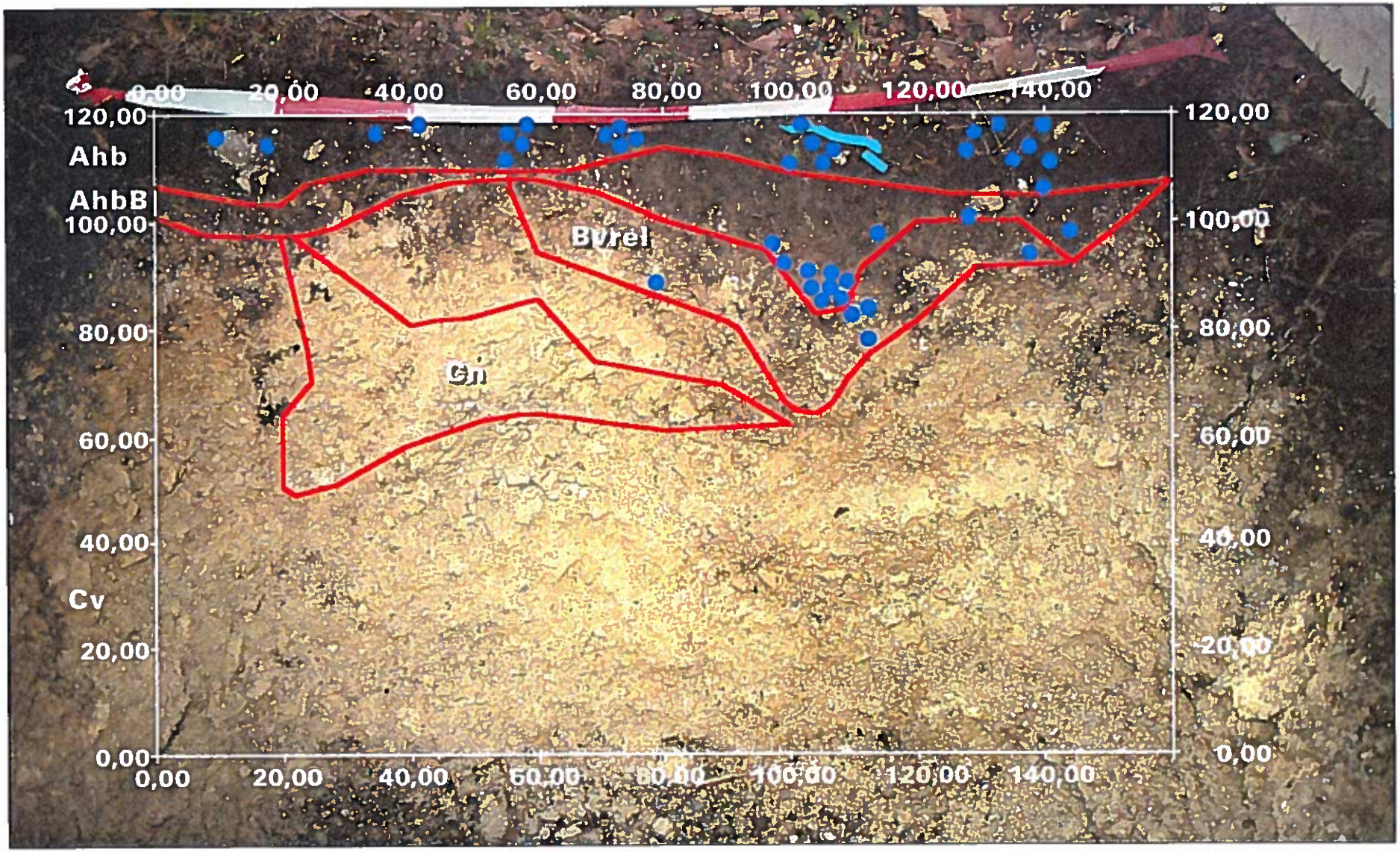


Abb. 6:
Typisches Bodenprofil der Probefläche Mühleggerköpfl; über die Photographie ist eine Schemazeichnung von Horizontierung (rote Linien) und Durchwurzelung (blaue Kreise und Flächen) gelegt. Die Achsen der Schemazeichnung geben die Profilbreite und -tiefe [cm] an. Deutlich erkennbar ist die enge Verzahnung der Böden der Rendzina-Braunlehm-Reihe.



formen aller Profile weisen auf sehr günstige Umsetzungsbedingungen hin. Diese bestätigen sich auch in den von MUTSCH (2000) errechneten C/N-Verhältnissen von 16-18 in den A_{hh}-Horizonten. Eine Veränderung der Humusformen bzw. der Umsetzungsdynamik durch die Dominanz der Fichte ist okular nicht festzustellen. Es überwiegen carbonathaltiger Typischer Mull und moderartiger Mull, nur ein Profil wurde als mullartiger Moder klassifiziert. Der H-Horizont fehlt damit meist oder ist filmartig dünn ausgebildet, die maximale Mächtigkeit liegt auf der Fläche bei 0,5 cm.

Nach KRIEBITZSCH (1978) und ROBERTSON (1982) ist in Böden mit weiten C/N-Verhältnissen die Stickstoffmineralisierung und Nitrifikation gering. GUNDERSEN et al. (1998) klassifizieren auf Basis von Ergebnissen des NITREX-Netzwerks (Nitrogen saturation experiment) Standorte mit C/N-Verhältnissen < 25 und einem Stickstoffeintrag von >10 kg ha^{-1} a^{-1} als stickstoffgesättigt und mit hohem Risiko von Nitratauswaschung behaftet. FALKENGREN-GRERUP (1998) konnte jedoch auf 600 schwedischen Probeflächen keine Korrelation zwischen C/N-Verhältnis und Stickstoffmineralisierung bzw. Nitrifikation feststellen. KRIEBITZSCH (1978) und FALKENGREN-GRERUP (1998) fanden positive Korrelationen zwischen Nettomineralisationraten und pH-Werten. Die hohen pH-Werte (MUTSCH 2000, ENGLISCH & STARLINGER 1995, 1996) lassen erwarten, dass sich die Stickstoffmineralisierung auf Nitratbildung beschränkt, da bei pH-Werten >5 die Ammonifikation verschwindend gering ist (FALKENGREN-GRERUP 1998).

3.2 Eignung als Messfläche für Stoffflüsse

Die gipfelnahe Lage und Reliefform lassen den Schluss zu, dass die Untersuchungsfläche von ortsfremdem Oberflächen- und Stauwasser sowie von Streueinwehung nicht beeinflusst wird.

Die kleinräumige Variabilität der Bodentypen und damit vieler Bodeneigenschaften (Struktur, Textur, Gehalt an organischer Substanz, Verteilung der organischen Substanz) ist ein über den Raum Achenkirch hinaus häufig auftretendes Merkmal der Kalkalpen. Auf der Untersuchungsfläche fehlen, auch aufgrund der Höhenlage, die im Kalkalpin häufig auftretende (ZUKRIGL et al. 1963, KILIAN 1992) oberbodenversauerte Kleinflächen mit Roh- und Tangelhumusbildung.

Die Gründigkeit der Böden auf der Fläche entspricht den im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992) am häufigsten auftretenden Gründigkeitsklassen von Rendzinen und Kalk-Braunlehmen. Der Grobskelettanteil und die relativ geringe effektive Durchwurzelungstiefe 50 cm führt zu geringer bis mittlerer Feldkapazität der Böden auf der Fläche.

Auf der Basis der Geländeaufnahmen kann daher geschlossen werden, dass der ausgewählte Standort als durchaus repräsentativ innerhalb der sub- bis tiefmontanen Stufe des Wuchsgebiets „Nördliche Randalpen – Westteil" gelten kann. Auch die Nutzungsgeschichte ist als durchaus typisch für die Region zu werten.

3.3 Bodenchemische Charakterisierung zum Nachweis der Repräsentativität der Intensivuntersuchungsfläche in Bezug auf das Wuchsgebiet „Nördliche Randalpen - Westteil"

Der Vergleich der Ergebnisse auf der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl erfolgte mit den Daten der Tiroler Waldbodenzustandsinventur und unter Heranziehung der bodenchemischen Charakteristik im Rahmen der Auswertungen der Waldbodeninventuren im Bereich der ARGE ALP - ALPEN ADRIA.

Innerhalb des Tiroler Anteils des Wuchsgebietes „Nördliche Kalkalpen – Westteil" wurden im Rahmen der Tiroler Waldbodenzustandsinventur (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1988) bzw. der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992) 88 systematisch verteilte Probeflächen eingerichtet. Die

Tab. 1:
Bodentypen und Anzahl der Probeflächen im Tiroler Anteil des Wuchsgebietes Nördliche Kalkalpen - Westteil; Tiroler Waldbodenzustandsinventur (Waldbodenzustandsinventur (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1988) und Waldboden-Zustandsinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992)

Bodentyp	Anzahl der Probeflächen
Rendzina, Braunlehm-Rendzina	59
Kalk-Braunlehm	13
Pseudogley	10
Lockersediment-Braunerde	1
reiche Braunerde	2
Sonst. Bodentypen	3

Flächen verteilen sich auf die in Tabelle 1 angeführten Bodentypengruppen.

Eine bodenchemische Charakteristik der häufigsten Bodentypen Rendzina und Kalk-Braunlehm anhand ausgewählter Parameter gibt Tabelle 2. Die dort angeführten Medianwerte für das Wuchsgebiet „Nördliche Randalpen" in Österreich, Bayern und der Ostschweiz basieren auf der Auswertung der Waldbodeninventuren im Bereich der ARGE ALP und ARGE ALPEN-ADRIA (HUBER & ENGLISCH 1997). In diese Auswertung flossen auch die oben angeführten Probenflächen der Tiroler Waldbodenzustandsinventur bzw. der Waldboden-Zustandsinventur ein.

Tab. 2:
Mediane und Anzahl der Messwerte von ausgewählten chemischen Parametern für den Bereich von ARGE ALP und ARGE ALPEN-ADRIA (HUBER & ENGLISCH) über geometrische Tiefenstufen

Tiefenstufe	Rendzina	n	Kalk-Braunlehm	n
pH-Wert (Salzlösung)				
0-10 cm	6,7	350	5,5	166
10-30 cm	7,1	297	6,7	167
30-50 cm	7,3	170	7,1	121
Basensättigung [%]				
0-10 cm	99	258	98	128
10-30 cm	100	229	99	133
30-50 cm	100	139	100	114
KAK [$\mu mol_c\ g^{-1}$]				
0-10 cm	709	252	340	122
10-30 cm	463	222	328	120
30-50 cm	362	135	284	98
C/N-Verhältnis				
0-10 cm	17,1	297	15,8	125

Beide Bodentypen sind im Mittel durch hohe pH-Werte und sehr hohe bis volle Basensättigung charakterisiert. Die Kalk-Braunlehme weisen eine mäßige Oberbodenversauerung auf. Die Kationenaustauschkapazität ist im Mittel in allen Tiefenstufen beider Bodentypen mit > 200 $\mu mol_c\ g^{-1}$ als hoch bzw. > 400 $\mu mol_c\ g^{-1}$ als sehr hoch zu bewerten. Die Begründung für die vor allem im Oberboden wesentlich höhere Kationenaustauschkapazität der Rendzinen ist in den hohen Anteilen an organischer Substanz zu finden. Die mittleren C/N-Verhältnisse sind eng und indizieren rasche, biogene Umsetzung des Bestandesabfalls. Dieser Charakteristik entsprechen die Werte, die ENGLISCH & STARLINGER (1995, 1996) für den Bereich des Mühleggerköpfls bzw. MUTSCH (2001) für die Intensiv-Untersuchungsfläche angeben.

Danksagung

Herrn Dipl.-Ing. E. Herzberger danke ich für die Aufnahme der ertragskundlichen Daten, den Herren Ing. J. Plattner und J. Pausch für die Mithilfe bei der Bodenkartierung sowie Herrn W. Peraus für eine Stammscheibenanalyse.

Literatur

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG, 1996: *Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen* (5. Aufl.), Landwirtschaftsverlag Münster Hiltrup.

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: *Bericht über den Zustand der Tiroler Böden.* Bodenkataster. Innsbruck.

AMPFERER O. 1950: *Geologische Karte des Östlichen Karwendel.* Wagner'sche Universitätsbuchhandlung, Innsbruck.

ARMOLAITIS K. 1999: *Nitrogen pollution on the local scale in Lithuania: vitality of forest ecosystems.* In: Van der Hoek K. W., Erisman J. W., Smeulders S., Wisniewski J. R. & Wisniewski J. (Hrsg.): Nitrogen, the Confer-N-s. Proceedings of the First International Nitrogen Conference, Noordwijkerhout, Netherlands, 23-27 March 1998. Environmental-Pollution 102, Supp. 1, 55-60.

BILLETT M. F., FITZPATRICK E. A. & CRESSER M. S. 1990: *Changes in the carbon and nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987.* Environmental Pollution 66 (1), 67-79.

BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT 1967: *Die österreichische Bodenkarte 1:10.000. Anweisung zur Durchführung der Kartierung.* Bundesanstalt für Bodenwirtschaft Wien.

ENGLISCH M. 1992: *Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch.* FBVA-Berichte 70, 13-18.

ENGLISCH M. & KILIAN W. (Hrsg.) 1998: *Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich.* FBVA-Berichte 104.

ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1995: *Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch.* In: Forstliche Bundesversuchsanstalt (Hrsg.): FBVA-Berichte 87, 25-54.

ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1996: *Woodland communities and sites at two altitude profiles near Achenkirch (The Tyrol).* Phyton 36 (4): 33-54.

FALKENGREN-GRERUP U. 1998: *Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition.* Env. Poll. 102, S1, 415-420.

FLUCKIGER W. & BRAUN S. 1999: *Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification.* In: Van der Hoek K. W., Erisman J. W., Smeulders S., Wisniewski J. R. & Wisniewski J. (Hrsg.): Nitrogen, the Confer-N-s. Proceedings of the First International Nitrogen Conference, Noordwijkerhout, Netherlands, 23-27 March 1998. Environmental-Pollution 102, Supp. 1, 69-76.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse.* Mitt. Forstl. BVA 168/I+II.

GLATZEL G.1995: *Nährstoffverarmung und Bodenversauerung in Waldökosystemen des österreichischen Alpenraums.* In: Glatzel G., Katzensteiner K., Leitgeb E. & Hager H.: Organische Düngung im Forst – Rahmenbedingungen und Auswirkungen ihrer Anwendung. Österr. Gesell. F. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung, Forstl. Schriftenreihe d. Univ. f. Bodenkultur 9, 1-18.

GUNDERSEN P., CALLESEN I & DE VRIES W. 1998: *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to C/N ratios.* Environ. Pollut. 102 (1), 403-408.

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. 2001: *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

HUBER S. & ENGLISCH M. 1997: *Auswertung von Waldbodeninventuren im Bereich von Arge Alp und Arge Alpen-Adria.* Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung u. Umweltfragen, München.

KECKLER D. 1997: *Surfer for Windows, Version 6: User's Guide.* Golden Software Inc, Golden.

KILIAN W. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil V: Säurehaushalt – Austauschbare Kationen.* In FBVA (Hrsg.): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur-Ergebnisse. Mitt. Forstl. BVA 168/I+II.

KILIAN W., MÜLLER F. & STARLINGER F. 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten.* FBVA-Berichte 82.

KOLLING C. 1991: *Stickstoffsättigung von Waldökosystemen.* AFZ 10/1991, 513-517.

KRIEBITZSCH W. U. v. 1978: *Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands.* Scripta Geobotanica 14, 1-66.

LEXER M. J. & HONNINGER K. 1998: *Estimating physical soil parameters for sample plots of large-scale forest inventories.* For. Ecol. Man., 111 (2-3): 231-247.

MUTSCH F. 2001: *Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoff-Flüsse in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

NESTROY O. 1998: *Stand der Beratungen über die Neufassung der Österreichischen Bodensystematik.* Mitt. ÖBG 56, 79-96.

ORTLOFF W. & SCHLÄPFER R. 1996: *Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht.* Allg. Forst- und Jagdztg. Jg. 167, 9-10, 184-201.

ROBERTSON G.P. 1982: *Nitrifacation in forested ecosystems.* Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Biological Sciences B296, 445-457.

SCHULTZE E., OREN R. & LANGE O.L. 1989: *Nutrient relations of trees in healthy and declining Norway spruce stands.* In: Schultze E., Oren R. & Lange O.L. (eds.): Ecological Studies 77. Springer Berlin, 392-417.

ZUKRIGL K., ECKHART G. & NATHER J. 1963: *Standortskundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen.* Mitt. Forstl. BVA 62.

Verfasser: DI Dr. Michael Englisch
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

Anhang: Bodenprofile

Profil 1: Rendzina		
A_{hb}	0 cm - 22 cm	(Bodenart: Lehm), deutlich krümelig, mäßiger Grobanteil (Steine), keine Fleckung, keine Konkretionen, nicht karbonathaltig, mäßige Regenwurmaktivität, sehr stark durchwurzelt, wellig übergehend zu:
A_hC	22 cm - 48 cm	(Bodenart: Lehm), deutlich blockig rund, hoher Grobanteil (Steine), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, mittel durchwurzelt, allmählich übergehend in
C	48 cm +	
Profil 2: Kalk-Braunlehm		
A_{hb}	0-6 cm	Bodenart: Lehm, deutlich krümelige Struktur, geringer Grobanteil (Grobgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonatfrei, sehr stark durchwurzelt, hohe Regenwurmaktivität, abgesetzt wellig zu
$A_{hb}B_{vrel}$	6-13 cm	Bodenart: Lehm, deutlich mittelblockig-scharfkantige Struktur, hoher Grobanteil (Grobgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, stark durchwurzelt, mäßige Regenwurmaktivität, wenige Feinporen, abgesetzt wellig zu
B_{vrel}	13-20/27 cm	Bodenart: toniger Lehm, deutlich grobblockig-scharfkantige Struktur, hoher Grobanteil (Steine), viele deutliche Humusflecken, keine Konkretionen, karbonathaltig, mittel durchwurzelt, mäßige Regenwurmaktivität, wenige Feinporen, abgesetzt taschig zu
$B_{vrel}C_v$	20/27 cm - 45 cm	Bodenart: grobsandiger Lehm, strukturlos, sehr hoher Grobanteil (Steine), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, keine Regenwurmaktivität, schwach durchwurzelt
C_v	45 cm +	
Profil 3: Kalk-Braunlehm		
A_{hb}	0 - 8 cm	Bodenart: toniger Lehm, deutlich krümelige Struktur, kein Grobanteil, keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonatfrei, Wurzelfilz, hohe Regenwurmaktivität, abgesetzt wellig zu
$A_{hb}B_{vrel}$	8 - 18 cm	Bodenart: toniger Lehm, deutlich mittelblockig-scharfkantige Struktur, geringer Grobanteil (Mittelgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, nicht karbonathaltig, sehr stark durchwurzelt, mäßige Regenwurmaktivität, wenige Feinporen, abgesetzt wellig zu
B_{vrel}	18 - 29 cm	Bodenart: toniger Lehm, deutlich grobblockig-scharfkantige Struktur, hoher Grobanteil (Grobgrus), einzelne deutliche Humusflecken, einzelne undeutliche Verwitterungsflecken, keine Konkretionen, karbonathaltig, mittel durchwurzelt, wenige Feinporen, abgesetzt wellig zu
$B_{vrel}C_v$	29 cm +	Bodenart: Lehm, strukturlos, sehr hoher Grobanteil (Steine), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, keine Regenwurmaktivität, schwach durchwurzelt.

Profil 4: Rendzina		
A_{hb}	0 cm – 14/20 cm	(Bodenart: Lehm), deutlich krümelig, keine Fleckung, keine Konkretionen, nicht karbonathaltig, mäßige Regenwurmaktivität, sehr stark durchwurzelt, scharf abgesetzt wellig übergehend zu:
C_v	14/20 +	strukturlos, vorwiegend Grobanteil (Grobgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, schwach durchwurzelt
Profil 5: Rendzina		
A_{hb}	0 cm – 16 cm	(Bodenart: Lehm), deutlich krümelig, mäßiger Grobanteil (Grus), keine Fleckung, keine Konkretionen, nicht karbonathaltig, mäßige Regenwurmaktivität, Wurzelfilz, abgesetzt wellig übergehend zu:
C_v	16 cm +	strukturlos, vorwiegend Grobanteil (Grobgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, mittel durchwurzelt
Profil 6: Rendzina		
A_{hb}	0 cm – 12 cm	(Bodenart: Lehm), deutlich krümelig, mäßiger Grobanteil (Grus), keine Fleckung, keine Konkretionen, nicht karbonathaltig, mäßige Regenwurmaktivität, Wurzelfilz, scharf abgesetzt wellig übergehend zu:
C_v	12 cm +	strukturlos, vorwiegend Grobanteil (Grobgrus), keine Fleckung, keine Konkretionen, karbonathaltig, schwach durchwurzelt

Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoff-Flüsse in den Nordtiroler Kalkalpen

F. MUTSCH

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Im Rahmen eines interdisziplinären Projektes zur Erfassung von Stickstoff-Flüssen wurden vier Messstellen am Mühleggerköpfl bodenchemisch untersucht. Der Standort ist vor allem durch hohe Dolomitgehalte geprägt; die Carbonatgehalte zählen, verrglichen mit jenen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur, zu den höchsten. Der Oberboden verfügt über viel organische Substanz und somit über hohe Stickstoffvorräte. Das enge C/N-Verhältnis weist auf eine hohe biologische Aktivität hin. Im humusreichen Oberboden ist der größte Teil der pflanzenaufnehmbaren Nährstoffe gespeichert. Der darunterliegende Dolomit kann für die Pflanzenernährung nicht genützt werden. Die Werte der meisten Bodenparameter ändern sich stark mit der Bodentiefe. Innerhalb dieser grundlegenden Gemeinsamkeiten unterscheiden sich die vier Messstellen vor allem bezüglich der Menge an organischer Substanz, der pH-Werte und der Ausprägung des Tiefengradienten. Versauerung ist auf diesem Standort wegen der bis zur Bodenoberfläche reichenden Carbonatgehalte ausgeschlossen.

Schlüsselworte: Kalkalpen, chemische Bodenanalyse, Nährelemente, Stickstoff

Abstract. [Soil Chemical Characterisation of the Mühleggerköpfl within the Frame of Investigations Concerning the Nitrogen Fluxes in the Limestone Alps - Austria.] A chemical characterisation of four observation plots on the Mühleggerköpfl was done within an interdisciplinary project evaluating nitrogen fluxes. The whole site is marked by very high contents of dolomite. The carbonate contents are the highest compared to the Austrian Forest Soil Monitoring System. The upper layer of the mineral soil contains large amounts of organic material and accordingly a high stock of nitrogen. The close C/N ratio indicates high biological activity. Large quantities of the nutrients available to plants are stored in this upper layer whereas in the subsoil the dolomite is not useable for plant nutrition. The values of most of the parameters change significantly with the depth of the soil. Besides this characteristics the four plots differ clearly concerning the amount of organic matter, the pH values and marked of change of elements with the soil depth. Acidification of the soil can be excluded because of the high carbonate contents up to the surface layer.

Keywords: Limestone Alps, chemical soil analysis, nutritive elements, nitrogen

1 Einleitung

Die Gefährdung der Wälder und die Belastung der Böden durch menschliche Aktivitäten reichen Jahrhunderte zurück und sind in den vergangen Jahrzehnten zu einem Brennpunkt in der Umweltforschung geworden (CIESLAR 1899; ECKHART 1983). Historische Waldnutzungsfehler (Kahlschläge, Streunutzung, Waldweide) und durch die Industrialisierung hervorgerufene lokale und weiträumige Luftverschmutzung haben die natürlichen Kreisläufe im Ökosystem Wald auf vielfältige Weise beeinflusst. Die Folgen und Wechselbeziehungen dieser Einwirkungen sind unterschiedlich und standortsabhängig.

Eine besondere Stellung in diesem Szenario nimmt der Stickstoff ein: Einerseits wurde er früher dem Wald in großen Mengen entzogen, anderseits wurden in den vergangenen Jahrzehnten über den Luftpfad hohe Stickstoffmengen in unseren Wäldern deponiert (GLATZEL 1990). Als essentieller Nährstoff, der sowohl in anionischer als auch kationischer Form vorkommt, wirkt eine zu geringe Stickstoffausstattung des Bodens oft wachstumsbegrenzend; andererseits führen hohe Einträge nicht nur zu einer Eutrophierung des Ökosystems, sondern auch zu Nährstoffungleichgewichten und Bodenversauerung. Stickstoffüberschuss führt zu Stickstoffauswaschung, wodurch die Grundwasserqualität beeinträchtigt wird.

Die Untersuchungsfläche Mühleggerköpfl ist durch ihre Lage am Nordrand der Alpen, offen gegen große europäische Industrieregionen, besonders prädestiniert, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse detailliert zu verfolgen. Das Projekt stellt eine inhaltliche und räumliche Fortführung ökosytemarer Studien dar, die im Zillertal (Zentralalpen – Quarzphyllit; HERMAN 1992) ihren Ursprung haben und über das Gebiet Achenkirch – Schulterberg (nördliche Kalkalpen; HERMAN & SMIDT 1995, 1996) nunmehr bis zum Mühleggerköpfl reichen, welches eine Insel aus Hauptdolomit innerhalb der nördlichen Kalkalpen darstellt (AMPFERER 1950).

Ziel dieser Arbeit ist, die bodenchemischen Grundlagen dieser Intensiv-Untersuchungsfläche zu beschreiben und sie innerhalb der kalkbeeinflussten Waldstandorte in Österreich zu positionieren. Dabei soll vor allem Auskunft über den Stickstoffvorrat, das C/N-Verhältnis und mineralische Stickstofffraktionen gegeben werden. Ergänzend wird die allgemeine Nährstoffausstattung beschrieben. Die Analysen stammen von vier Bodenprofilen am Nordhang des Mühleggerköpfls und umfassen ausschließlich den Mineralboden. Die Bodenproben wurden vom Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (Bundesamt für Wasserwirtschaft) im Zuge der Einrichtung von vier Messstellen zur Erfassung der Wasserdynamik entnommen.

2 Material und Methode

Die Lage der Probenahmestellen ist bei FEICHTINGER & SCHEIDL (2001) wiedergegeben. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, auf 2 mm gesiebt und in verschlossenen Kartonschachteln gelagert. Die Analysenergebnisse sind auf ofentrockenen Boden (105 °C) bezogen.

2.1 Untersuchte Parameter

- Allgemeine Parameter:
  pH($CaCl_2$), Carbonat, organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff.
- Nährelemente im Säureauszug:
  Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen.
- Anionen im Wasserauszug:
  Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{--}.

2.2 Analysenmethoden

- **pH-Wert**: Die pH-Werte wurden gemäß ÖNORM L 1083 analysiert.
- **Carbonat**: Die Analyse des Carbonats erfolgte gasvolumetrisch nach ÖNORM L 1084. Wegen der teilweise extrem hohen Gehalten an dolomitischem Carbonat war es notwendig, die bis zu einer Stunde langen Reaktionszeiten für die Gasentwicklung abzuwarten, um die vollständige Erfassung des Carbonats zu gewährleisten. Um die Reaktion zu beschleunigen, wurden die Proben feinvermahlen und die Einwaagen auf 0,5 g reduziert. Die geringen Einwaagen machten Mehrfachbestimmungen notwendig; die Mittelwerte sind angeführt.
- **Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff**: Beide Parameter wurden gleichzeitig mit dem Elementaranalysator LECO 2000 durch trockene Verbrennung bestimmt. Für den organischen Kohlenstoff geschah dies nach ÖNORM L 1080 (dabei wird zunächst der Gesamtkohlenstoff erfasst und der organische Kohlenstoff als Differenz von Gesamtkohlenstoff und Carbonatkohlenstoff errechnet). Der organische Kohlenstoff ergibt, mit dem konventionellen Faktor 1,72 multipliziert, den Humusgehalt. Der Gesamtstickstoff wurde in Anlehnung an ISO 13878 analysiert.
  Die Schwierigkeit für die Analysen dieser Proben lag in den außergewöhnlich hohen Carbonatgehalten. Carbonat wird bei den verwendeten Verbrennungstemperaturen für den organischen Kohlenstoff (1250 °C) zersetzt und das dabei entstehende CO_2 neben dem ebenfalls zu CO_2 oxidierten organischen Kohlenstoff miterfasst. Die hohen Carbonatgehalte erforderten relativ lange Zersetzungszeiten.
- **Nährelemente im Säureauszug**: Der Säureauszug wurde nach ÖNORM L 1085 durchgeführt; die Elementbestimmungen erfolgten mittels Plasma-Emissionsspektroskopie (ICP-OES).
- **Anionen**: Die Anionen wurden gemäß ÖNORM L 1092 mit Wasser extrahiert und anschließend mittels Ionenchromatographie analysiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Allgemeine Parameter

3.1.1 Carbonat

Die vier Messstellen sind extrem carbonathältig, wobei die Carbonatgehalte mit der Bodentiefe zunehmen. Konventionsgemäß werden Carbonatgehalte als Calciumcarbonat angegeben (ÖNORM L 1084). Wegen der hohen Gehalte an dolomitischem Carbonat am Mühleggerköpfl wird bei dieser Untersuchung auch der Magnesiumanteil des Carbonats berücksichtigt. Auf Grund der Gesamtgehalte (siehe Punkt 3.2) errechnet sich ein molares Ca/Mg-Verhältnis von rund 1:1. Unter diesen Voraussetzungen ergeben sich die unter Carbonat** angeführten Carbonatgehalte (Tabelle 2), welche die Situation vor Ort besser als die auf reinen Calcit bezogenen beschreiben.

Die geringsten Carbonatgehalte zeigen die obersten Tiefenstufen von Messstelle 3 mit 19 g kg^{-1} und Messstelle 1 mit 30 g kg^{-1}. Deutlich höher, nämlich um rund 200 g kg^{-1}, liegen die Carbonatgehalte in den obersten Tiefenstufen der Messstellen 2 und 4. In den untersten Tiefenstufen werden durchwegs über 800 g kg^{-1} Carbonat erreicht, auf der Messstelle 2 sind es sogar 917 g kg^{-1}.

Diese extrem hohen Carbonatgehalte prägen den gesamten Standort, sind aber in ihrer Mächtigkeit und Tiefenverteilung von Messstelle zu Messstelle unterschiedlich. Kein einziger der über 150 carbonatbeeinflussten Standorte der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur weist so hohe Carbonatgehalte auf; auch im Vergleich mit europäischen Werten handelt es sich um absolute Spitzenwerte (MUTSCH 1992, VANMECHELEN et al. 1997).

3.1.2 pH-Wert

Die hohen Carbonatgehalte bedingen entsprechend hohe pH-Werte (Tabelle 2). Auch diese zeigen durchwegs einen Tiefengradienten: Mit zunehmender Bodentiefe steigen die pH-Werte. Den niedrigsten pH-Wert mit 5,8 weist die oberste Tiefenstufe der Messstelle 3 auf. Alle übrigen pH-Werte liegen über pH 6, meist sogar über pH 7. Die drei Proben mit den niedrigsten pH-Werten besitzen auch die niedrigsten Carbonatgehalte.

3.1.3 Organischer Kohlenstoff – Humus

Auf den Messstellen 1 und 2 stehen recht hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff in der obersten Bodenschicht extrem niedrigen Gehalten in tieferen Bodenschichten gegenüber. Die Messstellen 3 und 4 zeigen diesbezüglich einen deutlich schwächeren Tiefengradienten. Die oberste Bodenschicht von Messstelle 2 weist so hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff und somit an organischer Substanz auf (361 g kg^{-1}), dass sie gemäß Definition zur Humusauflage zu zählen ist; dieses Faktum ist bei der Bewertung der Daten, insbesondere bei der Interpretation der Stickstoffflüsse, zu berücksichtigen. Auch Messstelle 4 verfügt in der obersten Bodenschicht über einen sehr hohen Humusgehalt (279 g kg^{-1}), wird jedoch (da < 300 g kg^{-1}) als Mineralboden klassifiziert. Den mit Abstand niedrigsten Humusgehalt in der obersten Bodenschicht hat Messstelle 3 (153 g kg^{-1}), gefolgt von Messstelle 1 (232 g kg^{-1}). In den untersten Bodenschichten der Messstellen 1 und 2 sind die Gehalte an organischem Kohlenstoff so niedrig (< 10 g kg^{-1}), dass sie, in Anbetracht des hohen Überschusses an anorganischem Carbonat-Kohlenstoff, am Rande der Erfassungsgrenze liegen. Über 10 g kg^{-1} liegen die Gehalte an organischem Kohlenstoff in den unteren Bodenhorizonten der Messstellen 3 und 4 (Tabelle 2).

3.1.4 Gesamtstickstoff und C/N–Verhältnis

Eng mit dem organischen Kohlenstoff verknüpft ist der Gesamtstickstoff. Es korreliert daher der höchste Gehalt an Gesamtstickstoff der obersten Bodenschicht mit dem höchsten Gehalt an organischem Kohlenstoff; ebenso korrelieren die jeweils niedrigsten Gehalte. Das C/N–Verhältnis gibt einen Hinweis auf die Umsetzungsdynamik der organischen Substanz: Enge C/N-Verhältnisse sind ein Indikator für raschen Abbau der organischen Substanz.

Die Stickstoffgehalte der obersten Bodenschicht liegen zwischen 5,4 und 11,9 g kg^{-1} und damit im Vergleich zu anderen Carbonatböden Österreichs im durchschnittlichen bis höheren Bereich (ENGLISCH 1992). Messstelle 3 hat den flachsten, Messstelle 2 den steilsten Tiefengradienten. C/N–Verhältnisse von 15-18 in der obersten Bodenschicht und von 13-18 in der darunter liegenden sind für Carbonatböden günstig und ein Hinweis auf ein aktives Bodenleben. In tieferen Bodenschichten verliert das C/N–Verhältnis an Aussagekraft und ist in der Tabelle 2 nur der Vollständigkeit halber angeführt. Die engsten (günstigsten) C/N–Verhältnisse finden sich auf Messstelle 4.

Um für jede Messfläche die pflanzenrelevanten Stickstoffvorräte des Mineralbodens pro Hektar zu schätzen, wurden die von FEICHTINGER & SCHEIDL

(2001) gemessenen Skelettanteile berücksichtigt und von einer Durchwurzelungstiefe von 40 cm ausgegangen (ENGLISCH 2001). Fehlende Tiefenstufen wurden sowohl bezüglich des Skelettanteils als auch bezüglich der Stickstoffkonzentration linear interpoliert. Für den verbleibenden Feinboden wurde von einer Trockenraumdichte von 1 ausgegangen.

Tab. 1:
Stickstoffvorräte der vier Messstellen (kg ha^{-1})

1	2	3	4
16.000	15.500	12.900	17.500

Der mittlere Stickstoffvorrat dieser Messstellen liegt bei rund 15.500 kg N ha^{-1} und entspricht damit den höchsten in Frankreich gefundenen Vorräten für diese Tiefenstufe (PONETTE et al. 1997). Die Spanne zwischen niedrigstem und höchstem Stickstoffvorrat (Messstelle 3 - Messstelle 4) beträgt 4600 kg N ha^{-1}. Diese Differenz ist einerseits recht hoch und deutet auf Heterogenität innerhalb der Messstellen hin, andererseits liegen diese Vorräte mit Faktoren zwischen 1,6 und 2,1 so deutlich über dem österreichischen Durchschnitt von rund 8200 kg N ha^{-1} (ENGLISCH 1992), dass sie einem Typus carbonatbeeinflusster Standorte, nämlich dem mit sehr hohen Stickstoffvorräten, zuzurechnen sind. Auf Messstelle 2 befindet sich fast der gesamte Stickstoffvorrat (96 %) in den obersten 15 cm; auf Messstelle 1 liegen 75 %, auf Messstelle 4 66 % und auf Messstelle 3 61 % der Stickstoffvorräte des Mineralbodens in denn obersten 15 cm. Berücksichtigt man, dass von Messstelle 2 ein Teil der obersten Bodenprobe zum Auflagehumus zu zählen ist (vgl. 3.1.3), käme der Stickstoffvorrat des Mineralbodens etwa wie bei Messstelle 3 zu liegen, der Anteil der obersten 15 cm am Stickstoffvorrat würde für Messstelle 2 dann um 90 % betragen.

Die Jahressummen des Gesamtstickstoff-Eintrages am Mühleggerköpfl machen nach KALINA et al. (2000) rund 17 kg ha^{-1} a^{-1} aus, das sind etwa 0,1 % des Stickstoffvorrates; auf diesem Standort wird der Einfluss des Stickstoffeintrags auf den Stickstoff-Kreislauf daher gering sein.

3.2 Nährelemente im Säureauszug

3.2.1 Phosphor

Die Phosphorgehalte liegen in Bereichen, wie sie für carbonatbeeinflußte Böden häufig angetroffen

Tab. 2:
Bodenparameter der Profile 1-4

Carbonat* = Carbonatgehalt bezogen auf Calcit
Carbonat** = Carbonatgehalt bezogen auf Dolomit

	pH_{CaCl2}	Carbonat* g kg^{-1}	Carbonat** g kg^{-1}	C_{org} g kg^{-1}	N_{tot} g kg^{-1}	C/N	org. Subst. g kg^{-1}
Profil 1							
2,5 -15 cm	6,7	33	30	135	8,1	17	232
25 - 40 cm	7,4	937	862	7	0,4	18	12
40 - 50 cm	7,4	914	841	8	0,3	27	14
Profil 2							
0 - 15 cm	7,0	236	217	210	11,9	18	361
15 - 30 cm	7,3	939	864	10	0,6	17	17
30 - 70 cm	7,5	997	917	1	0,1	10	2
Profil 3							
3 - 15 cm	5,8	21	19	89	5,4	16	153
15 - 20 cm	6,2	49	45	69	4,3	16	119
20 - 30 cm	7,0	354	326	36	2,5	14	62
40 - 60 cm	7,3	847	779	14	0,6	23	24
60 - 80 cm	7,5	911	838	12	0,3	40	21
Profil 4							
0 - 10 cm	6,9	197	181	162	10,5	15	279
10 - 20 cm	7,0	354	326	99	7,4	13	170
20 - 50 cm	7,2	716	659	35	3,1	11	60
50 - 70 cm	7,4	897	825	14	0,7	20	24

werden (MUTSCH 1992). Im fast reinen Carbonatgestein sinken die Phosphorgehalte an die Nachweisgrenze (Tabelle 3). Die deutlich höheren Gehalte der oberen, humusreichen Bodenschichten weisen darauf hin, dass der größte Teil des Phosphors organisch gebunden ist.

3.2.2 Kalium

Verglichen mit den Daten der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur liegen die Kaliumgehalte im unterdurchschnittlichen Bereich. Auffallend ist der deutliche Tiefengradient mit höheren Gehalten in den oberen Bodenschichten. Wie Phosphor ist auch Kalium vor allem organisch gebunden (Tabelle 3).

3.2.3 Calcium und Magnesium

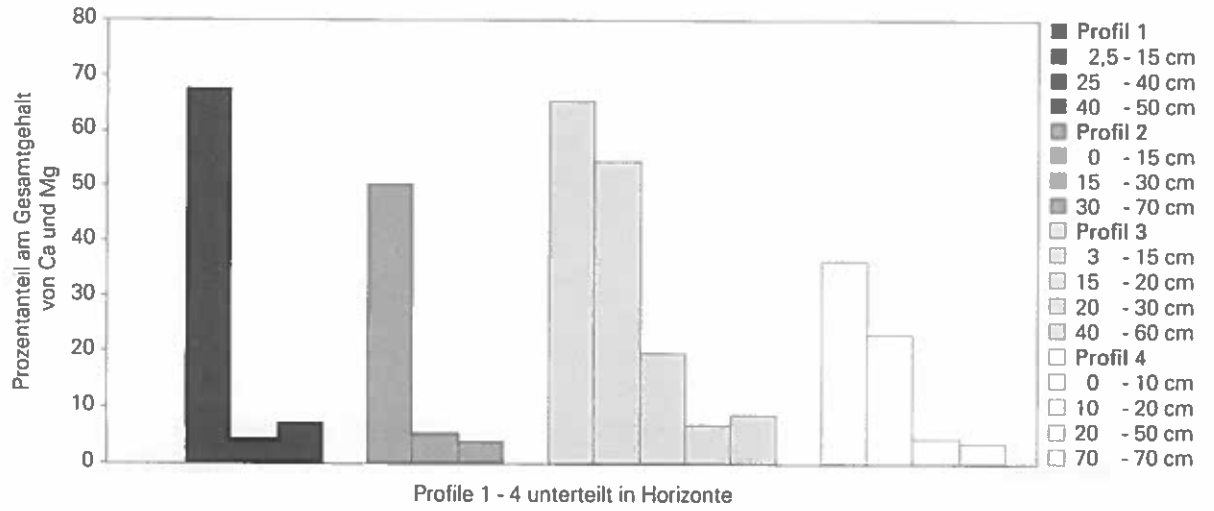
Calcium und Magnesium liegen in den beiden untersten Bodenschichten aller vier Messstellen als Carbonate vor: Die Carbonat**-Gehalte (vgl. Punkt 3.3.1) schwanken zwischen 800 und 900 g kg^{-1}. Berechnet man aus den Gesamtgehalten von Tabelle 2 den molaren Gehalt an Calcium und Magnesium, so sind die Anteile von Calcium an der Summe von Calcium und Magnesium im Unterboden nahezu ident: sie liegen zwischen 51,2 und 51,8 %.

Nicht das gesamte Calcium und Magnesium liegt als Carbonat vor. Stellt man das tatsächlich gefundene Carbonat dem theoretisch Wert einer 100 %-igen Bindung von Calcium und Magnesium als Carbonat gegenüber, so sind erwartungsgemäß in

Tab. 3:
Nährelementgehalte der Profile 1-4

	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}	Ca g kg^{-1}	Mg g kg^{-1}	Fe g kg^{-1}	% Ca+Mg nicht carbonatisch
Profil 1						
2,5 - 15 cm	0,67	1,3	21,6	11,6	23,2	67,8
25 - 40 cm	0,03	0,3	200,6	115,0	1,5	4,3
40 - 50 cm	0,00	0,3	201,2	116,0	0,0	7,1
Profil 2						
0 - 15 cm	0,93	0,9	103,0	51,7	11,8	50,3
15 - 30 cm	0,12	0,3	203,1	117,5	2,2	5,6
30 - 70 cm	0,06	0,3	213,8	121,0	1,8	3,9
Profil 3						
3 - 15 cm	0,49	1,1	10,7	8,4	26,7	65,4
15 - 20 cm	0,45	1,2	20,0	14,2	29,6	54,6
20 - 30 cm	0,32	0,8	87,7	53,9	19,1	19,8
40 - 60 cm	0,02	0,3	186,0	107,5	3,9	7,0
60 - 80 cm	0,09	0,3	204,1	117,2	3,6	8,6
Profil 4						
0 - 10 cm	0,97	1,0	65,9	34,5	18,7	36,3
10 - 20 cm	0,89	0,9	96,5	52,8	19,7	23,3
20 - 50 cm	0,46	0,5	153,1	88,2	8,9	4,4
50 - 70 cm	0,00	0,4	189,8	109,9	0,0	3,6

Abb. 1:
Prozentanteile des nicht karbonatisch gebundenen Ca und Mg am Gesamtgehalt von Ca und Mg



der obersten Bodenschichten erhebliche Anteile nicht carbonatischen Calciums und Magnesiums zu finden: Zwei Drittel (Messfläche 1 und 3), die Hälfte (Messfläche 2) und über ein Drittel (Messfläche 4) liegen in anderen Bindungsformen vor. In den unteren Tiefenstufen ist der nicht carbonatische Anteil deutlich geringer, er liegt häufig unter 5 %, jedenfalls aber deutlich unter 10 % (Abbildung 1). In der obersten Bodenschicht sind große Mengen der beiden Nährelemente, ähnlich wie Kalium und Phosphor, Bestandteil der organischen Substanz (Abbildung 1).

3.2.4 Eisen

Eisen nimmt bei der Pflanzenernährung eine Mittelstellung zwischen den Makro- und Mikronährelementen ein. Es kommt im Boden meist in großen Mengen (im Prozentbereich) vor, wobei die Gehalte mit der Bodentiefe zunehmen. Auf diesem Standort lassen jedoch die hohen Carbonatgehalte die sonst übliche Zunahme mit der Bodentiefe nicht zu. Auf Carbonatböden kann es zudem durch die Festlegung von Eisen als Carbonat oder Bicarbonat zu Eisenmangel („Kalkchlorose") kommen. Am Mühleggerköpfl ist jedoch wegen der hohen Humusgehalte in der obersten Bodenschicht Eisenmangel nicht zu erwarten.

3.5 Anionen

Da in der Literatur kaum vergleichbare Daten über Anionengehalte im Boden vorliegen, werden die Analysenergebnisse nur mit Werten der Forstlichen Bundesversusanstalt in Beziehung gesetzt.

3.5.1 Chlorid und Sulfat

Chlorid und Sulfat sind auf den Messstellen 1, 2 und 4 in mittelhohen Mengen zu finden. Wie bei fast allen anderen Parametern ist eine starke Abnahme mit der Bodentiefe zu verzeichnen. Die Messstelle 3 hat schon in der obersten Bodenschicht niedrige Gehalte, weshalb der Tiefengradient nicht besonders steil ist (Tabelle 4).

3.5.2 Nitrat und Nitrit

Deutlich höher als die Chlorid- und Sulfatgehalte sind auf den Messstellen 1, 2 und 4 die Nitrat- und Nitritgehalte; gleichzeitig ist der Tiefengradient (stark abnehmende Gehalten mit zunehmender Bodentiefe) deutlich ausgeprägt. Wie bei Chlorid und Sulfat unterscheidet sich Messstelle 3 durch vergleichsweise niedrige Gehalte und einem schwächeren Tiefengradienten von den anderen Messstellen (Tabelle 4).

Tab. 4:
Anionengehalte der Profile 1-4

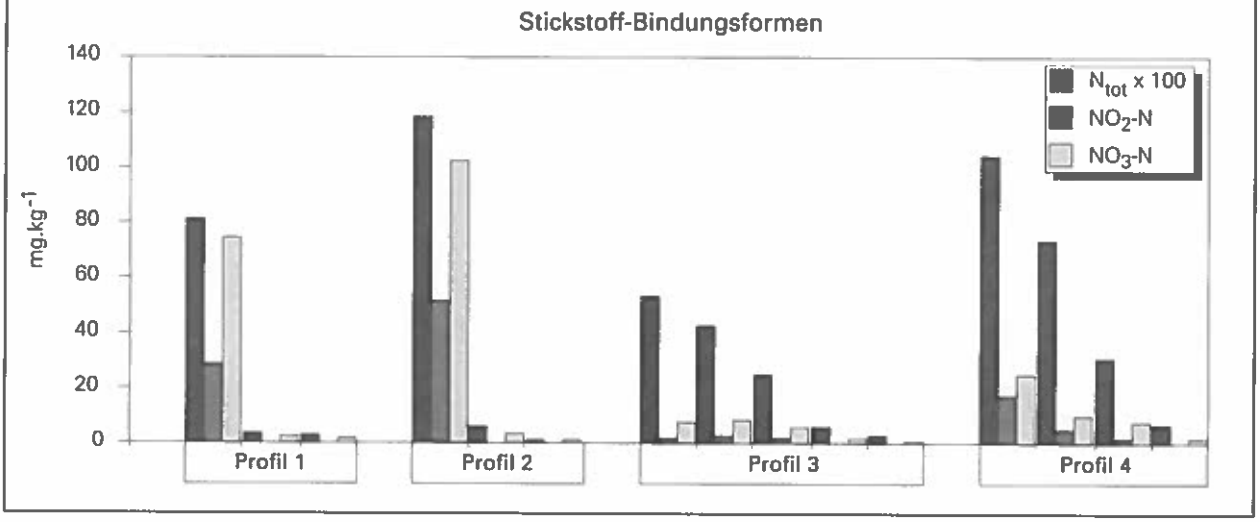
	Cl^- mg kg^{-1}	NO_2^- mg kg^{-1}	NO_3^- mg kg^{-1}	SO_4^- mg kg^{-1}
Profil 1				
2,5 - 15 cm	54,0	95,2	332,2	54,0
25 - 40 cm	1,7	0,0	13,1	2,1
40 - 50 cm	1,5	0,0	10,1	2,4
Profil 2				
0 - 15 cm	32,0	172,1	455,5	57,4
15 - 30 cm	1,5	0,0	15,2	2,9
30 - 70 cm	1,2	0,0	4,2	1,1
Profil 3				
3 - 15 cm	16,8	5,8	33,7	27,4
15 - 20 cm	14,6	10,5	38,7	18,8
20 - 30 cm	6,9	5,1	28,9	10,3
40 - 60 cm	1,8	0,0	10,0	3,1
60 - 80 cm	1,7	0,0	5,1	4,5
Profil 4				
0 - 10 cm	32,3	59,1	110,7	45,2
10 - 20 cm	15,8	16,9	47,4	30,6
20 - 50 cm	4,6	6,4	32,9	11,3
50 - 70 cm	1,7	0,0	9,2	2,9

Abbildung 2 zeigt die N-Komponenten in ihren Bindungsformen.

Die sehr hohen **Nitratgehalte** (über 100 bis über 450 mg kg^{-1}) im humusreichen Oberboden überraschen weniger als die hohen Nitritgehalte: Die Menge des Nitrit-Stickstoffs liegt zwischen rund 40 % (Messstelle 1) und 70 % (Messstelle 4) des Nitrat-Stickstoffs. Insgesamt beträgt der mineralische Anteil des Stickstoffs (NO_3 + NO_2, ohne das bei diesen pH-Werten in vernachlässigbaren Mengen vorkommende NH_4) am Gesamtstickstoff auf den Messsstellen 1 und 2 rund 1,3 %, auf den Messstellen 3 und 4 zwischen 0,2 % und 0,4 %.

Nitrit ist das Zwischenprodukt der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat und sollte sich im Boden, bei den vorliegenden nicht reduzierenden Bedingungen, nicht anreichern. Doch sind aus eigenen Untersuchungen hohe Nitritgehalte auch von anderen humusreichen Kalkböden bekannt. Es ist anzunehmen, dass die für die Nitrifikation optimalen pH-Werte zwischen 6,5 und 8 zu einer hohen

Abb. 2:
Stickstoff-Bindungsforman an den Profilen 1-4



Reaktionsgeschwindigkeit bei tragen. Es wird vermutet, dass nach der Probenahme und somit beginnender (Aus-)Trocknung, die erste Phase der Nitrifikation von NH_4^+ zu NO_2^- durch das Bakterium Nitrosomas weniger gehemmt wird und länger abläuft als die zweite Phase der Nitrifikation von NO_2^- zu NO_3^- durch das Bakterium Nitrobacter. Dadurch kann bei hohen Ausgangsgehalten an Gesamtstickstoff (> 1000 mg g^{-1}) eine messbare Anreicherung an Nitrit entstehen. Diese Hypothese wird im weiteren durch gezielte Untersuchungen geprüft werden.

Literatur

AMPFERER O. 1950: *Geologische Karte des Östlichen Karwendel.* Wagner´sche Universitätsbuchhandlung, Innsbruck.

CIESLAR A. 1899: *Welche Erfahrungen liegen vor über die Beschädigung der Wälder durch den Rauch industrieller Unternehmungen und Gewerbe?* Österr. Vierteljahresschrift für Forstwesen 49 (2), 190-203.

ECKHART G. 1983: *Schlag nach bei Cieslar.* Allgem. Forstzeitung 94 (9), 224.

ENGLISCH M. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil III: Atmogene Hauptnährstoffe.* Mitt. Forstl. BVA 168, 45-58.

ENGLISCH M. 2001: *Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

FEICHTINGER F. & SCHEIDL A. 2001: *Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse.* FBVA-Berichte, dieser Band.

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.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (Hrsg.), 1998: *ISO 13878: Determination of total nitrogen content by dry combustion („elemental analysis").*

HERMAN F. 1992: *Das Projekt „Höhenprofil Zillertal".* FBVA-Berichte 70, 7-12.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern - Schwerpunkt Rhizosphäre.* FBVA-Berichte 87.

HERMAN F. & SMIDT S. (Hrsg.) 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen.* FBVA-Berichte 94.

KALINA M.F., STOPPER S., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 2001: *Eintrag von Stickstoffverbindungen durch nasse, trockene und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen (Mühleggerköpfl, 920 m und Christlumkopf, 1758 m).* FBVA-Berichte, dieser Band.

MUTSCH F. 1992: *Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil IV: Lithogene Hauptnährstoffe.* Mitt. Forstl. BVA 168, 59-88.

ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (Hrsg.), 1993: *ÖNORM L 1092: Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung wasserlöslicher Stoffe.*

ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (Hrsg.), 1999: *ÖNORM L 1080: Chemische Bodenuntersuchugen – Bestimmung des organischen Kohlenstoffs durch trockene Verbrennung; ÖNORM L 1083: Chemische Bodenuntersuchugen – Bestimmung der Acidität; ÖNORM L 1084: Chemische Bodenuntersuchugen – Bestimmung von Carbonat; ÖNORM L 1085: Chemische Bodenuntersuchugen – Säureextrakt zur Bestimmung von Nähr- und Schadelementen.*

PONETTE Q., ULRICH E., BRETHES A., BONNEAU M. & LANIER M. 1997: *RENECOFOR – Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau.* Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques (Hrsg.).

VANMECHELEN L., GROENEMANS R. & VAN RANST E. 1997: *Forest Soil Condition in Europe – Results of a Large-Scale Survey.* United Nations Economic Commission for Europe, European Commission. Prepared by: Forest Soil Co-ordinating Centre. Brussels, Geneva.

Verfasser: Dr. Franz Mutsch
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: franz.mutsch@fbva.bmlf.gv.at

Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse

F. Feichtinger & A. Scheidl

Institut für Kulturtechnik, Petzenkirchen

Kurzfassung. Im Projekt „Risikofaktoren für Waldökosysteme" werden am Mühleggerköpfl in Achenkirch/Tirol die Wasser- und Stickstoffflüsse an der Bodenoberfläche und die Versickerung in den Untergrund bestimmt. An einem Hangquerprofil werden kontinuierlich Oberflächenabfluss und Bodenwasserhaushalt erfasst und Bodenlösung zur Quantifizierung der Inhaltsstoffe gewonnen. Die Bodentemperatur wird mit erhoben.

In einer Wasserbilanz für das Jahr 1998 beträgt der Oberflächenabfluss ~ 5 % des Jahresniederschlages (1247 mm) und spielt somit eine untergeordnete Rolle im Wasserkreislauf. Die Verdunstung liegt mit 350 mm bei etwa 30 % der Niederschlagssumme und mit 830 mm versickern etwa zwei Drittel des Jahresniederschlages in den Untergrund. Die vom Niederschlag gespeisten Hauptpfade sind somit die Verdunstung und die Versickerung.

Schlüsselworte: Wald, Oberflächenabfluss, Versickerung, Bodentemperatur, Bodenlösung

Abstract. [Estimating Seepage Loads Based on Measurements of Soil Water Dynamics: Methods, Experimental Design and First Results.] Within the project „Ecosystematic Studies in the Limestone Alps" the fluxes of water and nitrogen at the Mühleggerköpfl are to be quantified for surface runoff and deep percolation. At a cross section of a slope, surface runoff, soil water dynamics and soil temperature are measured continuously and soil solution is collected to determine the dissolved components.

First results show that surface runoff is of secondary importance for the water balance and that the main fluxes caused by precipitation are evapotranspiration and deep percolation.

Keywords: Forest, surface runoff, deep percolation, soil temperature, soil solution

1 Einleitung

Ende der 70er Jahre warfen großflächige Forstschäden die Frage auf, inwieweit Luftverunreinigungen zur Gefährdung von Waldökosystemen beitragen. Dies war auch Anlass des 1983 von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt begonnenen interdisziplinären Projektes „Ökosystemare Studie in einem innneralpinen Tal; Höhenprofil Zillertal" (Forstliche Bundesversuchsanstalt 1992). Von selber Stelle wurde ab 1990 in einem erweiterten Umfang die thematische Fortführung im kalkalpinen Raum vorangetrieben („Ökosystemare Studie im Kalkalpin; Höhenprofile Achenkirch"; Herman 1992) und im Herbst 1997 am Mühleggerköpfl um das Modul „Stickstoff-Flüsse an einem kalkalpinen Standort" erweitert. Damit soll für die Kalkalpen der Wissensstand über das Zusammenwirken von atmosphärischen Einträgen, Oberflächenabfluss, Vegetationsentzug, Speicherung und Umsetzung im Boden und Tiefensickerung vertieft werden (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau 1997).

Der Boden als oberste Verwitterungsschicht der Erde ist essentieller Wasser- und Nährstoffträger für die Vegetation und nimmt somit eine zentrale Rolle im globalen Wasser- und Stickstoffkreislauf ein (Blum & Radler 1988). Einträge aus der Atmosphäre werden entsprechend der Retentionskapazität des Bodens entweder von diesem gespeichert oder versickern der Schwerkraft folgend in den Untergrund. Ausgenommen davon sind jene Frachten, die infolge Oberflächenabfluss nicht in den Boden gelangen. Jedenfalls ist dieser Bereich zwischen Geländeoberfläche und aufgelockertem Gesteinsuntergrund vielfach von geringer Mächtigkeit, jedoch von meist hoher Dynamik. Zu dessen Bewertung wurden Messprogramme zur Beschreibung des Wasserhaushaltes (Vogelsanger 1983; Benecke 1984) und von Stickstoffflüssen (Beese 1986; Büttner 1996) durchgeführt, wurden sowie Algorithmen justiert (Feistel et al. 1996) und Klassifizie-

rungssysteme vorgeschlagen (GAUER 1996). In verstärktem Maße wurden Modellrechnungen (JANSEN et al. 1995; KENNEL 1996; SIMUNEK et al. 1996) angewendet.

Ziel dieser Untersuchungen ist es, im Rahmen des Gesamtprojektes für den Bereich von der Geländeoberfläche bis zum Übergang in den verwitterten Felsuntergrund die Wasserflüsse, die daran gekoppelten Stickstoffflüsse und die prozess-steuernde Bodentemperatur zu quantifizieren. Darauf aufbauend sollen die Bilanzglieder Oberflächenabfluss und Tiefensickerung unter Berücksichtigung der Verdunstung dargelegt werden. Die gewonnenen Bodenlösungen und Oberflächenabflüsse werden zur stabil-isotopischen Analytik verwendet, um Pfade und Flüsse zwischen verschiedenen Stickstoffpools zu identifizieren (HABERHAUER et al. 2001). Datenmaterial zur Bilanzierung der Stoffflüsse wird bereitgestellt (JANDL 2001).

2 Material und Methode

Zur Bewertung der Menge und der Zusammensetzung des Bodenwassers hat KASTANEK (1995) das sogenannte „virtuelle Lysimeter" empfohlen; dieses wurde am Mühleggerköpfl realisiert. Die Wasseranteile und die Matrixpotentiale wurden im Boden zeitlich und räumlich aufgelöst gemessen und parallel dazu die Bodentemperaturen erfasst. In gleicher räumlicher Auflösung wurde Bodenlösung für die chemische Analytik gewonnen. Aus den Gehalten im Bodenwasser und der Wasserbewegung wurden die Frachten der im Bodenwasser gelösten Inhaltsstoffe berechnet. Ein solches Vorgehen ist sowohl für landwirtschaftlich genutzte Flächen (WEISSKOPF & ZIHLMANN 1994; MURER 1995; STENITZER 1997) als auch für Waldgebiete (HOLZMANN & SEREINIG 1997) erprobt. Der laufende Betrieb von vier lokal getrennten Messprofilen soll Einblick in die kleinräumige Variabilität der Untersuchungsfläche geben. Der Oberfächenabfluss wurde mit einer separaten Ausstattung quantifiziert.

2.1 Lage der Messstellen, Versuchsübersicht

Am Nordhang des Mühleggerköpfls wurde ein Kleineinzugsgebiet ausgewählt (HERMAN et al. 2001), welches von ENGLISCH (2001) detailkartiert wurde. Die dabei erhobene mittlere Schlag-bohrer-Gründigkeit (Abbildung 1) entspricht etwa dem Bereich von Geländeoberkante bis Oberkante des verwitterten Grundgesteins.

Mit dem Ziel einer möglichst gleichen Gründigkeit an den Messprofilen wurde auf der gemäß Abbildung 1 auf der Gitternetzlinie 22 (y-Achse in Abbildung 1) in den Knoten mit den Gitternetzlinien 2, 6, 10 und 14 (x-Achse in Abbildung 1) jeweils ein Messprofil (M1, M2, M3 und M4) angelegt.

Zwischen diesen vier Messprofilen sind, wie in Abbildung 2 skizziert, quer zum Hang durchgehend Rinnen zur Erfassung des Oberflächenabflusses installiert (OA1, OA2, OA3). Sämtliche Messleitungen wurde in 30-50 cm Tiefe verlegt und münden in den Messcontainer, der etwa 20 m hangabwärts aufgebaut wurde. Die Messwerterfassung erfolgte zur Gänze in diesem Messcontainer. Das Geländeniveau liegt im Bereich des Messcontainers etwa 3,5 m unter jenem von M1, M2, M3 und M4 (Abbildung 2).

Abb. 1:
Mittlere Schlagbohrer- Gründigkeit (ENGLISCH 2001) und Lage der Messprofile

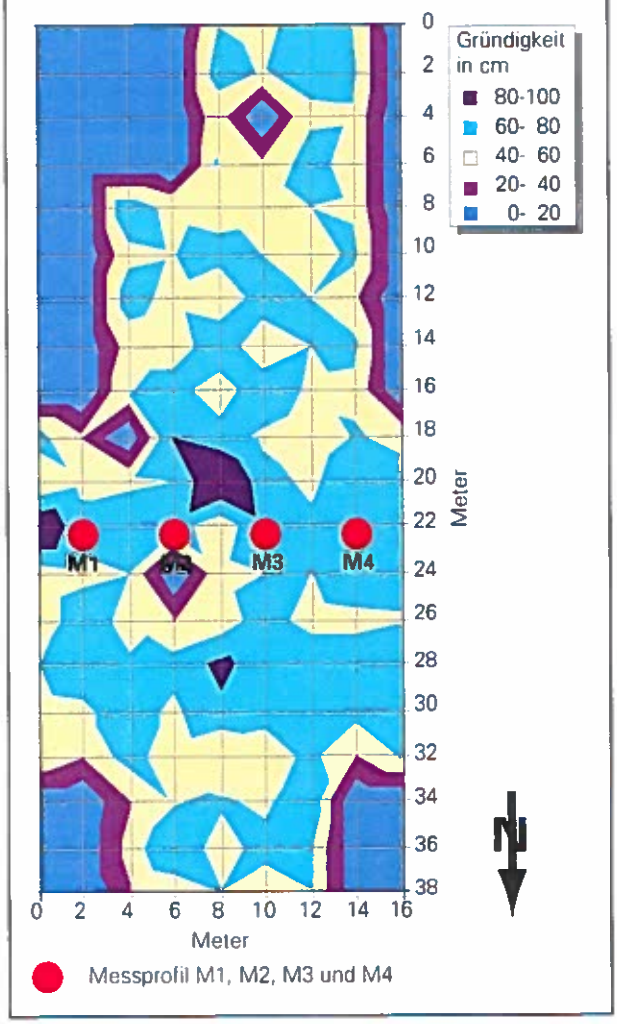
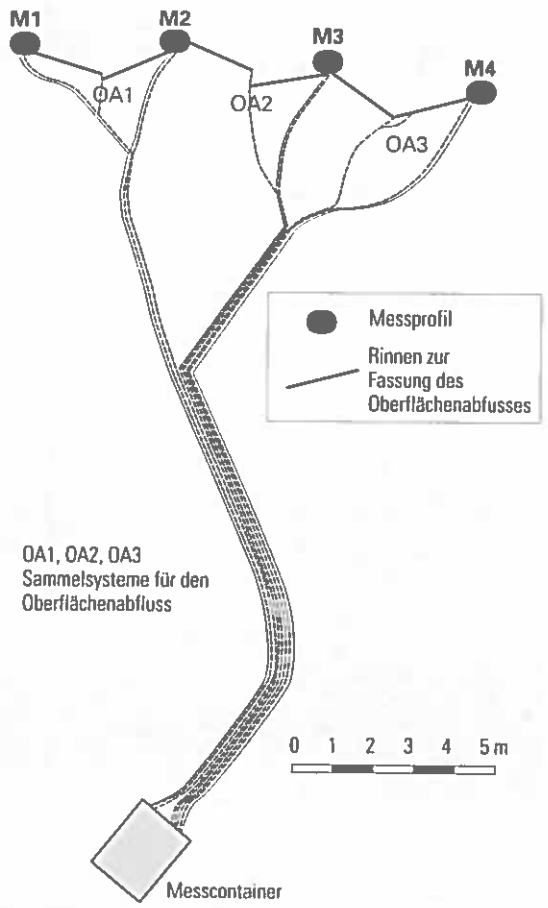


Abb. 2:
Versuchsanordnung zur Quantifizierung von Bodenwasserhaushalt, Bodentemperatur, Oberflächenabfluss und zur Gewinnung von Bodenlösung



An den vier Messprofilen wurden der Wasseranteil, das Matrixpotential und die Temperatur im Boden in den Tiefen 5, 15, 25 und 50 cm kontinuierlich gemessen. Die Bodenlösung wurde in denselben Tiefen über Saugkerzen jeweils über zwei Wochen gewonnen. Zur Bestimmung des Wasseranteils wurden Sensoren zweier Fabrikate (Vitel-Sonden, Theta-Sonden) verwendet. Das Matrixpotential im Boden wurde mittels zweier Typen von Gipsblöcken (Waterwise, Watermark) gemessen. Die genannten Fühler wurden von einer Profilgrube (~ 50 cm breit, bis 80 cm tief u. GOK) in die hangaufwärts gelegene Profilwand installiert. Die Lage der einzelnen Fühler an den vier Messprofilen ist in Abbildung 3 schematisch dargestellt (Blickrichtung nach Süden).

2.2 Bodenaufbau an den Messprofilen

Die vier Messprofile sind in Abbildung 4 wiedergegeben. Zu den Kennzahlen der Bodeneigenschaften siehe MUTSCH (2001).

2.3 Messprinzipien

2.3.1 Wasseranteil

Die Bestimmung der Wassermenge als Funktion der Dielektrizitätskonstante (K) ist heute Grundlage fast jeder nicht destruktiven Wasseranteilsmessung im Boden (TOPP et al. 1980; WEGEHENKEL et al. 1990; ROTH et al. 1992; MALICKI et al. 1996). Die Dielektrizitätskonstante wird dabei entweder über die Laufzeit einer elektromagnetischen Welle (Time Domain Reflectometry, TDR), über das Abgreifen einer stehenden elektromagnetischen Welle (Frequency Domain Reflectometry, FDR) oder durch Kapazitätsbestimmung (Kapazitätssonden) gemessen (ROTH et al. 1990; SCHERZER et al. 1996; CHANZY et al. 1998; HUWE 1999). Der Einsatz solcher Instrumente ist in mineralischen und organischen Mate-

Abb. 3:
Lage der Messfühler an den vier Profilen

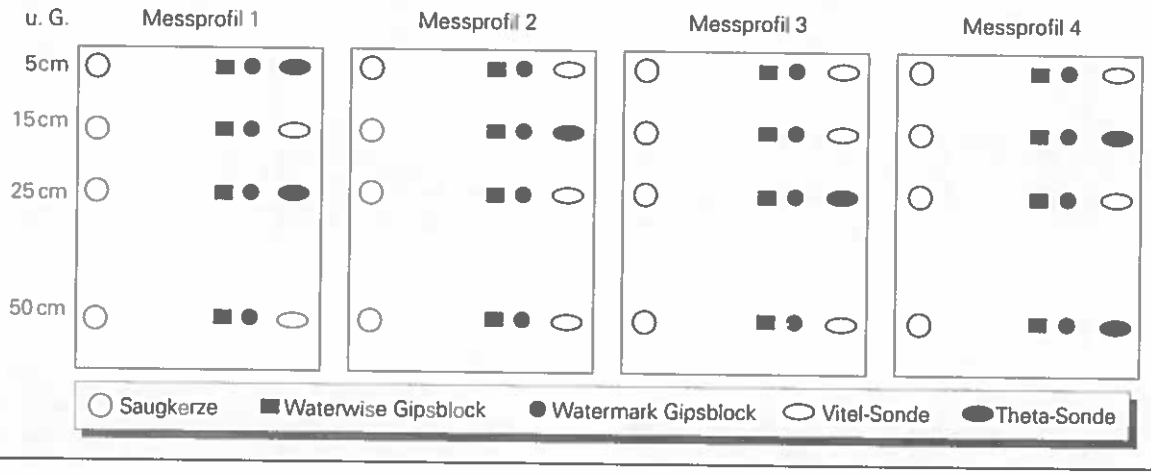
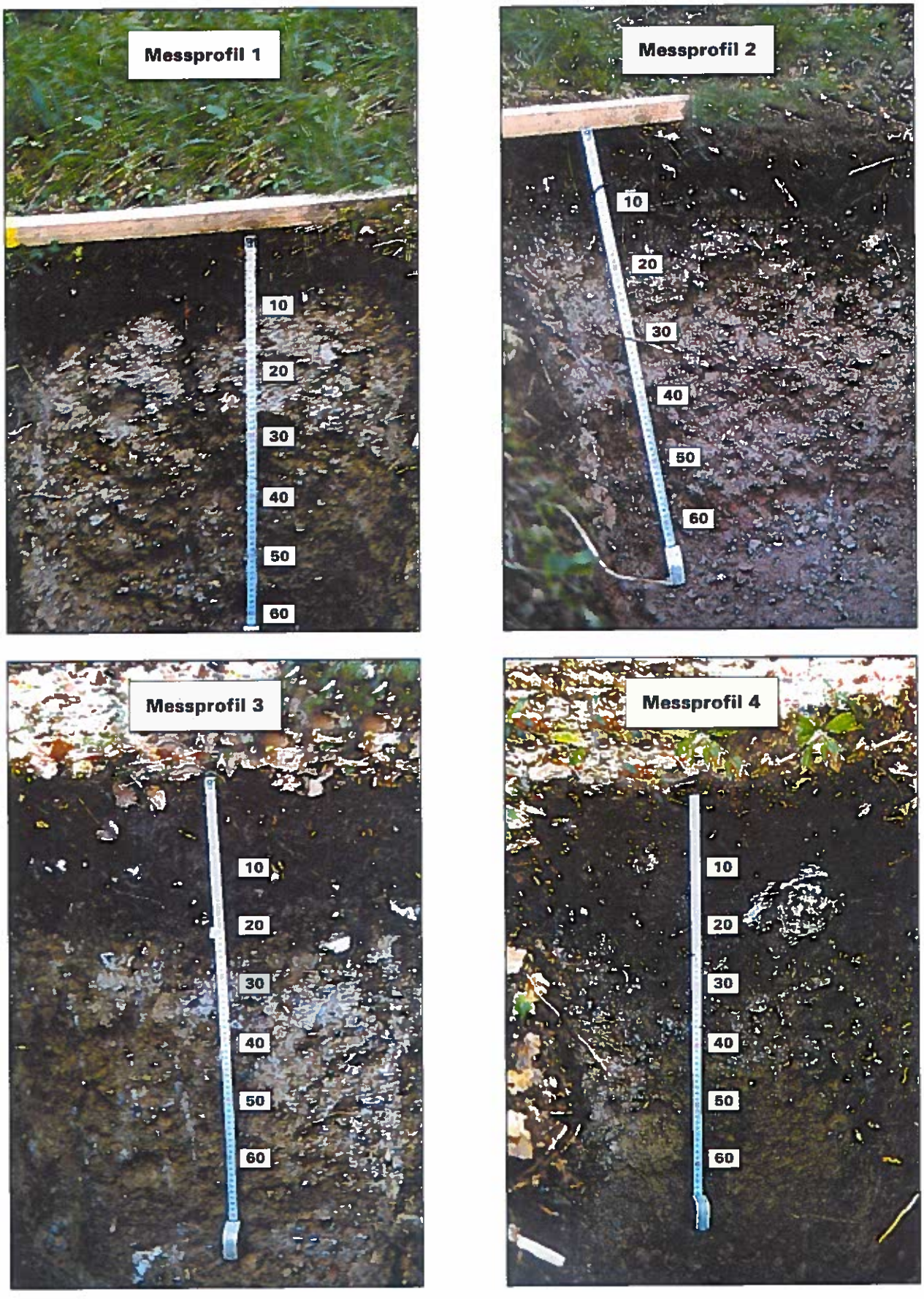


Abb. 4:
Bodenaufbau an den Messprofilen 1 bis 4



rialien wie auch bei höherem Skelettanteil und im Forstbereich erprobt (DRUNGIL et al. 1989; SCHAAP et al. 1996; LOISKANDL & KLIK 1998). Im gegenständlichen Projekt werden unter Berücksichtigung von Kosten- und Leistungsvergleichen zu verschiedenen Sensoren (LOISKANDL & KLIK 1998; SCHMITZ & KUYPER 1998) Vitel-Sonden und Theta-Sonden verwendet. Die Theta-Sonden beruhen auf dem FDR-Prinzip und die Vitel-Sonden sind Kapazitätssonden. Nachdem zu beiden Sensoren keine eigenen Erfahrungen vorliegen, werden die zwei Fabrikate zu deren Gegenprüfung eingesetzt.

Die Theta-Sonden wurden von der Firma Delta-T Devices Ltd. (Cambridge, U.K.), die Vitel-Sonden von der Firma Vitel Inc. (VA, USA) bezogen. Die aus den Mess-Signalen erhaltenen Dielektrizitätskonstanten werden entsprechend Gleichung 1 in Wasseranteile (θ, $m^3\ m^{-3}$) umgerechnet:

$$\theta = a+b\cdot K+c\cdot K^2+d\cdot K^3 \quad \text{(Gleichung 1)}$$

Die Polynomkoeffizienten a, b, c und d sind Tabelle 1 zu entnehmen, wobei eine Differenzierung nach den beiden Fühlertypen und nach humosem Oberboden und mineralischem Untergrund vorgenommen ist. Für die Theta-Sonden sind die Firmenangaben zu obiger Beziehung mit Literaturdaten und einer standörtlichen Justierung abgestimmt. Für die Vitel-Sonden liegt ein Abgleich von Literatur- und Firmenangaben zugrunde.

2.3.2 Bodentemperatur

Im Messkopf der Vitel-Sonden ist ein vom Erzeuger kalibrierter Thermistor integriert, mit dem die Bodentemperatur (T) gemessen wird. Berechnet wird die Temperatur im Boden anhand des Messsignals auf Pin 4 (elektrische Gleichspannung, V) nach Gleichung 2:

$$T = 73{,}49 - 19{,}13\cdot V \quad \text{(Gleichung 2)}$$

2.3.3 Matrixpotential

Das Matrixpotential im Boden kann mit Tensiometern und mit Gipsblöcken (SEESSELBERG 1989; TULLER et al. 1997) bestimmt werden. Letztere decken den Messbereich der Tensiometer fast vollständig ab (ELDREDGE et al. 1993) und sind wartungsextensiver als Tensiometer. Im Projekt wurden zwei Typen von Gipsblöcken verwendet, die unterschiedliche, jedoch überlappende Messbereiche aufweisen. Für den Messbereich ~ 50 hPa bis 1500 hPa wurden Gipsblöcke der Marke Watermark verwendet. Der Messbereich ~ 400 hPa bis 15000 hPa wurde von Gipsblöcken der Marke Waterwise abgedeckt. Eine Temperaturkompensation erfolgte anhand der mit den über die Vitel-Sonden erhobenen Bodentemperaturen. Alle Gipsblöcke wurden vor dem Einbau mit der im Feldbetrieb verwendeten Messbrücke und Datenerfassung kalibriert.

Tab. 1:
Polynomkoeffizienten zu Gleichung 1

		a	b	c	d
Vitelsonde	Mineralboden	- 9,791E-2	3,850E-2	- 1,174E-3	1,631E-5
	Humoser Oberboden	- 1,569E-2	3,100E-2	- 5,561E-4	5,114E-6
Thetasonde	Mineralboden	- 1,690E-1	4,163E-2	- 1,306E-3	2,139E-5
	Humoser Oberboden	- 8,987E-2	4,823E-2	- 1,661E-3	2,647E-5

Folgende Sonden werden gemäß Abbildung 3 nach der θ-K-Beziehung für humosen Oberboden ausgewertet:

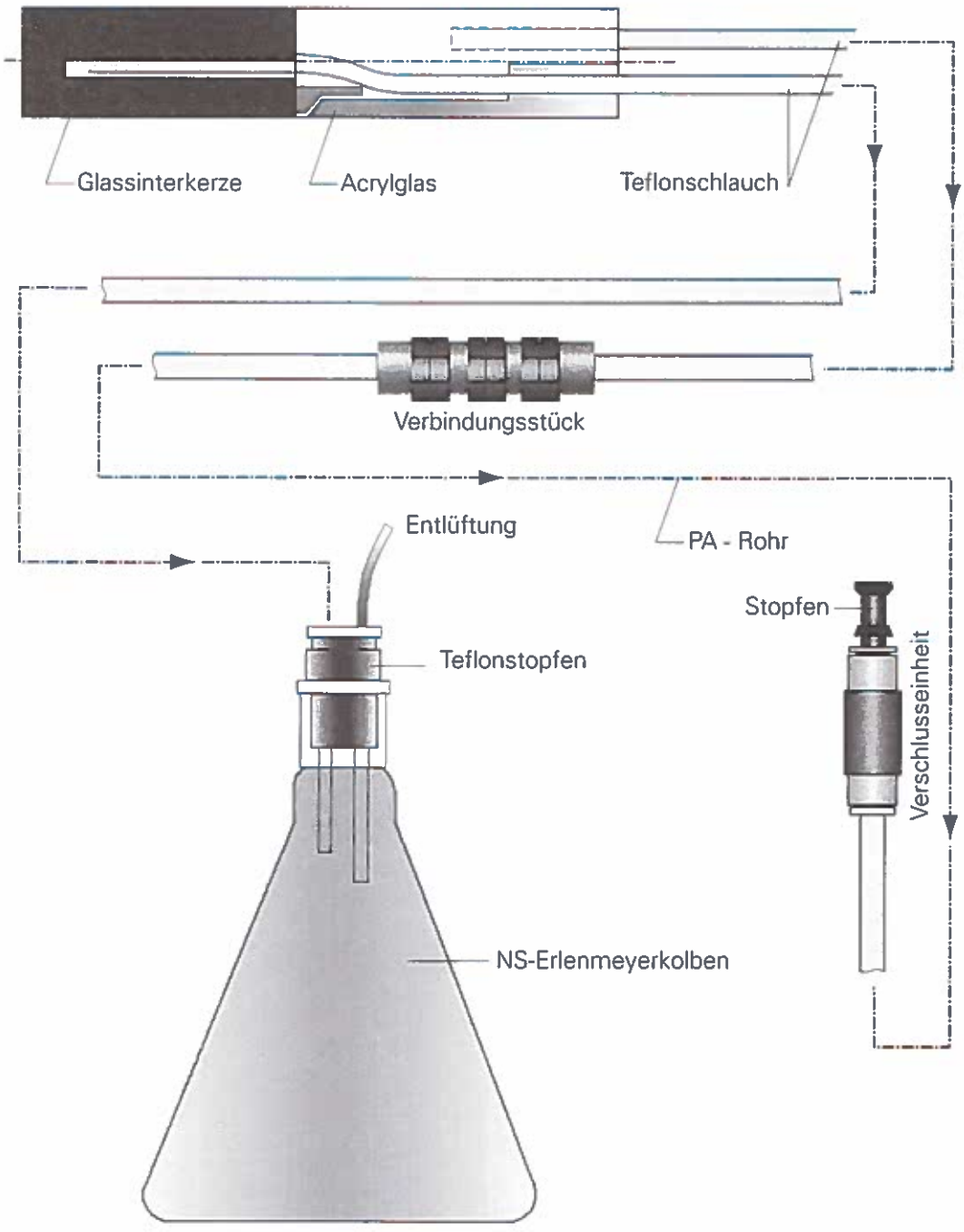
- M1: 5 cm
- M2: 5 cm
- M3: 5 und 15 cm
- M4: 5, 15 und 25 cm

Die übrigen Sonden wurden nach dem „Mineralboden" bewertet. Diese Zuordnung wurde anhand der Sondenlage und der Reaktionsintensität der K-Werte vorgenommen.

2.3.4 Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugkerzen

Für die Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugkerzen (GROSSMANN et al. 1987; WILLIAMS & LOED 1997) stehen Glas-Sinterkerzen (Fa. ROBU-Glas), deren Poren bis zu einem Matrixpotential von 400 hPa vollständig mit Bodenlösung gefüllt sind, mit der Bodenmatrix und Bodenlösung in Kontakt. Von jeder Glassinterkerze führen zwei Teflonschläuche zum Messcontainer. Einer dient der Probengewinnung, der andere ist zum Befüllen des Systems notwendig. Durch Anlegen von Unterdruck wird über die Sinterkerzen und die Transportleitungen

Abb. 5:
Systemskizze zur Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugkerzen

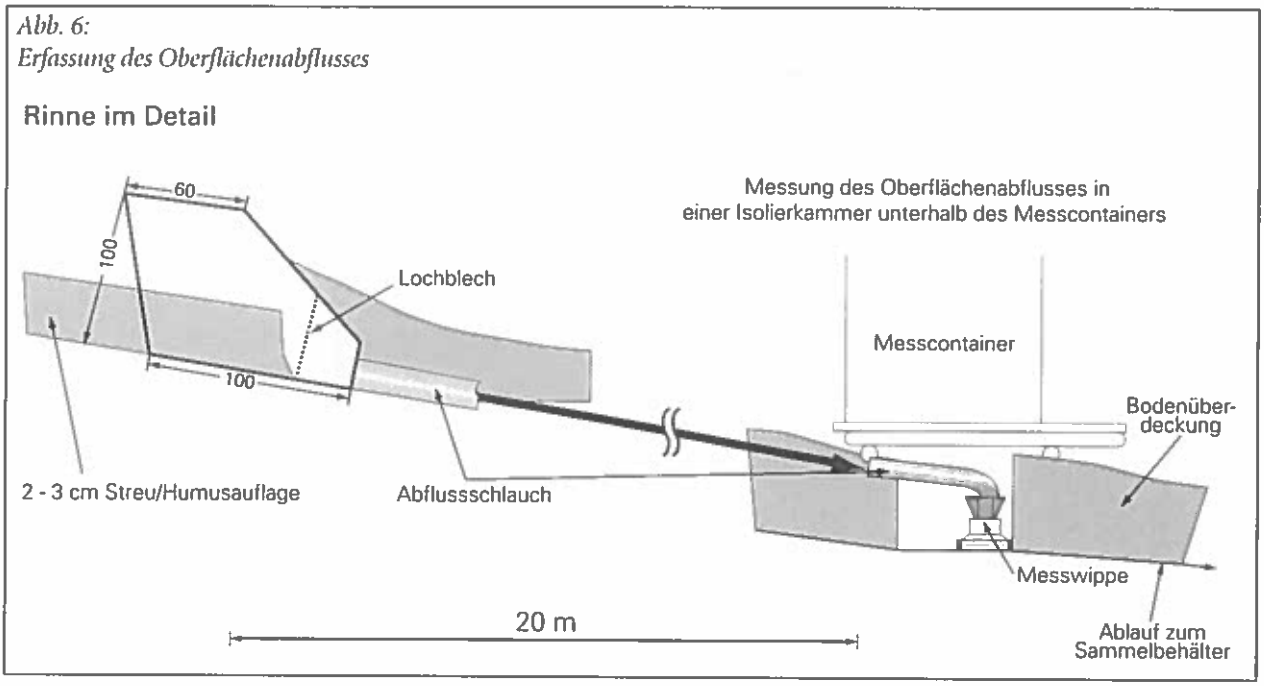


Bodenlösung in den Sammelkolben gefördert. Am Mühleggerköpfl wird bei wassergefülltem Teflonschlauch die Höhendifferenz von ~ 300 cm zwischen den Saugkerzen und den Sammelkolben zum Unterdruckaufbau genutzt (Abbildung 5).

2.3.5 Oberflächenabfluss

In Anlehnung an die Vielfalt der Mess-Systeme zur Ermittlung des Oberflächenabflusses (KLAGHOFER 1985; FOGLE & BARFIELD 1993; SEYFARTH et al. 1993; KHAN & ONG 1997) wurde am Mühleggerköpfl ein in Abbildung 2 generell und in Abbildung 6 im Detail skizziertes Sammelsystem installiert. Das System besteht aus zwei 2 m langen Auffangrinnen aus Chrom-Nickel-Stahl, wobei jede Rinne an beiden Seiten mit einer Platte verschlossen ist. Am tieferliegenden, seitlichen Ende der Rinne befindet sich der Ablauf, woran ein Schlauch befestigt ist, der

Abb. 6:
Erfassung des Oberflächenabflusses



in eine Isolierkammer (frostfreie Installation) unterhalb des Messcontainers zu einer Doppelwippe führt. Die Quantifizierung des Oberflächenabflusses erfolgt durch Zählung der Wippenimpulse. Ein Wippenimpuls entspricht einer Menge von 5 ml. Der Oberflächenabfluss wird nach Passage der Wippen einem Sammelbehälter außerhalb des Messcontainers zugeführt.

2.3.6 Messwerterfassung

Die Gipsblöcke und die Sensoren zur Wasseranteilsmessung werden mittels eines HP-Interface-Loop-Systems kontinuierlich erfasst, was bei Wasserhaushaltsuntersuchungen bereits Anwendung gefunden hat (WEGEHENKEL et al. 1990). Das Steuergerät ist ein programmierbarer Taschenrechner (HP-41CX), der drei in Serie geschaltete 30-Kanal-Multiplexer, ein Multimeter, ein Diskettenlaufwerk und einen Printer treibt. Die Ansprache der Sensoren erfolgt - gesteuert vom HP-41CX - über die Multiplexer, den Messwert liefert das Multimeter und die Datenablage erfolgt auf Diskette mit Fühleridentifikation, Datum/Uhrzeit und Messwert. Der parallele Print geschieht aus Sicherheitsgründen. Die Wippenimpulse zur Quantifizierung des Oberflächenabflusses werden von einem DL2e-Logger (Fa. DELTA-T Devices) kontinuierlich registriert, intern gespeichert und zur Weiterverarbeitung mittels Laptop ausgelesen. Die Messwerterfassung und -ablage geschieht sowohl am HP-System als auch am DL2e-Logger im 4-Stunden-Intervall, beginnend um 0.00 Uhr.

Die Gewinnung der Bodenlösung mit Saugkerzen und der Sammelprobe des Oberflächenabflusses erfolgt jeweils über einen Zeitraum von zwei Wochen. Die Manipulation und Protokollierung erfolgt dazu händisch.

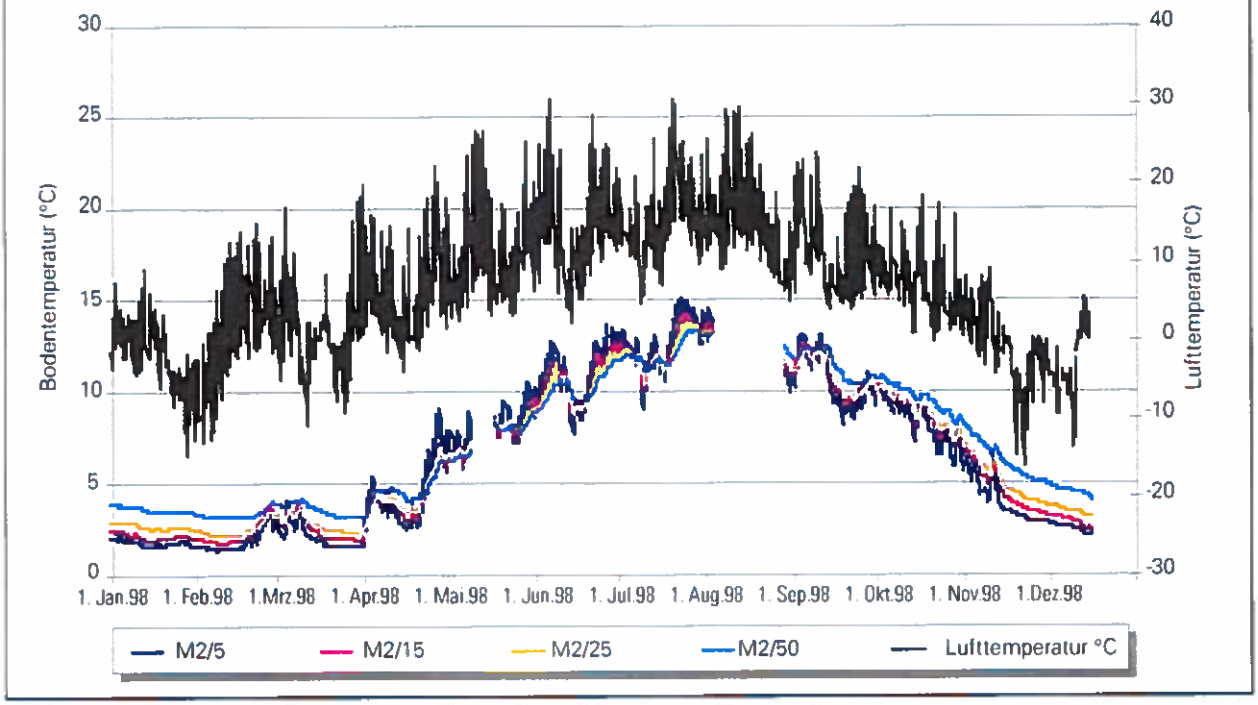
3 Erste Ergebnisse

In Abbildung 7 sind die Ergebnisse der Boden- und Lufttemperaturmessung 1998 dargestellt (4-Stunden-Intervall, Beginn 0.00 Uhr), wobei eine unterschiedliche Skalierung verwendet wurde. Dargestellt sind die Bodentemperaturen des Messprofiles 2. Für die Bodentiefe 15 cm ist das arithmetische Mittel aus Messprofil 1 und 3 herangezogen, da ausschließlich die Vitel-Sonden Messwerte zur Bodentemperatur liefern und diese in dieser Tiefe im Profil 2 fehlen.

Ein typischer Jahresgang sowohl für die Lufttemperaturen als auch für die Bodentemperaturen ist ebenso ersichtlich wie die Dämpfung der Temperaturamplitude mit zunehmender Bodentiefe. Trotz deutlicher Lufttemperaturen unter Null (Jänner/Februar 1998 und November 1998) wurde im Boden jedoch stets eine positive Temperatur registriert.

In Abbildung 8 sind die Tagesgänge der Luft- und Bodentemperaturen vom 1.-10.6.1998 dargestellt. Der mit fortschreitender Bodentiefe zeitlich verschobene und gleichzeitig gedämpfte Temperaturverlauf wird deutlich. Für die obersten drei Dezimeter liegt die Zeitverzögerung bei ~ 3,3 Stunden pro dm.

Abb. 7:
Lufttemperatur und Bodentemperaturen im Jahr 1998

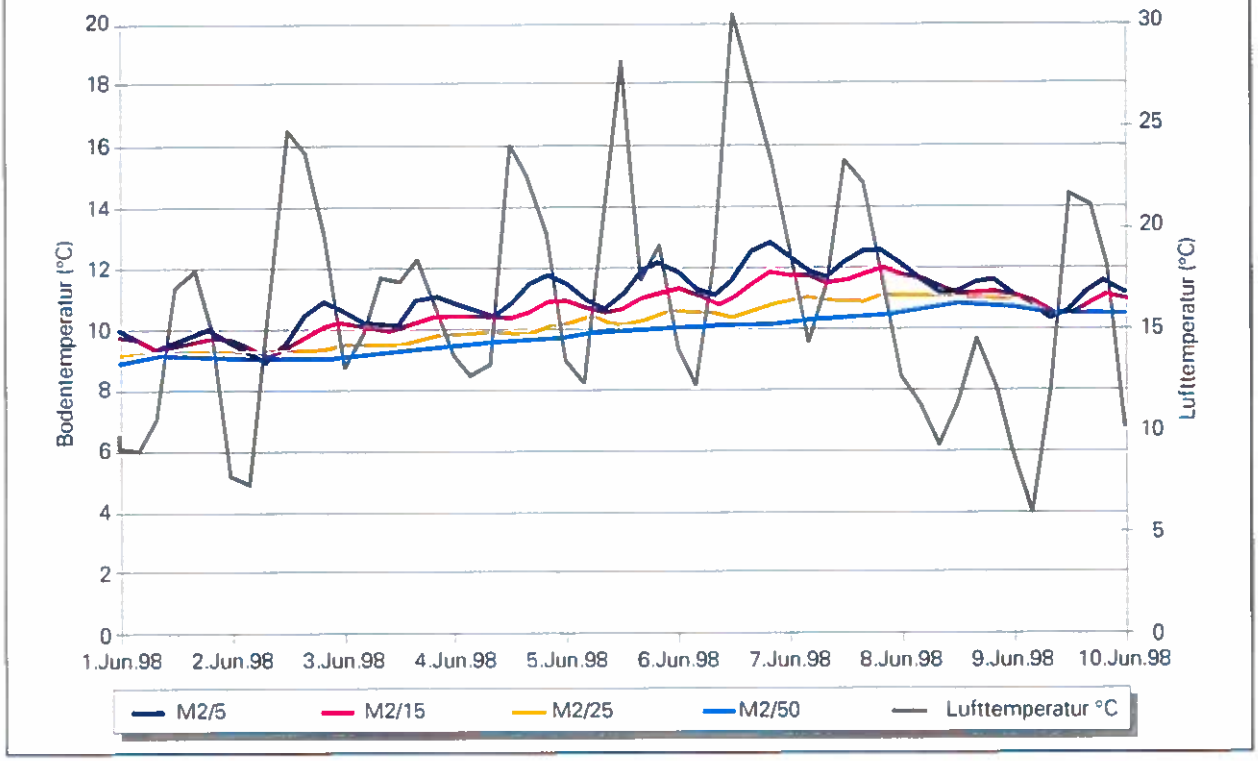


Eine erste grobe Abschätzung der Wasserbilanz für das Jahr 1998 wurde unter Einbindung von Niederschlag, Oberflächenabfluss, Verdunstung, Wasservorratsänderung im Boden und Versickerung angestellt.

Als jene Wassermenge, die tatsächlich an der Bodenoberfläche anlangte, ging der **Kronendurchlass** (SMIDT 2001) in die Bilanzierung ein.

Die an den drei Rinnen OA1, OA2 und OA3 zur Erfassung des **Oberflächenabflusses** gemessenen

Abb. 8:
Tagesgänge der Luft- und Bodentemperaturen in der Zeit 1. – 10. Juni 1998



Wassermengen wurden gemittelt und in Anbetracht der geringen Mengen vorerst mit einem Einzugsbereich von 0,1 m hangaufwärts der Rinnen in Millimeter Oberflächenabfluss umgerechnet; aufgrund eines Geräteausfalles liegen für die Zeiträume 1.1.-25.2.1998, 4.3. – 9.3.1998 und 2.7. – 7.7.1998 keine Daten vor.

In Anlehnung an ERNSTBERGER (1987) wurde mit den für einen Buchen/Fichten-Mischwald genannten HAUDE – Faktoren die potentielle Evapotranspiration berechnet, welche aufgrund des hohen Niederschlagsangebotes in erster Näherung der aktuellen **Verdunstung** gleichgesetzt wurde.

Zum **Wasservorrat im Boden** wurden die Wasseranteile von den vier Messprofilen für jede Tiefe gemittelt und mit diesen Mittelwerten die im Boden von 0 - 55 cm gespeicherte Wassermenge berechnet; dabei ist die Gültigkeit des Wasseranteiles aus 5 cm der Tiefenstufe 0 - 10 cm zugeordnet, wie für 15, 25 und 50 cm die Bereiche 10 - 20, 20 - 35 und 35 - 55 cm gültig sind.

Die **Versickerung** wurde bilanziert aus: Bestandesniederschlag minus Oberflächenabfluss minus Änderung des Bodenvorrates minus Verdunstung.

In Abbildung 9 sind die akkumulierten Werte für den Kronendurchlass, für die Verdunstung nach HAUDE, für den Oberflächenabfluss und für die Versickerung ausgewiesen.

Demnach betrug 1998 die Summe des Kronendurchlasses 1247 mm. Der Oberflächenabfluss ist mit 60 mm ausgewiesen und stellt mit ~ 5 % des Kronendurchlasses offensichtlich eine vernachlässigbare Größe in der Wasserbilanz dar. Diese untergeordnete Rolle des Oberflächenabflusses steht im Einklang mit den Angaben von HOLZMANN & SEREINIG (1997). Mit 830 mm versickerten etwa zwei Drittel des Kronendurchlasses in den Untergrund und mit ungefähr 350 mm liegt die Verdunstung bei ~ 30 % des Kronendurchlasses Bezüglich der vom Niederschlag initiierten Wasserflüsse sind jedenfalls die Versickerung in den Untergrund und die Verdunstung die Hauptpfade; der Oberflächenabfluss hat nur geringfügige Bedeutung.

Die Saugspannungsmessungen mittels Gipsblöcken sollten gemeinsam mit den Wasseranteilsmessungen primär der Felderhebung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens dienen, was bisher kaum gelang. Eines der wenigen verwertbaren Ergebnisse ist in Abbildung 10 festgehalten, wo die Wasseranteils – Saugspannungsbeziehung aus Feld und Labor verglichen wird.

Es verdeutlicht, dass für Saugspannungen < 80 hPa mit den Gipsblöcken keine Auflösung mehr möglich ist. Die überwiegend hohen Wassergehalte am Mühleggerköpfl infolge des reichlichen Niederschlages führen dazu, dass der Messbereich

Abb. 9:
Akkumulierte Wassermengen für Kronendurchlass, Verdunstung nach HAUDE, Oberflächenabfluss und Versickerung (1998)

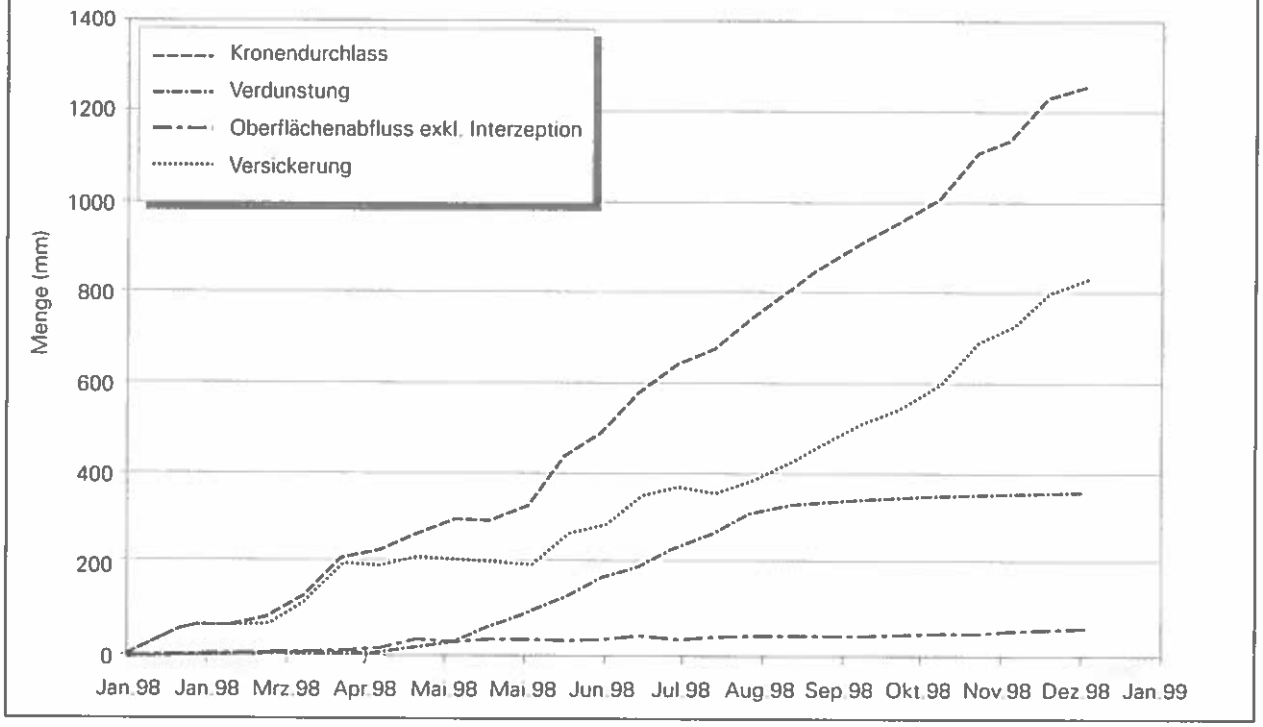
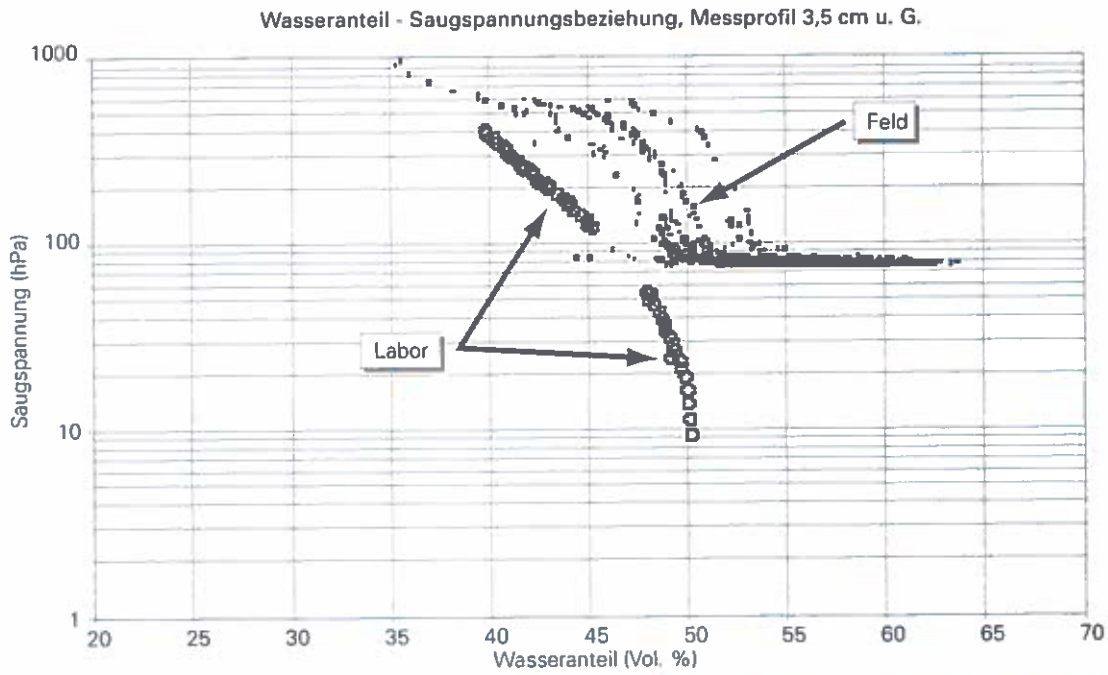


Abb. 10:
Wasseranteils-Saugspannungsbeziehung für 5 cm am Messprofil 3 aus Feld- und Laborerhebungen



der Gipsblöcke über weite Zeiträume nicht erreicht wurde. Dieses Resultat veranlasste, auf Tensiometermessungen nach- bzw. umzurüsten.

Zur Einschätzung von Gefährdungspotentialen ist hinsichtlich Wasserfrachten zusammenzufassen, dass in Relation zum Niederschlagseintrag (1247 mm) etwa zwei Drittel in den Untergrund versickern, ~ 30 % verdunsten und der Oberflächenabfluss mit maximal 5 % praktisch vernachlässigbar ist. In einer weiterführenden Betrachtung sind diese Wasserfrachten mit den mitgeführten Inhaltsstoffen zu verknüpfen und so die Stofffrachten auf den genannten Pfaden zu bewerten. Darauf aufbauend wären Gefährdungspotentiale für Vegetation und Wasser einzuschätzen.

Literatur

Beese F. 1986: *Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Azidität.* Göttinger Bodenkundliche Berichte, Bd. 90.

Benecke P. 1984: *Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling.* Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 77.

Blum W.E.H. & Radler S. 1988: *Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst- und Wasserwirtschaft.* Wiener Mitteilungen, Bd. 75.

Büttner G. 1996: *Nitratgehalt in der Bodenlösung niedersächsischer Wälder.* Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, 185-188.

Chanzy A., Chadoeuf J., Gaudo J. C., Mohrath D., Richard G. & Bruckler L. 1998: *Soil moisture monitoring at the field scale using automatic capacitance probes.* European Journal of Soil Science 49, 637 – 648.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) 1997: *Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten - Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit.* Merkblatt zur Wasserwirtschaft, 243.

Drungil C. E. C., Abt K. & Gish T. J. 1989: *Soil moisture determination in gravelly soils with time domain reflectometry.* Transactions of the ASAE 32, 177 – 180.

Englisch M. 2001: *Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

Eldredge E.P., Shock C.C. & Stieber T.D. 1993: *Calibration of granular matrix sensors for irrigation management.* Agronomy Journal 85, 1228-1232.

Ernstberger H. 1987: *Einfluss der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz.* Verlag Beiträge zur Hydrologie – Kirchzarten.

Feistel, U., Grünwald T. & Bernhofer C. 1996: *Die Evapotranspiration eines Fichtenbestandes in den Hochlagen des Erzgebirges.* Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 45 (2), 62-67.

FOGLE A.W. & BARFIELD B.J. 1993: *A low head loss sampling device for monitoring inflow to natural vegetated filter strips.* Transactions of the ASAE 36, 791-793.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992: *Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt „Höhenprofil Zillertal".* FBVA-Berichte 67.

GAUER J. 1996: *Quantifizierung des Wasserhaushaltes am forstlichen Standort - Bedarf der praktischen Standortskartierung an Daten und Modellergebnissen.* Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, 181-184.

GROSSMANN J., QUENTIN K.E. & UDLUFT O. 1987: *Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen - eine Literaturstudie.* Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 150, 258-261.

HABERHAUER G., GERZABEK M.H., KRENN A., RIGLER E. & ZECHMEISTER - BOLTENSTEIN S. 2000: *Untersuchung der stabilen Isotope des Stickstoffs und des Sauerstoffs an einem Waldstandort am Mühleggerköpfl zur Abschätzung der Belastung des Bodenwassers in einem Waldökosystem.* Österr. Forschungszentrum Seibersdorf, Endbericht.

HERMAN F. 1992: *Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin.* FBVA-Berichte 70, 5-11.

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. 2001: *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

HOLZMANN H. & SEREINIG N. 1997: *Messung des lateralen Abflusses und des Bodenwasserhaushaltes an bewaldeten Hangstandorten.* 7. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung", BAL Gumpenstein, 71-75.

HUWE B. 1999: *Bodenphysik – Skriptum.* Universität Bayreuth, 139.

JANDL R. 2001: *Bilanzierungansatz für Stoffflüsse mit einem Simulationsmodell.* FBVA-Berichte, dieser Band.

JANSEN M., MARTIN P.G., SONNTAG M., DITZER Th. & BOSSEL H. 1995: *Modellierung von Bestandeswachstum, Stoff- und Energieumsätzen mit TREEDYN am Beispiel Solling F1.* Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Bd. 45.

KASTANEK F. 1995: *Kritische Bemerkungen zur Verwendung von Lysimetern.* 5. Gumpensteiner Lysimetertagung „Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Bodenzone", BAL Gumpenstein, 93 – 102.

KENNEL M. 1996: *Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldstandorten mit dem Model NuCM am Beispiel der Forsthydrologischen Forschungsgebiete Krofdorf und Große Ohe.* Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, 201-204.

KHAN A.H. & ONG C.K. 1997: *Design and calibration of tipping bucket system for field runoff and sediment quantification.* J. Soil and Water Cons. 52, 437-443.

KLAGHOFER E. 1985: *Einfluss der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf den Oberflächenabfluss bei Starkregen.* Mitt. Nr. 30 aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.

LOISKANDL W. & KLIK A. 1998: *Erfahrungen mit Feldmessstationen, Anwendung und Dateninterpretation.* Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 50, 226-233.

MALICKI M. A., PLAGGE R. & ROTH C. H. 1996: *Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil.* European Journal of Soil Science 47, 357 – 366.

MURER E. 1995: *Wassergüteerfassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone. Ergebnisbericht aus dem Grundwassersanierungs-Pilotprojekt „Obere Pettenbachrinne", OÖ.* Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 1, 160-173.

MUTSCH F. 2001: *Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoff-Flüsse in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

ROTH K., FLÜHLER H. & ATTINER W. 1990: *TDR - Eine Methode zur Messung des volumetrischen Wassergehaltes.* Fachbereich Bodenphysik, ETH – Zentrum Zürich.

ROTH C. H., MALICKI M. A. & PLAGGE R. 1992: *Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR.* Journal of Soil Science 43, 1-13.

SCHAAP M.G., LANGE L. & HEIMOVAARA T.J. 1996: *TDR calibration of organic forest floor media.* Soil Technology, 205-217.

SCHERZER J., SCHAAF W. & HÜTTL R. F. 1996: *Eignung von FDR- und TDR- Sonden zur Erfassung der Bodenfeuchte in Kippsubstraten mit erhöhter elektrischer Leitfähigkeit.* Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 80, 279–282.

SCHMITZ M. & KUYPER M.C. 1998: *Soil moisture sensors in field application - A comperative study.* Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft 33 (1), 87-102.

SEESSELBERG F. 1989: *Erfahrungsbericht über den Einsatz der Gipsblockmethode zur Abschätzung der Bodenfeuchte im Vergleich zu Tensiometern.* Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft 24 (2), 129-132.

SEYFARTH M., DEUMLICH D., FRIELINGHAUS M., HELMIG K. & PFÜTZENREUTER H. 1993: *Messsystem zur automatischen Registrierung des Oberflächenabflusses und zur abflussabhängigen Probennahme.* Arch. Acker – Pflanzenbau Bodenkd. 37, 379-385.

SIMUNEK J., SUAREZ D.L. & SEJNA M. 1996: *The UNSATCHEM software package for simulating the one-dimensional variably saturated water flow, heat tansport, carbon dioxide production and transport, and multicomponent solute transport with major ion equilibrium and kinetic chemistry, Version 2.0.* USDA, Research Report No. 141.

SMIDT S. 2001: *Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

STENITZER E. 1997: *Assessment of deep percolation into a gravelly aquifer: Simulation and experimental verification.* Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges. 55, 125-128.

TOPP G. C., DAVIS J. L. & ANNAN A. P. 1980: *Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines.* Water Resources Research 16, 574 – 582.

TULLER M., SHUKLA M.K. & LOISKANDL W. 1997: *Wasseranteilsbestimmung unter Feldbedingungen mittels Time Domain Reflectometry und Gipsblöcken.* Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 49, 64-69.

VOGELSANGER W. 1983: *Untersuchung über den Wasserhaushalt eines zweischichtigen Bodenprofiles unter Waldbestockung, dargestellt an einer sandigen Parabraunerde über Schotter.* Dissertation ETH Zürich.

WEGEHENKEL M., MAUSER W. & MÜLLER S. K. 1990: *Test und Geländekalibrierung einer tragbaren Mikrowellen-Messsonde zur Bestimmung der Dielektrizitätskonstanten von Bodenoberflächen als indirektes Maß für deren Wassergehalt.* Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 34 (5/6) 174 – 179.

WEISSKOPF P. & ZIHLMANN U. 1994: *Wasserhaushalt zweier ackerbaulich genutzter Böden.* Agrarforschung 1, 225-228.

WILLIAMS J.R. & LORD E.I. 1997: *The use of porous ceramic cup water samplers to measure solute leaching on chalk soils.* Soil Use and Management 13, 156-162.

Verfasser: DI F. Feichtinger, Ing. A. Scheidl
Institut für Kulturtechnik
A-3252 Petzenkirchen
e-Mail: ikt@baw.bmlf.gv.at

Hydrometeorologische Erhebungen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen

W. GATTERMAYR

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

Kurzfassung. Zur Erfassung von Niederschlag, Lufttemperatur und potentieller Verdunstung zur Quantifizierung von Sickerfrachten wurde eine Mess-Stelle des Hydrographischen Dienstes errichtet. Weitere meteorologische Daten wurden zur Parametrisierung der Verdunstung erhoben.

Schlüsselworte: Wasserhaushalt, Niederschlag, Lufttemperatur, potentielle Verdunstung

Abstract. [Hydrometeorological Measurements at the Mühleggerköpfl.] A hydrometeorological station was established by the Hydrological Service of the Government of Tyrol in order to investigate the water balance at Mühleggerköpfl. Temperature, relative humidity of air, precipitation and potential evaporation were measured continuously. Discharge rates were estimated based on the measurements of precipitation and potential evaporation. Further meteorological data were used for the parametrization of the evaporation.

Keywords: Water balance, precipitation, air temperature, evaporation

1 Einleitung

Die exakte Kenntnis von zeitlich aufgelösten Niederschlagsmengen und der Verdunstungsmenge ist Voraussetzung für die Bilanzierung von Sickerwasserfrachten. Der Hydrographische Dienst Tirol hat sein Basisnetz auf das Achental ausgeweitet, da die Extrapolation der Messergebnisse von umliegenden Stationen auf den Projektstandort besonders für den Parameter Niederschlag nur Schätzwerte erlaubt und Verdunstungsmessungen aus einem weiteren Umfeld nicht vorliegen.

Mit der Erfassung der Niederschläge und der potentiellen Verdunstung werden zwei wesentliche Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung erhoben, die in einem vereinfachten Ansatz (Abfluss = Niederschlag - Verdunstung) die Abschätzung des Abflusses ermöglichen sollen. Die registrierende Erfassung des Niederschlags ermöglicht auch eine zeitliche Auflösung von Dauer und Intensität.

Ziel der vorliegenden Erhebungen ist die Erfassung der

- mittleren, langfristigen hydrometeorologischen Verhältnisse und der
- aktuellen Mess-, Summen- und Mittelwerte im Untersuchungsgebiet.

2 Material und Methode

2.1 Standort

Die Messgeräte zur Erfassung von Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Verdunstung wurden auf einer unbestockten Verebnung im oberen Drittel des Mühleggerköpfls exponiert. Das teilweise in einer Waldlichtung eingerichtete Messfeld ist von Nord über West bis etwa Süd von Wald umgeben. Der Sektor Süd bis Ost ist unbewaldet und fällt zur Achensee-Bundesstraße B 181 steil ab. Nähere Details sind bei HERMAN et al. (2001) beschrieben.

2.2 Geräte

Die Geräteausstattung der hydrometrischen Mess-Stelle Mühleggerköpfl ist aus Tabelle 1 ersichtlich. Primär wurden kontinuierlich registrierende Messgeräte eingesetzt.

Niederschlagsmessung

Am 1. April 1997 wurde mit der Niederschlagsmessung mittels **Totalisator** (Einfallöffnung ca. 3,5 m über Grund) begonnen. Das Totalisatorgefäß,

Tab. 1:
Ausstattung der hydrometrischen Mess-Stelle Mühleggerköpfl (Messperiode: ganzjährig)

Messparameter Auflösung	Gerät	Messintervall	Entstehungsart Auflösung	Hersteller
Niederschlagshöhe	Totalisator	Ca. 1 Woche	Summenwert (mm)	Fa. Hauer
Niederschlagshöhe	Ombrograph – NIWA/MED-K505	ereignisweise	Summenwert (0,1 mm)	Fa. Sommer
Schneehöhe	Schneepegel (Alu-Formrohr)	wöchentlich	Momentanwert (cm)	Fa. Csatary
Verdunstung	Verdunstungswanne	kontinuierlich		Fa. Hauer
Verdunstung	elektr. Sensor (VDM-100)	¼ Stunde	Momentanwert (0,1 mm)	Fa. Sommer
Lufttemperatur	elektr. Sensor (LTK-592 C)	¼ Stunde	Momentanwert (0,1 °C)	Fa. Sommer
Wassertemperatur	elektr. Sensor (OTM-592 C)	¼ Stunde	Momentanwert (0,1 °C)	Fa. Sommer
Luftfeuchte	elektr. Sensor (EE 06 T-F)	¼ Stunde	Momentanwert (%)	Fa. Sommer
Windgeschwindigkeit	Schalenkreuzanemometer Type 1440	¼ Stunde	Summenwert (100 m)	Fa. Lambrecht

anfangs 500 cm², ab 8.10.1997 250 cm², wurde mit Gefrierschutzlösung ($CaCl_2$ zum Auftauen des Schnees) und Öl (Verdunstungsschutz) beschickt. Die Niederschlagsermittlung erfolgt an Hand der gerätespezifischen Füllstandskurve aus der Differenz der Abstichhöhen zwischen zwei Messterminen (Abstand ca. 1 Woche). Als Abstichhöhe gilt der lotrechte Abstand vom Rand der Einfallöffnung bis zur Flüssigkeitsoberfläche.

Ab 29. April 1998 wurde der Niederschlag auch mittels eines **Ombrographen** (Fassungsvermögen 800 mm Niederschlagshöhe) erfasst. Die Aufzeichnung geschieht ereignisabhängig in Minutenintervallen. Zur Vermeidung von Eisbildung wird der Sammelbehälter im Winterhalbjahr mit $CaCl_2$ versetzt. Schneepegelmessungen wurden bis dato nur vereinzelt durchgeführt.

Potentielle Verdunstung

Neben der Erfassung der potentiellen Verdunstung erfolgt die Messung der Wassertemperatur in der Verdunstungswanne, der Windgeschwindigkeit, der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit. Diese neben der eigentlichen Verdunstung erfassten Messgrößen sind für die Parametrisierung der Verdunstung von Bedeutung. Sie dienen der Plausibilitätsprüfung der gemessenen Verdunstungshöhen und Ergänzung von Messlücken.

Die Messung der potentiellen Verdunstung wurde seit 20. Mai 1998 mittels einer im Boden eingebauten Wanne durchgeführt. Diese ragt 7 cm über den Boden heraus und ist mit 180 l Wasser gefüllt. Die Verdunstung findet an der kreisrunden Wasserfläche von 3000 cm? statt, von der die Niveauänderungen erfasst werden. Das Messprinzip beruht auf der Laufzeitmessung von elektromagnetischen Wellen. Der Wannenwasserstand wird elektronisch abgetastet. Aus den Differenzen wird unter Einbeziehung des Niederschlages die tägliche Verdunstungshöhe ermittelt.

In der Verdunstungswanne erfasst ein elektronischer Messfühler strahlungsgeschützt - nahe unter der Wasseroberfläche schwimmend - die **Wassertemperatur**. Die **Windgeschwindigkeit** wird mit einem Schalenkreuzanemometer 2 m über der Verdunstungswanne gemessen. Die Messung von **Lufttemperatur** und der **relativen Luftfeuchtigkeit** wird in einer Standardwetterhütte vorgenommen. In dieser befindet sich neben einem Quecksilber-Stationsthermometer mit 2-Zehntel-Grad-Skalierung, Messbereich -35° bis +45°C, ein elektronisches Fühlerpaar zur kontinuierlichen Messung. Die thermische Trägheit des elektronischen Temperaturfühlers wurde dem Stationsthermometer angeglichen. Dadurch werden irritierende Temperaturausreisser unterdrückt.

Datenaufzeichnung

Die Daten werden mit einem Datensammler der Firma Sommer-Messtechnik, Type MRS 6, mit insgesamt 8 Eingängen aufgezeichnet. Die Daten werden etwa monatlich auf eine Memorycard überspielt und dem bestehenden Datensatz angegliedert. Im Zuge der fallweisen Stationsbetreuung werden die Messeinrichtungen überprüft. Für einen Vergleich der Messdaten, der in einem Folgebericht gemacht werden wird, liegen Ergebnisse von naheliegenden Stationen vor (Tabelle 2).

2.3 Auswertevorschriften

Niederschlag

Die mit dem Ombrographen erfassten Niederschlagszuwächse werden als Tagessummen dargestellt. Die Tagessumme enthält die innerhalb von 24

Tab. 2:
Vergleichsmess-Stellen für Niederschläge

Mess-Stelle	Betreiber	geogr. Länge/Breite	Parameter		
			Seehöhe	Niederschlag	Lufttemperatur
Achenkirch-Pumpwerk	Tiroler Wasserkraftwerke AG Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik	11 42 22 47 32 00	905 m	X	X
Hinterriss	Hydrographischer Dienst Tirol	11 27 54 47 28 29	930 m	X	X
Dürrachsperre	Tiroler Wasserkraftwerke AG	11 35 31 47 30 27	1000 m	X	X
Pertisau	Tiroler Wasserkraftwerke AG	11 42 10 47 26 36	935 m	X	X
Steinberg am Rofan	Hydrographischer Dienst Tirol	11 47 24 47 31 10	1000 m	X	

Stunden gefallene Niederschlagsmenge, wobei der Messtermin 7.00 Uhr MEZ jeweils den 24stündigen Sammelzeitraum begrenzt.

Gemäß Beobachtungsanleitung (HYDROGRAPHISCHER DIENST 1996) wird der um 7.00 Uhr MEZ gemessene Niederschlag dem Vortag zugeordnet.

> Beispiel: Die seit Beginn der Beobachtungen am Standort Mühleggerköpfl größte gemessene Tagessumme des Niederschlags scheint mit 110,1 mm am 21. Mai 1999 auf.
>
> Der Sammelzeitraum umfasst die Periode 21. Mai 7.00 Uhr MEZ bis 22. Mai 7.00 Uhr MEZ.
>
> Die Messung erfolgt am 22. Mai um 7.00 Uhr MEZ. Die gemessene Niederschlagsmenge von 110,1 mm wird auf den Vortag, nämlich den 21. Mai, datiert.
>
> Dabei ist belanglos, ob der Niederschlag in den Nachmittagsstunden des 21. Mai oder etwa in den frühen Morgenstunden des 22. Mai gefallen ist. Entscheidend ist nur, dass der Niederschlag vor 7.00 Uhr MEZ des 22. Mai in das Sammelgefäß gelangt ist.

Ebenso wird die Messung und Datierung der Neuschneehöhe durchgeführt.

Es ist zu beachten, dass an Mess-Stellen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) die Niederschlagsmessung täglich an 2 Messterminen erfolgt, nämlich um 7.00 Uhr und 19.00 Uhr MEZ (ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK 1986).

Für die Bildung der Tagessumme des Niederschlages wird die Teilmenge vom Messzeitpunkt 7.00 Uhr MEZ zur Teilmenge um 19.00 Uhr MEZ des Vortages hinzugezählt und diesem zugeordnet.

Lufttemperatur

Vergleicht man Temperaturangaben von verschiedenen Stationen, ist zu beachten, dass sich - je nach Betreiber einer Mess-Stelle - die Messwerte bzw. Mittelwerte aufgrund unterschiedlicher Beobachtungs- und Auswertevorschriften unterscheiden können.

Gemäß Beobachtungsanleitung hat an Mess-Stellen des Hydrographischen Dienstes die Ablesung der Lufttemperatur ganzjährig um 7.00 Uhr, 14.00 Uhr und 21.00 Uhr MEZ zu erfolgen.

An den Mess-Stellen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik werden täglich die Terminwerte um 7.00 Uhr, 14.00 Uhr, 19.00 Uhr MOZ (mittlere Ortszeit) abgelesen sowie Maximum und Minimum der Temperatur ermittelt.

Aufgrund der unterschiedlichen Messtermine erfolgt die Mittelwertbildung an den Mess-Stellen des Hydrographischen Dienstes nach einem anderen Algorithmus als an Mess-Stellen der ZAMG (Tabelle 3).

Es wird darauf hingewiesen, dass die unterschiedlichen Verfahren zur Mittelbildung an ein und derselben Station zu abweichenden Ergebnissen führen können. Dies ist besonders bei der Interpretation von Temperaturangaben benachbarter Mess-Stellen von unterschiedlichen Betreibern zu berücksichtigen. Soferne die Mittelwertbildung nach einem anderen Verfahren vorgenommen wird, ist dies besonders anzugeben, da die Vergleichbarkeit der Ergebnisse neuerlich in Frage gestellt werden muss. Der Einsatz von Datenloggern begünstigt z.B. eine dichtere Datenspeicherung, wodurch die Bildung eines „wahren" Temperaturmittels erleichtert wird.

Relative Luftfeuchtigkeit

Die Mittelwertbildung erfolg gemäß Tabelle 4.

Tab. 3:
Mittelwertbildung der Lufttemperatur

Betreiber	Tagesmittel	Monatsmittel	Anmerkung
Hydrographischer Dienst	(7h + 14h + 21h) : 3	(7h + 14h + 21h + 21h) : 4	Die Zeitangaben (7h usw.) bezeichnen die Terminwerte der Temperaturablesungen nach MEZ (mitteleuropäische Zeit)
Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (seit 1971)	(MAX + MIN) : 2	(7h + 19h + MAX + MIN) : 4	Die Zeitangaben (7h, 19h) bezeichnen die Terminwerte der Temperaturablesungen nach MOZ (mittlere Ortszeit)
Forstliche Bundesversuchsanstalt	Mittelwert aus Halbstundenmittelwerten	Mittelwert aus Halbstundenmittelwerten	
MAX, MIN: tägliche Maximum- bzw. Minimumwert der Lufttemperatur			

Tab. 4:
Mittelwertbildung der Luftfeuchtigkeit

	Tagesmittel	Monatsmittel
Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik	(7h + 14h + 19h) : 3	(7h + 7h + 14h + 19h) : 4
Anmerkung: Die Zeitangaben bezeichnen die Terminwerte nach mittlerer Ortszeit (MOZ; siehe oben).		

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Niederschlag

Die seit April 1997 mit dem Totalisator und seit Mai 1998 zusätzlich mit dem Ombrographen ermittelten Monatssummen werden zum Vergleich den Messergebnissen vom langjährig betriebenen Ombrometer in Achenkirch/Pumpwerk (ca. 8 km südlich vom Mühleggerköpfl, tägliche Beobachtung) gegenübergestellt. Überwiegend sind die mit dem Totalisator gemessenen Niederschlagsmengen höher als jene mit dem Ombrometer und dem Ombrograph ermittelten Mengen. Die Ergebnisse der Messungen mit dem Ombrograph am Mühleggerköpfl stimmen sehr gut mit jenen des Ombrometers in Achenkirch (Pumpwerk) überein.

In Tabelle 5 sind die Tageswerte der Niederschlagshöhen am Mühleggerköpfl im Beobachtungszeitraum 5/1998 bis 10/1999 aufgelistet. Die größte Tagessumme wurde am 21. Mai 1999 mit 110,1 mm Niederschlag gemessen. Am Standort Achenkirch/Pumpwerk wird diese Summe als 20-jähriges Ereignis klassifiziert.

Tabelle 6 zeigt die Monatssummen am Mühleggerköpfl und an der Station Achenkirch/Pumpwerk und die prozentuellen Abweichungen der Messwerte am Mühleggerköpfl von jenen der Station Achenkirch / Pumpwerk (1981-1990).

Wie zu erwarten war, unterscheiden sich die Niederschlagsmengen der drei Mess-Stellen voneinander. Dabei können die mit dem **Totalisator** ermittelten Monatssummen gegenüber dem nur etwa 10 m entfernten **Ombrograph** um mehr als 20 % höher liegen. Ähnlich groß sind auch die Abweichungen zu den Ombrometermessungen in Achenkirch/Pumpwerk. Gegenwärtig ist nicht klar, welcher Umstand zu diesen abweichenden Messergebnissen des Totalisators führt.

Der Totalisator weist gegenüber der benachbarten Waage und zum Teil gegenüber dem Ombrometer (Achenkirch/Pumpwerk) folgende Unterschiede auf:

- ▶Ausstattung mit Windschutzring
- ▶kleinere Einfallöffnung (250 cm^2 statt 500 cm^2)
- ▶lokal unterschiedlicher Windeinfluss möglich
- ▶Einfallöffnung über Grund liegt höher
- ▶Beeinflussung des Windfeldes durch die unterschiedliche Gefäßform.

Es könnte aber auch der Messvorgang oder die erstellte Füllstandskurve, über die der Mengenzuwachs ermittelt werden muss, Ursache für die überdurchschnittlichen Messergebnisse sein.

An Hand der 10jährigen **Ombrometer**-Mittelwerte der Mess-Stelle Achenkirch/Pumpwerk ist erkennbar, dass im Jahresverlauf die Niederschläge im Mittel ein sommerliches Hauptmaximum (Juli, August) haben.

Die Niederschlagsverteilung kann in den einzelnen Jahren stark von den mittleren Verhältnissen abweichen.

Tab. 5
Tägliche Niederschlagshöhen (mm) aus Registrierungen mittels Ombrograph am Mühleggerköpfl zwischen Mai 1998 und Dezember 1999

Die *markierten Messwerte wurden mit den Messwerten der Station Achenkirch/Pumpwerk ergänzt

Tag	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	1998								1999											
1	0,4		17,9	7,2	0,7	4,4	16,8				3,2						15,3			0,4*
2	6,6		2,9		4,5	7,6			0,5		3,2			3,3			1,3		4,8	6,2*
3	7,2	7,7	23,3	2,6	7,7	3,6			0,5	5,1		2,4		8,0		5,8		17,3	10,3	
4	4,4			8,0	7,3	3,6	10,5	1,4	5,2	0,7	8,6	25,9		0,9	12,2*	0,6	12,6	6,8		8,4*
5		1,7	1,6	3,2	33,0	6,9	0,7	6,1		12,6	2,8		4,2				13,9	2,7		2,7*
6	1,0				7,7	0,8		2,9		12,0	15,5	1,1	11,9	2,0	20,6*		12,9	1,9	10,9	
7		25,6	27,8		4,5	12,8		11,8	0,6	13,7	3,9	17,4	20,8		24,8*	4,1	2,4		1,8	
8		4,9	29,7		5,6		8,9		11,8	2,6	1,7	2,3	1,4	5,5	11,6			1,5	23,8	
9			3,0				34,4	0,6	0,9	7,8					8,8	17,8		2,9	21,3	
10		35,9	3,6		0,7		27,1	20,4		1,1	4,5		39,1	15,3	7,8	13,4		0,4	12,9	7,6*
11		32,5			10,9	4,1	3,1	12,3	3,3	1,0	5,0	5,6	24,9	1,6	4,4	0,9				0,4*
12		23,2	0,3		26,6	9,9	0,5	7,8	2,0	0,9			7,2		1,2	2,3				3,6*
13		0,4	28,0	18,6	1,7	1,1	0,3	2,4	1,9	2,6		1,8	9,3	3,5	5,5					0,8*
14		8,6				5,9	7,3	8,3	3,5	3,5			11,8	2,4	7,7	2,4			2,7	8,0*
15		12,6			3,3	12,3	19,3			0,3		10,1		6,1*	1,5	8,5				1,7*
16		2,5	10,7		13,2		14,2	1,1		4,8		18,5		2,7*	1,3	6,0	1,4		0,3	0,7*
17	2,1		5,0		41,3	2,2	1,6			11,9		0,4		10,2*		0,5	3,9		4,8	
18	10,0	4,2		1,5	4,8	7,8	0,5			19,9		6,3		28,5*		5,4			2,1	6,2*
19	0,4					8,4	3,8	0,7		47,9	8,0	1,4		0,3*	18,9	12,1			9,7	7,6*
20							3,0	3,4		26,5	3,5	0,4	39,3	2,2*	0,5	0,8	9,3			2,3*
21	15,5	7,3		28,2			0,7	5,2		21,0		7,8	110,1	36,8*			1,2		3,7	1,8*
22	0,7		9,8	36,1			0,5			7,8	7,4	2,0	24,7	17,3	35,6				21,3	
23			19,6			1,5	0,3			4,0	19,3		0,3		28,5		1,2	0,5	26,5	
24			9,9	13,2		5,9		1,6		12,2		5,4				2,1			1,3	
25		1,6	0,7	1,2		4,3	0,9						8,8				4,0	1,0		7,8*
26		26,0			0,5	6,2			3,8			0,3		14,5		12,1	15,7			16,3*
27		14,0	21,5	8,6	15,4	0,7	5,5		8,7			1,4		4,3						3,3*
28		4,4	1,9		0,5	0,8			36,7		0,5		6,7	5,7	1,8	14,3	13,0	4,9		20,2*
29	15,0		2,1		0,3	13,5			8,2			11,6				4,6	1,8	8,7		11,6*
30	0,8	4,7	11,4		2,5	4,5			8,7			4,8	1,4	0,9			13,2	0,4		
31	7,6		0,4			1,3			1,0				1,7			1,1		1,5		1,8*
Summe	71,7	217,8	231,1	128,4	192,7	130,1	159,9	86,0	97,3	219,9	87,1	126,9	331,3	172,0	192,7	114,8	123,1	50,5	158,2	119,4*
Maximum	15,5	35,9	29,7	36,1	41,3	13,5	34,4	20,4	36,7	47,9	19,3	25,9	110,1	36,8	35,6	17,8	15,7	17,3	26,5	20,2
Tag	21.	10.	8.	22.	17.	29.	9.	10.	28.	19.	23.	4.	21.	21.	22.	9.	26.	3.	23.	28.

Tab. 6:
Monatssummen der Niederschläge (mm) am Mühlleggerköpfl und Pumpwerk

Monat	Totalisator Mühlleggerköpfl	Ombrograph Mühlleggerköpfl	Ombrometer Pumpwerk	Prozentuelle Abweichung vom Mittelwert 1981-1990 der Station Achenkirch / Pumpwerk
April	151,0		155,5	225
Mai	87,0		105,6	92
Juni	172,0		161,6	98
Juli	375,0		338,1	181
August	99,0		94,7	50
September	65,0		49,3	42
Oktober	145,0		149,4	182
November	65,0		58,4	72
Dezember	140,0		114,1	110
Summe 1997	**1299,0**		**1226,7**	
Januar	73,0		61,3	53
Februar	33,0		18,5	24
März	170,0		136,6	152
April	86,0		55,4	80
Mai	86,0	71,7	79,6	69
Juni	228,0	217,8	188,4	114
Juli	250,0	231,1	237,2	127
August	121,0	128,4	123,9	65
September	214,0	192,7	189,4	161
Oktober	156,0	130,1	145,4	177
November	171,0	159,9	153,6	190
Dezember	103,0	86,0	86,4	83
Summe 1998	**1691,0**		**1475,7**	
Summe 5 - 12 1998	**1329,0**	**1217,7**	**1203,9**	
Januar	111,3	97,3	79,4	68
Februar	259,0	219,9	240,9	309
März	105,0	87,1	66,4	74
April	151,8	126,9	139,2	202
Mai	369,7	331,3	282,2	245
Juni	201,5	172,0	175,1	106
Juli	196,0	192,7	188,3	101
Summe 1-7 1999	**1394,3**	**1171,5**	**1171,5**	
August	109,0 *)	114,8		
September	143,0 *)	123,1		

*) ungeprüft

Tab. 7:
Monatsmittelwerte der Temperatur an den Stationen in Achenkirch sowie Mittel 1981-1990 der Station Pumpwerk

[1] Mittelwertberechnung nach Vorschrift des HYDROGRAPHISCHER DIENSTES (1994)
[2] Mittelwertberechnung nach Vorschrift der ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (ZAMG)

Monat	Mühleggerköpfl (Hydrographischer Dienst)[1]	Mühleggerköpfl Container C2 (FBVA)	Achenkirch Pumpwerk (ZAMG)[2]	Mittel 1981-1990 Achenkirch Pumpwerk [1]
1997				
Mai		10,8	10,5	10,0
Juni		13,8	13,8	12,6
Juli		13,6	14,1	15,4
August		16,2	16,2	14,3
September		12,7	13,2	11,6
Oktober		6,1	7,1	7,5
November		3,1	3,7	0,8
Dezember		-0,2	0,1	-2,2
Mittel Mai - Dezember		9,51	9,84	8,75
1998				
Januar		-2,0	-2,9	-4,0
Februar		1,3	-0,7	-3,4
März		1,1	0,2	0,8
April		6,1	5,8	4,7
Mai	11,2	11,3	10,3	10,0
Juni	14,3	14,4	14,4	12,6
Juli	14,9	15,1	16,5	15,4
August	14,5	15,1	15,7	14,3
September	10,4	11,0	11,3	11,6
Oktober	6,7	6,9	7,5	7,5
November	-1,6	-1,6	-1,7	0,8
Dezember	-2,6	-3,4	-3,6	-2,2
Mittel Mai - Dezember	9,28	8,60	8,80	8,75
1999				
Januar	-2,3	-3,7	-3,5	-4,0
Februar	-3,7	-3,9	-4,0	-3,4
März	2,4	2,9	1,8	0,8
April	5,2	5,7	4,9	4,7
Mai	11,7	11,9	11,6	10,0
Juni	12,4	12,8	12,7	12,6
Juli	15,3	15,4	15,5	15,4
August	14,4	14,4	14,5	14,3
September	13,4	13,9	13,1	11,6
Mittel Januar - September	7,64	7,71	7,40	6,89

1997 lagen die Niederschlagshöhen im April, Juli und Oktober weit über dem langjährigen Mittel (~ 200 % vom Mittel), während die Monate August und September nur rund die Hälfte der mittleren Monatsniederschläge aufwiesen. Im Zeitraum April bis einschließlich Dezember lag der Niederschlagszuwachs mit 1227 mm um 10 % über dem Mittel.

In Achenkirch/Pumpwerk weist die Jahressumme 1998 rund 6 % mehr Niederschlag auf als das 10jährige Mittel (1981-90). Sie kann somit als ziemlich durchschnittlich bezeichnet werden. Bemerkenswert ist, dass der September einen sehr feuchten Herbst eingeleitet hatte, wobei die Monatssummen bis einschließlich November bis zu 190 % des jeweiligen Mittelwertes erreichten.

Tab. 8:
Monatssummen der potentiellen Verdunstung (mm) an zwei Mess-Stellen im Nordtiroler Kalkalpin

	V	VI	VII	VIII	IX	X	Summe
Vorderhornbach 1997	63	59	57	58	65	42	344
1981-97							
Mittel	60	59	74	67	52	38	349
Maximum	79	74	112	98	65	56	
Minimum	35	39	57	50	31	25	
Leutasch 1997	57	55	53	65	63	32	325
1981-97							
Mittel	54	61	76	74	50	32	349
Maximum	64	76	105	101	63	41	
Minimum	37	41	53	55	37	26	

Nach einem unterdurchschnittlichen Dezember und einem noch trockeneren Jänner 1999 setzte sich die niederschlagsreiche Periode 1999 bis in das Frühjahr fort (Februar 309 %, April 202 %, Mai 246 % vom Monatsmittel). Da auch die Monate März, Juni und Juli am Mittelwert liegen, weist die Periode Jänner bis einschließlich Juli einen Niederschlagsüberschuss von 45 % auf. In diese Periode fällt auch der größte 1-Tages-Niederschlag von 110 mm am 21. Mai, der im westlichen Tiroler Nordalpenraum verbreitet zu Hochwasser führte. Die Hochwasserspitzen sind teilweise höher als ein 100jährliches Ereignis einzuschätzen. Im Raum Achenkirch ist dieser 1-Tages-Niederschlag etwa als 20jährliches Ereignis zu bewerten.

3.2 Lufttemperatur

Die seit Mai 1997 ermittelten Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen dreier Mess-Stationen sind in Tabelle 7 zusammengefasst und dem 10-Jahresmittel der Station Achenkirch/Pumpwerk gegenübergestellt.

3.3 Verdunstung

Die Auswertung der Wasserstandsaufzeichnungen von der Verdunstungswanne am Mess-Standort Mühleggerköpfl hat sich für 1998 zunächst nur auf die überschlägige Sichtung registrierter Ganglinien beschränkt. Dabei wurden Unregelmäßigkeiten erkannt, die im Detail noch abzuklären sind.

Vom Untersuchungsstandort liegen daher für den vorliegenden Bericht keine Angaben über potentielle Verdunstungshöhen vor. Daher werden von den Mess-Stellen Vorderhornbach/Lechtal (960 m ü.A.) und Leutasch/Kirchplatzl (1135 m ü.A.) in Tabelle 8 Monatssummen der potentiellen Verdunstung angeführt (HYDROGRAPHISCHER DIENST TIROL, unveröffentlichte Daten). Beide Mess-Stellen gehören - so wie der Standort Mühleggerköpfl - der Klimazone des Nordtiroler Kalkalpin an.

Literatur

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. 2001: *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

HYDROGRAPHISCHER DIENST 1994: *„Die Niederschläge, Schneeverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1981-90"*, Wien. Beiträge zur Hydrographie Österreichs, Hydrographisches Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Heft Nr. 52.

HYDROGRAPHISCHER DIENST 1996: *„Anleitung zur Bearbeitung von meteorologischen Parametern zur Erfassung des Wasserkreislaufes im Rahmen des Hydrographischen Dienstes in Österreich.* Wien 1996, Hydrographisches Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK 1986: *„Die Wetterbeobachtungen an Klimastationen" (Anleitung zur Durchführung meteorologischer Messungen und Beobachtungen) von Erich Klinger.* Wien 1986, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, A-1190 Wien, Hohe Warte 38.

Verfasser: Dr. Wolfgang Gattermayr
Amt der Tiroler Landesregierung
Abteilung Wasserwirtschaft - Sachgebiet Hydrographie
Herrengasse 1-3
A-6020 Innsbruck
e-Mail: w.gattermayr@tirol.gv.at

Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen

St. Smidt

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Die Immissionssituation auf der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl ist durch geringe Stickstoffoxid-Konzentrationen charakterisiert, die weit unterhalb der wirkungsbezogenen Grenzwerte liegen. Die Absetzdepositionen im Freiland betrugen im Mittel 11,6 kg N ha^{-1} a^{-1} (1998: 11,3 kg N ha^{-1} a^{-1}; Kronendurchlass: 13 kg N ha^{-1} a^{-1}) und sind damit im Vergleich zu den Waldmessstellen in Österreich nicht außergewöhnlich hoch. Sie überschreiten jedoch Critical Loads für Nadel- und Laubholzwälder.
Die Nitratkonzentrationen in den Bodenwasserproben lagen je nach Bodentiefe im Mittel zwischen 10 und 14 mg L^{-1}. Dem Grundgestein entsprechend lagen hohe Ca- und Mg-Konzentrationen vor (20-30 bzw. 12-20 mg L^{-1}). Die Konzentrationen dieser Ionen nahmen im Gesamtmittel des Messjahres 1998– ebenso wie die von Sulfat – mit der Bodentiefe deutlich zu.

Schlüsselworte: Stickstoffoxide, Stoffdepositionen, Jahresgänge

Abstract. [Measurements of Air Quality, Depositions and Soil Water at the Mühleggerköpfl.] The air quality at the Mühleggerköpfl is characterized by low NOx-concentrations far below effect-related concentrations. The gravitational depositions in the open air amount to 11,6 kg N ha^{-1} a^{-1} (1998: 11,3 kg N ha^{-1} a^{-1}, throughfall: 13 kg N ha^{-1} a^{-1}). They are not very high compared to depositions in other forested areas of Austria. However, they exceed Critical Loads for coniferous and deciduous forests.
The nitrate concentrations in the soil water ranged between 10 and 14 mg NO_3 L^{-1}. According to the bedrock the Ca- and Mg-concentrations were high (20-30 bzw. 12-20 mg L^{-1}) compared to the deposition concentrations. The ion concentrations of these ions as well as the sulfate concentrations increased with soil depth.

Keywords: Nitrogen oxides, inputs, annual courses

1 Einleitung

Atmogene Stickstoffverbindungen tragen zur Eutrophierung und Versauerung von Waldböden bei. Die **NOx-Konzentrationen** nehmen in den Nordtiroler Kalkalpen mit der Seehöhe bzw. mit der Höhe über Tal markant ab (Smidt 1996ab). NO_2-Grenzwertüberschreitungen gemäß den Kriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (1987) sind im wesentlichen auf stark belastete Talbereiche wie das Inntal beschränkt.

Die in den Nordtiroler Kalkalpen gemessenen **N-Depositionen** überschreiten vielfach den natürlichen Bedarf bzw. die Critical Loads (WHO 1995) für empfindliche Nadel- und Laubwaldökosysteme (Smidt et al. 1995, 1996). Die nassen N-Depositionen zeigen im Gegensatz zu NOx keine ausgeprägte Seehöhenabhängigkeit (Kalina 1997; Smidt 1998, Smidt & Englisch 1998, Smidt 2000). Dies liegt daran, dass die in Talnähe gelegenen Stationen zwar meist höhere N-Konzentrationen im Niederschlag, aber niedrigere Niederschlagshöhen aufweisen; hierdurch kompensieren sich die aus diesen beiden Größen berechneten N-Depositionen.

Der Belastung der Böden der Nordtiroler Kalkalpen mit N-Depositionen (Knoflacher & Loibl 1996) steht eine schlechte **N-Versorgung** der Bäume gegenüber: Fichtennadelanalysen im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes und im Rahmen von Spezialerhebungen zeigten in den Nordtiroler Kalkalpen einen markanten N-Mangel auf (Stefan & Herman 1995).

Die atmogenen N-Depositionen stehen im Zusammenhang mit den Austrägen: Vergleichende ökosystemare Untersuchungen von N-Depositionen und N-Austrägen, die zum Teil unter Anwendung künstlich zugeführter N-Dosen oder Ausschließung des N-Inputs erfolgten, wurden im Rahmen des europäischen NITREX- und des EXMAN-Projektes durchgeführt (Wright & Tietema 1995, Wright & Rasmussen 1998). So zeigte sich auf den 7 NITREX-

Versuchsflächen, dass mit zunehmenden N-Depositionen, und zwar bereits ab 10 kg N ha^{-1} a^{-1}, der N-Output anstieg; bei einem Input von 60 kg N ha^{-1} a^{-1} betrug der Austrag rund 40 kg N ha^{-1} a^{-1} (TIETEMA et al. 1998).

Im Rahmen des Stoffflussprojektes Mühleggerköpfl dienen die NOx-, Niederschlags- und Bodenwassermessdaten als Eingangsparameter für die Bilanzierung der Stoffflüsse.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist:

- die Beschreibung der Immissionssituation am Mühleggerköpfl v.a. hinsichtlich der NOx-Konzentrationen in der Luft, der NH_4- und NO_3-Konzentrationen in nassen Niederschlägen und der nassen NH_4- und NO_3-Depositionen sowie
- die Ermittlung der für die N-Bilanzierung wesentlichen Ionenkonzentrationen im Bodenwasser.

2 Methodik

2.1 NOx-Messung

Die dauerregistrierenden NOx-Messungen wurden mit einem Horiba-Gerät (APNA-350E) durchgeführt.

Tab. 1:
Komponenten und Messzeiträume am Mühleggerköpfl

Komponenten		Messjahre
NO, NO_2	Luft	1991-1998
NO_3 und NH_4	Wet-only-Depositionen: Freiland	1991-1995, 1997-1998
NO_3 und NH_4	Bulk-Depositionen: Freiland und Kronendurchlass	1998
NO_3 und NH_4	nasse, trockene und okkulte Deposition	11/1995-10/1996
NO_3 und NH_4	Boden- und Oberflächenwasser	1998

2.2 Wasseruntersuchungen

Absetzdepositionen

Probenahme: Die Wet-only-Probenahmen erfolgten seit 1991 im Rahmen verschiedener Vorläuferprojekte mit einem beheizbaren WADOS. Im gegenständlichen Projekt wurden die Proben ab 1998 alle 2 Wochen zu Mischproben vereinigt, während davor Tagesproben geworben wurden.

Die Bulk-Probenahmen erfolgten gemäß der Vorgangsweise auf den Level II-Flächen (SMIDT 2000) mit 3 Freilandsammlern und 15 Kronendurchlass-Sammlern; letztere sind vorwiegend von Fichten überschirmt. Diese haben einen Auffangdurchmesser von 18 cm und sind in einem Abstand von 3 Metern in Reihe aufgestellt. In der Winterperiode wurden die Sammelgefäße durch Schneesäcke ersetzt, welche in die für die Bulksammler vorgesehenen Stützrohre eingelegt wurden. Zur Lage der Sammler siehe HERMAN et al. (2001).

Der Kronendurchlass ist jener Niederschlag, der auf den Waldboden auftrifft (im gegenständlichen Projekt wird der Stammablauf vernachlässigt). Die aus der Differenz zwischen den Kronendurchlass- und Freilandwerten (Ionenkonzentrationen bzw. Elemeteinträge) gebildeten sog. Kronendachdifferenzen geben einen Hinweis auf die Aufnahme bzw. die Auswaschung bestimmter Komponenten aus der Krone.

Boden- und Oberflächenwasser

Probenahme: Die Bodenwasserproben wurden ab 1998 an 4 Punkten in jeweils 4 Bodentiefen (5 cm, 15 cm, 25 cm und 50 cm; HERMAN et al. 2001, FEICHTINGER & SCHEIDL 2001) termingleich mit den Bulk-Depositionen geworben (Tabelle 1). Zu denselben Terminen wurden auch die Oberflächenwässer mit je einer Wanne („Oberflächenabfluss 1") und einem Fass („Oberflächenabfluss 2") gesammelt.

Analyse: In den Niederschlags- und Bodenwasserproben wurden bestimmt: Menge, pH-Wert, Leitfähigkeit (µS cm^{-1}), Konzentrationen an Cl, SO_4, NO_3, Na, NH_4, K, Mg und Ca (mg Ion pro Liter). Die Depositionen (kg Element ha^{-1} a^{-1}) wurden aus den mengengewichteten Konzentrationen und den Niederschlagshöhen berechnet. Die Ionen wurden mit einem Dionex DX100 (Anionen; Dionex AG-14 Säulen bzw. AS-14 Vorsäulen) bzw. Dionex 120 (Dionex CG-12a Säulen bzw. CS-12a Vorsäulen) analysiert. pH-Werte wurden mit einem Radiometer GK 2401C, Leitfähigkeiten mit einem Radiometer CDM 83-Konduktometer gemessen.

2.3 Vergleichswerte aus dem Raum Achenkirch

Zum Vergleich wurden Luft- und Depositionsdaten aus dem ca. 10 km SSE des Mühleggerköpfls ge-

Tab. 3:
Vergleichsstationen im Raum Achenkirch („Christlumprofil")

Station	Seehöhe	Parameter
Christlumkopf	1758 m	trockene, nasse & okkulte Deposition
Probefläche 1A	1420 m	Kronendurchlass
Christlumalm	1280 m	trockene, nasse & okkulte Deposition
Probefläche 5	1050 m	Kronendurchlass
Talboden	930 m	trockene, nasse & okkulte Deposition

legenen „Christlumprofiles" herangezogen (HERMAN & SMIDT 1995, 1996; Tabelle 3).

Weitere Depositions-Vergleichsdaten wurden KALINA (1997), und den Ergebnissen der Level II Erhebungen (Österreich: SMIDT 2000; DEUTSCHLAND: BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997; Frankreich: ULRICH et al. 1995) entnommen.

2.4 Bewertung der N-Einträge

Im Gegensatz zur Erfassung des Kronendurchlasses (s.o.) erlaubt die Modellierung des gesamten N-Eintrages aus Daten der trockenen, nassen und okkulten Deposition Aussagen über den Gesamteintrag von Stickstoff in die oberirdische Biomasse. Eine Bewertung auf der Basis der Critical Loads beinhaltet jedoch die Wirkung auf den Boden und muss auf der Basis der Kronendurchlässe erfolgen. Die Bewertung der N-Einträge erfolgte nach UN-ECE (1988) bzw. WHO (1995). Überschreitungen der in Tabelle 2 angegebenen Critical Loads ab 10 kg N ha^{-1} a^{-1} weisen auf mögliche (nachteilige) Veränderungen hin.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 NOx-Konzentrationen

Mühleggerköpfl

Die mittleren NOx-Konzentrationen am Mühleggerköpfl bzw. im Untersuchungsgebiet Achenkirch waren trotz des Verkehrsaufkommens und der örtlichen Emissionen durch Hausbrand, Kleinbetriebe und Tourismus gering (HERMAN et al. 1998). In den Messjahren 1991-1998 wurden die wirkungsbezogenen NO_2-Immissionsgrenzkonzentrationen der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987; 30 µg m^{-3} für das Jahresmittel, 80 µg m^{-3} für das Tagesmittel und 200 µg m^{-3} für das Halbstundenmittel) nicht überschritten. Die NO_2-Jahresmittel betrugen 4,4 bis 16,2 µg m^{-3}, die NO-Jahresmittel 0,7 bis 4,6 µg m^{-3}. Sowohl die NO- als auch die NO_2-Jahresmittel zeigten seit 1991 eine deutlich abnehmende Tendenz (Tabelle 4). Im mittleren Jahresgang waren die NOx-Konzentrationen im Jänner mit fast 20 µg m^{-3} am höchsten und im August mit rund 5 µg m^{-3} am niedrigsten (SMIDT et al. 2000).

An den Vergleichsstationen des Höhenprofiles **Christlum** nahmen die mittleren NO_2-Konzentrationen vom Talboden (930 m) bis zur Christlumalm (1280 m) von 9 µg m^{-3} auf 3 µg m^{-3} ab. Bedeutend geringer waren auch hier die NO-Konzentrationen, sie betrugen im Gesamtmittel 3 µg m^{-3} (Talboden) bzw. 1 µg m^{-3} (Christlumalm; HERMAN et al. 1998).

Tab. 2:
Critical Loads für Stickstoffeinträge (UN-ECE 1988; WHO 1995)

Stickstoffeintrag (kg N ha^{-1} a^{-1})		
Kritischer N-Eintrag	**Ökosystem**	**Kriterien**
5 - 10	Hochmoore	Veränderungen der Flora möglich, z.B. vermehrtes Wachstum von Büschen und Bäumen; baldige Begrenzung des Wachstums durch andere Nährstoffe (z.B. Kalium)
5 - 20	Heiden	verminderte Frostresistenz von Heidekraut (*Calluna*)
7 - 10	Heiden	auf schwach gepufferten Böden Veränderungen der Artenzusammensetzung je nach Verwitterungskapazität
> 20	Heiden	vollständige Umwandlung von Heiden in Grasland
10 - 12	Nadelwald	Nährstoffungleichgewichte aufgrund von hohem N-Eintrag in Abhängigkeit von der Mg- und Ca-Konzentration und von der Nitrifikationsrate des Bodens
> 20	Nadelwald	Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten; abhängig von der Aufnahme durch Bäume und von der Basensättigung des Bodens
< 15	Laubwald	Artenverschiebung in der Kraut- und Strauchschicht hin zu nitrophilen Arten

Tab. 4:
NO-, NO_2-, und NOx-Jahresmittelwerte (dauerregistrierende Messungen; µg m^{-3}) an der Station Mühleggerköpfl

Jahresmittelwerte (µg m^{-3})			
Jahr	**NO**	**NO_2**	**NOx**
1991	4,6	16,2	23,2
1992	2,3	12,3	15,8
1993	1,7	8,2	10,4
1994	1,5	6,8	9,1
1995	0,7	4,4	5,4
1996	2,8	6,8	11,2
1997	1,5	4,9	7,2
1998	1,5	4,9	7,2

Das Untersuchungsgebiet ist somit im Hinblick auf die NOx-Konzentrationen als Reinluftgebiet bzw. weitgehend unbelastetes Gebiet einzustufen.

3.2 N-Depositionen

3.2.1 Wet only Depositionen (1991-1998)

Am Mühleggerköpfl betrugen die Wet-only-Depositionen von anorganischem Stickstoff (NO_3-N + NH_4-N) vor dem Beginn des Stoffflussprojektes bzw. bis 1995 zwischen rund 9 und 17 kg ha^{-1} a^{-1} (Tabelle 3). Der für dieses Gebiet vergleichsweise hohe maximale Eintragswert im Messjahr 1995 zeigt, dass wenige Einzelereignisse mit hohen Einträgen das Jahresergebnis stark beeinflussen können (siehe Legende zu Tabelle 5). 1997 und 1998 wurden 12,4 bzw. 12,5 kg ha^{-1} a^{-1} ermittelt.

Tab. 5:
Wet-only-N-Depositionen (kg ha^{-1} a^{-1}) am Mühleggerköpfl

Forstliche Bundesversuchsanstalt					
Jahr	**mm**	**Monate**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**NO_3-N+ NH_4-N**
1991	1198	10	5,0	4,3	9,2
1992	1388	12	4,9	4,3	9,3
1993	1839	12	5,5	6,7	12,2
1994	1418	12	5,0	4,0	9,0
1995	1719	12	7,3	9,6	16,9*
1996	-	-	-	-	-
1997	1484	8	6,1	6,3	12,4
1998	1472	12	6,4	6,1	12,5

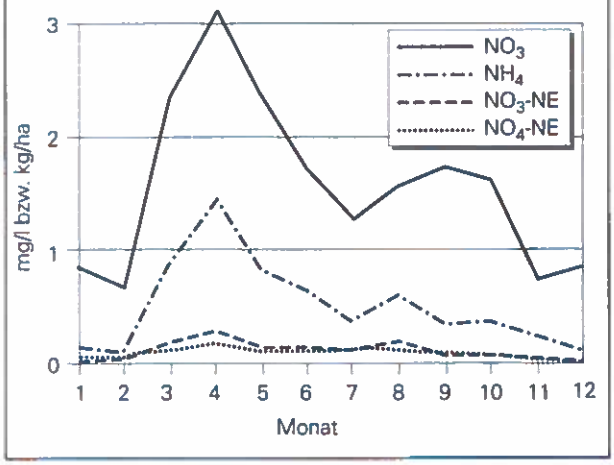
*) 1995 wurde innerhalb von 2 aufeinanderfolgenden Niederschlagsereignissen mit insgesamt 91 mm ca. 3 kg N ha^{-1} a^{-1} deponiert

An anderen österreichischen Waldgebieten wurden im Mittel N-Einträge von 3 bis 20 kg ha^{-1} a^{-1} registriert, das Gesamtmittel lag in der Größenordnung von 10 kg ha^{-1} a^{-1} (TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN/INSTITUT FÜR ANALYTISCHE CHEMIE 1994, 1995, 1996ab, 1998; AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1998). Die N-Einträge am Standort Mühleggerköpfl bzw. im Untersuchungsgebiet können demnach als mittelhoch bezeichnet werden.

Mittlere Jahresgänge der NO3–N- und NH4-N-Konzentrationen in den Wet-only-Niederschlägen

Der mittlere Verlauf der Wet-only-Konzentrationen in den Jahren 1991-1997 zeigt ein deutliches Maximum im April und ein zweites, geringeres Maximum im September. Die Depositionen sind durch ein schwaches Maximum im April und ein weiteres, noch schwächeres Maximum im August charakterisiert (Abbildung 1).

Abb. 1:
Mittlerer Jahresgang der NO_3- und NH_4-Konzentrationen sowie der NO_3-N und NH_4-N-Depositionen am Mühleggerköpfl (Mittel 1991-1997)



3.2.2 Bulk Freiland- und Kronendurchlass-Depositionen

Mühleggerköpfl

Die 1998 mit den Bulk-Sammlern gemessenen N-Depositionen betrugen 1998 11,3 kg N ha^{-1} a^{-1} (Freiland) bzw. 13,0 kg N ha^{-1} a^{-1} (Kronendurchlass). NO_3-N- und NH_4-N-Einträge differierten 1998 nur wenig. Die pH-Werte waren an der Wet-only-Station, wo die alkalische Stäube nicht gesammelt werden, erwartungsgemäß am niedrigsten (Tabelle 6). Die übrigen Ionen wiesen im Mittel Konzentrationen auf, die jenen der vorangegangenen Jahre entsprachen (SMIDT 1996b).

Tab. 6:
Gewichtete Konzentrationsmittel (mg Ion L^{-1}) und Summen der N-Depositionen (kg ha^{-1} a^{-1}) in den Wet-only-(WADOS) und Bulk-Niederschlägen am Mühleggerköpfl 1998

	mm	pH	elektrische Leitfähigkeit	N-Konzentrationen		N-Einträge		
				NO_3-N	NH_4-N	NO_3-N	NH_4-N	NO_3 +NH_4 -N
			µS cm^{-1}	mg L^{-1}	mg L^{-1}	kg ha^{-1} a^{-1}	kg ha^{-1} a^{-1}	kg ha^{-1} a^{-1}
Freifläche	1236	5,5	11,1	0,92	0,52	4,85	6,40	11,25
Kronendurchlass	1247	5,2	15,3	0,53	0,54	6,44	6,53	12,97
WADOS	1472	5,0	9,5	0,41	0,43	6,10	6,38	12,48

Tab. 7:
Gesamt-N-Depositionen (kg ha^{-1} a^{-1}): Vergleichswerte von Level II-Flächen aus Österreich, Deutschland und Frankreich. Die Freiland-Bandbreiten der Fichten- bzw. Buchenflächen beziehen sich auf die im Bereich der jeweiligen Kronendurchlassflächen gelegenen Flächen

	Mühleggerköpfl (1998)	Österreich (Messjahr 1996)	Deutschland (Messjahr 1995)	Frankreich (Messjahr 1995)
	diese Arbeit	SMIDT 2000	BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997	ULRICH et al. 1998
Freiland	12,5 (Wet only) 11,3 (Bulk)	7,6 – 13,1 (n=11)	7,8 – 20,5 (n=17)	7,1 – 17,1 (n=4)
Kronendurchlass Fichte	13,0	5,4 – 14,4 (n=11)	12,8 – 31,1 (n=17)	6,8 – 21,7 (n=4)
Freiland	-	8,3 – 9,0 (n= 2)	6,3 – 19,8 (n=12)	8,9 – 17,0 (n=3)
Kronendurchlass Buche	-	8,1 – 10,3 (n= 2)	7,8 – 26,9 (n=12)	13,6 – 19,3 (n=3)

BERGER (1995) fand am Christlumprofil 1992/93 (in 1050 m und 1400 m Seehöhe) mit N-Jahreseinträgen von 12 kg ha^{-1} a^{-1} ähnlich hohe Werte (vgl. auch Tabelle 5).

Zum Vergleich sind in Tabelle 7 Bandbreiten von Bulk-N-Depositionen aus Österreich, Deutschland und Frankreich (Fichten- und Buchenbestände) wiedergegeben, welche im Rahmen des ICP Forests Level II Programmes erhoben wurden. Hierzu wurden lediglich die Probeflächen mit reinen Fichten- bzw. Buchenflächen ausgewählt.

Die Bandbreiten der N-Depositionen zeigen, dass die 1998 am Mühleggerköpfl gemessenen Werte im Vergleich zu den 11 österreichischen Level II-Fichtenflächen in deren oberen Bereich liegen. Verglichen mit den angeführten Werten aus dem deutschen und dem französichen Level-II Netz sind die Werte als mittelhoch (Freiland) bzw. niedrig bis mittelhoch (Kronendurchlass) zu bezeichnen.

Jahresgang der N-Konzentrationen und N-Einträge

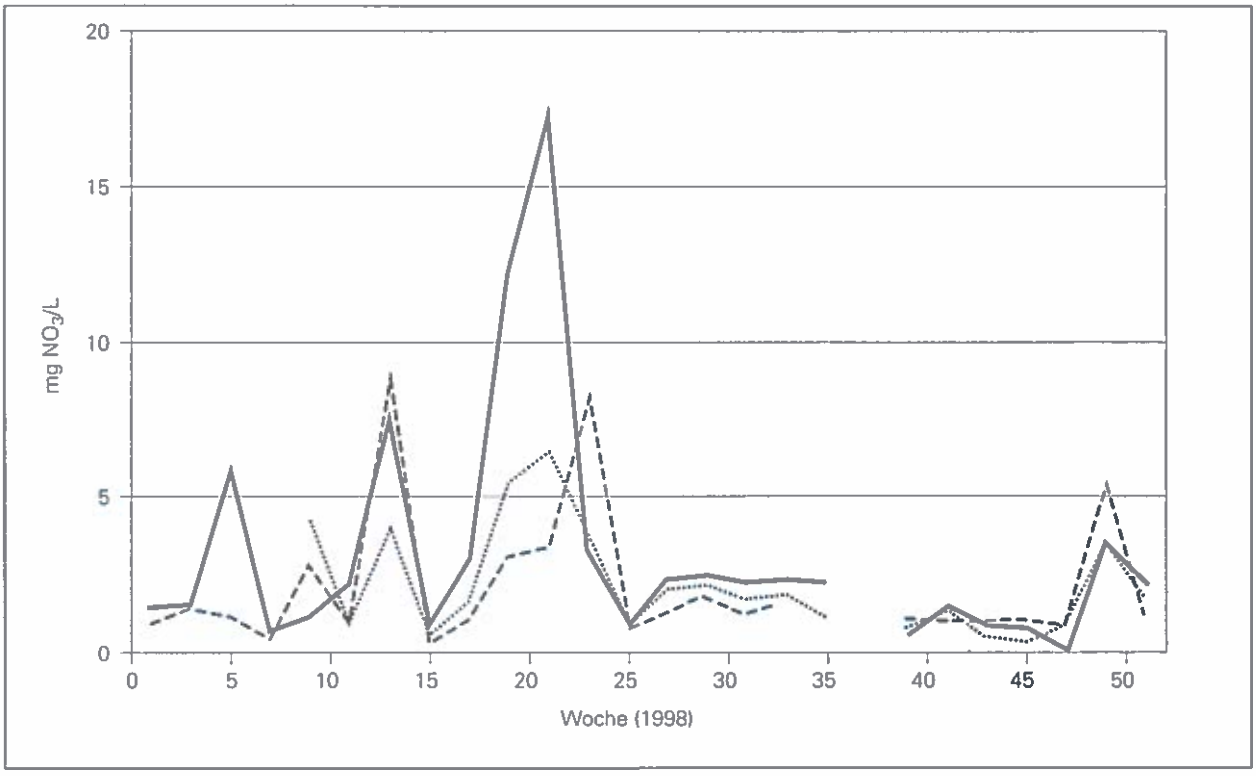
▶ **Nitrat:** Die Gegenüberstellung der 2-Wochenwerte der WADOS-, Bulk-Freiland- und Kronendurchlasswerte ergab Konzentrationen meist unter 10 mg NO_3-N L^{-1}, wobei die Kronendurchlasswerte in den meisten Perioden am höchsten waren. Relativ hohe NO_3-N- und NH_4-N-Konzentrationen wurden im Mai 1998 festgestellt (Abbildung 2a).

Abweichende Verläufe zeigten die NO_3-N-Einträge. Die Einträge in den einzelnen Perioden betrugen rund 1,5 kg NO_3-N ha^{-1} [2 Wochen]$^{-1}$. Das Maximum wurde Ende März erreicht (Abbildung 2b).

▶ **Ammonium:** Die NH_4-N-Konzentrationen (bis knapp über 5 mg NH_4-N L^{-1} gelegen) zeigten ebenfalls ein Mai-Maximum, das jedoch nur beim Kronendurchlass stark ausgeprägt war (Abbildung 2c).

Im Gegensatz zu den NO_3-N-Einträgen zeigten sich bei den NH_4-N-Einträgen relativ hohe Werte (über 0,5 kg NH_4-N ha^{-1} [2 Wochen]$^{-1}$) zur Jahresmitte und das Maximum im Oktober (Abbildung 2d).

Abb. 2:
Jahresverlauf von Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen und -einträgen im Niederschlagswasser 1998 (Wet-only, Freiland und Kronendurchlass)



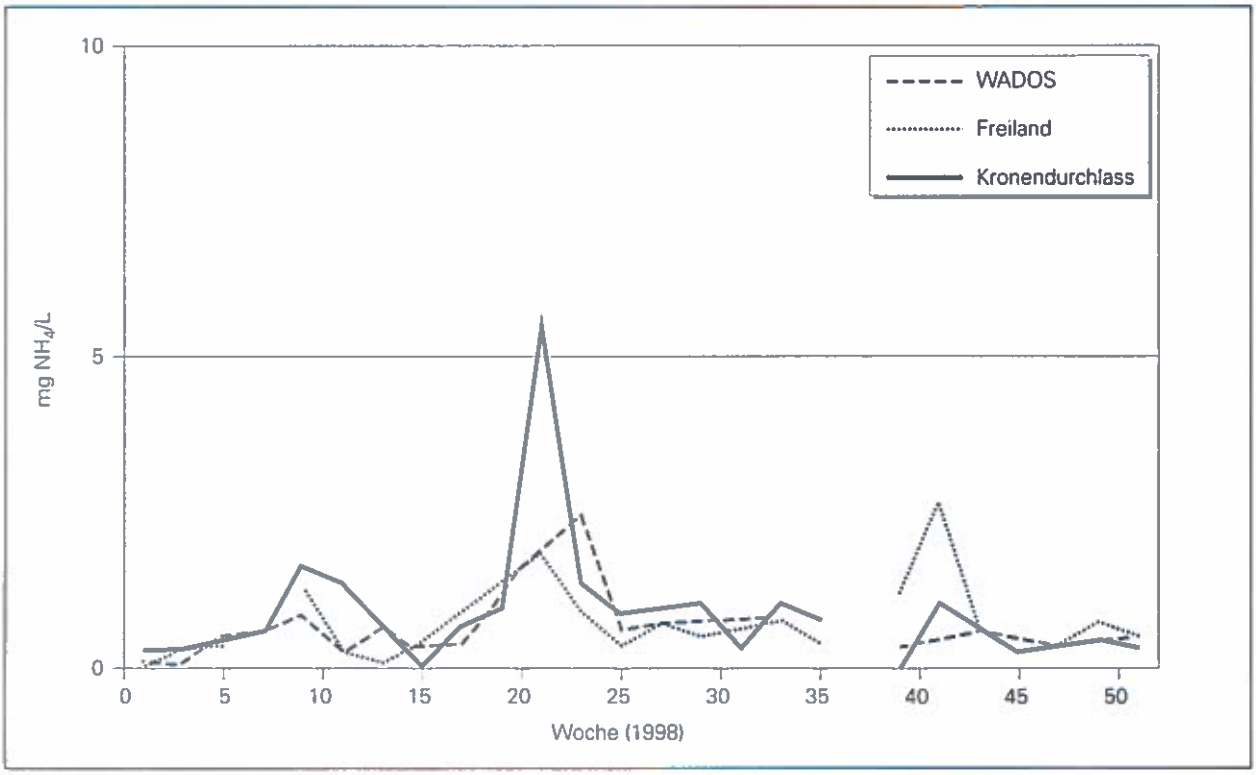
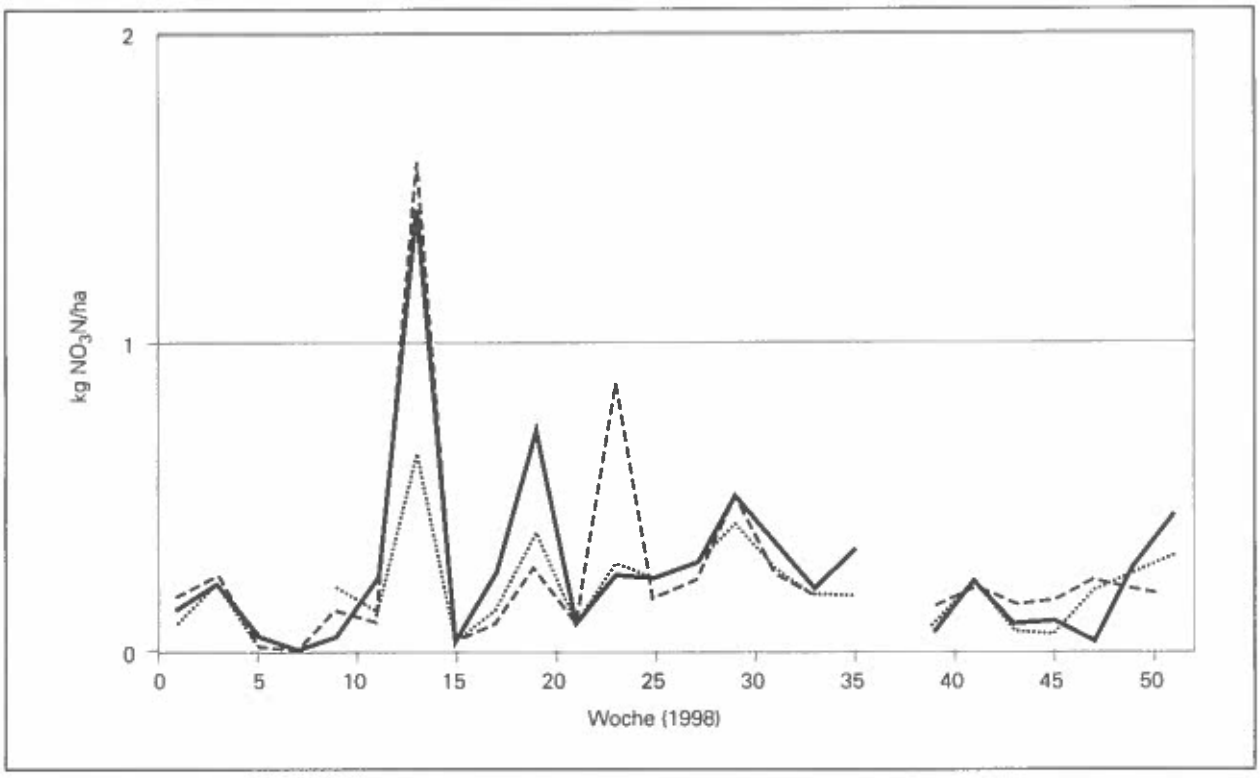
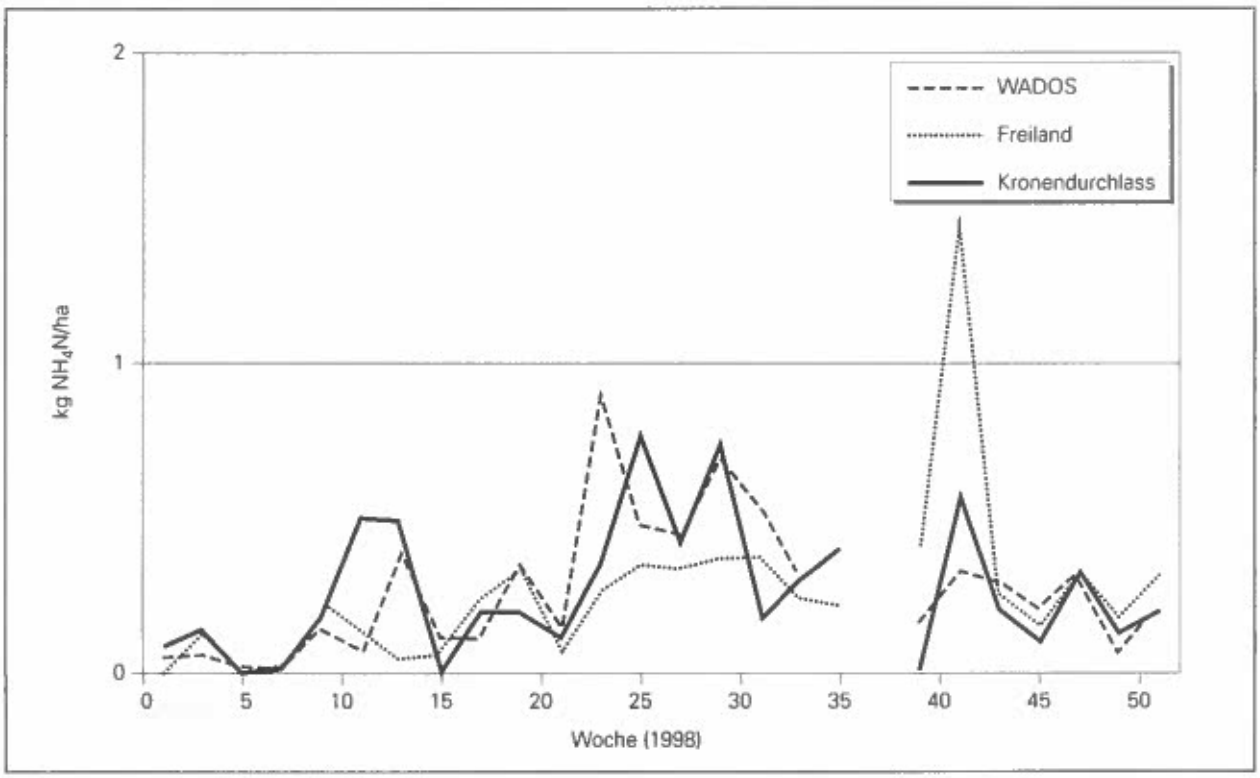


Abb. 2 Fortsetzung:
Jahresverlauf von Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen und -einträgen im Niederschlagswasser 1998 (Wet-only, Freiland und Kronendurchlass)





Kronendachdifferenzen

Für die mittels Bulksammler gewonnenen Niederschlagsproben ergaben sich für die N-Konzentrationen bzw. -einträge Kronendachdifferenzen gemäß Tabelle 8. Während 1998 der mittlere pH-Wert unter dem Kronendach um 0,3 Einheiten abgesenkt wurde und die Leitfähigkeiten um rund 4 µS cm^{-1} anstiegen, nahmen Nitrat- und Ammonium-N-gehalte um 0,6 bzw. 0,4 mg L^{-1} zu. Die prozentuellen Differenzen waren bei den K- und NH_4-Konzentrationen bzw. bei den H-Depositionen am höchsten.

Der NO_3-N-Eintrag unter dem Kronendach lag deutlich über jenem im Freiland, während der NH_4-N-Eintrag unter dem Kronendach nahezu gleichhoch war. Der Protoneneintrag unter dem Kronendach veränderte sich 1998 nur unwesentlich (um 50g ha^{-1} a^{-1}).

Tab. 8:
Kronendachdifferenzen (Kronendurchlass- minus Freiflächenwerte; Bulk) der gewichteten Mittel der anorganischen N-Verbindungen (mg Ion L^{-1}) und ihrer Depositionen (kg ha^{-1} a^{-1}) für das Messjahr 1998

Parameter	Kronendachdifferenz
Nitrat (mg Ion L^{-1})	0,62
Ammonium (mg Ion L^{-1})	0,43
NO_3-N-Eintrag (kg ha^{-1} a^{-1})	1,59
NH_4-N-Eintrag (kg ha^{-1} a^{-1})	0,13

3.2.3 Gesamtdepositionen (11/1995-10/1996)

In der Messperiode betrug die Gesamtdeposition am Christlumprofil zwischen 18 kg N ha^{-1} a^{-1} (1280 m Seehöhe) und 28 kg N ha^{-1} a^{-1} (920 m Seehöhe). Sie war somit bis mehr als 2x höher als die Freilanddeposition. Der Eintrag von Stickstoff durch nasse Deposition dominierte an allen 3 Stationen gegenüber der trockenen und okkulten Deposition (KALINA et al. 2001). Es fällt ferner auf, dass der Anteil an okkulter Deposition mit der Seehöhe zunahm: Auf dem Christlumkopf (1758 m) war er mit etwa 28% repräsentiert (KALINA 1997), auf der Christlumalm war er mit 8% deutlich geringer und am Talboden vernachlässigbar gering.

Tabelle 9:
Deposition von N-Verbindungen im Untersuchungsgebiet Achenkirch (November 1995 - Oktober 1996; KALINA 1997)

		Christlumkopf (1758 m)	Christlumalm (1280 m)	Talboden (930 m)
N (oxidiert)	trocken	3,33	2,12	2,43
	nass	5,80	5,70	5,90
	okkult	2,10	0,60	0,04
N (reduziert)	trocken	1,00	0,90	4,20
	nass	8,70	8,00	15,50
	okkult	3,30	0,90	0,10
N (total)		**24,23**	**18,22**	**28,17**

Tabelle 9 gibt die Jahresdepositionen von N-Verbindungen, aufgeschlüsselt nach den 3 Messstationen des Christlumprofiles sowie nach trockener, nasser und okkulter Deposition, wieder.

3.2.4 Bewertung der aktuellen N-Depositionen

Die am Mühleggerköpfl in Form von nassen Absetzdepositionen festgestellten N-Depositionen können, gemessen an den derzeit geltenden vorläufigen Critical Loads der WHO (1995) für Nadelwaldbestände (10-12 kg N ha^{-1} a^{-1}), nachteilige Wirkungen haben. Auf der Basis der Kronendurchlässe ergeben sich geringfügige Überschreitungen der Critical Loads.

3.2.5 Bodenwasser- und Oberflächenwasseranalysen

3.2.5.1 Bodenwasser

- **Konzentrationsniveaus:** Die mittleren Konzentrationsniveaus von NO_3-N waren 1998 im Bodenwasser rund 5x so hoch wie im Niederschlagswasser, nahe Null hingegen bei den NH_4-N-Konzentrationen. Entsprechend dem Grundgestein waren die Mg-Konzentration um einen Faktor von rund 40 und die Ca-Konzentrationen um einen Faktor von 50 im Bodenwasser höher.
  Die Konzentrationsniveaus waren weitgehend mit jenen der Vergleichsstationen im Raum Achenkirch und in den Bayerischen Alpen (Tabelle 10) vergleichbar. Die Nitratgehalte waren hingegen im Vergleich zu den beiden Flächen am Christlumprofil und zu den Bayerischen Alpen deutlich höher. Deutlich höhere Nitrat-Kozentrationsniveaus im Bodenwasser wurden z.B. an den beiden deutschen EXMAN-Flächen Höglwald (Mittel 1987-1994: 49-108 mg NO_3 L^{-1}; bis 175 cm Bodentiefe, Boden-pH 3,5-5,3) und Solling (1990-1994: 10-20 mg NO_3 L^{-1}; bis 100 cm Bodentiefe, Boden-pH: 4,2-4,3) gemessen (KREUTZER et al. 1998).
- **Tiefenverläufe:** Die Tiefenverläufe der Ca- und NO_3-Konzentrationen in den einzelnen Bodentiefen sind aus den Abbildungen 3ab zu ersehen.

In den 4 Bodentiefen zeigt sich ein weitgehend paralleler Verlauf der Ionenkonzentrationen. Eine Zunahme der Konzentrationen einiger Ionen (NO_3, aber auch Cl, SO_4, Mg, Ca) mit der Bodentiefe ist ebenfalls erkennbar (Tabelle 10).
Diese Zunahme war an den Vergleichsmessstellen nicht stark ausgeprägt. Die Konzentrationszunahme von Ca und Mg erklärt sich daraus, dass mehr oder weniger reines Carbonat ohne organische Substanz mit dem Bodenwasser in Verbindung steht. Die Nitratgehalte stehen mit der mikrobiellen Aktivität und der Verdünnung durch Regenwasser bzw. der Konzentrierung durch Evapotranspiration im Zusammenhang.

▶**Jahresgänge:** Nitrat zeigte starke Fluktuationen und Konzentrationen bis fast 40 mg L^{-1}. Die pH-Werte lagen zwischen 6,3 und 8,3 und nahmen mit der Bodentiefe eher zu. Die Ca-Werte lagen zwischen ca. 9 mg L^{-1} und 27 mg L^{-1}, die Mg-Werte zwischen ca. 15 mg L^{-1} und 45 mg L^{-1}.

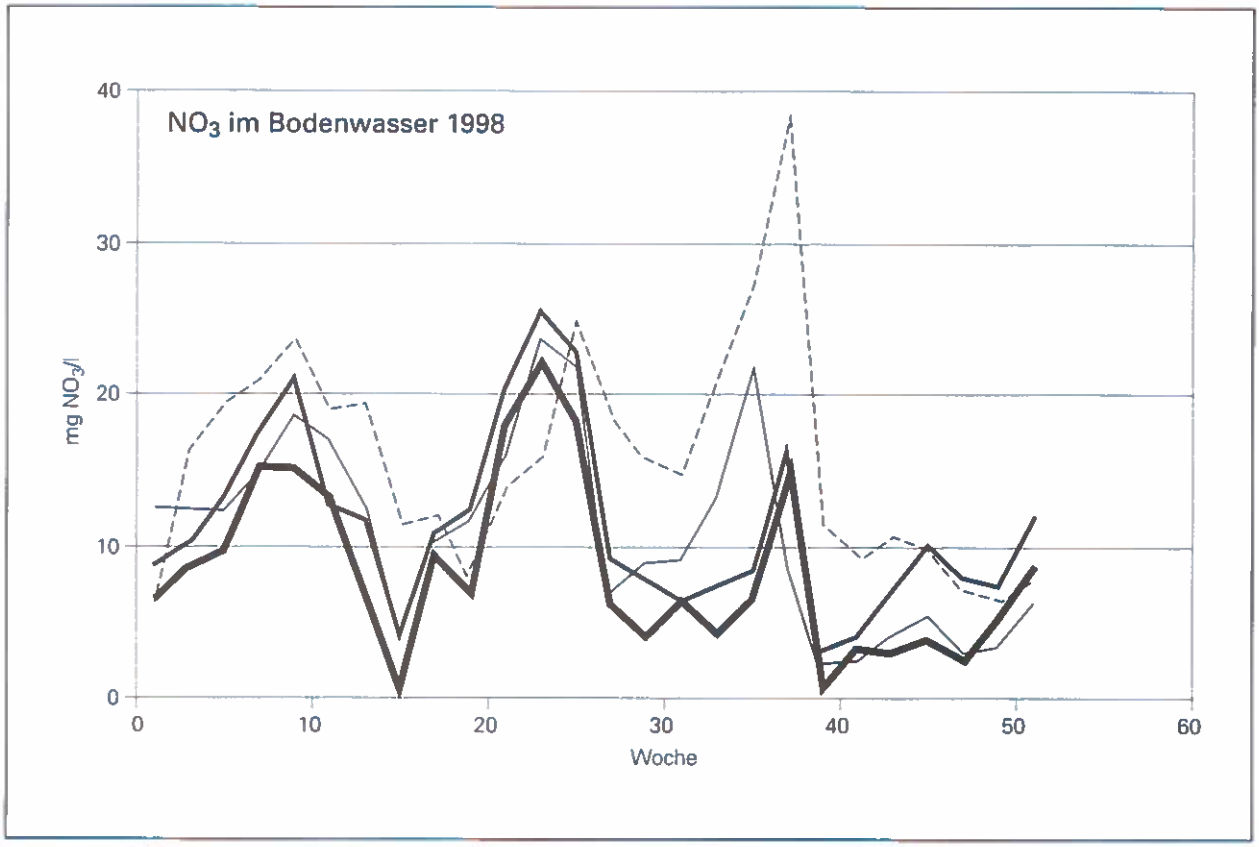
3.2.5.2 Oberflächenwasser

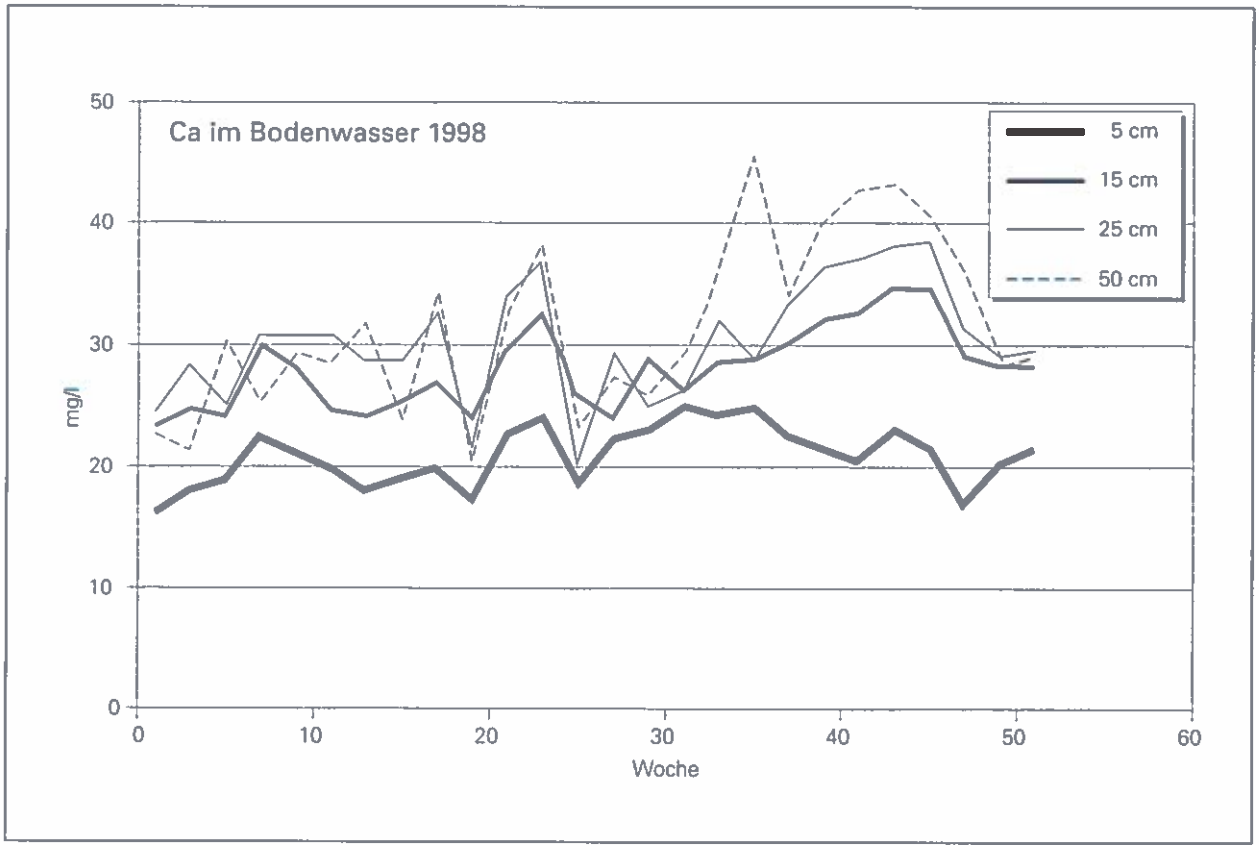
Die Oberflächenwasserproben wiesen - v.a. im Hinblick auf Cl, SO_4 und K - deutlich höhere Konzentrationen auf als jene der Bodenwasserproben. Die Ca- und Mg-Konzentrationen waren hingegen im Bodenwasser deutlich höher. Die NH_4-N-Konzentrationen entsprachen im Mittel jenen im Kronendurchlass.

Tab. 10:
Messstellen- und Bodentiefenmittel der Bodenwasserproben (nicht gewichtet; Messjahr 1998); Oberflächenwasser: Sammelgefäß Wanne (1) und Fass (2)

	pH	LF	NO_3	NH_4	Mg	Ca	NO_3-N + NH_4N
		µS cm^{-1}	mg L^{-1}	mg L^{-1}	mg L^{-1}	mg L^{-1}	mg L^{-1}
Bodentiefenmittel und Bandbreiten der 2-Wochenwerte am Mühleggerköpfl							
5 cm	7,9 6,5-8,9	178,0 45-254	8,1 0,3-45,0	0,2 0,0-0,9	12,2 0,3-16,3	20,6 6,5-29,7	2,0 0,1-10,6
15 cm	8,0 7,0-8,8	242,6 110-362	10,2 0,1-48,5	0,2 0,0-0,8	16,6 8,7-22,0	26,9 16,2-36,1	2,5 0,0-11,0
25 cm	8,0 7,3-9,0	278,6 202-416	11,4 0,6-34,0	0,2 0,0-0,9	18,7 10,7-25,4	29,0 12,6-40,6	2,8 0,1-7,9
50 cm	8,0 7,3-8,4	322,9 199-458	14,2 0,6-38,3	0,2 0,0-0,9	20,9 4,8-28,2	32,4 4,9-46,7	3,4 0,2-8,8
Oberflächenabfluss (1)	6,9	106,6	18,6	2,1	6,4	9,7	5,8
Oberflächenabfluss (2)	7,0	109,5	26,1	0,8	6,5	10,0	4,4
Kronendurchlass	5,2	15,3	2,4	1,1	0,3	0,7	1,4
Bodenwasser - Vergleichswerte Achenkirch (Christlumprofil, Probefläche 5 / 1050 m), 8/92-7/93). BERGER (1995)							
5 cm	7,5		1,8	0,2	10,6	16,5	0,6
10 cm	7,6		0,6	0,2	19,2	31,0	0,3
15 cm	7,7		3,0	0,1	20,2	34,7	0,8
Bodenwasser - Vergleichswerte Achenkirch (Christlumprofil, Probefläche 1A / 1400 m), 8/92-7/93). BERGER (1995)							
5 cm	7,1		0,7	0,1	4,6	8,7	0,2
15 cm	7,4		1,9	0,1	10,8	17,4	0,5
30 cm	7,8		1,4	0,1	18,7	29,7	0,4
Bodenwasser - Vergleichswerte Bayerische Alpen (1220 m, 8/90-10/92). BÄUMLER & ZECH (1998)							
10 cm	4,6		19,0	0,1	0,9	7,2	4,4
30 cm	5,7		15,5	0,1	0,7	7,9	3,6
50 cm	6,5		5,0	0,05	0,4	7,3	1,2
Bodenwasser - Vergleichswerte Bayerische Alpen (1210 m, 8/90-10/92). BÄUMLER & ZECH (1998)							
10 cm	4,6		7,1	0,1	0,8	5,4	1,7
30 cm	5,0		4,6	0,1	0,7	5,6	1,1
50 cm	6,5		1,1	0,05	0,9	13,4	0,3

Abb. 3:
Verlauf von Nitrat- und Ca-Konzentrationen im Bodenwasser 1998





Literatur

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1998: *Depositionsmessdaten.*

Bäumler R. & Zech W. 1998: *Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps.* Forest Ecology and Management 108, 231-238. Elsevier New York.

Berger T. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte 87, 133-144.

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1997: *Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, Level II.* Erste Ergebnisse.

Callesen I., Raulund-Rasmussen K., Gundersen P. & Stryhn H. 1999: *Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests.* Forest Ecology and Management 114, 71-82.

Feichtinger F. & Scheidl A. 2001: *Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl/ Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse.* FBVA-Berichte, dieser Band.

Herman F. & Smidt S. (Hrsg.) 1995: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern - Schwerpunkt Rhizosphäre.* FBVA-Berichte 87.

Herman F. & Smidt S. 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen.* FBVA-Berichte 94.

Herman F., Lötz C. & Smidt S. (Hrsg.) 1998: *Description and evaluation of stress to mountain forest ecosystems: Results of long-term field experiments.* Environ. Sci. & Pollut. Res., Special Issue 1.

Herman F., Smidt S. & Englisch M. 2001. *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

Kalina M., Zambo E., Stopper S., Garmroudi Y. & Puxbaum H. 1996: Okkulte Deposition in Achenkirch. Vorläufiger Endbericht. Technische Universität, Institut für Analytische Chemie, 6/96.

Kalina M. 1997: *Atmosphärischer Eintrag von Stickstoff- und Schwefelverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch.* Dissertation Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie.

Kalina M., Stopper S., Zambo E. & Puxbaum H. 2001: *Eintrag von Stickstoffverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen (Mühleggerköpfl, 920m und Christlumkopf, 1758m).* FBVA-Berichte, dieser Band.

Knoflacher M & Loibl W. 1996: *Flächenbezogene Abschätzung des Risikos durch Protonen- und Stickstoffeinträge für Waldböden des Tiroler Kalkalpin.* FBVA-Berichte 94, 231-254.

Kreutzer K., Beier C., Bredemeier M., Blanck K., Cummins T., Farrell E.P., Lammersdorf N., Rasmussen L., Rothe A., de Visser P.H., Weis W., Weiss T. & Xu Y. 1998: *Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites.* Forest Ecology and Management 101, 125-142.

Österreichische Akademie der Wissenschaften 1987: *Luftqualitätskriterien NO_2.* Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.

Smidt S., Knoflacher K., Mutsch F., Stefan K. & Herman F. 1995: *Belastung der Nordtiroler Kalkalpen durch Schadstoffdepositionen.* FBVA-Berichte 87, 245-262.

Smidt S., Mutsch F., Knoflacher K., Stefan K. & Herman F. 1996: *Stress on the Northern Tyrolean Limestone Alps by the deposition of pollutants.* Phyton (Horn, Austria) 36 (4), 245-270.

Smidt S. 1996a: *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. 1996b: *Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmessergebnisse im Raum Achenkirch (1990-1995).* FBVA-Berichte 94, 157-175.

Smidt S. 1998: *Luftverunreinigungen an österreichischen Waldmessstationen.* Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht Immissionen 1/1998.

Smidt S. & Englisch M. 1998: *Die Belastung von österreichischen Wäldern mit Luftverunreinigungen.* CBl. f.d.ges. Forstwes. 115 (4), 229-248.

Smidt S. 2000: *Depositionsmessungen auf den Level II Flächen.* Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht ICP-DEP 1/2000.

Smidt S., Herman F., Plattner J., Pausch J. & Leitner J. 2000: *Messbericht (Monats- und Jahreswerte; Höhenprofile Achenkirch 1991-1999 und Bodental/Ktn. (1999).* Luftschadstoffmessungen, meteorologische Messungen. Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Bericht G3-1/2000.

Stefan K. & Herman F. 1995: *Ergebnisse chemischer Nadelanalysen aus dem Tiroler Kalkalpin.* FBVA-Berichte 87, 231-244.

Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie 1994: *Verteilung der nassen Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen in Österreich.* Messjahr 1991. Bericht 9/94.

Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie 1995: *Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich. Messjahr 1992.* Bericht 3/95.

Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie 1996a: *Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich.* Messjahr 1993. Bericht 2/96.

Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie 1996b: *Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich. Messjahr 1994.* Bericht 5/96.

Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie 1998: *Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich. Messjahr 1995.* Bericht 1/98.

Tietema A., Boxman A.W., Bredemaier M., Emmett B.A., Moldan F., Gundersen P., Schleppi P. & Wright R.F. 1998: *Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe: A summary of results.* Environmental Pollution 102 (1) 433-438.

Ulrich E., Lanier M. & Combes D. 1998: *RENECOFOR – Depots atmospheriques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (soureseau CATAENAT). Rapport scientifique sur les annes 1993-1996.* Office National des Forets, Department des Recherches Tequniques.

UN-ECE 1988: *Critical Loads Workshop March 19-24.* Skoklo-ster, Sweden.

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.

Wright R.F. & Tietema A. 1995 (eds.): *NITREX.* Forest Ecology and Management. Special Issue 71. Elsevier, The Netherlands.

Wright R.F. & Rasmussen L. 1998: *Introduction to the NITREX and EXMAN projects.* Forest Ecology and Management 101, 1-8. Elsevier, The Netherlands.

Verfasser: Dr. Stefan Smidt
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Institut für Immisionsforschung und Forstchemie
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at

Eintrag von Stickstoffverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch/Tirol (Mühleggerköpfl, 920m und Christlumkopf, 1758m)

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

Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien

Kurzfassung. Die im Rahmen des Projektes „Einträge durch nasse, trockene und okkulte Depositionen" ermittelten N-Einträge wurden durch ein weiteres Messjahr evaluiert. Trocke, nasse und okkulte Depositionen wurden in 2 Höhenstufen in Achenkirch/Tirol gemessen und die Anteile der trockenen und okkulten Deposition modelliert.

Im Untersuchungszeitraum Oktober 1997 bis Oktober 1998 wurden 135 Nebel- und 88 Niederschlagsproben gesammelt und die Ionen Chlorid, Nitrat, Sulfat, Ammonium, Kalium, Kalzium, Magnesium und Natrium bestimmt. Zusätzlich wurden mit 52 Filterstacks Aerosole und Salpetersäure und mit 208 Passivsammlern Ammoniak und Stickstoffdioxid gemessen.

Generell wiesen die Nebelproben höhere Konzentrationen als die Niederschlagsproben auf. Die „Cloud to Rain Ratios" lagen zwischen 8 und 11 für Ammonium und zwischen 4 und 8 für Nitrat. Der Gesamtstickstoffeintrag betrug unter Berücksichtigung des „Edge Effektes" in 1758 m Seehöhe 26 kg N ha^{-1} a^{-1}, in 920 m Seehöhe 17 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die Anteile der okkulten Deposition an der Gesamtstickstoffdeposition lagen zwischen 19 % und 31 % (Christlumkopf). Critical Loads für Stickstoff in Nadelwälder unter Bezugnahme auf Nährstoffungleichgewichte wurde daher besonders deutlich in höheren Lagen überschritten.

Schlüsselworte: Deposition, Nebel, Regen, Aerosol, Wolkenwasser, Ammoniak, Ammonium, Nitrat, Stickstoffdioxid, Salpetersäure

Abstract. [Input of Nitrogen Compounds due to Dry, Wet and Occult Deposition at two Altitudinal Levels in the Area of Achenkirch/Tyrol (Mühleggerköpfl 920 m and Christlumkopf 1758 m a.s.l.).] The goal of the project is to assess the „occult" deposition of trace metals, nitrogen and sulfur compounds at two sites in the Achenkirch valley. The nitrogen deposition in particular is also part of the element flux project of the Federal Forest Research Centre. Fluxes of dry and occult deposition were calculated using deposition models which consider vegetation structure, pollutant concentration as well as other biological, chemical and meteorological parameters.

For this purpose throughout a one year period from October 1997 to October 1998 135 cloudwater and 88 precipitation samples were taken and analysed for the ions chloride, nitrate, sulfate, ammonium, potassium, calcium, magnesium and sodium. The nitrogen compounds ammonium and nitrate represented between 31 % and 56 % of the total ionic content of the individual samples. In addition 52 filter packs for sampling of aerosol and nitric acid as well as 208 passiv samplers for the determination of ammonia, sulfur dioxide and nitrogen dioxide were exposed and analysed.

In general, cloudwater samples showed higher concentration values than precipitation samples. Calculated „cloud to rain" ratios were ranging from 8 to 11 for ammonium and from 4 to 8 for nitrate. The total nitrogen and sulfur input with respect to the „edge effect" was estimated to be 26 kg N ha^{-1} a^{-1} at the station Christlumkopf and 17 kg N ha^{-1} a^{-1} at the station Mühleggerköpfl. The relative portion of occult deposition compared to the total nitrogen deposition was in the range between 19 % and 31 % (Christlumkopf). Critical Loads for nitrogen with respect to imbalanced nutrient supply were exceeded at the stations Christlumkopf and Mühleggerköpfl with 26,2 kg N ha^{-1} a^{-1} and 16,6 kg N ha^{-1} a^{-1} respectively.

Keywords: Deposition, cloudwater, fog, wet precipitation, aerosol, ammonia, ammonium, nitrate, nitrogen dioxide, nitric acid

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) als geschädigt angesprochen wurden. Während in der anfänglichen Diskussion über die Ursachen der „neuartigen" Waldschäden im Stressorenkomplex „Luftschadstoffe" die nasse Deposition als alleinige Ursache angesehen wurde, zeigte sich in der weiteren Folge, dass auch Spurengase und Stäube zur Belastung des Waldes beitragen. Beiden Depositionsarten wird zur Zeit in der Diskussion der (Critical Loads: Eintragsmengen eines Schadstoffes, bei deren Überschreitung negative Effekte bei bestimmten Rezeptoren auftreten können) Loads und Critical Levels Rechnung getragen (RIVM 1993, POSCH et al. 1995). Dagegen gibt es keine oder nur 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.

Dass die Ionenkonzentrationen im Wolkenwasser generell höher sind als im Niederschlag und diese sogar um eine Größenordnung übersteigen können, wurde in mehreren 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 durch Anwendung von Nebelmodellen möglich (LOVETT 1984, MILLER et al. 1993, PAHL et al. 1994). Die Bedeutung dieser Abschätzungen wurde durch die Studie von MILLER et al. (1993) verdeutlicht, in der die errechneten Anteile der okkulten Deposition an der Gesamtdeposition je nach Seehöhe bis zu 64 % betrugen.

Im Vorläuferprojekt zur gegenständlichen Arbeit wurde der atmosphärische Eintrag von Stickstoff- und Schwefelverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch abgeschätzt. An den drei Höhenstufen des Christlumprofiles (Christlumkopf, 1758 m, Christlumalm, 1280 m und Talboden, 920 m) wurden zwischen Oktober 1995 und Oktober 1996 Anteile der okkulten Deposition an der Gesamtdeposition von bis zu 40% ausgewiesen (KALINA et al. 1998a und 1998b).

Ziel der Untersuchung war es, die Ergebnisse eines Messjahres durch weitere Studien im Hinblick auf die jahreszeitlichen Schwankungen und die annuellen Differenzen zu konkretisieren. Weiters sollte geprüft werden, inwieweit die Emissionen lokaler Kleinemittenten speziell in den Tallagen die Gesamteinträge beeinflussen.

2 Material und Methodik

2.1 Messplätze und Geräteausstattung

Die Messplätze zur kontinuierlichen Erfassung der nassen, trockenen und okkulten Deposition befinden sich auf dem Christlumkopf in 1758 m Seehöhe und auf dem Mühleggerköpfl in 920 m Seehöhe (HERMAN et al. 2001). Als Modellflächen für die Depositionsberechnungen wurden die Waldflächen 1a (1400 m Seehöhe) und 5 (1050 m Seehöhe) aus dem Vorgängerprojekt beibehalten (KALINA 1997). Die Tal-Messstelle wurde gegenüber dem Vorläuferprojekt auf das Mühleggerköpfl verlegt.

Tabelle 1 zeigt die Geräteausstattung an den beiden Stationen und die Messintervalle.

An den beiden Messstellen wurden gas- und aerosolförmige Luftschadstoffe mittels Filterstacks (Schwermetalle, HNO_3, partikuläres Ammonium und Nitrat) und Passivsammlern (NO_2 und NH_3) gesammelt. Weiters wurden an beiden Messstellen

Tab. 1:
Geräteausstattung und Messintervalle

Zeitliche Auflösung:
24h: 24 Stundenintervalle,
2w: 2-wöchige Intervalle,
15 min bzw. 1min: 15 Minuten bzw. 1 Minute

Messstelle	Seehöhe	Nebel-sammler	WADOS	Filter-stack	Passivsammler		Sensoren
	[m SH]				NO_2	NH_3	
Christlumkopf	1758	24h	-	2w	2w	2w	15 min/1min
Mühleggerköpfl	920	24h	je Ereignis	2w	2w	2w	15 min/1min

aktiv Wolkenwasserproben (Nebelsammler „NESA1") und zusätzlich an der Station Mühleggerköpfl ereignisweise Niederschlagsproben mit einem WADOS (Wet and dry only precipitation sampler) geworben.

Zusätzlich wurden 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 an beiden Messstellen eingesetzt. Ein PVM-100 („Particulate Volume Monitor", GERBER 1984) wurde an der Containerstation Christlumkopf zur direkten Aufnahme des Flüssigwassergehaltes der Nebelereignisse, zur Kalibration der Nebeldetektoren sowie zur Überprüfung der im Vorläuferprojekt entwickelten Formel für den Zusammenhang zwischen Sammelrate der Nebelsammler und Flüssigwassergehalt (LWC) des entsprechenden Nebelereignisses (KALINA 1997, KALINA et al. 1998c) in Betrieb genommen.

Zur Reduktion der Anzahl der Datenpunkte wurden die Sensordaten als Mittelwerte über 15 Minuten (10 Minuten im Vorläuferprojekt) erfasst. Nur die empfindlichen Parameter Windrichtung und Windgeschwindigkeit wurden als Einminutenmittelwerte registriert (Tabelle 1). Die Datenaufnahme erfolgte über Datalogger, die in 14-tägigen Intervallen von Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt ausgelesen wurden.

Der routinemäßige Probenahmebetrieb wurde mit 1. Oktober 1997 gestartet und konnte bis zum Ende der Untersuchungsperiode (31. Oktober 1998) nahezu lückenlos aufrecht erhalten werden. Die Verfügbarkeit der Sammelsysteme lag zwischen 98 % und 100 %, die Ausfälle waren ausschließlich durch kurzzeitige Stromausfälle am Messcontainer Christlumkopf bedingt.

2.2 Probenahme und Analytik

Nasse Deposition

Zur Erfassung der nassen Deposition wurde ein WADOS eingesetzt, ereignisweise beprobt, 14-Tagesmischproben gebildet und nach SMIDT (1991, 1996) analysiert.

Trockene Deposition

Die Gase Ammoniak und Stickstoffdioxid wurden wie im Vorläuferprojekt mit Passivsammlern erfasst und ionenchromatographisch als Ammonium und Nitrat analysiert (KASPER & PUXBAUM 1994). Auf die parallele Beprobung von Ammoniak mit Filterstacks wurde im Gegensatz zum Vorläuferprojekt verzichtet, da die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchungsperiode eine gute Vergleichbarkeit der beiden Sammelmethoden zeigten: Der Vergleich der Passivsammler- mit den Filterstackdaten ergab für Ammoniak einen Korrelationkoeffizienten von 0,96 bei einem Anstieg der Ausgleichsgeraden von 0,95 (KALINA 1997).

Anorganische Hauptkomponenten im Aerosol sowie gasförmige Salpetersäure wurden mit Filterstacks beprobt. Die Filterstack-Apparatur wurde mit zwei hintereinandergeschaltenen Filtern, einem Frontfilter für anorganische Bestandteile im Aerosol (Teflonfilter „ZEFLUOR", 1 µm Porenweite, 47 mm Durchmesser, Fa. Gelman) sowie mit einem Backfilter für Salpetersäure (Nylonfilter „NYLASORB", 1 µm Porenweite, 47 mm Durchmesser, Fa. Gelman) mit einem Durchsatz von 2 L/min betrieben und 14-tägig beprobt.

Als Bezugspunkt für die Analytik wurden bei jeder Charge Feldblindwerte mitgeführt, die am Messort je 10 Sekunden an die Pumpe angeschlossen, dann wieder verschlossen und während der gesamten Messzeit im Messcontainer aufbewahrt. Die daraus erhaltenen Konzentrationswerte für die Ionen wurden von denen der beprobten Filter als Blindwert abgezogen.

Die Filter für anorganische Hauptkomponenten und für Salpetersäure wurden gemäß KALINA (1997)

Tab. 2:
Analysenparameter der ionenchromatographischen Systeme

	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 MSA	1,8 mM Na_2CO_3 + 1,7 mM $NaHCO_3$
Flow	1 ml/min	1 ml/min
Suppressor	CSRS I - 4mm (elektrochemisch)	ASRS I - 4mm (elektrochemisch)
Probenschleife	20 µl	30 µl
Detekor/ Empfindlichkeit	Leitfähigkeitsdetektor / 10 µS	Leitfähigkeitsdetektor / 5-30 µS

eluiert (Teflonfilter mit 0,2 mL Ethanol und 3,4 mL destilliertem Wasser, Nylonfilter mit 3,6 mL Eluent für Anionenchromatographie) und ionenchromatographisch analysiert (Tabelle 2). Die Nachweisgrenzen lagen für die Ionen Ammonium und Nitrit bei 0,01 mg L^{-1}, für Nitrat bei 0,03 mg L^{-1}.

Okkulte Deposition

Für die Sammlung der Nebelproben wurden die im Zuge des Vorläuferprojektes gebauten und an die Gegebenheiten in Achenkirch adaptierten aktiven Sammelsysteme vom Typ „NESA1" der Fa. Kroneis (KALINA et al. 1998c) generalüberholt und an den Containermessstellen Christlumkopf und Mühleggerköpfel aufgebaut. Der Probenwechsler des Nebelsammlers wurde mit täglicher Probenahme betrieben, was durch die 14-tägige Betreuung ermöglicht wurde. Die Nebelproben wurden nach der Mengenbestimmung gekühlt aufbewahrt (4 °C), in monatlichen Intervallen an das Labor der Technischen Universität gebracht und dort analysiert (Tabelle 2).

2.3 Modellierung der Jahresdeposition

Der Eintrag von Stickstoffverbindungen in Ökosysteme wird durch nasse, okkulte und trockene Deposition bestimmt. Für die Depositionsabschätzungen am Höhenprofil Achenkirch wurde zunächst die nasse Deposition (F_{nass}, Einheit [kg ha^{-1} a^{-1}]) durch Multiplikation der mengengewichteten Jahresmittelwerte der Konzentrationsdaten der WADOS-Proben (C [mg $L^{-1}{}_{H2O}$]) mit entsprechenden Niederschlagsmengendaten der FBVA (v_{mm}, Einheit: [L_{H2O} m^{-2}]) berechnet:

$$F_{nass} = v_{mm} \cdot C$$

Zur Bestimmung der okkulten und trockenen Deposition wurden die Konzentrationen der Stickstoff- und Schwefelverbindungen in Luft und Nebel an den zwei Höhenstufen gemessen und in zwei Modellansätzen die entsprechenden Stoffflüsse berechnet.

Die Depositionsrate (F_x, Einheit: [g s^{-1} m^{-2}]) des Stoffes X ist definiert als das Produkt von Depositionsgeschwindigkeit (v_d, Einheit: [m s^{-1}]) und der Konzentration C (okkult: Flüssigwassergehalt, trocken: Immissionskonzentration in der Gasphase, Einheit: [g m^{-3}]). Dabei ist die Depositionsgeschwindigkeit in einem Widerstandsmodell indirekt proportional zum Gesamtwiderstand, der dem jeweiligen Stoffluss entgegenwirkt:

$$Fx = v_d \cdot C = 1 \cdot R^{-1}{}_{ges} \cdot C$$

Für beide Depositionsarten wurden die Gesamtwiderstände mit zwei stationären eindimensionalen, „Multi-Layer"-Depositionsmodellen berechnet. Die Annahme eines Gesamtwiderstandes, in dem alle Prozesse zusammengefasst werden, die der Deposition der Tropfen (okkulte Deposition) oder der Partikel bzw. Gase auf dem Weg aus der Luftschicht oberhalb des Kronendaches zu den einzelnen Vegetationskomponenten entgegenwirken, erfolgte in direkter Analogie zum Ohm'schen Gesetz. Die Verwendung eines Widerstandmodelles erlaubte die Kombination von meteorologischen, chemischen und biologischen Prozessen (HICKS & MATT 1988). Das Modell für die trockene Deposition beruhte auf dem von BALDOCCHI (1988) weiter entwickelten Hick'schen „Big Leaf" Modell (HICKS et al. 1985), das Wolkenwasserdepositionsmodell wurde von LOVETT (1984) entwickelt und von WINKLER & PAHL (1993) bzw. PAHL (1995) modifiziert. Beide Modelle wurden im Zuge des Vorläuferprojektes in einer intensiven Studie an die Verhältnisse in Achenkirch (ZAMBO 1999) angepasst. Als Modellflächen für den Inputparameter „Wald" dienten die Probefläche 1a für den Christlumkopf und die Probefläche 5 für den Talboden.

3 Ergebnisse

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über den vorliegenden Probenumfang.

Tab. 3:
Anzahl der geworbenen Proben

Sammler	Mühleggerköpfl	Christlumkopf
WADOS	88	-
Filterstacks	26	26
Passivsammler	104	104
NESA1	32	103

Die Ergebnisse des gegenständlichen Projektes werden in der Folge als mengengewichtete Monats- und Jahresmittelwerte bei Flüssigproben, bzw. als arithmetische Monats- und Jahresmittelwerte bei Gas- und Aerosolproben präsentiert und diskutiert.

Der Vergleich zur Untersuchungsperiode Oktober 1995 – Oktober 1996 mit 137 Nebeltagen am Christlumkopf und 40 an der Station Talboden ergab für die Messperiode 1997/98 eine um 25 % niedrigere Nebelhäufigkeit. Die Nebelereignisse waren wie auch

vor zwei Jahren am Christlumkopf hauptsächlich „Wolkennebel", an der Station Mühleggerköpfl „Strahlungsnebel".

3.1 Mittlere Zusammensetzung der Niederschlags-, Aerosol- und Nebelproben

In Tabelle 4 sind die Jahresmittelwerte der Konzentrationen im Niederschlag, Aerosol und Nebel am Christlumkopf und Mühleggerköpfl aufgelistet, im Vergleich dazu die Ergebnisse aus der Messperiode 1995/96 vom Christlumkopf und vom Talboden (KALINA et al. 1996).

Tab. 4:
Jahresmittelwerte (Oktober 1995 - September 1996) der Konzentrationen in Nebel, Niederschlag und Aerosol, Christlumkopf, Mühleggerköpfl und Talboden, Flüssigproben [µeq L^{-1}], Aerosol [neq m^{-3}]

Messperiode	Probefläche/Probeart	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}
1997/98	Christlumkopf / Nebel	396,3	269,3	226,8
1997/98	Mühleggerköpfl / Nebel	294,3	139,8	265,0
1997/98	Christlumkopf / Aerosol	32,9	8,2	30,6
1997/98	Mühleggerköpfl / Aerosol	32,0	6,6	34,2
1997/98	**Niederschlag**	**36,4**	**34,1**	**30,4**
1995/96	Christlumkopf / Nebel	394,8	253,6	234,4
1995/96	Talboden / Nebel	582,4	237,0	383,5
1995/96	Christlumkopf / Aerosol	47,5	8,2	42,7
1995/96	Talboden / Aerosol	73,3	21,6	59,2
1995/96	Niederschlag	76,2	28,8	31,1

Tab. 5:
Jahresmittelwerte (Oktober 1995 - September 1996) der Konzentrationen von Ammoniak, Salpetersäure, Stickstoff- und Schwefeldioxid

	NH_3	HNO_3	NO_2	SO_2
	[nmol m^{-3}]			
1997/98				
Christlumkopf	33	21	46	9
Mühleggerköpfl	19	14	93	8
1995/96				
Christlumkopf	26	27	44	16
Talboden	173	19	144	25

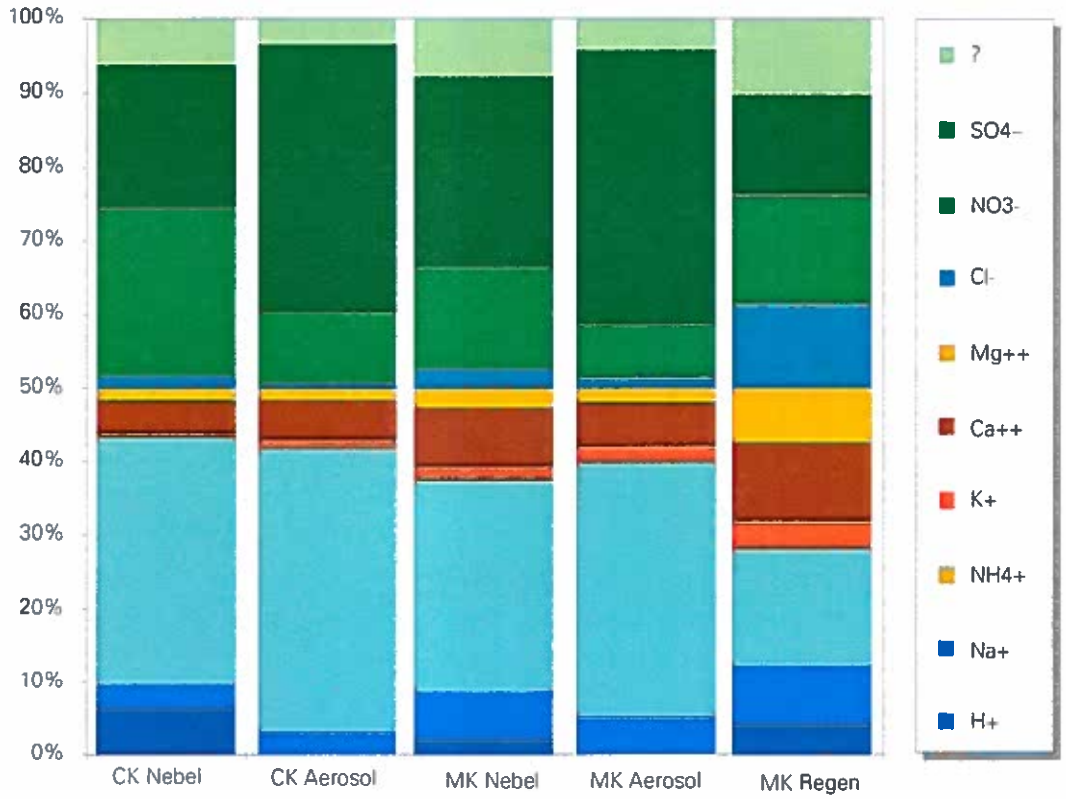
Deutlich zu erkennen ist die gute Vergleichbarkeit der beiden Untersuchungsperioden an den Ergebnissen am Christlumkopf mit nahezu identen Konzentrationen für die Hauptkomponenten Ammonium, Nitrat und Sulfat. Auch der Grund für die Verlegung der Messstelle Talboden zum Mühleggerköpfl ist klar ersichtlich: Die um etwa einen Faktor 2 höhere Ammoniumwerte in den Nebel-, Niederschlags- und Aerosolproben an der Station Talboden im Vergleich zum Mühleggerköpfel bestätigten die Vermutung des nahegelegenen Bauernhofes als lokale Quelle. Die Ammoniakmessungen zeigten sogar etwa einen Faktor 10 höhere Konzentrationen am Talboden, die nur durch lokale Quellen erklärbar sind; auch die Stickstoffdioxid- und Schwefeldioxidkonzentrationen waren am Talboden (Ortsnähe) gegenüber den Werten am Mühleggerköpfl deutlich erhöht (Tabelle 5).

Als Hauptkomponenten im Nebel und im Aerosol konnten eindeutig die Stickstoff- und Schwefelverbindungen ausgewiesen werden. In Abbildung 1 sind die relativen Gehalte der ionischen Komponenten im Nebel, Niederschlag und Aerosol auf Basis der Jahresmittelwerte dargestellt. Dabei wurde die Summe der Kationen mit 50 % am Gesamtionengehalt angenommen, was impliziert, dass die Kationen zur Gänze bestimmt werden konnten. Das daraus resultierende Anionendefizit (in Abbildung 1 mit „?" gekennzeichnet) repräsentiert die nicht erfassten Anionen wie zum Beispiel Karbonat oder die Anionen organischer Säuren (PUXBAUM et al. 1991, LAMMEL et al. 1991, FUZZI et al. 1992, PUXBAUM & TSCHERWENKA 1998). Die Summe aus Ammonium, Nitrat und Sulfat betrug für die Nebel- und Aerosolproben zwischen 70 % und 85 %, für die Niederschlagsproben nur mehr 44 %.

Während im Aerosol an beiden Höhenstufen noch Ammonium und Sulfat vorherrschten (zusammen zwischen 72 % und 75 %), war im Nebel am Christlumkopf mit 23 % bereits ein beträchtlicher Anteil an Nitrat nachzuweisen, der durch Reaktion von Salpetersäure in die am Aerosolkeim entstandenen Nebeltröpfchen (Scavenging) erklärt werden konnte. Zu dieser Annahme passte auch der erhöhte Anteil an Protonen im Vergleich zu den Aerosolproben.

Im Niederschlag lagen dagegen deutlich andere Verhältnisse vor: Bei den Anionen waren Sulfat und Nitrat im Vergleich zum Nebel signifikant gegenüber dem nicht bestimmten Anteil abgereichert (zusammen nur mehr 28 %), bei den Kationen dominierte der mineralische Anteil gegenüber dem Ammonium (um einen Faktor 2 geringer als im Nebel). Geht

Abb. 1:
Relative Gehalte der ionischen Komponenten im Nebel, Niederschlag und Aerosol, Basis: Jahresmittelwerte, CK: Christlumkopf, MK: Mühleggerköpfl



man vom Bergeron-Findeisen-Effekt (Wachstum der „reinen", durch Sublimation gewachsenen Eiskristalle durch Anfrieren von unterkühlten Wolkentröpfchen) als niederschlagsbildenden Prozess in eistragenden Wolken aus (z.B.: KALINA & PUXBAUM 1994), hätte der Hauptanteil der Zusammensetzung im Niederschlag mit der Nebelzusammensetzung ident sein müssen. Der wesentlich höhere prozentuelle Anteil an mineralischen Komponenten im Niederschlag konnte nur mehr durch Ionen, die schon über die Eiskeime ins System eingebracht worden waren, erklärt werden (PUXBAUM & TSCHERWENKA 1998).

Generell wiesen die Nebelproben höhere Konzentrationen als die Niederschlagsproben auf (Tabelle 4). Die „Cloud to Rain Ratios" für Ammonium, Nitrat und Sulfat basierend auf Jahresmittelwerten lagen an der Station Christlumkopf bei 11 für Ammonium und bei 8 für Nitrat. Die entsprechenden Werte für das Mühleggerköpfel lagen bei 8 für Ammonium und 4 für Nitrat. Dieses Ergebnis weist auf die Bedeutung der okkulten Deposition im Rahmen der Diskussion um die Critical Loads hin, bei der zur Zeit nur die nasse und die trockene Deposition berücksichtigt werden.

3.2 Vergleich der Konzentrationen im Nebel mit Literaturdaten

Eine Übersicht über die Ionenkonzentrationen der Stickstoffkomponenten in Nebelproben an Stationen in Italien, in der Schweiz, in Deutschland und in Österreich ist in Tabelle 6 zusammengestellt. Zum Vergleich mit den Daten der vorliegenden Arbeit sind jeweils der Median bzw. der mengengewichtete Mittelwert (Konzentration in [mg L^{-1}]), sowie Untersuchungszeitraum und Probenanzahl angegeben.

Die höchsten Konzentrationen wurden an den beiden norditalienischen Stationen gemessen (um einen Faktor 2-10 höhere Werte als in Achenkirch). Dabei stammten die 89 Proben der Station San Pietro Capofiume von einer mehrwöchigen Messkampagne in der Po-Ebene mit stündlicher Zeitauflösung (Impaktormessungen) im Zuge des GCE (Groundbased Cloud Experiment, FUZZI et al. 1992), die Proben der Station Torino von einem mehrmonatigen Nebelprogramm mit kontinuierlichen Sammlern, wie sie auch in Achenkirch zum Einsatz gekommen sind (FUZZI et al. 1996).

Tab. 6:
Vergleich der Konzentrationen [mg L^{-1}] von Schwefel- und Stickstoffkomponenten im Nebel an verschiedenen Messstellen in Europa, Medianwerte bzw mengengewichtete Mittelwerte, I: Italien, D: Deutschland, CH: Schweiz, A: Österreich

Station	Land	Seehöhe [m]	Jahr	Probenzahl	NH_4^+ [mg L^{-1}]	NO_3^- [mg L^{-1}]	Literatur
S.Pietro Capofium	I	10	1989	89	59	79	Fuzzi et al. 1992
Torino	I	210	1992/93	20	65	94	Fuzzi et al. 1996
Kleiner Feldberg	D	805	1990	110	9	39	Wobrock et al. 1994
Hoher Peissenberg	D	980	1987/88	38	10	16	Krugmann & Winkler 1989
Brocken	D	1142	1993	570	6	17	Acker et al. 1995
Rigi	CH	1620	1990/91	40	12	30	Collett et al. 1993
Jungfraujoch	CH	3450	1993	72	0,3	0,6	Baltensperger et al 1996
Hoher Sonnblick	A	3106	1991	11	0,3	1,3	Kalina & Puxbaum 1994
Hoher Sonnblick (Rauhreif)	A	3106	1992/96	129	0,3	1,4	Puxbaum & Tscherwenka 1998
Christlumkopf	A	1758	1995/96	246	6	16	Kalina et al. 1998a
Talboden	A	930	1995/96	48	11	15	Kalina et al. 1998a
Christlumkopf	A	1758	1997/98	103	7	17	diese Arbeit
Mühleggerköpfl	A	920	1997/98	32	5	9	diese Arbeit

Die Wolkenwasserproben an den hochalpinen Messstellen Jungfraujoch (Schweiz) und Hoher Sonnblick (Salzburg, Österreich) wurden im Zuge von Messkampagnen mit Impaktoren gesammelt (wenige Minuten bis stündliche Zeitauflösung), die Konzentrationswerte lagen etwa um eine Größenordnung niedriger als in Achenkirch. Auch die Analyse der 129 Rauhreifproben, die zwischen 1992 und 1996 am Hohen Sonnblick gesammelt wurden (Puxbaum & Tscherwenka 1998), bestätigte mit nahezu identen Medianwerten der Hauptkomponenten die geringeren Konzentrationen an den „Background-Stationen". Damit entsprachen diese Konzentrationswerte am ehesten denen der Niederschlagsproben, die in Achenkirch in den beiden Untersuchungsperioden gesammelt wurden.

Die beste Übereinstimmung mit den Konzentrationswerten in Achenkirch zeigten die Daten der Stationen in den deutschen Mittelgebirgen (Kleiner Feldberg im Taunus, Hoher Peissenberg im Alpenvorland, Brocken im Harz) und am Rigi in der Schweiz. Die hohe Probenanzahl von 570 Nebelproben im Jahr 1993 am Brocken ist durch stündliche Probenahme und durch seine außergewöhnliche Lage als erstes Hindernis für atlantische Frontsysteme nach Überquerung der norddeutschen Tiefebene (Nebelhäufigkeit von etwa 40 % im Jahr) zu erklären.

3.3 Modellierung der Jahresdeposition

Da die Modellberechnung der Jahresdeposition der Stickstoff- und Schwefelkomponenten im gegenständlichen Projekt noch im Gange sind, wird im vorliegenden Bericht die bereits abgeschlossene Berechnung der okkulten Deposition für den Christlumkopf zusammen mit einer Abschätzung der trockenen und okkulten Deposition (Basis: Resultate aus dem Vorgängerprojekt) für das Mühleggerköpfl präsentiert.

Die Berechnung der okkulten Deposition für den Christlumkopf ergab eine Jahresflüssigdeposition für die Untersuchungsperiode 1997/98 von 44 mm, der entsprechende Wert für die Untersuchungsperiode 1995/96 war 49 mm. Aufgrund dieser guten Vergleichbarkeit wurde für die folgende Abschätzung der okkulten Deposition für die Talstation, sowie für die Depositionsgeschwindigkeiten zur Berechnung der trockenen Deposition an beiden Messpunkten die entsprechenden Zahlenwerte des Vorläuferprojektes verwendet. Die okkulte Deposition wurde mit 2 mm für das Mühleggerköpfel angenommen, die Depositiongeschwindigkeiten am Christlumkopf bzw. am Mühleggerköpfl wurden mit 0,07 cm s^{-1} bzw. 0,03 cm s^{-1} für die Partikel, mit 0,77 cm s^{-1} bzw. 0,53 cm s^{-1} für Ammoniak, mit 2,32 cm s^{-1} bzw. 1,19 cm s^{-1} für Salpetersäure, mit 0,27 cm s^{-1} bzw. 0,24 cm s^{-1} Stickstoffdioxid und mit 0,40 cm s^{-1} bzw. 0,35 cm s^{-1} für Schwefeldioxid aufgrund der Ergebnisse des Vorgängerprojektes angenommen.

Tab. 7:
Stickstoffeinträge durch trockene, nasse und okkulte Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]

	NH_4^+-N	NO_3^--N	NH_3-N	HNO_3-N	NO_2-N	Gesamt-N	%
Christlumkopf							
okkult	2,4	1,7	-	-	-		18,6
trocken	0,10	0,02	1,1	2,1	0,5		17,4
nass	7,3	6,8	-	-	-		64,1
Summe	**9,8**	**8,5**	**1,1**	**2,1**	**0,5**	**22,0**	
Mühleggerköpfl							
okkult	0,08	0,04	-	-	-		0,7
trocken	0,04	0,01	0,5	0,7	1,0		13,6
nass	7,3	6,8	-	-	-		85,5
Summe	**7,4**	**6,9**	**0,5**	**0,7**	**1,0**	**16,5**	

Die so berechneten Einträge [kg ha^{-1} a^{-1}] sind in Tabelle 7 aufgelistet.

Deutlich zu erkennen sind die Höhengradienten der okkulten und trockenen Deposition. Sie sind zum einen mit den höheren Konzentrationen am Christlumkopf (Tabellen 4 und 5), zum anderen mit den höheren Windgeschwindigkeiten und die damit verbundene höhere okkult deponierte Wassermenge erklärbar.

Vergleicht man die relativen Anteile der okkulten Deposition für Stickstoffkomponenten in Achenkirch mit den Werten, die von MILLER et al. (1993) für die 1275 m-Station am Whiteface Mountain errechnet wurden (61 %), so zeigt sich deutlich der Einfluss des mit 923 mm a^{-1} wesentlich höheren Wolkenwasseranteils am Whiteface Mountain. Auch PAHL (1995) berechnete für den Kahler Asten (1440 m Seehöhe im Bayrischen Wald) Depositionswerte mit einem etwa 50 % der Gesamtdeposition ausmachenden Anteil an okkulter Deposition, der ebenfalls durch viel höhere Wolkenwasserwerte (1550 mm a^{-1}) im Vergleich zu denen in Achenkirch (44 mm a^{-1}) erklärbar war.

Die in Tabelle 7 aufgelisteten Werte der okkulten Deposition erhöhen sich unter Berücksichtigung des „Edge Effektes" (d.h. des Effektes, dass an den Bestandesrändern erhöhte okkulte Einträge auftreten; z.B.: WEATHERS et al. 1988). Nach ZAMBO (1999) können sich hierbei die Depositionswerte um den Faktor 2 erhöhen. Das trifft auf die durch viele Kleinwaldflächen bestimmte Charakterisierung des Untersuchungsgebietes durchaus zu. In Abbildung 2a-c sind die relativen Anteile am Gesamtstickstoff nach oxidiertem (NOx) und reduziertem (NHx) Stickstoff aufgeschlüsselt und graphisch dargestellt. Für die Station Christlumkopf wurden die Depositionen zusätzlich unter Berücksichtigung des „Edge-Effektes" dargestellt. Für die Station Mühleggerköpfl wurde darauf verzichtet, da sich wegen der geringen okkulten Deposition im Tal (1 % ohne, 2 % mit „Edge – Effekt") kein merklicher Einfluss auf die Gesamtdeposition ergeben hatte.

Der relative Anteile der okkulten Deposition zum Gesamtstickstoffeintrag betrug unter Berücksichtigung des „Edge Effektes" für die Station Christlumkopf 31 %. Damit war an der Station Christlumkopf der Anteil der okkulten Deposition am Gesamtstickstoff um einen Faktor 2 höher als der Anteil der trockenen Deposition.

Die Jahressummen des Gesamtstickstoffeintrages lagen unter Berücksichtigung des „Edge Effektes" an den Stationen Christlumkopf und Mühleggerköpfl bei 26 bzw. 17 kg ha^{-1} a^{-1}, die des Gesamtschwefels bei 11 bzw. 7 kg ha^{-1} a^{-1}. Vergleicht man diese Werte mit denen von Untersuchungen des Bestandesniederschlages an der Probefläche 1a in Achenkirch (BERGER 1995), für die auch die in dieser Arbeit verwendeten Depositionsmodelle angepasst worden waren, findet man für Schwefel vergleichbare Werte (8 kg S ha^{-1} a^{-1}), was die Richtigkeit der Depositionsberechnungen bestätigte. Für Stickstoff bestimmte BERGER (1995) 12 kg N pro ha im Bestandesniederschlag, was etwa der Hälfte des Wertes aus der Wolkenwasserdepositionberechnung entspricht. Dieser Faktor 2 konnte mit der in der Literatur beschriebenen biologischen Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation erklärt werden (MUHLBAIER-DASCH 1988; BERGER 1995).

Die Critical Loads für Nadelwälder unter Bezugnahme auf Nährstoffungleichgewichte wurden von der WHO (1995) mit 10-15 kg N ha^{-1} a^{-1} angesetzt. Diese Zahlenwerte wurden am Christlumkopf in der Untersuchungsperiode Oktober 1997 bis September 1998 mit 26,2 kg ha^{-1} a^{-1} (unter Berücksichtigung des „Edge-Effektes") deutlich überschritten (Abbildung 3). Hätte man die Einträge ohne den okkulten Beitrag berechnet, wäre die obere Grenze der Critical Loads von 15 kg ha^{-1} a^{-1} nur knapp überschritten worden. Diese Tatsache unterstreicht die Wichtigkeit der Abschätzung der okkulten Deposition im Bezug auf die Berechnung der Critical Loads für Waldökosysteme.

Abb. 2a-c:
Stickstoffdeposition (NOx und NHx), relative Anteile der Depositionsarten, Christlumkopf ohne „Edge-Effekt" (oben), Christlumkopf mit „Edge-Effekt" (Mitte) und Mühleggerköpfl ohne „Edge-Effekt" (unten)

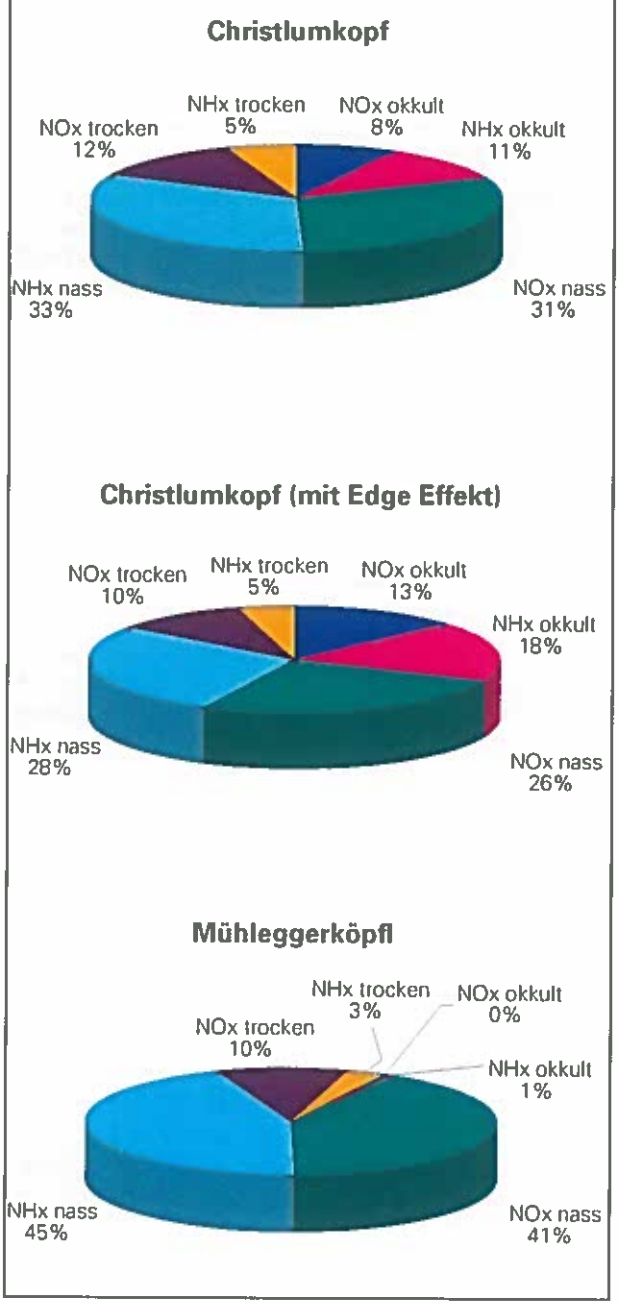
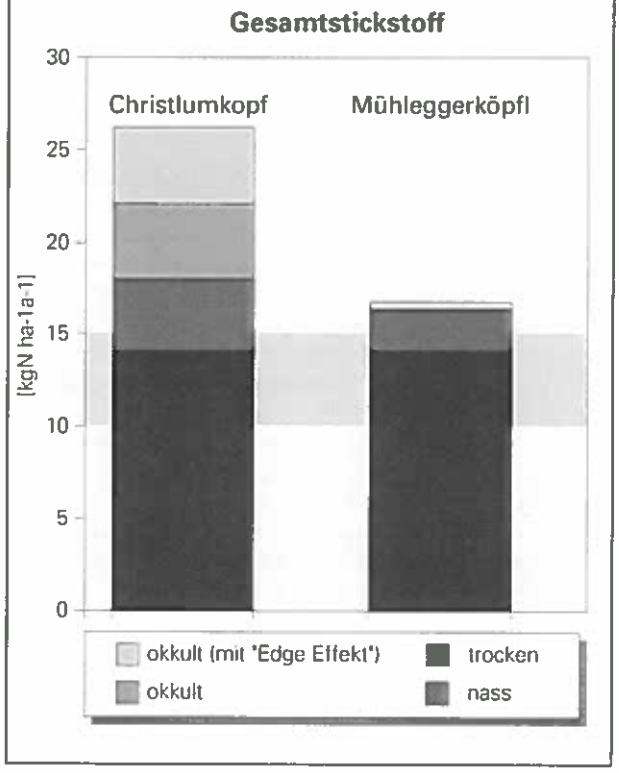


Abb. 3:
Gesamtstickstoffeintrag 1997/98 am Christlumkopf und am Mühleggerköpfl. Die okkulte Deposition ist mit und ohne „Edge-Effekt" berechnet, schraffierter Querbalken: Bereich der „Critical Loads" (10-15 kg ha^{-1} a^{-1}).



Danksagung

Das gegenständliche Projekt wird vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziert (GZ 56.810/23-VA2b/96). Die Autoren danken F. Herman, C. Latkozy, W. Kroneis, T. Prohaska, G. Stingeder sowie den Stationsbetreuern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt J. Pausch und J. Plattner für die Mitarbeit an dieser Untersuchung.

Literatur

ACKER K., MÖLLER D., WIEPRECHT W. & NAUMANN ST. 1995: *Mt. Brocken, a site for a cloud chemestry measurement programme in Central Europe.* Water, Air and Soil Pollution 85, 1979-1984.

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1994: *Zustand der Tiroler Wälder 1993.* Bericht an den Tiroler Landtag.

BALDOCCHI D.D. 1988: *A multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy.* Atmospheric Environment 22A, 869-884.

BALTENSBERGER U., SCHWIKOWSKI M., JOST D.T., NYEKI S. & GÄGGELER H.W. 1996: *Activated aerosol fraction and liquid water content of clouds at a High-Alpine site,* Proceedings of the EUROTRAC Symposium 96, ed. By P.M. BORELL, P. BORELL, T. CVITAS, K. KELLY & W. SEILER, Computational Mechanics Publications, Southampton, 245-250.

BERGER T. 1995: *Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA Berichte 87, 133-144.

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.

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., LIND J.A., WOBROCK W., KESSEL M., MASER R., JAESCHKEW., ENDERLE K.H., ARENDS B.G., BERNER A., SOLLY I., KRUISZ C., REISCHL G., PAHL S., KAMINSKI U., WINKLER P., OGREN 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. & GEORGII H.W. 1992: *The Po Valley fog experiment 1989. An Overview.* Tellus 44B, 448-468.

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.

GERBER H. (1984) *Liquid water content of fogs and hazes from visible light scattering,* J. Climate Appl. Meteor. 23, 1247-1252.

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. (2001): *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

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. & MATT D.R. 1988: *Combining biology, chemistry and meteorology in modeling and measuring dry deposition.* J. of Atmos. Chem. 6, 117-131.

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., STOPPER S., GARMROUDI Y., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1996: *Zusammensetzung des Nebelwassers in Achenkirch - Ergebnisse einer einjährigen Messperiode, in: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen.* FBVA-Berichte 94, 47-60.

KALINA M. F. 1997: *Atmosphärischer Eintrag von Stickstoff- und Schwefel-verbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition im Höhenprofil Achenkirch,* Dissertation TU Wien, Inst. f. Analyt. Chemie, Abt. f. Umweltanalytik.

KALINA M. F., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1998a: *Cloud water chemistry and impact on total deposition of sulfur and nitrogen at different elevational levels in an alpine valley (Achenkirch, 930 - 1758 m a.s.l., Tyrol, Austria),* Proceedings: First International Conference on Fog and Fog Collection, Vancouver, Canada, 19-24 July, 1998-06-11, ed. ROBERT S. SCHEMENAUER and HOWARD BRIDBMAN eds., IDRC, Ottawa, Canada, 57-60.

KALINA M. F., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1998b: *Assessment of wet, dry and occult deposition of sulfur and nitrogen at an alpine site.* Environ. Sci. & Pollut. Res., 1, 53-58.

KALINA M. F., KRONEIS W., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 1998c: *Design and testing of an automated cloudwater collector for use in alpine environments,* First International Conference on Fog and Fog Collection, 19-24 July 1998, Vancouver, Canada.

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. 1991: *Kartierung der Deposition von SOx, NOx, NHx und basischen Kationen in Österreich.* Bericht 9/91, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.

KRUGMANN G. & WINKLER 1989: *Abschätzung der feuchten Deposition durch Nebel aufgrund gemessener chemischer und meteorologischer Parameter.* Abschlussbericht 07431018, Deutscher Wetterdienst, Hamburg, Deutschland.

LAMMEL G., METZIG G. & ZIEREIS H. 1991: *The role of aerosols during fog events.* J. Aerosol Sci. 22 (1), 533-536.

LOVETT G.M. 1984: *Rates and mechanisms of cloud water deposition to subalpine balsam fir forest.* Atmospheric Environment 18, 361-371.

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 (14), 2121-2136.

MUHLBAIER DASCH J. 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.

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.

POSCH M., DE SMET P., HETTELINGH J.P. & DOWNING R.J. (1995): *Calculation and mapping of Critical Thresholds in Europe.* RIVM Report No. 259 101004.

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. & TSCHERWENKA W. 1998: *Relationships of major ions and H2O2 in snow fall and rime at Sonnblick observatory (SBO, 3106 m) and implications for scavenging processes in mixed clouds.* Atmospheric Environment. 32 (23), 4011-4020.

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.

SMIDT S. 1991: *Immissionsmessung nasser Depositionen.* FBVA-Berichte 50, 7-12.

SMIDT S. 1996: *Bewertung der Luftschadstoff- und Depositionsmessergebnisse im Raum Achenkirch (1990-1995).* FBVA-Berichte (Wien) 94, 157-167.

SMIDT S. 1999: Persönliche Mitteilungen (Daten auf Datenträger).

WEATHERS K.C., LIKENS G.E., BORMANN F.H., BICKNELL S.H., BORMANN B.T., DAUBE B., EATON J.S., GALLOWAY J.N., KEENE W.C., KIMBALL K.D., MCDOWELL W.H., SICCAMA T.G., SMILEY D. & TARRANT R.A. 1988: *Cloudwater chemistry from ten sites in North America.* Environ. Sci. Technol. 22, 1018-1026.

WINKLER P. & PAHL S. 1993: *Spurenstoffeintrag in Nadelwälder durch Nebelinterzeption in Schwarzwaldhochlagen.* Projekt europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, Abschlussbericht, KSK/PEF, Förderkennzeichen 290 001 (90/001/2), Hamburg, Deutschland, 1-56.

WHO 1995: *Updating and revision of the air quality guidlines for Europe.* Rept. On the WHO Working Group on Ecotoxic Effects, Les Diablerets, Sept. 21-23, 1994.

WOBROCK W., SCHELL D., MASER R., JAESCHKE W., GEORGII H.W., WIEPRECHT W., ARENDS B.G., MÖLS J.J., KOS G.P.A., FUZZI S., FACCHINI M.C., ORSI G., BERNER A., SOLLY I., KRUISZ C., SVENNINGSSON I.B., WIEDENSOHLER A., HANNSON H.C., OGREN J.A., NIINE K.J., HALLBERG A., PAHL S., SCHNEIDER T., WINKLER P., WINIWARTER W., COLVILE 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.

ZAMBO E. 1999: pers. Mitteilungen.

Verfasser: DI Dr. M. F. Kalina
Institut für Analytische Chemie
Technische Universität Wien
Getreidemarkt 9/151
A-1060 Wien
e-Mail: mkalina@mail.zserv.tuwien.ac.at

DI S. Stopper
Institut für Analytische Chemie
Technische Universität Wien
Getreidemarkt 9/151
A-1060 Wien
e-Mail: s.stopper@tuwien.ac.at

DI E. Zambo
Institut für Analytische Chemie
Technische Universität Wien
Getreidemarkt 9/151
A-1060 Wien

Univ.Prof. DI Dr. H. Puxbaum
Institut für Analytische Chemie
Technische Universität Wien
Getreidemarkt 9/151
A-1060 Wien
e-Mail: hpuxbaum@mail.zserv.tuwien.ac.at

Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen

E. HÄRTEL-RIGLER[1), 2)], S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN[1)] & M.H. GERZABEK[2)]

[1)] *Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*
[2)] *Abteilung Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf*

Kurzfassung. Mikroorganismen sind für die Mineralisierung von organischem Stickstoff im Boden verantwortlich. Im Zuge der Nitrifikation wandeln sie Ammonium in Nitrat um und im Rahmen der Denitrifikation Nitrat zu gasförmigem Stickstoff. Bei beiden Prozessen kommt es zum Entweichen von Stickstoff in Form von Lachgas (N_2O), welches als Treibhausgas bekannt ist.
Ziel dieser Untersuchung war die Quantifizierung der N_2O-Emissionen während eines gesamten Jahres und die Abschätzung des Stellenwertes der N_2O-Emissionen im Vergleich zu anderen Komponenten des Stickstoffkreislaufes. Zu diesem Zweck wurden im Abstand von 14 Tagen Gasmessungen mittels verschließbarer Kammern durchgeführt. Neben N_2O wurden auch CO_2-Emissionen erfasst, die Aufschluss über die Atmungsaktivität im Boden geben. Zusätzlich wurden monatlich Bodenproben geworben und die extrahierbaren Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen ermittelt. Die Stickstoffverfügbarkeit wurde mittels am Standort inkubierter Ionenaustauscherharze erhoben.
Zwischen Mai 1998 bis Februar 1999 wurden 0,7 kg N_2O-N ha^{-1} emittiert. Im Jahresverlauf ergab sich eine positive Abhängigkeit der N_2O-Emissionen von der Temperatur, dem Ammoniumgehalt des Bodens, der Nitratverfügbarkeit an den Ionenaustauschern sowie der Atmungsaktivität. Zwischen dem Nitratgehalt des Bodens und dem mittels TDR-Sonden gemessenen Wassergehalt konnte keine Korrelation festgestellt werden. Im Winter wurde eine leichte Abnahme der N_2O-Konzentration in den Messkammern registriert.
Sowohl die Gesamt-N_2O-Emission als auch das Verhältnis der N_2O-Emissionen zu der N-Deposition lagen über den in der Literatur angegebenen Werten für Nadelwälder.

Schlüsselworte: N_2O, Mikroorganismen, Nitrat, Ammonium, Ionentauscher

Abstract. [Gaseous Nitrogen Losses from a Forest Site in the Limestone Alps.] Microorganisms are responsible for the mineralisation of organic nitrogen in soils. During nitrification they transform ammonium into nitrate and during denitrification they reduce nitrate to molecular nitrogen (N_2). Both processes lead to nitrogen losses in the form of dinitrogenoxide (N_2O) which is known as a greenhouse gas.
The aim of these measurements was to quantify N_2O emissions of one entire year and to assess the importance of N_2O fluxes in relation to other components of the nitrogen cycle.
Every 14 days gas measurements were done using the closed chamber technique. Additionally to N_2O also CO_2 was measured to get information about the respiration activity in the soil. Soil samples were taken for the determination of extractable nitrate and ammonium concentrations. Microbial nitrogen availability was determined by the use of ion exchange resin bags.
In the period from May 1998 to February 1999 0,7 kg N_2O-N ha^{-1} were emitted. N_2O emissions correlated positively with air temperature, extractable ammonium in the soil, nitrate availability measured by ion exchange resin bags and respiration activity. No correlation could be observed with the nitrate content of the soil and the water content. In the winter months N_2O concentrations in the chambers decreased during the time of measurements.
Total N_2O emissions as well as the ratio of N_2O emissions to N deposition were higher than values found for coniferous forests in the literature.

Keywords: N_2O, microorganisms, nitrate, ammonium, ion exchange resin bags

1 Einleitung

Verluste von gasförmigen Stickstoffverbindungen aus Waldböden werden vorwiegend durch mikrobielle Aktivitäten verursacht. Sowohl während der Nitrifikation als auch während der Denitrifikation werden Lachgas (N_2O) und Stickstoffoxide (NO_x) gebildet, N_2 entsteht ausschließlich als Endprodukt der Denitrifikation. Ammoniak (NH_3) wird nur im basischen pH-Bereich emittiert und spielt daher in Waldböden eine untergeordnete Rolle.

N_2O ist als Treibhausgas bekannt. Die mittlere globale Konzentration in der Atmosphäre beträgt derzeit 320 ppb und steigt jährlich um 0,2 – 0,3 % an (BOWDEN et al. 1991). 90 % des gesamten N_2O stammen aus Böden (BOUWMAN 1990). Die höchsten N_2O-Emissionsraten (bis 80 kg N ha^{-1} a^{-1}) stammen dabei aus N-gedüngten Agrarböden (CHRISTENSEN 1985). Waldböden gemäßigter Breiten weisen zwar im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen geringe N_2O-Emissionsraten (meist unter 1 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) auf, werden aber aufgrund steigender Stickstoffdepositionen zu einer immer bedeutenderen Quelle von N_2O.

Da N_2O im Zuge zweier unterschiedlicher Prozesse gebildet wird, werden die Emissionsraten von verschiedenen Faktoren unterschiedlich stark beeinflusst. Während der Nitrifikation wird NH_4^+ durch autotrophe oder heterotrophe Mikroorganismen zu NO_3^- oxidiert, wobei das Zwischenprodukt NO_2^- zu NO oder N_2O reduziert werden kann. Die Nitrifikation wird hauptsächlich durch den pH-Wert, die NH_4^+-Verfügbarkeit, die Sauerstoffkonzentration, und die Temperatur beeinflusst.

Bei den Denitrifikanten handelt es sich um heterotrophe Bakterien, die unter O_2-limitierenden Bedingungen Nitrat als alternativen Elektronenakzeptor für die Atmung verwenden. Nitrat wird dabei zu stickstoffhältigen Gasen (NO, N_2O, N_2) reduziert. Nur während der Denitrifikation kann es auch zu einer Aufnahme von N_2O kommen, sodass Böden unter bestimmten Umständen auch als Senken für N_2O fungieren können. Die Höhe der N_2O-Bildung durch die Denitrifikation wird vor allem durch den Wassergehalt des Bodens, die Temperatur, die Verfügbarkeit an löslichem organischem Kohlenstoff und an Nitrat und durch den pH-Wert beeinflusst.

In Wäldern wird die Menge des für Mikroorganismen verfügbaren Mineralstickstoffs durch folgende Faktoren bestimmt: Einerseits wird dem Ökosystem Stickstoff in Form von trockener und nasser Deposition zugeführt, andererseits werden N-Verbindungen durch die Mineralisation von organischem Material frei. Die Stickstoffaufnahmerate von Pflanzen und deren Konkurrenzkraft bestimmt, wieviel Stickstoff für Bakterien und Pilze zur Verwertung bleibt. Hohe N_2O-Bildungsraten wurden entweder in Zusammenhang mit hohen N-Depositionen (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997) oder mit Zeitpunkten hoher Nitratverfügbarkeit im Boden gemessen (MEGER & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN 1999).

Neben den Bodenparametern haben auch die Baumarten und das Baumalter einen Einfluss auf die N_2O-Bildung. Die bisher untersuchten Laubwälder emittierten mehr N_2O als Nadelwälder. Man nimmt an, dass alte Wälder aufgrund der geringeren Nährstoffaufnahme der Pflanzen mehr N_2O emittieren als junge Bestände (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997).

Im Jahresverlauf wurden die höchsten N_2O-Emissionen in der Regel im Frühling gemessen, da zu dieser Jahreszeit der Boden noch feucht ist, die Temperaturen ansteigen und die Mineralisation einsetzt. Außergewöhnlich hohe N_2O-Konzentrationen wurden im Zusammenhang mit Frost-Tau-Ereignissen festgestellt. Dabei kam es kurzfristig zu N_2O-Spitzen, die bis zu 12 % der gesamten Jahresemissionen ausmachten (BREMNER et al. 1980).

Neben N_2O ist Kohlendioxid (CO_2) ein weiteres Treibhausgas. Die CO_2-Bildungsraten geben Aufschluss über die Aktivität der Bodenorganismen am Standort. CO_2 wird hauptsächlich während der Mineralisation von organischer Substanz durch heterotrophe Bakterien und Pilze freigesetzt. Auch Bodentiere und Pflanzenwurzeln tragen durch ihre Atmungsaktivität zur CO_2-Emission bei.

Ziel dieser Arbeit war die Quantifizierung der N_2O-Emissionen am Untersuchungsstandort Mühleggerköpfl. Weiters sollte der Anteil der N_2O-Emissionen am N-Kreislauf bestimmt werden. Die N_2O-Messungen sollten dazu beitragen, den Einfluss der N-Deposition auf die N_2O-Bildung zu beleuchten sowie den N-Sättigungsgrad des Standortes zu beurteilen. Es handelt es sich hierbei um die erste in situ-Messung der Treibhausgasemissionen auf einem Standort in den Kalkalpen. Die Ergebnisse fließen in die Bilanzierung der Treibhausgasemissionen Österreichs ein. Die Ergebnisse der Messungen der CO_2-Flüsse dienen als Eingangsparameter für die Bilanzierung der Stoffflüsse.

2 Methodik

2.1 Probenahmepunkte und -termine

Die Entnahme von Gas- und Bodenproben und der Austausch der Ionenaustauscherbeutel erfolgte an 6 Stellen, die möglichst gleichmäßig über die Intensiv-Untersuchungsfläche verteilt waren. Dafür wurden 6 Flächen von je 2*2 m abgesteckt, in deren Zentrum die Kammern für die Gasmessungen installiert wurden. Die Lage der Messpunkte ist HERMAN et al. (2001) zu entnehmen. Die Probenahmetermine sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Tab. 1: Probenahmetermine

Termin	Gasproben	Boden-proben	Ionen-austauscher
6. Mai 1998		x	x
26. Mai	x		
9. Juni	x	x	x
10. Juni	x		
25. Juni	x		
9. Juli	x	x	x
21. Juli	x		
5. August	x	x	x
25. August	x		
10. September	x	x	x
11. September	x		
29. September	x		
8. Oktober	x	x	x
9. Oktober	x		
22. Oktober	x		
3. November	x	x	x
4. November	x		
19. November	x		
9. Dezember	x		x
16. Dezember	x		
30. Dezember	x		
21. Jänner 1999	x		
5. Februar	x		

2.2 Probenahmen

Die **Gasflüsse** wurden mittels der „Closed chamber"-Methode bestimmt. Dafür wurden 6 Kammern installiert, indem Holzrahmen (1•1•0,3 m) 20 cm tief in die Erde eingetrieben wurden. Für den Zeitraum der Messungen wurden Lichtkuppeln aus Plexiglas auf die Holzrahmen geschraubt. Bei Schneelage wurde die Lichtkuppel über den Rahmen auf den Schnee aufgelegt und mit Schnee abgedichtet. Die Entnahme der Gasproben erfolgte durch ein ca. 2 cm großes Loch, das an einer Seite des Rahmens gebohrt und mit einem Gummistopfen verschlossen worden war. Für die Gasentnahme wurde 0, 2 und 4 Stunden nach Aufsetzen der Lichtkuppel der Gummistopfen mit einer Spritze durchstochen und die Spritze dreimal mit der Luft in der Kammer gespült. Dann wurden 30 ml Gasprobe entnommen und in evakuierte Serumfläschchen überführt.

Die **Bodenproben** wurden nach Entfernen der Streuauflage jeweils an den 4 Eckpunkten der in 2.1 beschriebenen Flächen mittels Stechzylinder (Δ 6cm; Höhe 4cm) entnommen und pro Fläche zu einer Mischprobe vereint.

Für die Herstellung der **Ionenaustauscherbeutel** wurden zwei kreisförmige Teile eines feinmaschigen Nylongewebes (35 µm mesh) zusammengenäht und mit je 6 g Anionenaustauscherharz (Dowex 1x8 20-50 mesh, counterion: Cl^-) und Kationenaustauscherharz (Amberlite IR 120 pract., 20-50 mesh, counterion: Na^+) gefüllt. Am Standort wurden an drei Eckpunkten der in 2.1 beschriebenen Flächen intakte Bodenzylinder mit 10 cm Durchmesser und 10 cm Höhe ausgehoben. Die Ionenaustauscherbeutel wurden am Boden von Plastiktöpfen der gleichen Größe eingelegt. Hierauf wurden die Bodenzylinder in die Töpfe transferiert und am Entnahmeort der jeweiligen Bodenzylinder wieder eingesetzt.

Einmal pro Monat wurden die Ionenaustauscherbeutel entnommen und durch neue ersetzt.

An allen Tagen der Probenahme wurden die Wetterverhältnisse sowie die Lufttemperatur innerhalb und außerhalb der Kammer sowie die Bodentemperatur in 3 und 10 cm Tiefe notiert.

2.3 Analysen

Die **Gasproben** wurden mit zwei Gaschromatographen der Marke HP 5890 II bestimmt. CO_2 und CH_4 wurden mittels eines Flammenionisationsdetektors und eines Wärmeleitfähigkeitsdetektors gemessen. Die Ofen- und Detektortemperaturen betrugen je 100 °C, als Trägergas wurde Helium verwendet (Durchflussrate 10 ml min^{-1}). Zur Messung von N_2O diente ein Elektroneneinfangdetektor (Ofentemperatur 100 °C, Detektortemperatur 330 °C) mit Stickstoff als Trägergas (Durchfluss 15 ml min^{-1}).

Tab. 2:
N_2O-Emissionen verschiedener Waldstandorte

Standort	Baumart	Bodentyp	pH (O-Hor.)	Alter (Jahr)	N-Eintrag (kg ha^{-1} a^{-1})	N_2O-N-Fluss (µg m^{-2} h^{-1})	N_2O-N-Bildung (kg ha^{-1} a^{-1})	Autoren
Klausenleopoldsdorf, NÖ	Buche	Braunerde	5 ($CaCl_2$)	55	10	7 bis 47	1,4 (April-Oktober)	Meger & Zechmeister (1999)
Högelwald, Süd-D	Buche	Podsol. Parabraunerde	3,9-4,1 ($CaCl_2$)	95	20 (Durchlass)	7,9 bis 102		Butterbach-B. et al. (1997)
Schottenwald, Wien	Buche	pseudovergl. Braunerde	4,3 ($CaCl_2$)	135	35	30 bis 162	3,4 (April-Oktober)	Meger & Zechmeister (1999)
Achenkirch, Mühleggerk.	Buche, Fichte	Braunlehm-Rendsina	6,5-7,5 ($CaCl_2$)	125	24-32	-1,1 bis 31,9	0,64 (Mai-Februar)	Härtel-Rigler et al.
Innsbruck	Fichte	Braunerde	3,8 ($CaCl_2$)	80	11,5 (nass)	0,08 bis 14,3	0,081	Henrich & Haselwandter (1997)
Acadia, Maine, USA	Fichte		2,55		3,8 (nass) 5,5 (gesamt)	-4 bis 3	0,02	Castro et al. (1993)
Högelwald, Süd-D	Fichte	Podsol. Parabraunerde	2,9-3,6 ($CaCl_2$)	95	35 (Durchlass)	3,5 bis 16,4		Butterbach-B. et al. (1997)
Ballyhooly, IRL	Fichte	Haplorthod	2,7-3,2 (KCl)	56	5-6 (nass)	-0,5 bis 2,1		Butterbach-B. et al. (1998)
Högelwald, Süd-D	Fichte gekalkt	Podsol. Parabraunerde	5,7-6,1	95	35 (Durchlass)	6,2 bis 22,1		Butterbach-B. et al. (1997)
Whiteface Mt., NY, USA	Fichte, Kiefer		2,9		9,3 (nass) 16 (gesamt)	0 bis 8	0,08	Castro et al. (1993)
Brandenburg, NW-D	Kiefer	Podsol. sand. Braunerde	3,1-3,8 (KCl)		18-22	6 bis 53		Butterbach-B. et al. (1997)

Zur Bestimmung von Nitrat und Ammonium wurden 30 g feuchter Boden in 100 ml 0,1 M KCl 1 Stunde geschüttelt. Der Nitratgehalt der Extrakte wurde durch UV-Absorption bei 210 nm bestimmt. Zur Ermittlung der Leerprobe wurde Nitrat mit verkupferten Zinkgranalien reduziert (Kandeler 1993a). Ammoniumstickstoff wurde mittels einer Farbreaktion auf einer modifizierten Berthelotschen Reaktion bei 660 nm bestimmt (Kandeler 1993b).

Zur Bestimmung des an den Ionenaustauschern angelagerten NO_3^- und NH_4^+ wurden die Ionenaustauscher in 100 ml 1,6 N HCl eine Stunde lang geschüttelt. Dann wurde die HCl mit 1,6 N NaOH neutralisiert und die NO_3^-- und NH_4^+-Konzentration der Lösung wie oben beschrieben photometrisch gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 N_2O-Emissionen

Im Zeitraum von Mai 1998 bis Februar 1999 lagen die für jeden Messtermin gemittelten N_2O-Emissionsraten zwischen –1,1 und +31,9 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}. Das entspricht einem Durchschnittswert von 10,59 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1} bzw. einer N_2O-Emission von 0,7 kg N ha^{-1} für den gemessenen Zeitraum. Die Standardabweichungen der einzelnen Messkammern lagen während der Vegetationsperiode bei ca. 30 % des Mittelwertes, im Winter etwas darüber.

In Nadelwäldern mit ähnlich hohen Stickstoffeinträgen durch atmosphärische Deposition (5-20 kg ha^{-1} a^{-1}), jedoch mit geringeren pH-Werten des Bodens im O-Horizont, wurden meist geringere N_2O-Emissionsraten gemessen. Höhere N_2O-Bildungsraten ergaben Untersuchungen in Buchenwäldern (Tabelle 2).

Man nimmt an, dass atmosphärische N-Einträge die N_2O-Bildungsraten erhöhen. Saari et al. (1997) beobachteten höhere N_2O-Emissionen in holländischen Fichtenwäldern (N-Eintrag 50 - 92 kg ha^{-1} a^{-1}) als in finnischen Fichtenwäldern (N-Eintrag 3 - 36 kg ha^{-1} a^{-1}). In Deutschland fanden Butterbach-Bahl et al. (1998) einen Zusammenhang zwischen dem NH_4^+-Eintrag durch nasse Deposition und der N_2O-Flussrate in Fichtenbeständen (r^2=0,384). Buchenwälder bei Wien emittierten etwa doppelt so viel N_2O bei hohen N-Depositionen (35 kg N ha^{-1} a^{1})

verglichen mit niedrigen N-Einträgen (10 kg N ha^{-1} a^{-1}; MEGER & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN 1999).

Bei einem Vergleich der in Tabelle 2 angeführten Wälder konnten unter Ausschluss eines deutschen Fichtenwaldes signifikant positive Abhängigkeiten der N_2O-Flussraten von der N-Deposition festgestellt werden (r^2=0,85 mit N_2O_{min} und r^2=0,89 mit N_2O_{max}).

Hohe N-Einträge über längere Zeiträume können zu einer N-Sättigung des Waldbodens führen (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997; FENN et al. 1996; GOULDING et al. 1998). In diesem Fall wird der über atmosphärische Deposition eingetragene Stickstoff von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen und geht dem System entweder durch Auswaschung von Nitrat oder in Form von Gasen (N_2O, NO, N_2) verloren.

Die niedrigen pH-Werte der meisten Waldböden werden oft als Ursache für geringe N_2O-Emissionen angegeben, da die autotrophe Nitrifikation bei einem pH < 4 gehemmt wird und so Nitrat als Substrat für die Denitrifikation fehlt (HENRICH & HASELWANDTER 1997; SITAULA & BAKKEN 1993).

Der annähernd neutrale Waldboden des Mühleggerköpfls (pH 5,78-7,03; MUTSCH 2001) hingegen bietet ein günstiges Milieu sowohl für die Nitrifikation als auch für die Denitrifikation.

Die N_2O-Emissionen vom Mühleggerköpfl liegen zwar über den N_2O-Bildungen aus sauren Nadelwaldböden, können aber mit jenen eines gekalkten Fichtenwaldes in Bayern mit einem pH um 6 verglichen werden (BUTTERBACH-BAHL et al. 1998).

Stickstoff kann auch als NO_x und als N_2 aus dem Boden entweichen. Die Größenordnung der N-Verluste in Form von NO_x und N_2 können nur sehr grob geschätzt werden, da es über das N_2O:NO_x-Verhältnis nur wenige Untersuchungen aus Wäldern gibt und das N_2O:N_2-Verhältnis von zahlreichen Bodenparametern wie z.B. pH, NO_3^- und O_2-Konzentration abhängt.

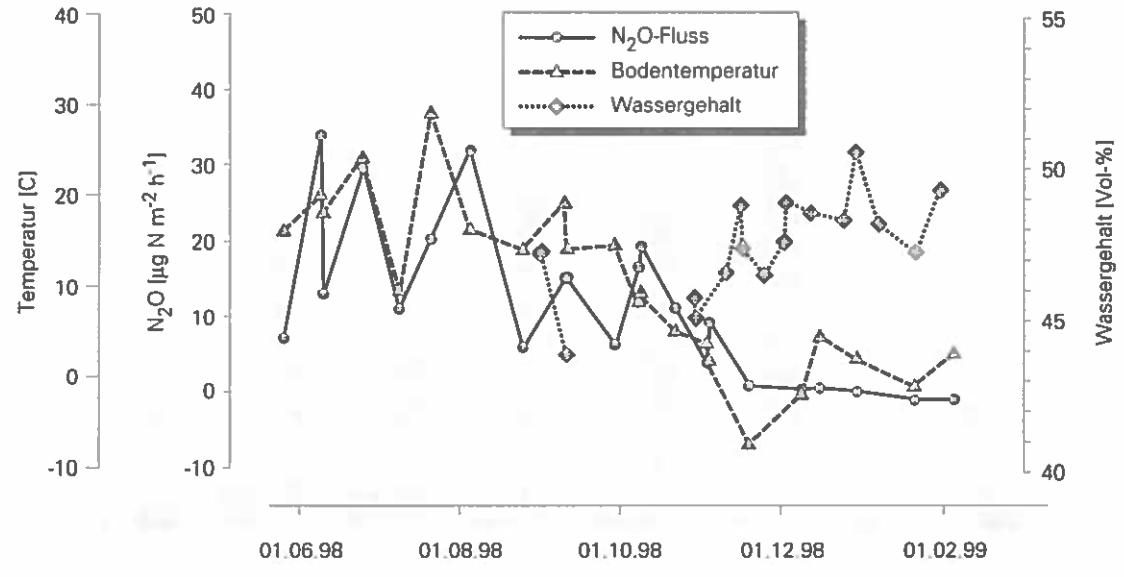
STRUWE & KJOLLER (1994) beobachteten, dass die N_2O:N_2 Verhältnisse in einem Buchenwald von 0,5 bis 2,8 anstiegen, wenn der pH von 7,2 auf 4,3 absank. Extrapoliert auf den pH-Bereich des Mühleggerköpfls ergäbe sich daraus eine N_2-Emission von 0,44 bis 1,14 kg N ha^{-1} a^{-1}.

In den bisher untersuchten Nadelwäldern wurde mehr NO emittiert als in vergleichbaren Laubwäldern. In den in Tabelle 1 angeführten Wäldern in Deutschland lag das N_2O/NO-Verhältnis in einem gekalkten Fichtenwald bei 3,0±0,3 und in einem Buchenwald bei 0,6±0,1. Für das Mühleggerköpfl würde das eine NO-Emission zwischen 0,42 und 2,1 kg N ha^{-1} a^{-1} bedeuten.

3.2 Jahresgang der N_2O-Emissionen

Die höchsten N_2O-Emissionen wurden im Frühsommer beobachtet, sie betrugen Anfang Juni und Ende Juli um 30 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1} (Abbildung 1). Im Herbst sanken die Werte auf 5 bis 15 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}. Im Winter wurden ab dem Zeitpunkt der Schneelage sogar negative N_2O-Flussraten

Abb. 1:
Jahresgang der N_2O-Emission, der Lufttemperatur und der Bodenfeuchte (gemessen mit einer TDR-Sonde)



registriert. Die höchsten Emissionen wurden zu Beginn der Vegetationsperiode gemessen, wenn der Boden feucht und die Vegetation noch gering ist. Im Verlauf des Jahres flachte die Emissionskurve ab und N_2O-Peaks entstanden nur im Zusammenhang mit starken Regenereignissen. Nach BRUMME et al. (1999) entspricht der Standort dem saisonalen Typ sowie dem Ereignis-Emissionstyp.

3.3 Zusammenhänge von N_2O-Emissionen mit anderen Parametern

Eine signifikante Abhängigkeit ($p<0,05$) der N_2O-Emissionswerte ergab sich von der Temperatur ($r^2=0,49$; $n=22$), dem Ammoniumgehalt des Bodens ($r^2=0,62$; $n=7$), dem Nitratgehalt an den Ionenaustauschern ($r^2=0,67$; $n=7$) sowie der Bodenatmung ($r^2=0,62$; $n=22$). Mit dem Nitratgehalt und dem Wassergehalt des Bodens konnte hingegen keine lineare Beziehung festgestellt werden.

Wie die meisten mikrobiellen Aktivitäten nehmen auch die Denitrifikation und die Nitrifikation mit steigender **Temperatur** zu (PAUL & CLARK 1996). Besonders günstige Bedingungen für die N_2O-Bildung herrschen bei hohen Temperaturen gemeinsam mit optimaler Bodenfeuchte. Während die Denitrifikation durch O_2-limitierende und daher feuchte Bedingungen begünstigt wird, liegt die optimale Wasserspannung für die Nitrifikation zwischen -0,1 und -1 MPa.

Am Mühleggerköpfl konnte keine lineare Beziehung zwischen der **Bodenfeuchte** (FEICHTINGER & SCHEIDL 2001) und der N_2O-Bildung festgestellt werden. Das steht im Gegensatz zu den meisten Beobachtungen anderer Autoren, die durchwegs signifikant positive Korrelationen zwischen dem Wassergehalt des Bodens und der N_2O-Bildung feststellten (DAVIDSON & SWANK 1986; CORRE et al. 1995; BRUMME 1995). Am Mühleggerköpfl wurde sogar phasenweise mehr N_2O bei geringeren Wassergehalten gebildet. Diese schwach negative Korrelation der N_2O-Bildung mit der Bodenfeuchte sowie die hohe positive Korrelation mit der NH_4^+-Konzentration des Bodens (Abbildungen 1 und 2) lassen darauf schließen, dass die Nitrifikation am Waldstandort Mühleggerköpfl ein bedeutender Prozess für die N_2O-Bildung ist.

Die hohen N_2O-Bildungsraten im Frühsommer und August hingegen fallen mit starken **Niederschlägen** und hohen Nitratkonzentrationen (Abbildungen 1 und 3) im Boden zusammen, wodurch speziell Denitrifikanten gefördert werden. Auch BOTHE et al. (1997) beobachteten die höchste Anzahl an denitrifizierenden Bakterien in einem sauren Fichtenwaldboden zu Beginn der Vegetationsperiode. Gerade für die Zeit von Mai bis August fehlen jedoch die Bodenfeuchtedaten (FEICHTINGER & SCHEIDL 2001), sodass eine statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen N_2O-Bildung und Wassergehalt des Bodens für diesen Zeitraum nicht möglich ist.

Abb. 2:
Vergleich der N_2O-Emissionen mit dem Gehalt an extrahierbarem Nitrat und Ammonium im Boden

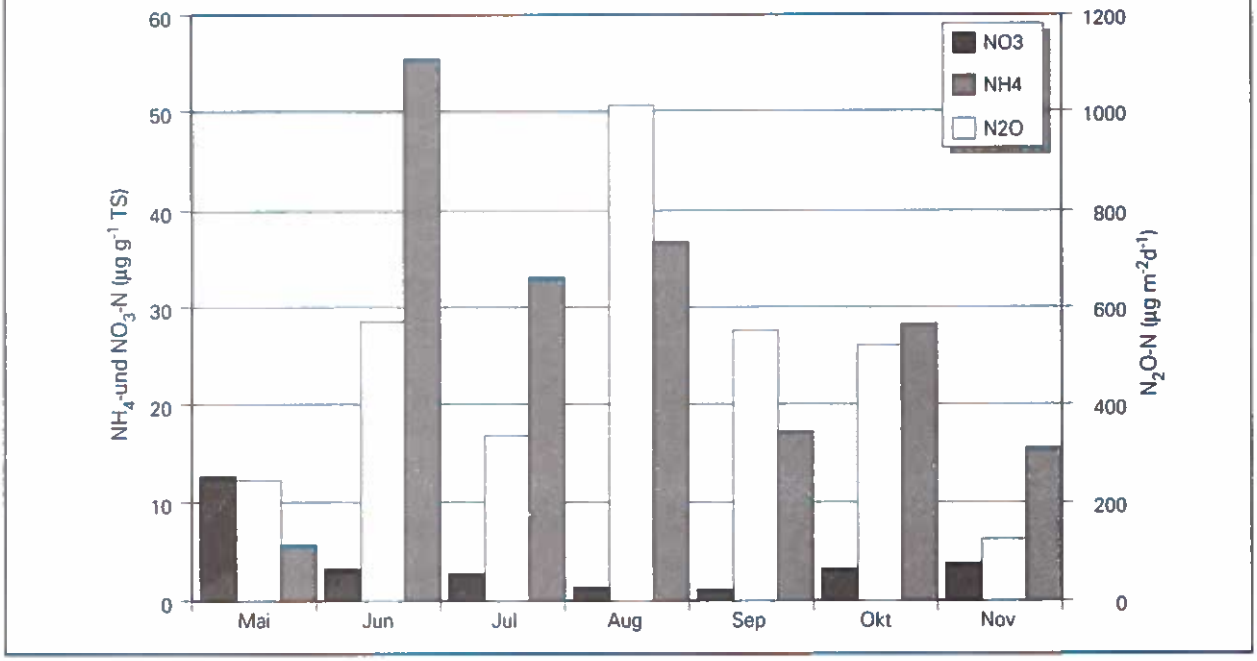
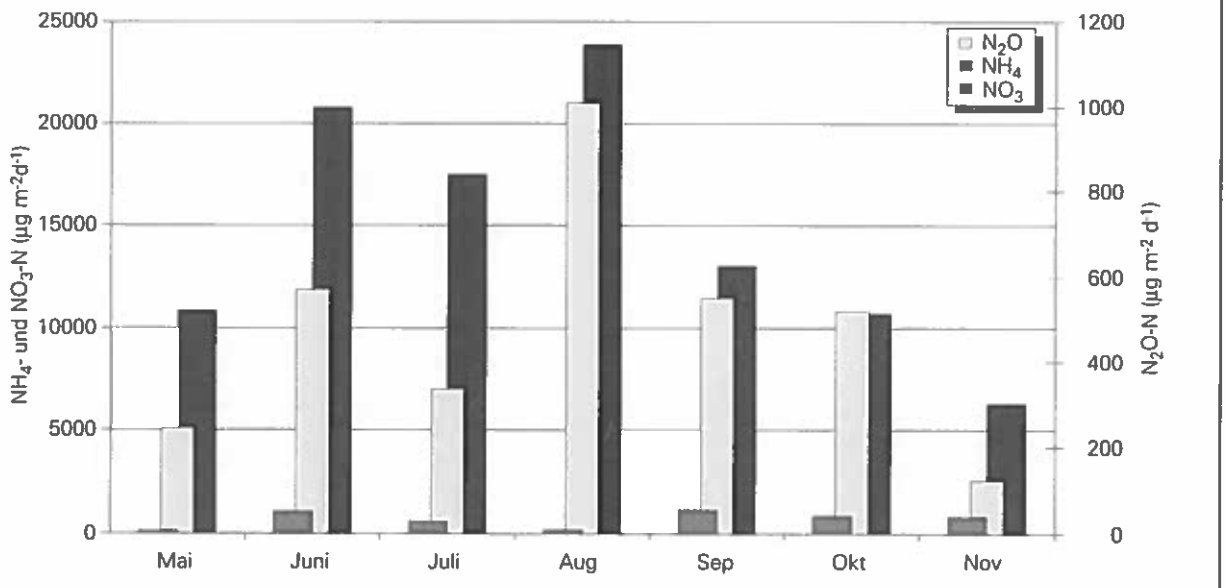


Abb. 3:
Vergleich der N_2O-Emissionen mit der Anlagerungsrate von Nitrat und Ammonium im Boden an die Ionentauscher



Im Winter wurde ab dem Zeitpunkt der Schneelage Mitte November ein negativer N_2O-Fluss gemessen. BUTTERBACH-BAHL et al. (1998) führten die Aufnahme von N_2O zu manchen Zeitpunkten ihrer Versuchsreihe auf einen Verbrauch von N_2O bei Nitratmangel durch denitrifizierende Bakterien zurück. Am Mühleggerköpfl waren die Nitratkonzentrationen in den zuletzt gemessenen Monaten tatsächlich sehr gering. Da BOTHE et al. (1997) im Dezember eine relativ hohe Anzahl an denitrifizierenden Bakterien feststellten und die Denitrifikation auch bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt ablaufen kann (BROOKS et al. 1996), könnte es tatsächlich zu einem mikrobiellen Abbau von N_2O gekommen sein. Dies würde bei früheren N_2O-Messungen, die nur während der Vegetationsperiode stattgefunden haben, zu einer Überschätzung der jährlichen N_2O-Verluste führen. Es bleibt jedoch zu prüfen, ob die negativen N_2O-Flusswerte nicht nur auf eine physikalische Adsorption des N_2O an den Schnee zurückzuführen sind.

3.4 CO_2-Bildungsraten

Die CO_2-Bildungsraten zeigten ähnliche saisonale Schwankungen wie die N_2O-Flussraten (r^2=0,62). Dies könnte auf eine temperatur- und feuchteabhängige Mineralisierung von organischer Substanz zurückzuführen sein. Dabei wird organischer Kohlenstoff zu CO_2 umgesetzt und organischer Stickstoff zunächst zu NH_4^+, das dann entweder direkt im Zuge der Nitrifikation zu N_2O reduziert wird oder nach vollendeter Nitrifikation als NO_3^- denitrifiziert wird. Es ist jedoch zu beachten, dass das bei Gasmessungen in geschlossenen Kammern gebildete CO_2 die Summe aus dem durch Bodenorganismen und Pflanzen gebildeten CO_2 darstellt. Man nimmt an, dass 30 % des gebildeten CO_2 aus der Wurzelatmung stammt. Gleichzeitig wird CO_2 im Zuge der Photosynthese von krautigen Pflanzen verbraucht. Da all diese Vorgänge einer starken Temperaturabhängigkeit unterliegen, könnten die N_2O- und CO_2-Kurve auch aus diesem Grund synchron verlaufen und die Bildung von N_2O und CO_2 nicht durch die Herkunft aus der gleichen Quelle zu erklären sein.

Literatur

BOTHE H., KLOOS K., KAISER K., SCHMITZ B. & NAWRATH K. 1997: *Seasonal fluctuations of N_2O-prducing bacteria in an acid soil of a spruce forest.* In: Becker K.H. & Wiesen P. (Hrsg.): Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions, Köln, Germany, 315-319.

BOUWMAN A.F. 1990: *Soils and the greenhouse effect.* John Wiley & Sons, New York.

BOWDEN R.D., MELILLO J.M., STEUDLER P.A. & ABER J.D. 1991: *Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States.* J. Geophys. Research 96, 9321-9328.

BREMNER J.M., ROBBINS S.G. & BLACKMER A.M. 1980. *Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil.* Geophys. Res. Lett. 7, 641-644.

BROOKS P.D., WILLIAMS M.W. & SCHMIDT S.K. 1996: *Microbial activity under alpine snowpacks, Niwot Ridge, Colorado.* Biogeochemistry 32, 93-113.

BRUMME R. 1995. *Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. 3. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient.* Plant and Soil 169, 593-600.

BRUMME R., BORKEN W. & FINKE S. 1999: *Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems.* Glob. Biogeochem. Cycles 13, 1137.

BUTTERBACH-BAHL K., GASCHE R., BREUER L. & PAPEN H. 1997: *Fluxes of NO and N_2O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N_2O emissions.* Nutrient Cycl. Agroecosyst. 48, 79-90.

BUTTERBACH-BAHL K., GASCHE R., HUBER CH., KREUTZER K. & PAPEN H. 1998: *Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH_4-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe.* Atmos. Env. 32, 559-564.

CASTRO M.S., STEUDLER P.A., MELILLO J.M., ABER J.D. & MILLHAM S. 1993: *Exchange of N_2O and CH_4 between the atmosphere and soils in spruce-fir forests in the northeastern United States.* Biogeochemistry 18, 119-135.

CHRISTENSEN S. 1985: Denitrification in an acid soil. *Effects of slurry and potassium nitrate on the evolution of nitrous oxide and nitrate reducing bacteria.* Soil Biol. Biochem. 17, 757-764.

CORRE M.D., VANKESSEL C., PENNOCK D.J. & SOLOHUB M.P. 1995: *Ambient nitrous oxide emissions from different landform complexes as affected by simulated rainfall.* Comm. Soil Sci. Plant Analys. 26, 2279-2293.

DAVIDSON E.A. & SWANK W.T. 1986: *Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification.* Appl. Env. Microbiol. 52, 1287-1292.

FEICHTINGER F. & SCHEIDL A. 2001: *Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse.* FBVA-Berichte, dieser Band.

FENN M.E., POTH M.A. & JOHNSON D.W. 1996: *Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino mountains in southern California.* Forest Ecol. & Mangement 82, 211-230.

GOULDING K.W.T., BAILEY N.J., BRADBURY N.J., HARGREAVES P., HOWE M., MURPHY D.V., POULTON P.R. & WILLISON T.W. 1998: *Nitrogen depostion and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes.* New Phytol. 139, 49-58.

HENRICH M. & HASELWANDTER K. 1997: *Denitrification and gaseous nitrogen losses from an acid spruce forest soil.* Soil Biol. Biochem. 29, 1529-1537.

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. 2001: *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

KANDELER E. 1993a: *Bestimmung von Nitrat.* In: SCHINNER F., ÖHLINGER R., KANDELER E. & MARGESIN R. (Hrsg.): Biologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 369-371.

KANDELER E. 1993b: *Bestimmung von Ammonium.* In: SCHINNER F., ÖHLINGER R., KANDELER E. & MARGESIN R. (Hrsg.): Biologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 366-368.

MEGER S. & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. 1999: *Emission und Abbau von Treibhausgasen (N_2O, CH_4 und CO_2) in Buchenwäldern.* Cbl. f. d. ges. Forstw., 116/4, 229-248.

MUTSCH F. 2001: *Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoffflüsse in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

PAUL E.A. & CLARK F.E. 1996: *Soil microbiology and biochemistry.* 2. Aufl. San Diego, Academic Press.

SAARI A., MARTIKAINEN P.J., FERM A., RUUSKANEN J., DEBOER W., TROELSTRA S.R. & LAANBROEK H.J. 1997: *Methane oxidation in soil profiles of Dutch and Finnish coniferous forests with different soil texture and atmospheric nitrogen deposition.* Soil Biol. Biochem. 29, 1625-1632.

SITAULA B.K. & BAKKEN L.R. 1993: *Nitrous oxide release from spruce forest soil: relationships with nitrification, methane uptake, temperature, moisture and fertilization.* Soil Biol. Biochem. 25, 1415-1421.

STRUWE S. & KJOLLER A. 1994: *Potential for N_2O production from beech (Fagus silvaticus) forest soils with varying pH.* Soil Biol. Biochem. 26, 1003-1009.

Verfasser: Mag. E. Härtel-Rigler
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: elisabeth.rigler@fbva.bmlf.gv.at

Dr. S. Zechmeister-Boltenstern
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: sophie.zechmeister@fbva.bmlf.gv.at

Univ. Doz. DI Dr. M. Gerzabek
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: martin.gerzabek@arcs.ac.at

Bodenwasseruntersuchungen mit Lysimetern am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen: Messmethoden und Versuchsaufbau

A. Krenn, G. Haberhauer & M.H. Gerzabek

Abteilung Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf GmbH.

Kurzfassung. Am Mühleggerköpfl im Wuchsgebiet „Nördliche Randalpen Westteil" wurde bei den derzeitigen Untersuchungen das Hauptaugenmerk auf den Wasserhaushalt und den Stickstoffkreislauf gelegt. Ein „Waldysimeter" diente der Sickerwasserbeprobung in der Tiefe der anstehenden Braunlehm- Rendzina. Mittels $^{15}NO_3$-Tracer Technik wurde die Herkunft des im Sickerwasser auftretenden Nitrates ermittelt.
Um die tatsächlich in den Waldboden einsickernden Nitratmengen mit deren Anteil an $^{15}NO_3$ zu bestimmen, wurde ein „Schneelysimeter" entwickelt. Beide Konstruktionen werden beschrieben.
Das Waldlysimeter wurde als ungestörter, durch einen glasfaserverstärkten Kunststoffmantel vollständig vom restlichen Boden getrennter Monolith ausgeführt. Es besitzt eine Fläche von 0,5 m² und eine Tiefe von 0,65 m. Die Einbautechnik lässt einen Einbau in schwer zugänglichem Gelände zu. Randeffekte werden dabei trotz hoher Bodenskelettanteile und gut ausgebildetem Wurzelsystem weitgehend vermieden.
Die beschriebene Sammeleinrichtung für Schmelzwasser („Schneelysimeter") ist als 0,5 m² große, trichterförmige Sammelplatte ausgeführt. Der zentrale Auslauf mündet in einem Sammelbehälter, wo eine Temperaturregelung das Frieren der Wasserproben verhindert. Die Vorrichtung ist niveaugleich mit dem umgebenden Gelände.

Schlüsselworte: Lysimeter, Waldökosystem, Nordtiroler Kalkalpen, N-Dynamik

Abstract. [Soil Water Analyses Using Lysimeters in the Limestone Alps at Mühleggerköpfl: Measuring Methods and Experimental Design.] In a well defined forest area („Mühleggerköpfl") within the growth region „Northern Fringe of the Alps - Western Part" investigations focussed on water balance and nitrogen fluxes. A „forest lysimeter" collecting leachate of the rendzic Lithosol and a „snow lysimeter" were installed. The „forest lysimeter" experiment should help to clarify the origin of Nitrat in leachate using $^{15}NO_3$ as tracer. The melted snow, collected in the „snow lysimeter" will be analysed as to natural abundance of $^{15}NO_3$. In this paper both lysimeters are described.
The undisturbed monolith is surrounded by an fiberglass cylinder with a cross section of 0.5 m² and a height of 0.65 m. The described technique makes it possible to install a lysimeter on a site hardly accessible by car or truck and to minimize danger of preferential flow due to stones and large plant roots.
The further mentioned collection device for melted snow at level of the surrounding soil surface consists of a fiberglass plate (0.5 m²) with a central outlet and a temperature control (4 °C) to avoid freezing of the water samples.

Keywords: Lysimeter, forest ecosystem, Northern Tyrolean Limestone Alps, N-dynamics

1 Einleitung

Waldökosysteme gelten als wesentlich weniger offene Systeme als landwirtschaftliche Ökosysteme. Als wichtige Frage stellt sich somit die Rolle des Waldes als Senke für Stoffeinträge, aber auch als Quelle des Stofftransfers insbesondere in die Hydrosphäre. So werden federführend von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt seit 1983 umfangreiche ökosystemare Studien im nördlichen Kalkalpin durchgeführt (Englisch & Starlinger 1996, Herman & Smidt 1996, Mutsch 1996, Herman et al. 1998).

Ziel des von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt koordinierten Forschungsvorhabens ist die Erstellung einer Wasserbilanz des ausgewählten Versuchsgebietes am Mühleggerköpfl und die Quantifizierung der Stickstoffflüsse im Gesamtsystem unter Einbeziehung des Inputs, der Verlagerung und Umsetzung im Boden und der Verluste durch Versickerung.

Die N-Umsetzungen, Verlagerungen und Anreicherungen im Boden beeinflussen auch das isoto-

pische Verhältnis von ^{15}N und ^{14}N. Die Erfassung der $\delta^{15}N$ - Werte, der Isotopenverhältnisse des Stickstoffs, kann somit wertvolle Informationen über den Verbleib und das Verhalten des eingetragenen Nitrates liefern. Diese Möglichkeiten der Markierung von Nitrat wird im gegenständlichen Projekt genutzt, um Rückschlüsse auf die Herkunft von Nitrat im Boden zu ziehen. Von HABERHAUER et al. (2001) werden erste Ergebnisse von Lysimeterversuchen vorgestellt.

In der vorliegenden Arbeit werden die Konstruktion und der Einbau des Waldlysimeters und des Schneelysimeters beschrieben. Das „Waldlysimeter" wird für einen Tracer-Versuch mit ^{15}N-markiertem Nitrat verwendet; dieser Exaktversuch im Lysimeter soll Datengrundlagen für die Interpretation der Ergebnisse der Bodenwassergewinnung in vier ungestörten Bodenprofilen liefern. Das „Schneelysimeter" soll die tatsächlich in den Waldboden sickernden Nitratmengen mit deren natürlichen Anteil an $^{15}NO_3$ erfassen und Aussagen über den Verbleib und das Verhalten von eingetragenem Nitrat möglich machen.

2 Material und Methode

2.1 Lysimetertypen in Waldökosystemen

Es gibt eine große Anzahl von Konstruktionen, die in der Literatur als Lysimeter bezeichnet werden. KLAGHOFER (1991) hat folgenden Definition für „Lysimeter" verwendet: „Lysimeter bestehen aus einem Behälter, in dem sich ein natürlich gelagerter oder eingefüllter Boden befindet, und einer Auffang- und Messeinrichtung für das am Behälterende austretende Wasser. Mit Lysimetern können der Sickerwasserverlauf und die darin enthaltenen Stoffgruppen direkt erfasst werden. Die meisten Lysimeter bestimmen die Wasserbewegung nur im ungesättigten Bodenbereich, wobei Sonderausführungen wie Grundwasserlysimeter auch den gesättigten Bereich erfassen können".

Lysimeter werden auch in der Waldökosystemforschung verwendet. Zu erwähnen sind z.B. Versuche von HAINES et al. (1982), die in einem Laubwald in den Appalachen/USA durchgeführt wurden. Dabei wurden Ionenzusammensetzungen von Bodenlösungen zweier unterschiedlicher Lysimetertypen verglichen, nämlich einerseits „Zero Tension Lysimeter" nach JORDAN (1968), und andererseits keramische Saugplatten mit konstant angelegten 100 hPa Wasserspannung. Diese beiden Bauarten hatten gemeinsam, dass sie im ungestörten Boden in einer bestimmten Tiefe (z.B. unter O_h oder unter Wurzelzone) positioniert wurden und Sickerwasser eines nicht näher definierten Bodenkörpers oberhalb der Konstruktion sammelten. Dazu wurden die Wannen bzw. Saugplatten aus Profilgruben horizontal in die Böden eingebracht. Die sehr unterschiedlichen Ergebnisse zeigten, wie auch jene von VAN DER PLOEG & BEESE (1977), dass keine Abschätzung des Durchflusses mit den gewählten, nicht umschlossenen Konstruktionen möglich war. Auch JORDAN (1968) versuchte, durch einen 2 cm hohen Rahmen, der von unten in den Boden gedrückt wurde und mit der Sammelkonstruktion verbunden war, eine Verbesserung der Ergebnisse zu erhalten. Ähnlich gingen MAYER & HEINRICHS (1980), RADULOVICH & SOLLINS (1987) oder SWISTLOCK et al. (1990) in Waldökosystemen vor. Ging es bei den genannten Versuchen um die Beobachtung sämtlicher wichtiger Ionen im Sickerwasser, untersuchten SEELY et al. (1998) bei ähnlichem Versuchsaufbau den Nitrathaushalt, SEELY & LAJTHA (1997) den Nitrathaushalt unter Zuhilfenahme von ^{15}N.

SITAULA et al. (1995) untersuchten in Lysimetern an einem Waldstandort unterschiedliche N-Düngungs- sowie Versauerungseffekte auf die Lachgas- und Kohlendioxidemissionen. Die Versuche wurden dabei an vollständig vom restlichen Waldboden abgetrennten Bodenkörpern durchgeführt. Dies wurde bewerkstelligt, indem der schichtweise bis zu 60 cm abgetragene Boden in Lysimetern künstlich wieder eingebracht wurde. Auch NILSEN et al. (1995) bzw. NILSEN (1998) beschrieben Versuche mit vollständig umschlossenen Lysimetern von 1 m Durchmesser und 1 m Profiltiefe mit künstlich eingebrachtem Bodenmaterial. Bei diesen Versuchen erlaubten die umschlossenen Ausführungen eine quantitative Abschätzung der Wasserbewegungen im Profil. Die künstliche Schichtung verursachte zusätzliche Fehler. Wie THEURETZBACHER (1997) mittels Farbtracer gut sichtbar machte, sind speziell Waldböden imstande, wasserwegige Makroporensysteme über alte und aktive Wurzelgänge zu entwickeln, was die Notwendigkeit einer natürlichen Lagerung bei den Untersuchungen unterstreicht und für einen monolitischen Aufbau von Lysimetern spricht. Gerade bei Waldstandorten ist aber mit starker Durchwurzelung und mit erhöhtem Grobskelettanteil bis hin zu Steinen

und Blöcken zu rechnen, was den Einbau von monolithischen Lysimetern deutlich erschwert.

Viele ebenfalls als Lysimeter bezeichnete Rinnen oder Wannen wurden in Versuchen, z.B. bei HAINES et al. (1982) oder JOSLIN et al. (1987), für die Erfassung des Lateralflusses eingesetzt.

Die starke Heterogenität durch die großwüchsige Vegetation in Waldökosystemen können Großlysimeteranlagen speziell bei der Beobachtung von Transpiration und Evaporation notwendig machen. Zu erwähnen sind dabei z.B. die Lysimeter in St. Arnold bei Münster - Westfalen (DVWK 1980) oder die Anlage in San Dimas/Kalifornien (PATRIC 1961ab, ULERY et al. 1995, QUIDEAU et al. 1998).

2.2 Konstruktion des Wald- und Schneelysimeters

Waldlysimeter

Das Waldlysimeter dient zur Erfassung des vertikalen Transportes des applizierten Nitrates. Laterale Wasser- und Stoffflüsse müssen hierbei vermieden werden; dies gilt sowohl für die oberirdische laterale Verlagerung von Wasser als auch für die Hangabwärtsverlagerung von Sickerwasser in der ungesättigten Zone. Diese Zielvorgabe, aber auch der Umstand, dass eine Bilanzierung des applizierten Tracers ^{15}N-Nitrat ermöglicht werden soll, machte es sinnvoll, ein vollkommen umschlossenes Lysimeter zu verwenden. Es kann ein gravimetrisch entwässerndes Lysimeter verwendet werden, da auch das in der Tiefe der unteren Begrenzungsfläche des Lysimeters natürlich anstehende stark grusige Material drainagierend wirkt. Es wurde ein monolothisches Lysimeter verwendet, um lange Äquilibrierphasen vor dem eigentlichen Versuch zu vermeiden. Ein weiterer Grund für die Verwendung eines Monolithes war, dass die Verlagerungsgeschwindigkeit stark von Struktureigenschaften des Bodens abhängt und diese Eigenschaften durch eine künstliche Schichtung zerstört würden. Es wurde somit ein vollständig umschlossenes, gravimetrisch entwässerndes Lysimeter mit einem Bodenvolumen von 0,5 m² • 0,65 m verwendet.

Das Waldlysimeter (Abbildung 1) mit dem monolithischen Probenkörper hat einen runden Querschnitt von 0,5 m² und eine mittlere Profiltiefe von 65 cm, was etwa der maximalen Profilmächtigkeit der Braunlehm-Rendzina am Standort entspricht (ENGLISCH & STARLINGER 1996). Der Monolith ist von einem Mantel aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) umschlossen, der dicht mit dem darunter befindlichen Abscherrahmen aus Stahlblech und der darin befindlichen Wanne verbunden ist. Das obere Stahlblech des Abscherrahmens ist im Bereich unterhalb des Monolithes perforiert. Es kann somit Wasser in die Sammelwanne abfließen. Um eine Ausspülung von Feststoffen aus dem Probekörper zu verhindern, ist ein Sandfilter von 1 cm Stärke in die Wanne eingebracht. Aus der Wanne gelangt das Wasser in einen vergrabenen Sammelbehälter, der von aussen zugänglich und beprobbar ist.

Schneelysimeter

Beim Schneelysimeter handelt es sich um einen Trichter aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK), der auf einem Brunnenring aufliegt (Abbildung 2).

Abb. 1: Waldlysimeter

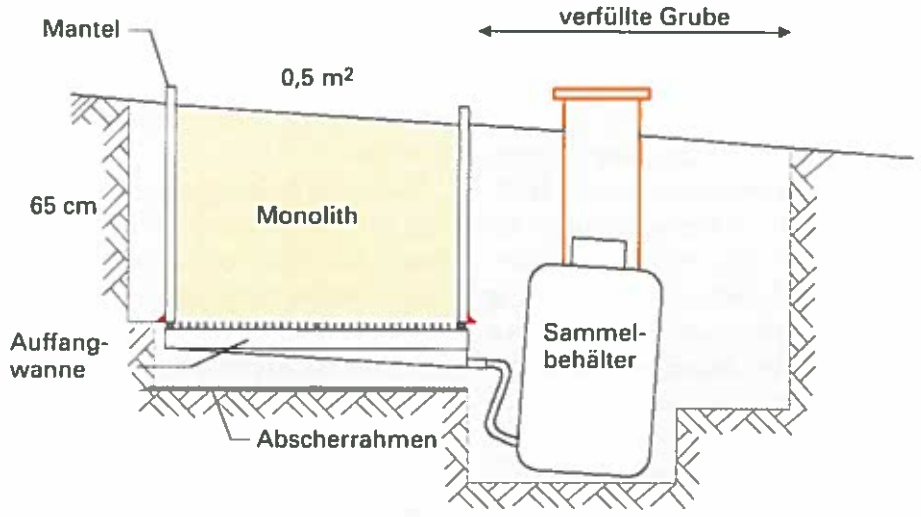
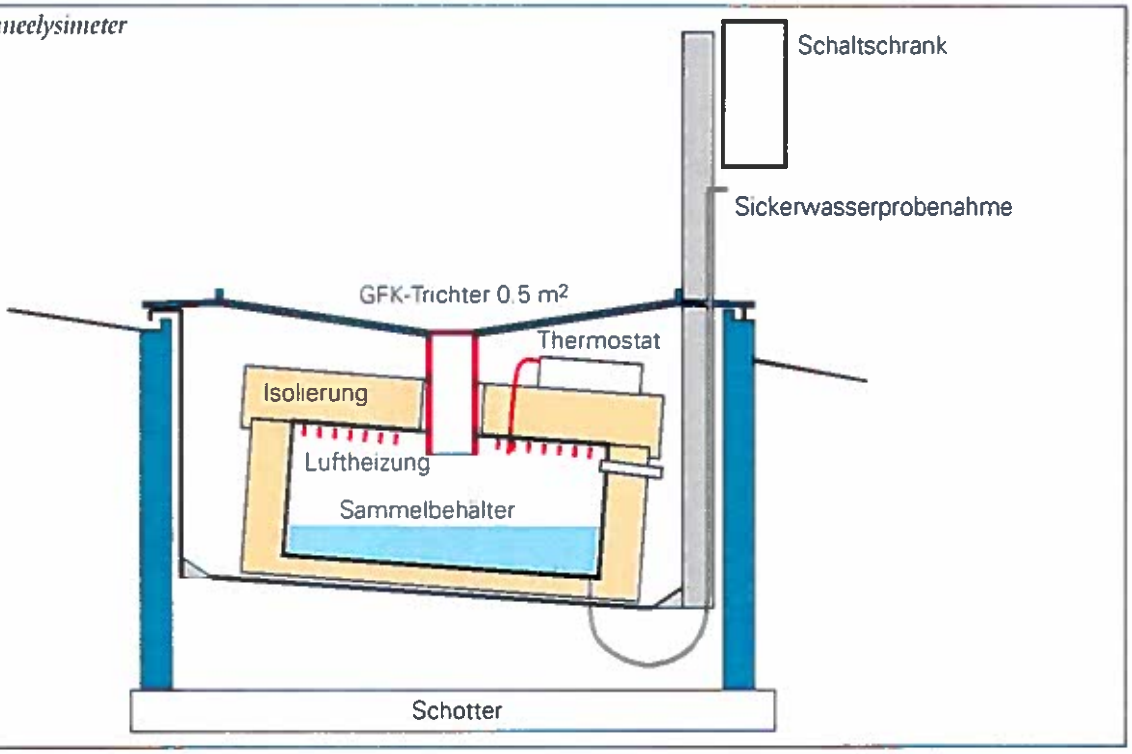


Abb. 2: Schneelysimeter



Das anfallende geschmolzene Schneewasser einer Fläche vom 0,5 m² wird in einem isolierten Stahlbehälter gesammelt. Am tiefsten Punkt führt eine Saugleitung aus dem Behälter, über die eine Entnahme möglich ist. Der Behälter ist mit einem Thermostat und einer Luftheizung ausgerüstet. So ist es möglich, geschmolzenes Schneewasser im Behälter bis zur Beprobung in der flüssigen Phase zu halten. Es wird dabei eine Temperatur knapp über dem Gefrierpunkt gehalten.

2.3 Einbau des Wald- und Schneelysimeters

Waldlysimeter

Die Vorarbeiten wurden im Mai 1998 durchgeführt. Das Ausheben der Grube erfolgte unter größtmöglicher Schonung des Oberbodens und des Unterwuchses. In der Grube wurde der halbe Abscherrahmen (l · b · h = 50 · 100 · 50 cm) zusammengebaut und durch 2 Industriewinden (je 10 t Hubkraft), die an der talseitigen Grubenwand abgestützt waren, in den Untergrund horizontal eingetrieben. Um die Reibung zu verringern, wurde gleichzeitig der Rahmen jeweils von Bodenmaterial befreit. Nach dem Einbringen des halben Rahmens wurde der zweite Teil dieses Stahlkastens in der Grube an den ersten Teil angeschraubt und ebenfalls in den Boden gepresst. Die geteilte Ausführung war notwendig, um die Grubengröße zu reduzieren, aber auch um die Einzelteile leichter zum Standort transportieren zu können. Insgesamt wurde so eine Bodenschicht von 1 m Breite, 1 m Länge und 0,65 m Höhe horizontal abgetrennt.

Danach wurde eine Hilfskonstruktion an den Kasten geschraubt, die ein genaues Positionieren des GFK-Rohres zur Umschließung des Monolithen ermöglichte. Außerhalb des zu umhüllenden Bodenkörpers wurde in kleinen Tiefenstufen abgegraben. Damit der Zylinder nach unten nachgeschoben werden konnte, mussten Steine entfernt und Wurzeln abgeschnitten werden. Der teilweise verbliebene Hohlraum wurde dabei mit angefeuchtetem lehmigen Material des anstehenden Bodens verfüllt und der Zylinder nach unten nachgeschoben. Dies wurde solange wiederholt, bis der GFK-Mantel auf dem zuvor vergrabenen Stahlkasten aufsaß. Der Spalt zwischen Mantel und Stahlkasten wurde durch eine dauerelastische Masse verschlossen.

Nach dem Einbringen der Wanne mit Filtersand in den Abscherrahmen wurde der verbleibende Hohlraum unterhalb des Lysimeters wieder verfüllt. Die Wanne wurde mit dem Sammelbehälter durch einen Schlauch verbunden, die Grube zugeschüttet und ein Wildzaun errichtet.

Schneelysimeter

Ein Brunnenring von 1 m Durchmesser wurde in einer Tiefe von 1 m versetzt, die Oberkante reichte

knapp über die Geländeoberkante. Die zuvor im Forschungszentrum Seibersdorf getestete Anlage wurde darin eingehängt und die Stromversorgung angeschlossen. Die im Mai 1998 installierte Anlage wurde am 13.Oktober 1998 in Betrieb genommen.

2.4 Applikation von ^{15}N im Waldlysimeter

Am 23. Juni 1998 wurde die Applikation des $^{15}NO_3$ durchgeführt. Die Zugabe erfolgte als KNO_3 unter Verwendung einer hohen ^{15}N-Anreicherung (58,2 %) bei gleichzeitig möglichst geringen Stickstoffmengen (27,7 mg N/0,5 m^2 = 0,5 kg N ha^{-1}). Das markierte Nitrat wurde als Lösung mit einer Injektionsspritze in ca. 1-2 cm Tiefe des Auflagehumushorizontes eingebracht, um schnelle gasförmige Stickstoffverluste zu vermeiden.

3 Ergebnisse

Waldlysimeter

Die gewählte Konstruktion und Einbaustrategie ist auch bei skelettreichen Böden einsetzbar. Es hat sich gezeigt, dass das stetige Freiräumen der Schneiden ein horizontales Einpressen des Rahmens bis zu einem Meter in dem anstehenden an Kalkblöcken reichen Waldboden ermöglichte. Die einseitige Schneide hat zu einem geringfügigen Versatz von 1 cm geführt. Eine zweiseitig abgeschrägte, aber asymmetrische Schneide könnte dies vermeiden (GERZABEK 1990).

Die beschriebene Konstruktion machte es möglich, auch an unwegsamen Stellen Lysimeter zu errichten. Die verwendeten Einzelteile sind nicht schwerer als 30 kg und sind auch ohne motorische Hilfsmittel zu transportieren.

Wurzeln stellen durch das schrittweise Absenken des GFK-Mantels kein Hindernis dar. Auch das Verfüllen entstehender kleinräumiger Hohlräume war leicht zu bewerkstelligen. Ob es zu einem verstärkten Eindringen des Wassers (+ Tracer) nahe der Wandung kommt, kann erst nach Beendigung des Versuches, durch Analysen nach dem Abbau der Anlage untersucht werden.

Schneelysimeter

Das Schneelysimeter wird seit Herbst 1998 beprobt. Es konnte trotz Heizung des Auffangbehälters eine geschlossene Schneedecke über dem Schneelysimeter festgestellt werden. Es werden monatlich Proben entnommen. Stickstoffisotopenanalysen wurden noch nicht durchgeführt. Es wird jedoch bei der Interpretation unter Einbeziehung der vorhandenen meteorologischen Daten darauf zu achten sein, ob es sich bei den gesammelten Probe tatsächlich um Schnee- oder zum Teil auch um Regenproben handelt.

Literatur

DVWK 1980: *Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern.* In: DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 114. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V (DVWK, ed.). Parey, Hamburg, Berlin, 1-52.

ENGLISCH M. & STARLINGER F. 1996: *Woodland communities and sites at two altitude profiles near Achenkirch (The Tyrol).* Phyton (Horn, Austria) 36 (4), 33-54.

GERZABEK M.H. 1990: *Eine einfache Vorrichtung zur Entnahme monolithischer Bodenkörper.* Bodenkultur 41, 283-288.

HABERHAUER G., GERZABEK M.H., BLOCHBERGER K., KRENN A. 2001: *Stabilisotopenanalytik von Nitrat zur Abschätzung der N-Dynamik im Waldboden und der N-Belastung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

HAINES B.L., WAIDE J.B. & TOPP G.C. 1982: *Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero tension lysimeters: Report of discrepancies.* Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 658-661.

HERMAN F., LOTZ C. & SMIDT S. 1998: *Pollution-related stress factors for forest ecosystems.* Environ. Sci. & Pollut. Res., Special Issue 1, 16-24.

HERMAN F. & SMIDT S. 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen - Beschreibung des Projektes und Zielsetzung.* FBVA-Berichte 94, 7-21.

JORDAN C.F. 1968: *A simple, tension-free lysimeter.* Soil Science 105, 81-86.

JOSLIN J.D., MAYS P.A., WOLFE M.H., KELLY J.M., GARBER R.W. & BREWER P.F. 1987: *Chemistry of tension lysimeter water and lateral flow in spruce and hardwood stands.* J. Environ. Qual. 16, 152-160.

KLAGHOFER E. 1991: *Bodenphsikalische Aspekte bei der Erfassung von gelösten Stoffen mit Hilfe von Lysimetern.* BAL-Bericht über die 1. Gumpensteiner Lysimetertagung 19-23.

MAYER R. & HEINRICHS H. 1980: *Flüssebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetall-Vorräte in Wald-Ökosystemen des Solling.* In: Zeitschrift f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 143, 232-246.

MUTSCH F. 1996: *Classification of the soils in the area of Achenkirch according to chemical parameters.* Phyton (Horn, Austria) 36 (4), 55-64.

NILSEN P. 1998: *Nitrogen and drought effects on ecotomycorrhizae of Norway spruce [Picea abies [L.] Karst.].* Plant and Soil 198, 179-184.

NILSEN P., BORJA I., KNUTSEN H. & BREAN R. 1995: *Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) trees.* Plant and Soil 172, 73-85.

PATRIC J.H. 1961a: *A forester looks at lysimeters.* Journal of Forestry 59, 889-893.

PATRIC J.H. 1961b: *The san dimas large lysimeters.* Journal of Soil and Water Conservation 16, 13-17.

QUIDEAU S.A., GRAHAM R.C., CHADWICK O.A. & WOOD H.B. 1998: *Organic carbon sequestration under chaparral and pine after fourt decades of soil development.* Geoderma 83, 227-242.

RADULOVICH R. & SOLLINS P. 1987: *Improved performance of zero-tension lysimeters.* Soil Science Society of America Journal 51, 1386-1388.

SEELY B. & LAITHA K. 1997: *Application of a 15N tracer to simulate and track the fate of atmospherically deposited N in the coastal forests of the Waquoit Bay Watershed, Cape Cod.* Oecologia 112, 393-402.

SEELY B., LAITHA K. & SALVOCCI G.D. 1998: *Transformation and retention of nitrogen in a coastal forest ecosystem.* Biogeochemistry 42, 325-343.

SITAULA B.K., BAKKEN L.R. & ABRAHAMSEN G. 1995: *N-fertilization and soil acidification effects on N_2O and CO_2 emission from temerate pine forest soil.* Soil Biol. Biochem. 27, 1401-1408.

SWISTLOCK B.R., YAMONA J.J. & DEWALLE D.R. 1990: *Comparison of soil water chemistry and sample size requirements of pan vs tension lysimeters.* Water, Air, and Soil Pollution 50, 387-396.

THEURETZBACHER H. 1997: *Die Inhomogentität natürlicher Böden - Darstellung am Kleineinzugsgebiet Höhenhansl/Pöllau.* BAL-Bericht über die 7. Gumpensteiner Lysimetertagung 51-54.

ULERY A.L., GRAHAM R.C., CHADWICK O.A. & WOOD H.B. 1995: *Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine.* Geoderma 65, 121-134.

VAN DER PLOEG R.R. & BEESE F. 1977: *Model calculation for the extration of soil water by ceramic cups and plates.* Soil Science Society of America Journal 41, 466-470.

Verfasser: DI A. Krenn
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: andreas.krenn@arcs.ac.at

DI G. Haberhauer
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: georg.haberhauer@arcs.ac.at

Univ.Doz. DI Dr. M. Gerzabek
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: martin.gerzabek@arcs.ac.at

Stabilisotopenanalytik von Nitrat zur Abschätzung der N-Dynamik im Waldboden und der N-Belastung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen

G. Haberhauer, M. H. Gerzabek, K. Blochberger & A. Krenn

Abteilung Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Kurzfassung. Zur Untersuchung der Stoffflüsse im Wuchsgebiet „Nördliche Randalpen Westteil" wurden am Mühleggerköpfl (Achental, Tirol) Stabilisotopen in Niederschlags- und Bodenwasserproben analysiert. Die δ^{15}N-Nitratwerte der Niederschlagsproben wiesen große Schwankungen auf, die auf einen Eintrag von Nitrat aus unterschiedlichen Quellen zurückzuführen sind. Eine signifikante Anreicherung des schwereren Isotops konnte sowohl hinsichtlich der δ^{15}N-Nitratwerte der Bodenwässer als auch der Oberflächenwässer von Frühjahrsproben zu den Sommerproben festgestellt werden. Unterschiede zwischen δ^{15}N-Nitratwerten im Oberflächenwasser und im Bodenwasser sprechen für Leachingprozesse im Boden, bei denen es durch Absorption und Denitrifikationsprozesse zur Anreicherung von ^{15}N im Nitrat kommt. Ein Vergleich der δ^{15}N-Nitratwerte des Oberflächenwassers mit den δ^{15}N-Nitratwerten der Niederschläge lässt vermuten, dass Nitrifikationsprozesse im Oberflächenabfluss und nicht die Nitratdeposition hauptverantwortlich für die Herkunft des Nitrates im Oberflächenwasser sind. In einem Lysimeterversuch konnte das Leachingverhalten von Nitrat am Mühleggerköpfl untersucht werden.

Schlüsselworte: Stabile Isotopen, Stickstoffdynamik, Forstböden, ^{15}N-Dotierungsversuch, Lysimeter

Abstract. [Stable Isotope Analysis of ^{15}N-Nitrate for the Assessment of Nitrate Dynamics in Forest Soils and in Soil Water at Mühleggerköpfl.] Stable isotope analysis of ^{15}N-nitrate was used to investigate the nitrate dynamics and nutrient dynamics in the growth region „Northern Fringe of the Alps-Western Part" at Mühleggerköpfl. High variations in δ^{15}N-nitrate values of the rainfall indicate that nitrate from different sources is deposited at that site. A significant correlation between the δ^{15}N-nitrate values of the surface water and the soil water was identified, while no significant correlation between the δ^{15}N-nitrate values of any precipitation sample with the surface water could be found. This suggests that the main source of nitrates in soil water originates from microbiological activity such as nitrification reactions and less nitrate input by deposition.
In a lysimeter experiment ^{15}N-labelled nitrate was applied to study nitrate transport in the soil. After 130 days and the collection of 300 L leachate a total of 52 % of the applied nitrate was leached through the soil profile. Thus approx. 48 % of the nitrate did not leach, which is most likely due to adsorption, immobilisation and biochemical reactions (denitrification, plant uptake) in soil. This experiment demonstrates the successful use of stable isotope techniques for the evaluation and quantification of nitrate transport in soil. The obtained data will be used in combination with natural stable isotope data to investigate the overall nitrate-dynamics in this alpine forest soil.

Keywords: Stable isotopes, forest soil, N - dynamic, ^{15}N-tracer experiments, lysimeter

1 Einleitung

Die Industrialisierung hat den globalen N-Kreislauf stark verändert. Gegenwärtig wird mehr atmosphärischer Stickstoff durch anthropogene Aktivitäten in biologisch reaktive Verbindungen umgewandelt als durch natürliche Prozesse (Nadelhoffer et al. 1999). Die Deposition von N-Verbindungen kann zur Veränderung des N-Kreislaufes in Waldökosystemen und zu einer verstärkten Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser führen (Emmett et al. 1998). Umsetzungen, Verlagerungen bzw. Anreicherungen von N-Verbindungen im Boden beeinflussen immer auch das isotopische Verhältnis von ^{15}N zu ^{14}N. In der Regel führen derartige Prozesse zu einer isotopischen Verschiebung zu Gunsten des leichteren ^{14}N-Isotops im Reaktionsprodukt. Daher kann die Messung der Isotopenzusammensetzung wertvolle Informationen über den Verbleib und das Verhalten von eingetragenem Nitrat liefern.

Mehrere Faktoren beeinflussen sowohl den Transport als auch die isotopische Zusammensetzung von Nitrat in Forstböden. Denitrifikation und Sorption

von Nitrat an Bodenbestandteile sind dabei als Hauptfaktoren zu nennen, die auch einen deutlichen Beitrag zur isotopischen Fraktionierung leisten (YONEYAMA 1996).

Das Aufbringen von ^{15}N-angereicherten Verbindungen ermöglicht die direkte Untersuchung eines N-Pools und dessen Verteilung in andere Kompartimente (NADELHOFFER et al. 1999, HART & MYROLD 1996). Damit kann ein Prozess herausgegriffen und selektiv untersucht werden. Hierbei kann z.B. durch Applikation von mit ^{15}N angereichertem Nitrat auf die Bodenoberfläche das Verhalten des an der Oberfläche befindlichen Nitrats hinsichtlich Migration, Denitrifikation und Adsorption analysiert werden.

Wegen der Komplexität der Stickstoffchemie des Bodens ist die Stickstoff-Isotopie zur Herkunftsunterscheidung der Nitrataustragsquellen (Bodennitrifikation bzw. Deposition) nicht immer ausreichend. Die Aussagesicherheit kann durch die zusätzliche Bestimmung des ^{18}O-Gehaltes in Nitratsauerstoff wesentlich erhöht werden, da sich die beiden oxidationsrelevanten Pools (Luftsauerstoff und Wasser) isotopisch wesentlich deutlicher (um ca. 30 ‰) unterscheiden.

Ziel: Das vorliegende Projekt hat zum Ziel, über die Bestimmung der Verhältnisse der stabilen Isotope des Stickstoffs von Nitrat und in ausgewählten Fällen auch des Sauerstoffs die Herkunft von Nitrat aufzuklären und Transport und Transformationsprozesse im Boden zu beschreiben. Hierbei sollen sowohl alle für den Transport wichtigen Pools betrachtet werden (Feinvariationsanalytik) als auch speziell durch Applikation von ^{15}N-markiertem Nitrat in einem Lysimeterversuch das Leachingverhalten quantifiziert werden. Die Untersuchungen finden in einem Waldökosystem (Mühleggerköpfl, Tirol) statt, welches bereits über lange Zeit hinweg beobachtet und untersucht wurde (HERMAN et al. 1998).

Die Daten über isotopische Zusammensetzung der einzelnen Pools über die Versuchsdauer von 2 Jahren gemeinsam mit den aus dem ^{15}N-dotierten Lysimeterversuch erhaltenen Informationen sollen einen wichtigen Beitrag für die Bilanzierung des N-Kreislaufs in diesem Waldökosystem darstellen.

2 Material und Methoden

2.1 Probenmaterial

Die auf Isotope untersuchten Proben stammen aus dem Stoffffluss-Projekt der FBVA. Die Probengewinnung [Bodenproben (ENGLISCH 2001, MUTSCH 2001), Niederschlagswasserproben (FEICHTINGER & SCHEIDL 2001, SMIDT 2001), Lysimeterproben (KRENN et al. 2001) und Aerosolproben (KALINA et al. 2001)], Standorts- und Profilbeschreibung sind in anderen Beiträgen dieses Bandes zu finden. In Tabelle 1 sind Art und Häufigkeit der im vorliegenden Beitrag analysierten Proben dargestellt.

2.2 $^{13}C/^{12}C$ und $^{15}N/^{14}N$ Isotopenmessung in Bodenproben

Vor der Kohlenstoffisotopen-Bestimmung im Boden musste zunächst das Karbonat entfernt werden. Dazu wurden die feingemahlenen Proben (ca. 1g)

Tab. 1:
Art und Häufigkeit der isotopisch vermessenen Proben

Proben	$\delta\ ^{13}C_{org}$	$\delta\ ^{15}N_{total}$	$\delta\ ^{15}N$-Nitrat	$\delta\ ^{18}O$- Nitrat
Boden (4 Profile)	1x*	1x*	-	-
Bodenwasser (Mischprobe)	-	-	2 W.** bis 1- 2 Mon.*** ab 1998	ausgewählte Proben
Bodenwasser (Einzelproben)	-	-	2 W.** bis 1- 2 Mon.*** erst ab Herbst 1999	ausgewählte Proben
Oberflächenwasser	-	-	2 W. bis 1-2 Mon. ab 1998	ausgewählte Proben
Freiland	-	-	2 W.bis 1-2 Mon. ab 1998	ausgewählte Proben
Kronendurchlass	-	-	2 W. bis 1-2 Mon. ab 1998	ausgewählte Proben
Wet-only	-	-	Wenn vorhanden	-
Nebel	-	-	Wenn vorhanden	-
Lysimeter	-	-	2. W. ab Applikation	-

* Die Proben wurden vor der Installation der Bodenwasseruntersuchungen genommen (FEICHTINGER & SCHEIDL 2001)
** 2.W. alle 2 Wochen
*** 1.-2 Mon. ein bis zweimal monatlich

mit ca. 10%iger Salzsäure versetzt und ca. 1 Stunde bei 80 °C getrocknet. Die Einwaage betrug je ca. 10 - 25 mg. Im Anschluss wurden die Proben in einem Elemetaranalysator (Carlo Erba Nitrogen Analyser 1108) welcher mit einem Isotopenverhältnis - Massenspektrometer (IRMS; Finnigan MAT 251) gekoppelt ist, zu CO_2 verbrannt. Das gebildete CO_2 wurde mittels Gaschromathographen von den anderen Gasen abgetrennt und dann in das IRMS geleitet (PICHLMAYER & BLOCHBERGER 1988).

Für die Bestimmung des $^{15}N/^{14}N$-Isotopenverhältnisses wurde der feingemahlene Boden eingewogen und ebenfalls zuerst verbrannt, die entstehenden NO_x - Gase an einem Cu-Katalysator zu N_2 reduziert und nach GC-Reinigung in das IRMS eingeleitet.

Die Messergebnisse sind in der δ-Notation angegeben. Der δ - Wert entspricht der relativen Differenz der Isotopenverhältnisse von Probe und einem Standard. Für N-Isotopenmessungen wurde N_2 der Luft als Standard herangezogen. Für das $^{13}C/^{12}C$ Verhältnis wurden die Werte auf PDB bezogen. Der PDB Standard ist ein Belemnit der Pee Dee Formation (South Carolina/US). Die Delta Werte können nach unten angeführten Formel aus den gemessenen $^{13}C/^{12}C$ bzw. $^{15}N/^{14}N$ Verhältnissen von Probe und Standard berechnet werden (CRAIG 1957, SANTROCK et al. 1985).

$$\delta\,^{13}C\,(^{15}N) = 1000\,.\,[(R_{Probe}/R_{Standard}) - 1)]$$

R_{Probe} $^{13}C/^{12}C$ ($^{15}N/^{14}N$) - Verhältnis der Probe

$R_{Standard}$ $^{13}C/^{12}C$ ($^{15}N/^{14}N$) - Verhältnis des Standards

2.3 $^{15}N/^{14}N$-NO_3 und $^{18}O/^{16}O$-NO_3 Isotopenmessung in Wasserproben

Für die $^{15}N/^{14}N$-NO_3 Messung wurden die Wasserproben (Niederschlag, Oberflächenwässer, Bodenwasser) bei pH 8 eingeengt und der Rückstand im Analysator analog zu N_2 umgesetzt. Die Bestimmung der δ ^{15}N-Werte erfolgte wie oben beschrieben.

Für die δ ^{18}O - Analytik des Nitratsauerstoffes mussten zuerst alle anderen sauerstoffhaltigen-Verbindungen abgetrennt werden, um dann den Nitratsauerstoff ($^{18}O/^{16}O$) in das Messgas CO_2 umsetzen zu können.

Im Zuge der Testung von Abtrennungsverfahren für Nitrat aus Bodenwasser zur nachfolgenden Bestimmung von $^{18}O/^{16}O$ zeigte sich, dass herkömmliche Methoden, die in der Literatur beschrieben sind, nicht ausreichen, um Nitratproben ohne begleitende sauerstoffhältige Verbindungen zu erhalten. Dies ist aber von essentieller Bedeutung, wenn eine Zuordnung von Nitratquellen aufgrund der isotopischen Signatur des Sauerstoffs erfolgen soll. Wird beispielsweise nur Aktivkohle zu Abtrennung von ungewünschten sauerstoffhaltigen Verbindungen eingesetzt, können zusätzlich bis zu 100% der NO_3-O Mengen als Verunreinigungen vorliegen. Es wurde daher ein neues Nitratabtrennungsverfahren unter Verwendung von Polyvinylpyrrolidon entwickelt, das eine nahezu vollständige Isolierung von Nitrat ermöglichte (HABERHAUER & BLOCHBERGER 1999). Die gewonnen Nitratproben wurden eingedampft, 100 µMol NO_3 mit ca. 20 mg $Hg(CN)_2$ vermengt und in eine Quarzglasphiole abgefüllt (VOERKELIUS 1990). Sechs derartige Phiolen wurden gleichzeitig mittels einer Vakuum- und Abschmelzapparatur mehrstündig evakuiert und danach vakuumdicht abgeschmolzen. Die CO- und CO_2 Bildung erfolgte durch thermische Zersetzung (550 °C, 10 h). Die Konversion des CO zum CO_2 wurde durch in einer Hochspannungs-Gasentladungsapparatur (MOSER 1997) bewirkt. Die in der Glasphiole befindlichen Gase wurden mittels einer speziell konstruierten hochvakuumdichten Vorrichtung in das System freigesetzt und der Gasentladung unterworfen. Das Endprodukt CO_2 wurde im 10 ml Probenzylinder ausgefroren und stand für die Sauerstoff-Isotopenanalyse bereit.

Die Proben wurden am Isotopenverhältnis-Massenspektrometer MAT 251 angeschlossen und in die Ionenquelle eingelassen. Als Referenz wurde ein isotopisch definierter Gas-Standard herangezogen. Die Berechnung der $\delta^{18}O$-Werte erfolgt aus den Ionenstromintensitäten der Massenzahlen 44, 45 und 46 mittels der bei SANTROCK et al. (1985) angegebenen Algorithmen.

2.4 Tracerversuch mit ^{15}N -Nitrat im Waldlysimeter

Am 23. Juni 1998 wurde die Applikation des $^{15}NO_3$ im Lysimeter durchgeführt. Die Zugabe erfolgte als KNO_3. Dabei wurde darauf geachtet, möglichst wenig Stickstoff in den Oberboden einzubringen um den Einfluss auf die natürliche N-Dynamik zu minimieren. Es bot sich somit die Verwendung einer hohen ^{15}N-Anreicherung (58,2%) bei gleichzeitig möglichst geringen Stickstoffmengen (200,9 mg

KNO_3, ca. 0,5 kg N ha^{-1}) an. Das ^{15}N - markierte Nitrat wurde in 400 mL Wasser gelöst und mit einer Injektionsspritze in ca. 1-2 cm Tiefe des Auflagehumushorizontes eingebracht, um schnelle gasförmige Stickstoffverluste zu vermeiden. In den Wasserproben wurde dann der Anteil an ^{15}N in der Probe bestimmt:

$$\%^{15}N_{Probe} = R_{Probe}/(R_{Probe}+1) \cdot 100$$

Mit der unten stehenden Formel kann der Anteil der applizierten Menge im Sickerwasser berechnet werden:

$$\%Nitrat = (\%^{15}N_{Probe} - \%^{15}N_{natürlich}) \cdot C_{NP} \cdot L \cdot \frac{1}{M \cdot 0{,}582}$$

M	Gramm appliziertes Nitrat
L	Liter Sickerwassermenge
C_{NP}	Gramm Nitrat pro Liter Sickerwasser
$\%^{15}N_{natürlich}$	durchschnittlicher Wert vom Bodenwasser unbehandelter Proben (= 0,37 %)

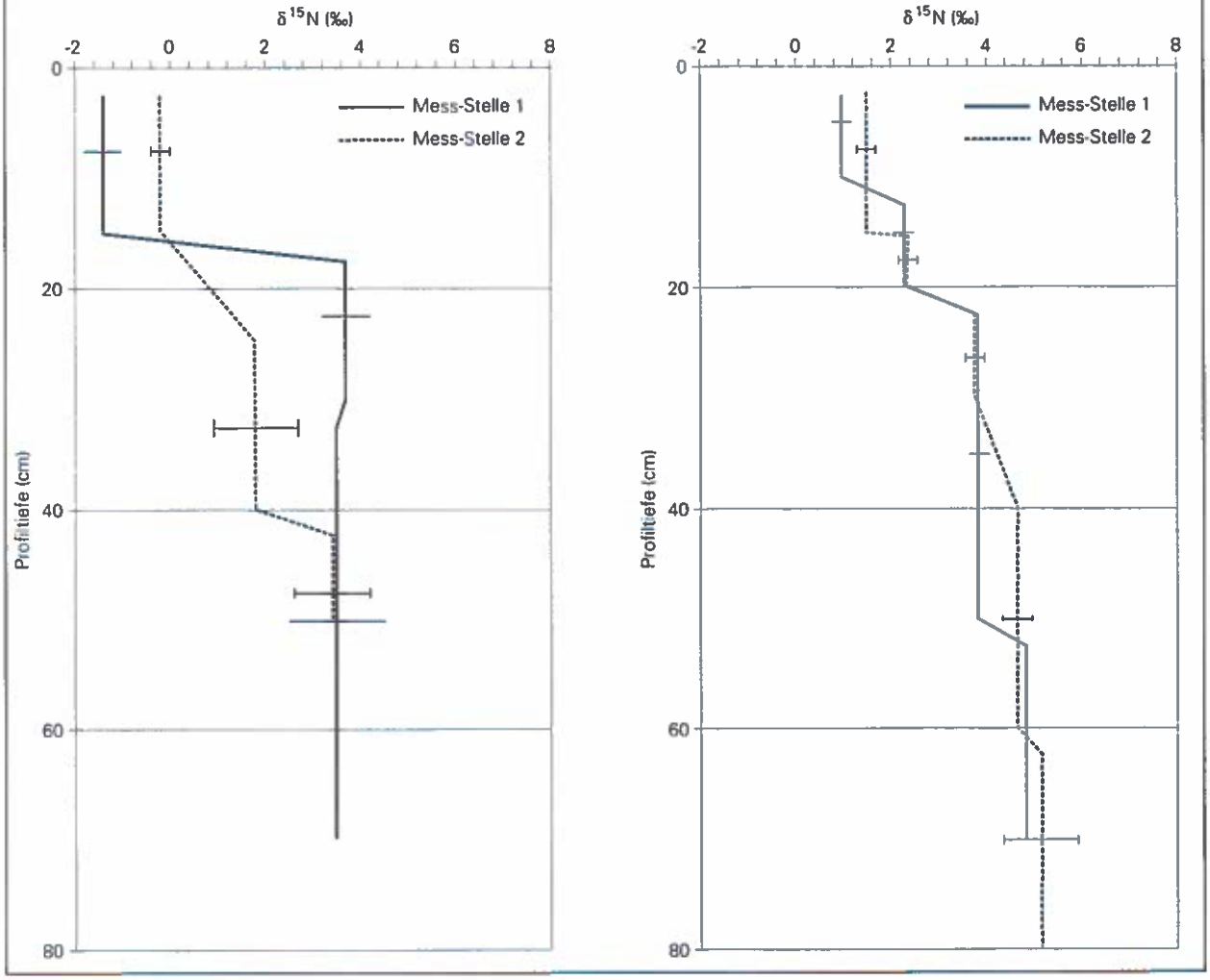
Das über eine Dauer von zwei Wochen gesammelte Sickerwasser wurde jeweils zu einer Probe zusammengefasst (KRENN et al. 2001).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Isotopische Charakterisierung des Bodens

Im ersten Schritt wurden jene Bodenprofile, aus denen später die Bodenwasserproben entnommen wurden (FEICHTINGER & SCHEIDL 2001), auf ihre $^{15}N/^{14}N$ und $^{13}C/^{12}C$-Isotopenverhältnisse analysiert. Insbesondere die natürliche Variation der N-Isotope in den Bodenprofilen kann als Basis für die Interpretation der in den Bodenwasserproben beobachteten Isotopenverhältnisse dienen.

Abb. 1:
Tiefenverlauf der $\delta^{15}N$-Werte und Standardabweichungen in den vier untersuchten Bodenprofilen



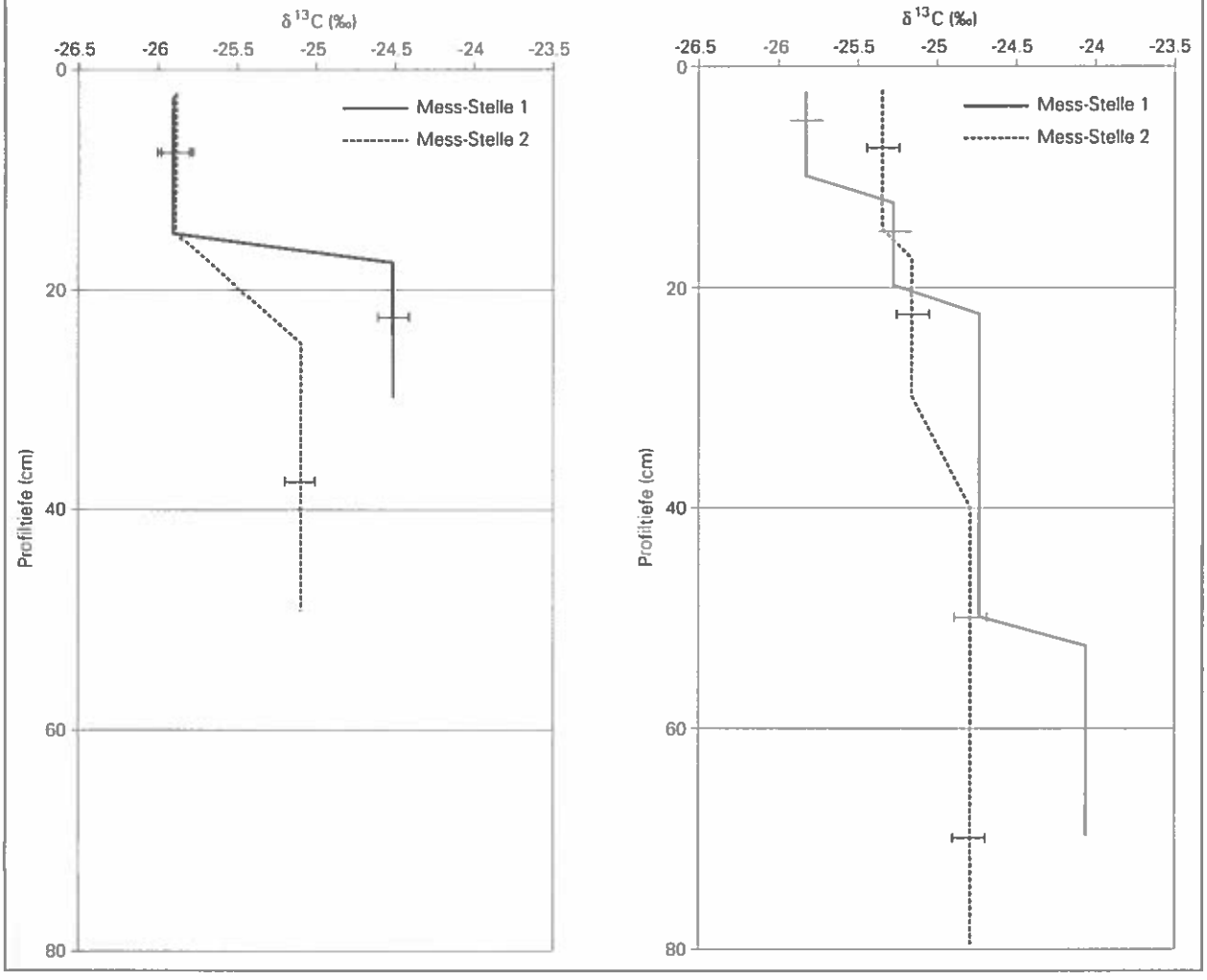
Die δ ^{15}N - Werte der vier Mess-Stellen (M) liegen in den oberen 10 bis 15 cm zwischen -1,4 ‰ (M2) und +1,5 ‰ (M3; Tabelle 2 und Abbildung 1). M3 und M4 zeigten eine kontinuierliche Zunahme des ^{15}N-Isotops (= Ansteigen der δ ^{15}N-Werte) zu tieferen Bodenhorizonten. Die leichten Abweichungen der einzelnen Werte aus vergleichbaren Tiefen könnte auf die unterschiedlichen Entnahmetiefen (z.B. M3 3-15 cm 1. Probe; M4 0-10 cm 1. Probe usw.) zurückgeführt werden. Die δ ^{15}N-Werte der Mess-Stellen M3 und M4 verlaufen ähnlich, während die δ ^{15}N-Werte von M1 und M2 deutlich davon abweichen.

Auffallend ist insbesondere die starke Anreicherung von ^{15}N im Profil M2 von –1,4 ‰ (0-15 cm) auf +3,7 ‰ (15-30 cm) (Tabelle 2). Der stark negative δ^{15}N - Wert im Oberboden kann auf den Eintrag von ligninhältiger organischer Substanz (z.B. Wurzeln oder Stammteile), die üblicherweise niedrigere δ^{15}N - Werte aufweisen (ca. –3,0 ‰ für Äste

Tab. 2:
δ^{15}N- und δ ^{13}C-Werte der Bodenproben

Profil	Tiefe cm	δ ^{15}N ‰	+/-	δ ^{13}C ‰	+/-
1	2,5-15	-0,2	0,2	25,88	0,10
1	25-40	1,8	0,9	25,01	0,10
1	40-50	3,4	0,8	25,01	0,10
2	0-15	1,4	0,4	25,95	0,10
2	15-30	3,7	0,5	24,51	0,10
2	30-70	3,5	1,0	-	-
3	3-15	1,5	0,2	25,36	0,10
3	15-20	2,4	0,2	25,17	0,10
3	20-30	3,8	0,2	25,17	0,10
3	40-60	4,7	0,2	24,80	0,10
3	60-80	5,2	0,8	24,81	0,10
4	0-10	1,0	0,2	25,84	0,10
4	10-20	2,3	0,2	25,28	0,10
4	20-50	3,9	0,2	24,73	0,10
4	50-70	4,9	0,3	24,05	0,10

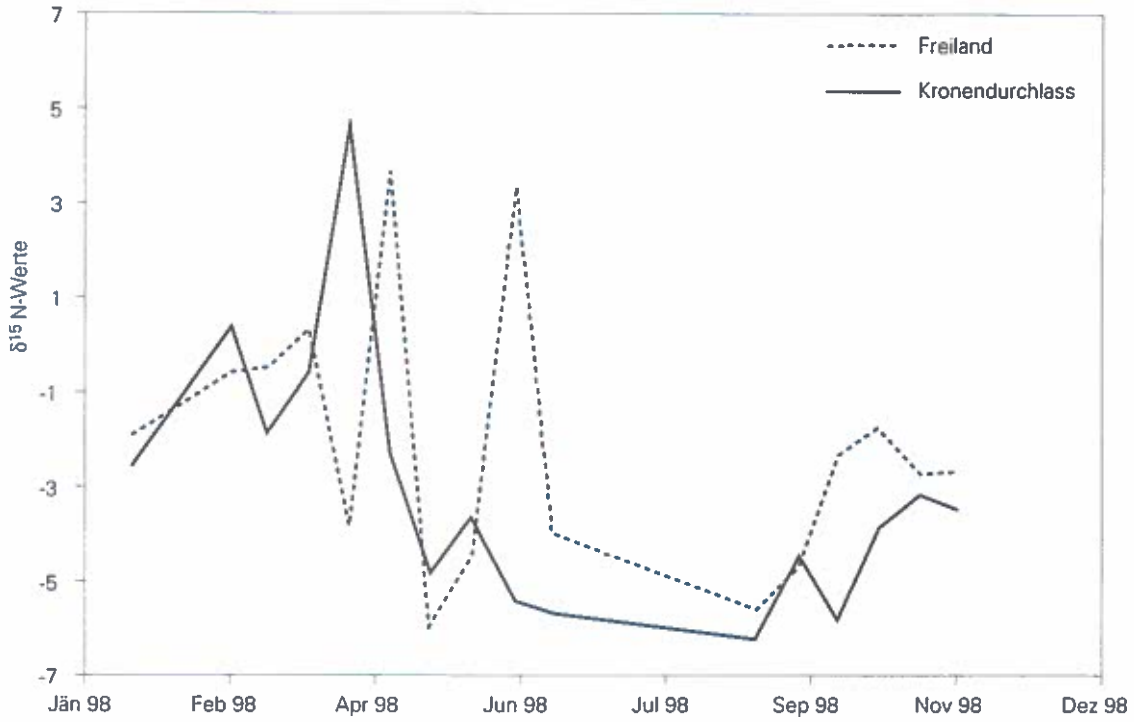
Abb. 2:
Tiefenverlauf der δ ^{13}C-Werte und Standardabweichungen in den vier untersuchten Bodenprofilen

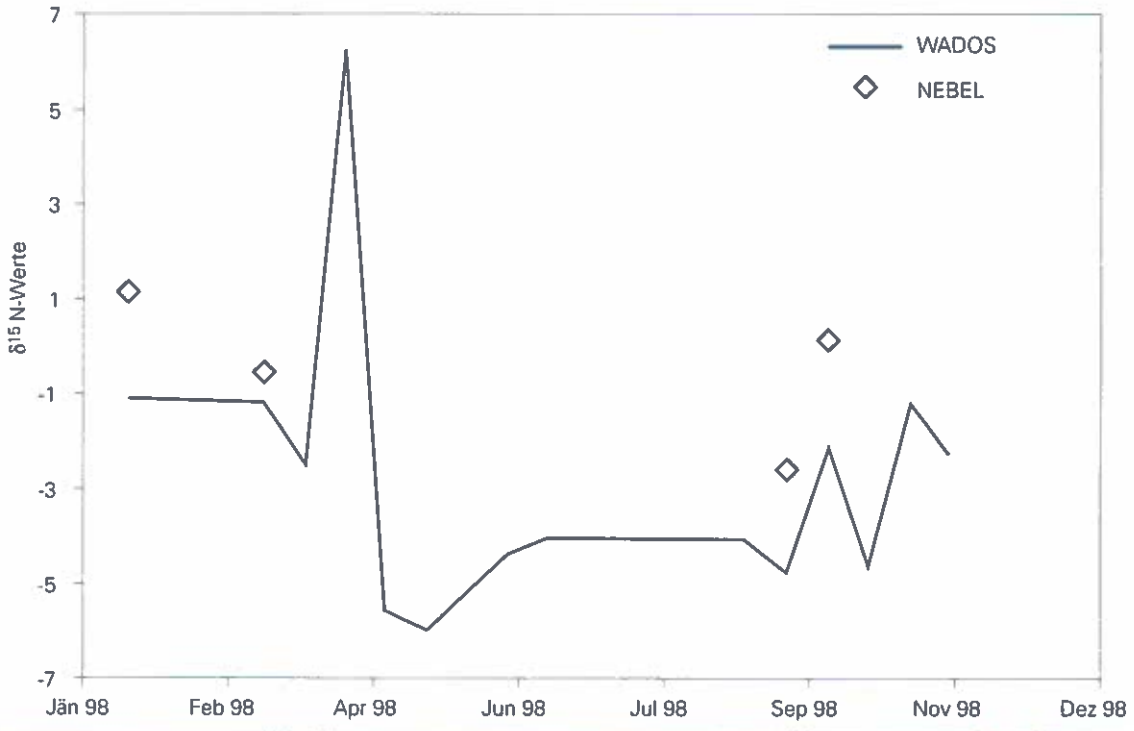


und ca. –1,6 ‰ für Wurzeln; YONEYAMA 1996), zurückzuführen sein.

Die Bodenhorizonte der Mess-Stelle 1 besitzen eine etwas andere isotopische Charakteristik als M3 und M4. Ausgehend von einem $\delta^{15}N$ Wert von –0,2 ‰ im Oberboden ist ein kontinuierlicher Verlauf der ^{15}N - Anreicherung vom Oberboden in tiefere Bodenschichten zu beobachten. Dieser Verlauf ist jedoch im Vergleich zu M3 und M4 wesentlich flacher, so dass in tieferen Bodenschichten (ab 50 cm) wieder die auch bei den Mess-Stellen 3 und 4 gemessenen $\delta^{15}N$ – Werte erreicht werden. Ein Eintrag von isotopisch

Abb. 3:
$\delta^{15}N$-Werte von Nitrat in den Freiland-, Kronendurchlass-, Nebel- und Wet-only -Proben





leichteren N-Verbindungen - möglicherweise ebenfalls durch Zersetzung von lignin-hältigem organischen Material im Oberboden und Auswaschung der Abbauprodukte in tiefere Bodenschichten - könnte den geringeren Anteil von ^{15}N im Vergleich zu den anderen Mess-Stellen erklären.

Der Verlauf der $\delta\ ^{13}C$ - Werte aller 4 Mess-Stellen ist in Abbildung 2 dargestellt. Die $\delta\ ^{13}C$ - Werte liegen bei allen 4 Mess-Stellen in dem für Böden von C_3 Pflanzen typischen Bereich zwischen -25 ‰ und -26 ‰ (BOUTTON et al. 1991). Zum Teil kann ein ähnlicher Trend wie bei den $\delta\ ^{15}N$-Werten festgestellt werden. Im Oberboden von M2 wurde ein $\delta\ ^{13}C$-Wert von -25,9 ‰ gefunden und in dem nächst tieferen Horizont (15-30 cm) -24.51 ‰. Diese relativ große Differenz von ca. 1,5 ‰ kann auf natürliche Inhomogenitäten (ENGLISCH 2001) wie z.B. durch den Eintrag organischer Substanz erklärt werden. Die Mess-Stelle M1 weist wie bei den $\delta\ ^{15}N$ Messungen in den tieferen Schichten einen höheren Anteil des leichteren Isotops (^{12}C) im Vergleich zu den anderen Horizonten auf. Die Mess-Stellen 3 und 4 stimmen im Oberboden recht gut überein, in den tieferen Bodenschichten ist die organische Substanz in M4 etwas mehr an ^{13}C - angereichert als in M3.

Die in den Profilen beobachteten Verläufe liegen in einem für weitgehend ungestörte Bodenprofile üblichen Bereich (GERZABEK et al. 1989). Die in den Mess-Stellen 3 und 4 nachgewiesenen ^{13}C-Anreicherungen im Profilverlauf können mit isotopischen Fraktionierungen im Zuge des mikrobiellen Ab- und Umbaues der organischen Substanz erklärt werden. Die Abweichung der isotopischen Messwerte der Mess-Stellen 1 und 2 kann auf die hohe Varabilität in derartigen Forstökosystemen zurückgeführt werden.

3.2 Isotopische Charakterisierung der Niederschlags und Nebelproben (natürliche Häufigkeit von ^{15}N)

Die $\delta^{15}N$-Nitratwerte aus Freiland, Kronendurchlass, Wet-only- und Nebel für die Vegetationsperiode 1998 sind in Abbildung 3 dargestellt. Im Frühjahr 1998 wurden starke Schwankungen von bis zu 12 ‰ der $\delta^{15}N$- Nitratwerte detektiert. Die Werte liegen im Bereich + 6 ‰ bis –5 ‰. Diese hohen Variationen deuten auf Nitrat Einträge insbesondere im Frühjahr aus unterschiedlichen Quellen hin. Es besteht ein signifikanter Zusammenhang der $\delta^{15}N$-Nitratwerte von Kronendurchlassproben und Wet-only-Proben, jedoch wiesen die Kronendurchlassproben im Durchschnitt kleinere $\delta^{15}N$-Nitratwerte auf als die Wet-only-Proben. Trockendeposition und verstärkt einsetzende Nitrifikationsprozesse im Kronendurchlass können dafür verantwortlich sein. Die $\delta^{15}N$-Nitrat vermessenen Nebelproben waren isotopisch schwerer als die Wet-only-Proben und lagen bis jetzt im Bereich von +1 ‰ bis - 3‰. Die bis dato gemessen Niederschlagsproben zeigen, dass vom Nebel bis hin zum Kronendurchlass eine isotopische ^{15}N-Abreicherung im Nitrat gegeben ist. Die hohen Schwankungen der $\delta^{15}N$-Nitratwerte über den beobachteten Zeitraum lassen vermuten, dass der Eintrag von Nitrat aus unterschiedlichen Quellen stammt.

3.3 Isotopische Charakterisierung der Boden- und Oberflächenwasser (natürliche Häufigkeit von ^{15}N und ^{18}O in Nitrat von Wasserproben)

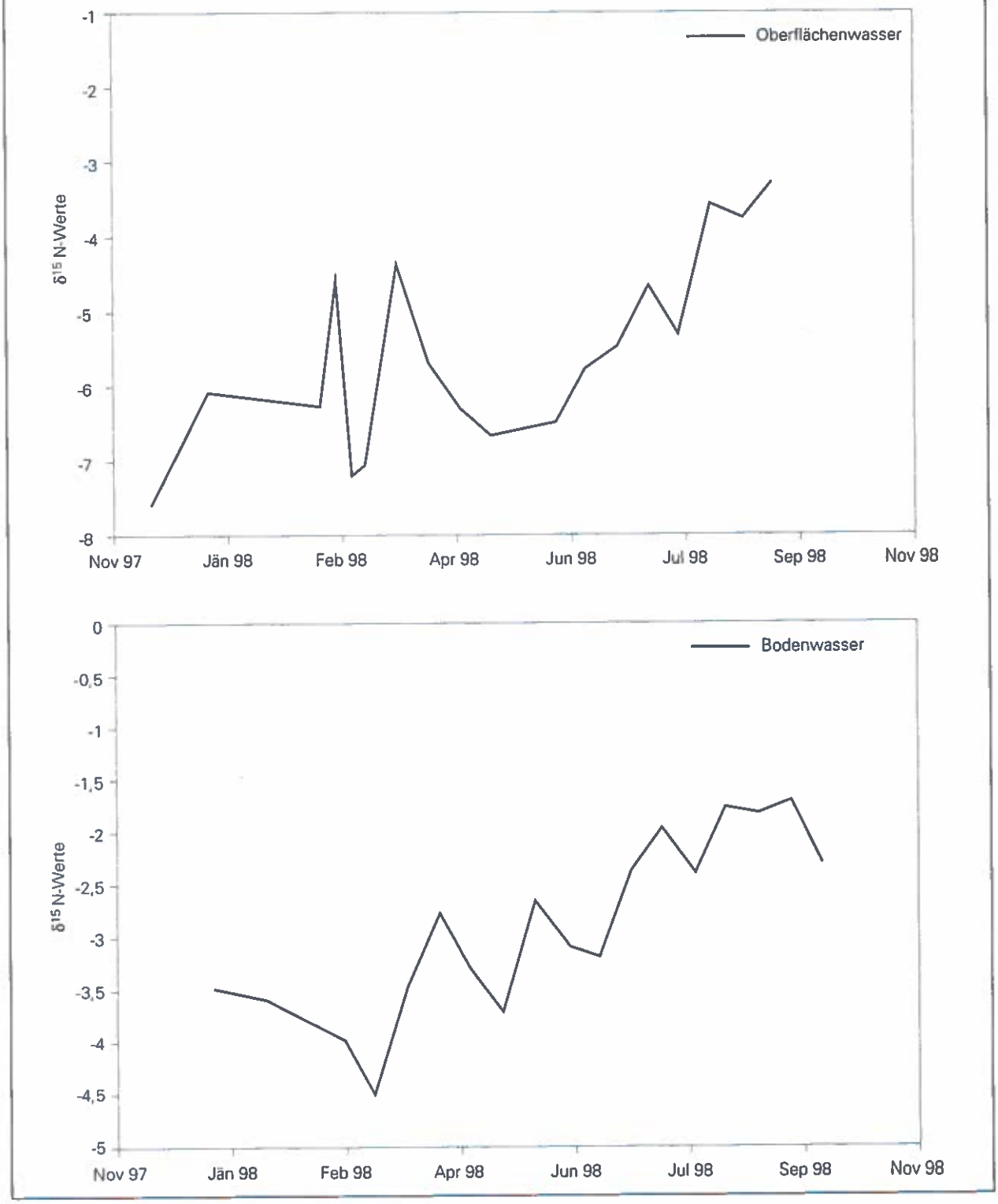
Die Verläufe der $\delta^{15}N$-Nitratwerte der Bodenwasser-Mischprobe und der Oberflächenwässer in der ersten Vegetationsperiode sind in Abbildung 4 dargestellt. Eine signifikante Zunahme konnte sowohl bei den $\delta^{15}N$-Nitratwerten der Bodenwässer als auch jenen der Oberflächenwässer von Frühjahr in den Sommer festgestellt werden. Dieses Ansteigen der $\delta^{15}N$-Nitratwerte kann auf eine verstärkte mikrobiologische Aktivität, z.B. Abbau von Streu, zurückgeführt werden (LETOLLE 1980). Verstärkte Nitrifikationsprozesse von Stickstoff aus der Bodenmatrix, diese ist ja deutlich isotopisch schwerer, würden diesen Trend ebenfalls erklären.

Weiters war ein signifikanter Unterschied der $\delta^{15}N$-Nitratwerte zwischen Oberflächenabfluss und Bodenwässern festzustellen. Die $\delta^{15}N$-Nitratwerte des Oberflächenabflusses waren deutlich kleiner (= leichter) als die $\delta^{15}N$-Nitratwerte des Bodenwassers. Dieser Unterschied zwischen Nitrat an der Bodenoberfläche und im Boden spricht für Leachingprozesse, bei denen es durch Absorption und Denitrifikationsprozesse zur Anreicherung von ^{15}N im Nitrat kommt (YONEYAMA 1996). Zusätzlich scheint ein klarer Zusammenhang zwischen Nitrat auf der Oberfläche und Nitrat im Bodenwasser gegeben zu sein. Dies wird umso deutlicher, als sich mit Anstieg der Nitrat- Konzentrationen im Mai die Differenz der $\delta^{15}N$-Nitratwerte von Bodenwasser und Oberflächenabfluss verringert. Die höhere Konzentration an Nitrat mit Beginn der mikrobiellen Aktivität im Oberflächenwasser führt auch zu einem verstärkten Leaching des Nitrats und damit zu einer Annähe-

rung der δ^{15}N-Nitratwerte zwischen Bodenwasser und Oberflächenwasser. Die weiteren Analysen werden zeigen inwieweit diese Prozesse auch quantitativ erfasst werden können.

Bei einem Vergleich der δ^{15}N-Nitratwerte des Oberflächenwassers mit den δ^{15}N-Nitratwerten aus den Niederschlagsproben konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Zwar wird mit Jahresbeginn ein noch ähnlicher Gang der δ^{15}N-Nitratwerte von Oberflächenwasser und Kronendurchlass beobachtet, mit Beginn des Frühjahrs sind jedoch keine signifikanten Abhängigkeiten zu beob-

Abb. 4:
δ^{15}N-Werte von Nitrat im Oberflächenwasser und in den Bodenwasserproben



achten. Zu dieser Zeit scheinen Nitrifikationsprozesse an der Bodenoberfläche und weniger Nitratdeposition hauptverantwortlich für die Herkunft des Nitrats im Oberflächenwasser zu sein. Die im Fortgang des Projektes noch anfallenden Proben werden zeigen, inwieweit derartige Prozesse signifikant unterscheidbar sind.

Erste Untersuchungen von Bodenwasserproben ergaben $\delta^{18}O$-Nitratwerte im Bereich von –11,8 bis 21,9 ‰.

3.4 Tracerversuch mit ^{15}N-Nitrat im Waldlysimeter

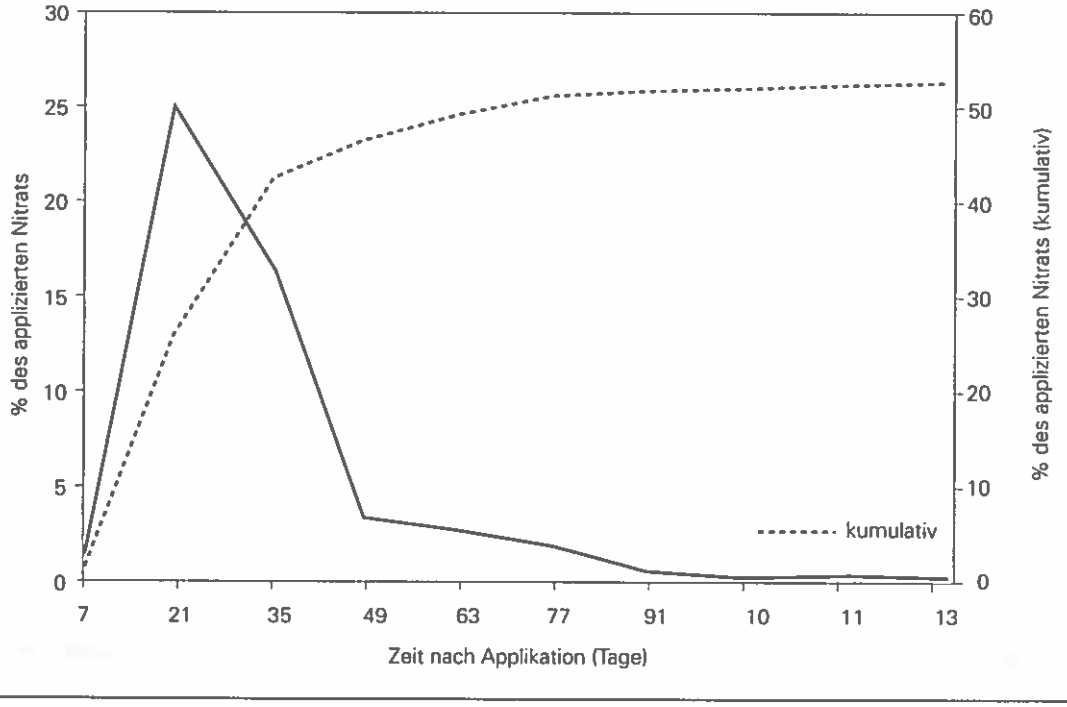
Im Lysimeterversuch wurde ^{15}N-markiertes Nitrat als Tracer eingesetzt. Die Verhältnisse der stabilen Isotope des Stickstoffes sollen - gemeinsam mit den Ergebnissen der anderen Versuche - Rückschlüsse auf die Herkunft des Nitrates im Sickerwasser und auf Transformationsprozesse in Boden zuzulassen (HART et al. 1996). Insbesondere soll der Exaktversuch im Lysimeter Datengrundlagen für die Interpretation der Detailergebnisse der Bodenwassergewinnung am selben Standort liefern. ^{15}N-Nitrat wurde einmalig appliziert. Für die Auswertung wurden die $\delta^{15}N$-Werte des Sickerwassers, die applizierte Menge an ^{15}N-Nitrat, die natürlich vorkommenden $\delta^{15}N$-Werte und die Gesamtmengen an verlagertem Nitrat ermittelt.

Bei der Applikation des $^{15}NO_3$ wurde darauf geachtet, möglichst wenig Stickstoff in den Oberboden einzubringen, um keine zusätzliche mikrobielle Aktivität zu induzieren.

Von Juli bis Oktober 1998 konnten ca. 300 L Sickerwasser gewonnen werden. Zwei Wochen nach der Applikation wurden 1,3 % des Tracers (^{15}N-Nitrat) im Sickerwasser gefunden (Abbildung 5). Nach 4 Wochen erreichte die im Sickerwasser detektierte Menge mit über 25 % des applizierten Nitrats ihr Maximum. In den folgenden Wochen nahm die Konzentration an ^{15}N-Nitrat stark ab und verflachte im Oktober. Bis Anfang November wurden insgesamt 52 % der applizierten N-Verbindung ausgewaschen. Die restlichen 48 % des applizierten Nitrats wurden nicht ausgewaschen, sondern durch Adsorption, Immobilisierung und biochemischen Reaktionen (Denitrifikation-Pflanzenaufnahme-Umsetzung zu Ammoniak und N_2O) anderen Kreisläufen zugeführt. Eine Quantifizierung des Einbaus des applizierten Nitrats in den N-Pool des Bodens kann eventuell nach Beendigung des Auswaschungsversuches durch Zerlegung des Lysimeters und ^{15}N-Analytik der einzelnen Bodenschichten erfolgen.

Wichtig ist auch zu erwähnen, dass die Menge an appliziertem Nitrat im Verhältnis zum „natürlichen"

Abb. 5:
$\delta^{15}N$-Werte von Nitrat in Lysimetersickerwasserproben nach der Applikation von ^{15}N- angereichertem Nitrat



nie mehr als 2,3 % betrug. Dies demonstriert den erfolgreichen Einsatz diese Dotierungsmethode. Bei maximal 2,3 % an zusätzlich eingetragenem Nitrats konnte die Beeinflussung des N- Haushaltes auf ein Minimum reduziert werden.

Die vorerst in diesem Versuch erhaltenen Daten werden als wertvolle Inputparameter für die Interpretation der laufend analysierten natürlichen ^{15}N-Verteilung im Oberflächenabfluss und Bodenwässern dienen.

4 Diskussion

Die in den Bodenprofilen beobachteten Verläufe lagen in einem für weitgehend ungestörte Bodenprofile üblichen Bereich (GERZABEK et al. 1989). Die Abweichung isotopischer Messwerte der Mess-Stellen 1 und 2 ist begründet sich auf der hohen Varabilität in Waldökosystemen (ENGLISCH 2000).

Die $\delta^{15}N$-Nitratwerte aus Niederschlagsproben wiesen große Schwankungen auf, die auf einen Eintrag von Nitrat aus unterschiedlichen Quellen zurückzuführen sind.

Ein Vergleich der $\delta^{15}N$-Nitratwerte des Oberflächenwassers mit den $\delta^{15}N$-Nitratwerten der Niederschläge lässt vermuten, dass Nitrifikationsprozesse an der Bodenoberfläche im Oberflächenabfluss und nicht Nitratdeposition hauptverantwortlich für die Herkunft des Nitrats im Oberflächenwasser sind. Die im Projektverlauf noch anfallenden Proben werden verdeutlichen, inwieweit derartige Prozesse signifikant unterscheidbar sind.

In einem Lysimeterversuch wurde ^{15}N-markiertes Nitrat als Tracer eingesetzt. Bis Anfang November 1998 wurden in Summe 52 % der applizierten N-Verbindung ausgewaschen. Die restlichen 48 % des applizierten Nitrats wurden nicht ausgewaschen, sondern durch Adsorption, Immobilisierung und biochemischen Reaktionen (Denitrifikation-Pflanzenaufnahme-Umsetzung zu Ammoniak und N_2O) anderen N-Kreisläufen zugeführt.

Literatur

CRAIG H. 1957: *Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass-spectrometric analysis of carbon dioxide.* Geochimica et Cosmochimica Acta 12, 133-149.

BOUTTON T.W. 1991: *Carbon isotope techniques.*In: Isotopic techniques in plant, soil, and aquatic biology series, D.C. COLEMAN, B. FRY (eds.). Academic Press, New York, 173-185.

EMMETT B.A., KJONAAS O.J., GUNDERSEN P., KOOPMANS C., TIETMA A. & SLEEP D. 1998: *Natural abundance of ^{15}N in forests across a nitrogen deposition gradient.* Forest Ecology and Management 101, 9-18.

ENGLISCH M. 2001: *Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

FEICHTINGER F. & SCHEIDL A. 2001: *Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse.* FBVA-Berichte, dieser Band.

GERZABEK M.H., PICHLMAYER F., BLOCHBERGER K. & SCHAFFER K. 1989: *Über die Humusdynamik in vier Österreichischen Waldböden.* Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152, 379-384.

HABERHAUER G. & BLOCHBERGER K. 1999: *A simple clean up method for the isolation of nitrate from natural water samples for O isotope analysis.* Anal. Chem. 71, 3587-3590.

HART S.C & MYROLD D.D 1996: *^{15}N Tracer studies of soil nitrogen transformations.* In: Mass spectrometry of soils. T.W. BOUTTON, S. YAMASAKI (eds.) Marcel Dekker, New York, 225-245.

HERMAN F. & SMIDT S. 1996: *Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen-Beschreibung des Projektes und Zielsetzungen.* FBVA-Berichte 94, 7-21.

HERMAN F., LÜTZ C. & SMIDT S. 1998: *Pollution-related stress factors for forest ecosystems.* Environ. Sci. & Pollut. Res. Special Issue No 1, 16-24.

KALINA M.F., STOPPER S., ZAMBO E. & PUXBAUM H. 2001: *Eintrag von N-Verbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen (Mühleggerköpfl, 920m und Christlumkopf, 1758m).* FBVA-Berichte, dieser Band.

KRENN A., HABERHAUER G. & GERZABEK M.H. 2001: *Bodenwasseruntersuchungen mit Lysimetern am Standort Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen: Messmethoden und Versuchsaufbau.* FBVA-Berichte, dieser Band.

LETOLLE R. 1980: *Nitrogen-15 in the natural environment.* In: Handbook of Environmental Isotope Geochemistry Vol.1, P. FRITZ, J.CH. FONTES (eds.) Elsevier, Amsterdam, 407-433.

MOSER K. 1997: *Die massenspektrometrische Bestimmung der Sauerstoff Isotopenvariation in Sulfaten.* Diplomarbeit, Univ. Wien.

NADELHOFFER K.J, EMMETT B.A., GUNDERSEN P., KJONAAS O.J., KOOPMANS C.J., SCHLEPPI P., TIETEMA A., & WRIGHT R.F. 1999: *Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests.* Nature 398, 145-148.

PICHLMAYER F. & BLOCHBERGER K. 1988: *Isotopenhäufigkeitsanalyse von Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel mittels Gerätekopplung Elementaranalysator-Massenspektrometer.* Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 331, 196-201.

SANTROCK J., STUDLEY S.A., HAYES J.M. 1985: *Isotopic analyses based on the mass spectrum of carbon dioxide.* Anal. Chem. 57, 1444-1448.

SMIDT S. 2001: *Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

VOERKELIUS S. 1990: *Isotopendiskriminierungen bei der Nitrifikation und Denitrifikation: Grundlagen und Anwendungen der Herkunfts-Zuordnung von Nitrat und Stickstoffmonoxid.* Dissertation, TU-München.

YONEYAMA T. 1996: *Characterization of natural ^{15}N abundance of soils.* In: Mass spectrometry of soils. T.W. BOUTTON, S. YAMASAKI (eds.) Marcel Dekker, New York, 205-224.

Verfasser: Dr. G. Haberhauer
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: georg.haberhauer@arcs.ac.at

Univ. Doz. DI Dr. M.H. Gerzabek
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: martin.gerzabek@arcs.ac.at

Ing. K. Blochberger
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf

DI A. Krenn
Forschungszentrum Seibersdorf
A-2444 Seibersdorf
e-Mail: andreas.krenn@arcs.ac.at

Verwaltung der Daten des Projektes „Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen“

H. SCHAFFER

Rechenzentrum, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Die im Rahmen des Stoffflussprojektes anfallenden Daten werden mittels Schnittstellen in eine ORACLE Datenbank eingespeist und verwaltet. Abfragen und Analysen verschiedenster Art können durchgeführt werden. Die Daten sind in zehn Tables organisiert: „Luftmessdaten“, „Meteorologische Daten“, „Bodenwasserchemische Daten“, „Niederschlagswasserchemische Daten“, „Bodenausgasungsdaten“, „Nebel- und Passivsammlerdaten“, „Bodenwasser-, Oberflächenabfluss- und Bodentemperaturdaten“, „Bodenwasser- und Oberflächenabflussdaten“, “hydrographische Daten“ und „Nadeldaten“. Pro Jahr fallen ca. 55.000 Datensätze an.

Schlüsselworte: Datenbank

Abstract. [Management of Data from the „Nitrogen Fluxes at Mühleggerköpfl in the Northern Tyrolean Limestone Alps“.] The data collected within the element flux project will be imported in an ORACLE Database. With the database it will be it possible to organize and analyze the data. It will also be possible to execute a lot of queries and make basic statistical evaluations based on the collected data. The data are organized in ten tables with different structures. The names of the tables are: „air analysis data“, „meteorological data“, „soil-water chemical data“, „precipitation water chemical data“, „soil emanation“, „fog- and passive sampler data“ „soil water-, runoff- und soil temperature data“, „soil water and surface runoff data“, “hydrographical data“ and „needle data“. Approximately 55.000 data records will be collected each year.

Keywords: Data bank

1 Einleitung

Im Rahmen des Stoffflussprojektes fallen pro Jahr ca. 55.000 Datensätze an. Da diese Daten von den Projektteilnehmern in vielfältiger Weise verknüpft und ausgewertet werden müssen, war die Einrichtung einer Datenbank eine Notwendigkeit. Im gegenständlichen Projekt wurde das an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt implementierte Datenbanksystem ORACLE verwendet. Für die Verwaltung, Manipulation, Visualisierung und Analyse der Daten bietet es eigene Werkzeuge an. Ausserdem können Abfragemasken und Reports in Form von Tables und Grafiken erstellt werden, um die Auswertung der Daten zu erleichtern.

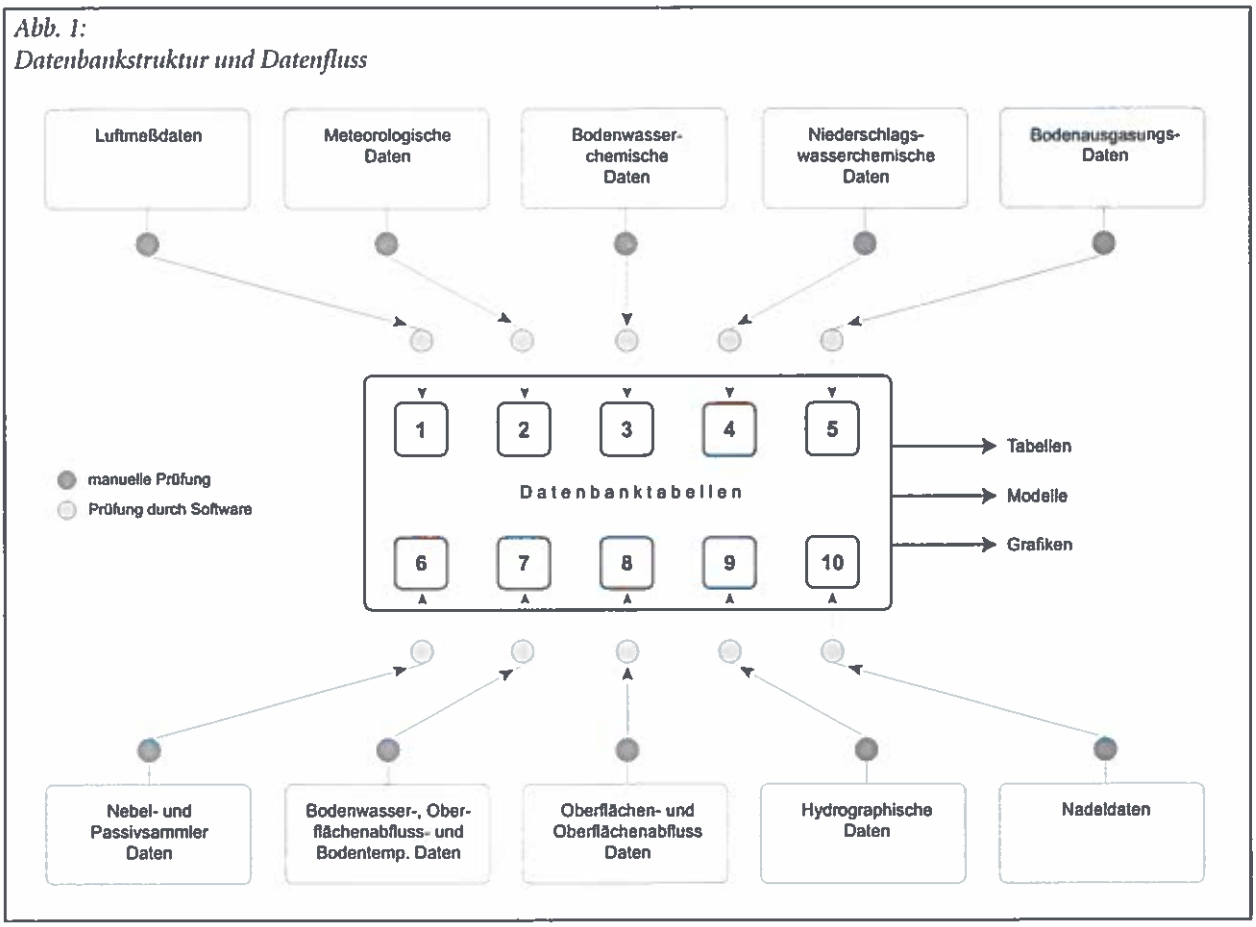
Die Daten der einzelnen Projektsteilnehmer fallen mit verschiedener zeitlicher Auflösung von Halbstundenmittelwerten bis zu Monatswerten an. Vor der Einspeisung in die Datenbank werden alle Daten durch die Projektleiter auf ihre Plausibilität überprüft. Vor der Übertragung auf die Großrechenanlage erfolgt zusätzlich eine automatische Prüfung mittels eines eigens erstellten Prüfprogrammes.

Ziel ist es, die geprüften Daten in einer gut strukturierten Form zur Bearbeitung vielfältiger Fragestellungen bereitzustellen.

2 Methodik

Für die Datenabfrage steht primär die standardisierte Datenbankabfragesprache SQL zu Verfügung. Weiters können mittels ORACLE-eigenen Programmen wie z.B. FORMS oder REPORTS benutzerfreundliche Datenbankmasken bzw. diverse Tables für die Weiterverarbeitung der Daten in anderen Programmen erstellt werden.

Abb. 1:
Datenbankstruktur und Datenfluss



3 Datenbankstruktur und Datenfluss

Die Stoffflussdatenbank besteht aus zehn Tables. Diese sind nach sachlicher Zusammengehörigkeit kategorisiert. Abbildung 1 zeigt die Struktur und den Datenfluss im Rahmen des Stoffflussprojektes.

Jedes Table hat eine eigene Struktur und besteht aus den jeweiligen Spalten (Attributen) und den dazugehörigen Einträgen bzw. Werten (Tabelle 1). Jedes Attribut besitzt die Eigenschaften „Bedingung" und „Beschreibung". Bedingungen beschränken den zulässigen Inhalt jeder Spalte. Das heisst, dass jede Spalte nur bestimmte Werte beinhalten darf (z.B. kann die Luftfeuchte nicht mehr als 100 % betragen).

Um verschiedene Tables miteinander verknüpfen zu können, sind eindeutige Schlüssel notwendig. Im Fall der Stoffflussdatenbank ist das Attribut Datum ein solcher Schlüssel. Über dieses Attribut kann die Verknüpfung erfolgen. Ein Beispiel für eine Auswertung wäre die Berechnung der Evapotranspiration: Die Attribute Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Strahlung werden aus Table 2, die Niederschlagsmengen aus Table 9 selektiert. Verknüpft wird über das Attribut Datum. Diese Auswertung kann mittels der Datenbanksprache SQL auf einfache Weise realisiert werden.

4 Eingangsdaten für das Stoffflussprojekt

Die den jeweiligen Tables zugeordneten Eingangsdaten sind in Tabelle 1 mit den dazugehörigen Einheiten und weiteren Informationen zusammengefasst.

Verfasser: Heimo Schaffer MAS
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: heimo.schaffer@fbva.bmlf.gv.at

Tab. 1:
Eingangsdaten für das Stoffflussprojekt

(Table) Attribute Institution	Einheit	Mess-stellen	Methode/Gerät (Proben)	Mess-intervall	Anzahl der Werte in der Daten-bank je Mess-intervall
(1) Luftmessdaten **Forstliche Bundesversuchsanstalt**					
SO_2, NO, NO_2, Ozon	ppb	1	reg. Messgerät	HMW	1
(2) Meteorologische Daten **Forstliche Bundesversuchsanstalt**					
Temperatur	°C	1	reg. Messgerät	HMW	1
Relative Luftfeuchte	%	1	reg. Messgerät	HMW	1
Windgeschwindigkeit	m s^{-1}	1	reg. Messgerät	HMW	1
Windrichtung	Sektoren	1	reg. Messgerät	HMW	1
Luftdruck	hPa	1	reg. Messgerät	HMW	1
Strahlung	J cm^{-2}	1	reg. Messgerät	HMW	1
(3) Bodenwasserchemische Daten **Forstliche Bundesversuchsanstalt; Forschungszentrum Seibersdorf**					
Menge	ml	16	Saugkerzen	14 Tage	1
pH	pH	16	Saugkerzen		
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}	16	Saugkerzen		
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}	16	Saugkerzen		
$^{15}N/^{14}N$	‰	16	Saugkerzen	14 Tage	1
$^{18}O/^{16}O$	‰	16	Saugkerzen		
(4) Niederschlagswasserchemische Daten **Forstliche Bundesversuchsanstalt; Forschungszentrum Seibersdorf**					
Menge	mm	3	Bulk-, Freilandsammler	14 Tage	1
pH	pH				
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}				
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}				
$^{15}N/^{14}N$	‰	3	Bulk-, Freilandsammler	14 Tage	1
$^{18}O/^{16}O$	‰				
Menge	mm	15	Bulk-, Kronendurchlasssammler	14 Tage	1
pH					
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}				
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}				
$^{15}N/^{14}N$	‰	15	Bulk-, Kronendurchlasssammler	14 Tage	1
$^{18}O/^{16}O$	‰				
Menge	mm	1	Wet only Sammler	14 Tage	1
pH	pH				
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}				
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}				
$^{15}N/^{14}N$	‰	1	Wet only Sammler	14 Tage	1
$^{18}O/^{16}O$	‰				

(Table) Attribute Institution	Einheit	Mess-stellen	Methode/Gerät (Proben)	Mess-intervall	Anzahl der Werte in der Daten-bank je Mess-intervall
(5) Bodenausgasungsdaten und Mikrobiologie **Forstliche Bundesversuchsanstalt**					
N_2O	µg m^{-2} h^{-1}	6	Messkammer	14 Tage	6
CO_2	mg m^{-2} h^{-1}	6	Messkammer	14 Tage	6
CH_4	µg m^{-2} h^{-1}	6	Messkammer	14 Tage	6
NH_4 im Sickerwasser	mg m^{-2} d^{-1}	18	Ionentauscher	Monat	18
NO_3 im Sickerwasser	mg m^{-2} d^{-1}	18	Ionentauscher	Monat	18
NH_4 im Boden	µg g^{-1} TS	24	Bodenproben	Monat	6
NO_3 im Boden	µg g^{-1} TS	24	Bodenproben	Monat	6
N Nettomineralisation	µg g^{-1} TS (Woche)$^{-1}$	24	Bodenproben	Monat	6
N in der mikrobiellen Biomasse	µg g^{-1} TS	24	Bodenproben	Monat	6
extrahierbare Glucoseäquivalente	µg g^{-1} TS	24	Bodenproben	Monat	6
gravimetrischer Wassergehalt	%	24	Bodenproben	Monat	6
(6) Nebel- und Passivsammlerdaten **Technische Universität Wien; Forschungszentrum Seibersdorf**					
Luft: SO_2, NO_2, NH_3	ppb	2	Passivsammler	14 Tage	6
Luft: HNO_3, Ionengehalte (*)	nmol m^{-3}	1	Stackfilter	14 Tage	9
Nebel: Ionengehalte (*)	µmol m^{-3}	1	Stackfilter	14 Tage	8
Nebel: Menge	ml	1	Nebelsammler	Tag	1
Nebel: pH	pH	1	Nebelsammler	Tag	1
Nebel: Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}	1	Nebelsammler	Tag	1
$^{15}N/^{14}N$	‰	1	Nebelsammler	14 Tage	1
$^{18}O/^{16}O$	‰	1	Nebelsammler	14 Tage	1
(7) Bodenwasser-, Oberflächenabfluss- und Bodentemperaturdaten **Institut für Kulturtechnik Petzenkirchen; Forstliche Bundesversuchsanstalt**					
Wassergehalt	Vol.%	6	Theta-Sonden,	4 Stunden	6
		10	Vitel-Sonden	4 Stunden	10
Matrixpotential	mbar	16	Waterwise Gipsblock	4 Stunden	16
		16	Watermark Gipsblock	4 Stunden	16
Bodentemperatur	°C	10	Vitel-Temperaturfühler	4 Stunden	10
Temperatur korrigiert	°C	10	Vitel-Temperaturfühler	4 Stunden	10
Bodenleitfähigkeit	S/m	10	Vitel	4 Stunden	10
Wasserleitfähigkeit	S/m	10	Vitel	4 Stunden	10
Bodensalinität	g NaCl/l Äquivalent	10	Vitel	4 Stunden	10
Oberflächenabfluss - Menge	ml	3	Wippen	4 Stunden	3
Oberflächenabfluss - Menge (MSt.17)	ml	3	Wippen	14 Tage	1
Oberflächenabfluss - Chemie (MSt.17)					
pH		3	Wippen	14 Tage	1
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}				1
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}				1
Oberflächenabfluss - Menge (MSt.18)	ml	1	Auffanggefäß	14 Tage	1
Oberflächenabfluss - Chemie (MSt.18)		1	Auffanggefäß		
pH				14 Tage	1
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}				1
Ionengehalte (*)	mg Ion l^{-1}				1

(Table) Attribute Institution	Einheit	Mess-stellen	Methode/Gerät (Proben)	Mess-intervall	Anzahl der Werte in der Daten-bank je Mess-intervall
(8) Bodenwasser und Oberflächenabfluss **Forschungszentrum Seibersdorf**					
Bodenwasser	‰	1	Waldlysimeter	Monat	1
$^{15}N/^{14}N$	‰	1		Halbjahr	1
^{15}N Applikation	‰				
Bodenwasser	‰	1	Schneelysimeter	Monat	1
$^{15}N/^{14}N$					
Oberflächenabfluss		2	Auffanggefäße	14 Tage	2
$^{15}N/^{14}N$	‰				
$^{18}O/^{16}O$	‰				
(9) Hydrographische Daten **Hydrographischer Dienst Tirol**					
Niederschlagshöhe	mm	1	Ombrograph	Tag	1
Niederschlagshöhe	mm	1	Totalisator	wöchentlich	1
Niederschlagshöhe berechnet **)	mm	1	Totalisator	Tag	1
Verdunstungshöhe	mm	1	Verdunstungswanne	Tag	1
Wannenwasserstand	mm	1	Verdunstungswanne	Tag	1
Oberflächennahe Temperatur des Wannenwassers	°C	1	Verdunstungswanne	¼ Stunde	1
Lufttemperatur	°C	1	reg. Messgerät	¼ Stunde	1
Relative Luftfeuchte	%	1	reg. Messgerät	¼ Stunde	1
Windgeschwindigkeit	$m\ s^{-1}$	1	reg. Messgerät	¼ Stunde	1
Schneehöhe	mm	1	Schneepegel Alu Formrohr	wöchentlich	1
(10) Nadeldaten **Forstliche Bundesversuchsanstalt**					
Menge	g TS	4	Streusammler	Monat	20
Gehalte an N, P, K, Ca, Mg	% TS				
N, P, K, Ca, Mg	% TS	10	Astentnahme	Jahr	50

*) Cl, NO_3, SO_4, Na, NH_4, K, Mg, Ca
**) aus Ombrograph-Tageswerten und Totalisator-Wochenwerten berechnete Totalisator-Tageswerte

Bilanzierungsansatz für Stoffflüsse mit einem Simulationsmodell

R. JANDL

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien

Kurzfassung. Zur Abschätzung der Tendenz zur Stickstoffeutrophierung von Waldstandorten werden als Grenzwerte die ‚Critical Loads' verwendet. Diese legen fest, ab welchen Eintragsraten von Stickstoff mit Veränderungen des Ökosystems zu rechnen ist. Den vorgeschlagenen Berechnungsansätzen der Critical Loads liegt eine Bilanzierung der Stoffflüsse aus einem wohldefinierten Gebiet, etwa einem Einzugsgebiet, zugrunde. Der gewählte Waldbestand stockt auf einem seichtgründigen Karbonatboden. Auf solchen Standorten ist die direkte Messung des Abflusses aus dem Einzugsgebiet nicht möglich, da der Abfluss durch Versickerung in Spalten und Klüften erfolgt, die messtechnisch nicht repräsentativ erfassbar sind. Deshalb wird der Wasserfluss im Boden und der Nährstofftransport im Boden mittels eines Simulationsmodells bilanziert. Es wird das Modell UNSATCHEM verwendet, das einen bodenphysikalischen und einen bodenchemischen Modul aufweist, so dass gleichzeitig der Wasserfluss und der Stofftransport berechnet werden können. Die klimatologischen Eingangsparameter des Modells wurden direkt gemessen. Zur Parametrisierung der dynamischen Prozesse des Wassertransports im Boden werden die Richardsgleichung und die hydraulischen Bodenparameter von van-Genuchten verwendet. Die Bodenchemie wird unter der Annahme des chemischen Gleichgewichts zwischen Bodenlösung und Bodenfestphase beschrieben. Die Auflösung von Dolomit wird nicht als Gleichgewichtsreaktion sondern als kinetischer Prozess beschrieben, da die Bildung von Dolomit als Rückreaktion der Dolomitverwitterung in der Bodenlösung nicht stattfindet. In dieser Arbeit wird beschrieben, wie die Parameter des Modells aus den gemessenen Daten abgeleitet wurden. Außerdem werden erste noch unvalidierte Ergebnisse des simulierten Wasserhaushaltes dargestellt.

Schlüsselworte: Stofffluss, Modell, Bodenphysik, Bodenchemie, Stickstoff

Abstract. [Budgeting Nutrient Fluxes by Means of a Simulation Model.] The nitrogen eutrophication of forests can be assessed by the critical loads. These are threshold values that indicate upper limits of nitrogen deposition, that will lead to changes of the ecosystem. The proposed estimates are based on a nutrient balance of a well-defined region, e.g. a watershed. The chosen forest is located on a site with a shallow soil profile on limestone. At similar sites the water flux out of the system can not be measured, because water flows in ample cracks within the soil that can not be assessed representatively. Instead we chose to apply the simulation model UNSATCHEM, that consists of a soil physical and a soil chemical module in order to estimate water flux and nutrient flux simultaneously. The climatological input parameters are measured in the field. The dynamic processes of unsaturated water flow were approached by solving the Richards equation, using soil hydraulic parameters of van Genuchten. Soil chemistry is described under the assumption of chemical equilibrium between the soil solution and the mineral soil. The dissolution of dolomite is described by a kinetic process, because the back reaction of the dissolution, i.e. the precipitation of dolomite, does not occur in the soil solution. The considerations of deriving the model parameters from the measured values are described. Some preliminary, though not validated, results of the water dynamics are presented.

Keywords: Nutrient flux, modeling, soil physics, soil chemistry, nitrogen

1 Einleitung

Im Projekt Mühleggerköpfl werden von den Arbeitsgruppen zahlreiche Komponenten einer Stoffflussbilanz gemessen. In diesem Beitrag wird beschrieben, wie die Teilflüsse zu einer Gesamtbilanz der Stoffflüsse für den Standort vereinigt werden. Besonderes Augenmerk erhält die Dynamik des Stickstoffs, da dieser einen zentralen Aspekt der Diskussion um die Critical Loads darstellt. Es soll abgeschätzt werden, wann der rezente Stickstoffeintrag zu einer Eutrophierung des Waldstandortes ‚Mühleggerköpfl' führen kann. Dem unterliegt die Annahme, dass die aktuelle Rate der Stickstoffdeposition den Bedarf des Waldstandortes übersteigt und dass die Kapazität der

Stickstoffsenken innerhalb des Systems begrenzt ist. Obwohl für viele Waldökosysteme bereits Stoffflussbilanzen vorliegen, sind die verfügbaren Informationen über Gebirgswälder auf seichtgründigen Karbonatstandorten noch spärlich. Bereits publizierte Untersuchungen (vgl. JOHNSON & LINDBERG, 1992, ELLENBERG et al., 1986 u.v.a.) haben gezeigt, dass die Erfassung des Stickstoffhaushaltes auf jeder Ebene der Betrachtung schwierig ist, da geochemische und bodenmikrobiologische Prozesse gemeinsam mit der Stickstoffumsetzung der Vegetation ein höchst komplexes Bild ergeben. Europaweit durchgeführte Gemeinschaftsprojekte (NITREX, EXMAN; siehe dazu HERMAN et al. 2001) haben bisher nicht die erwartete Kausalbeziehung zwischen Stickstoffeinträgen und Veränderungen am Waldstandort gezeigt (siehe auch SCHLEPPI & BUCHTER 1997 und BITÖK 1998).

Eine besondere Problemstellung der vorliegenden Untersuchung ist, dass der Wasserabfluss aus dem Gebiet nicht direkt messbar ist, da der seichtgründige Karbonatstandort nicht von einem abgrenzbaren Gerinne entwässert wird. Vielmehr versickert ein Großteil des Wassers im porösen Waldboden und rinnt unterirdisch in Klüften und Spalten ab. An seiner Austrittsstelle (Quelle) ist es keinem bestimmten Einzugsgebiet mehr zuordenbar. Im hier beschriebenen Projekt hat man sich entschlossen, das Einzugsgebiet nach gebietsmorphologischen Kriterien abzugrenzen (ENGLISCH 2001). Da diese Darstellung mit großen Unsicherheiten behaftet ist, wird eine Quantifizierung des Bodenwasserflusses vorgenommen, die von der Fläche des Einzugsgebietes unabhängig ist. Vielmehr wird *a priori* angenommen, dass der Wasserfluss innerhalb des Einzugsgebietes an allen Punkten gleich hoch ist, so dass die Messung an einigen, wenigen Positionen zu einer gültigen Abschätzung der Wasser- und Stoffflüsse verhilft.

In anderen Stoffflussuntersuchungen wurde danach getrachtet, den Stofffluss im Oberflächenwasser möglichst genau zu erfassen. Daraus ergab sich, dass diese Untersuchungen oft auf Granitstandorten durchgeführt wurden. Dabei wird angenommen, dass diese am wenigsten klüftig sind, so dass der vertikale Wasserfluss aus dem Gebiet vernachlässigbar ist. Zudem wurden auf Urgesteinsstandorten auch am raschesten Auswirkungen der Säureeinträge aus dem Niederschlag erwartet. Durch diese enge Auswahl der Gebiete sind Karbonatstandorte bisher unterrepräsentiert, so dass das Projekt Mühleggerköpfl eine wesentliche Erweiterung des Wissens darstellen kann.

In diesem Beitrag wird beschrieben, wie mittels eines Simulationsmodells der Stickstoffaustrag vom Standort abgeschätzt werden kann. Die Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich ihrer Relevanz für die Belastung der Umwelt durch Stoffeinträge ist interpretativ und bedarf des Vergleiches mit ähnlichen Studien auf anderen Standorten. Zusätzlich zu den Möglichkeiten, die detaillierte Feldmessungen bieten, können mit einem Simulationsmodell verschiedene Szenarien durchgespielt werden, wie sich die Stoffflüsse unter geänderten Depositionsraten verhalten würden.

2 Methodik

2.1 Überblick

Der **Stoffeintrag** kann mit einer bekannten Genauigkeit aus den Untersuchungen des Niederschlags bestimmt werden. Die Methoden sind in SMIDT (2001) und GATTERMAYR (2001) beschrieben. Der Wasserverbrauch des Waldbestandes, die Transpiration, kann aus den meteorologischen Kenngrössen abgeschätzt werden. Die Differenz zwischen der Niederschlagsfracht und der Bestandestranspiration wird durch den Oberflächenabfluss und die Versickerung vom Standort abgeleitet. Aufgrund von Erfahrungswerten kann man davon ausgehen, dass unter den gegebenen Verhältnissen der Oberflächenabfluss minimal ist, so dass die entscheidende Größe die Versickerungsrate des Wassers ist. Einen Überblick über den gewählten Zugang zu unseren Berechnungen bietet Abbildung 1.

Der **Wasserfluss im Boden** wird mittels des Simulationsprogrammes UNSATCHEM berechnet (SIMUNEK et al. 1996; SUAREZ & SIMUNEK 1997). Es handelt sich dabei um ein bodenphysikalisches Wassertransportmodell, das den ungesättigten Fluss von Wasser im Boden beschreibt. Daran ist ein bodenchemischer Modul gekoppelt, mit dessen Hilfe der Kationenaustausch im Boden, die Lösung der Festphase unter besonders detaillierter Behandlung der Karbonatchemie (STUMM & MORGAN 1996) und der Stofftransport beschrieben wird. Die Simulation des Wassertransportes ist der zentrale Teil dieser Arbeit. Die Genauigkeit der Abschätzung des Stofftransportes hängt von der Qualität der Bilanzierung des Wasserflusses im Boden ab.

Die **Stoffflüsse innerhalb des Bestandes** werden als black-box betrachtet. So können bei einzelnen

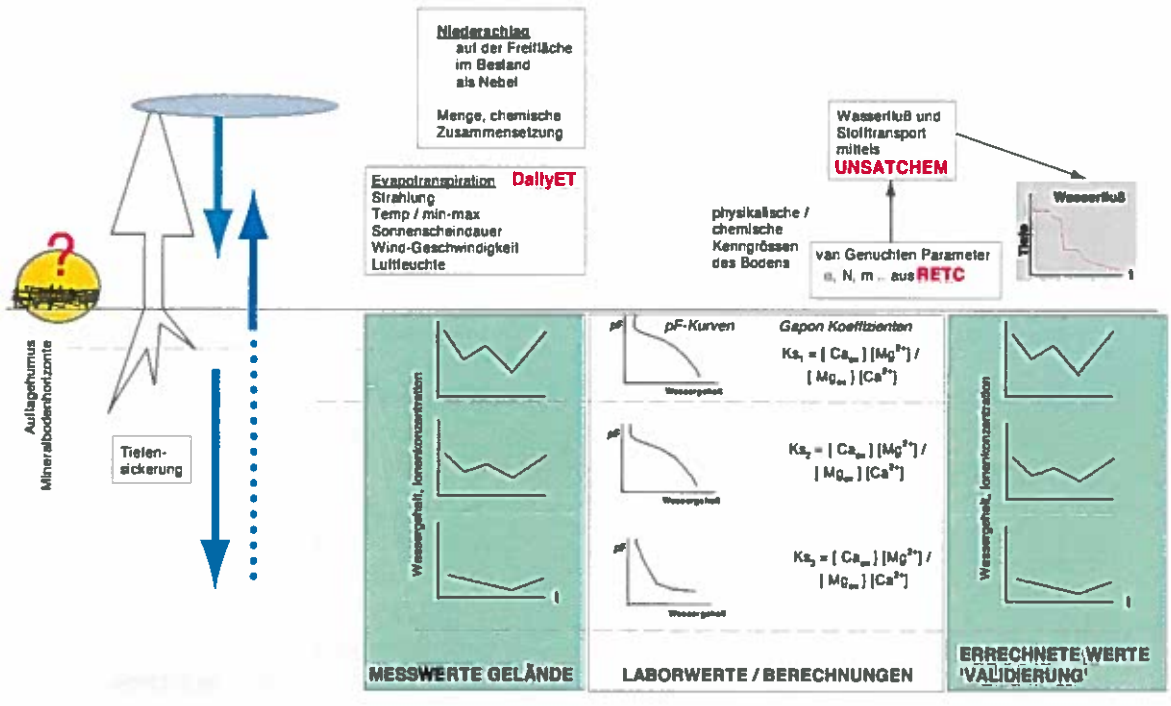
Elementen beträchtliche Brutto-Stoffflüsse auftreten, die sich innerhalb der gewählten Systemgrenzen (Oberkante Waldbestand – Unterkante durchwurzelter Boden) ausgleichen und nur zu geringen Netto-Stoffflüssen führen. HART et al. (1994) haben gezeigt, dass der Bruttoumsatz von Stickstoff im Boden groß ist, die Nettoveränderungen in den einzelnen Kompartimenten jedoch so klein sind, dass sie in einer Stoffflussbilanz kaum aufscheinen.

Im Projekt wird auch die **Flussrate des N_2O** bestimmt (vgl. RIGLER & ZECHMEISTER 2001). Mengenmäßig werden diese Stoffflüsse im Vergleich zum Stofftransport in der flüssigen Phase vermutlich gering sein. Jedenfalls liegen bisher keine Erfahrungen vor, dass aus den Böden von montanen fichtenreichen Wäldern große Mengen von Stickstoff in Form von Gases exportiert werden. Die genaue Erfassung der Spurengase ist notwendig, da die Betrachtung des Stickstofftransports in der flüssigen Phase und die Veränderung des Stickstoffvorrats im Ökosystem stets zu einem Fehlbetrag führt. Dieser Fehlbetrag wird in anderen Projekten noch untersucht (ZECHMEISTER, pers. Mitt.). Erklärungsansätze für den fehlenden Stickstoff bieten sowohl die Emission von Stickoxiden als auch die Festlegung von Stickstoff in der Biomasse. Um den Interpretationsspielraum einzuengen, werden die Stickoxidemissionen im Detail untersucht.

Die Ergebnisse der Modellierung werden validiert, indem die zeitliche Entwicklung der simulierten Bodenwassergehalte und Stoffkonzentrationen im Bodenwasser mit den bei FEICHTINGER & SCHEIDL (2001) beschrieben Messwerten verglichen werden. Die Parametrisierung des Modells wird dann als zufriedenstellend erachtet, wenn die simulierten Wassergehalte und Stoffkonzentrationen den gemessenen ähnlich sind. Außerdem werden im Zuge des Projektes einige Prozesse gemessen, die innerhalb des Systems beträchtliche Stoffflüsse auslösen. Damit können die oben genannten Brutto-Stoffflüsse näher beschrieben werden. So wird etwa getrachtet, den Streufall explizit zu bestimmen, da durch ihn jahreszeitlich unterschiedlich Nährstoffflüsse in den Boden stattfinden, die mit der Niederschlagsfracht als einzigen Eingangsparameter nicht erklärt werden können. Es ist aber zu beachten, dass durch diese Teiluntersuchungen die Input-Outputbilanz nur besser interpretierbar wird, aber quantitativ gleich bleibt.

Als Hauptprobleme der Simulation werden die große Variabilität der bodenphysikalischen Eigen-

Abb. 1:
Schema der Datenverarbeitung im vorliegenden Projekt: Aus den Klimadaten und den bodenphysikalischen Eigenschaften wird der Wasserhaushalt am Standort simuliert, mittels Depositionsdaten und bodenchemischen Eigenschaften werden die Stoffflüsse berechnet. An Schwierigkeiten bei der modellmäßigen Behandlung der Humusauflage erinnert das Fragezeichen im linken Bildbereich.



schaften des Bodens und die unzureichende Einbeziehung der Humusauflage in den bodenphysikalischen Parametern erwartet. Frühere bodenphysikalische Untersuchungen von JURY & FLÜHLER (1992) und LUXMOORE & FERRAND (1993) haben gezeigt, dass sich der präferentielle Wasserfluss sowohl der Messung im Gelände als auch der Simulation entzieht und dass die in der Bodenphysik übliche Anwendung der Richardsgleichung nur eine wenig befriedigende Erfassung des Wassertransportes erlaubt. Mangels verfügbarer Alternativen erfreut sich die Richardsgleichung unverändert großer Beliebtheit. Die Bodenphysik widmet sich traditionell dem Wassertransport in porösen Medien. In Abhängigkeit von der Korngrössenverteilung und von der Bodenstruktur variiert der Porenraum des Mineralbodens in einem weiten Rahmen. Die Porenstruktur des nicht-mineralischen Auflagehumus ist nicht Gegenstand der traditionellen bodenphysikalischen Forschung. Daher liegen kaum Anhaltspunkte vor, wie der Auflagehumus eines Waldbodens zu behandeln ist. Dasselbe gilt für bodenchemischen Prozesse. Während der Mineralboden mit den Theorien des Ionenaustausches und der Verwitterungsreaktionen gut beschrieben ist, liegen für die Quantifizierung der entsprechenden Reaktionen in organischen Bodenhorizonten keine brauchbaren Vergleiche vor. Dieser bedauerliche Sachverhalt ist durch das Fragezeichen in der symbolisierten Darstellung des Auflagehumus in Abbildung 1 festgehalten.

2.2 Das Modell UNSATCHEM

UNSATCHEM simuliert den Wasserfluss im Boden, den Transport gelöster Substanzen, und den CO_2-Transport. Im Programm wird die Richards-Gleichung für den Wasserfluss im gesättigten und ungesättigten Boden (vgl. JURY et al. 1991) gelöst, der Transport von Kohlendioxid und Ionen wird mit Konvektions-Dispersionsgleichungen dargestellt.

Wasserfluss nach Richardsgleichung (1)

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[K\left(\frac{\delta h}{\delta z}+1\right)\right] - Q$$

h	Saugspannung
θ	Wassergehalt
K	hydraulische Leitfähigkeit
t	Zeit
z	Tiefe
Q	Quellen-Senkenterm

Stofftransport nach Advektions-Dispersionsgleichung (2)

$$\frac{\delta\theta c_k}{\delta t} + \rho\frac{\delta\overline{c_k}}{\delta t} + \rho\frac{\delta\hat{c}_k}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[\theta_w \times D\frac{\delta c_k}{\delta z} - q_w c_k\right]$$

c_k	Gesamtkonzentration des gelösten Ions k
$\overline{c_k}$	Gesamtkonzentration des k am Austauscher
$\hat{c}_k$	Gesamtkonzentration des Ions k in der Festphase
ρ	Bodendichte
D	Dispersionskoeffizient
q_w	Wasserfluss, errechnet aus dem Darcy-Gesetz

Darcy-Gesetz (3)

$$q_w = -K\left(\frac{\delta h}{\delta z} + \cos\alpha\right)$$

Transport des CO_2 (4)

$$\frac{\delta c_T}{\delta t} = -\frac{\delta}{\delta z Z}\left(J_{da} + J_{dw} + J_{ca} + J_{cw}\right) - Sc_w + P$$

J_{ca}, J_{cv}	CO_2-Fluss durch Konvektion in Gas und Wasser
J_{da}, J_{dw}	CO_2-Fluss durch Diffusion in Gas und Wasser
c_T	Gesamtkonzentration an CO_2
P	Senkenterm
Sc_w	CO_2 entfernt durch Wasseraufnahme durch Wurzeln

Hydraulische Parameter des ungesättigten Wasserflusses nach VAN GENUCHTEM (5) (6)

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left(1 + |\alpha h|^n\right)^m}$$

$$K(h) = rK_sK_r = rK_s\sqrt{S_e}\left[1 - \left(1 - \sqrt[m]{S_e}\right)^m\right]^2$$

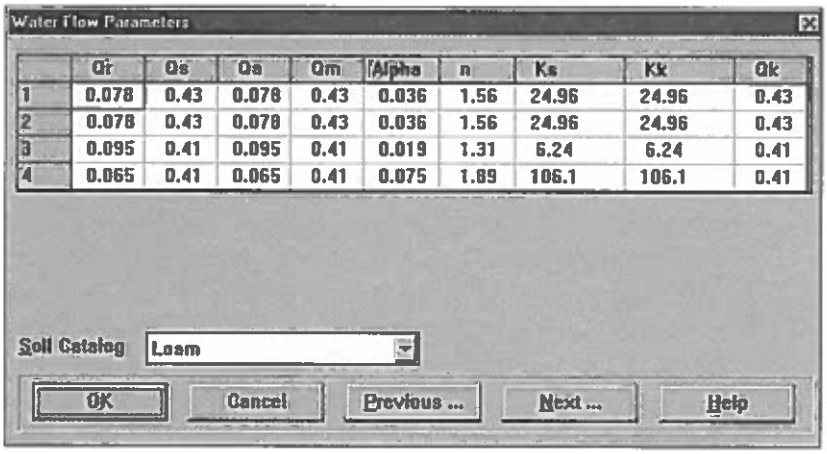
θ	Wassergehalt residual
θ_s	Wassergehalt gesättigt
m, n, α	empirische Parameter

Für den ungesättigten Wasserfluss werden die Parameter von VAN GENUCHTEN (1980) verwendet. Die Flussgleichungen enthalten einen Senkenterm, der die Wasseraufnahme durch die Pflanze beschreibt. Der Fluss von CO_2 kann sowohl als Gas oder als gelöste Spezies im Wasser stattfinden. Der lokale Partialdruck entsteht aus dem konvektiven (Gas) und dem diffusiven (Wasser) Transport sowie aus der Produktion und Konsumption von CO_2. Daher wird der Transport mit den oben genannten Massenbilanzgleichung beschrieben.

Der bodenchemische Teil des Modells berücksichtigt Komplexbildungen, Kationenaustausch, Säure-

dissoziation und Auflösung und Ausfällung der Festphase. Im Unterschied zu anderen Simulationsprogrammen, von denen mehrere in APPELO & POSTMA (1996) beschrieben sind, sind in UNSATCHEM zahlreiche Optionen für die Beschreibung des Lösungsverhaltens der karbonatischen Festphase verfügbar. Dies entspricht nicht der Tradition, da bisher die Modelle überwiegend zum Nachweis der Folgen der Bodenversauerung entwickelt wurden. In dieser Hinsicht sind Karbonatstandorte nicht gefährdet und wurden in Waldschadensprojekten wenig beachtet. Es ist zu betonen, dass UNSATCHEM keineswegs als Modell zur Beschreibung von Waldökosystemen entwickelt wurde. Das Augenmerk liegt vielmehr auf der exakten Beschreibung des Wasserhaushaltes, ohne die aktuelle Form der Bodennutzung vorzugeben. Die für Wälder charakteristischen Prozesse können mit den im Modell enthaltenen Parametern beschrieben werden.

Abb. 2:
Van Genuchten Parameter für den ungesättigten Wasserfluss, hier geschätzt aus der Korngrössenverteilung (VAN GENUCHTEN 1980).



Q_r: Wassergehalt des ausgetrockneten Bodens (%)
Q_s: Wassergehalt bei Sättigung des Bodens (%)
Q_a: Volumen der Bodenluft (%)
Q_m:
Alpha, n: empirische Parameter zur Funktionsanpassung der Wasserspannunungskurve
K_s: Hydraulische Leitfähigkeit des gesättigten Bodens
K_k: hydraulische Leitfähigkeit des ungesättigten Bodens
Q_k: Parameter der Funktion für die hydraulische Leitfähigkeit

2.3 Parametrisierung

2.3.1 Einteilung des Bodenprofils

Das gesamte Bodenprofil von 100 cm Länge wird in 100 Schichten aufgeteilt. Der Transport von Wasser wird für die oberste Schicht nach Maßgabe der Randbedingungen berechnet. Das Ergebnis der obersten Schicht wird zum Set an Eingabedaten für die unterhalb folgende Schicht. Dieser Prozess wird bis zur 100.ten Schicht fortgesetzt. Im obersten Teil des Bodenprofils sind Saugspannung und Wassergehalt im Boden aufgrund wechselnder meteorologischer Bedingungen sehr variabel. Daher werden in diesem Bereich sehr schmale Schichten angenommen. Der Boden des Mühleggerköpfls ist ab etwa 20 cm humusarm und reich an Grobskelett. In diesem relativ undifferenzierten Bereich wird die Schichtdicke weiter gewählt. Für UNSATCHEM ergibt sich dadurch eine Reihe von Schichten, die aus verschiedenen Materialien aufgebaut ist. Innerhalb des Bodens haben die Horizonte unterschiedliche hydraulische Eigenschaften. Diese Unterschiede werden im Simulationsprogramm definiert. Im vorliegenden Fall wurde ein Ah-Horizont, ein AC-Horizont, ein B_v und ein BC-Horizont mit jeweils einer bestimmten Korngrössenverteilung unterschieden (ENGLISCH 2001). Die Modellparameter für den Wasserfluss, die nach VAN GENUCHTEN (1980) erforderlich sind, können aus den Ergebnissen der im Gelände gefundenen Körnung des Bodens (Fingerprobe) abgeleitet werden (Abbildung 2). Es ist allerdings sicherer, die Parameter aus den *p*F-Kurven direkt mit Hilfe des bodenphysikalischen Modells RETC (VAN GENUCHTEN et al. 1991) oder ROSSETTA zu errechnen, beides Programme, die vom US Soil Salinity Lab am WWW zur Verfügung gestellt werden.

Für die gewählten Horizonte liegen jeweils die bodenphysikalischen Kenngrössen sowie die gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit vor. Die erforderliche *p*F-Kurve wird vorerst vom Institut für Kulturtechnik aus Erfahrungswerten abgeleitet. Aus den Feldmessungen kann später eine genaue, standortsspezifische Funktion erstellt werden. Die Aufteilung des Bodens in mehrere Horizonte ist auch bei im vertikalen Verlauf gleichbleibenden bodenphysikalischen Kennwerten notwendig, da im

Simulationsprogramm die gleichen, vom Benutzer gewählten, Tiefenstufen für den Wassertransport- und den Stofftransportmodul des Programmes verwendet werden. Bodenchemisch unterscheiden sich der Ober- und der Unterboden jedenfalls deutlich. Insbesondere im A-Horizont ist der Partialdruck des CO_2 aufgrund der hohen biologischen Aktivität (Mikroorganismen und Wurzelatmung) hoch. Daher werden diese Horizonte eigens parameterisiert.

Die Anfangsbedingungen werden durch den Wassergehalt und die Wasserspannung des Bodens an einem frei wählbaren Zeitpunkt beschrieben. Der Wassertransport durch die obere Schicht des Bodens ist durch den Niederschlag und daher von externen Bedingungen kontrolliert. Wegen der Hangneigung und der Porosität des Bodens ist nicht damit zu rechnen, dass sich Niederschlagswasser an der Bodenoberfläche sammelt; im Simulationsprogramm wird daher als Randbedingung für den Wasserfluss die Option ‚Atmospheric boundary condition with surface run off' gewählt. Der Wasserfluss ist durch die maximal zulässige Infiltrations- bzw. Evaporationsrate limitiert. Wird die maximale Infiltrationsrate überschritten, tritt Oberflächenabfluss auf. Für die untere Grenzschicht wurde freier Wasserfluss (‚free drainage') angenommen, da kein Bodenhorizont so dicht ist, dass mit Wasserstau zu rechnen ist.

2.3.2 Niederschlag

Der **Niederschlag** wird mit der größtmöglichen zeitlichen Auflösung als Inputparameter verwendet. Bei der Parametrisierung des Modells bedeutet das, dass die Randbedingungen des bodenphysikalischen Moduls zeitlich veränderlich sind. Aus den hydrographischen Erhebungen der Tiroler Landesregierung liegen ¼ stündliche Messungen der Niederschlagsmenge vor (GATTERMAYR 2001). Für die chemischen Eigenschaften dieses Niederschlages werden jeweils die Daten der nächstfolgenden Beprobung gewählt (SMIDT 2001). Gleichzeitig mit dem Niederschlag wird auch die für diesen Zeitraum mögliche Evaporation als Eingabeparameter eingegeben.

Die **potentielle Evapotranspiration** wurde nach der Gleichung von Penman-Monteith mittels des Programms DailyET (http://www.cranfield.ac.uk) aus den Klimadaten berechnet. Dazu wurden die Messungen der Globalstrahlung, der Luftfeuchte, der Windgeschwindigkeit und der Lufttemperaturen aus der Datenbank des Projektes (SCHAFFER 2001) verwendet. Die außerdem erforderliche tägliche Sonnenscheindauer wurde von GATTERMAYR (pers. Mitteilung) zur Verfügung gestellt. Die errechneten Werte werden mit den Messwerten der Verdunstungsrate (Wannen) validiert. Die potentielle Transpirationsleistung des Bestandes kann aus anderen Untersuchungen (z.B. LIKENS & BORMANN 1995) abgeschätzt und proportional zur Wurzelverteilung auf das gesamte Bodenvolumen übertragen werden. – Daneben wurde die Evapotranspiration mit dem Wasserhaushaltsmodell Brook-90 berechnet (FEDERER 1995). Dieses Programm wurde zur Abschätzung der Wasserbilanz für Standorte verwendet, für welche nur ein begrenztes Set von klimatischen Eingangsparametern verfügbar ist; eine Situation, die für Untersuchungen von Waldökosystemen charakteristisch ist.

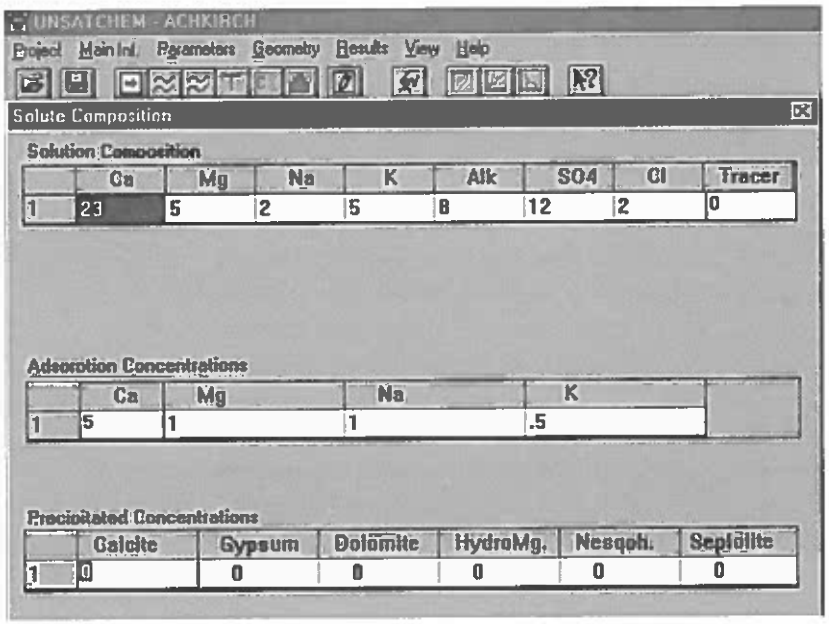
Für die Qualität des Ergebnisses ist insbesonders die feine zeitliche Auflösung der Niederschläge wesentlich, da es für die Versickerungsrate einen großen Unterschied bedeutet, ob Niederschlag in kurzer Zeit als heftiges Ereignis stattfindet, in dem die vertikale Ableitung nicht gewährleistet ist, oder als leichter Dauerregen, der vom Boden unschwer aufgenommen werden kann. Daher ist die aufwendige Erfassung des Niederschlages ein Vorteil. In weiterer Folge wird untersucht, ob ein 2-wöchiger Zeitschritt bei der Niederschlagsmenge zu ebenso guten Ergebnissen führt. Die Wahl des 14-Tagesintervalle für die Beregnung wäre sinnvoll, da für dieses Intervall auch die Daten der chemischen Niederschlagswässer vorliegen.

2.3.3 Fluss gelöster Substanzen im Bodenwasser

In UNSATCHEM wird ein kinetisches Modell von PLUMMER et al. (1978) für die Auflösung der karbonatischen Festphase gewählt. Die Lösungsrate hängt von der exponierten Oberfläche von Kalziumkarbonat im Boden vor. Diese kann aus der Korngrössenverteilung bzw. aus dem Feinanteil des Bodens errechnet werden (WARFVINGE & SVERDRUP 1995). Außerdem muss die Lösungsrate nach einer empirischen Gleichung von INSKEEP & BLOOM (1986) reduziert werden, da Anionen mit dem Kalzit Oberflächenkomplexe bilden, welche die Lösung der Festphase verhindern (‚poisening of surface'). Gerade der gelöste Kohlenstoff (DOC), der in der obersten Schicht von Waldböden mit erheblichen Konzentrationen vorliegt, bildet stabile Oberflächenkomplexe mit der Mineralphase. Die verwendete Korrekturgleichung ist allerdings empirisch und hängt nur von der DOC-Konzentration ab. Standortsspezifische Faktoren wie z.B. die chemische Zusammensetzung des DOC werden nicht berücksichtigt.

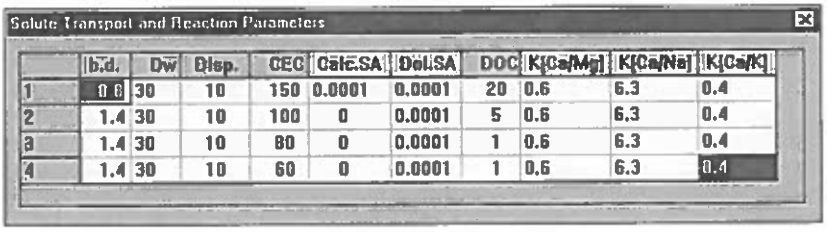
Der Siliziumgehalt wird aus dem *p*H-Wert der Bodenlösung mittels einer empirischen Gleichung errechnet. Dabei wird angenommen, dass er von einer Reihe von Alumosilikaten kontrolliert wird. Damit ergibt sich eine gute Kontrollmöglichkeit bei der Validierung des Modells, da einige Messwerte von tatsächlichen Si-Konzentrationen vorliegen. Die Messungen wurden am Institut für Bodenforschung der BOKU durchgeführt. Die Ionenstärke der gemessenen Lösungen ist so gering, dass die gemessenen Konzentrationen gleich den Aktivitäten gesetzt werden. Prinzipiell sind im Modell auch Korrekturen (erweiterte Debye-Hückel Gleichung, Pitzergleichung) auswählbar, doch ist die Ionenstärke in der Bodenlösung von Waldböden meist so gering, dass ‚ideale' Bedingungen angenommen werden können.

Abb. 4:
Eingabemaske von UNSATCHEM für die Anfangsbedingungen in der Bodenlösung. Es werden die Ionenkonzentrationen [mmol$_c$L^{-1}] in der Bodenlösung, am Austauscherkomplex und im ausgefällten Zustand (=Mineralboden) [mol.kg^{-1}] angegeben.



Ausserdem wird der Transport gelöster Substanzen von einer Reihe von Bodeneigenschaften bestimmt, die in der Abbildung 3 angegeben sind. Die Werte sind vorläufige Werte, die nach dem Vorliegen der ersten Ergebnisse korrigiert werden. Die Gapon-Koeffizienten stammen vorerst aus APPELO & POSTMA (1996), die Bodendichte ist geschätzt, der Diffusionskoeffizient ist aus JURY *et al.* (1991) entnommen. Alle Parameter wurden für den Standort Mühleggerköpfl entweder direkt gemessen bzw. aus Messungen von MUTSCH (2001) oder FEICHTINGER & SCHEIDL (2001) abgeleitet.

Abb. 3:
Eingabemaske von Unsatchem für die Bodenparameter, welche den Fluss gelöster Substanzen beschreiben.



b.d.: bulk density, Dichte des Bodens [g dm^{-3}]
Dw: Diffusionskoeffizient in Wasser [cm^2 Temp^{-1}]
Disp.: Dispersivität [cm]
CEC: Kationenaustauschkapazität [mmol$_c$ kg^{-1}]
Calc.SA: Oberfläche des Kalzit [m^2 dm^{-3}]
Dol.SA: Oberfläche des Dolomit [m^2 dm^{-3}]
DOC: gelöster Kohlenstoff [mmol dm^{-3}]
K[Ca/Mg]: Gapon Koeffizient für den Austausch von Kalzium und Magnesium
K[Ca/Na]: Gapon Koeffizient für den Austausch von Kalzium und Natrium
K[Ca/K]: Gapon Koeffizient für den Austausch von Kalzium und Kalium

Als Startbedingungen werden die Konzentrationen von Ionen in der Lösung zu Beginn der Simulation eingetragen. Es werden die mittleren Konzentrationen eines Zeitraumes von mehreren Wochen als Parameter genommen (Abbildung 4). Die Konzentrationen in der Bodenlösung wurden direkt gemessen, die Konzentration der absorbierten Ionen ist aus der chemischen Bodenanalyse errechenbar. Die Konzentration von Ionen in Ausfällungen lässt sich errechnen, wenn man mittels des Löslichkeitsproduktes der vorkommenden Mineralien bestimmt, ob jenes über- oder unterschritten ist. Diese Berechnungen werden mit dem Speziierungsprogramm MINEQL durchgeführt (SCHECHER & MCAVOY 1994).

2.3.4 Fluss von Kohlendioxid

Auf den basischen Böden auf Karbonatgestein ist das Kohlendioxid ein wesentlicher Säurebildner, der durch die mikrobielle Atmung und die Wurzelatmung gebildet wird. Beide Prozesse kommen in bodenchemischen Modellen nicht vor. In UNSATCHEM ist ein Modul enthalten, der den Fluss von CO_2 beschreibt. Es ist zu beachten, dass die biologischen Prozesse selbst nicht modelliert werden. Vielmehr wird das Ergebnis der Messungen in UNSATCHEM verarbeitet. In Abbildung 5 sind die entscheidenden Parameter aufgelistet. Dabei ist entscheidend, wie schnell CO_2 gebildet wird und in welcher Rate es – in Abhängigkeit vom Wassergehalt des Bodens – durch Diffusion im Bodenwasser oder in der Bodenluft im Bodenprofil umverteilt wird. Da Pflanzenwurzeln und Bodenpartikel von einem Wasserfilm umgeben sind, findet zumindest ein Teil des CO_2-Transportes mit einer niedrigen Rate im Wasser statt (Abbildung 5). In Abbildung 5 sind die Diffusionskoeffizienten für den CO_2-Transport in der Luft und in Wasser in den Einheiten [$cm^2.Temp^{-1}$] und die Dispersivität [cm] mit vorläufigen Werten angeführt.

Außerdem wird eine Reihe von Parametern spezifiziert, welche die CO_2-Produktion durch Mikroorganismen und die Baumwurzeln beschreiben:

- die optimale CO_2-Produktion unter optimalen Wasserverhältnissen
- die Aktivierungsenergie der CO_2-Produktion dividiert durch die Gaskonstante
- die Michaelis-Konstante der CO_2-Produktion durch Mikroorganismen
- die optimale Wasserspannung als pressure head
- die minimale Wasserspannung, unter der von den Mikroorganismen kein CO_2 mehr gebildet wird

Diese Angaben wurden aus der Fachliteratur genommen, da keinerlei Messdaten dieser Art im Zuge des Projektes erfasst wurden.

4 Ergebnisse

Simulation der Wasserflüsse

In der Abbildung 6 sind die simulierten Wassergehalten an den Knotenpunkten im Bodenprofil dargestellt. Der Wassergehalt variiert im Beobachtungszeitraum nur wenig: das durchlässige Bodenprofil wird von Niederschlägen regelmäßig befeuchtet, sodass Trockenperioden ausbleiben.

Abb. 5:
Eingabemaske von UNSATCHEM für die Parameter, welche den Transport von CO_2 bestimmen (links) und Festlegung der optimalen Bedingungen für die Bildung von CO_2 durch Mikroorganismen (rechts). Air Diffusion, Water Diffusion sind die Diffusionskoeffizienten des CO_2 bei 20 °C, und Dispersion ist die vertikale Verteilung des Gases im Bodenprofil. Die Rate der optimalen CO_2-Produktion gibt die Respiration der Pflanzenwurzeln bei 20°C unter idealen Bedingungen an [cm^3 CO_2 . cm^{-2} $°C^{-1}$], die Aktivierungsenergie ist die Energiemenge, die für die CO_2-Produktion bei Pflanzen bzw. bei Mikroorganismen erforderlich ist, die Michaelis-Menten Konstante ist jene CO_2-Konzentration in der Bodenluft, bei der die CO_2-Produktion gegenüber den Idealbedingungen halbiert ist [$cm^3.cm^{-3}$]; die pressure heads geben die ideale und die kritische Saugspannung des Bodens für die CO_2-Produktion an [cm].

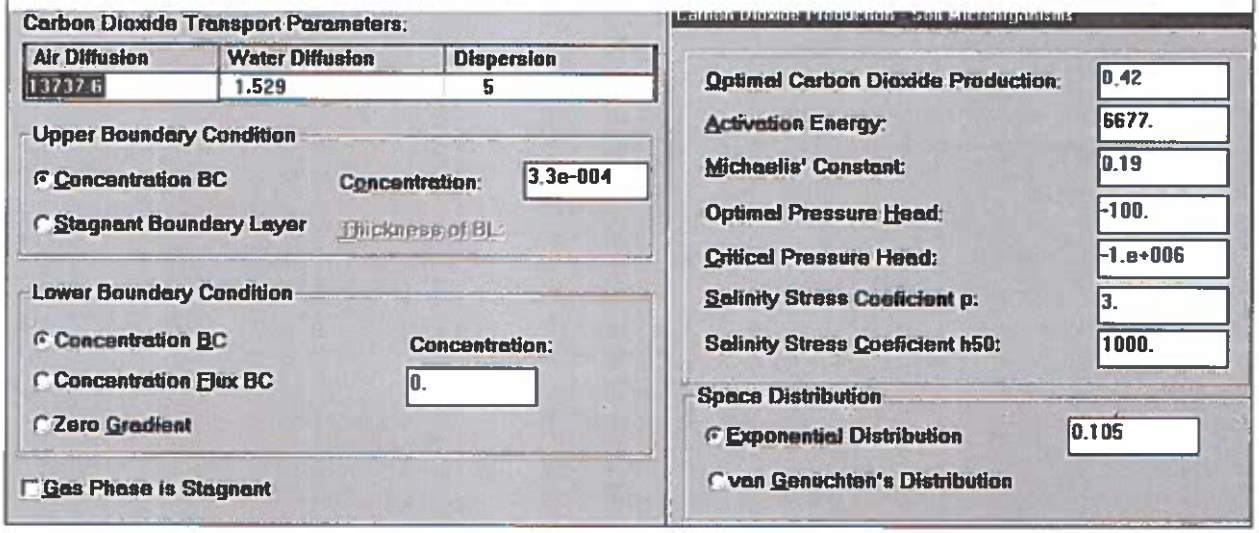


Abb. 6:
Simulierter Wassergehalt (1 = 100.%) in verschiedenen Schichten des Bodenprofils. schwarz : Auflage, grün durchwurzelter Boden, rot: unterster Bodenhorizont

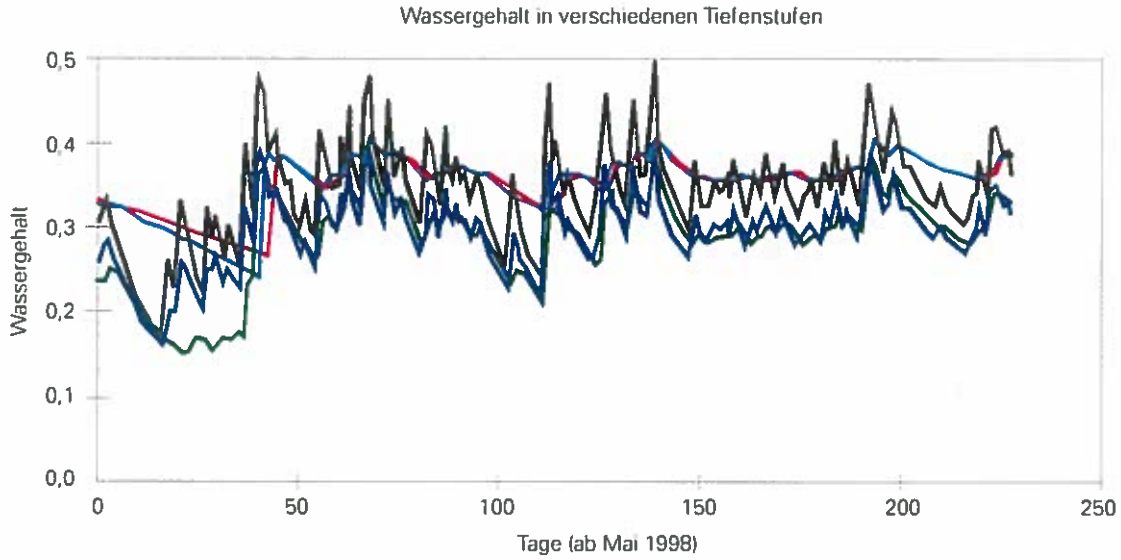
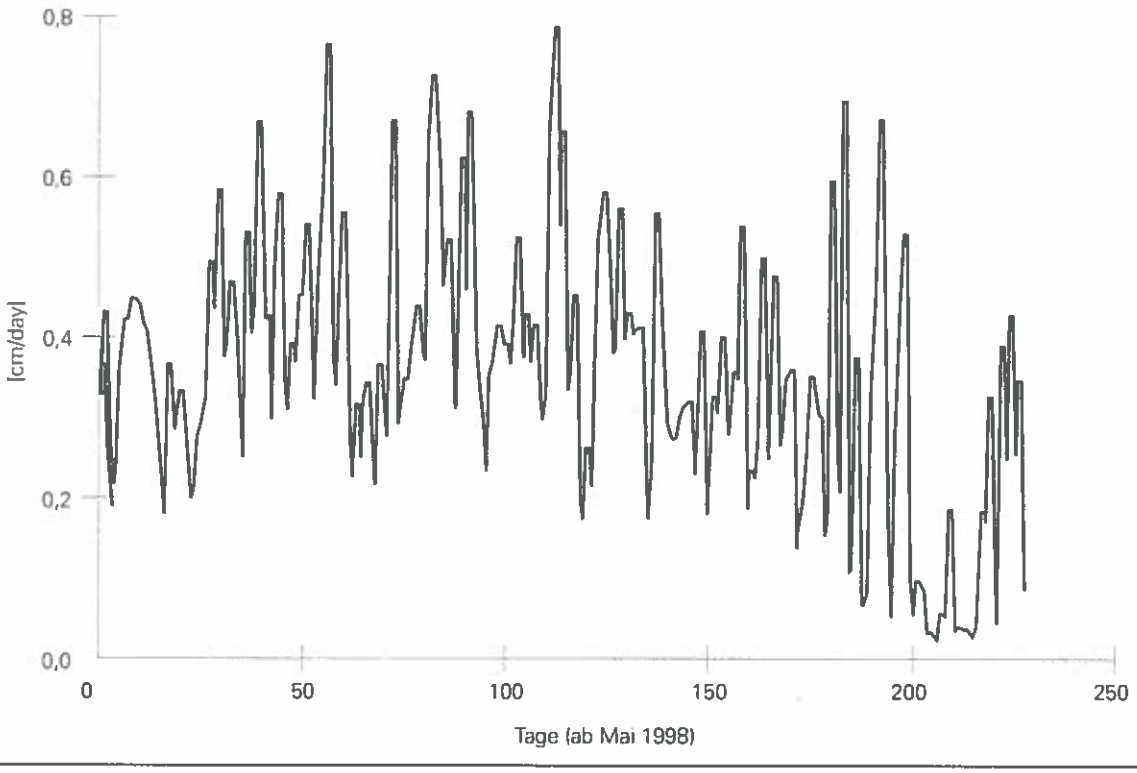
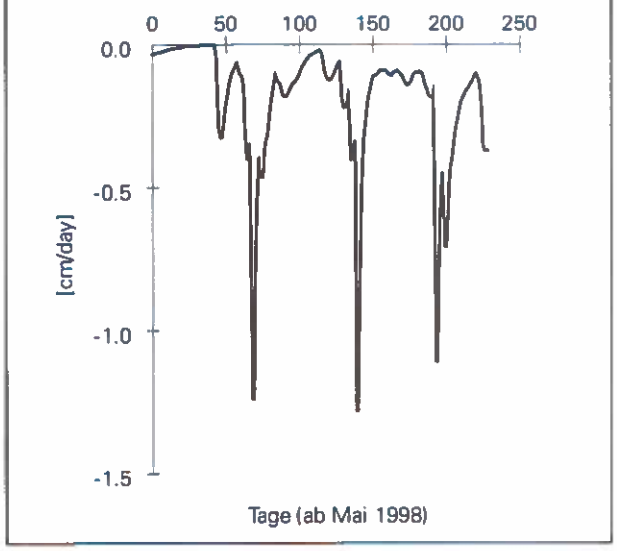


Abb. 7:
Potentielle Wasseraufnahme (cm/Tag) durch die Wurzeln (ab Mai 1998 bis Jahresende)



In Abbildung 7 ist die potentielle Wasseraufnahme durch den Waldbestand dargestellt. Die Abbildung bedarf allerdings noch der Überarbeitung: in der vorliegenden Darstellung ist die Wasseraufnahme bis zum Ende der Simulationsperiode gewährleistet, da die rechnerisch ermittelte Größe für die Evapotranspiration gleich der Transpiration gesetzt wurde. Diese Annahme ist zwar für vollbestockte Wälder während der Vegetationsperiode gültig, doch sicherlich nicht im Winter zutreffend. Die Lösung wird sein, nach dem Ende der Vegetationsperiode die Evapotranspiration der Evaporation gleich zu setzen.

Abb. 8:
Zeitlicher Verlauf der Versickerungsrate aus dem untersuchten Bodenprofil in den Grundwasserkörper (ab Mai 1998 bis Jahresende)



Dazu wird eine Entscheidung über eine lokal brauchbare Definition der Vegetationsperiode zu fällen sein. Die Angaben aus der Literatur schwanken zwischen 5 und 10°C Lufttemperatur! Vor dem sodann gewählten Ende der Vegetationsperiode wird eine etwa 14 tägige Übergangsperiode definiert, in der die Evapotranspiration gleichmäßig von der Transpiration in die Evaporation übergeführt wird.

Abbildung 8 zeigt den simulierten Wasserfluss aus dem Bodenprofil in den Grundwasserkörper. Niederschlagsspitzen führen unverzüglich zu Versickerungsprozessen, da der Boden dauernd einen hohen Wassergehalt aufweist (vgl. Abbildung 6). Daher ist kaum Wasser für die Auffüllung des Porenraumes im Boden erforderlich.

Ausblick

Die hier beschriebene Parametrisierung entspricht dem Arbeitsfortschritt und unterliegt Änderungen, die im Zuge der Validierung der Ergebnisse erforderlich sein werden. Es ist deutlich, dass mit einer Vielzahl an sich einfacher Messungen ein sehr komplexes bodenphysikalisches Modell parametrisiert werden kann. Die Modellierung ist natürlich eine Vereinfachung der natürlichen Verhältnisse. Es bleibt dem Anwender überlassen, sich aufgrund der gegebenen Unsicherheiten für die Abschätzung der Stoffflüsse anhand von Faustzahlen zu entscheiden, oder die vorhandene Expertise von Bodenphysikern auf einen extrem komplizierten Fall anzuwenden. Dabei nimmt man in Kauf, dass durch Unsicherheiten in der Parameterwahl, die Fortpflanzung von Fehlern oder durch die mangelnde Repräsentativität der im Felde erhobenen Messwerte die Ergebnisse der Simulation in einem weiten Bereich schwanken. Hier wird die Argumentation verfolgt, dass mit einer rigorosen Berechnung des Wasserflusses jedenfalls eine Diskussionsgrundlage für die Interpretation der Ergebnisse geschaffen wird, die beim Vorliegen von externen Erkenntnissen jederzeit und bereitwillig der Falsifikation unterliegen soll. Im Simulationsmodell kann das Verständnis über die einzelnen Prozesse und deren Zusammenspiel im gesamten Ökosystem überprüft werden und die Empfindlichkeit einzelner Prozesse erprobt werden.

Danksagung

Vielen Dank an Drs. Lee Heng (IAEA), Jiri Simunek und Don Suarez (Soil Salinity Lab, Riverside/CA) für Anleitungen und Hilfsbereitschaft bei der Verwendung des Programms UNSATCHEM und allen Projektpartnern, insbesonders Herrn DI F. Feichtinger (Institut für Kulturtechnik, Petzenkirchen) für die Datengrundlagen. Die Software UNSATCHEM und RETC ist bei http://www.ussl.ars.usda.gov frei erhältlich. - Die potentielle Evapotranspiration wurde mit dem Programm DailyET berechnet, das als freeware von http://www.cranfield.ac.uk erhältlich ist. Das Programm BROOK-90 wird ebenfalls am Internet bereitgestellt und darf gegen Entrichtung einer moderaten Gebühr eingesetzt werden.

Literatur

APPELO C.A.J. & POSTMA D. 1996: *Geochemistry, Groundwater and Pollution.* Balkema Publishers, Rotterdam.

BITÖK 1998: *Forschungsbericht 1995-97.* BITÖK-Berichte 56.

ELLENBERG H., MAYER R. & SCHAUERMANN J. (Hrsg.) 1986: *Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986.* Ulmer Stuttgart.

ENGLISCH M. 2001: *Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

FEDERER A.C. 1995: *Brook 90 – A simulate model for evaporation, soil water, and stream flow, Version 3.1. P.O.B 640.* Durham NH, 03824.

FEICHTINGER F. & SCHEIDL A. 2001: *Die Erfassung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen als Grundlage für die Quantifizierung von Sickerfrachten: Messmethoden, Versuchsaufbau und erste Ergebnisse.* FBVA-Berichte, dieser Band.

GATTERMAYR W. 2001: *Hydrometeorologische Erhebungen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

HART S., NASON G.E., MYROLD D. D. & PERRY D. A. 1994: *Dynamics of gross nitrogen transformations during long-term incubation of an old-growth forest soil: the carbon connection.* Ecology 75, 880-891.

HERMAN F., ENGLISCH M. & SMIDT S. 2001: *Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

INSKEEP W.P- & BLOOM P.R. 1986: *Kinetics of calcite precipitation in the presence of water-soluble organic ligands.* Soil Science Society America Journal 50, 1167-1172.

JOHNSON D. W. & LINDBERG S.E. (eds.) 1992: *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling.* Springer Berlin.

JURY W.A. & FLÜHLER H. 1992: *Transport of chemicals through soils: mechanisms, models, and field applications.* Advances in Agronomy 47, 141-201.

JURY W.A., GARDNER W.R. & GARDNER W.H. 1991: *Soil Physics. 5th edition.* John Wiley & Sons, New York.

LIKENS G.E. & BORMANN F.H. 1995: *Biogeochemistry of a forested ecosystem.* 2nd edition. Springer New York.

LUXMOORE R. & FERRAND L.A. 1993: *Towards pore-scale analysis of preferential flow and chemical transport.* In Russo D. & Dagan G. (eds.): Water flow and solute transport in soils, 45-60.

MUTSCH F. 2001: *Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoffflüsse in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

PLUMMER L.N., WIGLEY T.M. & PARKHURST D.L. 1978: *The kinetics of calcite dissolution in CO_2 systems at 5° to 60° and 0.0 to 1.0 atm CO_2.* American Soil Science Proceedings 278, 179-216.

RIGLER E., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. & GERZABEK M.H. 2001: *Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

SCHAFFER H. 2001: *Verwaltung der Daten des Projektes „ Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen".* FBVA-Berichte, dieser Band.

SCHECHER W. & MCAVOY D.C. 1994: MINEQL+: *A chemical equilibrium program for personal computers – User's Manual Version 3.0.* Procter & Gamble Company.

SCHLEPPI P. & BUCHTER J.B. 1997: *Kritische Stickstoffbelastung im Alptal (SZ): Ergebnisse einer Fallstudie.* In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.): Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Forum für Wissen; 43-50.

SIMUNEK J., SUAREZ D.L. & SEJNA M. 1996: *The UNSATCHEM software package for simulating the one-dimensional variably saturated water flow, heat transport, carbon dioxide production and transport, and multicomponent solute transport with major ion equilibrium and kinetic chemistry – Version 2.0.* Research Report No. 141, U.S. Salinity Lab, Riverside CA.

SMIDT St. 2001: *Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen am Mühleggerköpfl / Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

STUMM W. & MORGAN J.J. 1996: *Aquatic chemistry. 3rd edition.* John Wiley & Sons, New York.

SUAREZ D.L. & SIMUNEK J. 1997: *UNSATCHEM: Unsaturated water and solute transport model with equilibrium and kinetic chemistry.* Soil Science Society America Journal 61, 1633-1646.

VAN GENUCHTEN M. 1980: *A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.* Soil Science Society America Journal 44, 892-898.

VAN GENUCHTEN M., TH. LEJI F.J. & YATES S.R. 1991: *The RETC Code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils.* EPA/600/2-91/065.

WARFVINGE P. & SVERDRUP H. 1995: *Critical loads of acidity to Swedish forest soils.* Lund University, Department of Chemical Engineering II, Reports in Ecology and Environmental Engineering 5.

Verfasser: DI Dr. R. Jandl
Forstliche Bundesversuchsanstal
Institut für Forstökologie
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: robert.jandl@fbva.bmlf.gv.at

Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen - Zusammenschau

F. HERMAN [1], ST. SMIDT [1] & M. ENGLISCH [2]

[1] *Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*
[2] *Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*

Kurzfassung. Zur Interpretation des Stickstoffstatus, zur Erstellung einer Stickstoffbilanz und zur Bewertung der Stickstoffsättigung wurde ein Waldstandort in den Nordtiloler Kalkalpen ausgewählt. Die Untersuchungsfläche Mühleggerköpfl, ein Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen, wird hinsichtlich des Kronenzustandes, der standörtlichen, bodenkundlichen, bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften charakterisiert. Klima- und Depositionsmessungen ergänzen den Erhebungsrahmen. Erste Ergebnisse über die Quantifizierung der Sickerfrachten, der luft-, depositions- und bodenwasserchemischen Messungen und der Bodenausgasung werden präsentiert. Stabilisotopenanalytische Untersuchungen geben Hinweise auf die Herkunft des Nitrats im Sickerwasser. Die Daten fließen in den ersten Ansatz eines Stoffluss-Simulationsmodells ein und werden die Basis für die Modellierung des N-Haushaltes eines Waldstandortes in den Nordtiroler Kalkalpen.

Schlüsselworte: Stickstoffflüsse, Kalkalpin, Sickerfrachten, Stabilisotope, Ausgasungen

Abstract. [Element Fluxes on a Limestone Site in the Alps - An Overview.] In the Limestone Alps in Northern Tyrol a forest site has been investigated in order to assess the nitrogen status, to estimate the N-budget and to evaluate the nitrogen saturation. The study area of Mühleggerköpfl has been characterized by means of site surveys, soil mapping and soil chemistry analysis. Additional surveys included meteorological and deposition measurements. Preliminary results of the nitrogen-flux investigations which quantify seepage load, air quality, depositions and soil water chemical characteristics are presented. Stable isotope analyses provide an indication as to the origin of nitrate concentration in seepage water. These data as well as the results of the measurements of soil emanation will be integrated into an element flux simulation model providing the basis for the development of a model to determine the N-budget of a forest site in the Limestone Alps.

Keywords: Element fluxes, Limestone Alps, seepage load, stable isotopes, emanations

1 Einleitung

Der Themenkomplex Stickstoff-Flüsse wird international intensiv beforscht (z.B. van der HOEK et al. [Hrsg.] 1998, WRIGHT & RASMUSSEN 1998). In den bisherigen Projekten wurde das Hauptaugenmerk auf Silikatstandorte gelegt. Da in Österreich jedoch mehr als 35 % der Wälder auf Kalkgestein stocken, konzentriert sich das vorliegende Projekt nunmehr auf die Bewertung des Einflusses von Stickstoff auf eben diese Standorte.

Mitteleuropäische Wälder wurden jahrhundertelang intensiv durch forstliche Nutzungen und forstliche Nebennutzungen (Streunutzung, Schneitelung, Waldweide) belastet. Die Entnahme von leicht mineralisierbarer Organomasse verursachte großflächig Stickstoffmangel in Waldökosystemen (EBERMAYER 1876, KREUTZER 1972). Heutzutage dagegen wird großflächig überwiegend mehr Stickstoff in Waldökosysteme eingetragen als ausgetragen. Gegenstand von kontroversiell geführten Diskussionen ist es, ob der atmogen eingetragene Stickstoff hauptsächlich in Waldökosystemen gebunden werden kann oder ob er im wesentlichen durch das System nur durchgeleitet wird und dann im Grund- und Oberflächenwasser wieder aufzufinden sein wird. Weitere offene Fragen sind die Auswirkungen des im Ökosystem verbleibenden Stickstoffs auf die Umsetzungsprozesse im Boden, der aktuelle Stickstoff-Sättigungsgrad und die Abschätzung desjenigen Zeitpunktes, zu dem einer Übersättigung eintritt.

Das Konzept eines Bilanzmodells zum Stickstoffhaushalt wurde für einen kalkalpinen Standort erstellt. Im ersten Ansatz wurden die Stoffflüsse unter Einbeziehung des Inputs, der Verlagerung und Umsetzung im Boden sowie der Verluste durch Versickerung nach dem Kreislaufmodell von SCHENK

Tab. 1:
Messaktivitäten

Messaktivitäten	Anmerkungen
Sickerfrachten mit unterschiedlichen Messprinzipien in verschiedenen Bodenhorizonten Tracerversuche mit Wald- und Schneelysimeter	Anwendung etablierter und neu entwickelter Messeinrichtungen und Messmethoden für Waldstandorte
Luftschadstoffdaten und meteorologische Daten Depositionen (Freiland, Kronendurchlass; Nebel) Boden- und Oberflächenwasser	Ganzjährige, kontinuierliche Erfassung von Messwerten
Bodenemissionen von Treibhausgasen Mikrobielle Prozesse des N-Kreislaufes	Messkampagnen zur Quantifizierung der Ausgasung alle 2 Wochen über 2 Jahre
Nadel- und Streudaten, oberirdische Biomasse von Altbäumen (3 Fichten, 1 Buche)	noch nicht ausgewertet

(1998, modifiziert) quantifiziert. Die Datenbasis hierfür bilden die in Tabelle 1 kurz dargestellten Messaktivitäten.

2 Ergebnisse

Terrestrische Kronenbeurteilung der Probebäume (Gärtner)

Die Kronen am Mühleggerköpfl zeigen die geringsten Verlichtungsgrade der Probeflächen des Untersuchungsgebietes.

Auf den insgesamt 11 Probeflächen im Untersuchungsgebiet Achenkirch (Christlumprofil, Schulterbergprofil, Mühleggerköpfl) ergaben sich durchschnittliche Verlichtungsgrade zwischen 1,27 (Mühleggerköpfl) und 2,80, was mittleren bis starken Verlichtungen entspricht.

Die vorliegenden Ergebnisse sind die Vorstufe zu den der in Arbeit befindlichen Beurteilung von Kronen- bzw. Waldzustandsbeurteilungen auf der Basis eines Farb-Infrarot-Bildfluges, der im Juli 1998 im Raum Achenkirch auf einer Fläche von 110 km² durchgeführt wurde.

Standorts- und bodenkundliche Eigenschaften (Englisch)

Die Untersuchungsfläche Mühleggerköpfl kann aufgrund der standorts- und bodenkundlichen Erhebungen als repräsentativ für das Wuchsgebiet 4.1 (Nördliche Randalpen - Westteil) bezeichnet werden. Auf der Untersuchungsfläche wurde ein Catchment abgegrenzt.

Die kleinräumige Variabilität der Bodentypen und damit vieler Bodeneigenschaften (Struktur, Textur, Gehalt an organischer Substanz, Verteilung der organischen Substanz) ist ein allgemein auftretendes Merkmal der Kalkalpen. Auf der Untersuchungsfläche fehlen, auch aufgrund der Höhenlage, die im Kalkalpin häufig auftretenden oberbodenversauerten Kleinflächen mit Roh- und Tangelhumusbildung. Die Böden auf der Intensivuntersuchungsfläche sind mittel- bis tiefgründig. Die Variabilität ist durch Bodentypen- und Gründigkeitswechsel auf engem Raum entsprechend hoch. Die Bodentypen der Rendzina-Braunlehmserie mit seichter Durchwurzelung (bis 40 cm) sind räumlich eng verzahnt. Lage und Reliefform lassen den Schluss zu, dass die Untersuchungsfläche nicht von ortsfremdem Oberflächen- und Stauwasser sowie von Streueinwehung beeinflusst wird. Die Humusformen weisen aufgrund des engen C/N-Verhältnisses von 16-18 auf günstige Umsetzungsbedingungen hin.

Die geringe Gründigkeit des Bodens lässt hohe Temperaturschwankungen erwarten. Die Gründigkeit der Böden auf der Fläche entspricht den im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur am häufigsten auftretenden Gründigkeitsklassen von Rendzinen und Kalk-Braunlehmen. Der hohe Grobskelettanteil und die relativ geringe effektive Durchwurzelungstiefe 50 cm führt zu geringer bis mittlerer Feldkapazität der Böden auf der Fläche.

Auf der Basis der Geländeaufnahmen kann daher geschlossen werden, dass der ausgewählte Standort als durchaus repräsentativ innerhalb der sub- bis tiefmontanen Stufe des Wuchsgebiets „Nördliche Randalpen – Westteil" gelten kann. Auch die Nutzungsgeschichte ist als durchaus typisch für die Region zu werten.

Bodenchemische Charakterisierung (MUTSCH)
Das Mühleggerköpfl weist sehr hohe Karbonatgehalte auf, die N-Gehalte in der obersten Bodenschicht sind für Karbonatböden als mittelhoch bis hoch (5,4 - 11,9 g kg^{-1}) zu bewerten. Der Boden ist somit gut ausgestattet und durch günstige C/N-Verhältnisse und hohe N-Vorräte charakterisiert. Es sind aufgrund der hohen pH-Werte Nährstoff-Festlegungen und daher Nährstoffmängel zu erwarten.

Der Untersuchungsstandort ist wesentlich durch hohe Dolomitgehalte geprägt. Die Carbonatgehalte zählen zu den höchsten im Vergleich mit der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur. Der Oberboden verfügt über viel organische Substanz und somit über hohe Stickstoffvorräte. Im humusreichen Oberboden ist der größte Teil der pflanzenaufnehmbaren Nährstoffe gespeichert, während der darunterliegende Dolomit für die Pflanzenernährung nicht genützt werden kann. Die Werte der meisten Bodenparameter ändern sich stark mit der Bodentiefe. Gegenüber diesen Gemeinsamkeiten unterscheiden sich die vier Messstellen vor allem bezüglich der Menge an organischer Substanz, der pH-Werte und der Ausgeprägung des Tiefengradienten. Versauerung ist auf diesem Standort wegen der bis zur Bodenoberfläche reichenden hohen Carbonatgehalte ausgeschlossen.

Der Stickstoffvorrat wurde auf 12.900 bis 17.500 kg ha^{-1} geschätzt und ist somit ebenso wie die Heterogenität des Bodens als hoch einzustufen. Der jährliche Eintrag liegt in der Größenordnung von 0,1 % vom N-Gesamtvorrat. Auffallend waren die hohen Nitritgehalte, die 40-70% des Nitratanteiles erreichten.

In Böden mit weiten C/N-Verhältnissen ist die Stickstoffmineralisierung und Nitrifikation gering. GUNDERSEN et al. (1998) klassifizieren auf der Basis von Ergebnissen des NITREX-Netzwerks (Nitrogen saturation experiment) Standorte mit C/N-Verhältnissen < 25 und einem Stickstoffeintrag von >10 kg ha^{-1} a^{-1} als stickstoffgesättigt und mit hohem Risiko von Nitratauswaschung verbunden. Die engen, am Mühleggerköpfl gemessenen C/N-Verhältnisse lassen daher Stickstoffsättigung und Nitratauswaschung erwarten. Die hohen pH-Werte lassen erwarten, dass sich die Stickstoffmineralisierung auf Nitratbildung beschränkt, da bei pH-Werten >5 die Ammonifikation verschwindend gering ist (FALKENGREN-GRERUP 1998).

Quantifizierung von Sickerfrachten (FEICHTINGER & SCHEIDL)
Für 1998 konnte eine Wasserbilanz berechnet werden, welche die Basis für die Berechnung der N-Flüsse sein wird. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Versickerung in den Untergrund und die Verdunstung die Hauptpfade des Wasserflusses sind, während der Oberflächenabfluss eine vernachlässigbare Größe darstellt.

Aufgrund einer ersten Schätzung von Oberflächenabfluss, Verdunstung und Versickerung in Relation zum Niederschlag wurde für 1998 eine Wasserbilanz erstellt. Der zugrundegelegte Niederschlag ist der Kronendurchlass. Der Oberflächenabfluss stellt mit ~ 5 % des Kronendurchlasses eine vernachlässigbare Größe in der Wasserbilanz dar. Etwa zwei Drittel des Kronendurchlasses versickern in den Untergrund, die Verdunstung wurde mit ~ 30 % des Kronendurchlasses berechnet. Bezüglich der vom Niederschlag initiierten Wasserflüsse sind somit die Versickerung in den Untergrund und die Verdunstung die Hauptpfade.

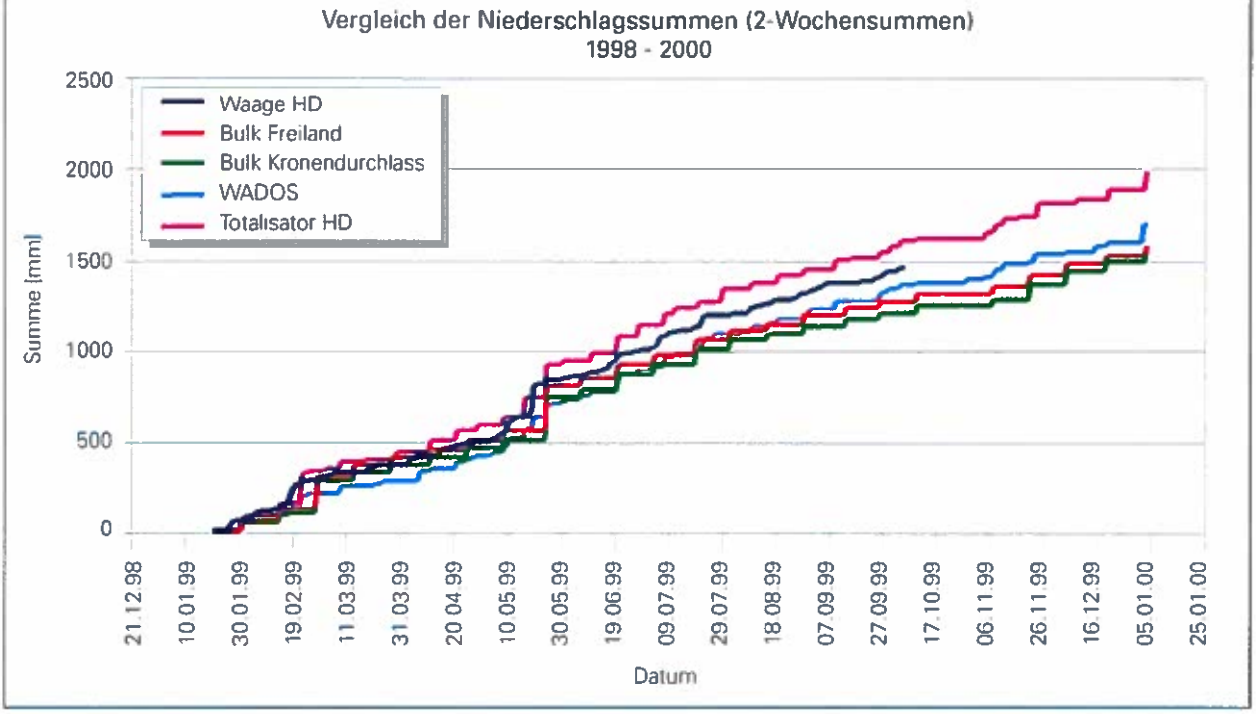
Hydrometeorologische Erhebungen (GATTERMAYR)
Die hydrometeorologische Mess-Station am Mühleggerköpfl wurde im Rahmen des Messnetzes des Hydrographischen Dienstes eingerichtet.

Wegen der kleinstandörtlich und messtechnisch bedingten Unterschiede der Niederschlagshöhen (Tabelle 2 und Abbildung 1) wurde festgelegt, dass die mit dem Totalisator ermittelten Niederschlagshöhen als Bezugsbasis für die Freilandniederschläge herangezogen werden. Die Bulk- und WADOS-Niederschläge werden für die chemischen Analysen verwendet.

Tab. 2:
Jahresniederschläge 1998 und 1999 am Mühleggerköpfl
grau: Bezugsbasis für die Bilanzierung

	Ombrograph	Bulk-Freiland	WADOS	Totalisator
	Hydrographischer Dienst	FBVA	FBVA	Hydrographischer Dienst
	ereignisweise	2-wöchentlich	1-3x pro Woche	1x wöchentlich
1998	1217,7	1288,5	1198,4	-
1999	1499,1	1562,5	1625,5	1885,5

Abb. 1:
Vergleich der Niederschlagssummen von Mai 1998 bis Jänner 2000



Der Vergleich der Niederschlagssummen für den gemeinsamen Messzeitraum 1998 und 1999 in Abbildung 1 zeigt, dass die höchsten Werte mit dem Ombrograph des Hydrographischen Dienstes gemessen wurden; die Freiland-, Kronendurchlass- und WADOS-Niederschlagsmessungen ergaben annähernd gleich hohe Werte.

Die in Tabelle 3 gezeigten Unterschiede der Mittelwerte der **Temperatur** ergeben sich aus der unterschiedlichen Mittelwertbildung. Für die Interpretation der luftchemischen Daten werden die Halbstundenmittelwerte herangezogen.

Tab. 3:
Temperaturmittelwerte über die gemeinsamen Messmonate
grau. Bezugsbasis für die Bilanzierung

	Mühleggerköpfl	**Mühleggerköpfl (Container C2)**
	Hydrographischer Dienst	FBVA
Mittelwertbildung	3 bzw. 4 Terminwerte	Halbstundenmittel
5-12/97		9,51
5-12/1998	9,28	8,60
1-9/1999	7,64	7,71

Luft-, Depositions- und Bodenwasseranalysen (SMIDT)

Die mittleren NOx-Konzentrationen am Mühleggerköpfl sind gering, wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen werden nicht überschritten. Die N-Einträge überschreiten Critical Loads für empfindliche Standorte. Der gesetzliche Grenzwert für Nitrat wird im Bodenwasser nicht überschritten.

Die Immissionssituation auf der Intensivuntersuchungsfläche Mühleggerköpfl ist durch geringe Stickstoffoxid-Konzentrationen charakterisiert, die deutlich unterhalb der wirkungsbezogenen Grenzwerte liegen. Die Absetzdepositionen im Freiland betrugen im Mittel 11,6 kg N ha^{-1} a^{-1} und liegen im Vergleich zu waldnahen Mess-Stellen in Österreich (Werte bis 26 kg ha^{-1} a^{-1} SMIDT & ENGLISCH 1998) im Mittelfeld. Auf der Basis der Critical Loads (10 - 15 kg ha^{-1} a^{-1}) kann sich eine negative Beeinflussung für Nadel- und Laubholzwälder ergeben. Die mittleren Konzentrationen von Nitrat waren im Bodenwasser rund 5x so hoch wie im Niederschlagswasser. Der Nitrat-Grenzwert von 50 mg Nitrat pro Liter wurde jedoch nicht überschritten.

Trockene, nasse und okkulte N-Depositionen (Kalina et al.)

Trockene, nasse und okkulte Depositionen wurden in 2 Seehöhen erfasst. Die hohen Einträge an der subalpinen Vergleichsmess-Station Christlumkopf (1758 m) werden deutlich durch die trockene und okkulte Deposition mit bestimmt, während diese Depositionen am Mühleggerköpfl gering waren. An Bestandesrändern sind die Einträge doppelt so hoch und insbesondere dort werden Critical Loads überschritten.

Die Anteile der okkulten Deposition an der Gesamtstickstoffdeposition waren im Vergleich zum Christlumkopf (19 % bis 31 %) am Mühleggerköpfl mit 0,73 % verschwindend gering, die absoluten Werte sind aus Tabelle 4 zu ersehen.

Tab. 4:
Stickstoffeinträge durch trockene, nasse und okkulte Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]
**) 8 km südlich des Mühleggerköpfls gelegen*

	NH_4^+-N	NO_3^--N	NH_3-N	HNO_3-N	NO_2-N	Gesamt-N
Christlumkopf *)						
okkult	2,4	1,7	-	-	-	
trocken	0,10	0,02	1,1	2,1	0,5	
nass	7,3	6,8	-	-	-	
Summe	9,8	8,5	1,1	2,1	0,5	22,0
Mühleggerköpfl						
okkult	0,08	0,04	-	-	-	
trocken	0,04	0,01	0,5	0,7	1,0	
nass	7,3	6,8	-	-	-	
Summe	7,4	6,9	0,5	0,7	1,0	16,5

Die Critical Loads für Nadelwälder werden besonders deutlich an der subalpinen Mess-Station Christlumkopf überschritten. Die Überschreitung wird durch die Einbeziehung der trockenen und insbesondere der okkulten Deposition erhöht. Diese Tatsache unterstreicht die Wichtigkeit der Abschätzung der okkulten Deposition bei der Berechnung der „Critical Loads" für Waldökosysteme.

Konstruktion und Einbau des Wald- und Schneelysimeters (Krenn et al.)

Der Konstruktion des Wald- und Schneelysimeters macht es möglich, diese in den stark durchwurzelten und steinigen Böden der Untersuchungsfläche für die Gewinnung von Bodenwasser und für die Tracerversuche einzusetzen.

Zur Untersuchung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes dienten zwei speziell adaptierte Lysimeter. Mittels $^{15}NO_3$-Tracer Technik, angewendet am Waldlysimeter, konnte die Herkunft des im Sickerwasser auftretenden Nitrates ermittelt werden.

Das **Waldlysimeter** wurde als ungestörter, vollständig vom restlichen Boden getrennter Monolith ausgeführt. Es besitzt eine Fläche von 0,5 m² und eine Tiefe von 0,65 m. Die Einbautechnik lässt einen Einbau in schwer zugänglichem Gelände zu. Randeffekte werden dabei trotz hoher Bodenskelettanteile und gut ausgebildetem Wurzelsystem weitgehend vermieden.

Die beschriebene Sammeleinrichtung für Schmelzwasser („**Schneelysimeter**") ist als 0,5 m² große, trichterförmige Sammelplatte ausgeführt. Der zentrale Auslauf mündet in einem Sammelbehälter, wo eine Temperaturregelung das Frieren der Wasserproben verhindert. Die Oberkante der Vorrichtung ist niveaugleich mit dem umgebenden Gelände.

Stabilisotopenanalytik von Nitrat zur Abschätzung der N-Dynamik (Haberhauer et al.)

Die ^{15}N-Nitratuntersuchungen in Boden- und Wasserproben sowie der Tracerversuch zeigen, dass Nitrat im Bodenwasser zum überwiegenden Teil durch systeminterne Umsetzungsprozesse und weniger durch den eingetragenen Stickstoff gebildet wird. Nur ein sehr geringer Anteil des eingetragenen Nitrates gelangt in das Sickerwasser.

Die Isotopenzusammensetzung in Bodenproben sowie in Wasserproben (Niederschlag, Oberflächenwasser, Bodenwasser) wurde bestimmt, um Informationen über den Verbleib und das Verhalten von eingetragenen Nitrat zu erhalten.

Die in den Bodenprofilen beobachteten $\delta^{15}N$-Werte liegen in einem für weitgehend ungestörte Bodenprofile üblichen Bereich. Die Bandbreiten sind auf die hohe Variabilität von Waldökosystemen zurückzuführen. Die δ^{15}Nitratwerte in den Niederschlagsproben weisen große Schwankungen auf. Insbesondere im Frühjahr wird ein Nitrateintrag aus unterschiedlichen Quellen deutlich. Da bei Nitrifikationsprozessen eine Anreicherung von δ^{15}Nitrat stattfindet, kann die gemessene relative Zunahme im Bodenwasser mit diesen Umsetzungsprozessen erklärt werden. Daraus kann man ableiten, dass bedeutende Nitratanteile durch mikrobiologische Vorgänge produziert werden, welche mehr als die

Nitratdeposition für die Gehalte im Bodenwasser verantwortlich sind. Diese Aussage wird durch den Tracerversuch untermauert, welcher zeigte, dass ein erheblicher Anteil des eingetragenen Nitrates in das Sickerwasser gelangt.

Gasförmige Stickstoffverluste (RIGLER et al.)

Sowohl die Gesamt-N_2O Emission als auch das Verhältnis der N_2O-Emissionen zu den N-Depositionen liegen am Mühleggerköpfl über den in der Literatur angegebenen Werten für Nadelwälder. Die Nitrifikation am Mühleggerköpfl ist ein bedeutender Prozess für die N_2O-Bildung.

In der bisher ausgewerteten Messperiode von Mai 1998 bis Februar 1999 wurden am Mühleggerköpfl 0,7 kg N_2O-N ha^{-1} emittiert. Im Jahresverlauf ergab sich eine positive Abhängigkeit der N_2O-Emissionen von der Temperatur, dem Ammoniumgehalt des Bodens, der Nitratverfügbarkeit sowie der Bodenatmung. Die höchsten Emissionen wurden zu Beginn der Vegetationsperiode gemessen. Im Verlauf des Jahres flachte die Emissionskurve ab; N_2O-Peaks resultieren aus starken Regenereignissen. Zwischen dem Nitratgehalt des Bodens und dem Bodenwassergehalt konnte keine Korrelation festgestellt werden. Die schwach negative Korrelation der N_2O-Bildung mit der Bodenfeuchte sowie die hohe positive Korrelation mit der NH_4-Konzentration des Bodens lassen darauf schließen, dass die Nitrifikation am Mühleggerköpfl ein bedeutender Prozess für die N_2O-Bildung ist.

Bilanzierung der Stoffflüsse mit einem Simulationsmodell (JANDL)

Zur Bilanzierung der Stoffflüsse wird das Modell UNSATCHEM verwendet, welches einen bodenphysikalischen und bodenchemischen Modul aufweist, sodass gleichzeitig der Wasserfluss und der Stofftransport berechnet werden können.

Das angewendete Simulationsmodell UNSATCHEM ist in der Lage, den Wasserhaushalt des Bodens und die charakteristischen Prozesse eines Karbonatstandortes zu beschreiben. Die Böden des Untersuchungsstandortes sind ganzjährig sehr feucht. Niederschläge führen daher unmittelbar zu hohen Abflussraten und damit zu Stoffausträgen. Der Stickstoffaustrag wird somit wesentlich von der Wasserdynamik bestimmt. Der eingetragene Stickstoff hat in den seichtgründigen Böden nur eine kurze Verweildauer, was eine N-Anreicherung im Boden (Eutrophierung) unwahrscheinlich macht. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von HABERHAUER et al (2001), aus denen ebenfalls hervorgeht, dass ein erheblicher Anteil des eingetragenen Nitrates in das Sickerwasser gelangt.

Der Wasserabfluss am Untersuchungsschwerpunkt ist nicht direkt messbar, da es sich nicht um ein physisch abgrenzbares Einzugsgebiet handelt. Daher muss dieser modelliert werden. Die Validierung der Modellergebnisse erfolgt anhand der gemesenen Wassergehalte im Boden. Im Modell wird die Richards-Gleichung (Differentialgleichung zur Beschreibung des Wassertransportes) verwendet, als chemische Parameter finden die Ionenaustauschkoeffizienten nach Gapon Verwendung. Ausserdem wird die Säureproduktion infolge der mikrobiellen und pflanzlichen Atmung (Respiration) berücksichtigt. Im vorliegenden Band sind die für die Fragestellung erforderlichen Parameter und deren rechnerische Verarbeitung beschrieben.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Detailuntersuchungen über die verschiedensten Teilaspekte der Stickstoffdynamik sollen prozessorientierte Simulationsmodelle zur qualitativen und quantitativen Beschreibung der Stickstoffdynamik angewendet werden. Dadurch werden die Kenntnisse über Pools und Flüsse erweitert und das bestehende Bilanzmodell (HERMAN et al. 2001) komplettiert. Eine Kombination der Teilmodelle soll eine umfassende Darstellung der Stickstoffpools und Stickstoffflüsse sowie die Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen durch eine Stickstoff-Übersättigung ermöglichen.

Literatur

EBERMAYER E. 1876: *Die gesamte Lehre von der Waldstreu.* Springer, Berlin.

FALKENGREN-GRERUP U. 1998: *Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition.* Environ. Pollut. 102, S1, 415-420.

GUNDERSEN P., CALLESEN I & DE VRIES W. 1998: *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to C/N ratios.* Environ. Pollut. 102 (1), 403-408.

HABERHAUER G., GERZABEK M.H., KRENN A., RIGLER E., ZECHMEISTER - BOLTENSTERN S. 2000: *Untersuchung der stabilen Isotope des Stickstoffs und des Sauerstoffs an einem Waldstandort am Mühleggerköpfl zur Abschätzung des Bodenwassers in einem Waldökosystem.* Endbericht 06/2000, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, OEFZS - L-0377.

HERMAN F., SMIDT S. & ENGLISCH M. 2001: *Stoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen.* FBVA-Berichte, dieser Band.

KREUTZER K 1972: *Einfluss der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen.* Forstw. Cbl. 91, 263-270.

SCHENK B. 1998: *Das Stoffumsatzmodell.* In: Cornelius R., Faensen-Thiebes A., Marschner B. & Weigmann G. (1994): Ballungsnahe Waldökosysteme Berlin: Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben. Handbuch der Umweltwisenschaften V-4.9, 3-36.

VAN DER HOEK K.W., ERISMAN J.W., SMEULDERS S., WISNIEWSKI J.R. & WISNIEWSKI J. (eds.) 1998: *Nitrogen, the Confer-N-s.* First Int. Nitrogen Conference 1998. Environmental Pollution 102 (1).

WRIGHT R.F. & RASMUSSEN L.1998: *Introducion to the NITREX and EXMAN Projects.* Forest Ecology and Management 101 (1-3), 1-7.

Verfasser: DI Dr. F. Herman
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: friedl.herman@fbva.bmlf.gv.at

DI Dr. Stefan Smidt
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at

DI Dr. Michael Englisch
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
E-mail: michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

Glossar

S. SMIDT [1], S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN [2], M. ENGLISCH [2] & F. FEICHTINGER [3]

[1] *Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*
[2] *Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*
[3] *Institut für Kulturtechnik, Petzenkirchen*

Ammoniakausgasung
Physikalisches Entweichen von gasförmigem NH_3 aus dem Boden. Das NH_3 wird beim Abbau organischer Substanz gebildet oder stammt aus Tierexkrementen.

Ammonifikation
= ein Teil der Stickstoffmineralisation: Bildung von NH_3 bzw. NH_4^+ durch Abbau organischer Substanz.

Auswaschung
Austrag aus dem Boden mit dem Sickerwasser. Ammonium ist relativ immobil, Nitrat hingegen leicht auswaschbar. Der Nitratverlust in das Grundwasser ist nach Kahlhieben erhöht.

Basensättigung
Prozentueller Anteil von austauschbaren basischen Kationen (Ca+Mg+Na+K = Basensumme) an der Kationenaustauschkapazität (KAK) im Boden.

Bestandesdeposition
Niederschlag, der unterhalb der Krone eines Baumbestandes auf den Waldboden auftrifft und den Pflanzen für ihren Wasserhaushalt zur Verfügung steht. Die B. enthält Stoffe, die aus dem Kronenbereich aus- oder abgewaschen wurden. Summe aus Kronendurchlass und Stammablauf.

Bodenatmung
Mikrobielle Freisetzung von CO_2 und Aufnahme von Sauerstoff in den obersten, belebten Bodenschichten (Diffusion von CO_2 und O_2 auf Grund unterschiedlicher Partialdrücke vom Boden bzw. in der Luft). Die B. schließt den Gasaustausch des aeroben und anaeroben Metabolismus mit ein. Die CO_2-Freisetzung eines Bodens ist ein Maß für die bodenbiologische Aktivität in ihrer Gesamtheit.

Bodenazidität
Säuregehalt des Bodens (Säuregrad = Stärke der Azidität). Die B. beruht auf dem Gehalt an dissoziationsfähigem Wasserstoff und an austauschbaren Al-Ionen. Das Maß für die B. ist der pH-Wert.

Bodenemissionen
Aus dem Boden infolge mikrobieller Aktivitäten emittierte gasförmige Komponenten wie CO_2, CH_4, Ethylen, N_2, N_2O, NOx, NH_3, CO, CH_3SH, CS_2 und COS. Bodenmikroorganismen können aber auch eine Senke für gasförmige Komponenten darstellen (z.B. CO_2, CH_4, Ethylen, Acetylen, N_2, N_2O, NOx, NH_3, CO).

Bodenenzyme
Von Mikroorganismen des Bodens gebildete Enzyme. Zu ihnen zählen z.B. Dehydrogenasen, Proteasen, Katalasen, Amylasen, alkalische Phosphatase, Polysaccharidasen (Xylanase, Zellulasen), Urease. Die Enyzme können innerhalb der Zellen aktiv sein. Exoenzyme werden in den Boden ausgeschieden und können dort nach Absterben der Bakterien bzw. Pilze weiter wirken. Die Aktivität bestimmter Bodenenzyme läßt Rückschlüsse auf die mikrobielle Aktivität im Boden zu.

Bodenfeuchte
Massen- oder Volumenanteil des Bodenwassers in % der bei 105 °C getrockneten Bodenprobe. Anmerkung: 1 Volumenanteil in % entspricht 1 mm Wasserhöhe in einer 1 dm dicken Bodenschicht.

Bodenlösung
Das Bodenwasser mit den in ihm gelösten Inhaltsstoffen.

Bodennährstoffe
Chemische Bodenbestandteile, die der Pflanzenernährung dienen oder von bodenbewohnenden Tieren und Mikroorganismen genützt werden, v.a. N, P, K, Ca, Mg und S.

Bodenparameter, chemische
Bodenkennzahlen, die Aussagen über die chemische Zusammensetzung zulassen. Häufig untersuchte Parameter sind: pH-Wert (pH [$CaCl_2$] = potentielle Azidität; pH [H_2O] = aktuelle Azidität), Karbonat, organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, Gesamtschwefel, mineralische Nähr- und Schadelemente (Schwermetalle) im Säureaufschluss, austauschbare Kationen (Kationenaustauschkapazität) und mobile Elementanteile.

Bodentyp
Klassifizierung von Böden mit gleichartigen pedogenen Merkmalen, die sich in charakteristischer Weise von Böden anderen Entwicklungszustandes unterscheiden.

Bodenwasser
Alles im Boden vorhandene Wasser.

Bodenzustand
Resultat aller bodenrelevanten Faktoren und Einflüsse, bestimmt u.a. von Nutzungsformen, Bestockung, Exposition und Schadstoffeinträgen.

Braunlehm-Rendzina
Rendzina-artiger Boden auf Hangschutt oder klüftig aufgewittertem Karbonatgestein mit Braunlehmkomponenten.

Bulk-Sammler
Gefäß zum Auffangen von nassen und trockenen Absetzdepositionen (Regen, Schnee, Staub), z.B. Kunststoffbecher, -wannen (Schnee) bzw. von der WMO genormte Auffangvorrichtungen (mit Auffangtrichter, Sammelgefäß etc.).

C/N-Verhältnis
Das C/N-Verhältnis im Boden ist ein Zeiger für die biologische Aktivität im Boden. Es dient zur Kennzeichnung organischer Rückstände und mikrobieller Zersetzbarkeit. Ein enges Verhältnis (Quotient <16) läßt auf eine hohe Aktivität schließen und bedeutet eine rasche Umsetzung der organischen Substanz im Humus und damit Verfügbarkeit der darin gespeicherten Nährstoffe für die Pflanzen. Weite Verhältnisse (>25) weisen ungenutzte Fixierung bzw. reduziertes Bodenleben und „schlechte" Humusformen aus (Rohhumus).

Chemoautotrophie
Fähigkeit von Organismen, organische Substanzen unter Verwendung von Energie, die aus der Oxidation organischer Substrate gewonnen wurde, aufzubauen.

Cloud-to-rain-ratio
Quotient aus der Konzentration eines bestimmten Ions im Nebel und im Regenwasser.

Critical Load
(CLO): Kritische Belastungsgrenze für Einträge. Schwellenwerte für den indirekten Wirkungspfad. Jener Eintrag von Schadstoffen (Protonen, Schwefeläquivalente und Stickstoff, kg ha^{-1} a^{-1}) aus der Atmosphäre, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand keine negativen Effekte bei bestimmten Wirkobjekten oder Rezeptoren (Pflanzen, Tieren, Menschen) auftreten können. Ziel: dauernder Schutz der Umwelt bei möglichst niedrigen Gesamtkosten und Absenkung der Belastung der Vegetation auf einen als akzeptabel angesehenen Schwellenwert. CLO sind abhängig vom Ökosystemtyp, von vorangegangenen und gegenwärtigen Bewirtschaftungen und Bodeneigenschaften (z.B. vom Nitrifikationsvermögen).

Denitrifikation (Nitratatmung)
Mikrobielle Reduktion von Nitrat (NO_3^-) über NO_2^- über NO über N_2O bis zum N_2, es können jedoch auch nur Zwischenstufen durchlaufen werden und Zwischenprodukte aufgenommen oder freigesetzt werden. Meist durch aerobe heterotrophe Mikroorganismen durchgeführt. Optimum: pH 7-8. Im saueren Milieu wird N_2O, im weniger saueren N_2 gebildet. Höherer Wassergehalt, organischer Kohlenstoff und Nitrat im Boden fördern die D.
Die D. vermindert die Nitratauswaschung und wirkt als Protonensenke der Bodenversauerung entgegen. Dieser Prozeß bzw. die N_2O-Bildung ist vor allem in dichten stickstoffreichen Böden bei hohen Niederschlägen von Bedeutung. N_2O wirkt als Treibhausgas und ist am stratosphärischen Ozonabbau beteiligt.

Deposition
(Niederschlag; Fracht): Ablagerung von festen, flüssigen und gasförmigen Luftverunreinigungen aller Art aus der Atmosphäre an Oberflächen. D. tritt als

trockene (Gase, Stäube), nasse (Regen, Schnee) oder feuchte („okkulte") D. (Nebel) auf.

Depositionsrate
Die auf die Flächen- und Zeiteinheit bezogene abgesetzte Menge an Schad- bzw. Spurenstoffen. Einheit z.B. kg ha^{-1} a^{-1}. Der Begriff D. kann sich auf Gase, trockene und nasse Niederschläge und auf Nebel beziehen. Die D. ist von Eigenschaften der Gase bzw. Partikel, meteorologischen Bedingungen und Eigenschaften der Akzeptoroberfläche abhängig.

Edge-Effekt
Tatsache, daß die okkulte Deposition an Bestandesrändern (Trauf) höher ist als im Bestandesinneren.

Eutrophierung
Anreicherung von Pflanzennährstoffen, insbesondere von N und P in einem Ökosystem (z.B. Binnengewässer, Waldökosystem), die zu Veränderungen in einem Ökosystem(teil) führt.

Evapotranspiration
Jene Wassermenge, die durch Transpiration der Vegetation und durch Verdunstung von der Bodenoberfläche in die Atmosphäre übergeht.

Gipsblock
Messelement zur Erfassung des Matrixpotentials im Boden. Messprinzip: In einen Gipskörper sind zwei Elektroden eingegossen. Der Gipskörper steht im Saugspannungsgleichgewicht mit dem Boden. Mit der Saugspannung ändert sich der Wassergehalt und damit auch der elektrische Widerstand im Gipsblock. Durch die Messung des elektrischen Widerstandes zwischen den beiden Elektroden wird indirekt die Saugspannung im Boden ermittelt.

Glucoseäquivalente, extrahierbare
Diese können als Maß für die Verfügbarkeit von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen für Mikroorganismen herangezogen werden

Immobilisierung
Aufnahme und Speicherung von Stickstoffverbindungen in die mikrobielle Biomasse bzw. mikrobieller Einbau von Stickstoffverbindungen in die organische Substanz.

Interzeption
- Im Zusammenhang mit der Wasserbilanz:
  Das Auffangen und die vorübergehende Speicherung von Regen bzw. Niederschlägen an der Oberfläche von Bäumen (insb. an Blättern, Zweigen und Ästen) durch Adsorption (= Wasseranteil, der vom Kronendach zurückgehalten bzw. wieder verdunstet wird = Interzeptionsverlust).
- Bei Luftschadstoffen:
  Die Speicherung von Aerosolen, Nebel und Gasen im Kronendach eines Bestandes bzw. Ausfilterung von Luftverunreinigungen, die nicht durch die Schwerkraft deponiert werden. Die Eigenschaften der Oberfläche spielen hierbei eine Rolle (Adsorption, Lösung, chemische Reaktion).

Ionenaustauscher
Matrices (z.B. Harze), die eine Ionenart (Anionen oder Kationen) leicht austauschen.

Isotopen
Nuklide ein- und desselben chemischen Elementes mit gleicher Kernladungs- und Ordnungszahl, die sich nur durch die Anzahl der im Kern enthaltenen Neutronen unterscheiden.

Jahresverdunstung
Die während eines Jahres verdunstete Wassermenge.

Kalk-Braunlehm
Brauner Mineralboden auf Karbonatgestein, vorwiegend aus Lösungsrückständen der Karbonatgesteinsverwitterung entstanden.

Karbonatbeeinflusste Böden
Böden mit karbonathältigem Grundgestein.

Kationenaustauschkapazität
(KAK): Summe der austauschbaren sauren (H, Al, Fe, Mn) und basischen Kationen (Ca, Mg, K und Na) im Boden (Einheit μmol_c g^{-1}). Man unterscheidet die potentielle Austauschkapazität (AK_{pot}, bestimmt bei pH >= 7) und die effektive Austauschkapazität (AK_{eff}, bestimmt beim pH-Wert des Bodens).
Die KAK ist ein Maß für die Filter- und Pufferwirkung des Bodens und die Sensibilität gegen Säureeintrag. Eine niedrige KAK zeigt hohe Sensibilität gegenüber Protoneneintrag und eine geringe Fähigkeit, Nähr- und Schadstoffe zu binden.

Kriging
Geostatistisches Verfahren zur Extrapolation von Punktinformationen auf Flächeninformationen.

Kronendachdifferenz
Differenz zwischen dem Eintrag auf den Waldboden (Kronendurchlass) und dem Eintrag im Freiland (z.B. kg ha^{-1}).

Kronendurchlass
(Kronentraufe): Anteil des Niederschlagswassers, welcher unter dem Kronendach herabfällt.

Kronendurchlass-Sammler
Niederschlagssammler (Bulk-Sammler oder Auffangrinnen), der unter dem Kronendach aufgestellt wird und zur Gewinnung der Kronentraufe dient.

Kronenraumbilanz
Differenz aus Bestandesniederschlag und Gesamtdeposition.

Bestandesniederschlag = Kronendurchlass + Stammablauf
Gesamtdeposition = Niederschlagsdeposition + Interzeptionsdeposition
Interzeptionsdeposition = Partikelinterzeption + Gasinterzeption

Ist die K. positiv, liegt eine Quellfunktion der Krone vor (Ionen werden abgegeben, z.B. durch Blattauswaschung und Auflösung von Festpartikeln). Negative K. liegt bei Blattaufnahme oder Protonenpufferung vor.

Lachgas
(Distickstoffoxid, Stickstoffoxydul, N_2O): Farbloses, in Bodennähe weitgehend inertes, wenig wasserlösliches „Treibhausgas".
N_2O wirkt in der Atmosphäre als langlebiges Treibhausgas und ist zu ca. 4% an der globalen Klimaerwärmung beteiligt. N_2O stammt zum Großteil aus Bodenemissionen und nur in einem geringeren Ausmaß aus Verbrennungsprozessen und Industrie.

Lehm, toniger
Schwere Bodenart, zusammengesetzt aus hohen Anteilen an Schluff und Ton.

Leitfähigkeit, elektrische
Unspezifisches Maß bzw. Summensignal für den Ionengehalt einer wäßrigen Lösung, z.B. des Regenwassers. Einheit: µS cm^{-1} (= Reziprokwert des elektrischen Widerstandes). Ionen sind durch spezifische Leitfähigkeiten gekennzeichnet.

Lockersediment-Braunerde
Bodentyp, dessen Charakteristikum das Auftreten eines Verlehmungshorizonten (B-Horizontes) ist. Die L. tritt auf unterschiedlichen Sedimentgesteinen (z.B. Moränen, Staublehme, Löss) auf.

Luftbildinventur
Luftbildgestützte, meist stichprobenartig ausgewertete Erhebung größerer Gebiete nach verschiedenen, in Luftbildern erkennbaren Merkmalen, z.B. Baumartenvorkommen und Kronenzustand.

Lysimeter
Vorrichtung unterschiedlicher Bauart (Humus-L., Kerzen-L., Platten-L. und Trichter-L.) zur Gewinnung von Bodenwasser. Sie dienten zur Wasser- oder Nährstoffbilanzierung (Bestimmung der Wasserverdunstung aus dem Boden bzw. der Wasserversickerung durch Mengenmessung; Untersuchung immissionsbedingter Versauerungsprozesse mittels chemischer Analysen).

Matrixpotential
Das Matrixpotential entspricht der Arbeit, die aufgewendet werden muss, um eine gegebene Menge Wasser dem Boden zu entziehen und kennzeichnet den Einfluß der Porendurchmesser der Festphase auf das Bodenwasser. Die Messung des Matrixpotentials erfolgt üblicherweise mit Tensiometern oder Gipsblöcken.

Mineralisierung
Umwandlung von organischen in anorganische Verbindungen bzw. Freisetzung der organisch gebundenen Elemente und Umwandlung in anorganische Verbindungen; oxidativer Abbau organischer Stoffe zu Wasser, CO_2, Sulfaten, Nitraten und Phosphaten. Die M. geht mit einem O_2-Verbrauch und einer CO_2-Freisetzung einher, daneben werden H_2O, NH_4, SO_4 etc. gebildet. Im Boden herrscht ein Fließgleichgewicht zwischen Mineralisierung und Humusbildung. Die Mineralisierungsrate ist die pro Flächen- und Zeiteinheit im Boden mineralisierte Menge eines Elementes, z.B. von Stickstoff.

Mobilisierung
Freisetzung von an einer Matrix gebundenen oder gelösten Stoffen, z.B. das Löslichmachen von Nährstoffen und Schwermetallen im Boden und Übergang in die Bodenlösung. Nährstoffentzug fördert die M. von Nährstoffen.

Nährelemente
Chemische Elemente, die für den Aufbau und den Stoffwechsel von Organismen benötigt werden. Man unterscheidet Hauptnährelemente (N, P, S, K, Ca, Mg) und Spurenelemente (z.B. Cu, Mo, Fe, Mn, B, Co).

Nährelementquotienten in Fichtennadeln
Maß für die Ausgewogenheit der Nährstoffgehalte im Boden und in Blattorganen.

Nährstoffkreislauf (interner)
Der interne N. besteht aus der Aufnahme von Nährstoffen aus dem Boden durch die Pflanzenwurzel auf der einen Seite und der Wieder-Freisetzung der Nährstoffe in den Boden beim Streuabbau. Weiters kann man die mikrobielle Umwandlung von Nährstoffverbindungen hinzuzählen. In einem Klimaxökosystem sollten sich Nährstoffaufnahme und Abbau weitgehend ausgleichen. Diese Ausgeglichenheit kann durch Nutzung von Holz oder Streu und der damit verbundenen Entfernung von Nährstoffen aus dem Waldökosystem empfindlich gestört werden.

Nebelsammler
(Nebelfänger): Vorrichtung zum Sammeln von Nebel zur Probenahme von Nebeltröpfchen. Man unterscheidet Vorrichtungen, die den Nebel passiv oder aktiv sammeln.

Nettokronendurchlass
Niederschlagsdeposition, die aus den in den Baumkronen deponierten Luftschadstoffen stammt. Sie wird aus der Differenz zwischen dem Bestandesniederschlag (Summe aus Kronentraufe und Stammablauf) und der Freilanddeposition berechnet.

Nettomineralisation
Stickstoffmineralisation abzüglich des durch Immobilisierung wieder gebundenen Stickstoffs.

Niederschlagshöhe
Die in mm angegebene Niederschlagsmenge.

Niederschlagswaage
Gerät zur gravimetrischen Messung der Regenmenge (Schnee: „Schneewaage").

Nitratatmung = Denitrifikation

Nitrifikation
Nitratbildung aus Ammonium. Biologische Oxidation des aus orgenischen N-Verbindungen freigewordenen Ammoniums über Nitrit (z.B. durch *Nitrosomonas*) zu Nitrat (z.B. durch *Nitrobacter)* durch Bodenbakterien (Nitrifikanten). Die Umsetzung ist ist pH-abhängig (Optimum: pH 6,6-8) und kann aerob durch autotrophe und heterotrophe (mit geringerer Umsatzleistung) Mikroorganismen erfolgen. Bei der N. werden Protonen gebildet. Aufgrund ihrer Spezifität ist die Nitrifikation empfindlich gegen verschiedenste Umwelteinflüsse. In sauren Böden kann Nitrit akkumuliert werden, welches auf Pflanzen toxisch wirken kann.

NOx
Summe aus NO und NO_2.

Ombrograph
(Niederschlagsschreiber): Gerät, das die Niederschlagsmenge und die Zeit des Niederschlagsereignisses aufzeichnet.

Ombrometer
Genormter, nichtregistrierender Niederschlagsmesser.

Passivsammler
Vorrichtung zur integrierenden Schadstoffmessung ohne Luftansaugung. Ausführung z.B. als Diffusionsröhrchen.

pH-Wert
Negativer dekadischer Logarithmus der in mol L^{-1} angegebenen H^+-Konzentration (Protonenkonzentration); Maß für den Aziditätsgrad. pH=3 z.B. heißt: 0,001 mol H^+ $L+^{-1}$. Der pH-Wert des reinen Regenwassers beträgt aufgrund des dissoziierten CO_2 5,6.

Protoneneintrag
Eintrag von H^+-Ionen z.B. in ein Ökosystem. Protoneneinträge können sich auf Waldökosysteme - vor allem auf nicht karbonatbeeinflußten Böden - über die Blattmasse und das Wurzelsystem negativ auswirken: Einerseits werden aus dem Kronenbereich und aus dem Boden Nährstoffe bzw. essentielle Schwermetalle ausgewaschen, andererseits Aluminium und toxische Schwermetalle im Boden freigesetzt; letztere können zu einer Schädigung des Feinwurzelsystems führen.

Pseudogley
Bodentyp, der durch Stauerscheinungen von Sickerwasser an einer wasserundurchlässigen, relativ oberflächennahen Schicht geprägt ist.

Regenrinne
Rinne zum Sammeln der Kronentraufe (für die Messung des Bestandesniederschlages). Alternative zu Sammelgefäßen.

Regensammler
Vorrichtung zum Auffangen der nassen Gravitationsdeposition im Freiland bzw. unter einem Kronendach. Man unterscheidet Bulk-Sammler (zum Auffangen der trockenen und nassen Gravitationsdeposition), Wet-only-Sammler (zum Auffangen der nassen Gravitationsdeposition) sowie Wet-and-dry-only-Sammler („WADOS", zum gesonderten Auffangen der nassen und trockenen Gravitationsdeposition).

Rendzina
Humusboden auf festem oder lockerem reinem Karbonatgestein mit mehr als 75% Karbonat- und Sulfatgehalt.

Säureeinträge, potentielle
Summe der Flüsse von Sulfat, Nitrat und Ammonium, vermindert um die Flüsse der basischen Kationen.

Säureeintrag
Eintrag von Protonen z.B. in Waldökosysteme durch die Deposition von sauren Gasen bzw. im Regen/Schnee/Nebel gelösten Säuren.
Einheit z.B. kg H ha^{-1} a^{-1}.

Saugkerze
Instrument zur Gewinnung von Bodenlösung. Eine Saugkerze besteht aus einem porösen Medium (Keramik, Glassinter, Kunststoffe) und einer daran luftdicht angekoppelten Transportleitung, die in einem Sammelgefäß mündet. Das poröse Medium stellt den Kontakt zu den Bodenporen her. Mittels Unterdruck wird Bodenlösung über die Saugkerze in das Sammelgefäß gefördert.

Schnee-Lysimeter
Lysimeter-Sonderbauweise zur direkten Schmelzwassergewinnung aus Schnee.

Scavenging
Aufnahme von Gasen und Partikeln in Wolken- bzw. Nebeltröpfchen.

Stabilität
Beständigkeit eines Systems gegenüber inneren und äußeren Einflüssen bzw. seine Fähigkeit, nach einer Störung wieder zum ursprünglichen Gleichgewicht zurückzukehren. Dynamische S.: Fähigkeit, Struktur und Funktion gegenüber äußeren Störungen innerhalb bestimmter Grenzen aufrechtzuerhalten. Ökologische S.: Fähigkeit eines Ökosystems, das ökologische Gleichgewicht bei Einwirkung natürlicher oder anthropogener Umweltfaktoren bzw. Störungen zu erhalten. S. von Waldökosystemen: Waldökosysteme im dynamischen Gleichgewicht. Die S. von Waldökosystemen führt zu Widerstandsfähigkeit gegenüber negativen Einflüssen wie Sturm, Schädlingen oder Immissionen.

Stackfilter
(Filterstacks) Vorrichtung zur integrierenden Luftschadstoffmessung mittels hintereinandergeschalteter und speziell präparierter Filter, durch welche Luft gesaugt wird.

Stammablauf
Das am Stamm herabfließende Niederschlagswasser. S.-Wasser ist oft stark mit Spurenstoffen, die aus dem Kronen- und Stammbereich aus- bzw. abgewaschen werden, angereichert. Der Anteil am Bestandesniederschlag in Laubholzbeständen ist wegen der Kronenbeschaffenheit größer als in Nadelholzbeständen.

Stammablaufsammler
Vorrichtung, mit der das Stammablaufwasser gesammelt werden kann; sie besteht aus einer am Stamm befestigten Ablaufrinne, einem Überleitrohr und einem Sammelbehälter.

Stickstofffixierung
Bindung von Luftstickstoff mit Hilfe von symbiontischen und freilebenden N-Fixierern. Hierzu befähigt sind z.B. Leguminosen (Erbse, Lupinie, Robinie) in Symbiose mit *Rhizobium*-Bakterien, Erle in Kombination mit der Aktinomycetengattung *Frankia* sowie Blaualgen und Bakterien verschiedenster physiologischer Gruppen (diese können aerob bis streng anaerob, autotroph oder heterotroph sein) Das hierfür benötigte Enzym Nitrogenase ist empfindlich gegen Sauerstoff und Mineralstickstoff.

Stickstoffkreislauf in Wäldern
Interne Nährstoffkreisläufe spielen sich innerhalb des Systems Boden, Pflanze, Mikroorganismen ab. Zählt man biogeochemische Einträge und Austräge dazu, so spricht man vom externen Kreislauf.

- Externer Kreislauf (N-Flüsse in das und aus dem Ökosystem)

Input: N-Deposition, N-Fixierung,
Output: Erosion, Auswaschung, Denitrifikation (Nitratatmung), NH3-Ausgasung
- Interner Kreislauf (N-Flüsse innerhalb des Ökosystems:
N-Mineralisierung
Nitrifikation
Immobilisierung

Stickstoff, labiler (aktiver)
Im Humus organisch gebundener, in Jahrzehnten umsetzbarer Stickstoff.

Stickstoff, mikrobieller
Stickstoff, der in Mikroorganismen gebunden ist.

Stickstoffmineralisation
Umwandlung von organisch gebundenem Stickstoff in anorganische Verbindungen mit Hilfe von heterotrophen Organismen. S. beinhaltet die Ammonifikation (Ammoniumbildung) und die Nitrifikation (Nitrit- und Nitratbildung aus Ammonium). Letztere reagiert empfindlich auf Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel und saure Depositionen. Eine pH-Erhöhung des Bodens und Kahlschlag hingegen erhöhen die N-Mineralisationsrate im Boden. Erhöhte Nitratbildung erleichtert die N-Auswaschung, da Nitrat viel mobiler als Ammonium ist. Einheit: µg freigesetzter mineralischer Stickstoff pro Gramm Boden und Stunde (Nettobetrag, da auch Rückbindung in organische Substanz erfolgt). Die N-Nettomineralisation ist die Differenz zwischen der abgebauten organischen Substanz und dem immobilisierten N.

Stickstoffoxide
Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2); ferner die weniger relevanten Gase N_2O_2, N_2O_4 und N_2O_5. S. sind durchwegs phytotoxisch.

Stickstoff, stabiler (passiver)
Chemisch und physikalisch durch Sorption an Bodenminerale stabilisierter und beständiger im Humuspool gebundener Stickstoff. Mittlere Verweilzeiten von 1000 und mehr Jahren.

Stickstoff, struktureller
Gesamter organischer Stickstoff.

Stickstoffsättigung
Gemäß der im vorliegendem Band gewählten Definition: S. ist dann erreicht, wenn das Stickstoffangebot den Bedarf von Pflanzen übersteigt.

Stoff-Flüsse, geochemische
Sie beschreiben den Transport von Nährstoffen und anderen Elementen durch und innerhalb des abiotischen Teiles eines Ökosystems; Niederschlag, Verwitterung und Auswaschung.

Stoffkreislauf (Nährstoffe)
(Nährstoffhaushalt): Alle Prozesse, die sich auf die Zufuhr, Abfuhr, Bevorratung, Verfügbarkeit und Umsetzung von Nährstoffen im Boden beziehen.

Tangelhumus
Humusform auf karbonatischem Ausgangssubstrat, die durch einen dreigliedrigen Auflagehumus und die äußerst langsame Mineralisierung des organischen Materials charakterisiert ist. Kennzeichnend für den T. sind mächtige (bis 50 cm) Umsetzungshorizonte (F-Horizonte), die biologisch aktiv sind.

Tensiometer
Instrument zur Messung des Matrixpotentials.

Totalisator
Niederschlagssammler bzw. Bulk-Sammler, der die gesamte Absetzdeposition erfasst.

Transpiration
Wasserabgabe von Pflanzen in Form von Wasserdampf über die Spaltöffnungen (stomatäre T.) oder die Kutikula (kutikuläre T.) als zwangsläufige Folge des Wasserpotentialgefälles zwischen der Pflanze und der sie umgebenden Atmosphäre.

Transpirationskoeffizient
Verhältnis zwischen Wasserverbrauch land- bzw. forstwirtschaftlich genutzter Pflanzen und der erzeugten Trockensubstanz- bzw. Erntemasse. Bei landwirtschaftlichen Pflanzen beträgt der T. 300-800 Liter pro Gramm Trockensubstanz.

Treibhausgase
IR-absorbierende Gase, die den Treibhauseffekt bewirken bzw. verstärken. Sie sind charakterisiert durch ihre relativen Treibhauspotentiale und unterschiedlich hohe Beiträge zur globalen Erwärmung. Die Konzentrationen aller T. zeigen einen zunehmenden Trend.

Verdunstung, potentielle
Gesamtverdunstung eines niedrigen, flächendeckendeckenden Bodenbewuchses von großer Ausdehnung und uneingeschränkter Wasserversorgung.

Vitalität
Stärke und Intensität der Lebenskraft, charakterisiert v.a. durch langes Leben (Überlebenskraft) und Vermehrung. Auch die dynamische Fähigkeit zu wachsen und zu reproduzieren sowie die Reaktionsfähigkeit auf Stress sind in dem Begriff V. enthalten. V. ist auch die genetisch und von Umweltbedingungen beeinflusste Lebenstüchtigkeit eines Organismus oder einer Population.

WADOS
(Wet and dry only sampler): Vorrichtung, mit der trockene und nasse Absetzdepositionen in getrennten Gefäßen aufgefangen werden können.

Wasseranteil im Boden – Dielektrizitätskonstante
Der Wasseranteil im Boden wird als Funktion der Dielektrizitätskonstante des Mediums ermittelt. Die Dielektrizitätskonstante wird dabei entweder über die Laufzeit einer elektromagnetischen Welle (Time Domain Reflectometry, TDR), über das Abgreifen einer stehenden elektromagnetischen Welle (Frequency Domain Reflectometry, FDR) oder durch Kapazitätsbestimmung (Kapazitätssonden) gemessen. Im Projekt sind Theta-Sonden nach dem FDR-Prinzip und Vitel-Sonden (Kapazitätsbestimmung) eingesetzt.

Wet- and-dry-only Probenahme
Niederschlagsprobenahme mit je einem Sammelgefäß für die nasse (Regen, Schnee, Hagel) und für die trockene Absetzdeposition (Staub). Ein sensorgesteuerter Deckel gibt dasjenige Gefäß frei, in dem die feuchte bzw. trockene Deposition aufgefangen werden soll ("WADOS").

Wet-only-Probenahme
Auffangen der nassen Gravitationsdeposition unter Ausschluss der absetzbaren Staubdeposition. Das Auffanggefäß wird nur bei Regen- bzw. Schneefall offen gehalten.

Verfasser: Univ.Doz. DI Dr. Stefan Smidt
Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at

Dr. S. Zechmeister
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: sophie.zechmeister@fbva.bmlf.gv.at

DI Dr. M. Englisch
Institut für Forstökologie
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien
e-Mail: michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

DI F. Feichtinger
Institut für Kulturtechnik Petzenkirchen
A-3252 Petzenkirchen
e-Mail: ikt@baw.bmlf.gv.at

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	GRÜLL, H.; TRAUNINGER, W. Neuzeitliche Forstsaatguterzeugung in Pfropfplantagen. I. Teil, Plusbaumauswahl und Pfropfung. 73 Seiten	20.—
1956	5	HAFNER, F.; HEDENIGG, W. Planiergerät im forstlichen Straßen- und Wegebau. 75 Seiten	20.—
1957	6	FRAUENDORFER, R. Planung und Durchführung von Stichprobenahmen. 65 Seiten	vergriffen
1958	7	FRAUENDORFER, R. Betriebswirtschaftliche Untersuchungen im steirischen Bauernwald. (Gemeinde Haslau 1955). 157 Seite	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. Lawinenereignisse 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. Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1977/78, 1978/79 und 1979/80. 81 Seiten	90.—
1986	16	HAUK, E.; HÖLLER, P.; SCHAFFHAUSER, H. Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1984/85 und 1985/86. 90 Seiten	90.—
1987	17	MERWALD, I. Lawinenereignisse 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. Lawinenereignisse 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. Lawinenereignisse 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 S1.04-00. 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 palaearktischen 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. Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1987/88, 1988/89, 1989/90, 1990/91. 188 Seiten	200.—
1992	69	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Asien III. 57 neue Bockkäfer aus Asien. Vorwiegend aus China, Thailand und Vietnam (Coleoptera, Cerambycidae). 63 Seiten	120.—
1992	70	Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch". 103 Seiten	100.—
1992	71	Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem. Beiträge zum WBS-Seminar vom 23. April 1992. 111 Seiten	115.—
1992	72	VOSHMGIR, D. (BEARB.). Das Schrifttum der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Teil IV: 1974 bis 1990. 115 Seiten	80.—
1993	73	MÜLLER, F. Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern. 24 Seiten	25.—
1993	74	Lawinenbericht 1991/92. Dokumentation und Fachbeiträge. 110 Seiten	80.—
1993	75	HOLZSCHUH, C. Neue Bockkäfer aus Europa und Asien IV. 60 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand (Coleoptera:Cerambycidae). 63 Seiten	100.—
1994	76	SCHADAUER, K. Baumartenatlas für Österreich. Die Verbreitung der Baumarten nach Daten der Österreichischen Waldinventur. 160 Seiten	200.—
1994	77	KAISER, A. Projekt "Höhenprofil Zillertal" Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentrationen. 95 Seiten	80.—
1994	78	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofil Achenkirch. Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre. 134 Seiten	120.—
1994	79	FÜRST, W.; JOHANN, K. Modellkalkulationen zum Naturverjüngungsbetrieb. 53 Seiten	55.—
1994	80	ANDRECS, P. Schadensereignisse in Wildbacheinzugsgebieten Österreichs 1990 und 1991. 47 Seiten	50.—
1994	81	GEBUREK, T.; MÜLLER, F.; SCHULTZE, U. Klimaänderung in Österreich. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. 113 Seiten	100.—
1994	82	KILIAN, W.; MÜLLER, F.; STARLINGER, F. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs Eine Naturgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. 60 Seiten	70.—
1995	83	JOHANN, K. Ergebnis der Großdüngungsversuche St. Martin und Flachau Ertragskundlicher Abschlußbericht. 102 Seiten	100.—
1995	84	HOLZSCHUH, C. Beschreibung von 65 neuen Bockkäfern aus Europa und Asien, vorwiegend aus Thailand und China (Coleoptera: Disteniidae und Cerambycidae). 63 Seiten	60.—
1995	85	KRISTÖFEL, F.; POLLANSCHÜTZ , J. Entwicklung von Fichtenpflanzen nach Triebrückschnitten. 17 Seiten	20.—
1995	86	CECH, T.; TOMICZEK, C. Forstpathologische Erhebungen im Gebiet Achental. 46 Seiten	50.—

1995	87	HERMAN, F., SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Bewertung der Belastung von Gebirgswäldern, Schwerpunkt Rhizosphäre. 288 Seiten	450.—
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 Abschätzung von Abfluß- und Infiltrationseigenschaften alpiner Boden- / Vegetations-einheiten. Ergebnisse der Beregnungsversuche im Mustereinzugsgebiet Löhnersbach bei Saalbach in Salzburg. 38 Seiten	60.—
1995	90	LANG, E. Starkregensimulation - Ein Beitrag zur Erforschung von Hochwasserereignissen . 70 Seiten	100.—
1995	91	LUZIAN, R.; RAMMER, L.; SCHAFFHAUSER, H. Lawinenbericht 1992/93 - Dokumentation und Fachbeiträge. 52 Seiten	80.—
1995	92	SCHIELER, K.; BÜCHSENMEISTER, R.; SCHADAUER, K. Österreichische Forstinventur - Ergebnisse 1986/90. 262 Seiten	250.—
1996	93	NEUMANN, M. (HRSG.) Österreichisches Waldbeobachtungssystem Beiträge zum 4. WBS-Seminar in Wien am 23. November 1995. 177 Seiten	260.—
1996	94	HERMAN, F.; SMIDT, S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen. 291 Seiten	350.—
1997	95	MÜLLER, F. Waldbau an der unteren Waldgrenze. 129 Seiten	190.—
1997	96	LANG, E.; STARY, U.; KOHL, B.; MARKART, G.; PROSKE, H.; TRINKAUS, P.; ANDRECS, P.; GOTTSCHLING, H. Beiträge zur Wildbachforschung. 51 Seiten	80.—
1997	97	RASCHKA, H.-D. Forstliche Biomasseproduktion im Kurzumtrieb. 29 Seiten	50.—
1997	98	KELLER, G. Mykosoziologische Studie über die Mykorrhizapilze der Zirbe - Artenspektrum und Sukzession in der hochsubalpinen Stufe der Tiroler Zentralalpen. 74 Seiten	110.—
1997	99	SMIDT, ST. Lexikon für waldschädigende Luftverunreinigung mit Index Deutsch–Englisch/Englisch–Deutsch. 209 Seiten	318.—
1997	100	KRONFUSS, H. Das Klima einer Hochlagenaufforstung in der subalpinen Höhenstufe - Haggen im Sellraintal bei St. Sigmund, Tirol (Periode 1975 - 1994). 331 Seiten	400.—
1998	101	NEUMANN, M. Waldwachstumskundlicher Rauchhärtetest „Arnodstein" - Auswertung einer 25jährigen Fallstudie . 42 Seiten	60.
1998	102	JUNGWIRTH, P. Zuwachsuntersuchungen an Fichte in verschiedenen Seehöhenstufen in den südlichen Zwischenalpen Österreichs . 54 Seiten	80.—
1998	103	SCHULTZE, U. Untersuchung der Angepaßtheit von Fichtensämlingen an die Seehöhe Klimakammertestung der Fichtenbeerntungen der Reifejahre 1991 und 1992. 38 Seiten	60.—
1998	104	ENGLISCH, M. & KILIAN, W. (HRSG.). Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich. 112 Seiten	170.—

1998	105	HEINZE, B. Molekulargenetische Unterscheidung und Identifizierung von Schwarzpappeln und Hybridpappelklonen. 44 Seiten	70.—
1998	106	HEINZE, B. Erhaltung der Schwarzpappel in Österreich - forstwirtschaftliche, genetische und ökologische Aspekte. 33 Seiten	50.—
1998	107	HOLZSCHUH, C. Beschreibung von 68 neuen Bockkäfern aus Asien, überwiegend aus China und zur Synonymie einiger Arten (Coleoptera: Cerambycidae). 65 Seiten	100.—
1999	108	LANG, E.; HAGEN, K. Wildbacheinzugsgebiet Gradenbach – Analyse des Niederschlag- und Abflußgeschehens 1968 - 1996. 109 Seiten	160.—
1999	104	ENGLISCH, M. & KILIAN, W. (HRSG.). Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich. 2. erweiterte Auflage, 114 Seiten	170.—
1999	109	ANDRECS, P. Wildbacheinzugsgebiet Graschnitzbach – Hydrologisches Nachschlagewerk mit Kommentaren. 107 Seiten	160.—
1999	110	HOLZSCHUH, C. Beschreibung von 71 neuen Bockkäfern aus Asien, vorwiegend aus China, Laos, Thailand und Indien (Coleoptera, Cerambycidae). 64 Seiten	100.—
2000	111	MÜLLER, F. (Hrsg.) Mariabrunner - Waldbautage 1999 Umbau sekundärer Nadelwälder. 237 Seiten	350.—
2000	112	FÜRST, W. & SCHAFFER, H. Konzept des neuen Österreichischen Waldentwicklungsgesamtplanes „WEP-Austria-Digital". 22 Seiten	44.—
2000	113	HERMAN, F. (Hrsg.) Forschungsergebnisse und Forschungsbedarf zum Thema „Sustainable Future of Mountain Forests in Europe". Beiträge für den 3. Internationalen Workshop in Igls/Tirol zur Umsetzung der Resolution S4 am 3.–5. Mai 2000. 83 Seiten	120.—
2000	114	JOHANN, K. † Ergebnisse von Düngungsversuchen nach 30 Jahren ertragskundlicher Beobachtung. 93 Seiten	140.—
2000	115	GARTNER, K. ; STARLINGER, F. Untersuchungen zum Wasserhaushalt einzelner Waldstandorte im Leithagebirge – Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen im nordöstlichen Teil des Leithagebirges in den Jahren 1991 bis 1996. 47 Seiten	70.—
2000	116	HAGEN, K. ; LANG, E. Schneehydrologische Untersuchungen im Einzugsgebiet des Gradenbaches (Kärnten) 67 Seiten	100.—
2000	117	MARKART, G. Der Wasserhaushalt von Hochlagenaufforstungen - Dargestellt am Beispiel der Aufforstung von Haggen bei St. Sigmund im Sellrain. 126 Seiten	190.—
2000	118	LUZIAN, R. Lawinenberichte Winter 1993/94 bis 1997/98 – Dokumentation und Sachbeiträge. 61 Seiten	
2001	119	HERMAN, F. ; SMIDT, S. ; ENGLISCH, M. (Hrsg.) Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen. 164 Seiten	250.—