

**B**IELEFELDER

**Ö**KOLOGISCHE

**B**EITRÄGE

Beiträge zur Ökologie und  
Geobotanik  
und zu  
Natur- und Umweltschutz

**BAND 5 (1989)**

**Beiträge aus dem Symposium  
“Komplexschäden an Buchen  
– Ursachenforschung zum Baum-  
sterben”**

**Abteilung Ökologie/Department Ecology  
Universität Bielefeld**

**Herausgegeben von Breckle, S.-W. und Kahle, H.**

**Bielefelder Ökologische Beiträge (BÖB) Band 5 (1989)**

**Nachdruck 2018**

**Herausgegeben von der  
Abteilung Ökologie  
Fakultät für Biologie  
Universität Bielefeld  
Postfach 8640  
D-4800 Bielefeld 1**

**Alle Rechte vorbehalten/Copyright  
ISSN 0178-0698**

**B**IELEFELDER

**Ö**KOLOGISCHE

**B**EITRÄGE

Beiträge zur Ökologie und  
Geobotanik  
und zu  
Natur- und Umweltschutz

**BAND 5 (1989)**

**Beiträge aus dem Symposium  
“Komplexschäden an Buchen  
– Ursachenforschung zum Baum-  
sterben”**

**Abteilung Ökologie/Department Ecology  
Universität Bielefeld**

**Herausgegeben von Breckle, S.-W. und Kahle, H.**

ISSN 0178-0698



## Content / Inhaltsübersicht

### Beiträge des Symposiums "Komplexschäden an Buchen – Ursachenforschung zum Baumsterben"

(Hg.: Breckle, S.-W. & Kahle, H.) 238pp

#### Vorwort

#### Themenblock I: Schadenserhebung, Deposition, Immissionswirkungen

RICHTER, J.: Buchenschäden in Nordrhein – Westfalen	6
Diskussion	16
KAZDA, M., G. GLATZEL und L. LINDEBNER: Schadstoffbelastung des Wienerwaldes	17
Diskussion	21
WITTIG, R.: Nordrhein - Westfälische Schwerpunkte der Forschung zur Wirkung von Immissionen in Buchenwäldern	22
Diskussion	36
GODT, J.: Schadstoffbelastungen von zwei Buchenaltbeständen in Nordhessen: Ein Vergleich der Säurebelastung und des Puffervermögens an einem Standort über Kalk und über Buntsandstein	37
Diskussion	47
Gesamt - Diskussion zu Themenblock I	48

#### Themenblock II: Mineralstoffhaushalt immissionsbelasteter Buchen

FLÜCKIGER, W., S. BRAUN und S. LEONARDI: Nährstoffentwicklung im Buchenlaub in verschiedenen Waldbeständen der Nordwestschweiz und im Schweizer. Mittelland und mögliche Folgen für einen veränderten Parasitenbefall	49
Diskussion	62
PESCOLLER, G. und R. ALBERT: Mineralstoffgehalt und Ionenmuster von Buchen im Wienerwald und anderen Waldbeständen Österreichs	63
Diskussion	73
HACEMEYER, J., B. KAMRADT, H. SCHAFER, K. SCHLAGINTWETT, L. VERLAGE und S. -W. BRECKLE: Saisonale Schwankungen der Elementgehalte und Histologie des Kambiums von Buchenholz der regionalen Forschungsstandorte in Nordrhein - Westfalen	74
Diskussion	86
Gesamt - Diskussion zu Themenblock II	87

#### Themenblock III: Schwermetalle

NEITE, H.: Gehalte und Löslichkeit von Blei, Zink und Kupfer in den Böden ausgewählter Buchenwälder Nordrhein - Westfalens	88
Diskussion	98
KAHLE, H., C. BERTELS, G. NOACK, U. RÖDER, P. RÜTHER und S. - W. BRECKLE: Untersuchungen zur Toxizität von Blei und Cadmium für Jungwuchs der Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> L.)	99
Diskussion	126
EBBEN, U.: Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche	127

Diskussion	136
Gesamt - Diskussion zu Themenblock III	137

#### **Themenblock IV: Mycorrhiza**

SCHMITZ, D., A. WILLENBORG und J. LELLEY: Vergleich verschiedener Impftechniken zur Mykorrhizierung von Buchensämlingen	138
Diskussion	159
WILLENBORG, A., D. SCHMITZ und J. LELLEY: Die Entwicklung der Mykorrhiza bei Buchensämlingen nach Impfung mit verschiedenen Mykorrhizapilzen	148
Diskussion	159
Gesamt -Diskussion zu Themenblock IV	159

#### **Themenblock V: Feinwurzelstatus, Naturverjüngung und Sanierung**

VINCENT, J. M.: Quantitative Untersuchungen am Feinwurzelsystem von Altbuchen unterschiedlicher Schadstufen	160
Diskussion	166
KOSS, H.: Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung der Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> L.) in Nordrhein - Westfalen"	167
Diskussion	176
MERG, G., R. FEIG, D.L. GODBOLD und A. HÜTTERMANN: Untersuchungen zur Sanierung immissionsgeschädigter Buchenwald – Ökosysteme	177
Diskussion	189
Gesamt - Diskussion zu Themenblock V	190
Abschluß – Diskussion	191

#### **Posterbeiträge**

SCHÄFER, H.: Kohlenstoff - und Stickstoff - Mineralisation im immissionsbelasteten Stammfußbereich von Altbuchen	193
SCHÄFER, H., H. KRIEGER, N. TROST und H. BOSSEL: Reaktionen von Buchenaltbeständen auf Schadstoffbelastungen von Luft und Boden. Das Modell BEECH	203
SCHULTZ, R.: Schwermetallbilanzen in zwei Buchenwaldökosystemen des Weser - Leine – Berglandes	208

#### **Zusätzlicher Beitrag**

GRESZTA, J., S.-W. BRECKLE, A. GRUSZKA, H. KAHLE: Zum Einfluß von simulier- ten sauren Niederschlägen auf die Entwicklung von Buchenjungwuchs ( <i>Fagus sylvatica</i> L.)	222
Adressen der Referenten und Diskussionsredner	236

## Vorwort

Die "Bielefelder Ökologischen Beiträge" (BÖB) liegen hiermit in einem fünften Band (BÖB 5) vor. Als Schwerpunkt dieses Bandes sind Arbeiten zum Thema "Komplexschäden an Buchen - Ursachenforschung zum Baumsterben" zusammengestellt worden. Diese Arbeiten wurden im Rahmen einer dreitägigen Arbeitsgemeinschaft (mit Symposiumscharakter) vorgestellt und intensiv diskutiert. Der dafür prädestinierte Ort war wieder einmal das ZIF, das Zentrum für Interdisziplinäre Forschung an der Universität Bielefeld, das dankenswerterweise die technische Organisation übernommen hatte, während der Tagung stets hilfreich zur Seite stand und auch eine finanzielle Unterstützung gewährte. Hierfür sei an dieser Stelle besonders gedankt, wie auch dem Rektor der Universität, der ein gemeinsames Abendessen ermöglichte.

Der erste Band der "Bielefelder Ökologischen Beiträge" war schon einmal in ähnlicher Weise aus einer Tagung am ZIF hervorgegangen und war sogar Anlass für den Beginn dieser Publikationsreihe gewesen. Auch damals war die Interdisziplinarität von großer Wichtigkeit, um die Tragweite der behandelten Themen von verschiedenen Seiten klarer beurteilen zu können. Schon das Thema gibt einen Hinweis, dass es sich um eine komplexe Materie handelt, bei der Kombinationswirkungen, synergistische und/oder antagonistische Effekte der verschiedenen Umweltfaktoren auf den Organismus Baum, in unserem Falle die "**Buche**", besonders beachtet werden müssen.

Das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein - Westfalen hat seit 1985 ein umfassendes Schwerpunkt - Forschungsprogramm zum Thema "Luftverunreinigungen und Waldschäden" initiiert, im Rahmen dessen inzwischen zahlreiche Forschungsprojekte gefördert werden, die über die Luftchemie, die Klimawirkungen, die gesamte Palette der Schadwirkungen, Auswirkungen auf Physiologie und Biochemie der Bäume, Ökologie und Ökosystemforschung, Mineralstoffwechsel, Bodeneinflüsse, Parasiten, Mycorrhiza bis zu Verbesserungsmaßnahmen technischer Verfahren reichen. Ein intensiver Informationsaustausch zwischen den einzelnen Forschergruppen ist hierbei besonders wichtig. Hierfür hat das Symposium einen guten Beitrag geleistet, bewusst beschränkt allerdings auf den für Mitteleuropa typischen Baum, die Buche {*Fagus sylvatica* L.}. Wir hatten einerseits die in Nordrhein - Westfalen tätigen Forschergruppen angesprochen, andererseits aber auch in der Schweiz und in Österreich tätige Wissenschaftler eingeladen. Leider musste ein Vertreter der Forstlichen Fakultät aus Krakau/Polen noch kurzfristig absagen, dankenswerterweise haben wir aber nachträglich sein Manuskript erhalten.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass zwar in den letzten Jahren sehr viel Neues über die möglichen Ursachenkomplexe der von Jahr zu Jahr stark schwankenden Buchenschäden bekannt geworden ist, dass aber trotzdem noch ein erstaunlich hoher Forschungsbedarf festzustellen ist. Hinweise hierzu werden einerseits in den in Kurzfassung den Beiträgen angefügten Diskussi-

onsabschnitten gegeben, andererseits auch in einer eigenen kurzen Zusammenstellung.

Das durchgeführte Symposium hat ein breites Echo in der lokalen Presse erfahren, aber auch der WDR hat in der Aktuellen Stunde darüber berichtet, zumal am Schluss der Tagung noch eine Exkursion durchgeführt wurde, die manche der auf der Tagung angeschnittenen Aspekte beispielhaft demonstrieren konnte, auch im Hinblick auf den in Zukunft notwendigen Umbau auf naturnäheren Waldbau mit Laubmischwald und Fichten.

Kurzfassungen der Symposiumsbeiträge wurden in einem Sonderheft der "Allgemeinen Forst Zeitschrift" (AFZ Nr.29/30 vom 22.07.1989) veröffentlicht.

All denen, die bei der Organisation des Symposiums als auch bei der Entstehung dieses Bandes mitgeholfen haben, insbesondere aber Herrn Dr. Henning KAHLE sei sehr herzlich gedankt. Bei der Herstellung des Bandes haben Studenten und Mitarbeiter der Abteilung Ökologie geholfen, auch bei der Niederschrift der Diskussionsbeiträge. Für ihren Einsatz allgemein, als auch bei der Herstellung der kopierfähigen Textoriginale mit den jeweiligen Tabellen und Abbildungen, bei der Vervielfältigung etc. sei ihnen gedankt, ebenso für finanzielle Hilfen von Seiten des ZIF und der Westfälisch - Lippischen Universitätsgesellschaft, die den Druck dieses Bandes ermöglichten.

Seit dem Erscheinen des 4. Bandes ist nur kurze Zeit verstrichen, so dass nun erstmals innerhalb eines Jahres zwei Bände erscheinen. Wie schon bei Band 3 sind wir von verschiedener Seite erneut ermutigt worden, diese Reihe fortzusetzen, auch wenn heute die Fülle an Informationen auf dem Gebiet der wissenschaftlichen Ökologie ausufert und kaum mehr überschaubar ist. Diese Reihe bietet die Möglichkeit, auch etwas umfangreichere Arbeiten und speziellere Themen interessierten Wissenschaftlern zugänglich zu machen. Für Hinweise und Anregungen sind wir jederzeit dankbar.

S.-W. Breckle

## Vorwort

Die "Bielefelder Ökologischen Beiträge" (BÖB) liegen hiermit in einem fünften Band (BÖB 5) vor. Als Schwerpunkt dieses Bandes sind Arbeiten zum Thema "Komplexschäden an Buchen – Ursachenforschung zum Baumsterben" zusammengestellt worden. Diese Arbeiten wurden im Rahmen einer dreitägigen Arbeitsgemeinschaft (mit Symposiumscharakter) vorgestellt und intensiv diskutiert. Der dafür prädestinierte Ort war wieder einmal das ZIF, das Zentrum für Interdisziplinäre Forschung an der Universität Bielefeld, das dankenswerterweise die technische Organisation übernommen hatte, während der Tagung stets hilfreich zur Seite stand und auch eine finanzielle Unterstützung gewährte. Hierfür sei an dieser Stelle besonders gedankt, wie auch dem Rektor der Universität, der ein gemeinsames Abendessen ermöglichte.

Der erste Band der "Bielefelder Ökologischen Beiträge" war schon einmal in ähnlicher Weise aus einer Tagung am ZIF hervorgegangen und war sogar Anlaß für den Beginn dieser Publikationsreihe gewesen. Auch damals war die Interdisziplinarität von großer Wichtigkeit, um die Tragweite der behandelten Themen von verschiedenen Seiten klarer beurteilen zu können. Schon das Thema gibt einen Hinweis, daß es sich um eine komplexe Materie handelt, bei der Kombinationswirkungen, synergistische und/oder antagonistische Effekte der verschiedenen Umweltfaktoren auf den Organismus Baum, in unserem Falle die "Buche", besonders beachtet werden müssen.

Das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein – Westfalen hat seit 1985 ein umfassendes Schwerpunkt – Forschungsprogramm zum Thema "Luftverunreinigungen und Waldschäden" initiiert, im Rahmen dessen inzwischen zahlreiche Forschungsprojekte gefördert werden, die über die Luftchemie, die Klimawirkungen, die gesamte Palette der Schadwirkungen, Auswirkungen auf Physiologie und Biochemie der Bäume, Ökologie und Ökosystemforschung, Mineralstoffwechsel, Bodeneinflüsse, Parasiten, Mycorrhiza bis zu Verbesserungsmaßnahmen technischer Verfahren reichen. Ein intensiver Informationsaustausch zwischen den einzelnen Forschergruppen ist hierbei besonders wichtig. Hierfür hat das Symposium einen guten Beitrag geleistet, bewußt beschränkt allerdings auf den für Mitteleuropa typischen Baum, die Buche (*Fagus sylvatica* L.). Wir hatten einerseits die in Nordrhein – Westfalen tätigen Forschergruppen angesprochen, andererseits aber auch in der Schweiz und in Österreich tätige Wissenschaftler eingeladen. Leider mußte ein Vertreter der Forstlichen Fakultät aus Krakau/Polen noch kurzfristig absagen, dankenswerterweise haben wir aber nachträglich sein Manuskript erhalten.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß zwar in den letzten Jahren sehr viel Neues über die möglichen Ursachenkomplexe der von Jahr zu Jahr stark schwankenden Buchenschäden bekannt geworden ist, daß aber trotzdem noch ein erstaunlich hoher Forschungs-

bedarf festzustellen ist. Hinweise hierzu werden einerseits in den in Kurzfassung den Beiträgen angefügten Diskussionsabschnitten gegeben, andererseits auch in einer eigenen kurzen Zusammenstellung.

Das durchgeführte Symposium hat ein breites Echo in der lokalen Presse erfahren, aber auch der WDR hat in der Aktuellen Stunde darüber berichtet, zumal am Schluß der Tagung noch eine Exkursion durchgeführt wurde, die manche der auf der Tagung angeschnittenen Aspekte beispielhaft demonstrieren konnte, auch im Hinblick auf den in Zukunft notwendigen Umbau auf naturnäheren Waldbau mit Laubmischwald und Fichten.

Kurzfassungen der Symposiumsbeiträge wurden in einem Sonderheft der "Allgemeinen Forst Zeitschrift" (AFZ Nr.29/30 vom 22.7.1989) veröffentlicht.

All denen, die bei der Organisation des Symposiums als auch bei der Entstehung dieses Bandes mitgeholfen haben, insbesondere aber Herrn Dr. Henning KAHLE sei sehr herzlich gedankt. Bei der Herstellung des Bandes haben Studenten und Mitarbeiter der Abteilung Ökologie geholfen, auch bei der Niederschrift der Diskussionsbeiträge. Für ihren Einsatz allgemein, als auch bei der Herstellung der kopierfähigen Textoriginale mit den jeweiligen Tabellen und Abbildungen, bei der Vervielfältigung etc. sei ihnen gedankt, ebenso für finanzielle Hilfen von seiten des ZIF und der Westfälisch-Lippischen Universitätsgesellschaft, die den Druck dieses Bandes ermöglichten.

Seit dem Erscheinen des 4. Bandes ist nur kurze Zeit verstrichen, so daß nun erstmals innerhalb eines Jahres zwei Bände erscheinen. Wie schon bei Band 3 sind wir von verschiedener Seite erneut ermutigt worden, diese Reihe fortzusetzen, auch wenn heute die Fülle an Informationen auf dem Gebiet der wissenschaftlichen Ökologie ausufert und kaum mehr überschaubar ist. Diese Reihe bietet die Möglichkeit, auch etwas umfangreichere Arbeiten und speziellere Themen interessierten Wissenschaftlern zugänglich zu machen. Für Hinweise und Anregungen sind wir jederzeit dankbar.

S. – W. Breckle

## Buchenschäden in Nordrhein – Westfalen

J. RICHTER

Seit dem Sommer 1983 werden in Nordrhein-Westfalen im Zuge der Waldschadenserhebung auch die Buchenbestände angesprochen. Die Einordnung in die Schadensklassen erfolgt dabei wie bei den Nadelhölzern nach dem "Blattverlust":

<u>Blattverlust</u>	<u>Schadensklasse</u>
0 - 10 %	0 = gesund
11 - 25 %	1 = schwach geschädigt
26 - 60 %	2 = geschädigt
über 60 %	3 = stark geschädigt

Im Zuge der Erhebungen wurde klar, daß eine Unterbelaubung nicht immer auf Blattverluste zurückzuführen ist. Sie kann auch durch Kleinblättrigkeit und Feinreisigverlust verursacht werden. Um Mißverständnisse auszuschließen, wird daher nachstehend statt des Begriffs "Blattverlust" die Bezeichnung "Minderbelaubung" verwandt.

Da die Waldschadenserhebung in einem 4 x 2 km-Raster erfolgt, sind regionale Differenzierungen der Ergebnisse nur begrenzt möglich. Eine Darstellung nach Wuchsgebieten läßt allerdings gewisse Tendenzen erkennen. In Tabelle 1 und Abbildung 1 sind die Schäden im Jahr 1988 in den über 60jährigen Buchenbeständen dargestellt. Die in der letzten Spalte der Tabelle und in der Abbildung aufgeführte Schadensziffer (SZ) ist das gewogene Mittel der Schadensklassen. Hier deutet sich ein Ost-Westgefälle in der Schadenshöhe an.

In den beiden letzten Jahren entstand der Eindruck, daß am Niederrhein, im Südlichen Münsterland und sogar in großen Teilen des Ruhrgebietes die Belaubung der Buche besser war als im Sauerland. Dieser Eindruck paßt in das genannte Ost-Westgefälle. Für die etwa diesen Raum abdeckenden Forstämter Letmathe,

Geveisberg, Recklinghausen, Wesel und Xanten zeigte die Waldschadenserhebung für die über 60jährigen Bestände nur eine Minderbelaubung von 6.5 % gegenüber 16,8 % im Wuchsgebiet Sauerland.

Obwohl bei den Übungen zur Waldschadenserhebung die Schätzungen der Meßtrupps für die Buche besonders nahe zusammenliegen, ist die Schadensansprache nur über die Belaubung unbefriedigend, da diese von Jahr zu Jahr durch biotische Faktoren erheblichen Schwankungen unterworfen sein kann. Ein Beispiel dafür ist das Jahr 1987, in dem die Buche bei uns besonders schlecht aussah. Hier war neben der Kleinblättrigkeit infolge der Mast ein starker Springrüßlerfraß (*Rhynchaenus fagi*) an der schlechten Belaubung zum Aufnahmezeitpunkt beteiligt. Im Jahr 1988 sahen die Bestände wieder wesentlich besser aus.

Angesichts dieser Schwankungen im Belaubungszustand stellt sich die Frage, ob es nicht noch andere Kriterien gibt, an denen wir den Gesundheitszustand der Buche ablesen können. Ein solches Kriterium können die Verzweigungstypen sein. Roloff (1985) hat eine Gliederung nach Vitalitätsstufen vorgeschlagen, die sich an dem zunehmenden Kurztriebanteil und Feinreisigverlust orientiert. Ein Nachteil seines Ansprucheschlüssels ist, daß er Kroneneigenschaften heranzieht, die das Ergebnis eines bereits länger andauernden Degenerationsvorganges sind und deshalb beginnende Vitalitätsverluste ebenso wenig registrieren wie Erholungsprozesse. Um diesen aktuellen Vorgängen auf die Spur zu kommen, ist eine genauere Ansprache der jüngeren Jahrestriebe erforderlich.

Vitale Äste sind durch einen hohen Anteil von Langtrieben gekennzeichnet. Die Langtriebe selbst können von unterschiedlicher Länge und Verzweigung sein. Lange und weiter verzweigte Seitentriebe unterscheiden sich vor allem durch die Zahl der Knospen. Deshalb ist die Zahl der Knospen ein guter Weiser für die Vitalität eines Astes. Untersuchungen der LÖLF aus dem Winter 1987/88 zeigten eine sehr enge Korrelation ( $r = 0,89$ ) zwischen der

Durchschnittslänge der vier letzten Jahrestriebe und ihrer Knospenzahl.

Für eine Klassifizierung von stehenden Bäumen ist aber ein Verfahren, bei dem die Knospen gezählt werden müssen, nicht geeignet. Häufig sind Äste, die angesprochen werden sollen, durch andere verdeckt, und wenn auch nur etwas Wind aufkommt, ist das Knospenzählen an den schwankenden Zweigen kaum möglich. Es ist deshalb ein leichter erkennbares Merkmal erforderlich, daß einen ausreichend genauen Weiserwert für die Knospenzahl eines Astes abgibt.

Nach unserem derzeitigen Kenntnisstand ist die Position des ersten Langtriebes mit Langtrieben (LL) ein geeigneter Weiser. Die an einem Ast vorkommenden Seitentriebe lassen sich in die vier folgenden Klassen einteilen: (siehe Abb. 2)

1. Kurztriebe (K)    Dazu gehören alle Triebe, die nur eine Endknospe haben, also auch Kurztriebketten
2. Langtriebe (L)    Unverzweigte Triebe mit mehreren Knospen
3. Langtriebe mit Kurztrieben (LK)
4. Langtriebe mit Langtrieben (LL)

Zählt man jetzt von der Astspitze rückwärts, so ist um so früher der erste LL zu erwarten, je reicher verzweigt der Ast ist. An insgesamt 70 Ästen wurde die Beziehung zwischen der Position des ersten LL und der Knospenzahl der 10 jüngsten Seitentriebe untersucht. Das Ergebnis ist in Abbildung 3 dargestellt. Der relativ hohe Korrelationskoeffizient ( $r = 0,77$ ) zeigt, daß hier tatsächlich ein deutlicher Zusammenhang besteht.

Aufgrund dieses Zusammenhanges ist jetzt der folgende Ansprache-  
schlüssel in der LÖLF in Erprobung: (s. Abb. 4)

Baum abgestorben	Kl 0
Krone > 50 % abgestorben	Kl 1
Krone 15 - 50 % abgestorben	Kl 2
Krone < 15 % abgestorben	
die ersten 10 Seitentriebe überwiegend Kurztriebe	Kl 3
die ersten 10 Seitentriebe überwiegend Langtriebe	
Pos. Nr. des 1. LL > 12	Kl 4
Pos. Nr. des 1. LL 8 - 12	Kl 5
Pos. Nr. des 1. LL < 8	Kl 6

Zur Einordnung in die Klassen 2 - 6 sollten mindestens 3 Äste aus dem oberen Kronenbereich angesprochen werden. Gegabelte Äste sind für die Ansprache nicht geeignet. Bäume der Klassen 3 und 4 lassen sich oft ohne Abzählen auf den ersten Blick erkennen. Auch für die Klassen 4 bis 6 stellt das Verfahren in erster Linie eine Schätzhilfe dar. Es ermöglicht aber eine weitgehende Objektivierung der Schätzung. Da hier die letzten 10 bis 15 Seitentriebe der Äste angesprochen werden, gibt der Schlüssel die Entwicklung der letzten 3 bis 5 Jahre wieder. Das Anspracheergebnis unterliegt also nicht den Zufälligkeiten eines Einzeljahres, ist aber gleichzeitig aktueller als Kronenformen, die das Produkt eines weit längeren Prozesses sind.

Der Anspracheschlüssel wurde bisher an etwa 40 Beständen erprobt. Dabei wurden je Bestand 15 bis 50 Bäume den vorstehend definierten Klassen 0 - 6 zugeordnet. Für den Gesamtbestand wurde daraus der Mittelwert berechnet, der nachstehend als Verzweigungsziffer (VZ) bezeichnet wird. Beim Vergleich dieser Mittelwerte lassen sich die folgenden Tendenzen erkennen:

Die mittlere Verzweigungsziffer geht mit zunehmendem Alter deutlich zurück (Abb. 5) Sie ist allerdings bei den jungen Beständen nicht so hoch wie erwartet. Dort findet sich nämlich eine große Zahl von Bäumen, die aufgrund ihres hohen Kurztriebanteils nur die VZ 4 erreicht. In den jungen Beständen muß dies keinesweges negativ zu bewerten sein. Die Bäume sind dann in einer Phase intensiven Kronenwachstums. Dadurch gelangen die neugebildeten Triebe schon bald in den Bereich der Schattenkrone, so daß sich eine ausfächernde Verzweigung nicht lohnt. Am erfolgreichsten ist in dieser Phase wahrscheinlich der Baum, der seine Assimilate in erster Linie in ein schnelles Höhenwachstum investiert.

Für die über 100jährigen Bestände zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Bestockungsgrad (Abb. 6). Hier muß allerdings berücksichtigt werden, daß die lichterstehenden Bestände in der Regel auch die ältesten sind.

Sehr deutliche Unterschiede ergeben sich in fast allen Fällen zwischen Randbäumen und Bäumen im Bestandesinneren. Die größte Differenz zeigt ein etwa 100jähriger Buchenbestand im Raum Dortmund mit einer VZ von 4,9 im Bestand und 2,9 an dem der Bundesautobahn zugewandten Westrand.

Der in der Belaubung zum Ausdruck kommende Unterschied zwischen dem Sauerland und dem Raum Südmünsterland-Niederrhein-Ruhrgebiet läßt sich bei den bisher aufgenommenen Beständen im Verzweigungstyp nicht eindeutig bestätigen.

Keine Differenzen zeigen Bestände auf unterschiedlichen Höhen des Sauerlandes. Zwischen Lagen von 400 bis 800 m sind bisher keine eindeutigen Tendenzen erkennbar.

Die Ansprache von Buche nach dem vorstehend erläuterten Schlüssel soll vor allem in Dauerbeobachtungsflächen erfolgen. Dort kann

auch der Frage nachgegangen werden, ob Bäume mit hohem Kurztriebanteil ein abweichendes Austriebsverhalten zeigen. Bisherige Beobachtungen deuten darauf hin, daß die Bäume mit hohem Kurztriebanteil etwas später austreiben als die anderen. An den nummerierten Bäumen der Dauerbeobachtungsflächen wird man durch wiederholte Aufnahmen die Entwicklung kontrollieren können. Von Interesse wird auch der wiederholte Vergleich der Ansprache der Bäume im Winter und im Sommer sein.

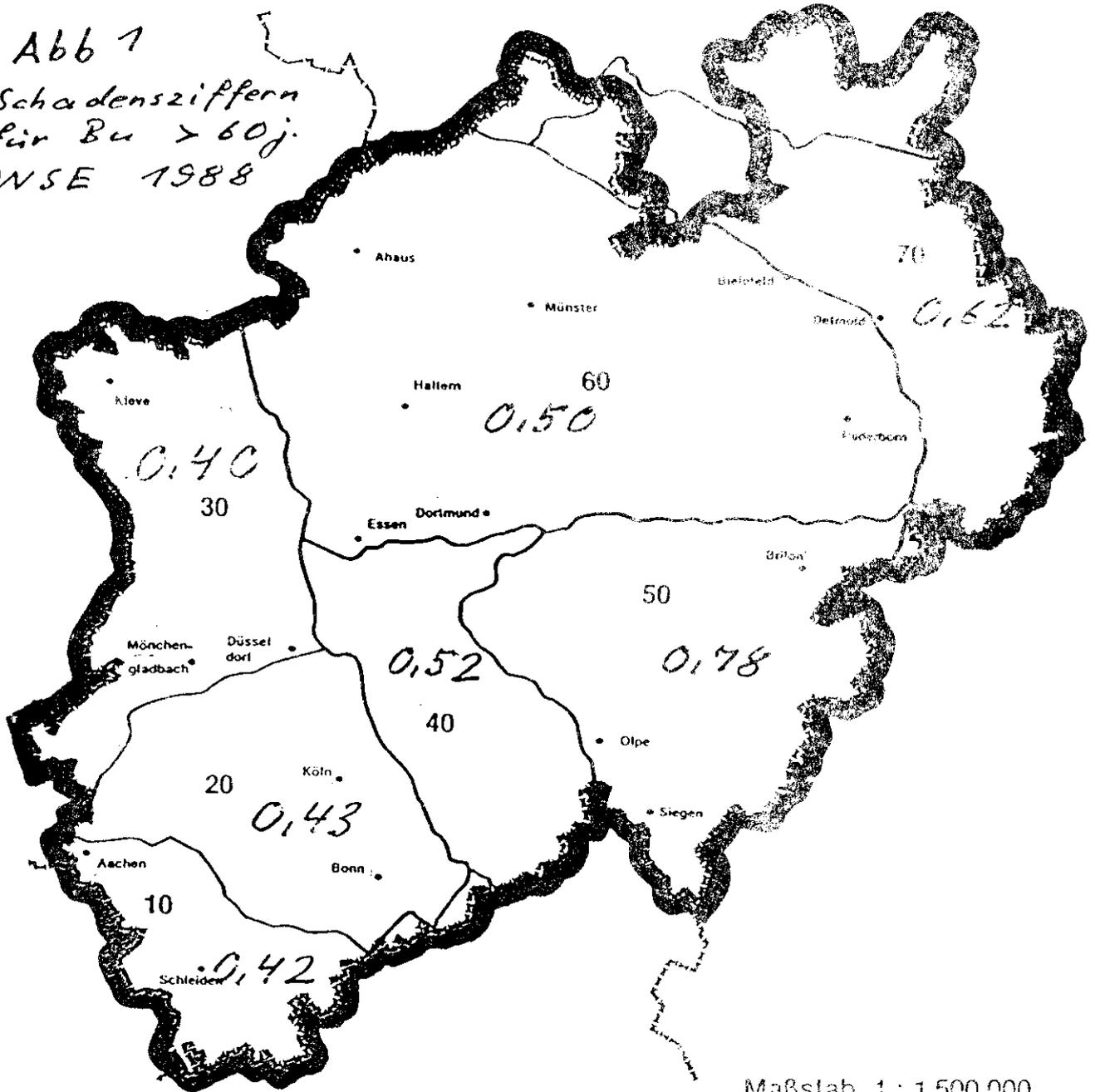
Literatur:

- ROLOFF, A., 1986: Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung möglicherweise neuartiger Veränderungen.  
Diss. Göttingen

**Tabelle 1** Buche über 60jährig Prozentuale Verteilung auf die Schadensklassen nach der Waldschadenserhebung 1988

Schadens- klasse	0	1	2	3	SZ
Wuchsgebiete					
Nordeifel	61,3	36,6	1,4	0,7	0,42
Niederreinische Bucht	59,7	37,8	2,5	-	0,43
Niederrheinisches Tiefland	61,0	37,6	1,4	-	0,40
Bergisches Land	59,1	30,1	10,2	0,6	0,52
Sauerland	39,9	43,9	14,9	1,3	0,78
Münsterland	56,2	37,6	6,0	0,2	0,50
Weserbergland	49,7	39,7	9,9	0,7	0,62

Abb 1  
Schadensziffern  
für Bu > 60j.  
WSE 1988



**Wuchsgebiete:**

- 10 Nordeifel
- 20 Niederrheinische Bucht
- 30 Niederrheinisches Tiefland
- 40 Bergisches Land
- 50 Sauerland
- 60 Westfälische Bucht
- 70 Weserbergland

**Regionale Forschungsstandorte:**

- Egge / Velmerstot
- Egge / Swaney
- Eifel / Lammersdorf
- Sauerland / Elberndorf
- Sauerland / Hilchenbach
- Niederrhein / Kleve
- Rothaargebirge / Glindfeld
- Rothaargebirge / Medebach

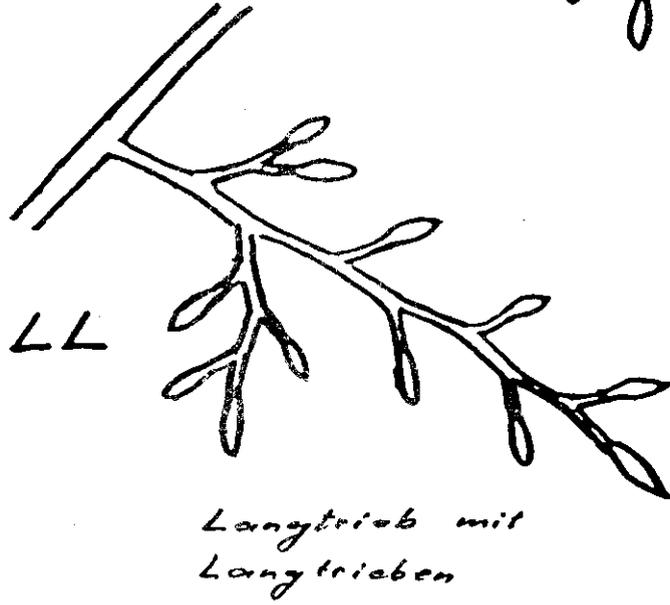
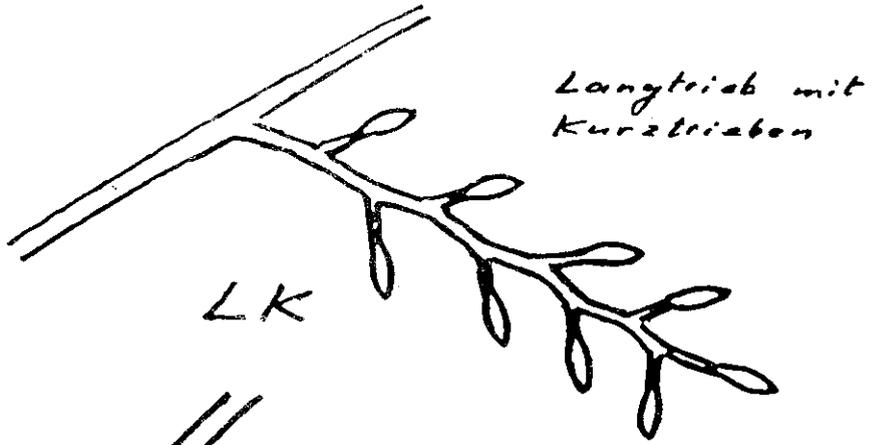


Abb. 2

Abb 4

Bu-Verzweigungs-  
klassen 3-6

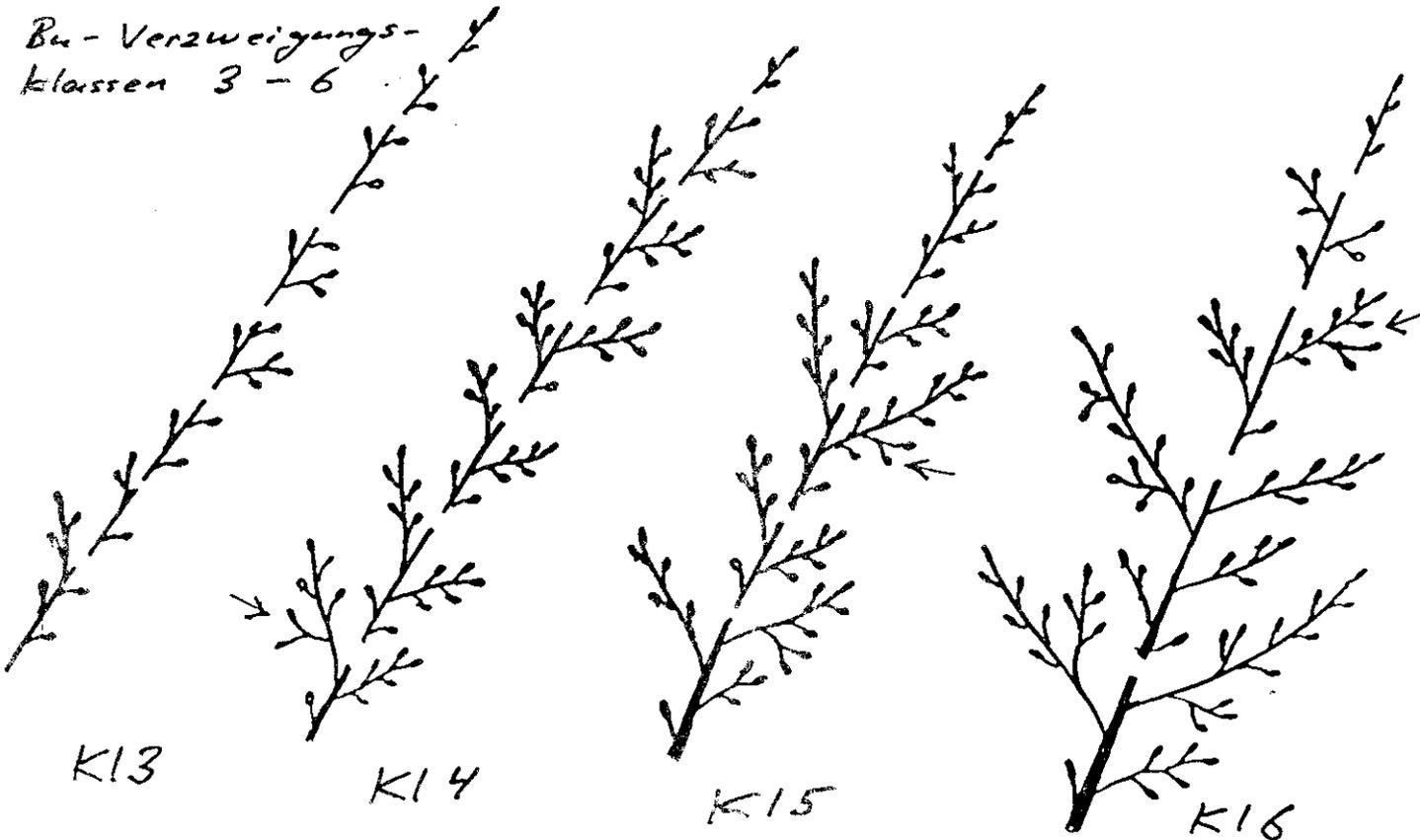


Abb 5: Bu VZ über Alter

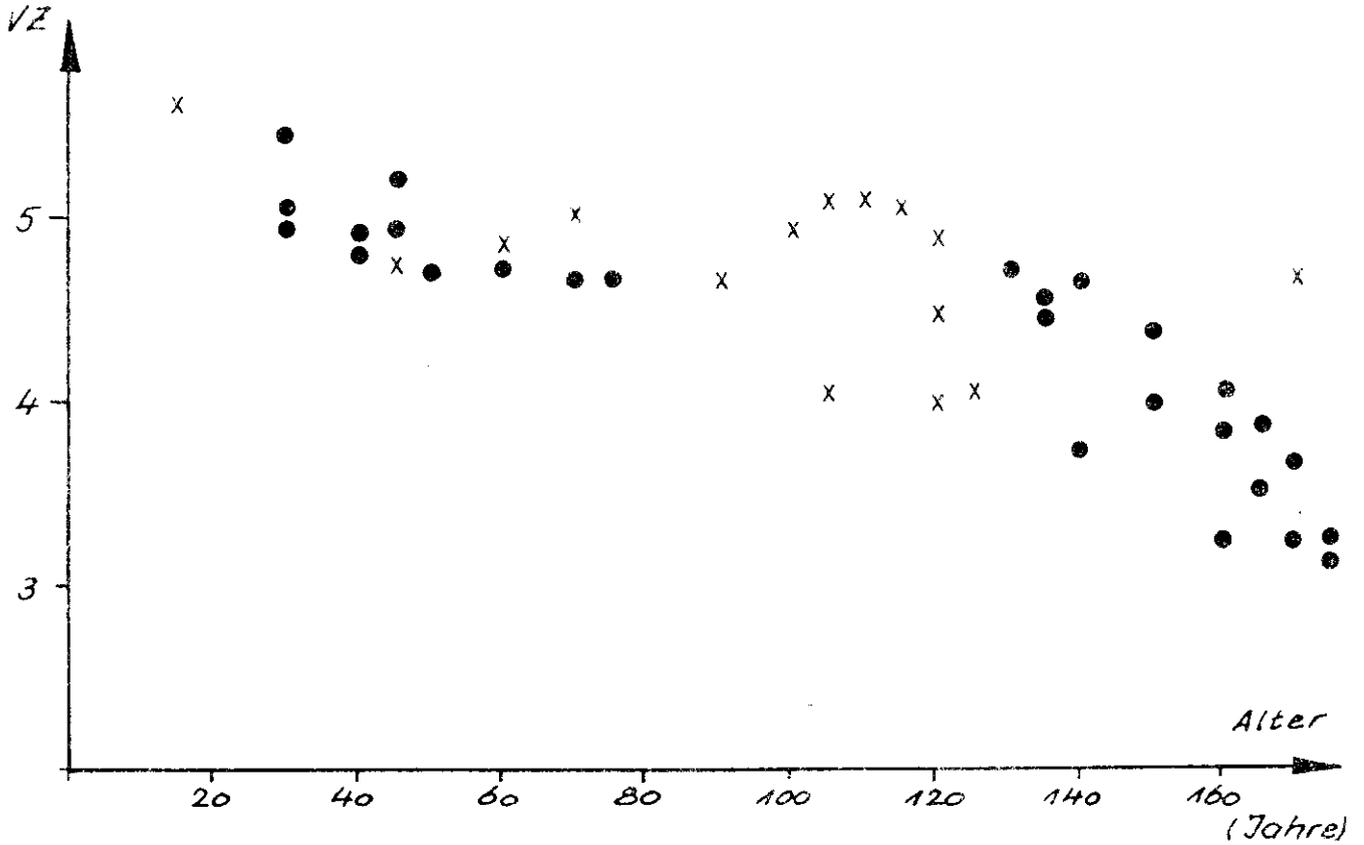


Abb 6: Bu VZ über Bestockungsgrad (Bg)

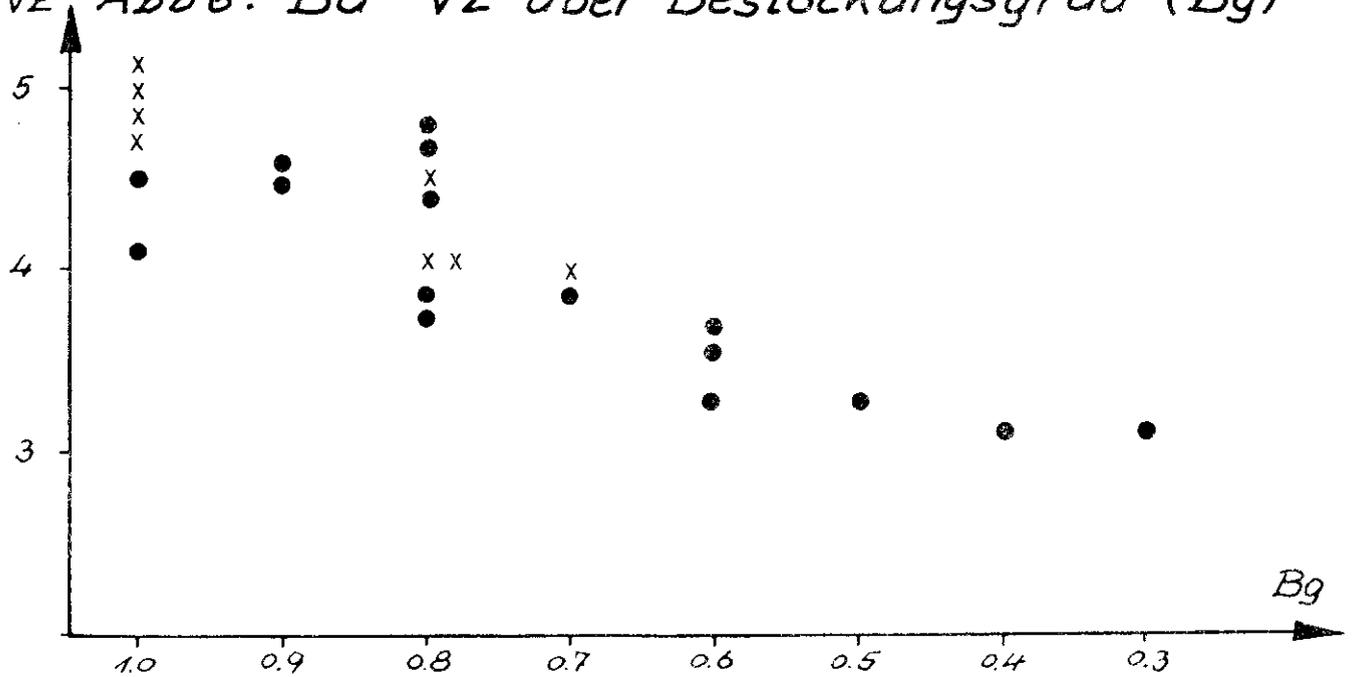
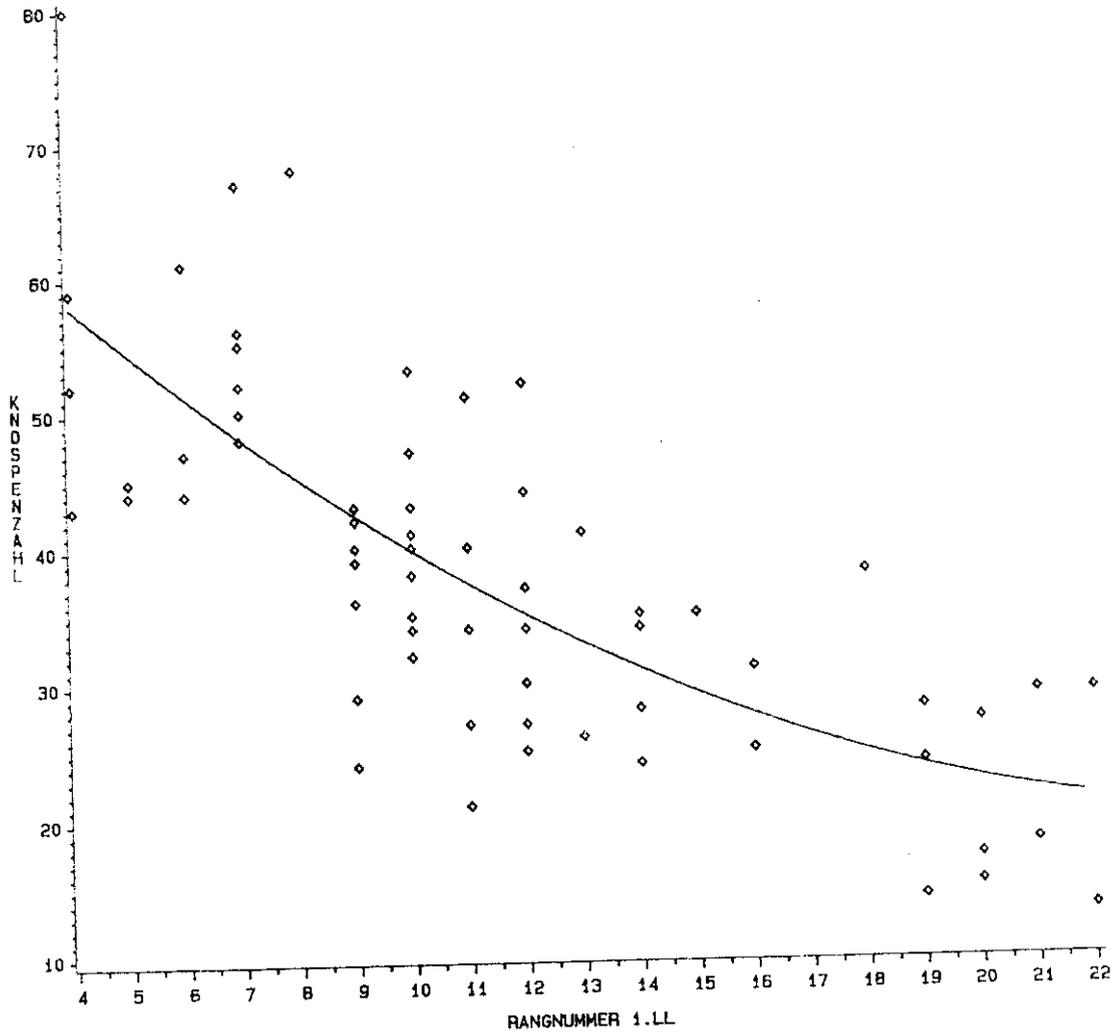


ABB.3: KORRELATION LANGTRIEBZIFFER ZUR KNOSPENZAHL



### Diskussion zum Vortrag RICHTER

Die Schadansprache über den "Laubverlust" wurde mit derjenigen nach den Roloff'schen Kriterien (Verhältnis Lang- und Kurztriebe) verglichen. Es wurde festgestellt, daß die Langzeitentwicklung von Schäden besser durch die Ansprache nach Roloff erfaßt wird, der aktuelle Zustand hingegen besser über den "Laubverlust" angesprochen wird.

Ein bei den geschädigten Bäumen gleichzeitig festgestellter Rückgang im Holzzuwachs war jedoch meist geringfügiger, als man nach der Schadensbeurteilung im Kronenraum erwartet hätte. Aber durch die Verlagerung der Lichtkrone nach innen kann besonders bei Randbäumen ein Baum einen höheren Zuwachs haben, als es seiner Schadstufe entspricht.

Bei der Diskussion über Einflüsse auf das Lang- / Kurztrieb-Verhältnis wurde besonders die Wasserversorgung als Faktor hervorgehoben. Bei der Waldschadenserhebung wurden aber Standorte ohne Wasserstreß ausgewählt.

Die Abfolge der Mastjahre ist in den letzten Jahren enger geworden. Obwohl dies auch früher schon teilweise beobachtet wurde, sollte dieser Trend heute besonders im Auge behalten werden.

Der Behauptung, daß die Bestände früher schlechter untersucht und daher Schäden nicht erkannt wurden, wurde deutlich widersprochen.

Als mögliche Ursache der höheren Buchenschäden (Erhebung 1988) in Ostwestfalen (Teutoburger Wald, Egge-Geb.) und im Sauerland im Vergleich zum Ruhrgebiet wurde die "Politik der hohen Schornsteine" diskutiert, durch die Luftschadstoffe zunehmend aus Ballungszentren hinaus in frühere Reinluftgebiete ferntransportiert werden.

## Schadstoffbelastung des Wienerwaldes

M. KAZDA, G. GLATZEL, L. LINDEBNER

### Schadstoffdeposition

Für Untersuchungen der Schadstoffdeposition wurde am Exelberg im stadtnahen Wienerwald in einem ca. 100-jährigen Buchenbestand eine Meßstation errichtet. Die Messungen des Schadstoffeintrages aus Luftverunreinigungen ergaben folgende Jahreswerte:

Sulfat	1983/84	96 kg SO <sub>4</sub> /ha	(33 kg S/ha)
Nitrat	1983/84	65 kg NO <sub>3</sub> /ha	
Ammonium	1983/84	22 kg NH <sub>4</sub> /ha	(insgesamt 32 kg N/ha)
Chlorid	1983/84	25 kg Cl/ha	
Blei	1984/85	200 g Pb/ha	
Cadmium	1984/85	70 g Cd/ha	
Kupfer	1984/85	90 g Cu/ha	

Im Vergleich mit Daten aus der Bundesrepublik Deutschland fallen vor allem die Cadmumeinträge auf. Die Cadmiumdeposition aus der Luftverschmutzung übersteigt die für Klärschlammausbringung zulässigen Grenzwerte für den Jahreseintrag beträchtlich. Im stadtnahen Wienerwald findet der Haupteintrag an Schadstoffen im Winterhalbjahr statt (78 % des Bleieintrages, 89 % des Cadmumeintrages). Gründe dafür sind die schlechteren atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen für die Emissionen aus dem KFZ-Verkehr, der Müllverbrennung und der Energieerzeugung und die verstärkte Verfeuerung fossiler Brennstoffe während der Wintermonate. Die hohen Werte hängen mit Nebeldeposition zusammen, wobei Nebeltröpfchen im Winter häufig als Raureif abgeschieden werden.

Nebel spielt beim Schadstoffeintrag in den Wienerwald eine außerordentlich wichtige Rolle. Die in der Wasserbilanz unbedeutenden Nebelniederschläge bringen ein Viertel des jährlichen Bleieintrages. Bei Cadmium ist es fast die Hälfte. Wie eine Schneeuntersuchung an einem Querprofil durch den Wienerwald gezeigt hat, kann nach einer langen Nebelperiode die Schneeoberfläche extrem hohe Schadstoffwerte erreichen.

Statistische Untersuchungen der Depositionsdaten zeigen, daß die Schadstoffeinträge in den Wienerwald bei winterlichen Hochdruckwetterlagen mit Nebel und bei Südostwinden besonders hoch sind. Die Emissionen der Großstadt Wien sammeln sich in diesem Fall unter der Hochnebelglocke und driften langsam in den Wienerwald.

Für diese Untersuchung wurde die Schneedecke in Altbuchenbeständen während einer längerdauernden Kälteperiode im Jänner 1985 untersucht. Die Abbildungen 3a) und b) zeigen die Konzentrationen von Blei und Stickstoff entlang des Querprofils von West nach Ost. Die vollen Balken stellen die Konzentrationen in der Schneeoberfläche, die offenen jene in der gesamten Schneedecke dar. Man sieht, daß die Rücken- und Höhenzüge des Wienerwaldes unter diesen Depositionsbedingungen ungleich höhere Einträge erfahren als die Tallagen. Weiters kann man die starke Anreicherung an der Oberfläche der Schneedecke erkennen.

Aus der fraktionierten Entnahme des Stammabflusses in dem Untersuchungsbestand konnten wichtige Ergebnisse über die Ab- und Auswaschung von Stoffen aus den Baumoberflächen sowie über den Konzentrationsverlauf während der Ereignisse gewonnen werden. Aus der Tabelle 1 geht hervor, daß bei allen Elementen mit Ausnahme von Natrium eine Auswaschung stattfindet. Dies sollte bei der Interpretation der Ergebnisse von Depositionsmessungen beachtet werden. Auf der anderen Seite zeigen viele Schwermetalle eine Retention im Kronenraum.

Tabelle 1: Relative Anteile von Abwaschung, Auswaschung und Niederschlag an der Stofffracht im Stammabfluß während der Vegetationsperiode

	Ca	Mg	K	Na %	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Cl
Abwaschung	32	20	13	28	30	30	35
Leaching	38	50	74	-2	18	20	35
Niederschlag	30	30	13	74	52	50	30

Die Abbildung 1 zeigt die ermittelten Sulfatkonzentrationen beim Einsetzen des Stammabflusses. Insbesondere während der Nebelperioden im Herbst können Konzentrationen bis zu  $600 \text{ mg.l}^{-1}$  auftreten. Aber auch in Perioden einer nur relativ geringen Belastung liegen die Werte um  $100 \text{ mg.l}^{-1}$ . Bei kurzer Niederschlagsdauer sind bei Wiedereintrocknung bereits direkte Schäden durch extreme Schadstoffkonzentrationen denkbar.

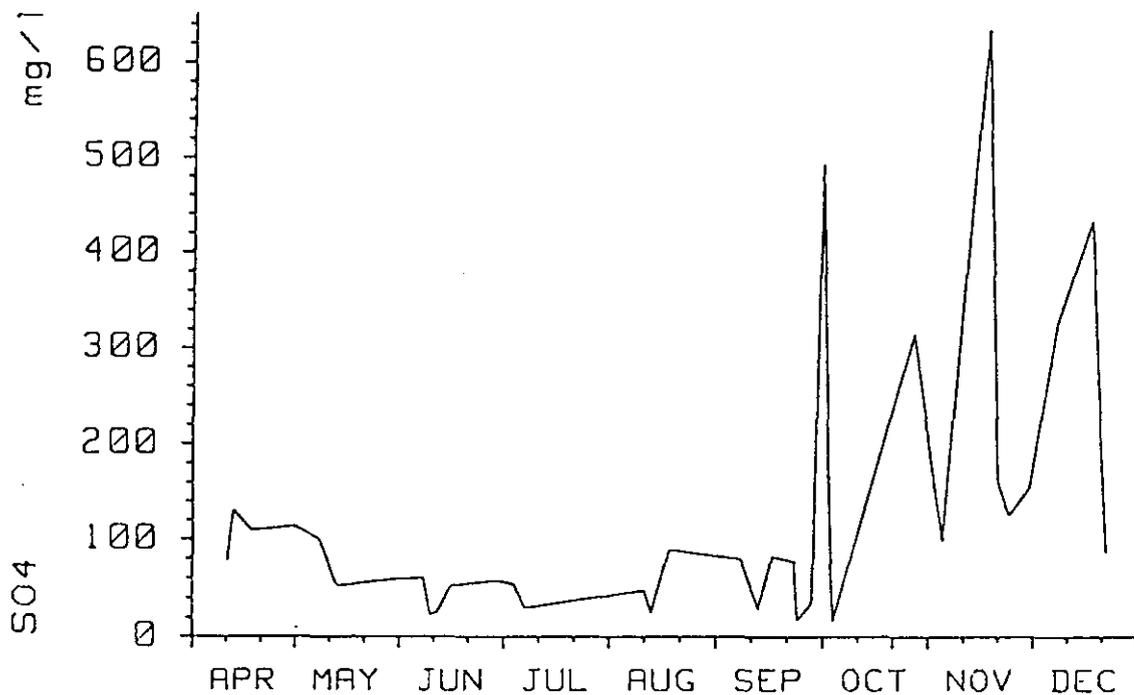


Abbildung 1: Sulfatkonzentrationen zu Beginn des Stammabflußereignisses

### Bodenzustand im Wienerwald

Um Anhaltspunkte über die Schadstoffbelastung der Wälder im gesamten Wienerwaldgebiet zu erhalten, wurden in 152 Buchenbeständen Boden- und Blattproben geworben und auf Pflanzennährstoffe und Schadstoffe untersucht.

Es wurde jeweils Boden aus dem stammnahen, durch Schadstoffanreicherung besonders betroffenen Bereich und aus dem stammfernen Zwischenflächenbereich untersucht. Der Vergleich zwischen diesen Werten kann zur Beurteilung der Depositionssituation herangezogen werden. Im Vordergrund standen die Bleigehalte im Oberboden. Die Auswertung der Analysendaten zeigte allerdings, daß die Bindung von Blei im Oberboden von Waldböden bisher überschätzt wurde. Im sehr sauren Bodenmilieu, wie es im Stammfußbereich von Altbuchen anzutreffen ist, werden erhebliche Bleimengen in tiefere Bodenhorizonte verlagert. Die extrem versauerten und durch Streuabwehung auch humusarmen Böden des Stammfußbereiches der Kuppen und Rücken weisen, trotz ihrer Ausgesetztheit für Filterdeposition, häufig geringere Bleigehalte auf als die weniger exponierten Oberhänge. Offenbar werden in den sauren und humusarmen Böden des Stammfußbereiches der Oberhänge und Kuppen erhebliche Bleimengen in tiefere Bodenhorizonte verlagert. Die Bleigehalte des Oberbodens der Zwischenflächen zeigen die erwartete höhere Belastung der stärker exponierten Geländeteile. Im Stammfußbereich hat der größere Säureeintrag im Verein mit geringerer Speicherleistung der Böden zur Tiefenverlagerung von Blei geführt.

Da der Schadstoffeintrag sein Maximum während des Winters erreicht, d.h. wenn die Pflanzen physiologisch nicht aktiv sind, ist die Gefährdung der Waldökosysteme des Wienerwaldes besonders durch Langzeitwirkung der Schadstoffakkumulation zu sehen. Der Boden im Einsickerungsbereich des Stammabflusses alter Buchen ist am stärksten belastet. Dieser Bereich ist durch extreme Nährstoffauswaschung und Schwermetallanreicherung gekennzeichnet. An diesen Kleinstandorten ist daher an vielen Stellen das Aufkommen von Buchenverjüngung und anderer Vegetation nicht mehr möglich.

### Diskussion zum Vortrag KAZDA

Die Frage nach der Ähnlichkeit der Schadsymptome im Wienerwald und in Nordrhein–Westfalen wurde bejaht. Betont wurde, daß besonders Randbäume aufgrund der Freistellung leiden.

Erstaunt wurde festgestellt, daß 23 % des Nitrats im Stammablaufwasser aus dem Leaching der Blätter stammt. Hingewiesen wurde in diesem Zusammenhang auf das sehr stark schwankende Nitratverhalten im Verlauf der Vegetationsperiode: im Sommer Stickstoffaufnahme im Kronenraum, im Herbst Stickstoffleaching.

Die Frage, ob auch bei Nebelereignissen eine Sammlung des Niederschlagswassers möglich sei, wurde verneint: dies sei aus technischen Gründen bis jetzt noch nicht machbar. Betont wurde auch, daß in den Behältern nur Gesamtmengen eines Niederschlagsereignisses gesammelt werden, die genannten Anfangskonzentrationen der Elemente wurden berechnet.

Nach Untersuchungen von Herrn Flückiger war der Mangan–Gehalt im Regenwasser zu Beginn der Messungen jeweils sehr hoch, ganz im Gegensatz zu den Ergebnissen von Herrn Kazda. Zur Frage, ob hohe Mangan–Konzentrationen in Buchen–Beständen (Boden, Pflanzensubstanz) toxisch wirken könnten, wurde auf Topfversuche verwiesen, in denen Wachstumsdepressionen unter Manganeinfluß auftraten. Allerdings wurde auch betont, daß Mangangehalte in Pflanzen artspezifisch unterschiedlich hoch sind und die Buche als Mangan–"Akkumulator" eingestuft wird.

## Nordrhein – Westfälische Schwerpunkte der Forschung zur Wirkung von Immissionen in Buchenwäldern

R. WITTIG

### 1. Überblick

Die Abteilung Geobotanik des Institutes für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik der Universität Düsseldorf beschäftigt sich seit dem Jahre 1983 mit der Wirkung von Immissionen in Buchenwäldern. Hauptuntersuchungsgebiet ist Nordrhein-Westfalen mit Schwerpunkt in Westfalen und hier wiederum im Bereich der Westfälischen Bucht und ihrer Randgebirge (Eggegebirge, Teutoburger Wald). Zu Vergleichszwecken und zur Erstellung einer gesamteuropäischen Übersicht erfolgten jedoch auch mehrere Untersuchungen im Ausland (Frankreich, Irland, Italien, Spanien, Ungarn). Bezüglich der Untersuchungsobjekte und der Fragestellungen wurden folgende Schwerpunkte gesetzt:

- Ermittlung von Veränderungen in der Krautschicht durch Wiederholungsaufnahmen und mittels Dauerquadratuntersuchungen;
- Untersuchungen zur Bedeutung des Stammabflußbereiches (Stammfußbereiches) der Buche als Indikator und Modell (s.Tab.1);
- vergleichende Untersuchungen entlang eines Höhengradienten im Eggegebirge bei Schwaney;
- der Flattergras-Buchenwald der Westfälischen Bucht (s. Tab.3): Dokumentation des aktuellen Zustandes, Feststellung von Veränderungen, Vergleich von Langzeit-Belastungsstandorten (Ruhrgebiet) mit weniger belasteten Bereichen (übrige Westfälische Bucht);
- Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetallfraktionen in Böden und Pflanzen sowie der Zusammensetzung und Bewurzelung der Krautschicht ausgewählter Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens.

Im folgenden sollen, soweit dies in der hier gebotenen Kürze möglich ist, die Ergebnisse der o.g. Projekte zusammengefaßt und der sich daraus ergebende Forschungsbedarf dargelegt werden. Wenn von nordrhein-westfälischen Schwerpunkten der Forschung zur Wirkung von Immissionen in Buchenwäldern die Rede ist, dürfen natürlich die Depositionsmessungen der LÖLF nicht vergessen werden (s. BLOCK & BARTELS 1983, 1985, 1986), auf die hier aber aus Platzgründen nicht näher eingegangen werden kann.

## 2. Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse

### 2.1 Veränderungen in der Krautschicht von Buchenwäldern

Im Flattergras-Buchenwald der Westfälischen Bucht zeigte sich 1983 im Vergleich zu 1976 eine Erhöhung der durchschnittlichen Artenzahl in der Krautschicht. Insbesondere zugenommen hatten Säurezeiger. In geringerem, aber ebenfalls signifikantem Maße waren auch Stickstoffzeiger vermehrt aufgetreten. Bei den mittleren Zeigerwerten hatte sich nur der für die Bodenreaktion signifikant verändert (s. WITTIG et al. 1985a; WITTIG & WERNER 1986). Auf den ersten Blick scheinen diese Ergebnisse im Widerspruch zu denen anderer Arbeitsgruppen zu stehen (z.B. WILMANN & BOGENRIEDER 1986; WILMANN et al. 1986; BÜRGER 1988; ROST-SIEBERT & JAHN 1986). WITTIG ( 1988 ) konnte jedoch zeigen, daß die Ergebnisse keine Widersprüche beinhalten, sondern unter Berücksichtigung der Tatsache, daß sehr unterschiedliche Untersuchungsobjekte ausgewählt wurden, gut miteinander vereinbar sind.

Als Vorarbeit für zukünftige Wiederholungsuntersuchungen ist die Arbeit von WITTIG et al. (1985b) zu sehen. Hier wurde gezeigt, daß bei genügend hoher Aufnahmezahl eine Wiederholung pflanzensoziologischer Aufnahmen auch dann sinnvoll ist, wenn die ursprünglichen Aufnahmeflächen nicht mehr wiedergefunden werden können. Werden die Wiederholungsaufnahmen erst nach relativ langer Zeit durchgeführt (mehr als einem Jahrzehnt), sollte man auf keinen Fall wieder die gleichen Aufnahmeflächen nehmen, sondern Wälder vergleichbaren Alters an vergleichbaren Standorten (Boden, Exposition, Inklination, Meereshöhe) wählen. Werden die Erst- und die Zweitaufnahme auf identischen Flächen durchgeführt, so sind die auf jeden Fall zu erwartenden sukzessionsbedingten Veränderungen nicht von eventuellen immisionsbedingten Veränderungen zu trennen (s. WITTIG 1988 ).

Dauerbeobachtungsflächen wurden von der Abteilung Geobotanik in Nordrhein-Westfalen insgesamt sieben angelegt. Hinzu kommen drei weitere Dauerbeobachtungsflächen im Spessart. Die nordrhein-westfälischen Dauerbeobachtungsflächen befinden sich im Bereich des Transektes Schwaney (2 Flächen), bei Lippstadt (Gerstholt; 1 Fläche), in Wormbach (1 Fläche) und südlich von Münster bei Amelsbüren (Forst Tinnen; 3 Flächen). Auf jeder dieser Flächen wurde die Krautschicht einmal jährlich zum gleichen Zeitpunkt im Bereich von 10 jeweils 3m<sup>2</sup> umfassenden Rasterflächen kartiert. Die einzelnen Rasterfelder haben eine Fläche von 100cm<sup>2</sup> (10 x 10 cm<sup>2</sup>). Pro Dauerbeobachtungsfläche ergeben sich somit 10 x 300 = 3000 Beobachtungspunkte. Hierbei zeigte es sich, daß ein Zeitraum von vier Jahren offensichtlich zur Erzielung aussagefähiger Ergebnisse zu kurz ist (s. WERNER et al. im Druck). Auf einigen der Flächen sollen die Untersuchungen daher noch bis 1993 weitergeführt werden, aus Zeit- und Kostengründen allerdings in verringertem Umfang (Vergrößerung des Kartiergrasters; Beschränkung auf die Flächen in Schwaney und Lippstadt). Im Hinblick auf die Aussagefähigkeit der Ergebnisse von Aufnahmen solcher im Verhältnis zum Minimumareal einer Waldgesellschaft relativ kleinen Flächen ist die Arbeit von NEITE (1988) von Interesse.

## 2.2 Der Stammabflußbereich der Buche als Modell und Indikator

Die in Tab.1 zusammengestellten Arbeiten der Abteilung Geobotanik zeigen zusammen mit den Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen (s. z.B. GLAVAC & KOENIES 1986; GLAVAC et al. 1985; GLATZEL et al. 1983, 1986; JOCHHEIM 1985; KOENIES 1982; SCHÄFER 1988), daß der Stammfußbereich der Buche als Modell für die potentielle Entwicklung der Krautschicht und der Böden unserer Wälder bei fortschreitendem Immissionseinfluß gelten kann. WITTIG & NEITE ( 1989 ) weisen darauf hin, daß eine vergleichende Untersuchung von Stammfußbereich und Bestandesmitte sehr gut für die Errichtung eines gesamteuropäischen Biomonitoring-Netzes für großräumige Immissionsbelastung geeignet ist. An einen "idealen" Monitor sind nämlich folgende Anforderungen zu stellen, die vom Stammabflußbereich der Buche in hohem Maße erfüllt werden:

- Im gesamten Untersuchungsgebiet in hoher Individuenzahl repräsentiert,
- leichte Probenahme,
- standardisierbare Methoden der Probenahme und der Untersuchung,
- hohe Akkumulationsrate, .
- keine jahreszeitlichen Schwankungen im Indikator- bzw. Akkumulationsverhalten.

## 2.3 Die Bedeutung der Höhenlage (Transekt "Schwaney")

Im Egge-Gebirge bei Schwaney werden entlang eines Höhengradienten (Transekt "Schwaney") Untersuchungen zur Bedeutung der Höhenlage für immissionsbedingte Veränderungen im Waldökosystem durchgeführt. Die Untersuchungen erfolgen in enger Zusammenarbeit mit einer zoologischen Arbeitsgruppe (Leitung: Prof. Dr. H. Greven, Institut für Zoologie II der Universität Düsseldorf). Im Rahmen dieses primär zoologischen Schwester-Projektes wurden auch Flechten-Bestandsaufnahmen entlang des Transektes durchgeführt (MASUCH 1984). Eine Vorstellung des botanischen und des zoologischen Projektes sowie erste Ergebnisse finden sich bei BALLACH et al. (1985, 1986). Weitere Einzelergebnisse werden von WERNER et al. (im Druck) und NEIKES et al. (in Vorbereitung) mitgeteilt. Letztere Arbeit ist besonders erwähnenswert, da hier erstmals der Stoffhaushalt unmittelbar benachbarter, gleichaltriger Luzulo- und Melico-Fageten verglichen wird. Vergleichende Untersuchungen der Phosphor- und Stickstoffmineralisation im Stammfußbereich und in der Bestandesmitte führte WERNER (1988) entlang des Transektes durch.

Die 1983 begonnenen Untersuchungen des Transektes sollen bis 1993 weitergeführt werden. Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse scheint daher zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht sinnvoll. Es ist allerdings bereits jetzt absehbar, daß bezüglich mehrerer Immissions- und Wirkungsparameter eine klare Höhenabhängigkeit besteht.

Tab. 1: Untersuchungen der Abteilung Geobotanik des Institutes für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik (Universität Düsseldorf) zur Bedeutung des Stammfußbereiches der Buche als Indikator und Modell

Thema	Literaturzitat	Untersuchungsgebiet(e)	Probenahme
Zusammensetzung der Krautschicht und Bodenbeschaffenheit in Abhängigkeit von der Entfernung zum Stammfuß	WITTIG & NEITE 1983 WITTIG & NEITE 1985 NEITE & WITTIG 1985 WITTIG 1986a WITTIG et al. 1987 NEITE 1987	Vorspessart bei Alzenau  Teutoburger Wald	7/83  Boden 10/84 Vegetation 5/85
Regionalisierung verschiedener Bodenparameter im Flattergras-Buchenwald	WITTIG & WERNER 1986 WERNER et al. im Druck	Westfälische Bucht	6, 7/85
Schwermetallgehalte von <i>Mnium hornum</i> im Flattergras-Buchenwald	CLEMENT & WITTIG 1986	Westfälische Bucht	Herbst 84
Vergleich Italien/Mitteleuropa	WERNER et al. 1987	Foresta Umbra, Nationalpark Abruzzen, Monte Amiata, Foresta Casentinese	9/86
Verteilung von Blei entlang eines Höhengradienten	WERNER et al. im Druck	Egge-Gebirge (Schwaney)	10/86
Vergleich verschiedener Regionen in Europa	WITTIG 1986a, b, c WITTIG & VENANZONI 1987	Teutoburger Wald, Irland, Westfalen, Bükk (Ungarn), Italien, Spanien	4/85, 7/86, 9/85, 5/85, 4/85, 8/85
Verbreitung und Ausprägung der Stammfußphänomene in Europa	WITTIG im Druck WITTIG & NEITE 1989	Europa	s. o.

Tab. 2: Buchenwaldforschung im Bereich des Transektes Schwaney im Eggegebirge

Institutionen bzw. Institut	Thema bzw. Themen	Veröffentlichungen
Fraunhofer-Institut, Schmallenberg-Grafschaft	Bodenfauna und Humuszersetzung	keine
Heinrich-Heine-Universität, Düsseldorf Institut für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik	Vergleichende Untersuchungen von Deposition, Vegetation und ausgewählten Bodenparametern entlang eines Höhentransektes  Vergleichende Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Melico- und eines Luzulo-Fagetum-Bestandes	BALLACH et al. (1985, 1986) WERNER (1988) WERNER et al. (im Druck) CLEMENT et al. (im Druck)  NEIKES et al. (in Vorbereitung)
Heinrich-Heine-Universität, Düsseldorf Institut für Zoologie	Bodenzoologische Untersuchungen entlang eines Höhentransektes	GERDSMEIER & GREVEN (1987) RÜTHER & GREVEN (1988) SCHOCH-BÖSKEN & GREVEN (1987) SCHOCH-BÖSKEN & GREVEN (im Druck)
Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung des Landes Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen	Untersuchungen zur Deposition von Luftverunreinigungen und deren Auswirkungen auf die Bodenvegetation	BLOCK & BARTELS (1985, 1986) GENRMANN (1987)
Universität Bielefeld, Fakultät für Biologie, Abteilung Ökologie	Einfluß von Schwermetallen auf die Kambiumaktivität von Buchen und Fichten	BRECKLE et al. (1988b)
Universität-GH Paderborn	Flechtenbesiedlung entlang eines Höhentransektes	MASUCH (1984, 1985, 1988) MASUCH & GREVEN (in Vorbereitung)

Von 1983 bis 1987 wurden entlang des Transektes fünf Beobachtungsstationen in Buchenwäldern betrieben (s. Abb. 1). Zwischen Station 3 und 4 befand sich außerdem eine Station im Freiland zur getrennten Erfassung der trockenen und nassen Niederschlagsdeposition. Depositionsmessungen an allen Stationen des Transektes werden seit 1986 durchgeführt. Aus Kostengründen wurde die reine Freilandmeßstelle Ende Juni 1987 und die Station Nr. 5 (Hinterhang) Ende Dezember 1987 abgebaut. Neben der Universität Düsseldorf sind noch weitere Institute bzw. Institutionen im Bereich des Transektes "Schwaney" aktiv. In Tab. 2 sind die z. Zt. in Schwaney laufenden oder abgeschlossenen Untersuchungen aufgelistet.

#### **2.4 Der Flattergras-Buchenwald der Westfälischen Bucht unter besonderer Berücksichtigung eines Vergleiches von Langzeit-Belastungsstandorten (Ruhrgebiet) mit weniger belasteten Bereichen (übrige Westfälische Bucht)**

Außer den in Kap. 2.1 erwähnten Wiederholungsaufnahmen sowie Untersuchungen im Stammfußbereich (vgl. Tab. 1) wurden im Flattergras-Buchenwald der Westfälischen Bucht noch zahlreiche weitere Arbeiten durchgeführt. In Tab. 3 sind diese Arbeiten zusammengestellt und die Ergebnisse stichwortartig aufgelistet.

#### **2.5 Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetall-Fraktionen in Böden und Pflanzen sowie der Zusammensetzung und Bewurzelung der Krautschicht ausgewählter Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens**

Die Mehrzahl der in den Kap. 2.2 - 2.4 erwähnten Untersuchungen der Abteilung Geobotanik beinhaltet u.a. auch Daten zum Schwermetallgehalt von Böden und/oder Pflanzen (BALLACH et al. 1985, 1986; WITTIG & WERNER 1986, im Druck; CLEMENT & WITTIG 1987; NEITE 1987; CLEMENT et al. im Druck; WERNER et al. im Druck; WITTIG & NEITE 1989 ; WITTIG im Druck ). Die im Rahmen dieser Untersuchungen erzielten Ergebnisse bildeten den Anstoß für die Beantragung des inzwischen vom Land Nordrhein-Westfalen geförderten Forschungsprojektes "Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetall-Fraktionen in Böden und Pflanzen sowie der Zusammensetzung und Bewurzelung der Krautschicht ausgewählter Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens". Eine Projektbeschreibung findet sich bei WITTIG & NEITE (1988). Erste Ergebnisse wurden im Herbst des Jahres 1988 als Poster auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Essen vorgestellt (NEITE & WITTIG in Vorbereitung).

Im Rahmen des Projektes ist eine intensive Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. S.-W. BRECKLE (Universität Bielefeld) vereinbart, die sich ebenfalls seit langem mit der Wirkung von Schwermetallen in Buchenwäldern bzw. auf die Buche beschäftigt (s. z.B. BRECKLE et al. 1988a, b; HAGEMeyer et al. 1986; KAHLE & BRECKLE 1985).

Tab. 3: Untersuchungen der Abteilung Geobotanik des Institutes für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik (Universität Düsseldorf) im Flattergras-Buchenwald der Westfälischen Bucht

Thema/Methode	Literaturzitat	Zeitpunkt der Probenahme(n)	Anzahl der Probe(n)	Ergebnis
Wiederholungsaufnahmen der Krautschicht	WITTIG et al. 1985a WITTIG & WERNER 1986	6/83*	44	Artenzunahme, insbesondere Säurezeiger und auch Stickstoffzeiger; signifikante Abnahme des mittleren Zeigerwertes für die Bodenreaktion
Boden-pH im Stammfußbereich und in der Bestandesmitte	BALLACH et al. 1985	6/83 u. 6/84	37	Signifikante, reproduzierbare Unterschiede zwischen Stammfußbereich und Bestandesmitte
Bodentypen und Humusformen	WERNER & WITTIG 1986	6,7/85	36	Signifikante Korrelationen zwischen floristischer Zusammensetzung der Krautschicht und Bodenchemismus sowie Humusformen
Vergleich von Bodenparametern des Stammfußbereiches und der Bestandesmitte			25	
Phänologie: Laubfall und Laubverfärbung		Herbst 83 u. 84	37	
Zählung von Buchenkeimlingen und -jungwuchs	WITTIG & WERNER 1986	6/83 u. 6/84	27	Deutliche regionale Unterschiede
Schwermetallgehalte der Moose <i>Mnium hornum</i> und <i>Hypnum cupressiforme</i>		10/84	15	
Schwermetallgehalte von <i>Mnium hornum</i> im Stammfußbereich u. i. d. Bestandesmitte	CLEMENT & WITTIG 1987	10/84	14	Signifikante Unterschiede bei Pb, keine Signifikanz bei Cd und Zn
Bewurzelung von <i>Milium effusum</i> in Abhängigkeit von Bodenparametern (pH, Ca-, Fe-, Al-, H-Sättigung)	WITTIG et al. 1987 MEYERCORDT et al. im Druck	9/84	2	Signifikante Korrelationen zwischen Bodenchemismus und Bewurzelung
Vergleich von Bodenbeschaffenheit und Artenzusammensetzung innerhalb und außerhalb des Ruhrgebietes	WITTIG & WERNER im Druck	Boden: 10,11/84 Vegetation: 6/83 bzw. 9/88	26	Deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Krautschicht sowie im Pb-Gehalt und C/N-Verhältnis des Oberbodens

\* Vergleich mit 6/76 (BURRICHTER & WITTIG 1977)

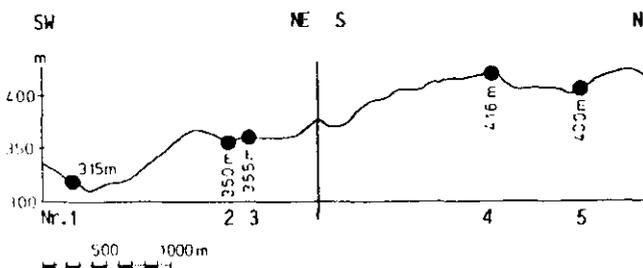


Abb. 1: Lage und Numerierung der Buchenwald-Untersuchungsflächen des Institutes für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik der Universität Düsseldorf im Transekt Schwaney (die senkrechte Linie zwischen den Stationen Nr. 3 und 4 kennzeichnet einen Profilknick.)

### 3. Zukünftige Buchenwald-Forschung in Nordrhein-Westfalen

Das vorhergehende Kapitel läßt drei Schwerpunkte der Buchenwald-Forschung in Nordrhein-Westfalen erkennen, an denen weitergearbeitet werden sollte:

- Der Flattergras-Buchenwald (vgl. Tab.3), insbesondere ein Vergleich von Wäldern in und außerhalb des Ruhrgebietes;
- das Transekt Schwaney im Eggegebirge (vgl. Tab 2);
- die Verbreitung und Wirkung von Schwermetallen (vgl. NEITE in diesem Band).

#### **3.1 Vergleichende Untersuchungen von Flattergras-Buchenwäldern in und außerhalb des Ruhrgebietes**

##### **3.1.1 Die besondere Eignung des Flattergras-Buchenwaldes für die Immissionsforschung**

Der Flattergras-Buchenwald eignet sich aus zwei Gründen besonders gut für die Untersuchung der Auswirkungen von Immissionen:

- Von den vier in Nordrhein-Westfalen großflächig verbreiteten Buchenwaldgesellschaften, dem Perlgras-Buchenwald (Melico-Fagetum), dem Flattergras-Buchenwald (Milio-Fagetum), dem Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) und dem Buchen-Eichenwald (Fago-Quercetum) stockt erstgenannter auf sehr basenreichen, d. h. also gut gepufferten Böden. Saure Immissionen werden daher erst nach einer sehr langen Einwirkungszeit sicht- bzw. meßbare Veränderungen hervorrufen. Die beiden letztgenannten Typen (Luzulo-Fagetum, Fago-Quercetum) sind bezeichnend für nährstoffarme, saure Standorte. Viele Erscheinungen, die an anderen Standorten immissionsbedingt auftreten, gehören dementsprechend im Luzulo-Fagetum und Fago-Quercetum zu den typischen Bestandes- bzw. Standortsmerkmalen. Es ist daher weder mit dem Neuauftreten von Säure-Zeigern (diese sind sowieso schon vorhanden) noch mit dem Rückgang von Basen-Zeigern (sie kommen in diesen Wäldern von vornherein nicht vor) und zumindest auch nicht mit einer starken Bodenversauerung (die Böden sind von Natur aus sauer) zu rechnen. Der Flattergras-Buchenwald stockt dagegen auf mittleren Standorten und zu seiner charakteristischen Artenkombination gehören dementsprechend insbesondere Pflanzen mit mittleren Standortsansprüchen. Man kann deshalb erwarten, daß die floristische Zusammensetzung und der Bodenchemismus des Flattergras-Buchenwaldes relativ schnell auf Immissionen reagieren. Die bisher durchgeführten Untersuchungen (s.Tab.3) bestätigen diese Annahme.
- Der Flattergras-Buchenwald ist die flächenmäßig bedeutendste Waldgesellschaft des Ruhrgebietes, kommt aber auch außerhalb dieses alten Industriestandortes vor. Er ist daher ein ideales Objekt für vergleichende Untersuchungen von Langzeit-Belastungsstandorten und weniger belasteten Waldgebieten (s. z.B. WITTIG & WERNER im Druck).

Die im Rahmen von nun sechsjähriger Untersuchung entstandenen zahlreichen Veröffentlichungen der Abteilung Geobotanik sowie einige weitere Veröffentlichungen anderer Autoren (BURRICHTER & WITTIG 1977; RUNGE 1981, 1983) machen den Flattergras-Buchen-

wald zu der bestuntersuchten Waldgesellschaft Nordrhein-Westfalens. Falls in Nordrhein-Westfalen weiterführende Buchenwald-Forschungsprojekte initiiert und eventuell neue Meßstationen errichtet werden, sollte dies dort erfolgen, wo bereits viel Vorarbeit geleistet wurde, also auf jeden Fall auch im Flattergras-Buchenwald.

Neben dieser guten Eignung für die Immissions-Wirkungsforschung gibt es noch weitere Gründe, den Flattergras-Buchenwald als Objekt für wissenschaftliche Untersuchungen auszuwählen:

- Das Milio-Fagetum ist eine bedeutsame Waldgesellschaft der Rekultivierungsflächen im Braunkohlenabbaugebiet der Vile (vgl. TRAUTMANN 1973). Aus dem Studium der Vile-Buchenwälder lassen sich daher Hinweise für zukünftige Rekultivierungsmaßnahmen ableiten (WITTIG et al. 1985c).
- Da der Flattergras-Buchenwald auf Lössböden stockt und diese besonders fruchtbare Ackerböden darstellen, gibt es nur noch wenige gut erhaltene Bestände dieser Waldgesellschaft. Sie verdient daher auch aus der Sicht des Biotopschutzes Beachtung.

### 3.1.2 Projekt-Vorschläge

Analog zu den im Rahmen des Forschungsprogrammes "Waldschäden" in Nordrhein-Westfalen bisher erfolgreich betriebenen Untersuchungsstationen in Fichtenforsten sind entsprechende Stationen in Buchenwäldern einzurichten. Aus den oben aufgeführten Gründen bietet es sich an, je eine Beobachtungsfläche in einem Flattergras-Buchenwald-Bestand des Ruhrgebietes und in einem ruhrgebietsfernen Wald anzulegen.

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, daß sich die Krautschicht des Flattergras-Buchenwaldes im Ruhrgebiet deutlich von der außerhalb des Ruhrgebietes unterscheidet. Gleichzeitig konnten mehrere Unterschiede im Bodenchemismus und im Humuszustand festgestellt werden, die vermutlich auf die jahrzehntelange Immissionsbelastung zurückzuführen sind. Durch experimentelle Ansätze (Kulturversuche in Gewächshäusern) ist zu klären, ob diese Standortsunterschiede oder aber direkte Wirkungen der ehemaligen, lang anhaltenden hohen  $\text{SO}_2$ -Belastung auf die Pflanzen für die Zusammensetzung der Krautschicht in und außerhalb des Ruhrgebietes verantwortlich sind. Zusammenfassend ergibt sich also folgender Forschungsbedarf:

- Einrichtung je einer Forschungsstation in einem Flattergras-Buchenwald des Ruhrgebietes und in einem ruhrgebietsfernen Bestand.
- Experimentelle Untersuchungen zu direkten und indirekten Auswirkungen von Immissionen auf die Krautschicht von Flattergras-Buchenwäldern.

### 3.2 Transekt "Schwaney" im Eggegebirge

Aufgrund der Vielzahl der bereits vorliegenden Untersuchungen ist auch der Bereich des Transektes Schwaney im Eggegebirge für die Einrichtung einer Forschungsstation prädestiniert. Anders

als im Flattergras-Buchenwald arbeiten im Eggegebirge jedoch zur Zeit bereits eine Vielzahl von Forschergruppen (s.Tab.2), von denen zumindestens einige bisher mit Sicherheit nur sehr wenig voneinander wissen. Ein erster, unbedingt erforderlicher Schritt zukünftiger Forschungsaktivitäten ist daher die Zusammenführung aller bisher im Eggegebirge tätigen Forschergruppen zum Zwecke des Austausches von Ergebnissen und der Koordination der Arbeiten.

Wie bereits oben erwähnt (s.Kap.2.4) bietet das Transekt Schwaney die Besonderheit, daß dort ein Braunerde-Buchenwald (Melico-Fagetum) unmittelbar neben einem Sauerhumus-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) liegt. Beide Bestände unterscheiden sich lediglich im Ausgangsmaterial des Bodens und dementsprechend im Bodentyp, sind ansonsten aber völlig miteinander vergleichbar (Höhenlage, Exposition, Inklination, Bestandesalter). Hier bietet sich daher die nahezu einmalige Möglichkeit, die Wirkungen von Immissionen auf zwei vergleichbare Waldbestände mit basenreichen und basenarmen Böden zu studieren.

### **3.3 Verbreitung und Auswirkung von Schwermetallen in nordrhein-westfälischen Buchenwäldern**

Die zu diesem Thema in Nordrhein-Westfalen bereits laufenden Forschungsprojekte werden im Rahmen dieses Symposiums gesondert vorgestellt (s. NEITE sowie die Beiträge der Arbeitsgruppe BRECKLE in diesem Band). In diesen Beiträgen wird auch der diesbezügliche Forschungsbedarf formuliert. Auf eine Wiederholung wird daher hier verzichtet.

#### Literatur

**Arbeiten der Abteilung Geobotanik des Institutes für Ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik der Universität Düsseldorf**

BALLACH, H.-J., GREVEN, H., WITTIG, R., 1985 - Biomonitoring in Waldgebieten Nordrhein-Westfalens. - Staub-Reinhaltung Luft 45: 567-573.

BALLACH, H.-J., ELLING, W., GREVEN, H., WITTIG, R., 1986 - Studies on biocenoses, individual organisms, and deposition rates in the Egge mountains, an area heavily affected by forest decline. In Georgii, H.-W. (ed.): Atmospheric pollutants in forest areas: 235-246.

CLEMENT, M., WITTIG, R., 1987 - Heavy metal content of the moss *Mnium hornum* growing in the stem flow area of *Fagus sylvatica*. - Acta Oecologica/Oecol. Plant 8: 257-264.

CLEMENT, M., WERNER, W., WITTIG, R., (im Druck) - Schwermetallgehalte des Mooses *Mnium hornum* in Buchenwäldern der Westfälischen Bucht. - Verhandl. Ges. Ökol. 17.

- MEYERCORDT, J., WERNER, W., WITTIG, R., (im Druck) - Untersuchungen zur Bewurzelung von *Milium effusum* in Flattergras-Buchenwäldern der Westfälischen Bucht. - Verhandl. Ges. Ökol. 17.
- NEIKES, N., KAZDA, M., WITTIG, R., (in Vorbereitung) - The influence of atmospheric deposition on the turnover of cationic nutrients in two beech stands on different soils. - In Georgii, H.-W. (ed.) Mechanism and effect of pollutant-transfer into forests.
- NEITE, H., 1987 - Untersuchungen über Veränderungen in den Buchenschürzen der Kalk-Buchenwälder des Teutoburger Waldes. - Diss. Bot. 108: 85 + 17 S., Berlin/Stuttgart.
- NEITE, H., 1988 - Untersuchungen zur Anlage und Beobachtung von Dauerprobeflächen in der Krautschicht von Buchenwäldern. - *Tuexenia* 8: 295-305.
- NEITE, H., WITTIG, R., 1985 - Korrelation chemischer Bodenfaktoren mit der floristischen Zusammensetzung der Krautschicht im Stammfußbereich von Buchen. - *Acta Oecologica/Oecol.Plant.* 6: 375-385.
- NEITE, H., WITTIG, R., (im Druck) - Blei- und Zinkgehalte von Böden und Pflanzen in Buchenwäldern Nordrhein-Westfalens. - Verhandl. Ges. Ökol. 18.
- WERNER, W., 1988 - Stickstoff- und Phosphor-Mineralisation im Versickerungsbereich des Stammablaufwassers von Buchen (*Fagus sylvatica* L.). - *Flora* 181: 339-352.
- WERNER, W., WITTIG, R., 1986 - Die Böden des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht. - Abhandl. Westfäl. Museum Naturkde. 48(2/3): 317-340.
- WERNER, W., VENANZONI, R., WITTIG, R., 1987 - Trunk base phenomena in Italian beech forests. A comparison with Central European conditions. - *Acta Oecologica/Oecol. Plant* 8: 359-374.
- WERNER, W., WITTIG, R., NEITE, H., (im Druck) - Monitoring in Buchenwäldern der Westfälischen Bucht. - Verhandl. Ges. Ökol. 17.
- WITTIG, R., 1986a - Acidification phenomena in beech forests of Europe. - *Water, Air, Soil Pollution* 31: 317-323.
- WITTIG, R., 1986b - Veränderungen in der Krautschicht von Buchenwäldern. - *Texte Umweltbundesamt* 17/86: 209-217.
- WITTIG, R., 1986c - Acidification phenomena in European beech forests. In *Botanical Society of China* (ed): *Proceedings of the International Symposium on Mountain Vegetation*, September 1-5, 1986: 209-213, Beijing (China).

- WITTIG, R., 1988 - Retrospective studies of changes in Central European forests by means of repeating phytosociological surveys. - In SALBITANO, F. (ed): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 139-147 ESF FERN-CNR, Bologna
- WITTIG, R., (im Druck)b - Impact of air pollution on ecosystems - Atti Soc. Ital. Ecol.
- WITTIG, R., NEITE, H., 1983 - Sind Säurezeiger im Stammfußbereich der Buche Indikatoren für immissionsbelastete Kalk-Buchenwälder? - Allgem. Forst Zeitschr. 38: 1232-1233.
- WITTIG, R., NEITE, H., 1985 - Acid indicators around the trunk base of *Fagus sylvatica* in limestone and loess beechwoods: distribution pattern and phytosociological problems. - Vegetatio 64: 113-119.
- WITTIG, R., NEITE, H., 1988 - Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetallfraktionen in Böden und Pflanzen sowie der Zusammensetzung und Bewurzelung der Krautschicht ausgewählter Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens. - Forschungsber. Forschungsprogramm Land Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" 1: 267-274.
- WITTIG, R., NEITE, H., 1989 - Distribution of lead in the soils of *Fagus sylvatica* forests in Europe. - In ÖZTÜRK, M.A. (ed): International Symposium on Plants and Pollutants in Developed and Developing Countries, 199-206, Ege Univ. Izmir
- WITTIG, R., VENANZONI, R., 1987 - Cambiamenti chimici e floristici nell'area basale del tronco di faggio (*Fagus sylvatica* L.) come indicatori delle precipitazioni acide. - Informatore Bot. Ital. 19(1): 11-16.
- WITTIG, R., WERNER, W., 1986 - Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht. - Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3: 33-70.
- WITTIG, R., WERNER, W., (im Druck) - Buchenwälder im Ruhrgebiet und in der Westfälischen Bucht - Eine vergleichende Untersuchung. Verhandl. Ges. Ökol. 18.
- WITTIG, R., BALLACH, H.-J., BRANDT, C.J., 1985a - Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight. - Angew. Bot. 59: 219-232.
- WITTIG, R., WERNER, W., NEITE, H., 1985b - Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: Eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? - VDI-Ber. 560: 21-33.
- WITTIG, R., GÖDDE, M., NEITE, H., PAPAJEWSKI, W., SCHALL, O., 1985c - Die Buchenwälder auf den Rekultivierungsflächen im Rheinischen Braunkohlenrevier: Artenkombination, pflanzensoziologische Stellung und Folgerungen für zukünftige Rekultivierungen. - Angew. Bot. 59: 95-112.

WITTIG, R., NEITE, H., MEYERCORDT, J., 1987 - Begünstigung säureliebender Arten in mitteleuropäischen Buchenwäldern. In: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. - Wissenschaftl. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle Wittenberg 46: 58-69.

**Zitierte Arbeiten anderer Autoren:**

BLOCK, J., BARTELS, U., 1983 - Stand der Depositionsmessungen im Pilotprojekt Saure Niederschläge. - Mitteilungen Landesanstalt Ökologie, Landschaftsentwicklung, Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Sonderheft 1982, erw. Neuaufl. 1983, 1a-2a.

BLOCK, J., BARTELS, U., 1985 - Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. - Forschung und Beratung, Reihe C 39: 296 S. + 15 Tab., Düsseldorf.

BLOCK, J., BARTELS, U., 1986 - Stoffeintrag in Waldökosystemen - Ergebnisse aus dem Depositionsmessprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen. - Verhandl. Ges. Ökol. 14: 257-264.

BRECKLE, S.-W., BRAND, C., KAHLE, H., NOACK, G., RÖDER, U., 1988a - Untersuchungen zum Mineralstoff- und Wasserhaushalt sowie zur Regenerationsfähigkeit schwermetallbelasteter Jungbuchen. - Forschungsber. Forschungsprogramm Land Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" 1: 239-253.

BRECKLE, S.-W., HAGEMEYER, J., KAMRADT, H., SCHÄFER, H., SCHLAGINTWEIT, K., VERLAGE, L., 1988b - Untersuchung des Einflusses von Schwermetallen (insbes. Cd, Pb) auf die Kambiumaktivität mitteleuropäischer (Waldbäume Buche, Fichte). - Forschungsber. Forschungsprogramm Land Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" 1: 255-266.

BÜRGER, R., 1988 - Veränderungen der Bodenvegetation als Indikator für mögliche landschaftsökologische Folgen des Waldsterbens - Historische und aktuelle pflanzensoziologische Aufnahmen aus dem mittleren und südlichen Schwarzwald im Vergleich. - KfK-PEF Ber. 35(1): 85-101.

BURRICHTER, E., WITTIG, R., 1977 - Der Flattergras-Buchenwald in Westfalen. - Mitt.Flor.-soz.Arb.gem. N.F. 19/20: 77-382.

GEHRMANN, J., 1987 - Derzeitiger Erkenntnisstand zur Frage der Belastung von Waldökosystemen in Nordrhein-Westfalen durch Eintrag von Luftverunreinigungen mit Hilfe von Depositionsmessungen. - Forst-Holzwirt 1987(6): 141-145.

- GERDSMEIER, J., GREVEN, H., 1987 - Zur Kenntnis der Collembolenfauna des Eggegebirges. - Abhandl. Westfäl. Museum Naturkde. 49(4): 49 S.
- GLATZEL, G., SONDEREGGER, E., KAZDA, M., PUXBAUM, H., 1983 - Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. - Allgem. Forstzeitschr. 38: 693-694.
- GLATZEL, G., KAZDA, M., LINDEBNER, L., 1986 - Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. - Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3: 15-32.
- GLAVAC, V., KOENIES, H., 1986 - Kleinräumige Verteilung der pflanzenaufnehmbaren Mineralstoffe in dem vom Stammablaufwasser beeinflussten Bodenbereich alter Buchen verschiedener Waldgesellschaften. - Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3:3-13.
- GLAVAC, V., JOCHHEIM, H., KOENIES, H., RHEINSTÄDTER, R., SCHÄFER, H., 1985 - Einfluß des Stammablaufwassers auf den Boden im Stammfußbereich von Altbuchen in unterschiedlich immissionsbelasteten Gebieten. - Allgem. Forstzeitschr. 40: 1397-1398.
- HAGEMEYER, J., KAHLE, H., BRECKLE, S.-W., WASEL, Y., 1986 - Cadmium in *Fagus sylvatica* L. trees and seedlings: leaching, uptake and interconnection with transpiration. - Water, Air, Soil Pollution 29: 347-359.
- JOCHHEIM, H., 1985 - Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbestände. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 13: 225 S., Göttingen.
- KAHLE, H., BRECKLE, S.-W., 1985 - Blei- und Cadmiumbelastung von Buchenwäldern. Bielefelder Ökol. Beitr. 1: 3-6.
- KOENIES, H., 1982 - Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 10:1-288.
- MASUCH, G., 1984 - Besiedlungssukzessionen der Flechte *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. entlang eines Höhengradienten im Eggegebirge. - Staub-Reinhaltung Luft 44: 492-496.
- MASUCH, G., 1985 - Flechtenkartierung entlang eines Niederschlagsgradienten im Eggegebirge. - Staub-Reinhaltung Luft 45: 573-578.
- MASUCH, G., 1988 - Veränderungen der epiphytischen Flechtenflora im Eggegebirge seit 1900. Acta Biologica Benrodis 1: 7-18.

- MASUCH, G., GREVEN, H., (in Vorbereitung) - Maphometrische Untersuchungen an der Blattflechte *Hypogymnia physodes* L. entlang eines Höhengradienten im Eggegebirge. - *Decheniana*.
- ROST-SIEBERT, K. JAHN, G., 1986 - Feststellung von Veränderungen in der Bodenvegetation und im chemischen Oberbodenzustand während der letzten Jahrzehnte. - *Texte Umweltbundesamt 18*: 246-256.
- RÜTHER, V., GREVEN, H., 1988 - Jahreszeitliche Schwankungen im Schwermetallgehalt der Mitteldarmdrüse von *Arion subfuscus* Drap. (Gastropoda, Arionidae) - *Verhandl. Dtsch. Zool. Ges.* 8: 328.
- RUNGE, M., 1981 - Zur Bedeutung des Aluminiums für die Ausbildung der natürlichen und naturnahen Vegetation. - *Mitteilungen Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung 1981 (7)*: 16-38. Kassel.
- RUNGE, M., 1983 - Zum Einfluß des Aluminiums auf die floristische Zusammensetzung von Waldgesellschaften des Münsterlandes. - *Verhandl. Ges. Ökol.* 11 339-350.
- SCHÄFER, H., 1988 - Auswirkungen der Deposition von Luftschadstoffen auf die Streuzersetzung in Waldökosystemen - Eine Fallstudie an den durch Stammablaufwasser stark säure- und schwermetallbelasteten Baumfuß-Bodenbereichen alter Buchen. - *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/ Waldsterben A 37*, 244 S., Göttingen.
- SCHOCH-BÖSKEN, J., GREVEN, H., 1987 - Artenspektrum und Dominanzstruktur von Enchytraeiden einiger Buchen- und Fichtenwälder Nordrhein-Westfalens. *Verhandl. Ges. Ökol.* 16: 79-84.
- SCHOCH-BÖSKEN, J., GREVEN, H., im Druck - Veränderung der Enchytraeidenfauna in einem Sauerhumus-Buchenwald nach Bestandeskalkung. - *Verhandl. Ges. Ökol.*
- TRAUTMANN, W. (unter Mitarbeit von KRAUSE, K., LOHMEYER, W., MEISEL, K. und WOLF, G.), 1973 - Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200000 - Potentielle natürliche Vegetation - Blatt CC 5502 Köln. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 6: 172 S.
- WILMANN, O., BOGENRIEDER, A., 1986 - Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation - pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. - *Abhandl. Westfäl. Landesmuseum Naturkunde* 48(2/3): 55-80.
- WILMANN, O., BOGENRIEDER, A., MÜLLER, W.H., 1986 - Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. - *Natur und Landschaft* 61: 415-422.

### Diskussion zum Vortrag WITTIG

Die Buchenschürze war auch schon früher ein Sonderstandort insofern, als sie schon immer stärker vernäßt war als ihre Umgebung. In den letzten Jahren kamen in Mitteleuropa noch die Säure- und Schwermetallbelastungen im Stammablauf hinzu, so daß man hier kaum noch eine Krautschicht im Stammfußbereich vorfindet. In weniger immissionsbelasteten Gebieten, z.B. Irland, reicht die Krautschicht noch bis an den Buchenstamm heran.

Es wurde diskutiert, inwieweit man das Wurzelsystem der Krautschichtarten in 2 Kategorien untergliedern kann: (1) Wurzeln, die einem pH-Gradienten folgend nach unten in den Mineralboden wachsen und (2) Wurzeln, die in den oberen Bodenschichten, die viel organische Substanz enthalten, verbleiben.

# Schadstoffbelastungen von zwei Buchenaltbeständen in Nordhessen: Ein Vergleich der Säurebelastung und des Puffervermögens an einem Standort über Kalk und über Buntsandstein

J. GODT

## Abstract

In two beech stands, exposed to different levels of  $\text{SO}_2$ , input of acidity by precipitation and interception deposition is estimated from flux balances. Exchange of cations ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  and  $\text{Mn}^{2+}$ ) in foliage is contributing to buffering processes and is resulting in leaching of these cations out of the canopy. Stand conditions as well as the amount of acid deposition are influencing the amount of buffering capacity in the canopy of beech trees.

**Keywords :** acid deposition, interception, beech, buffering processes, leaching, stand conditions, soil acidity, cation exchange capacity

## Einführung

Die Waldschäden haben in den letzten Jahren erwiesenermaßen stark zugenommen, wobei die in Mitteleuropa weit verbreitete autochthone Baumart Buche z.B. in Hessen in der Altersstufe >60 Jahre zu 54 % geschädigt und zu 26 % stark geschädigt ist (Hessische Landesforstverwaltung 1988). Die Beteiligung von Luftverunreinigungen an diesem Geschehen ist inzwischen unbestritten (DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1983). Hinsichtlich einer Beurteilung der komplexen Wirkungszusammenhänge sind Untersuchungen über das Belastungsniveau, aber auch über Reaktionen des belasteten Ökosystems von besonderem Interesse.

Im Rahmen des Projektes, aus dem hier berichtet wird, sollen zwei Buchenaltbestände in Nordhessen auf unterschiedlich gepufferten Standorten hinsichtlich ihrer Säurebelastung und ihres Pufferungsvermögens untersucht werden.

## Methodischer Ansatz zur Erfassung von Depositionsraten in Waldbeständen

Aus ökosystemarer Sicht ist der Kronenraum von Waldbeständen die erste Systemebene, mit der Luftverunreinigungen interagieren. Eine direkte Bestimmung von Depositionsraten luftgetragener Stoffe im Kronenraum von Waldökosystemen ist auf analytischem Wege nicht durchführbar, da die deponierten Stoffe mit Produkten des internen Stoffkreislaufes des Bestandes (Wurzelaufnahme-Blattauswaschung) vermischt werden. Zur Lösung des Problems schlugen ULRICH et al. (1979) eine systematische Trennung von Niederschlagsdeposition (Deposition bedingt durch Gravitation) sowie Interceptionsdeposition (Auskämmen von Gasen und feinen Partikeln an Vegetationsoberflächen) vor. Die Bestimmung der Niederschlags-

deposition bereitet meßtechnisch keine Probleme, da diese auf den Beständen benachbarten Freiflächen mit offenen Niederschlags-sammlern erfaßt werden kann. Hingegen kann die Interception der hier untersuchten Stoffe H<sup>+</sup>, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Cl, S nur auf indirektem Wege über die Kronenraumflüssebilanz (ULRICH et al. 1979, MEIWES et al. 1985, MAYER 1986) berechnet werden. Im Rahmen der Kronenraumflüssebilanz ist eine Trennung von Interceptions-deposition, *Niederschlagsdeposition (Freifläche)* und Pflanzenauswaschung möglich. Mit Hilfe dieser Methode kann auch die Stoffdeposition auf räumlich sehr inhomogene Oberflächen (z.B. Waldvegetation) gemessen werden.

### Untersuchungsstandorte

Die beiden Buchenaltbestände befinden sich in Nordhessen bei Calden (Forstamt Hofgeismar) sowie im Stadtwald der Stadt Hann. Münden. Während der auf Kalkgestein stockende Bestand in Calden als industriefern betrachtet werden kann, befindet sich der Bestand in Hann. Münden in der Nähe eines SO<sub>2</sub> - emittierenden Zellstoffwerkes. Für diesen Bereich wurde im Rahmen einer TALuft-Überwachung im Jahre 1985 ein Langzeitwert (I 1) von 105 µg/m<sup>3</sup> SO<sub>2</sub> sowie in den einzelnen Planquadraten Kurzzeitwerte von 136-727 µg/m<sup>3</sup> SO<sub>2</sub> festgestellt (INHAK 1986). Hiermit wurden für mehrere Planquadrate erhebliche Überschreitungen des Kurzzeitwertes von 400 µg/m<sup>3</sup> SO<sub>2</sub> (IW 2) berechnet. Eine Charakterisierung der Bestandesparameter und der Standortverhältnisse ist der Tab.1 zu entnehmen.

Tab.1 : Bestandesdaten der untersuchten Buchenaltbestände

Forstamt	Hann. Münden	Hofgeismar
Abteilung	55	21/Calden
Oberhöhe (m)	30	33
Alter (Jahre)	115	100
Ertragsklasse	II	I
Bestockungsgrad	1.0	1.0
Humusform	typ. Moder	typischer Mull
Bodentyp	Pods. (Parabraun- erde)-Pseudogley	tiefgründige basenreiche Parabraunerde
Ausgangsgestein	Buntsandstein, Lößüberlagerung	Kalkmergelgestein, Lößüberlagerung
Schädigungsgrad	0 = 10	0 = 50
nach Roloff(1985)	1 = 90	1 = 50
in % (10 Bäume)	2 = 0	2 = 0

### Methoden

Um die bodenchemischen Eigenschaften der beiden Standorte zu charakterisieren, wurden in verschiedenen Bodentiefen im stammfernen Bereich die Kationenaustauschkapazität (AK<sub>e</sub>) sowie die

relativen Anteile von Kationen an der  $AK_e$  untersucht (nähere Beschreibung der Methode siehe MEIWES et al. 1984).

Für die Erstellung der Kronenraumflüssebilanz wurden in den Buchenbeständen mit Hilfe von Niederschlagssammlern (6 Stck./Bestand, 4 Stck./Freifläche, zusätzlich Stammablauf) in der Zeit von Mai 1985 bis April 1987 in einwöchiger (1. Jahr) bzw. zweiwöchiger (2. Jahr) Probenahme die Stoffflüsse im Bestandesniederschlag (Kronentraufe + Stammablauf) sowie der Freiflächenniederschlag erfaßt. Die Proben wurden mit folgenden Methoden analysiert:

pH: Meßstabkette; Kationen: Atomabsorption; Anionen: Ionenchromatographie. Die Kronenraumflüssebilanz wurde entsprechend der bei MAYER (1987) beschriebenen Methode ohne Berücksichtigung der herbstlichen Blattauswaschung berechnet.

Mit Hilfe der Einweg-Varianzanalyse (SPSS) wurden Tests auf statistisch sicherbare Unterschiede durchgeführt.

### Ergebnisse

#### Chemische Charakterisierung des Bodenzustandes

In Tab.2 ist ein Vergleich der Kationenbelegung des Austauschers in Bodenproben aus unterschiedlichen Tiefen der beiden Buchenstandorte dargestellt.

Tab.2 : Bodenkenndaten (austauschbare Kationen und  $AK_e$ ) im Boden der Untersuchungsstandorte

Standort	Entnahmetiefe (cm)	Basensättigung (%)	pH (a.d.)	Kationen							$AK_e$ umol 1/100 g TS	
				XS-H	XS-Al	XS-FE	XS-Mn	XS-Ca	XS-Mg	XS-K		XS-Na
Hann. Münden	0-10	9	3.9	10	68	1.3	11.1	5.8	1.0	1.7	0.6	50.7
Abt. 55	11-20	8	4.0	9	70	0	13.4	4.1	1.0	2.2	0.4	44.1
Buche	21-30	6	4.1	11	80	0	2.8	2.2	0.8	2.5	0.7	26.3
Pods.Parabr.-Pseudogley	31-40	9	4.0	7	74	0.8	8.2	4.7	0.8	2.6	1.3	52.4
Calden*	0-10	57	5.1	1.7	23	0.6	18	48	5	3.2	0.9	113
Abt. 21	11-20	49	6.7	3.5	37	0.5	11	39	6	1	0.7	86
Buche	21-30	67	5.2	0.1	22	0.2	11	60	4	2.5	0.9	102
tiefgr. Parabraunerde	31-50	95	7.2	0	1.5	0	3	88	4	2.4	0.9	156

\* = Daten aus GLAVAC, V., Jochheim H. und Koenies, H. (1987)

Hieraus wird deutlich, daß der podsolige Parabraunerde-Pseudogley in Hann. Münden gekennzeichnet ist durch eine tiefgehende Versauerung (Eisen-Pufferbereich) mit geringer Basensättigung (< 10%) und hoher Belegung des Austauschers mit Al und Protonen. Selbst im Unterboden ist keine Änderung dieser Situation zu erkennen.

In Calden (GLAVAC et al. 1987) hingegen befindet sich der Boden im Silikat- und Carbonat-Pufferbereich mit einer hohen Basensättigung (vor allem Ca), die mit der Tiefe zunimmt. Dennoch sind insbesondere im Oberboden nennenswerte Al- und H-Anteile an der  $AK_e$  zu verzeichnen, die selbst auf diesem erwartungsgemäß gut gepufferten Standort auf Versauerungsprozesse hinweisen. In Calden

beträgt die Kationenaustauschkapazität ungefähr das Doppelte der  $AK_e$  in *Hann. Münden*.

### Depositionsmessungen

In Abb.1 ist der jahreszeitliche Verlauf der pH-Werte im Freiflächenniederschlag und in der Kronentraufe in Hann. Münden und in Calden dargestellt. Beim Vergleich der pH-Werte im Freiflächenniederschlag (Durchschnitt in Calden pH 4.3, Hann. Münden pH 4.1) zeigen sich keine auffälligen Unterschiede, während die pH-Werte in der Kronentraufe am Standort Calden (Durchschnitt pH 4.5) statistisch signifikant ( $p=0.05$ ) höher liegen als in Hann. Münden (Durchschnitt pH 3.8).

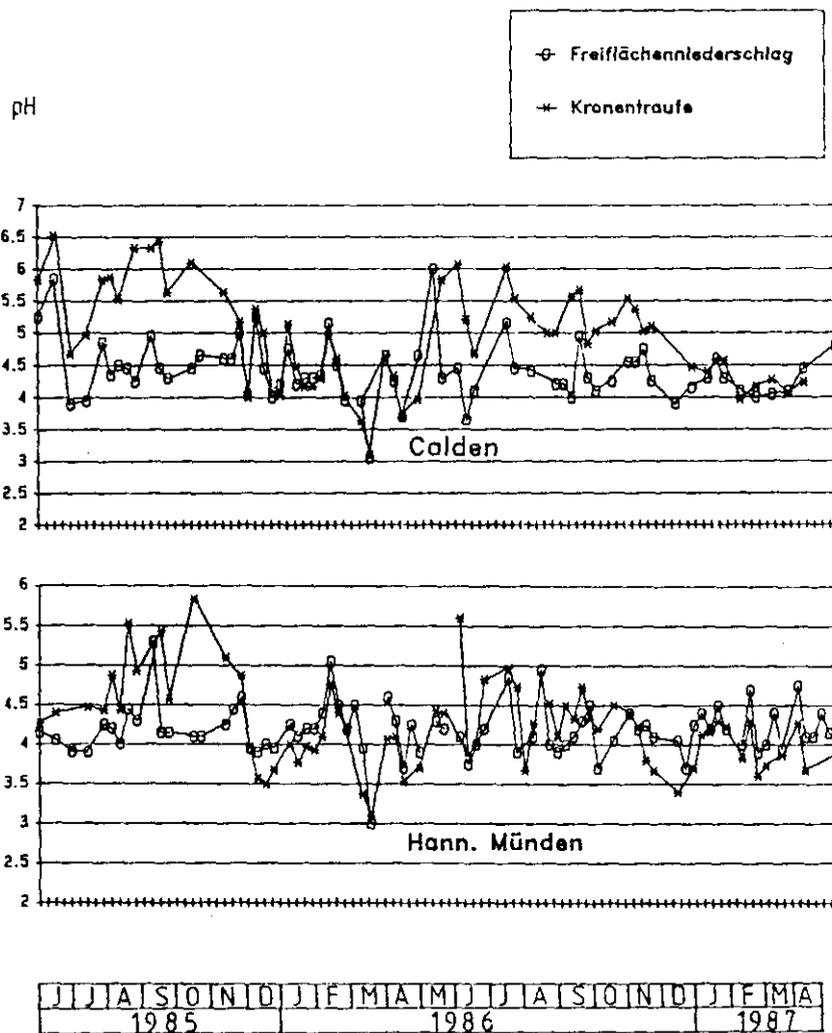


Abb.1 : pH-Werte in Freiflächen- und Bestandesniederschlägen von zwei Buchenaltbeständen

Hingegen unterscheiden sich innerhalb der Standorte die pH-Werte im Freiflächenniederschlag von denen im Bestandesniederschlag vor

allein in den Vegetationsperioden, wobei dieser Effekt an dem Standort Calden besonders deutlich ist. Während in Hann. Münden der pH-Wert in der Kronentraufe außerhalb der Vegetationsperiode unter den Wert des Freiflächenniederschlages absinkt, nähern sich in Calden in dieser Periode die pH-Werte im Freiflächenniederschlag und in der Kronentraufe stark an. In Abb.2 sind die Depositionsraten von Schwefel in den beiden Buchenaltbeständen, unterteilt in Interceptionsdeposition und Gesamtdeposition einander gegenübergestellt. Bei der Niederschlagsdeposition und in der partikulären Interceptionsdeposition sind keine ausgeprägten Unterschiede zu erkennen.

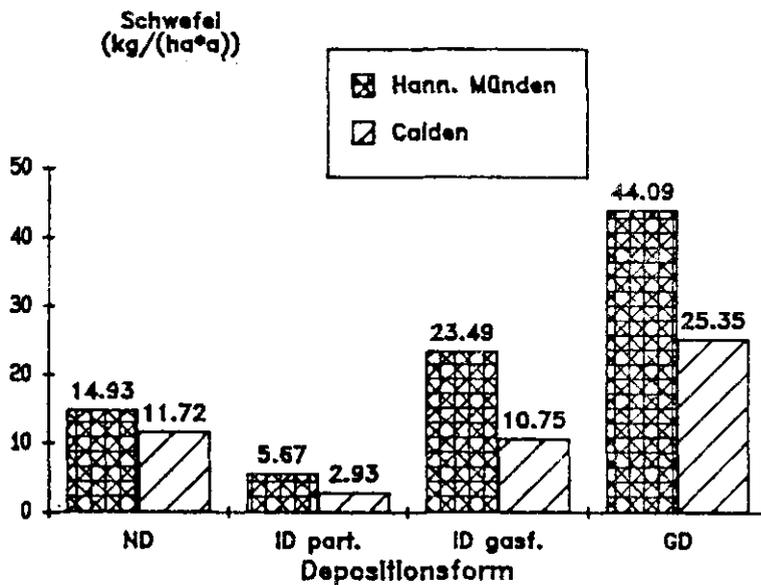


Abb.2: Freiflächenniederschlag (ND), Interception partikulär (ID part.) und gasförmig (ID gasf.) sowie Gesamtdeposition (GD) von Schwefel, 1985-1987

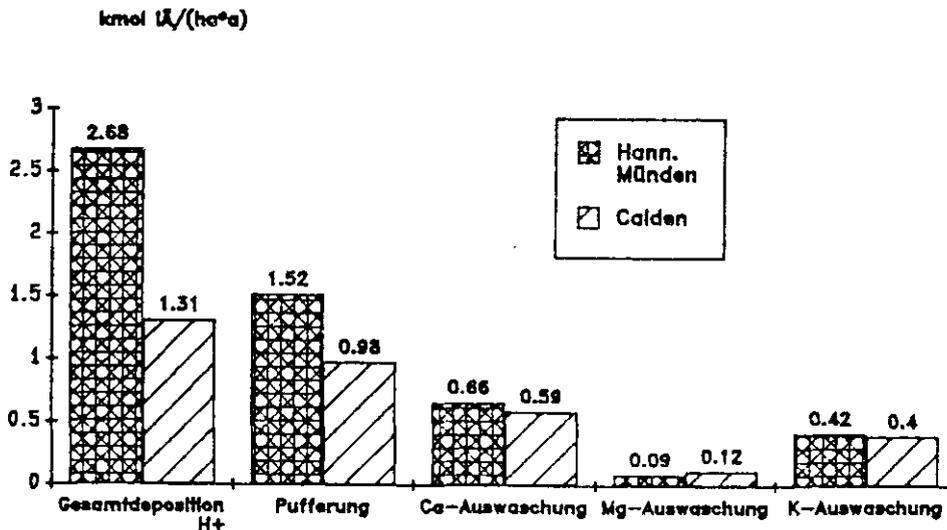


Abb.3: Gesamtdeposition H<sup>+</sup>, Pufferung sowie Ca-, Mg- und K-Auswaschung im Kronenraum, 1985-1987

Auffallend erhöht ist hingegen die gasförmige Interceptionsdeposition ( $\text{SO}_2$ ) in Hann.Münden, was sich auch auf eine deutlich erhöhte Gesamtdeposition auswirkt (Unterschiede ebenfalls statistisch sicherbar bei  $p=0.05$ ). In Abb.3 sind die berechneten Gesamtdepositionsraten von  $\text{H}^+$  mit der Pufferung sowie der Ca-, Mg- und K- Auswaschung aus dem Kronenraum verglichen. In Hann. Münden wurden mit 2.68 kmol  $\text{H}^+$ - Gesamtdeposition ungefähr doppelt so hohe Werte im Vergleich zu Calden ermittelt. Von der Gesamtsäuredeposition werden in Calden ca 75 %, in Hann. Münden ca 57 % im Kronenraum abgepuffert. Die Gegenüberstellung der Ca-, Mg- und K- Auswaschung an den beiden Standorten zeigt keine stark ausgeprägten Unterschiede.

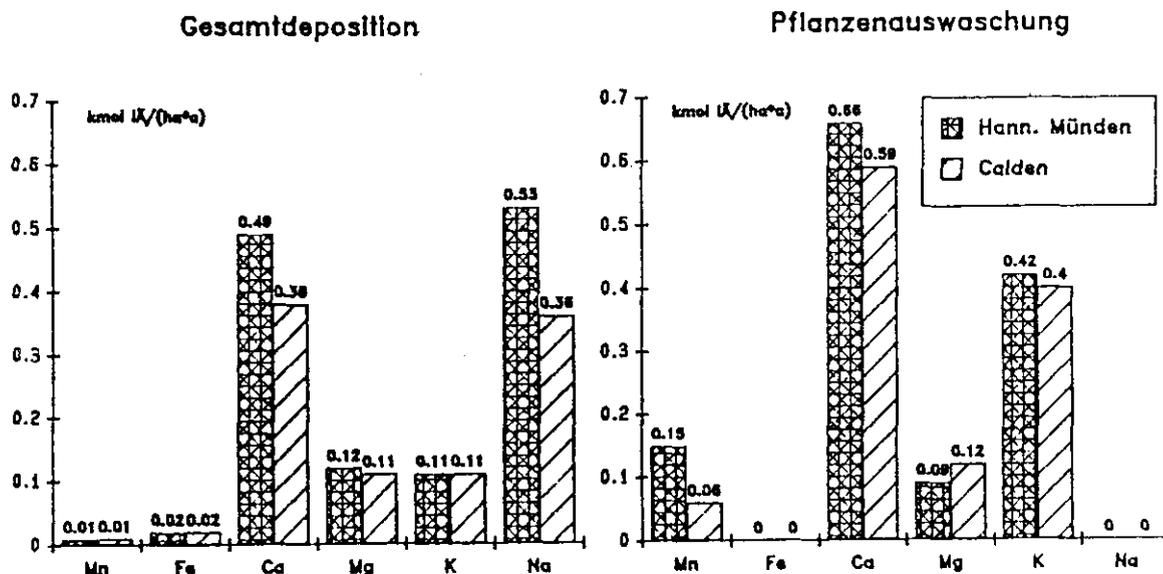


Abb.4: Vergleich der Gesamtdeposition und Pflanzenauswaschung von Ca, Mg, K und Mn 1985-1987

Tab.3: Vergleich von Gesamtdepositionsraten in Buchenaltbeständen an Standorten in Norddeutschland

Standort	Baumart	Jahr	$\text{H}^+$	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Cl	S	Autoren
			kg/(ha*a)									
Hann. H4. Abt.55	Buche	1985-1987	2.68	9.72	1.46	4.39	12.12	0.36	0.61	21.72	44.09	diese Arbeit
Calden	Buche	1985-1987	1.31	7.63	1.28	4.38	8.21	0.23	0.46	18.73	25.35	diese Arbeit
Varste	Buche	1982-1985	1.31	15.0	1.68	3.34	6.65	0.46	0.18	18.42	31.23	Bredenseier (1986)
Solling H1	Buche	1969-1983	1.90	17.5	3.0	6.7	14.2	0.7	1.5	32.7	50.3	Hatzner et al. (1984)
Reinhardswald	Buche	1981-1983									37	Brechtel et al. (1985)
Göttinger Stadtw.	Buche	1981-1983	1.31	17.8	2.19	6.3	9.7	0.25		24.82	38.72	Reiwe (1985)*
Xanten	Buche	XI/82-X/84		0.50							42	Gehrman (1987)
Naard	Buche	"		2.20							47	"
Paderborn	Buche	"		1.15							40	"
Glindefeld	Buche	"		1.00							22	"
Nonschau	Buche	"		1.35							35	"
Olpe	Buche	"		1.45							41	"
Elberndorf	Buche	"		2.10							48	"
Berlin	Buche	V/81-III/82									40	Brechtel et al. (1985)
Schaden	Buche	X/83-IX/84								30.25	32.13	Schulte (1985)

\* = aus Angaben des Autors berechnet

In Abb.4 ist die Gesamtdeposition von Ca, Mg, K, Na, Mn und Fe in Hann. Münden und Calden mit der Pflanzenauswaschung an diesen Standorten verglichen. Im Verhältnis zur Deposition werden relativ hohe Anteile Mn und K aus dem Kronenraum ausgewaschen.

An Hand der Tab.3 lassen sich die berechneten Gesamtdepositions-raten aus Hann. Münden und Calden mit denen aus anderen Untersuchungsgebieten vergleichen. Relativ zur Gesamtdeposition wurden in beiden Beständen hohe Mn- und K- Mengen aus dem Kronenraum ausgewaschen. Hinsichtlich der Belastung durch Schwefel- und Protoneneinträge zeichnet sich folgendes Bild ab: Die Schwefelbelastung (Deposition) in Hann. Münden bewegt sich im oberen Drittel der Belastung anderer Buchenstandorte, während sich die Schwefelbelastung an dem Standort Calden auf einem niedrigen Niveau befindet. Hingegen ist die Protonenbelastung an dem Standort Hann. Münden im Vergleich zu allen anderen Standorten am höchsten, in Calden durchschnittlich.

In Tab.4 sind die Pufferungsraten den Pflanzenauswaschungsraten (Ca, Mg, K und Mn) gegenübergestellt. Zusätzlich wurde in diese Betrachtung die Pflanzenauswaschung gelöster organischer Anionen mit einbezogen. Die Auswaschung gelöster organischer Anionen ergibt sich aus der Kationen-/Anionenbilanz und der Flüssebilanz entsprechend dem oben beschriebenen Ansatz. Hierbei wurde für das nicht kontinuierlich gemessene  $\text{NH}_4$  ein  $\text{NH}_4\text{-N} : \text{NO}_3\text{-N}$ - Verhältnis von 1:1 unterstellt (vergl. auch MAYER 1987).

Tab.4 : Gegenüberstellung der Pufferung und Pflanzenauswaschung (kmol IÄ/(ha\*a)) ~~1985-1988~~

	Calden	Hann. Münden
(1) Pufferung	0.98	1.52
(2) Pflanzenauswaschung Ca	0.59	0.66
" Mg	0.12	0.09
" K	0.40	0.42
" Mn	0.06	0.15
(3) Summe Pflanzenauswaschung	1.17	1.32
(4) Pflanzenauswaschung gelöste org. Anionen	0.28	0.02
Differenz (1+4)-3	0.09	0.22

Aus dieser Gegenrechnung ergibt sich für beide Bestände eine nicht erklärte Restpufferung von 9 % (Calden) bis 14 % (Hann. Münden).

## Diskussion

Wie die vorgestellten  $AK_e$ -Werte zeigen, ist der Standort in Hann. Münden als extrem basenarm zu bezeichnen, hingegen verfügt der Boden in Calden über eine relativ hohe Pufferkapazität. Der Standort in Hann. Münden ist zudem geprägt durch eine ungewöhnlich hohe  $SO_2$ -Belastung, während der Standort in Calden nicht durch lokale Quellen belastet zu sein scheint. Vor diesem Hintergrund sind die vorgestellten Ergebnisse zu interpretieren.

ULRICH (1983) und MATZNER (1986) entwickelten ein Modell, mit dem die Pufferung des Säureeintrages im Kronenraum bzw. im Blatt erklärt werden kann (vergl. auch CRONAN und Reiners (1983) sowie COLE und Johnson (1977)). Diesem Modell folgend, wird in den Zellwänden der Blätter  $H^+$  gegen  $Ca^{2+}$  ( $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  und  $Mn^{2+}$ ) ausgetauscht, das dann zusammen mit Sulfat ausgewaschen wird. Die Rückladung erfolgt über eine Zufuhr von  $Ca^{2+}$  zusammen mit  $HCO_3^-$  oder schwachen organischen Säuren über den Transpirationsstrom.  $HCO_3^-$  reagiert mit den Protonen zu  $H_2O$  und  $CO_2$ . Mit der Abpufferung von Säure im Kronenraum erfolgt eine äquivalente Abgabe von  $H^+$  in die Rhizosphäre, womit die Säurebelastung des Kronenraumes an den Boden weitergegeben wird.

Der in den hier vorgestellten Untersuchungen ermittelte jahreszeitliche Verlauf der pH-Werte in den Bestandesniederschlägen läßt auf den Einfluß der oben beschriebenen Pufferungsprozesse an der Blattoberfläche während der Vegetationsperiode schließen. Offensichtlich führte außerhalb der Vegetationsperioden die Interception von  $SO_2$  zu einer starken Versauerung des Bestandesniederschlages, der während der vegetationsfreien Zeit nicht über Kationenaustauschprozesse abgepuffert werden kann.

Die Unterschiede in der Pufferleistung (Hann. Münden 57 % der Gesamtbelastung, Calden analog 75 %) deuten auf einen wesentlichen Einfluß des Standortes auf die Effektivität der Pufferung hin. In Hann. Münden werden trotz geringer Basenvorräte ( $AK_e$ ) relativ hohe Kationenauswaschungsraten im Kronenraum (1.32 kmol IA/(ha.a)) errechnet. Im Verhältnis hierzu wurden in einem ähnlich basenarmen Buchenbestand im Solling (MATZNER 1986) 1.02 kmol IA/(ha.a) ausgewaschen. Zusammenhänge zwischen hoher  $SO_2$ -Belastung und Kationenauswaschungsrate deuten sich hier an, wobei in Hann. Münden der geringe Vorrat an mobilisierbarer Basizität im Boden auszureichen scheint, um über die Wurzelaufnahme eine entsprechende Nachlieferung in den Kronenraum zu gewährleisten.

Die an beiden Buchenbeständen nicht näher erklärbare Restpufferung ist durch weitere Messungen inklusive einer Abschätzung der N-Eintrags- und Umsetzungsraten zu überprüfen.

Der Gesamtschwefeleintrag in dem Buchenbestand in Hann. Münden liegt im oberen Bereich anderer Buchenaltbestände, die als stark belastet anzusehen sind (z. B. Solling). Trotz Emittentennähe liegt der Schwefeleintrag dennoch nicht höher als an industriefernen Standorten. Eine Lösung mit einem pH von 3.8 (dies entspricht dem Durchschnittswert in der Kronentraufe in Hann. Münden) kann im Gegensatz zu Lösungen mit Werten über pH 4.5 nur in stark begrenztem Maße  $SO_2$  absorbieren. Unter Berücksichtigung der Tatsache, daß in Benetzungswasserfilmen auf Vegetationsoberflächen extrem niedrige pH-Werte auftreten können (GODT 1986), wäre somit plausibel, daß in dem Buchenbestand in Hann. Münden bei einer pH-

limitierten SO<sub>2</sub>-Aufnahme keine höheren Schwefeldepositionsraten erreicht wurden. Andererseits spricht der hohe Anteil der SO<sub>2</sub>-Interception an dem Gesamtschwefeleintrag für eine wesentliche Beteiligung des lokalen SO<sub>2</sub>-Emittenten an der Gesamtschwefel- und damit auch Gesamtsäurebelastung.

### Danksagung

Für die technische Bearbeitung der Analysen danken wir Frau P. Korte und Frau B. Köhne.

### Literaturliste

- BREDEMEIER, M. 1986: Ergebnisse der Messungen auf den Standorten Lüneburger Heide, Spanbeck und Harste. in: Ulrich, B. (Ed.): Raten der Deposition, Akkumulation und des Austrages toxischer Luftverunreinigungen als Maß der Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Reihe B, Band 2, 11-25.
- BRECHTEL, H.M., A. Balazs, F. Lehnhardt 1986: Precipitation input of inorganic chemicals in the open field and in forest stands-Results of investigations in the State of Hesse. in: GEORGII, H.W.: Atmospheric pollutants in forest areas, D. Reidel Publishing Company Dordrecht, 47-68.
- COLE, D.W., D.W. Johnson 1977: Atmospheric additions and cation leaching in a Douglas Fir ecosystem. Water Resources Research 13, 313-317.
- CRONAN, C.S., W. A. Reiners 1983: Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. Oecologia (Berlin) 59, 216-223.
- GEHRMANN, J. 1987: Derzeitiger Stand der Belastung von Waldökosystemen in Nordrhein-Westfalen durch Deposition von Luftverunreinigungen. Der Forst- und Holzwirt Nr.6, 141-145.
- GLAVAC, V., H. Jochheim und H. Koenies 1987: Schwermetallgehalte der Böden unterschiedlicher Buchenwaldgesellschaften Nordhessens unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Stammablaufwassers. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben (in Vorbereitung).
- GODT, J. 1986: Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen - unter besonderer Beachtung der Schwermetalle. Berichte des Forschungszentrums Waldökosystemen/Waldsterben 19, 265 S.
- INHAK (Institut für Umweltschutz GmbH) 1986: Bericht über die im Auftrage des Niedersächsischen Ministers für Bundesangelegenheiten im Raum Hann. Münden in der Zeit vom Januar 1985 bis Dezember 1985 durchgeführten Immissionsmessungen, Bd. 1+2.
- MATZNER, E., P.K. Khanna, K.J. Meiwes, E. Cassens-Sasse, M. Bredemeier und B. Ulrich 1984: Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 2, 29-49.
- MATZNER, E. 1986: Deposition/canopy - interactions in two forest ecosystems of Northwest Germany. in: GEORGII, H.W. (ed.): Atmospheric pollutants in forest areas, D. Reidel Publishing Company
- HESSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1988): Waldschadenserhebung 1988, Selbstverlag

Dordrecht, 247-262.

MAYER, R. 1986: Verfahren zur Erfassung der Schadstoffzufuhr in Waldökosystemen. Staub - Reinhaltung der Luft 6, 267-268.

MAYER, R. 1987: Die Zufuhr von Stickstoffen zum Boden durch trockene Ablagerung und mit den Niederschlägen. Arbeitsergebnisse der Arbeitsgemeinschaft für ländliche Entwicklung 3, 13-19.

MEIWES, K.J. 1985: Arbeitsberichte zum DFG-Projekt 713/8-1, Januar 1985.

MEIWES, K.J., N. König, P.K. Khanna, J. Prenzel, B. Ulrich 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 7, 1-67.

SCHULTE, A. 1985: Veränderungen bodenchemischer Parameter im Stammablaufbereich von Buchenwaldökosystemen auf Kalk und Basalt. Diplomarbeit Forstwissenschaftl. Fakultät, 123 S.

ULRICH, B. 1983: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO<sub>2</sub>, alkali and earth alkali cations and chloride. in: Ulrich, B. and J. Pankrath (ed.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company Dordrecht, 33-45.

Adresse:

Dr. Jochen Godt  
Dipl.-Met. Monika Weyer  
Prof. Dr. R. Mayer  
Gesamthochschule Kassel  
FB Stadt- und Landschaftsplanung  
Landschaftsökologie  
Henschelstr. 2

3500 Kassel

### Diskussion zum Vortrag GODT

Herr Flückiger wunderte sich über die geringe Kalium – Auswaschung und fragte, ob dies auf einen geringen Kaliumvorrat oder eine geringe Auswaschung zurückzuführen sei. Herr Godt meinte, daß man hierüber nur spekulieren könne. Die geringe Kaliumauswaschung zeige sich nur in der Versuchsfläche in Hannoversch – Münden. Inwieweit an den Austauscherplätzen ein geringer Kaliumvorrat schon immer gewesen sei oder ob in den Tonmineralien die Auswaschung schon weit fortgeschritten sei, ließe sich nicht nachvollziehen.

Die Frage, ob das Material der Lysimeter z.B. die Aluminiumgehalte beeinflusst, wurde von Herrn Godt und anderen Tagungsteilnehmern auf Grund eigener Versuche verneint.

Herr Wittig fragte, inwieweit die beiden Versuchsflächen auf Grund der vorgestellten Bilanzierungen verglichen werden können. Herr Godt meinte dazu, daß die beiden Bestände im Solling und bei Hannoversch – Münden in Bezug auf die Bodensituation und die  $\text{SO}_2$  – Deposition gut zu vergleichen sind. Die Auswaschungsrate sei in beiden Beständen aber sehr unterschiedlich. Extreme  $\text{SO}_2$  – Belastung bedeute nicht unbedingt eine extreme Auswaschung. Hinzu kommt, daß die  $Ak_c$  – Werte eines Bodens keine direkte Aussage über die Nährstoffversorgung erlauben.

Als zusätzliches Problem wurde die bodeninterne Versauerung angesprochen. Im Solling sei diese eine wichtige Komponente der gesamten Versauerung. Die Solling – Daten lassen vielleicht in der Zukunft eine Trennung von extern bedingter und interner Versauerung zu.

## Gesamt – Diskussion zu Themenblock 1

Ausgehend von der Frage nach einem überregionalen Vergleich von Forschungsergebnissen wurde angeregt, den Transekt Schwaney stärker ins Auge zu fassen. Vor allem zwei der hier gelegenen Untersuchungsstandorte eigneten sich aufgrund ihrer bis auf die Bodenverhältnisse weitgehend identischen Standortfaktoren zur Untersuchung des edaphischen Einflusses auf die Erkrankungen der Buche.

An Herrn Godt wurde die Frage gestellt, wie es mit der Vitalität der Bestände über die Einstufung nach Roloff hinaus aussehe. Er erklärte daraufhin, daß an dem stärker belasteten Standort Hannoversch – Münden eine bessere Naturverjüngung zu beobachten sei als in Calden. Allerdings träten auch in Calden im oberen Bodenbereich starke pH – Schwankungen auf, die die Naturverjüngung beeinträchtigen könnten. In Hannoversch – Münden sei eventuell bereits eine Anpassung an das bodensaure Substrat erfolgt. Die Waldschäden seien hier allerdings (vor allem an den Bestandesrändern) stärker als in Calden.

Zur Methodik der Waldschadenserhebung wurde festgestellt, daß das herkömmliche Verfahren der Schadensansprache (Bewertung v.a. der Minderbelaubung) nicht zufriedenstellend sei. Die hohen Wirkungsamplituden klimatischer und biotischer Faktoren verdeckten zum Großteil die zu untersuchenden Immissionsschäden. Als Ergänzung – vor allem im Hinblick auf die Beurteilung der langfristigen Vitalitätsentwicklung seien andere Verfahren nötig (z.B. die Bewertung nach Roloff). Ein direkter Vergleich der Methoden sei jedoch gerade wegen der unterschiedlichen zeitlichen Bezugsrahmen nicht zu ziehen. Die Schwierigkeiten in der Durchführbarkeit einer solchen zusätzlichen Schadensansprache wurden erörtert (doppelter Arbeitsaufwand wegen jahreszeitlicher Bindung, personelle Trennung beider Ansprachen wegen Befangenheit etc.); daher sei deren Durchführungsmöglichkeit vorerst auf Einzelstandorte beschränkt.

Trotz der offenkundigen Mängel sei die Fortführung der bisherigen jährlichen Waldschadenserhebung aus praktischen, vor allem aber auch aus politischen Gründen unverzichtbar (alljährliche "Erinnerung" der Öffentlichkeit).

Die Frage, ob es denn überhaupt beweisbar sei, daß es sich bei den beobachteten Schäden um Immissionswirkungen handelt, führte zum letzten Diskussionsabschnitt, in dem noch einmal Ergebnisse verglichen wurden, die auf Zusammenhänge zwischen Ernährungszustand des Baumes und Vitalität Bezug nahmen. Die Notwendigkeit einer engeren Verknüpfung von Freiland – und Laborexperimenten wurde betont.

# Nährstoffentwicklung im Buchenlaub in verschiedenen Waldbeständen der Nordwestschweiz und im Schweiz. Mittelland und mögliche Folgen für einen veränderten Parasitenbefall

W. FLÜCKIGER, S. BRAUN, S. LEONARDI

In 49 Buchenbeständen mit einem Alter von 80–120 Jahren wurden in der Nordwestschweiz und im Mittelland in den Jahren 1984 (Ende Juni) und 1987 (Anfangs Juli), d.h. jeweils 3 Monate nach dem Austrieb, Wipfeltriebe mit Hilfe eines Helikopters geerntet und das Laub auf seinen Nährstoffgehalt hin untersucht. Pro Bestand wurden in beiden Jahren jeweils die gleichen acht möglichst ungeschädigten Bäume beerntet. Gleichzeitig erfolgten an den entnommenen Trieben auch Untersuchungen über Schädlings- und Krankheitsbefall. In einzelnen Beständen wurden die Elementgehalte auch in Stammabfluss und in der Kronentraufe sowie in der Freilanddeposition erfasst.

In Gewächshausversuchen erfolgten sodann Experimente über Nährstoffauswaschung aus dem Laub sowie Wirtspflanzen-Parasitenbeziehungen in Abhängigkeit des Ernährungszustandes.

## 1. Nährstoffgehalte (Abb. 1,2 )

### 1.1. Stickstoff

Der Stickstoffgehalt der Buchenblätter veränderte sich zwischen den beiden Ernteterminen im Vergleich zu anderen Nährstoffen relativ wenig. 1984 betrug der mittlere Stickstoffgehalt über alle Bestände in der Trockensubstanz (T.S.)  $2.32 \pm 0.26$  % N (minimales Standortsmittel  $1.93 \pm 0.26$ %, maximales Standortsmittel  $2.69 \pm 0.17$ %) und 1987  $2.27 \pm 0.24$  % N (Standortsmittel: min.  $1.99 \pm 0.14$ %, max.  $2.58 \pm 0.29$ %). An 12 Standorten konnten im zweiten Erhebungsjahr signifikant tiefere Werte und an zwei Standorten signifikant erhöhte N-Gehalte im Laub

festgestellt werden. Im Mittel aller Flächen war die Veränderung lediglich bei -2%. Nach der Nährstoffbewertung von Bergmann (1983) lagen die N-Gehalte aller Standorte in einem ausreichenden Versorgungsbereich (1.9-2.5% N in T.S.).

### 1.2. Phosphor

Im Gegensatz zum Stickstoff zeigte sich beim Phosphor eine drastische Veränderung. 1987 waren die P-Gehalte in 41 von 49 Standorten signifikant tiefer als 1984. Im Mittel über alle Bestände betrug der P-Gehalt 1984  $0.143 \pm 0.039\%$  P (Standortsmittel: min.  $0.094 \pm 0.010\%$  P, max.  $0.259 \pm 0.053\%$  P) und 1987  $0.108 \pm 0.024\%$  P in T.S. (Standortsmittel: min.  $0.068 \pm 0.009\%$  P, max.  $0.172 \pm 0.031\%$  P). Die mittlere Abnahme von P über alle Standorte betrug 24%. In lediglich 2 Standorten erreichten die P-Gehalte 1987 noch Werte, die nach Bergmann noch einer "ausreichenden" P-Versorgung entsprechen (0.15-0.3% P). Die Mangelgrenze nach Le Tacon (1981) wurde in 5 Standorten bereits erreicht ( $< 0.08\%$  P) und in weiteren 20 Standorten liegen die Werte noch knapp darüber ( $\geq 0.08-0.11\%$ ).

### 1.3. Kalium

Auch beim Kalium zeigte sich zwischen den beiden Erhebungsjahren ein deutlicher "Trend" nach unten. Bereits 1984 waren bei 23 Beständen die K-Werte unter 0.8%, 1984 waren es 43. In 29 Beständen war die Abnahme von 1984 auf 1987 signifikant. Nur in einem der 52 Standorte konnte 1987 die K-Versorgung noch als "ausreichend" im Sinne von Bergmann bezeichnet werden (1-1.5% K in T.S.). Die Mangelgrenze nach Le Tacon (1981) von 0.5% K in T.S. wurde 1987 in 12 Standorten erreicht. 1984 erreichten lediglich 3 Standorte Werte zwischen 0.56 und 0.60%. Der mittlere Kaliumgehalt betrug 1984 über alle Bestände  $0.83\% \text{ K} \pm 0.21\% \text{ K}$  in T.S. (Standortsmittel min.  $0.56 \pm 0.08\% \text{ K}$ , max.  $1.21 \pm 0.16\% \text{ K}$  und 1987  $0.36 \pm 0.11$  (min.) bzw.  $0.90 \pm 0.18\%$  (max.)). Im Mittel lagen die K-Werte von 1987 um 23% tiefer als im ersten Erhebungsjahr. In 25 Flächen betrug die K-Veränderung mehr als 25%, d.h. mehr als die jährliche Variation, die noch als normal angesehen werden kann (Glatzel, pers. Mitt.).

#### 1.4. Magnesium

Noch etwas stärker als beim Kalium zeigte sich beim Magnesium eine Abnahme in den Blattspiegelwerten. In 34 Standorten liessen sich bei diesem Element signifikant tiefere Gehalte beobachten. Nur in fünf Standorten konnte 1987 die Mg-Versorgung noch als "ausreichende" nach Bergmann bezeichnet werden (0.15 - 0.30%). Der mittlere Magnesiumgehalt im Laub betrug 1984 über alle Bestände  $0.153 \pm 0.052\%$  Mg in T.S. (Standortsmittel: Min.  $0.089 \pm 0.008$ , Max.  $0.270 \pm 0.028\%$  Mg). 1987 betrug die Mg-Gehalte im Mittel über alle Bestände  $0.109 \pm 0.040\%$  Mg in T.S. (Standortsmittel: min.  $0.073 \pm 0.019$ , max.  $0.235 \pm 0.047\%$  Mg). Die Veränderung der Mg-Gehalte von 1984 auf 1987 lag in der gleichen Größenordnung wie beim K und beim P, nämlich um 27%. In 17 Flächen veränderten sich die Mg-Blattspiegelwerte um mehr als 25%. Die "Mangelgrenze" nach Powers (1976) von 0.08% Mg in T.S. wurde 1987 in vier Beständen erreicht, jene nach Miller (1983) von 0.05% noch nirgends.

#### 1.5. Mangan

Wie im ersten Erhebungsjahr waren auch bei der zweiten Erhebung beim Mangan die weitesten Versorgungsbereiche zu registrieren. Die Veränderungen waren wie beim Stickstoff gering. Lediglich in vier Beständen konnten 1987 signifikant tiefere Werte gefunden werden als 1984 und in einem Bestand erhöhte Werte. Alle Bestände wiesen jedoch eine ausreichende Versorgung nach Bergmann auf (35-150 ppm in T.S.). Der mittlere minimale Gehalt (Bestandesmittel) betrug 1987  $40 \pm 22$  ppm Mn und der maximale  $1907 \pm 855$  Mn in T.S.

#### 1.6. Nährstoffverhältnisse (Abb. 2)

Infolge der stärkeren Abnahme von P, K, Mg und den relativ konstant gebliebenen N-Gehalten in den Blättern haben sich entsprechend die N/P-, N/K- und N/Mg-Verhältnisse in den meisten Flächen signifikant erhöht. Aus solchen Nährstoffungleichgewichten kann für den Baum eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Frostereignissen (Larcher und Häckel 1985), Trockenheit oder Parasitenbefall resultieren (Bergmann 1983, Chaboussou 1972, Brüning und Uebel 1968).

Das als günstig angesehene N/K-Verhältnis von 2-3 (Bergmann 1983) wurde 1984 in 24 Flächen erreicht und 1987 noch in 7. Im Extremfall waren Verhältniszahlen von bis zu 6:1 anzutreffen (3 Bestände). Ein ähnliches Bild zeigte sich beim N/P-Verhältnis, das unter günstigen Bedingungen im Bereich 10:1 bis 15:1 liegen dürfte. 1984 wurden solche Zahlen noch in 15 Beständen festgestellt, 1987 in keinem mehr. Als Extreme waren 1987 N/P-Verhältnisse von 35:1 zu beobachten. Das N/Mg-Verhältnis liegt bei ausgeglichener Ernährung oft ebenfalls im Bereich von 10:1 bis 15:1. Verhältniszahlen in dieser Grössenordnung wurden 1984 noch in 15 Flächen beobachtet und 1987 nur noch in vier. Auch hier war 1987 im Extremfall ein N/Mg-Verhältnis von 35:1 zu registrieren.

## 2. Nährstoffgehalte in der Freilanddeposition, Stammabfluss und Kronentraufe

### 2.1. Freilanddeposition (Abb. 3, 4)

In den letzten drei bis vier Dekaden haben auch in der Schweiz die Emissionen erheblich zugenommen. Insbesondere zeigte sich bei den Stickstoffemissionen eine augenfällige Zunahme. Im Jahre 1950 wurden 46,5 kt/Jahr emittiert, 1985 waren es bereits 107 kt/Jahr ( $\text{NO}_x\text{-N}$  und  $\text{NH}_3\text{-N}$  zusammen) (Stadelmann und Fuhrer 1986, Bundesamt für Umweltschutz 1986). Messungen der Bulkdeposition (Freiland) im stadtnahen Gebiet von Basel ergaben, dass im Mittel 13-14 kg N/ha\*Jahr deponiert werden, der grössere Teil als Ammoniumstickstoff (Abb. 3). In einem ländlichen Gebiet im Kanton Zürich wurde ein Eintrag im Regenwasser (Wet-only-Deposition) von zusammen etwa 9 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  gemessen (Abb. 4) (Hertz et al. 1988). Andere Nährelemente wie K und Mg werden nur in geringen Mengen (<1 kg) deponiert.

### 2.2. Stammabfluss und Kronentraufe (Abb. 4,5)

Messungen der Nährelemente im Stammabflusswasser und in der Kronentraufe ergaben, dass vor allem Kalium in erheblichen Mengen aus der Krone ausgewaschen wird, aber auch Magnesium und Calcium (Abb. 4). Der erhöhte Protonengehalt in der Freilanddeposition im Vergleich zum Gehalt im Bestandesniederschlag weist denn auch darauf hin, dass Austauschprozesse im Kronenraum stattfinden. In Ereignisproben konnte denn auch eine gute Korrelation zwischen pH-Differenz

Stammabfluss- Regenwasser und dem Kaliumgehalt im Stammabflusswasser gefunden werden (Abb. 5). Je nach Region zeigte sich, dass aufgrund der N-Gehalte im Bestandesniederschlag im Mittel zwischen 20-30 kg N/ha\*Jahr vom Wald ausfiltriert werden. Es muss in der Folge vermerkt werden, dass eine Ursache der guten N-Ernährung in der erhöhten N-Deposition zu suchen ist.

### 3. Experimentelle Befunde: Nährstoffauswaschung, Rhizosphärenversauerung, Wasserbeziehungen

Buchensämlinge, die mit verschiedenen sauren "Nebeln" mit und ohne Ammonium behandelt wurden, zeigten, dass mit zunehmender Acidität des Nebels aus den Blättern vornehmlich Magnesium und Calcium ausgetauscht wurden, während Kalium hauptsächlich durch Ammonium "ausgewaschen" wurde (Abb. 6). Wurden die Buchensämlinge im Winter im blattlosen Zustand mit "saurem" Nebel behandelt, so zeigte sich, dass auch in diesem Zustand erhebliche Mengen an Nährstoffen ausgewaschen wurde. Im Gegensatz zum Blattleaching zeigte sich bei der Nährstoffauswaschung aus Rinde/Holz bei allen drei Kationen ein signifikanter Austauschprozess, sowohl bei  $H^+$  als auch bei  $NH_4^+$ -haltigem Nebel (Abb. 7). Als Folge solcher Nährstoffverlustes zeigte sich schon innerhalb von 20 Stunden eine signifikante Rhizosphärenversauerung infolge einer erhöhten Nährstoffaufnahme  $\rightarrow$  Protonenabgabe - Kaliumaufnahme bzw. Kompensationseffekt. Zusätzlich konnte festgestellt werden, dass auch die Transpiration bei den mit saurem Nebel behandelten Pflanzen signifikant erhöht war (Abb. 8).

### 4. Ernährungszustand und Parasitenbefall

#### 4.1. Feldbeobachtungen

Bei der Gipfeltriebernte 1984 wurde beobachtet, dass mit dem Buchenkrebs (*Nectria ditissima*) befallene Triebe im Laub ein signifikant erhöhtes N/K-Verhältnis aufwiesen (Abb. 9). Bei anderen Parasiten (Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) bzw. Buchenspringrüssler (*Rhynchaenus fagi*)) konnte eine ähnliche, jedoch nicht signifikante Beziehung festgestellt werden. Anzumerken ist, dass das für die Analyse verwendete Laub von nicht befallenen Teilen der Triebe entnommen wurde.

#### 4.2. Gewächshausversuche

Blätter von Buchen aus einem N-Düngungsversuch, der sowohl in Filter- als auch in Umluft durchgeführt wurde, wurden in vitro mit Myzel von *Apiognomonia errabunda* infiziert. Dabei zeigte sich, dass der Durchmesser der dabei gebildeten Nekrosen mit zunehmendem N-Gehalt im Laub abnahm, wobei zusätzlich die Vorbehandlung mit Umgebungsluft ebenfalls hemmend auf die Entwicklung des Pilzes wirkte (Abb. 10). Vor allem N-Gehalte von mehr als 2.2% wirkten sich stark auf die Entwicklung des Pilzes aus. Im gleichen Versuch zeigte sich eine Zunahme der Population der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) mit zunehmendem N-Gehalt bzw. zunehmendem N/P-Verhältnis im Laub (Abb. 11).

#### Schlussfolgerung

Die Stickstoffemissionen haben seit den fünfziger Jahren stark zugenommen. Im Hinblick auf unsere Wälder und "natürlichen" Oekosysteme muss bei einer Fortdauer der einseitigen Stickstoffzufuhr mit einem zunehmenden Ungleichgewicht im Ernährungszustand auch infolge  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{H}^+$ -bedingter Leachingprozesse gerechnet werden. Ein vermehrtes Auftreten von Schädlingen und pilzlichen Erkrankungen sowie eine veränderte Resistenz gegenüber Trocknis und Frost kann nicht ausgeschlossen werden.

Literatur

- Bergmann, W. (1983). Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. G. Fischer-Verlag Stuttgart, pp. 614
- Brüning, D., E. Uebel (1968). Düngung und Populationsdichte von Napfschildläusen. Allg. Forstz. 30, 536–537
- Bundesamt für Umweltschutz (1986). Bericht über das Luftreinhalte-Konzept des Schweizerischen Bundesrates. Bern, 10. September 1986
- Chaboussou, F. (1972). Die Rolle des Kaliums und des Kationengleichgewichtes für die Widerstandsfähigkeit von Pflanzen gegen Krankheiten. Intern. Kali-Briefe Fachg. 23, 39, Folge 1–10
- Hertz, J., P. Bucher, G. Furrer, L. Keller, O. Daniel, L. Thöni (1988). Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition. Chimia 42 (2), 57–67
- Larcher, W., H. Häckel (1985). Meteorologische Pflanzenpathologie – Witterung und Klima als Umweltfaktoren: Kälte und Frost. In: Sorauer, P. (Begr.), Rademacher, B. (Hrsg.): Handbuch der Pflanzenkrankheiten, Bd. 1, Teilband 5, Parey-Verlag Stuttgart, 326 pp.
- Le Tacon, F. (1981). Les éléments dans les feuilles. Principales valeurs de diagnostic. In: E. Teissier du Cros (ed.): Le Hêtre. Institut National de la Recherche Agronomique, Dép. de Recherches Forestières Paris 1981, pp. 185–192
- Miller, H.G. (1983). Wood energy plantations – diagnosis of nutrient deficiencies and the prescription of fertilizer applications in biomass production. In: Report Forestry Energy Agreement, International Energy Agency, Biomass and Growth, Programme Group "B", No. 3, 20 p., Ontario Tree Improvement and Forest Biomass Institute, Ministry of Natural Resources, Mapla, Ontario, Canada (ed. D. Morgan and L. Zsuffa)
- Powers, R.F. (1976). Nutrient requirements of timber species: an overview. Proceedings Fifth California Soil Fertility Conference, Sacramento, December 9–10, 1976, p. 7–16
- Stadelmann, F.X., J. Fuhrer (1986). Landwirtschaftsbedingte Ammoniakbelastung der Luft und mögliche Folgen für die Vegetation. Interner Bericht der Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene in Liebefeld, Bern, p. 17

Abb. 1

### Entwicklung des Nährstoffgehaltes im Buchenlaub zwischen 1984 und 1987 (alle Flächen, n=350)

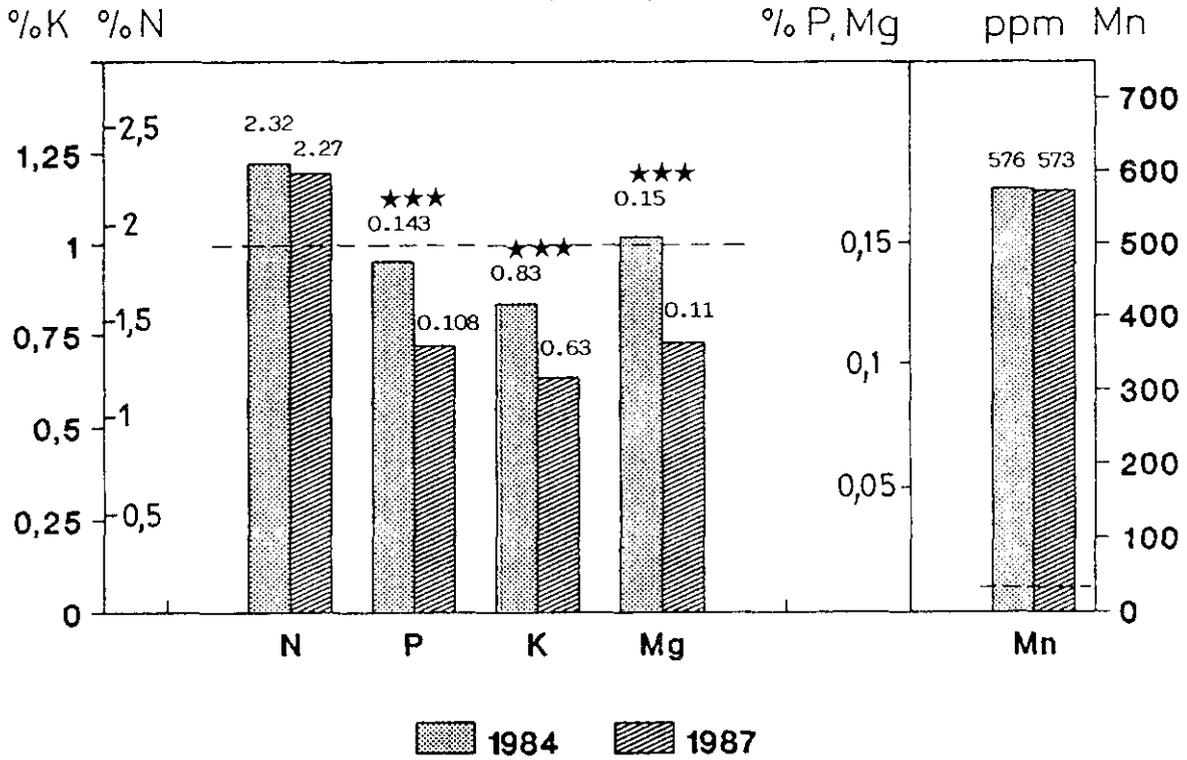


Abb. 2

### Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Buchenlaub zwischen 1984 und 1987 (alle Flächen, n=350)

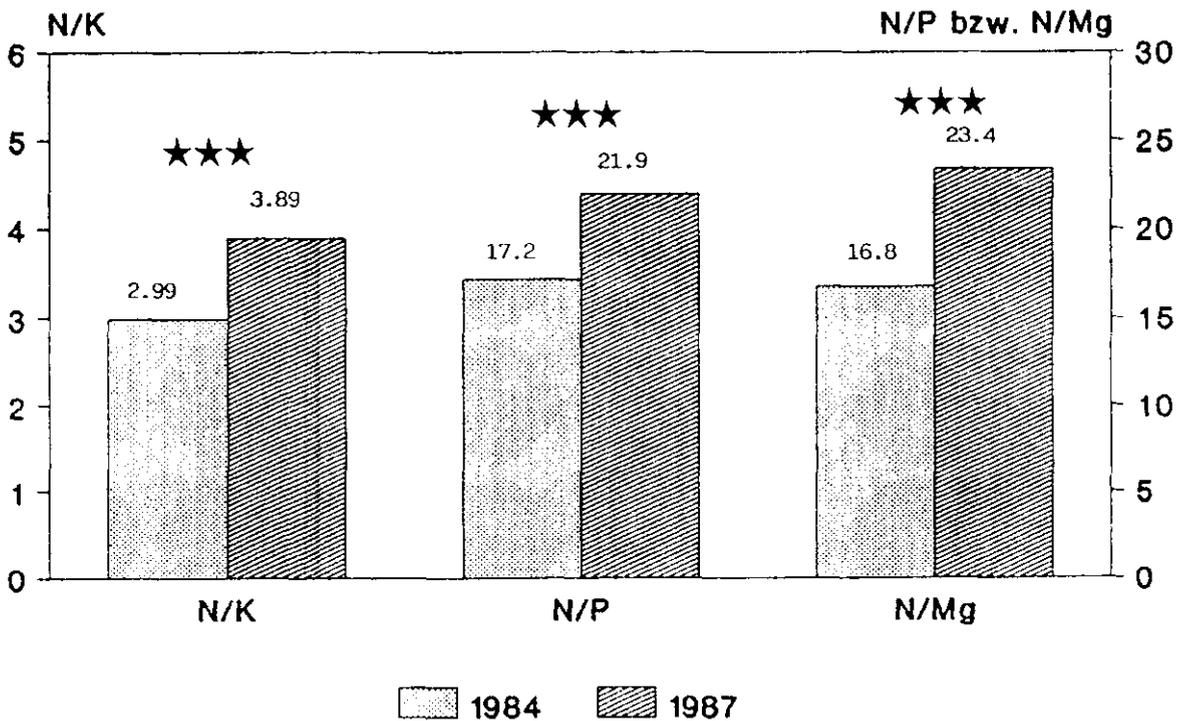


Abb. 1/2: Nährstoffgehalt und Nährstoffverhältnisse 1984 und 1987 im Laub ausgewachsener Buchen in der Nordwestschweiz und im schweiz. Mittelland. \*\*\*: Unterschied zwischen 1984 und 1987 signifikant mit  $p < 0.001$

### Bulk-Deposition von N in einem agglomerationsnahen Gebiet

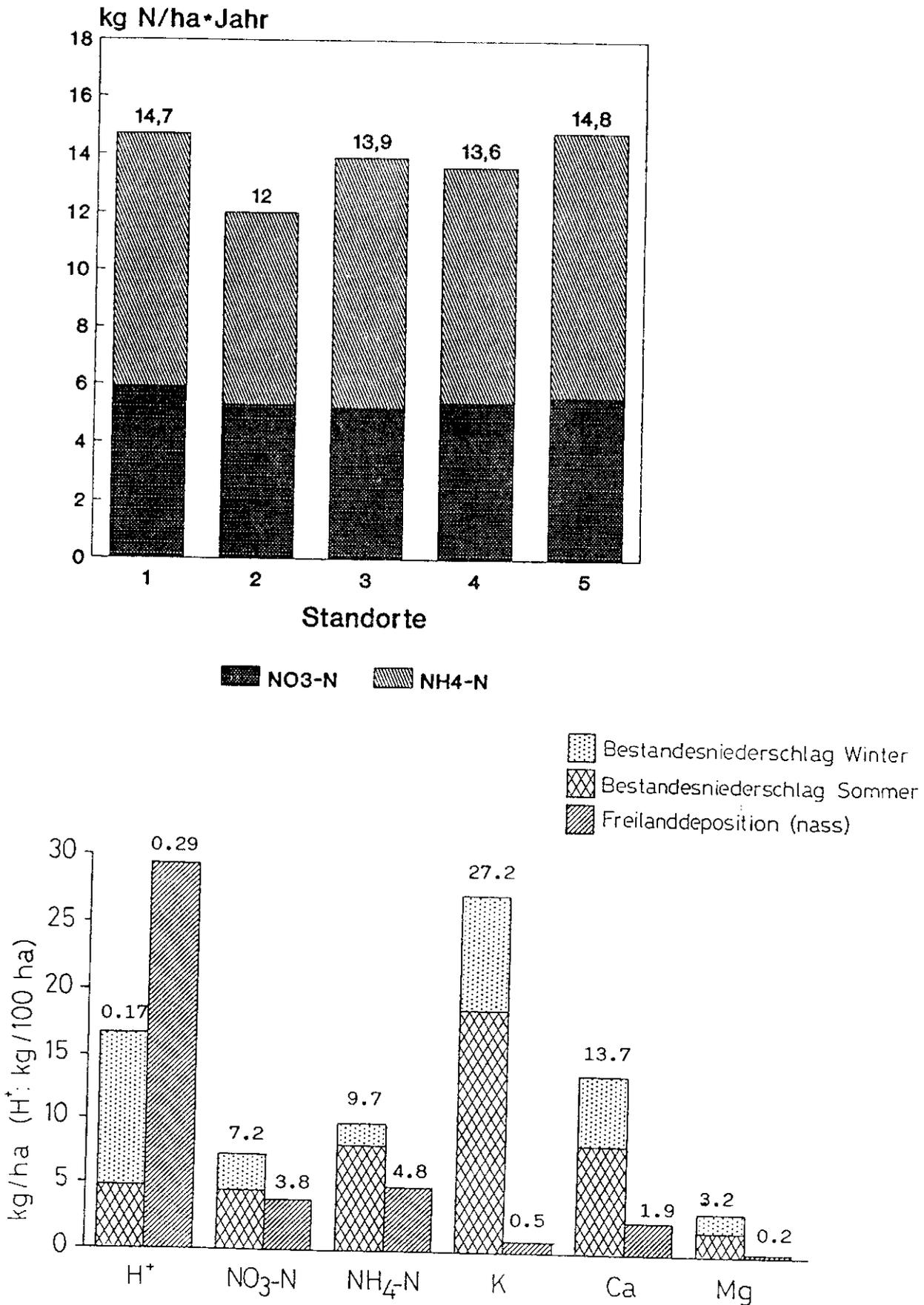


Abb. 4: Bestandesniederschlag in einem Buchenwald des Kantons Zürich im Vergleich zur Freilanddeposition (wet-only-Deposition)

# PROTONENPUFFERUNG UND K-LEACHING VON BUCHENBESTANDEN ( $r^2 = 0.71$ )

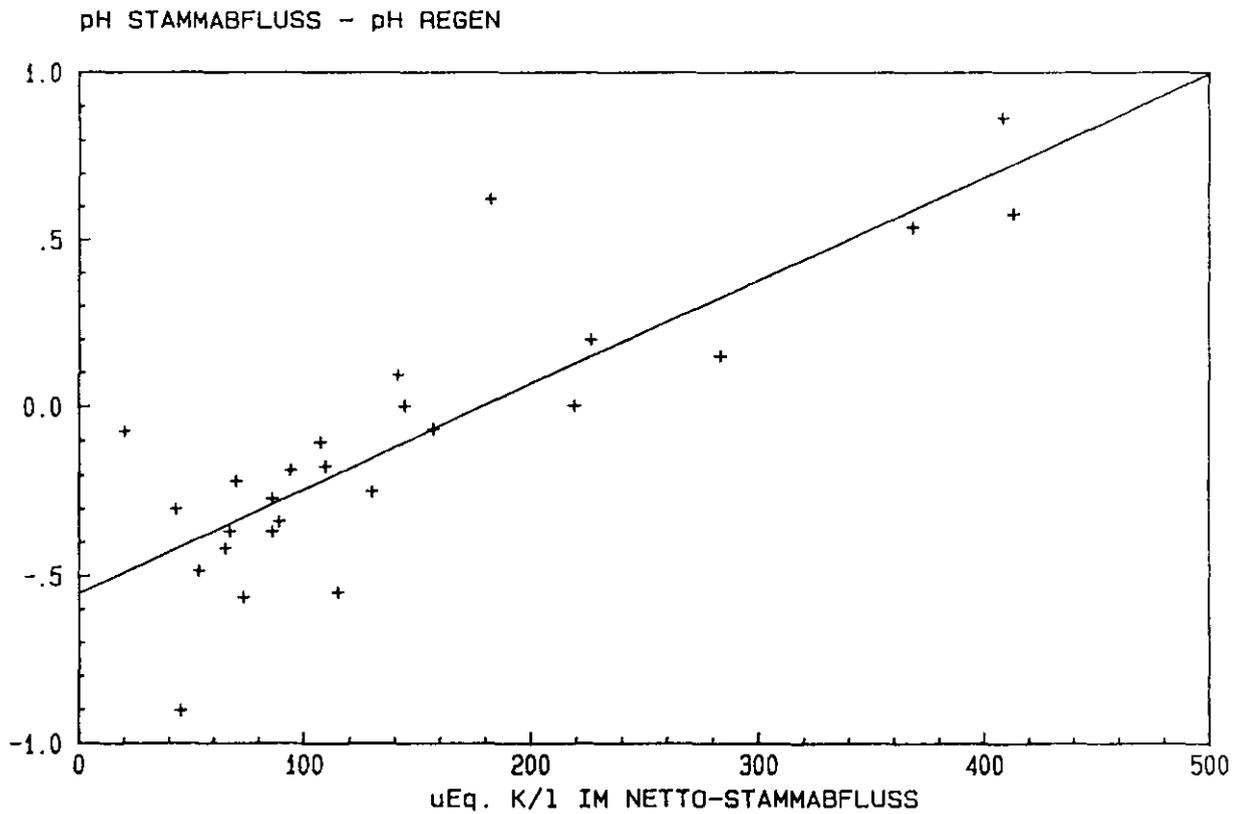


Abb. 5: Die von den Buchen adsorbierte Protonenmenge (als pH-Differenz Stammabfluss - Regen) ist der Menge der ausgetauschten Nährstoffe - hier Kalium - proportional (Ergebnisse aus einer Feldstudie mit 26 Beständen; jeder Punkt ist der Mittelwert von 8 Bäumen).

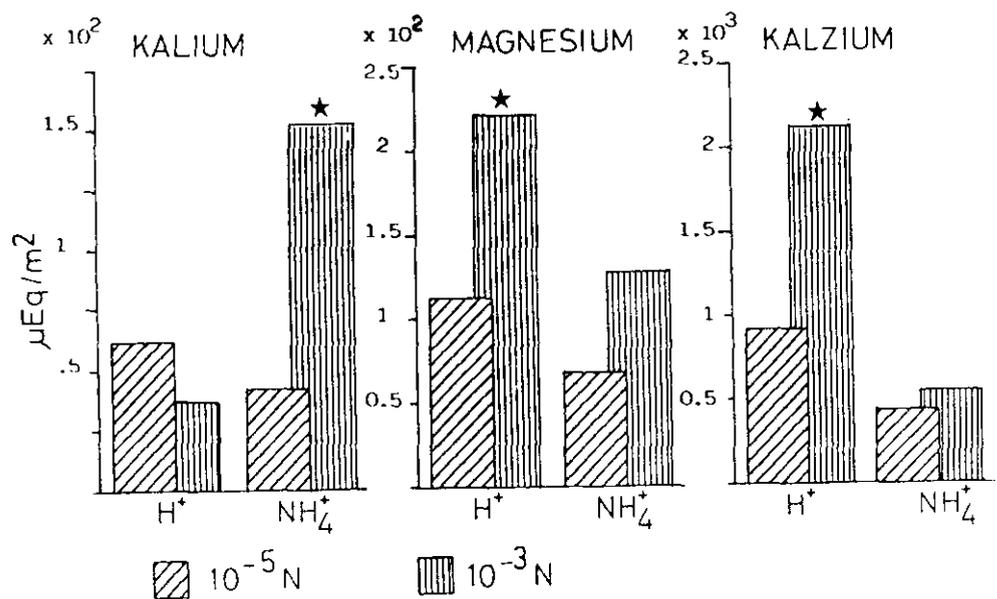
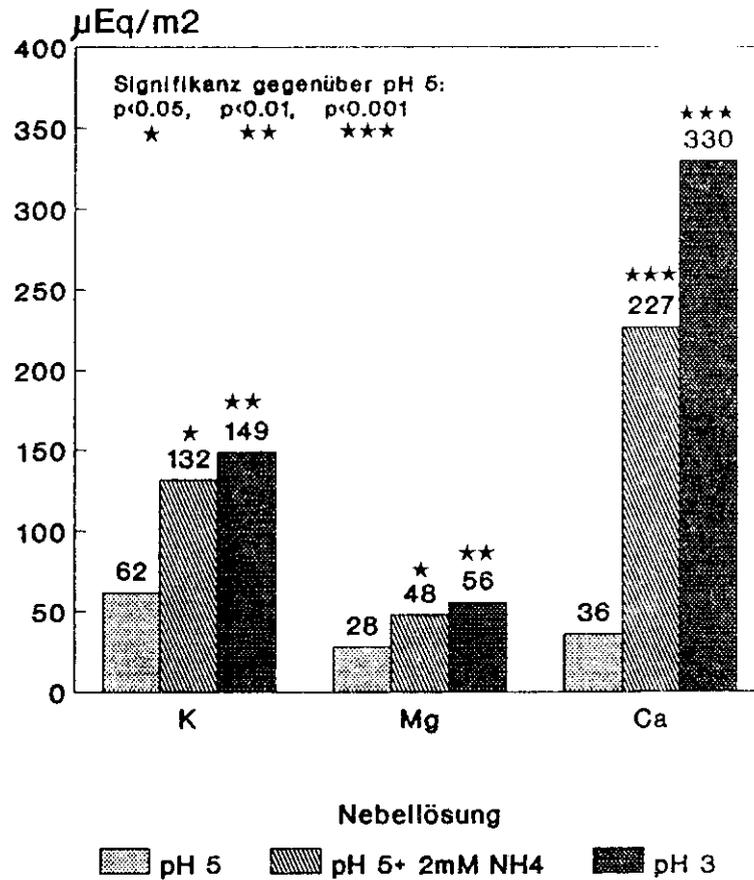


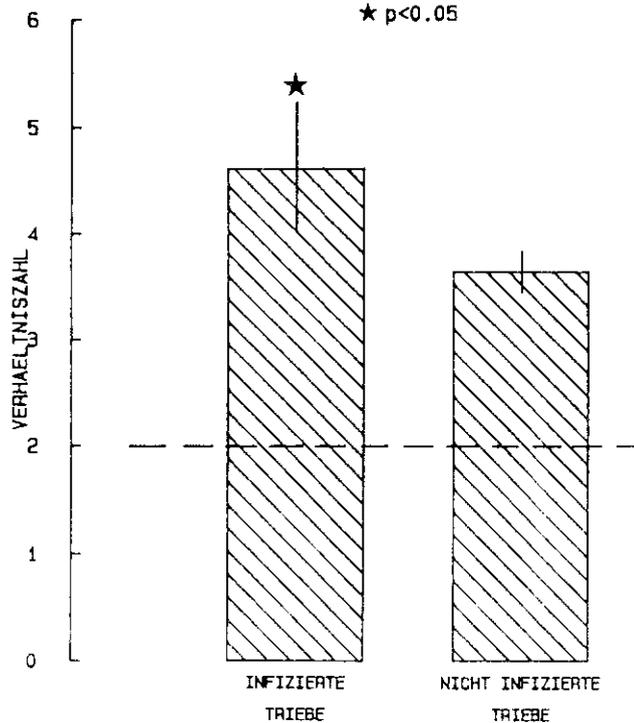
Abb. 6: Kationenauswaschung aus den Blättern von Buchenkeimlingen durch Nebel mit unterschiedlichen Konzentrationen an Protonen oder Ammonium. Während Kalium vor allem durch Ammonium ausgetauscht wird, werden Magnesium und Kalzium durch erhöhte Protonenkonzentrationen freigesetzt.

Abb. 7: Leaching von Kationen aus der Rinde von jungen Buchen im Winterzustand



\*Nebel\* = H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : HNO<sub>3</sub> : HCl 1:1:1

Abb. 9: N/K-VERHAELTNIS IM BUCHENLAUB VON TRIEBEN MIT UND OHNE BUCHENKREBS  
 — — 'OPTIMALES' N/K-VERHAELTNIS (2)  
 \* p<0.05



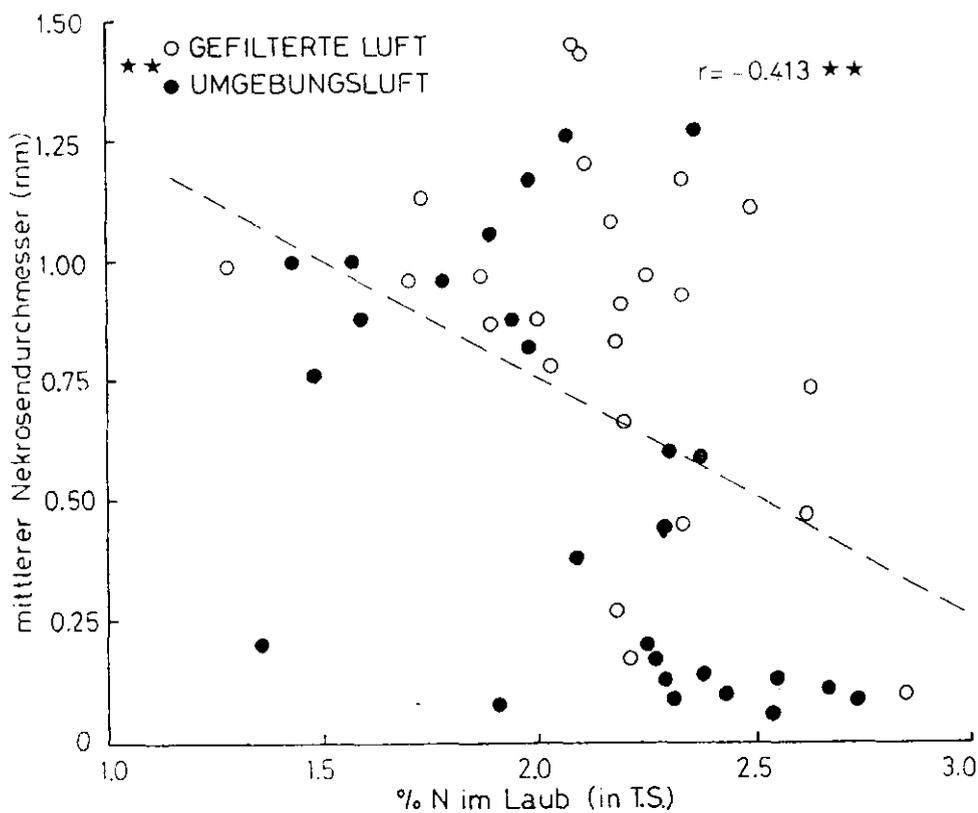
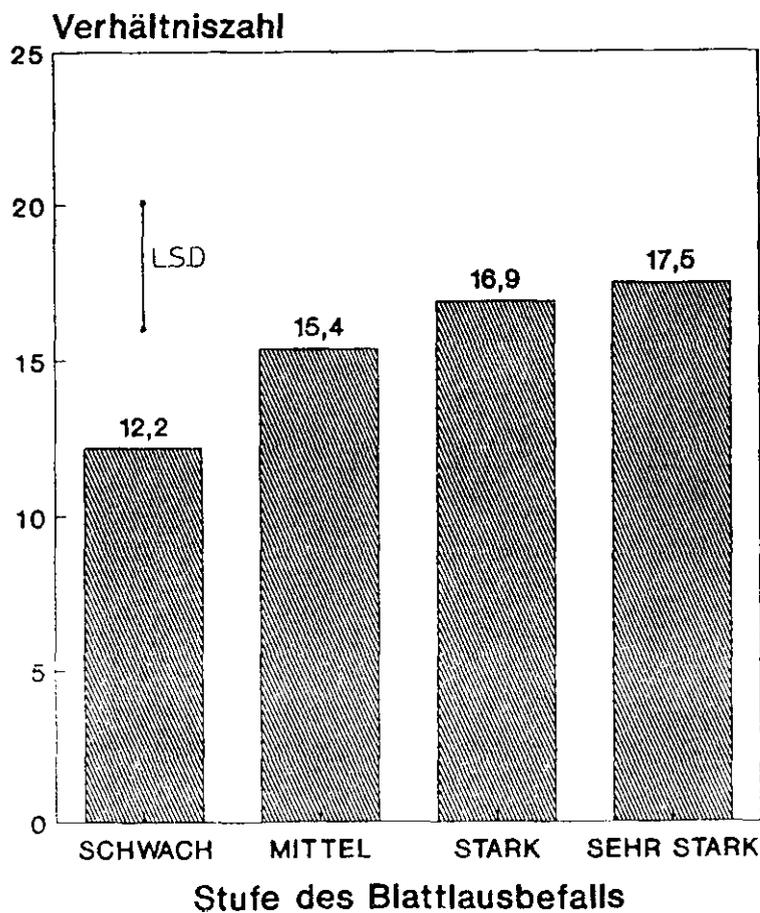


Abb. 10: Entwicklung von *Apiognomonia errabunda* (als Myzel infiziert) auf Buchenblättern mit unterschiedlichem N-Gehalt und mit unterschiedlicher Vorbehandlung bezüglich Luftverschmutzung

Abb. 11: Blattlausbefall von Buchen in Abhängigkeit vom N/P-Verhältnis im Laub



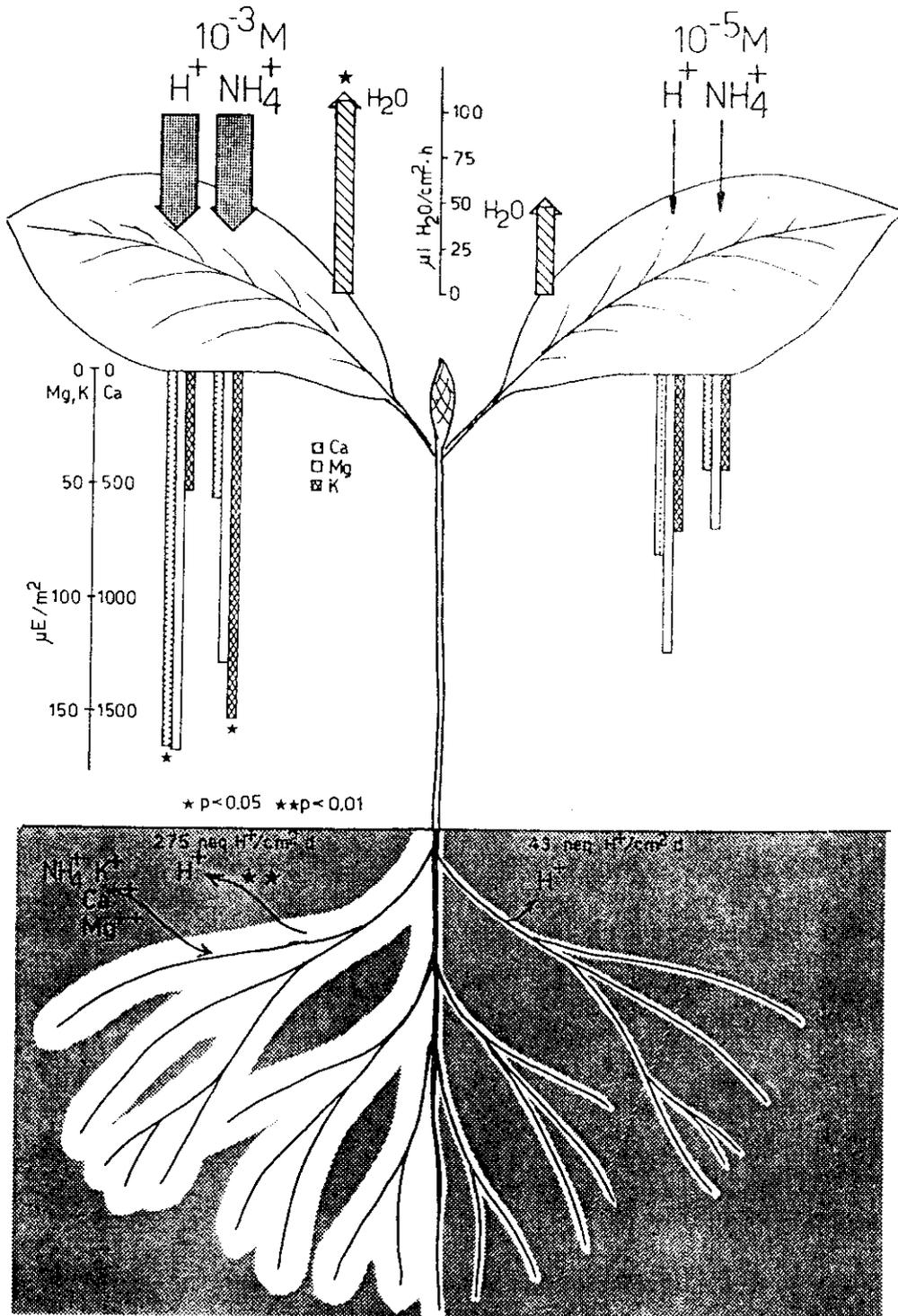


Abb. 8 : Verschiedene Effekte einer sauren Benebelung auf Buchenkeimlinge (Nährstoffauswaschung, erhöhte Transpiration, Rhizosphärenversauerung)

### Diskussion zum Vortrag FLÜCKIGER

Zur Frage von Herrn Richter, zu welcher Zeit die Triebe der Bäume entnommen worden sind, antwortete Herr Flückiger, daß die Ernte aus 1984 am 26./27. Juni und die Ernte aus 1987 am 13./ 14. Juli erfolgte. Diese Zeiten erwiesen sich als günstig für die Schweiz. Herr Kazda stellte jedoch die Probenahme–Zeitpunkte in Frage. Herr Flückiger hielt dem entgegen, daß der physiologische Zeitpunkt für 1984 und 1987 gleich war, was sich durch die Stabilität der Elementgehalte in den Blättern zeigte.

Es wurde die Frage gestellt, ob die Werte der Schober'schen Ertragstafeln überhaupt auf Schweizer Verhältnisse übertragbar sind, da das Alter der Bäume in Nordrhein–Westfalen dahinter zurückbleibe. Dazu antwortete Herr Flückiger, daß bei einem Vergleich mit den in der Schweiz verwendeten Ertragstafeln keine wesentlichen Unterschiede feststellbar waren. Bei der Ernte wurden stets die gleichen Bäume gewählt, da sie markiert wurden. Außerdem wurde eine okulare Bonitierung der Blätter vorgenommen, wobei im Laufe der Zeit eine zunehmende Vergilbung der Blätter festgestellt wurde. Mit zunehmender Vergilbung nahm der Magnesium–Gehalt ab, während der Mangan–Gehalt gleich blieb. Bodenuntersuchungen zeigten eine Korrelation für Magnesium zwischen Bodengehalt und Blattgehalt.

## Mineralstoffgehalt und Ionenmuster von Buchen im Wienerwald und anderen Waldbeständen Österreichs

G. PESCOLLER, R. ALBERT

### 1. Einleitung und Problemstellung

Das Ionenmuster im Zellsaft gesunder Blätter höherer Pflanzen ist im allgemeinen durch ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Mineralationen (Kalium, Calcium, Magnesium, Mangan, u.a.) einerseits sowie anorganischen und organischen Anionen (Chlorid, Sulfat, Nitrat, Phosphat, organische Säureanionen) andererseits gekennzeichnet. Metabolisierung von Nitrat und Sulfat, sowie das Basenangebot im Substrat bestimmen im wesentlichen den Gehalt an organischen Anionen. Verschiebungen im Ionenmuster können aufgrund verschiedener Faktoren auftreten (vgl. KINZEL 1982), z.B.:

- \* unausgewogene Nährstoffsituation im Boden, einseitige Anreicherung bestimmter Nährstoffionen, besonders ein unausgewogenes Nitrat:Ammonium-Verhältnis;
- \* Akkumulation von Ballastionen im Boden, v.a. einseitige Sulfat- und/oder Chloridbelastung;

Im Zusammenhang mit dem Auftreten "neuartiger Waldschäden" könnten weitere Faktoren Einfluß auf das normale Ionenmuster von Waldbäumen nehmen. Es ist gut belegt, daß es zu einer namhaften Auswaschung von Nährelementen (z.B. Ca, Mg, Zn, u.a.) aus dem Waldboden durch die Wirkung saurer Depositionen, besonders durch "sauren Stammablauf" kommt. "Leaching" von Nährelementen aus Blättern und Nadeln belastet zusätzlich den Mineralstoffhaushalt (BOSCH et al. 1983, GLATZEL et al. 1986; FLÜCKIGER 1986, LEONARDI und FLÜCKIGER 1986, u.a.). Zudem reichern sich andere Nährstoffe (Stickstoff, Schwefel) bzw. Schwermetalle an, und Aluminium wird verfügbar. Insgesamt verändern sich also die Ionenverhältnisse im Boden dermaßen, daß man eine unmittelbare Wirkung auf Ionenaufnahmeprozesse und damit auf Mineralstoffgehalt und Ionenmuster in den Blättern selber annehmen kann. Dazu kommt, daß Schwefeldioxid und Stickoxide, die direkt durch die Spaltöffnungen aufgenommen werden, letztlich als Anionen auf die Blättzellen auftreffen und Einfluß auf das Ionenmuster nehmen könnten (vgl. GRILL et al. 1980).

Im Rahmen vorliegender Arbeit wird untersucht, in welchem Bereich die Mineralstoff- und Ionenspiegel von Buchenblättern unter natürlichen Bedingungen variieren, insbesondere, ob sich die Immissionsbelastung im großstadtnahen Bereich des Wienerwaldes auf diese Meßgrößen auswirkt (vgl. dazu GLATZEL und KAZDA 1985, HAGEMeyer et al. 1985, KAHLE und BRECKLE 1986, FLÜCKIGER 1986, u.a.). Augenmerk wird dabei auch auf den Anteil der physiologisch wirksamen (wasserlöslichen) Ionen und auf die Relation anorganischer zu organischen Anionen gelegt.

## 2. Material und Methoden

Buchenblätter von 13 Wienerwaldstandorten sowie 6 Vergleichsstandorten aus anderen Waldgebieten Österreichs (u.a. Reinluftgebiete) gelangten zur Untersuchung. Von den Wienerwaldstandorten wurden jeweils 2 Bäume dreimal pro Jahr beerntet (1986/ 1987), an den Vergleichsstandorten wurde nur punktuell aufgesammelt (Mai, Sept. 1986, Juli 1987).

Die Kationen wurden mittels Atomabsorptions-Spektralphotometrie, die Anionen mittels neu entwickelter Ionenchromatographischer Methode bestimmt (HPLC-Systeme Wescan/Kontron). Stickstoffbestimmungen wurden an einem CHN-Automaten (Heraeus) und nach Kjeldahl durchgeführt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Gesamtgehalte an Kationen und Mikroelementen

Die Summe der Kationen (Juli-Aufsammlung) schwankt zwischen den Standorten etwa um den Faktor 1.5. Die Einzelgehalte der Kationen zeigen allerdings einen noch höheren Variationsbereich, z.B.: K, Mg und Ca etwa um den Faktor 3, Mn sogar um ca. das 20-Fache (Abb. 1). Auffallend hohe Mg- bzw. niedrige Mn-Gehalte finden sich in Buchen über Dolomit, die geringsten Mg-Gehalte in Proben von extrem versauerten und basenverarmten Waldbeständen aus dem Böhmerwald (Schöneben). Es ist auffällig, daß gerade für diese beiden Elemente eine Korrelation zwischen den Gehalten in Blättern und den Anteilen am Sorptionskomplex im Boden zu bestehen scheint (Mg:  $r=0.79$ ; Mn:  $r=0.49$ ; dagegen K:  $r=0.05$ ; Ca= $0.08$ ). Betrachtet man nur die Wienerwaldbuchen, so engt sich die Streuung der Mg- und Mn-Spiegel etwas ein (ca. Faktor 2 bei Mg, Faktor 10 bei Mn). Auch Fe (55-320 ppm), Zn (34-120 ppm) und Cu (7.5-25 ppm) schwanken beträchtlich. Im Frühjahr, solange die Mineralstoffspiegel noch nicht stabilisiert sind, bzw. im Herbst, wenn Rückverlagerungsprozesse zu unterschiedlichen Zeiten einsetzen, sind noch größere Variationen beobachtbar. Absolutgehalte und Schwankungsbereiche decken sich weitgehend mit den Angaben anderer Autoren (vgl. FLÜCKIGER 1986, ANDERSSON, pers. Mitteilung). Im Vergleich zu den Angaben in BERGMANN (1988) über die Grenzbereiche für ausreichende Versorgung scheinen aber für K und Mg an Standorten innerhalb und außerhalb des Wienerwaldes Mangelsituationen vorzuliegen. Da nach INGESTAD (zit. in FREER-SMITH and TAYLOR 1988) die Beziehungen zwischen Elementgehalt und Wachstum für Waldbäume noch sehr wenig verstanden sind, sollte mit "Grenzwerten" sehr vorsichtig umgegangen werden. In keinem Fall konnten wir an den Buchen sichtbare Symptome finden, die auf Mineralstoffmangel hingedeutet hätten. Lediglich in Buchenblättern über Dolomit waren die gefundenen 12 ppm Mn wahrscheinlich für die leichte Chlorose mitverantwortlich.

### 3.2. Kationen-Anionen-Balance (wasserlösliche Fraktionen)

Auf Äquivalentbasis bezogen, überwiegt i.a. auf der Kationenseite K, gefolgt von Protonen ("freie Säure", d.i. der nicht durch Mineralkationen neutralisierte Anteil der organischen Säuren), Mg, Ca und Mn. Im besonderen sind die stärksten Schwankungen wiederum beim Mg und Mn zu finden (s.o.). Die Wienerwald-Proben sind rel. einheitlich (vgl. Abb. 2). Das Anionenmuster ist generell ausge-

glichener mit starkem Überwiegen organischer Säureanionen (Chinat, Citrat und Malat). Der Anteil der Summe der anorganischen Anionen (Sulfat, Chlorid, Nitrat, Phosphat) beträgt in der Mehrzahl der Fälle 5 bis 10% des Gesamtanionengehalts. Nur bei niedrigen Säuregehalten infolge geringer Kationengehalte, bzw. bei Sulfatanreicherung infolge erhöhter Schwefeldioxid-Immission steigt deren Anteil bis auf 30%. Im Durchschnitt liegen die Sulfat-Schwefelgehalte der untersuchten Buchen bei rund 0.025% TS. Die höchsten Sulfatgehalte zeigen Blätter an Wienerwaldstandorten, die im Einflußbereich von Großemittenten bzw. in Stadtnähe liegen. In Herbstblättern erreicht Sulfat hier eine Höhe von rund 70  $\mu\text{Val/g}$  TS (entsprechend 0.11 % Sulfat-S). Verglichen mit Literaturangaben über Gesamt-Schwefelgehalte in Buchenblättern von mindestens 0.17% (GLATZEL et al. 1986; Wienerwald), v.a. aber 0.7 bis 0.8% (BONTE et al. 1986; franz. Alpen, nahe einer Zementfabrik) erscheinen diese Werte noch nicht kritisch. Nitrat und Chlorid spielen eine untergeordnete Rolle, für Cl lassen sich Tendenzen einer Erhöhung in Industrie- bzw. Großstadtnähe feststellen (vgl. Abb. 3). Phosphat liegt größenordnungsmäßig im Bereich des Sulfats, eine Unterversorgung scheint demnach nirgends vorzuliegen. Deutlich weniger Phosphat ist am Dolomit-Standort enthalten.

### 3.3. Stickstoff

Die Gesamt-N-Gehalte der "Wienerwaldblätter" sind höher als jene an den Vergleichsstandorten in Reinluftgebieten, optimal bis überoptimal verglichen mit den Angaben in BERGMANN 1988 (Abb. 4). Eine anthropogen bedingte N-Überernährung ist wahrscheinlich, auch in Anbetracht der hohen N-Depositionen im stadtnahen Wienerwaldbereich (GLATZEL et al. 1986). Weder der %- Anteil an löslichen N-Verbindungen am Gesamt-N noch Nitrat sind hier erhöht, sodaß der zusätzlich in Form von Nitrat und Ammonium deponierte Stickstoff offenbar gänzlich in Protein-N eingebaut werden kann. Auffallend ist ein hoher Anteil löslicher N-Verbindungen über Dolomit, möglicherweise Anzeichen eines nicht optimalen physiologischen Zustandes.

### 3.4. toxische Schwermetalle

Abb. 5 zeigt die Cd- und Pb-Gehalte von Blättern und Zweigen. Infolge der allgemeinen Grundbelastung unter mitteleuropäischen Verhältnissen liegen die Bleiwerte für Gras, Grünfutter, div. Gemüsepflanzen sowie Baumblätter größenordnungsmäßig zwischen 2 und 10 ppm TS (z.B. LERCHE und BRECKLE 1974, FRÜCHTENICHT und VETTER 1982, KAHLE und BRECKLE 1986, ALBERT et al. 1987, u.v.a.), die Cadmiumgehalte etwa zwischen 0.1 und 0.2 ppm (HORAK 1980, HÖLLWARTH et al. 1985). Die in gegenständlicher Untersuchung gefundenen Blatt-Werte für beide Schwermetalle liegen in diesen Bereichen, z.T. sogar darunter. Zweige, die der Schwermetalldeposition länger ausgesetzt sind, zeigen demgegenüber im Fall des Pb deutlich höhere Gehalte, erreichen aber nie die Extremwerte der Vegetation am Straßenrand oder im unmittelbaren städtischen Bereich (Pb bis 350 ppm, Cd bis 1 ppm - vgl. HORAK 1976, FRÜCHTENICHT und VETTER 1982, u.a.).

### 3.5. Jahreszeitliche Dynamik des Ionenmusters

Auffällige Verschiebungen ergeben sich auf der Ebene der organischen Säuren: Chinat, Hauptkomponente des jungen Blattes, und hier vermutlich aus osmotischen Gründen akkumuliert, verringert sich bis zum Herbst auf ca. 1/10 des Ausgangswertes; dagegen nehmen die Gehalte an Citrat und Malat im alternden Blatt zu. Zwischen den Standorten schwanken die Einzelgehalte an org. Säureanionen beträchtlich, etwa im selben Maße wie die Kationen (Abb. 6). Die Summe der Konzentration der drei Säurekomponenten, bezogen auf den Frischwassergehalt (wodurch die aktuelle Zellsaftkonzentration zum Ausdruck kommt), verändert sich während der Vegetationsperiode kaum, während die Summe der wasserlöslichen Kationen gegen den Herbst zunehmen (vgl. Beispiel Exelberg-Wienerwald, Abb. 7). Der Gesamtgehalt von K verändert sich während der Vegetationszeit nur gering, er nimmt für Mg ab, für Ca und Mn zu (vgl. Abb. 1). Bemerkenswert ist, daß auch bei starker Zunahme des Gesamtcalciums der Anstieg von freiem Calcium infolge Oxalatsynthese und entsprechender Calciumoxalat-Fällung limitiert wird. Die Phosphat-Spiegel sind in den älteren Blättern niedriger, Nitrat, Chlorid, v.a. aber Sulfat zeigen während der Vegetationsperiode dagegen die Tendenz einer Zunahme.

### 4. Schlußfolgerungen

Unter den für den Wienerwald gegebenen hohen (Schad)stoffeinträgen sind gewisse Veränderungen auf der Ebene des Mineralstoffwechsels und der Ionenbalance der Buche erkennbar, die möglicherweise physiologisch noch unbedenklich bleiben: deutliche Sulfat-Akkumulation im Einflußbereich von Schwefeldioxid-Großemittenten sowie höhere Gesamtstickstoff-Gehalte; dagegen nur Tendenzen einer Zunahme von Chlorid und toxischen Schwermetallen. Alle übrigen Komponenten liegen im Rahmen der Literaturangaben bzw. im Bereich von Vergleichsbüchern aus verschiedenen Waldbeständen Österreichs. Die Untersuchung hat aber auch gezeigt, daß bezüglich der kationischen Nährelemente und parallel dazu auch bezüglich der org. Säureanionen eine sehr breite Streuung zwischen den Standorten besteht. Weitere Untersuchungen in möglichst unterschiedlichen Buchenwaldtypen und auch in Grenzbereichen des Buchenvorkommens sind notwendig, um die "natürliche" Variabilität des Mineralstoffmusters abzustecken, aber auch um stoffliche Veränderungen, wie sie etwa im menschlichen Einflußbereich auftreten können, objektiver einzuschätzen. Auch für die Definition physiologisch relevanter Grenzbereiche der Nährstoffversorgung bei unterschiedlichsten Wachstumsbedingungen sind derartige Studien notwendig.

### 5. Literatur

- ALBERT R., FRÖHWIRT E. und WIENER S.: Heft 330 der Reihe "Straßenforschung", Bundesmin. f. wirtsch. Angelegenheiten. Wien 1987.
- BERGMANN W.: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag Stuttgart-New York 1988.
- BONTE J. and MALKA P.: Air Pollution Research Report 4, 76-78. Commission of the Eur. Communities, Workshop Lökeborg 1986.
- BOSCH C, PFANNKUCH E., BAUM U. und REHFUESS K.E.: Forstw. Centralblatt 102, 167-181 (1983).
- FLÜCKIGER W.: Schweiz. Zeitschr.f.Forstwesen 137, 917-1010 (1986).

- FREER-SMITH P.H. and TAYLOR G.: In "Scientific Basis of Forest Decline Symptomatology", 107-125. Commission of the Eur. Communities, Workshop Edinburgh 1988.
- FRÜCHTENICHT K. und VETTER H.: Landwirtsch. Forsch. Sonderheft 39, Kongreßbericht Münster 1982.
- GLATZEL G. und KAZDA M.: Z. Pflanzenern. Bodenk. 148, 429-438 (1985).
- GLATZEL G., KAZDA M., und LINDEBNER L.: Düsseldorfer Geobot. Koll. 3, 15-32 (1986).
- GRILL D., LINDNER W. und JÄGER H.-J.: Phytion 20, 65-72 (1980).
- HAGEMEYER J., KAHLE H., BRECKLE S. and WAISEL Y.: Water, Air and Soil Pollution 29, 347-359 (1985).
- HÖLLWARTH M, HARRES H.-P. und FRIEDRICH H.: Flora 1977, 227-235 (1985).
- HORAK O.: Landwirtsch. Forsch. 29, 289-298 (1976).
- HORAK O.: Landwirtsch. Forsch., Sonderheft 37. Kongreßband 1980, 570-580 (1980).
- KAHLE H. und BRECKLE S.W.: Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Hohenheim 1984) Band XIV, 265-267 (1986).
- KINZEL H.: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart 1982.
- LEONARDI S. und FLÜCKIGER W.: AFZ 41, 825-828 (1986).
- LERCHE H. und BRECKLE S.-W.: Die Naturwissensch. 61, 218-219 (1974).

#### Erklärung der Abkürzungen

##### Wienerwaldstandorte (Flysch):

- RG = Rehgraben Purkersdorf  
H1 = Purkersdorf Hochbuch, im Bestand  
H2 = Purkersdorf Hochbuch, Waldrand  
KW = Kreuzeichenwiese  
EX = Exelberg  
WH = Windischhütte  
G1 = Greifenstein, Oberhang  
G2 = Greifenstein, Unterhang  
L1 = Leopoldsberg, flachgründig  
L2 = Leopoldsberg, tiefgründig  
J1 = Jägerwiese, im Bestand  
J2 = Jägerwiese, Waldrand  
LT = Lainzer Tiergarten

##### Vergleichsstandorte:

- DU = Dobra-Urwald  
ÖT = Ötscher  
RK = Reichraming, Dolomit  
RF = Reichraming, Flysch  
MN = Maria Neusiedl  
SE = Schöneben

Abb.1: Gesamtgehalte an Kationen; 19 Buchenstandorte in Österreich; TS = Trockensubstanz

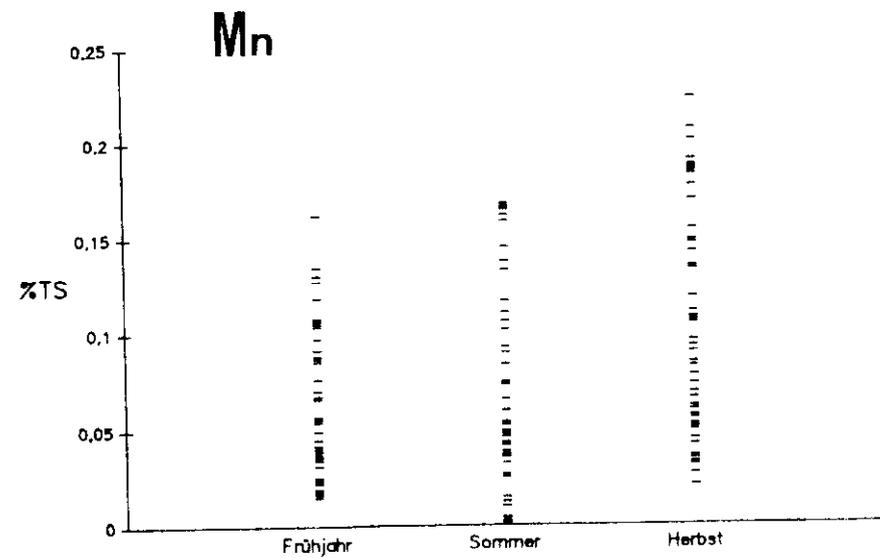
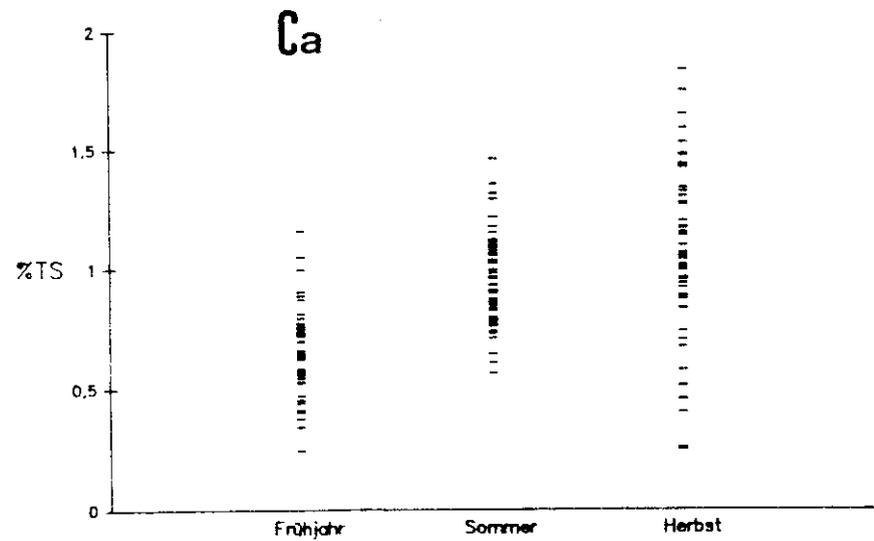
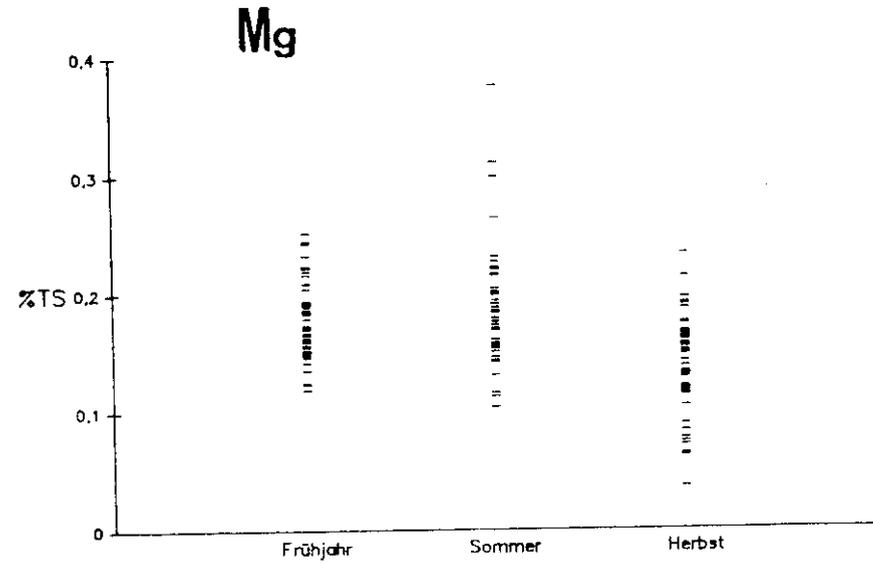
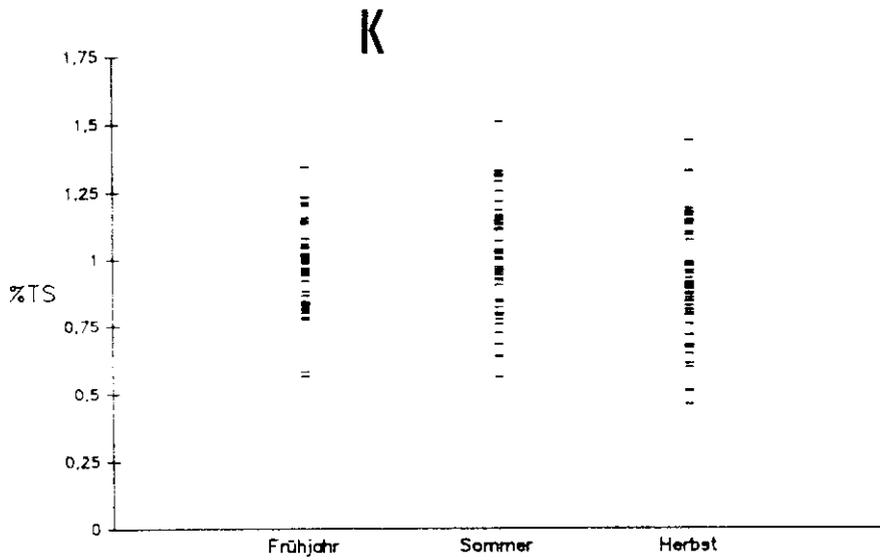


Abb.2: Ionenbalance in Buchenblättern

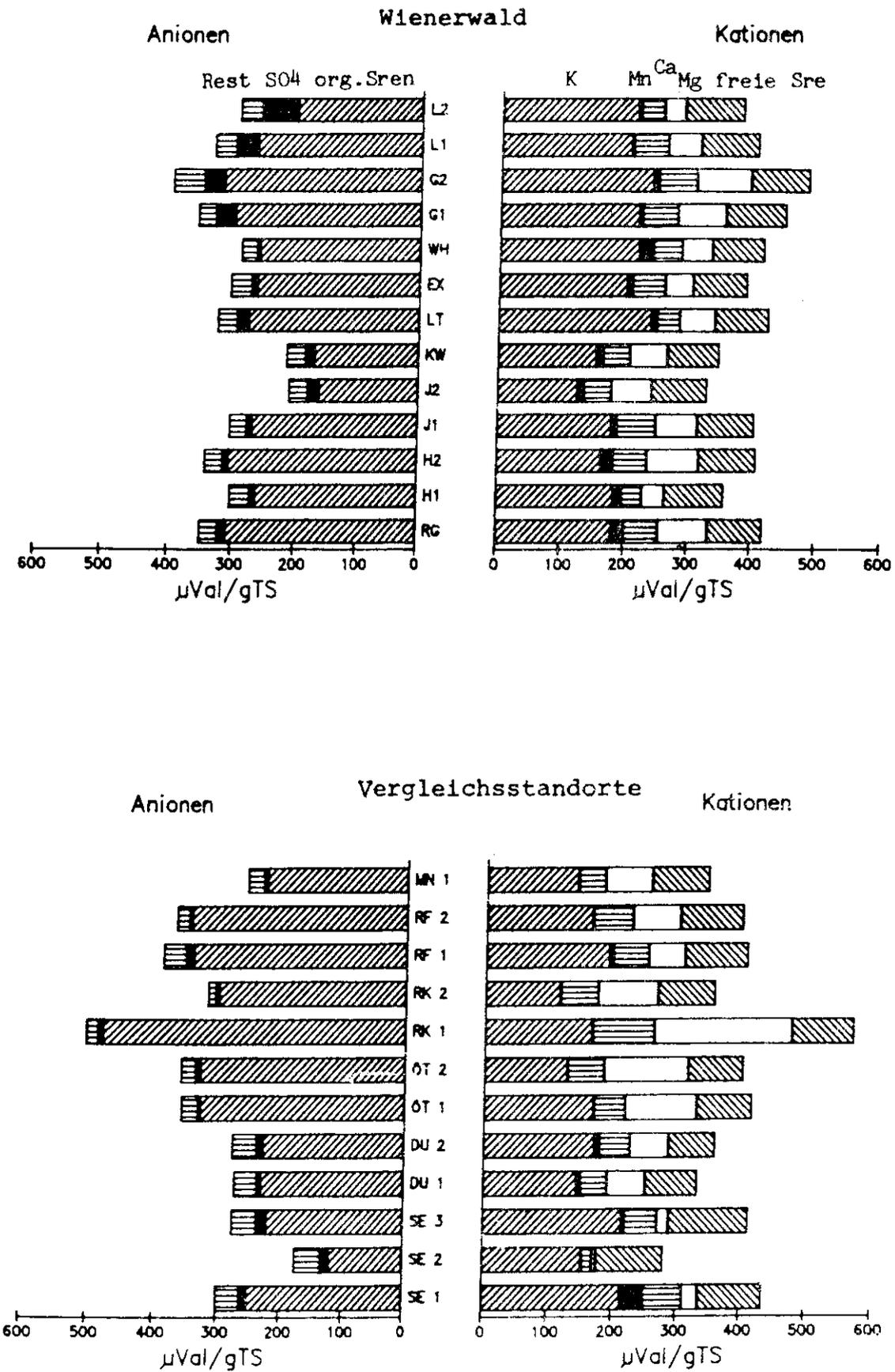


Abb.3: Gehalt an wasserlöslichen anorganischen Anionen

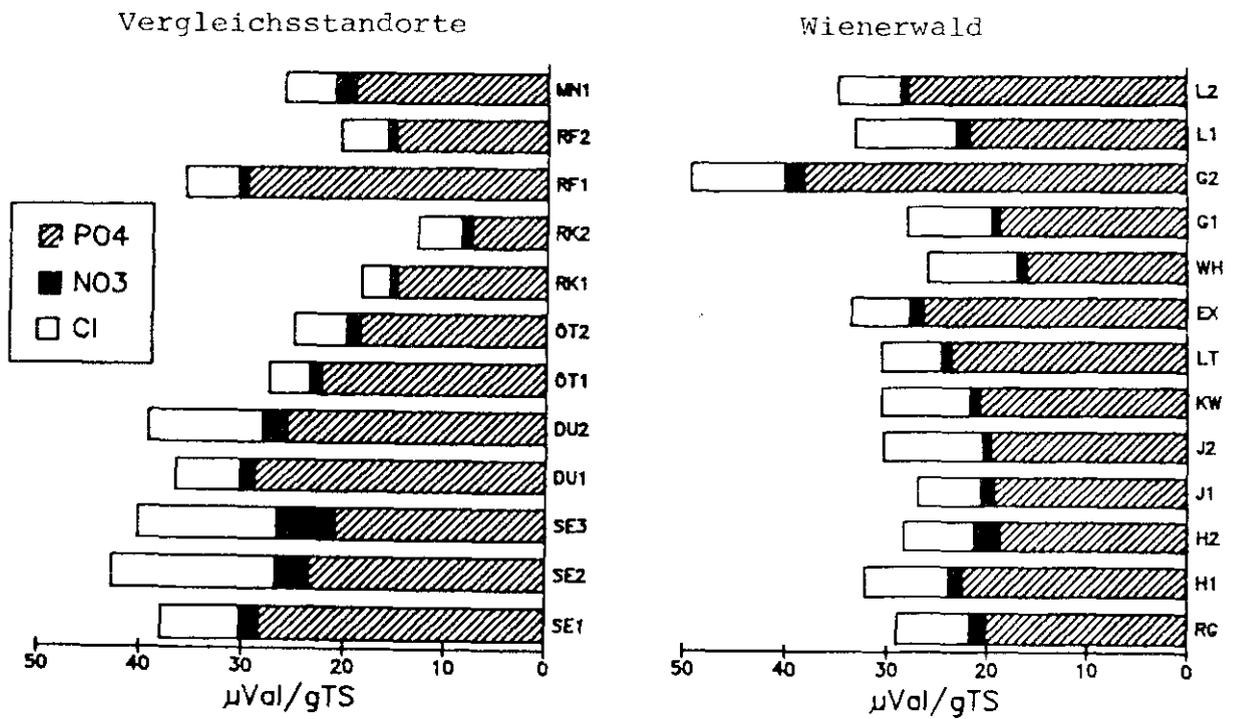


Abb.4: Gesamtstickstoff und löslicher Stickstoff in Buchenblättern

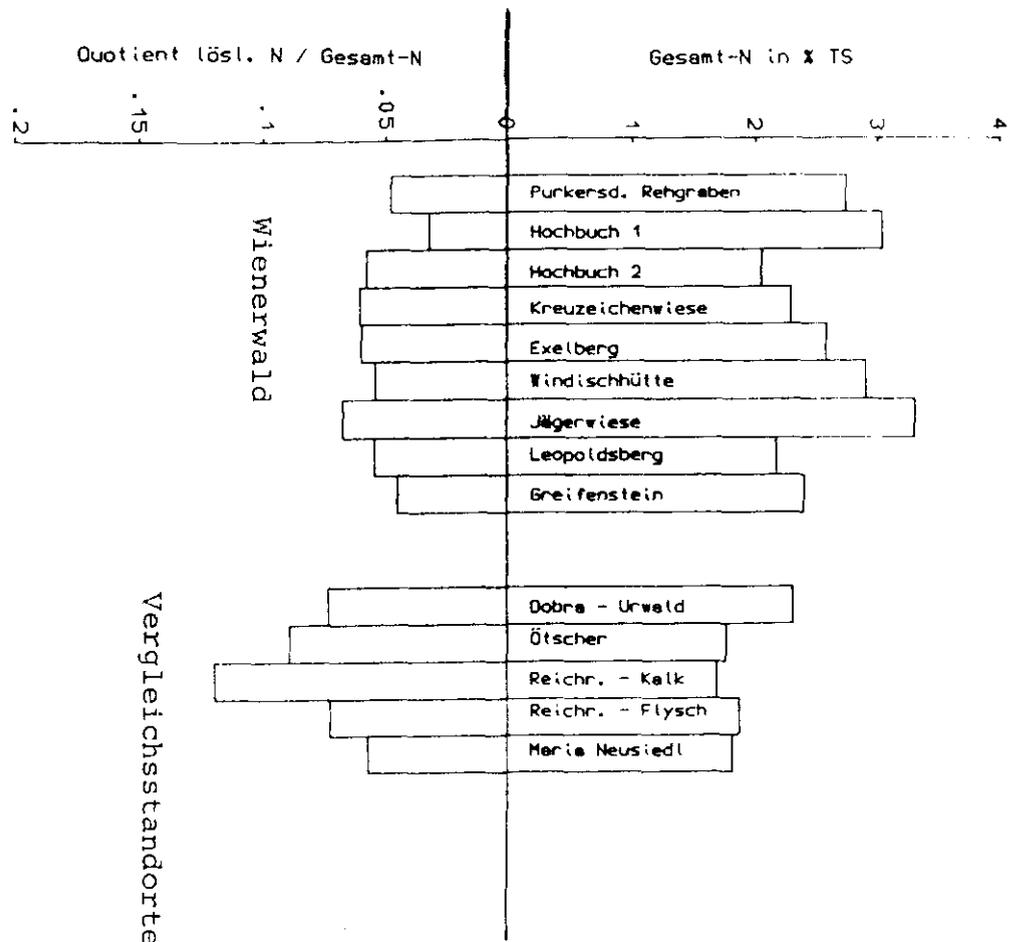
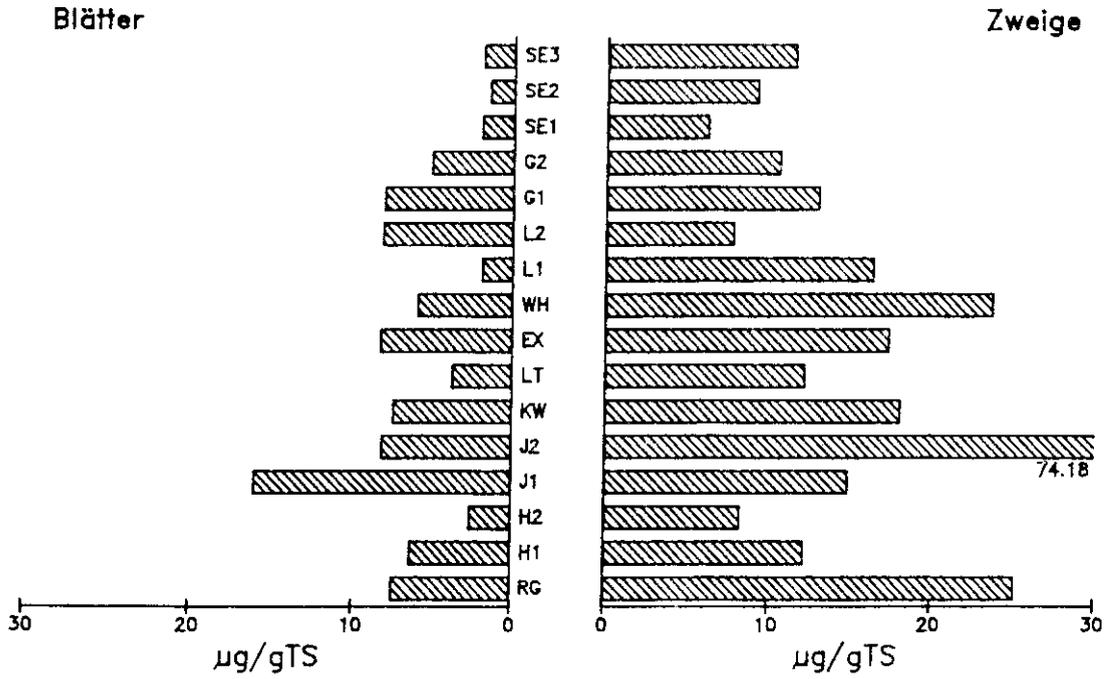


Abb. 5: STANDORTVERGLEICH

Gehalt an Pb in Naßaufschlüssen von Blättern und Zweigen



STANDORTVERGLEICH

Gehalt an Cd in Naßaufschlüssen von Blättern und Zweigen

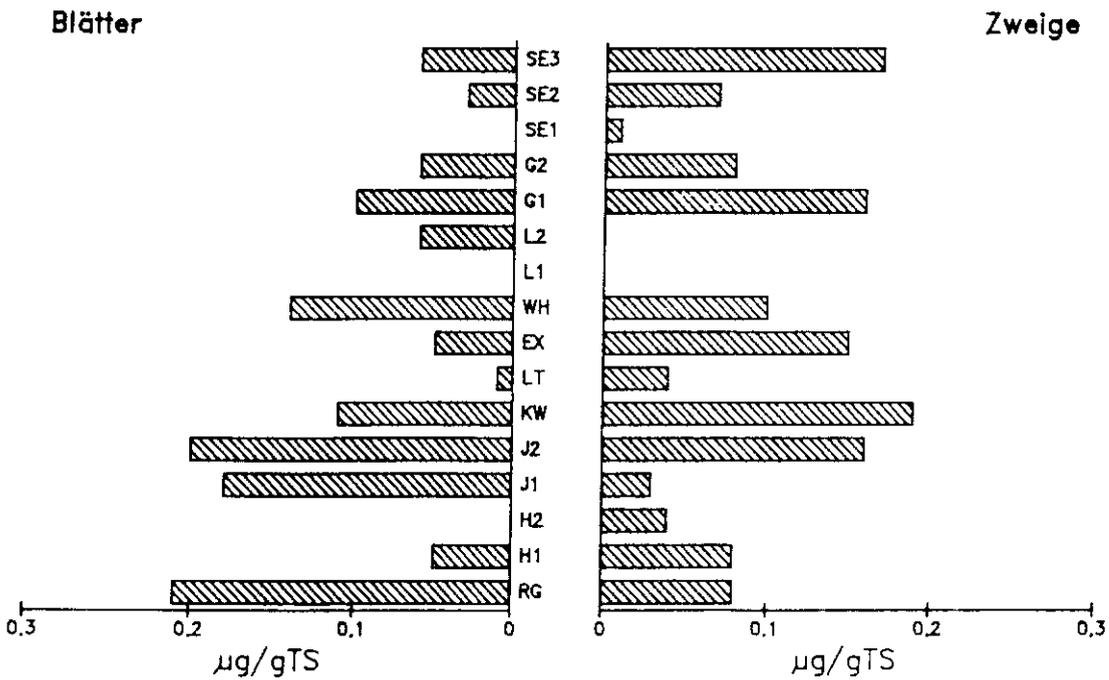


Abb.6: Gehalt an organischen Säureanionen; 19 Buchenstandorte in Österreich

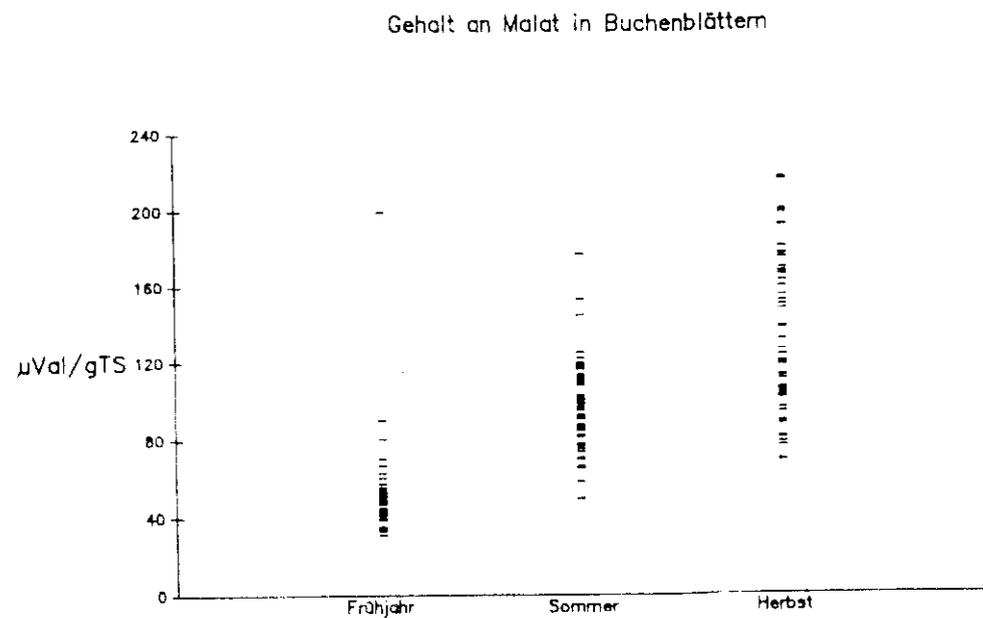
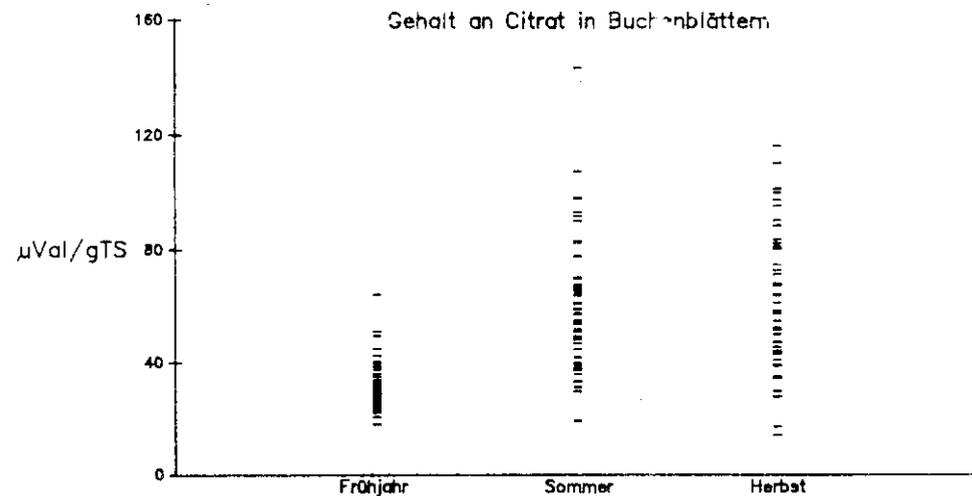
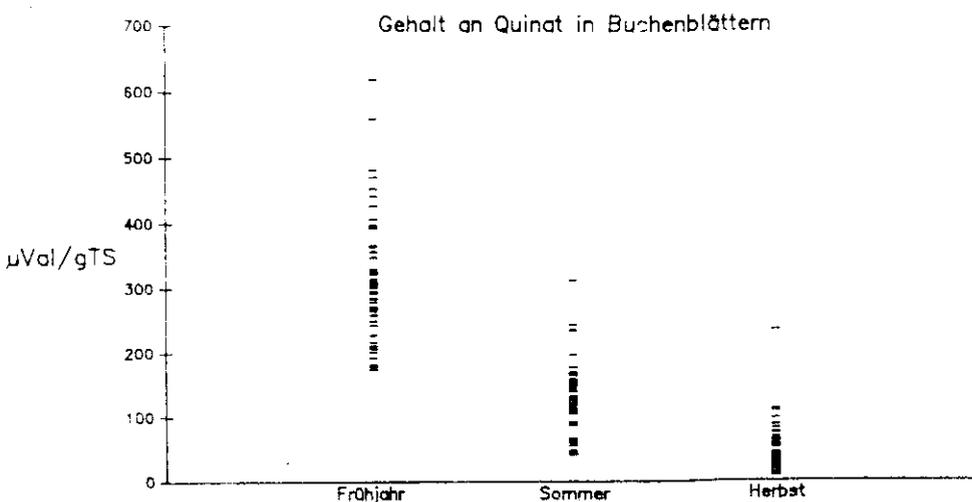
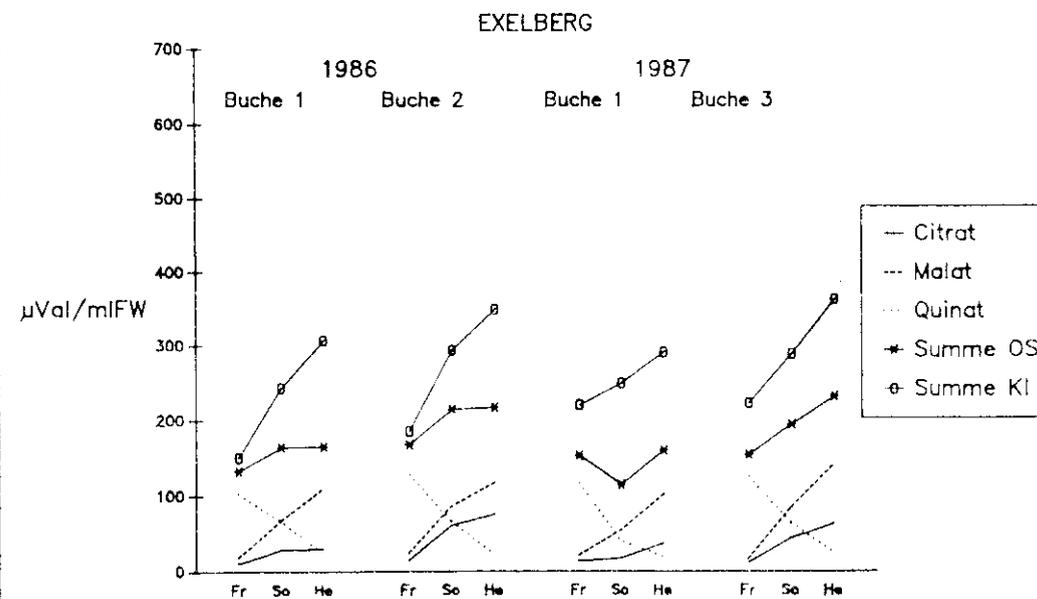


Abb.7: Jahreszeitliche Dynamik der Konzentration an wasserlöslichen Ionen; FW = Frischwasser



### Diskussion zum Vortrag ALBERT

Bei den 3 Vergleichsstandorten in Schöneben fiel auf, daß die Nitrat–Gehalte von einem dieser Standorte sehr hoch sind. Herr Kazda warf die Frage auf, ob diese 3 Standorte unterschiedlich exponiert sind und unterschiedliche Nährstoffgehalte besitzen.

Herr Albert stellte dazu fest, daß die Buche bei verminderter Vitalität die Tendenz hat, Nitrat zu akkumulieren. Im Jahresverlauf ist eine abnehmende Tendenz an säurelöslichen Magnesium–Gehalten in Buchenblättern und Boden zu beobachten. Eine Korrelation zwischen Blatt– und Bodengehalten konnte nur für Magnesium gefunden werden, in gewisser Weise auch für Mangan, jedoch nicht absicherbar. Als Begründung für die Aufnahme des Mangan führte Herr Albert die passive Aufnahme durch die jungen Wurzelspitzen mit noch nicht ausgeprägtem Caspary–Streifen an. Ob Mangan–Toxizität auftritt, hängt u.a. von den Gehalten an löslichem Calcium und Magnesium ab.

Im Unterschied zum Wiener Wald wurden bei einem nährstoffarmen Vergleichsstandort in den Pflanzenproben mehr Kationen als Anionen in der Ionensumme gefunden. In den Proben wurde ein hoher Calcium–Oxalatgehalt festgestellt. Ähnliche Ergebnisse wurden auch von anderen Tagungsteilnehmern bestätigt.

Die Nährelement–Gehalte der Blätter zeigten keine Zunahme zum Sommer hin, jedoch eine Abnahme im Spätsommer und Herbst. Bei schlechter Kalium– und Manganversorgung im Boden trat keine Unterversorgung in Blättern auf.

## Saisonale Schwankungen der Elementgehalte und Histologie des Kambiums von Buchenholz der regionalen Forschungsstandorte in Nordrhein – Westfalen

J. HAGEMEYER, B. KAMRADT, H. SCHÄFER, K. SCHLAGINTWEIT,  
L. VERLAGE, S. – W. BRECKLE

### 1. Einleitung

Das Forschungsprojekt "Untersuchung des Einflusses von Schwermetallen (insbes. Cd, Zn) auf die Kambiumaktivität mitteleuropäischer Waldbäume (Buche, Fichte)." soll Daten liefern, um den Beitrag von potentiell toxischen Elementen zu dem Phänomen "Neuartige Waldschäden" abschätzen zu können. Das sehr komplexe Problem wurde in eine Reihe von Teilfragen aufgliedert, die sowohl in Freiland – als auch in Laboruntersuchungen bearbeitet werden.

Da das Forschungsprojekt noch im Gange ist und viele Teilfragen noch nicht abschließend beantwortet werden können, sollen hier nur zwei Aspekte eingehender behandelt werden: die Elementgehalte im Stammholz von Buchen sowie die histologische Differenzierung des Buchenkambiums im Laufe einer Vegetationsperiode.

Um direkte Effekte von Schwermetallen auf das Kambium von Bäumen beurteilen zu können, muß zunächst in Freilanduntersuchungen festgestellt werden, in welchen Konzentrationen diese Elemente in der Kambiumregion vorliegen. Die Konzentrationen von diversen Elementen in Xylem und Phloem von verschiedenen Baumarten wurden bereits wiederholt untersucht und zahlreiche Meßwerte liegen vor (Martin & Coughtrey 1982, Burton 1985, Hagemeyer 1986). Die vorhandenen Daten verteilen sich jedoch auf eine große Zahl von Baumarten. An Buchen wurden nur wenige Untersuchungen durchgeführt (Kazmierczakowa et al. 1984, Meisch et al. 1986). Diese Messungen lassen zudem keine Aussagen über eine mögliche saisonale Dynamik der gefundenen Elementgehalte zu, wie sie bei einigen Makronährelementen gefunden wurde (Gäumann 1935, Bamber 1976). Aus diesen Gründen erschien es notwendig, an Buchen und Fichten von vier Standorten in Nordrhein – Westfalen im Laufe der Vegetationsperiode wiederholt Holzproben zu entnehmen und den Elementgehalt zu analysieren.

Um eine direkte Wirkung von toxischen Elementen auf die Kambiumaktivität nachweisen zu können, ist es fernerhin notwendig, die Zeit der Teilungsaktivität des Kambiums der Bäume am Standort einzugrenzen. Nur in dieser Periode ist eine direkte Beeinflussung des Dickenwachstums durch toxische Metalle zu erwarten. Daher wurde eine histologische Untersuchung der Kambiumaktivität im Jahreslauf ergänzend zu den Elementaranalysen durchgeführt.

## 2. Material und Methode

**Standorte:** Die Holzproben der Freilanduntersuchungen wurden im Jahre 1987 an den regionalen Forschungsstandorten des Landes NW in Schwaney (Eggegebirge) und Glindfeld (Rothaargebirge) genommen. Im Jahre 1988 wurden die Proben von Bäumen des Forschungsstandortes Lammersdorf (Eifel) entnommen. Zusätzlich wurden in diesem Jahr vergleichbare Proben von einem Standort südöstlich der Stadt Stolberg (Breinigerberg) untersucht, welcher als geogen / anthropogen mit Schwermetallen belastet anzusehen ist (Van Haut 1976, MAGS 1983).

**Elementanalysen:** An jedem der 4 Standorte wurden 5 Buchen (*Fagus sylvatica*) und 5 Fichten (*Picea abies*) aus der Gruppe des "Mittelstammes der 100 Stärksten je ha" ausgewählt (FD Spelsberg, LÖLF, mündl. Mitteilung). Von diesen Bäumen wurden in 3- bis 6-wöchigen Abständen Holz- und Borkenproben in Brusthöhe entnommen. Auf das Jahr 1987 (Standorte Schwaney und Glindfeld) entfielen dabei 8, auf das Jahr 1988 (Lammersdorf und Stolberg) 11 Probenahmen.

Die Holzproben wurden mit einem Zuwachsbohrer (Typ Suunto mit Teflonbeschichtung, Spandurchmesser 5 mm, Länge 300 mm) entnommen. Vor jeder Bohrung wurde die Borke mit einem Stecheisen abpräpariert und getrennt behandelt. An Fichtenbohrkernen konnte die Splint/Kern-Übergangszone am Feuchtigkeitsgehalt des Holzes erkannt werden. Bei den Buchenproben wurde die Grenze im Labor nach dem Stärkegehalt des Holzes (Färbung mit Jod-Jodkalium-Reagenz) festgelegt. Alle Bohrkerne wurden unmittelbar nach der Extraktion in flüssigem Stickstoff eingefroren, um Elementverlagerungen beim Austrocknen zu verhindern.

Die Bohrlöcher im Stamm wurden mit Holzdübeln und Baumwachs verschlossen, um Austrocknung und das Eindringen von Keimen zu verhindern. Zudem wurde der Baumbohrer zur Sterilisierung vor jeder Bohrung mit Isopropanol gespült.

Die gefriergetrockneten Bohrkerne wurden in Segmente von 5 oder 10 Jahrringen aufgeteilt, die, ebenso wie Borken- und Bastproben in Druckaufschlußgefäßen aus Teflon mit konz. Salpetersäure (Merck p.a., destilliert in Quarzapparatur, Fa. Kürner, Neuberg) verascht wurden.

Die Elementanalysen erfolgten mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS). Die Elemente K, Na, Mg, Ca, und Zn wurden in der Flamme bestimmt (Perkin-Elmer 380 u. 5100), während für die Elemente niedrigerer Konzentration, Cd, Pb und Ni, die Graphitrohrtechnik eingesetzt wurde (Perkin-Elmer 5100).

**Histologie des Kambiums:** Im Jahre 1987 wurden an den Standorten Schwaney und Glindfeld je 5 weitere Buchen nach den oben genannten Kriterien ausgewählt. In regelmäßigen Zeitabständen von 2 bzw. 4 Wochen wurden aus der Stammregion in Brusthöhe Gewebeproben mit einem Stecheisen abpräpariert. In der Zeit vom 7.4. bis 15.10.87 wurden je Baum 9 Proben genommen. Die Blöckchen umfaßten die unverletzte Kambiumregion sowie Bast, Borke und 2-4 Jahrringe im Holz. Sie wurden am Standort in

AFE fixiert und im Labor in Polyethylenglycol (PEG 2000) eingebettet. Mit einem Schlittenmikrotom wurden Querschnitte von ca. 12  $\mu\text{m}$  Dicke angefertigt und mit Rhodamin b und Astrablau gefärbt. An derartigen Präparaten kann die Entwicklung des neuen Jahrrings untersucht werden. Mit Hilfe eines Mikroskopes mit Projektionseinrichtung werden die Gewebeschnittbilder auf ein Graphiktablett projiziert. Größe und Lage von einzelnen Zellen können digitalisiert und vermessen werden (vergl. Liese et al. 1975). Die Zellartenverteilungen werden unter Verwendung eines Integrationsokulares (Zeiss-Integrationsplatte-100) in direkter mikroskopischer Beobachtung erfaßt. Ziel dieser Messungen ist die Erstellung von Jahresgängen verschiedener Gewebeparameter (Süß 1967, Süß & Müller-Stoll 1970).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Radiale Verteilung und saisonale Dynamik von Na, K, Mg und Ca

An den Standorten Schwaney und Glindfeld wurden monatlich von April bis Dezember von je 5 Buchen Bohrkerne entnommen. Die Proben wurden in 5 bzw. 10 Jahresringe umfassende Segmente aufgeteilt und analysiert.

##### 3.1.1. Radiale Verteilung

Um die radiale Verteilung der untersuchten Elemente beschreiben zu können, wurde zunächst für jeden einzelnen Baum und jedes Element ein Jahresmittel aus den monatlichen Werten der radialen Verteilung berechnet. Diese Jahresmittelkurven der einzelnen Bäume lagen z.T. auf sehr unterschiedlichem Konzentrationsniveau. Um eine bessere Vergleichbarkeit zu erzielen, wurden die Werte indiziert, d.h. in % des jeweiligen Mittelwertes umgerechnet. Aus den indizierten Kurven (also je 5 pro Standort) wurde sodann eine Mittelkurve für jeden Standort berechnet.

Abb. 1 zeigt die Mittelkurven für die einzelnen Elemente. Da die Na-Werte in Glindfeld sehr niedrig lagen und in einigen Proben Na nicht nachweisbar war, beschränken wir diesbezüglich unsere Betrachtung auf die Werte von Schwaney.

Abb. 1a zeigt die mittlere radiale Verteilung von Na im Buchenholz in Schwaney. Die Na-Konzentration weist ein Maximum im Splintbereich auf und fällt zum Mark hin ab. In den jüngsten Jahrringen ist die Konzentration etwa so hoch wie im Kern. Das entspricht dem, was Schüre (1986) für Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Eichen (*Quercus robur*) beschreibt. Matusiewicz und Barnes (1985) finden dagegen beim Zuckerahorn (*Acer saccharum*) im Kernholz höhere Na-Konzentrationen als im Splint und bei der Fichte (*Picea rubens*) erhöhte Na-Konzentrationen in den ältesten Jahrringen.

In Abb. 1b ist die radiale Verteilung von K für die beiden Standorte Glindfeld und Schwaney dargestellt. Die Kurven sind in ihrem Verlauf sehr ähnlich. Sie zeigen im Kernholz einen deutlichen Konzentrationsanstieg zum Mark hin. Auch dieser Befund wird durch Untersuchungen an anderen Baumarten bestätigt. So findet Schüre (1986) bei Eschen die niedrigsten K-Konzentrationen im Splintholz und einen Anstieg der Konzentration zum Mark

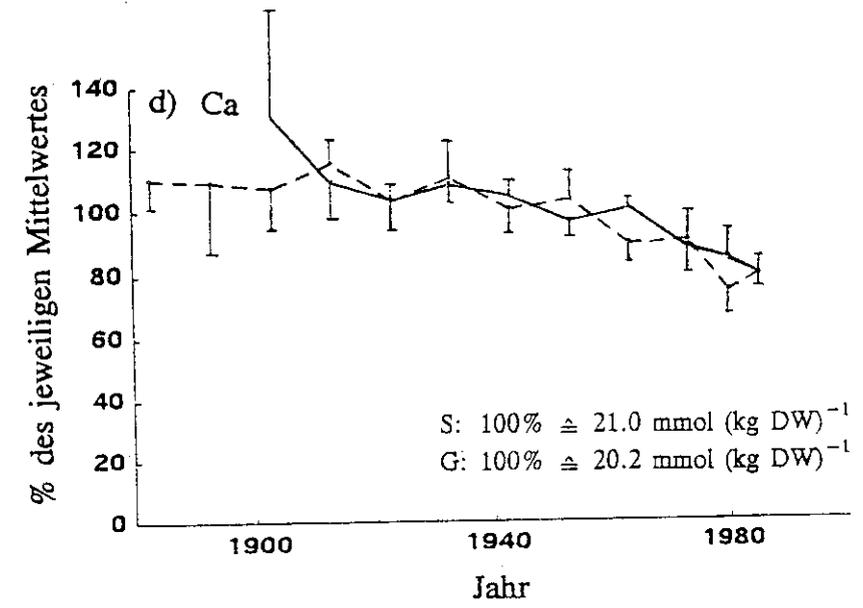
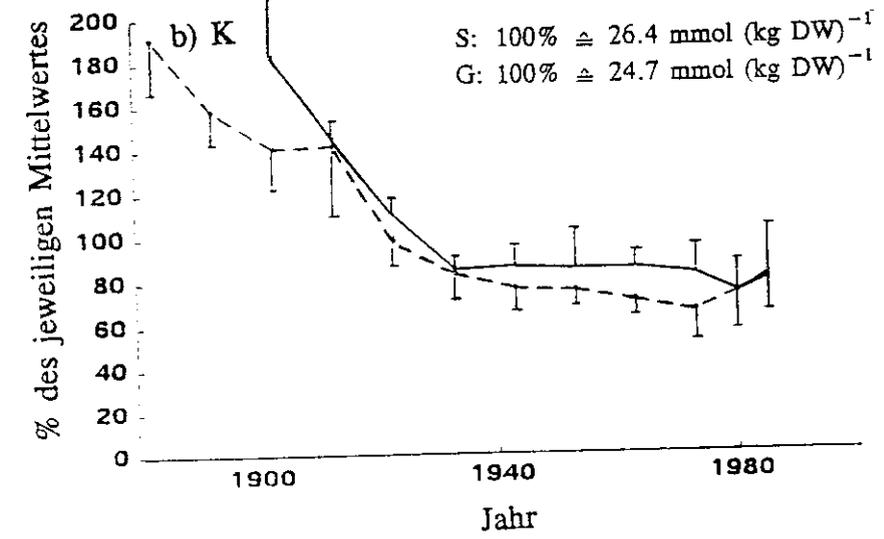
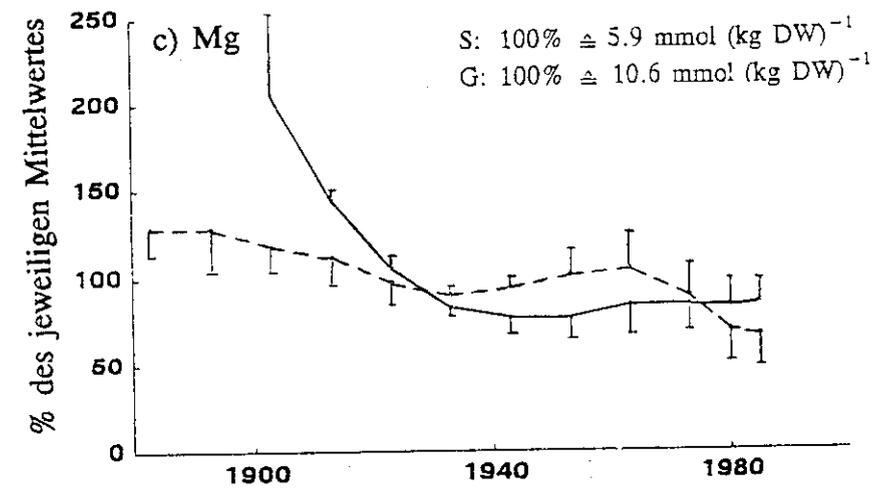
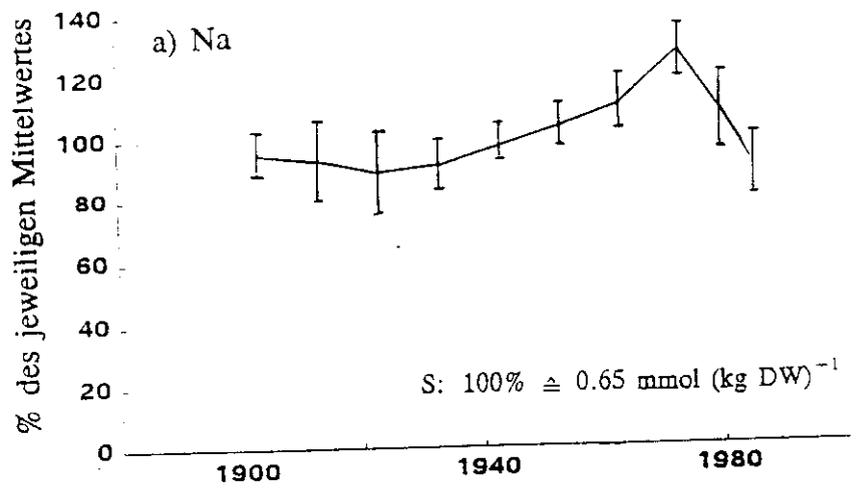


Abb. 1. Radiale Verteilung von 4 Elementen (Mittelwerte  $\pm$  SD) im Stammholz von Buchen in Schwaney (—, S) und Glindfeld (---, G).

hin. Matusiewicz und Barnes (1985) beschreiben beim Zuckerahorn ebenfalls einen Anstieg der K-Konzentration zum Mark hin. Für andere Baumarten ergibt sich jedoch eine unterschiedliche Verteilung: Schüre (1986) findet ebenso wie Wardell und Hart (1973) bei Eichen die höchsten K-Gehalte im Splintholz.

Die radiale Verteilung des Mg in Buchen in Schwaney und Glindfeld ist in Abb. 1c dargestellt. Der Kurvenverlauf ist für die beiden Standorte unterschiedlich. Die Buchen in Schwaney zeigen einen deutlichen Anstieg der Mg-Konzentration im ältesten Kernholz. Dieser Anstieg ist bei den Bäumen in Glindfeld wesentlich schwächer ausgeprägt. Hier zeichnet sich dagegen ein Absinken der Konzentration in den jüngsten Jahrringen ab.

Matusiewicz und Barnes (1985) finden sowohl bei Ahorn als auch bei der Fichte einen Anstieg der Mg-Konzentration im Kernholz. Clement und Janin (1976) beschreiben allgemein eine höhere Kationenkonzentration (Ca, K, Mg, Zn, Mn) im Kernholz von Pappeln (*Populus* "Fritzi-Pauley") als im Splint. Dagegen können Wardell und Hart (1973) bei der Eiche (*Quercus alba*) die höchsten Mg-Konzentrationen im Splintholz messen. Meisch et al. (1986) berichten von einer Verminderung der Mg- und Ca-Konzentrationen im Holz der Buche etwa seit 1970. Sie sehen darin einen Hinweis auf eine verminderte Versorgung der Bäume mit diesen Elementen durch neuzeitliche Veränderungen des Bodenchemismus.

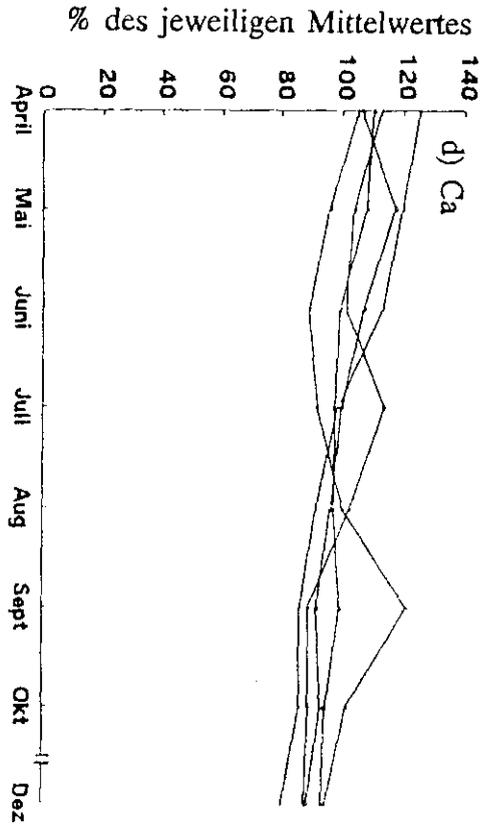
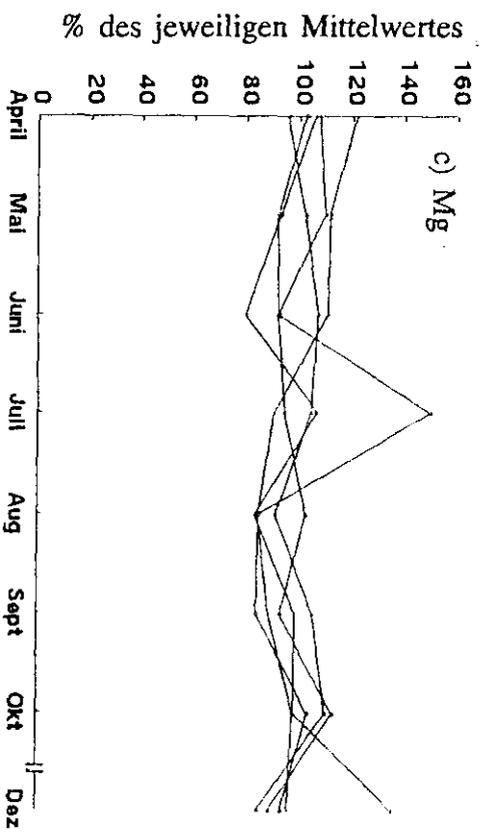
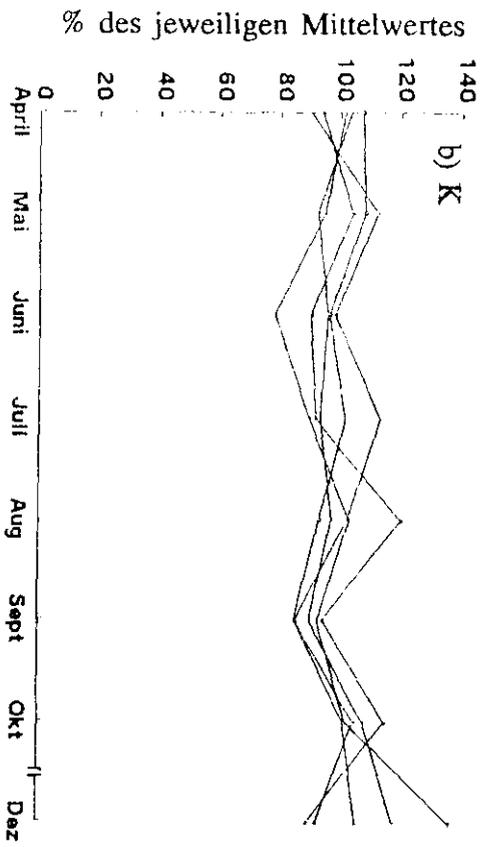
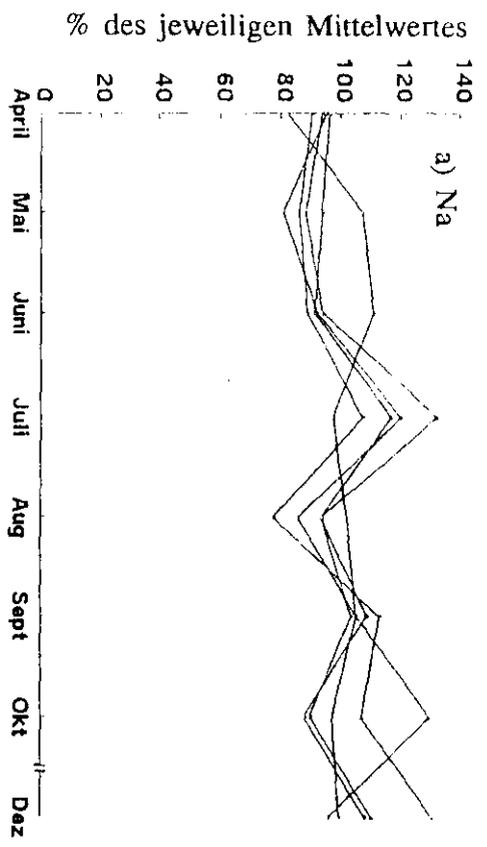
Ob sich allerdings in Glindfeld tatsächlich eine schlechtere Mg-Versorgung der jüngeren Jahrringe andeutet, läßt sich beim derzeitigen Stand der Auswertung noch nicht abschließend beantworten, da die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen noch nicht vollständig vorliegen.

Wie aus Abb. 1d ersichtlich, ist die radiale Verteilung des Ca für beide Standorte ähnlich. Es sind keine größeren Konzentrationsunterschiede zu erkennen, nur ein leichter Anstieg der Ca-Konzentration zum Mark hin und auch hier (ähnlich wie beim Mg in Glindfeld) erniedrigte Konzentrationen in den jüngsten Jahrringen.

Inwieweit sich hier eine Übereinstimmung mit der von Meisch et al. (1986) beschriebenen Verminderung der Ca-Konzentration in den jüngsten Jahrringen von Buchen abzeichnet, ist noch nicht zu entscheiden (s.o.). Die Befunde an anderen Baumarten sind auch hier sehr unterschiedlich. Für die Fichte beschreiben Matusiewicz und Barnes (1986) einen leichten Abfall der Ca-Konzentration zum Mark hin, während die Ca-Konzentration beim Zuckerahorn mit geringen Schwankungen über den gesamten Stamradius etwa gleich bleibt.

### 3.1.2. Saisonale Schwankungen

Um einen Eindruck der Konzentrationsschwankungen der untersuchten Elemente im Buchenholz während der Vegetationsperiode zu erhalten, wurden für jeden Monat die Konzentrationen über den gesamten Radius gemittelt.



Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

Abb. 2. Saisonale Schwankungen von 4 Elementen im Stammholz von 5 Buchen in Schwarney.

### Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

Aus den so erhaltenen Monatsmitteln der einzelnen Bäume wurde jedoch hierbei keine auf den Standort bezogene mittlere Kurve berechnet. Wir gehen davon aus, daß die untersuchten Bäume sich an den jeweiligen Probenahmetermen nicht im gleichen physiologischen Zustand befanden. Sofern es eine saisonale Dynamik der Nährstoffe im Buchenholz gibt, ist zu erwarten, daß diese mit physiologischen Prozessen wie Laubaustrieb und Laubabwurf in Zusammenhang steht. Diese Prozesse verlaufen aber keineswegs bei allen Bäumen eines Bestandes völlig synchron. Wir müssen in diesem Fall also 10 Individuen betrachten.

Exemplarisch haben wir die Buchen aus Schwaney für Abb. 2 herausgegriffen. In Glindfeld ergibt sich kein wesentlich anderes Bild, allerdings sind die individuellen Unterschiede zwischen den Bäumen dort noch größer.

Die Vegetationsperiode in Schwaney erstreckt sich etwa von Mitte April bis Ende Oktober (vergl. 3.3.1.). Wie aus Abb. 2 ersichtlich ergibt sich kein einheitliches Bild der saisonalen Dynamik der Elemente. Die Unterschiede zwischen den Bäumen sind recht groß, die Konzentrationsunterschiede während der Vegetationsperiode demgegenüber relativ gering und nicht unbedingt gleichgerichtet.

Gäumann (1935) weist darauf hin, daß bei der Buche die Verringerung der im Stamm enthaltenen Mineralstoffe durch Prozesse wie Laubaustrieb, verglichen mit der insgesamt vorhandenen Menge, sehr gering ist. Die Nährelemente werden vor allem aus Zweigen und Ästen sowie aus dem Bast mobilisiert. Im Stamm werden diese Elemente wohl am ehesten aus dem Splintbereich abtransportiert. Da jedoch zunächst über den gesamten Radius gemittelt wurde, treten evtl. vorhandene Schwankungen in den jüngeren Jahrringen nicht so deutlich in Erscheinung. Die weitere Auswertung wird dahin gehen, den äußeren Splintbereich (Leitsplint) gesondert auf eine saisonale Dynamik zu untersuchen. Im Hinblick auf jahreszeitliche Unterschiede wäre es wünschenswert gewesen, die Proben in kronennäheren Bereichen zu entnehmen. Dieses war jedoch aus praktischen Gründen nicht wiederholt am gleichen Baum möglich. Die Vergleichbarkeit der monatlichen Werte wäre aufgrund der großen individuellen Schwankungen fragwürdig geworden (vgl. Gäumann 1935).

### 3.2. Radiale Verteilung und saisonale Dynamik von Cd, Pb, Zn und Ni

Die radiale Cd-Verteilung im Stammholz der Buche bewegt sich zwischen  $0.36$  und  $3.6 \mu\text{mol (kg DW)}^{-1}$  (= 40–400 ppb). Diese Konzentrationen stimmen mit den Werten anderer Autoren für Laubholzarten gut überein (Kazmierczakova et al. 1984, Queirolo & Valenta 1987, Trüby & Zöttl 1987).

In der radialen Verteilung von Cd zeigt sich keine offensichtliche Verteilungscharakteristik. Jedoch steht die statistische Auswertung noch aus. In Abb. 3 und 4a sollen exemplarisch zwei Cd-Verläufe von je einem Baum der beiden Standorte Schwaney und Glindfeld gezeigt werden.

Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

Bei der **saisonalen Verteilung** fallen die hohen April- und Dezember-Werte im Vergleich zu den Sommermonaten auf. Bei den Elementen Zn und Ni zeigt sich ein ähnliches Bild. Jedoch sind hier die höheren April- und Dezember-Werte nicht so ausgeprägt.

Für Pb (Abb. 4b) ergibt sich ein eher heterogener Verlauf. Die Gehalte liegen auch deutlich unter den von anderen Autoren angegebenen. Während Kazmierczakova et al. (1984) häufig Werte über 1 ppm (=  $4.8 \mu\text{mol Pb (kg DW)}^{-1}$ ) in der Buche finden, erreicht hier nur ein Baum dieses Konzentrationsniveau.

Für die weitere Auswertung ist eine Indizierung der einzelnen Meßreihen je Baum und Standort (vergl. 3.1.1.) geplant sowie die Zusammenfassung der monatlichen Meßreihen in physiologisch zu begründenden Zeiträumen (Austriebs-, Wachstums-, Blattabwurfs- und Ruhephase, vergl. 3.3). Das Ausmaß der individuellen Schwankungen scheint bei den untersuchten Spurenelementen – wie auch in Kap. 3.1. erwähnt – das größte Problem bei der Beurteilung der Elementgehaltsunterschiede von Buchenholz zu sein.

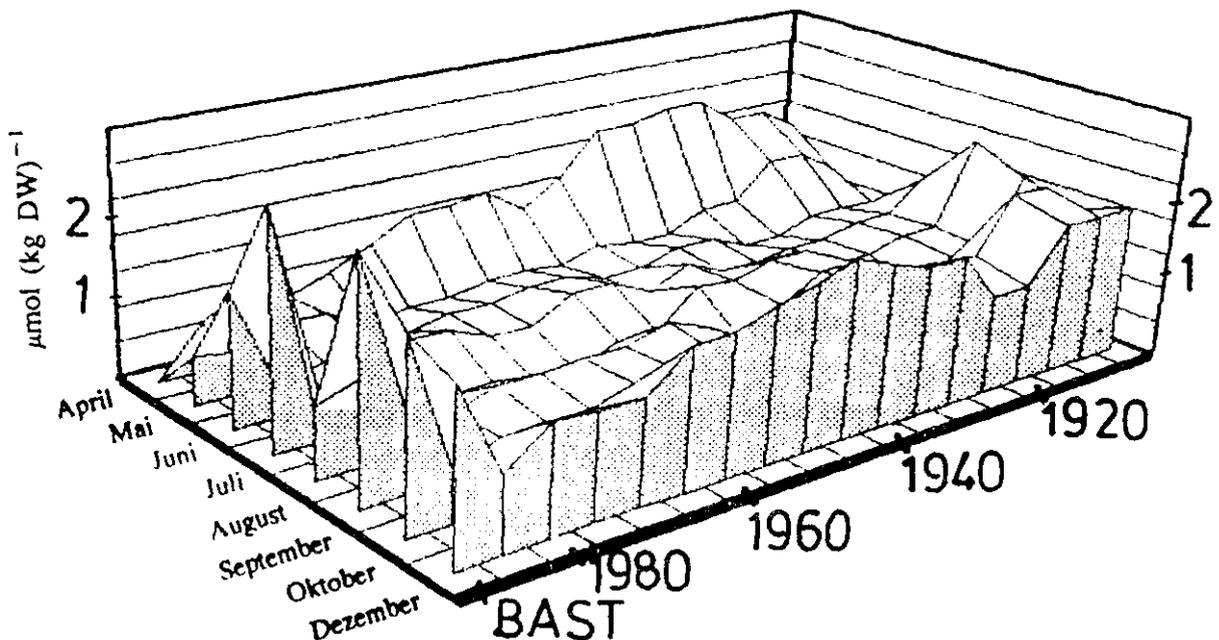
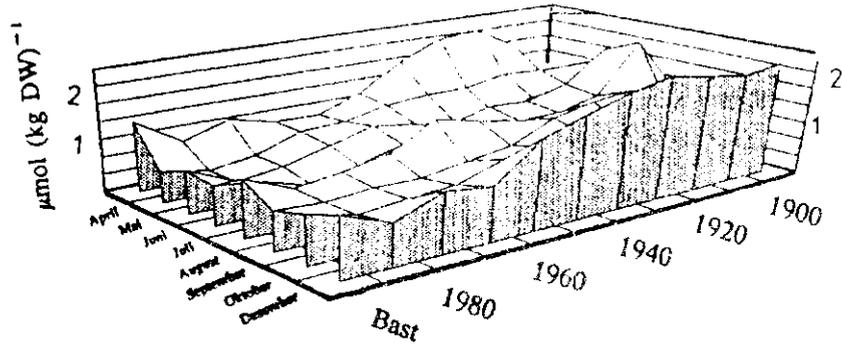


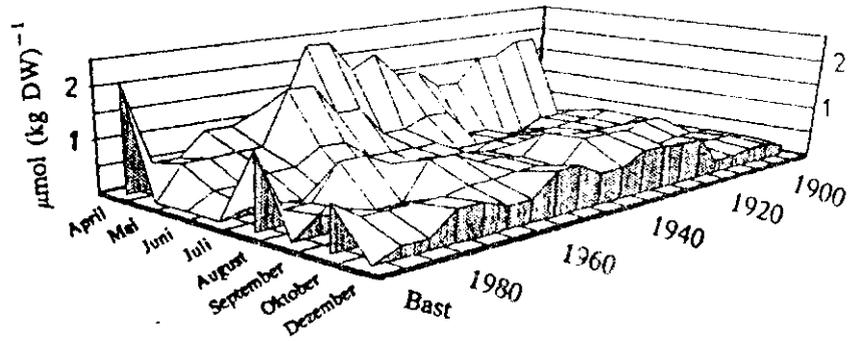
Abb. 3. Radiale und saisonale Cd-Verteilung im Stammholz (Höhe 1.3 m) einer Buche in Schwaney (Eggegebirge).

Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

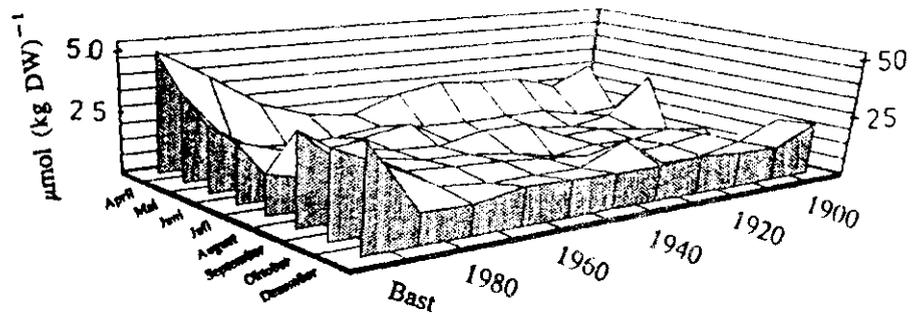
a) Cd



b) Pb



c) Ni



d) Zn

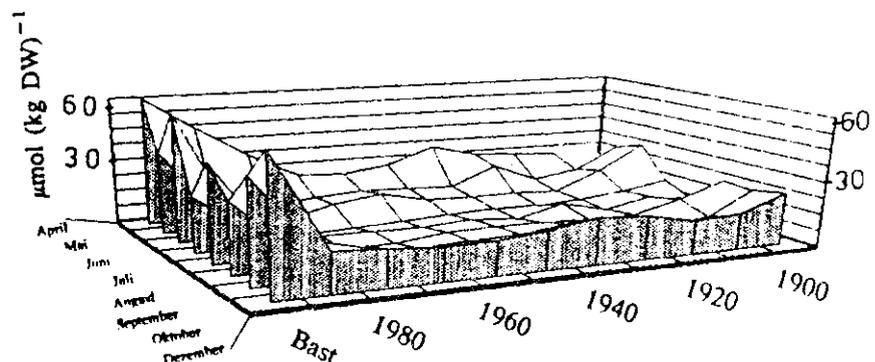


Abb. 4. Radiale und saisonale Verteilung der Elemente Cd, Pb, Ni und Zn im Stammholz einer Buche in Glindfeld (Rothaargebirge).

### 3.3. Histologie der Jahrringbildung

#### 3.3.1. Aktivitätsphase des Kambiums

Die qualitative Bewertung der histologischen Schnitte der Kambiumregion (Proben 14 täglich entnommen) sowie phänologische Beobachtungen des Blatt-austriebes (wöchentlich durchgeführt) ergaben für die beiden Standorte einen zeitlichen Unterschied im Beginn der Vegetationsperiode. Die Bäume des Standortes Glindfeld lagen in ihrer Entwicklung gegenüber denen aus Schwaney um etwa 10–12 Tage zurück. Für beide Standorte lag der Start der Kambiumaktivität zwischen dem 22.4. und dem 6.5., d.h. als ungefähre Zeitpunkte lassen sich für Schwaney der 24.4. und für Glindfeld der 4.5. angeben, wobei die individuelle Streuung ca. 4 Tage beträgt.

Zum Vergleich der Jahrringentwicklung an beiden Standorten zeigt Abb. 5 den Zuwachsverlauf während der ersten Hälfte der Vegetationsperiode (6.5.–7.7.). Aufgetragen sind die Mittelwerte aus allen Proben je Standort. Die deutliche Parallelverschiebung der Kurven entspräche einer Zeitdifferenz von 18–22 Tagen im Mai, kann aber aufgrund der in Glindfeld beobachteten, insgesamt geringeren Zuwachsleistung nur bedingt zum Vergleich herangezogen werden.

Das Ende der Kambiumaktivität lag für beide Standorte zwischen dem 11.8. und dem 15.9.. Selbst die Lignifizierung der neugebildeten Jahrringe war bis auf einzelne Ausnahmen am 15.9. bereits abgeschlossen. Da diese nach eigener Beobachtung mit einer zeitlichen Verzögerung von ca. 1–2 Monaten erfolgt, kann die Woche unmittelbar nach dem 11.8. als der relevante Zeitraum für die Beendigung des Zuwachses angegeben werden. Der Laubfall wurde in den Monaten Oktober und November protokolliert und ergab ebenfalls einen zeitlichen Unterschied. Am Standort Glindfeld, an dem die Vegetationsperiode später begann, endete diese auch früher, und zwar um etwa 10–12 Tage. Die Gesamtdauer der Vegetationsperiode war hier also um insgesamt etwa 3 Wochen kürzer als in Schwaney. Dieser Unterschied ist vermutlich auf klimatische und orographische Ursachen zurückzuführen.

#### 3.3.2. Histometrie

**Gefäßgrößen:** An Proben, die den vollendeten Jahrring enthalten (4 je Baum), wurden sämtliche vorhandenen Gefäße vermessen (300–500 je Probe). Neben der Gefäßgröße (Flächeninhalt) wurde als Maß für den Zeitraum, in dem das Gefäß gebildet wurde, sein Abstand zur Jahrringgrenze ermittelt. Je größer dieser ist, um so jünger ist das Gefäß.

Die statistische Bearbeitung der Daten steht noch aus; zur Veranschaulichung der Zielsetzung sei jedoch in Abb. 6 exemplarisch der Jahresgang der Gefäßgröße anhand einer einzelnen Probe dargestellt. Jeder Punkt repräsentiert den Mittelwert der Gefäßgrößen einer Teilfläche von 1/8 der Gesamtprobenfläche mit 50–70 Gefäßen. Es wurde versucht, einen tatsächlichen zeitlichen Verlauf darzustellen, der der veränderlichen Wachstumsgeschwindigkeit während verschiedener Phasen der Entwicklung Rechnung trägt. Die

Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

nötige "Entzerrung" der Zeitachse auf dem Jahrring erfolgte mit Hilfe der an den vorangegangenen Proben ermittelten, sigmoiden Zuwachskurve für den betreffenden Standort (Ladefoged 1952). Mehr als die für das zerstreutporige Buchenholz charakteristische Abnahme der Gefäßgrößen gegen Ende des Jahrringes hin ist aus dieser Einzelprobe freilich noch nicht abzulesen.

**Zellartenverteilung:** Die Bestimmung der Zellartenverteilung in ihrem zeitlichen Verlauf ist vorgesehen, bisher aber nur versuchsweise an einem Schnitt durchgeführt. Die den Säulen in Abb. 6 entsprechenden Stichprobenflächen (1000 ausgezählte Zellen je Säule) lagen auf dem Jahrring in gleichen Abständen und sind ebenfalls zeitkorrigiert angeordnet.

Abb. 5.

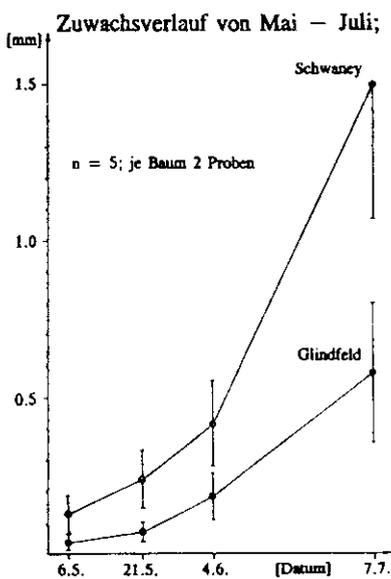


Abb. 5. Vergleich des Zuwachsverlaufes von Buchen an den Standorten Schwaney und Glindfeld für die erste Hälfte der Vegetationsperiode 1987. Gemittelt über 5 Bäume. Ordinate: aktuelle absolute Breite des neuen Jahrrings mit Kambium.

Abb. 6.

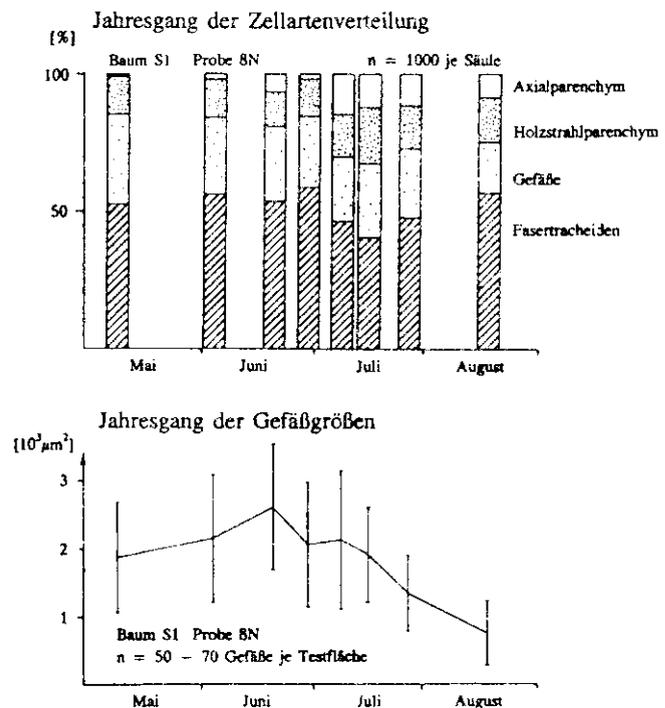


Abb. 6. Jahresgänge für Zellartenverteilung und Gefäßgrößen des Jahrrings 1987, exemplarisch dargestellt für eine Einzelprobe. Die Rohdaten der Abszissen (Abstände der Gefäße von Vorjahrring – Grenze) wurden mit Hilfe der sigmoiden Standort – Zuwachskurve in Zeitwerte umgewandelt (Zeitpunkt der Bildung der Gefäße).

Außer einer merklichen Zunahme des Axialparenchyms gegen Ende des Jahrrings zeichnen sich hier noch keine Verschiebungen der Gewebeanteile ab.

Den Ergebnissen aus den histometrischen Untersuchungen sollen, standortbezogen, detaillierte Klimadaten gegenübergestellt werden, um eine mögliche direkte Beeinflussung der kambialen Aktivität erkennen zu können.

#### 4. Zusammenfassung und Ausblick

Das Forschungsprojekt über den Einfluß von Schwermetallen auf die Kambiumaktivität von Buche und Fichte ist noch nicht abgeschlossen. Die dargestellten Zwischenergebnisse müssen somit noch als vorläufig und unvollständig betrachtet werden.

Sowohl die Nährelemente (K, Ca, Mg) als auch potentiell toxische Schwermetalle (Cd, Pb, Zn, Ni) zeigen im Stammholz der Buche recht charakteristische radiale Verteilungsmuster, die einer gewissen zeitlichen Dynamik unterliegen können. In der Kambiumregion sind die Elementgehalte in der Regel niedriger als in den inneren Stammbereichen. Dieses Phänomen ist noch unerklärt, doch es hat für die Beurteilung von möglichen Wirkungen der Elemente auf die Kambiumaktivität eine große Bedeutung. Durch die histologische Untersuchung kann der mögliche Zeitraum einer direkten Schwermetallwirkung auf das Kambium auf eine Periode von wenigen Monaten eingegrenzt werden. So werden schließlich die Ergebnisse aller Teiluntersuchungen zusammen weitergehende Aussagen ermöglichen.

Als weitere Untersuchungen werden Messungen der Elementgehalte an Fichten der 4 Forschungsstandorte durchgeführt. An den nach der Beprobung gefällten Bäumen werden die Holzzuwächse dendrochronologisch untersucht, indem die Jahrringbreiten in verschiedenen Stammbereichen vermessen werden (Stammanalyse). Der Zuwachsverlauf kann mit klimatischen und anderen ökologischen Parametern korreliert werden, um diejenigen Einflußgrößen zu ermitteln, die das Baumwachstum in besonderem Maße bedingen.

In einem großangelegten Laborversuch wird der Einfluß von Cd und Zn auf die Kambiumaktivität von jungen Buchen und Fichten untersucht. Diese Resultate werden im Zusammenhang mit den im Freiland gewonnenen Daten interpretiert werden.

*Das Forschungsprojekt wird gefördert vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NW im Rahmen des Forschungsprogrammes "Luftverunreinigungen und Waldschäden" (MURL FP30).*

#### 5. Literatur

- Bamber, R.K. 1976. Heartwood, its function and formation. – Wood Sci. Technol. 10: 1–8.  
Burton, M.A.S. 1985. Tree rings. in: Historical Monitoring. A Technical report. MARC Report 31, pp. 175–202.  
Clement, A. & Janin, G. 1976. Etude comparee de la repartition des principaux cations et du phosphore dans une tige de peuplier 'Fritzi–Pauley'. – Plant Soil 45: 543–554.  
Gäumann, E. 1935. Der Stoffhaushalt der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im Laufe eines Jahres. – Ber. Schweiz. Bot. Ges. 44: 157–334.

Elementgehalte und Histologie von Buchenholz

- Hagemeyer, J. 1986. Zur Verteilung von Cadmium in den Jahrringen von Eichen (*Quercus robur*, *Q. petraea*): Eine Studie über die Ableitung von Chronologien der Immissionen in vergangener Zeit mit dendroanalytischen Methoden. – Bielefelder Ökol. Beitr. 2: 71–118.
- Kazmierczakowa, R., Grodzinska, K. & Bednarz, Z. 1984. Content of heavy metals in xylem of 100-year-old beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Poland. – Bull. Polish Acad. Sci. Biol. Sci. 32: 329–338.
- Ladefoged, K., 1952. The Periodicity of Wood Formation. – Dan. Biol. Skr. 7(3): 1–98.
- Liese, W., Schneider, M., Eckstein, D. 1975. Histometrische Untersuchungen am Holz einer rauchgeschädigten Fichte. – Europ. J. Forest Pathol. 5: 152–161.
- MAGS – Ministerium für Arbeit, gesundheit und Soziales des Landes NW, 1983. Umweltprobleme durch Schwermetalle im Raum Stolberg 1983. – Düsseldorf.
- Martin, M.H. & Coughtrey, P.J. 1982. Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution, Land and Air. – Appl. Sci. Publ., London.
- Matusiewicz, H. & Barnes, R.M. 1985. Tree ring wood analysis after hydrogen peroxide pressure decomposition with inductively coupled plasma atomic emission spectrometry and electrothermal vaporization. – Anal. Chem. 57: 406–411.
- Meisch, H.U., Keßler-Schmidt, M., Willems, M. & Wagner, A. 1986. Elementverteilung in den Jahrringen der Rotbuche. – Forst.-Holzwirt 41: 301–304.
- Queirolo, F. & Valenta, P. 1987. Trace determination of Cd, Cu, Pb and Zn in annual growth rings by differential pulse anodic stripping voltammetry. – Fresenius Z. Anal. Chem. 328: 93–98.
- Schüre, B. 1986. Ionenkonzentrationen im Stammholz von Bäumen an auftausatzbelasteten Standorten. – Bielefelder Ökol. Beitr. 2: 41–69.
- Süß, H., 1967. Über die Längenänderungen der Parenchymstränge, Holzfasern und Gefäßglieder von Laubbälzern im Verlauf einer Zuwachsperiode. – Holz als Roh- und Werkstoff 25: 369–377.
- Süß, H. & Müller-Stoll, W.R. 1970. Änderungen der Zellgrößen und des Anteils der Holzelemente in zerstreutporigen Hölzern innerhalb einer Zuwachsperiode. – Holz als Roh- und Werkstoff 28: 309–317.
- Trüby, P. & Zötl, H.W. 1987. Atmosphärische und geogene Komponenten im Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. – KfK, PEF-Berichte, Karlsruhe, Bd. 2: 333–344.
- Van Haut, H. 1976. Schwermetallbelastung und Umweltschutz im Raum Stolberg. – Schriftenreihe der LIB, Essen, Heft 37: 31–43.
- Wardell, J.R. & Hart, J.H. 1973. Radial gradients of elements in white oak. – Wood Sci. 5: 298–303.

### Diskussion zum Vortrag HAGEMEYER

Mehrere Teilnehmer hatten Anmerkungen zum experimentellen Ansatz zu machen, die sich auf folgende Punkte konzentrierten: Erhebung weiterer Parameter (z.B. Kohlenhydratgehalte im Holz), Beprobungs-Modus und -Zeitraum, Standortwahl, Individuenauswahl bzgl. Schädigungsgrad und Stichprobenumfang.

Von den vorgetragenen Beobachtungen stießen vor allem die hohen Kernholzgehalte an Kalium und Magnesium auf Interesse. Dies stehe im Einklang mit Ergebnissen aus Göttinger Untersuchungen, in denen eine Kernvernässung kranker Buchen diagnostiziert worden sei. Auch Parallelen zur Tanne seien zu beobachten. Die hohen Kalium- und Magnesiumkonzentrationen seien u.a. Folge einer sekundären Ioneneinlagerung, die eine Erhöhung des osmotischen Potentials und damit der Wasserreservkapazität des Baumes zur Folge hat.

Besonders betont wurde die Notwendigkeit, mit der Beprobung bereits Ende Januar zu beginnen, da die im Februar/März einsetzende Frühjahrssaft-Aktivität von erheblicher Bedeutung für die Elementgehalte im Stammholz sei.

## Gesamt – Diskussion zu Themenblock 2

Zu Beginn der Diskussion wurde nochmals die Frage nach dem Zusammenhang zwischen der Vitalität der Buchen und ihrer Nährstoffversorgung in den Raum gestellt.

Herr Wittig bat um eine Einschätzung, ob es sinnvoll sei, die Untersuchungen in Schwaney fortzuführen. Dort werden zwei ähnliche Bestände, die auf unterschiedlichen Böden stocken, pflanzensoziologisch untersucht. Die Antwort lautete, daß über Buchenwaldökosysteme immer noch zu wenig bekannt sei; die Untersuchungen sollten vor allem unter dem Langzeitaspekt fortgesetzt und erweitert werden, um dem "Buchensterben" exakter auf die Spur zu kommen.

Es wurde weiterhin auf die Notwendigkeit hingewiesen, den Zusammenhang zwischen Wasserhaushalt, Mineralstoffhaushalt und Photosynthese zu untersuchen, und zwar sowohl in geschädigten als auch in ungeschädigten Beständen. Allgemein wurde das Fehlen eines Gesamtkonzeptes beklagt und auf die Bedeutung einer Energiebilanz hingewiesen. Eine ausführliche Besprechung dieser Aspekte wurde mit Verweis auf noch folgende Vorträge verschoben.

Bezüglich der Beweisbarkeit des Zusammenhangs zwischen Waldschäden und Immissionen wurde vor allem das Fehlen einer wirklichen "Nullfläche" bedauert. So stellte sich heraus, daß der für Nordrhein – Westfalen als Referenzfläche ausgegebene Forschungsstandort in Glindfeld (Rothaargebirge) keineswegs als "Kontroll" – Standort gelten kann, da inzwischen relativ hohe Schäden festgestellt wurden. Es wurde dazu angemerkt, daß Buchenbestände z.B. in Jugoslawien als "Nullflächen" angesehen werden könnten, da dort die Immissionsbelastung minimal sei.

Ferner wurden stärkere Schäden an stark exponierten Kronen als Hinweis auf Immissionseinfluß genannt. Es wurde jedoch zu bedenken gegeben, daß dort zugleich der physikalische Streß zunehme.

## Gehalte und Löslichkeit von Blei, Zink und Kupfer in den Böden ausgewählter Buchenwälder Nordrhein – Westfalens

H. NEITE

### Zusammenfassung

In Nordrhein-Westfalen wurden 14 Buchenwaldstandorte ausgewählt, deren Böden sich in folgenden für die Beurteilung der Schwermetall-Verfügbarkeit wichtigen Kenngrößen unterscheiden: pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz und Austauschkapazität. Die Löslichkeit der Schwermetalle Pb, Zn und Cu, die an der organischen Substanz und den Tonmineralen gebunden vorliegen, wird in den untersuchten Waldböden vor allem vom pH-Wert bestimmt. Die austauschbaren und damit potentiell pflanzenverfügbaren Pb-Gehalte können nach neueren Untersuchungen die Buchennaturverjüngung nachteilig beeinflussen. Für Zn ist eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten wahrscheinlich.

### 1. Einleitung

Die in den letzten Jahrzehnten in Waldökosysteme eingetragenen Schwermetalle werden vor allem in der organischen Auflage und im Oberboden akkumuliert (MAYER 1981, SCHULTZ 1987). Sie stellen langfristig ein Gefährdungspotential dar, zu dessen Beurteilung neben den bisher üblichen Angaben der Gesamtgehalte im Boden nach der Klärschlammverordnung auch die pflanzenverfügbaren und damit physiologisch wirksamen Schwermetallanteile im Wurzelraum der Waldpflanzen von Bedeutung sind.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Auswahl und Beschreibung der Untersuchungsflächen

In Nordrhein-Westfalen wurden 14 Buchenwaldstandorte ausgewählt, deren Lage in Abb. 1 dargestellt ist. Die Böden der Standorte unterscheiden sich neben Bodentyp und -art in folgenden, für die Beurteilung der Schwermetall-Verfügbarkeit wichtigen Kenngrößen: pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz und Austauschkapazität (Tab. 1).

Tab. 1: Bodentyp und -art einiger nordrhein-westfälischer Buchenwälder. Angabe der C/N-Verhältnisse, pH-Werte, Gehalte an organischer Substanz (in %) und effektive Austauschkapazitäten ( $AK_{eff}$ ) der oberen 4 cm des Mineralbodens.

Fläche	Bodentyp	Bodenart	C/N-Verh.	pH-Wert (KCl)	org. Subst.	$AK_{eff}$ mval/kg
1	Braunerde	lU	13	4.9	10	209
2	podsolige Braunerde	S	22	3.4	27	81
3	Pseudogley	sL	27	3.3	43	141
4	podsolige Braunerde	uL	18	3.3	27	142
5	podsolige Braunerde	lU	17	2.9	30	118
6	podsolige Braunerde	lS	21	3.2	32	94
7	podsolige Braunerde	lU	19	2.8	20	117
8	Rendzina	tL	11	3.9	13	478
9	Braunerde	lU	19	3.2	16	111
10	Braunerde	lU	16	3.5	5	96
11	podsolige Braunerde	S	18	3.2	10	54
12	Pseudogley-Braunerde	U	15	3.2	9	75
13	Pseudogley-Braunerde	lU	16	3.0	9	79
14	Braunerde	sT	18	3.2	6	129

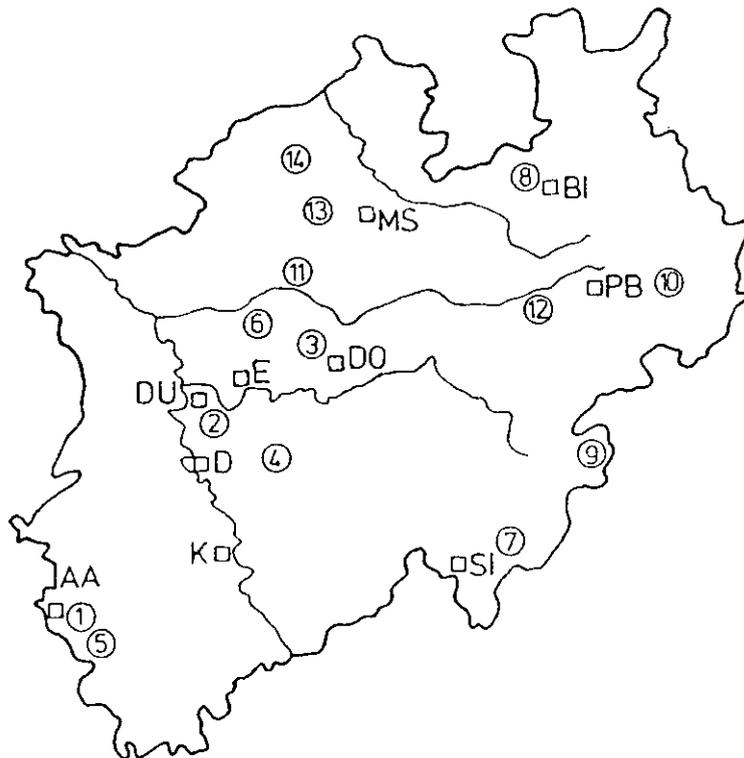


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen in Nordrhein-Westfalen.

## 2.2 Untersuchung der Bodenproben

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden an 10 Probenahmestellen Bodenproben in den oberen 4 cm des  $A_h$ -Horizontes entnommen. Zusätzlich erfolgte eine Probenahme im  $C_V$ -Horizont in 40 bis 50 cm Tiefe an zwei Probenahmestellen. Von jeder Bodenprobe des  $A_h$ -Horizontes wurde ein  $CaCl_2$ - (0.1m, pH:5.7),  $NH_4Cl$ - (1m, pH:4.9) und EDTA- (0.1m, pH:4.5)-Extrakt angefertigt (10 g lufttrockener Boden und 50 ml (bzw 100 ml  $NH_4Cl$ ) Extraktionsmittel; FISCHER & FECHTER 1982, KÖSTER & MERKEL 1983, MEIWES et al. 1984). Mit den Salz-Extraktionen ( $CaCl_2$ ,  $NH_4Cl$ ) werden die austauschbar gebundenen Kationen- und Schwermetallgehalte des Bodens erfaßt, während mit der EDTA-Extraktion die Summe der komplex und austauschbar gebundenen Anteile bestimmt wird (BRÜMMER et al. 1986).

Das feingemahlene Bodenmaterial der Proben aus dem  $A_h$ - und  $C_V$ -Horizont wurde zur Bestimmung der Gesamtgehalte mit Königswasser (500 mg Trockenboden + 9 ml HCl konz. + 3 ml  $HNO_3$  konz.) aufgeschlossen (Königswasseraufschluß, N.N. 1982).

Die Kohlenstoff- und Stickstoff-Gesamtgehalte wurden in einem Elementaranalysator (CHN-Rapid) gemessen. Der Gehalt an organischer Substanz (Humusgehalt) einer Probe wurde durch Multiplikation des Kohlenstoffgehaltes mit dem Faktor 1.724 ermittelt.

Als Maß für die effektive Austauschkapazität ( $AK_{eff}$ ) wurde aus den Gehalten der mit  $NH_4Cl$  austauschbaren Kationen die Summe ihrer Äquivalente (in  $mval \cdot kg^{-1}$  Trockenboden) berechnet. Die Pb-, Zn- und Cu-Gehalte der Bodenproben wurden am AAS bestimmt (Flammen- und Graphitrohrtechnik) und sind in  $mg \cdot kg^{-1}$  Trockensubstanz angegeben.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Schwermetall-Gesamtgehalte

Die Pb-Gesamtgehalte der oberen 4 cm des Mineralbodens der 14 Untersuchungsflächen sind aus Tab. 2 ersichtlich. Die höchsten Pb-Gehalte finden sich in der Nähe von Schwermetall-Emittenten (Fläche 1: Stolberg; Fläche 2: Duisburg). Die industrienahen Flächen 3 bis 6 (vor allem im Ruhrgebiet) weisen Pb-Gehalte von 300 bis 400  $mg \cdot kg^{-1}$  auf, während in industriefernen Mittelgebirgslagen (Flächen 7 bis 10) Werte um 200  $mg \cdot kg^{-1}$  nachweisbar sind. Die niedrigsten Pb-Gehalte weisen die Böden industrieferner Flächen der Westfälischen Bucht mit Werten zwischen 80 und 100  $mg \cdot kg^{-1}$  auf.

Tab. 2: Pb-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) des A<sub>n</sub>-Horizontes (obere 4cm des Mineralbodens)

Fläche	Gesamt	EDTA	NH <sub>4</sub> Cl	CaCl <sub>2</sub>
1	1064	867	7	0.6
2	571	478	201	55.6
3	396	303	108	26.9
4	375	291	97	20.2
5	343	279	125	44.5
6	320	261	117	35.6
7	235	175	111	36.5
8	212	172	19	1.0
9	212	163	14	1.9
10	189	131	29	5.1
11	101	72	34	18.0
12	92	69	33	13.3
13	87	67	31	15.2
14	79	52	23	6.3

Tab. 3: Zn-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) des A<sub>n</sub>-Horizontes (obere 4cm des Mineralbodens)

Fläche	Gesamt	EDTA	NH <sub>4</sub> Cl	CaCl <sub>2</sub>
1	2084	393	25.0	34.5
2	301	31	13.9	18.3
3	239	27	12.3	15.0
4	156	25	10.4	12.5
5	87	28	14.4	16.6
6	162	15	4.9	6.4
7	68	18	7.0	8.0
8	361	84	21.5	20.1
9	144	21	6.9	8.8
10	258	17	5.5	6.8
11	59	12	2.5	3.7
12	60	11	2.5	3.4
13	59	12	2.9	3.7
14	75	19	7.5	9.4

Tab. 4: Cu-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) des A<sub>n</sub>-Horizontes (obere 4cm des Mineralbodens)

Fläche	Gesamt	EDTA	NH <sub>4</sub> Cl	CaCl <sub>2</sub>
1	51	23.2	0.60	0.44
2	152	89.0	8.90	5.87
3	102	43.3	3.70	1.92
4	55	24.1	2.33	0.82
5	33	9.4	1.84	0.68
6	70	29.3	3.16	1.13
7	32	7.0	2.04	0.43
8	40	12.2	0.87	0.16
9	49	7.8	1.87	0.40
10	32	4.9	1.51	0.54
11	21	6.8	1.57	0.42
12	15	5.2	2.57	0.28
13	18	4.8	1.76	0.28
14	11	3.5	1.39	0.38

Tab. 5: Pb-, Zn- und Cu-Gesamtgehalte (in mg/kg Trockensubstanz) des C<sub>v</sub>-Horizontes (40 bis 50cm Tiefe)

Fläche	Pb	Zn	Cu
1	393	960	24
2	22	35	11
3	26	112	11
4	12	97	15
5	20	81	42
6	13	23	6
7	9	93	29
8	41	175	37
9	34	262	107
10	118	445	48
11	8	27	9
12	9	66	11
13	6	45	6
14	14	73	19

Die höchsten Zn-Gesamtgehalte (Tab. 3) finden sich in den Böden der Untersuchungsflächen 1 und 8 mit den höchsten pH(KCl)-Werten (4.9 bzw. 3.9). Die niedrigsten Zn-Gesamtgehalte werden in den Böden der Flächen 11 bis 13 (Westfälische Bucht) bestimmt. Die höchsten Cu-Gesamtgehalte weist mit  $152 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  der Boden der Untersuchungsfläche 2 auf (Tab. 4).

Die höchsten Pb- und Zn-Gesamtgehalte finden sich mit 393 bzw  $960 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  im  $C_V$ -Horizont der Fläche 1 (Tab. 5). Hohe Pb- und Zn-Gehalte werden außerdem noch in den Böden der Fläche 10 bestimmt. Den höchsten Cu-Gesamtgehalt weist mit  $107 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  dder  $C_V$ -Horizont der Fläche 9 auf. Geringe Schwermetall-Gesamtgehalte werden häufig in den Böden der Westfälischen Bucht (Flächen 11 bis 14) nachgewiesen. Während die Pb-Gehalte in den  $A_h$ -Horizonten stets über denen im  $C_V$ -Horizont liegen, weisen die Böden der Flächen 9 und 10 höhere Zn- und Cu-Gesamtgehalte im Unterboden auf.

### 3.2 EDTA-lösliche und komplex gebundene Schwermetall-Gehalte

Mit der hier angewandten EDTA-Extraktion werden im Mittel 77% (66 bis 84%) der Pb-Gesamtgehalte, im Mittel 33% (15 bis 59%) der Cu-Gesamtgehalte und im Mittel 17% (6 bis 33) der Zn-Gesamtgehalte erfaßt.

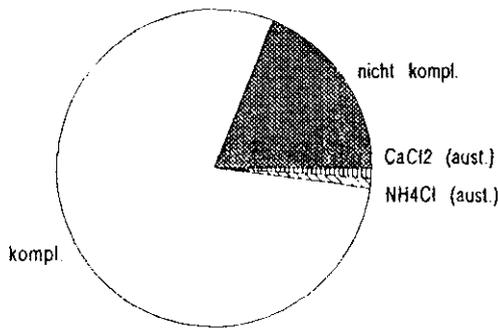
Zwischen den komplex gebundenen Pb- und Zn-Gehalten einerseits und den pH(KCl)-Werten des Bodens andererseits bestehen signifikante Korrelationen (Tab. 6). Zwischen den komplex gebundenen Pb- und Cu-Gehalten konnten signifikante Korrelationen zum Gehalt an organischer Substanz des Bodens nachgewiesen werden.

### 3.3 $\text{NH}_4\text{Cl}$ - und $\text{CaCl}_2$ -lösliche Schwermetall-Gehalte

Im Mittel werden mit der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extraktion 28% (1 bis 47%) und mit der  $\text{CaCl}_2$ -Extraktion 9% (0.1 bis 19%) der Pb-Gesamtgehalte erfaßt. Der Anteil der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ - bzw  $\text{CaCl}_2$ -löslichen Cu-Gehalte

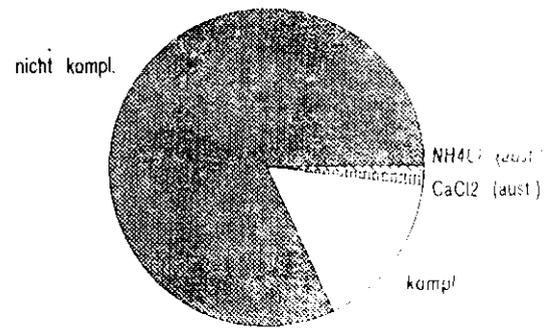
pH(KCl): 4.89  
org. Subst.: 10%

FLÄCHE 1  
Blei



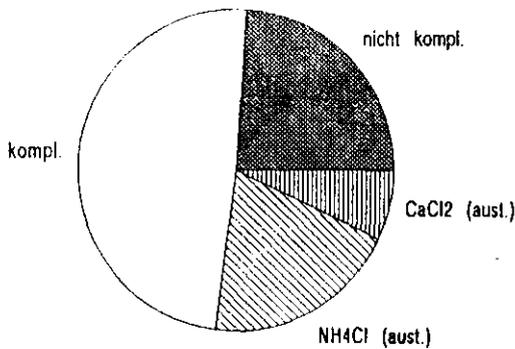
pH(KCl): 4.89  
org. Subst.: 10%

FLÄCHE 1  
Zink



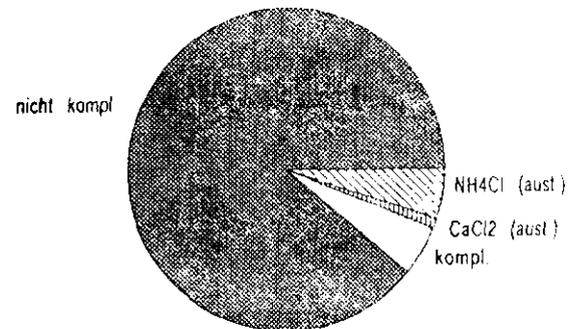
pH(KCl): 3.29  
org. Subst.: 43%

FLÄCHE 3  
Blei



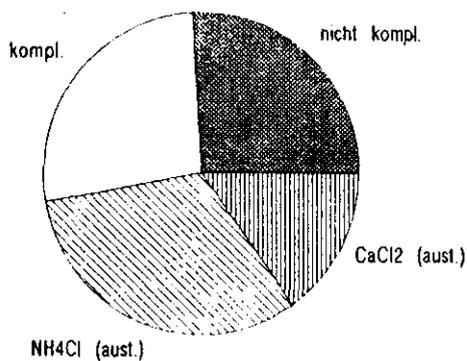
pH(KCl): 3.29  
org. Subst.: 43%

FLÄCHE 3  
Zink



pH(KCl): 2.83  
org. Subst.: 20%

FLÄCHE 7  
Blei



pH(KCl): 2.83  
org. Subst.: 20%

FLÄCHE 7  
Zink

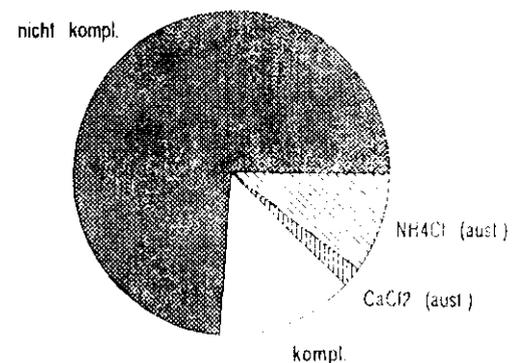


Abb. 2: Prozentuale Anteile der austauschbaren (CaCl<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>Cl), komplex gebundenen (kompl.) und nicht komplex gebundenen (nicht kompl.) Pb- und Zn-Anteile an den jeweiligen Gesamtgehalten im A<sub>h</sub>-Horizont der Untersuchungsflächen 1, 3 und 7. Angabe der pH(KCl)-Werte und der Gehalte an organischer Substanz (org. Subst. in %).

**Tab. 6:** Korrelationen zwischen den EDTA-,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ - und  $\text{CaCl}_2$ -löslichen und komplex gebundenen Pb-, Zn- und Cu-Gehalten, sowie deren prozentualen Anteilen an den Gesamtgehalten einerseits und dem pH(KCl)-Wert, der Austauschkapazität ( $\text{AK}_{\text{eff}}$ ) und dem Gehalt an organischer Substanz (org. Sub.) andererseits im  $\text{A}_h$ -Horizont der 14 Untersuchungsflächen; Angabe des SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten "r" und der Irrtumswahrscheinlichkeit "P".

		absolute Gehalte				prozentuale Anteile			
		<u>EDTA</u>	<u>kompl</u>	<u><math>\text{NH}_4\text{Cl}</math></u>	<u><math>\text{CaCl}_2</math></u>	<u>EDTA</u>	<u>kompl</u>	<u><math>\text{NH}_4\text{Cl}</math></u>	<u><math>\text{CaCl}_2</math></u>
B L E I									
pH (KCl)	r	0.36	0.53	-0.46	-0.53	0.24	0.76	-0.79	-0.84
	P	10.1	2.5	4.9	2.5	20.1	0.1	0.1	0.1
$\text{AK}_{\text{eff}}$	r	0.46	0.53	-0.31	-0.30	0.22	0.55	-0.53	-0.74
	P	4.7	2.7	14.4	14.8	22.8	2.2	2.6	0.1
org. Sub.	r	0.70	0.60	0.69	0.67	0.56	0.08	0.33	0.03
	P	0.3	1.2	0.3	0.4	1.8	38.8	12.7	45.5
Z I N K									
pH (KCl)	r	0.59	0.74	0.53	0.60	-0.51	-0.19	-0.38	-0.53
	P	1.3	0.1	2.4	1.2	3.2	25.3	9.0	2.6
$\text{AK}_{\text{eff}}$	r	0.78	0.76	0.83	0.79	0.16	0.32	0.40	0.17
	P	0.1	0.1	0.1	0.1	29.4	13.5	8.0	27.9
org. Sub.	r	0.36	0.32	0.34	0.34	-0.15	-0.17	0.29	0.30
	P	10.0	13.3	12.0	11.8	30.5	27.9	15.5	14.7
K U P F E R									
pH (KCl)	r	0.34	0.39	-0.27	0.13	0.36	0.43	-0.62	-0.19
	P	11.9	8.6	17.4	32.5	10.1	6.4	0.9	26.0
$\text{AK}_{\text{eff}}$	r	0.33	0.34	-0.34	0.07	0.16	0.35	-0.69	-0.44
	P	12.3	11.5	11.7	41.1	29.7	10.9	0.3	5.8
org. Sub.	r	0.88	0.79	0.68	0.68	0.41	0.56	-0.32	0.12
	P	0.1	0.1	0.4	0.4	7.5	1.9	13.3	34.3

beträgt nur selten mehr als 10% (im Mittel 6.7 bzw 1.9%) der Cu-Gesamtgehalte. Im Gegensatz zu Pb und Cu werden mit Ausnahme der Fläche 8 mit der  $\text{CaCl}_2$ -Extraktion gegenüber der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extraktion höhere Zn-Anteile an den Gesamtgehalten erfaßt (im Mittel 7.1 gegenüber 5.9%).

Während zwischen den  $\text{NH}_4\text{Cl}$ - und  $\text{CaCl}_2$ -löslichen Pb-Gehalten und dem  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert des Bodens signifikant negative Korrelationen berechnet wurden, bestehen zwischen den austauschbaren Zn-Gehalten und dem  $\text{pH}$ -Wert signifikant positive Korrelationen (Tab. 6).

Die austauschbaren Pb- und Zn-Anteile an den Gesamtgehalten nehmen mit abnehmendem  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert des Bodens deutlich zu (Abb. 3). Die höchsten Anteile werden daher auf den stark versauerten Flächen 5 und 7 bestimmt, während die Flächen 1 und 8 mit  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werten von 4.9 bzw 3.9 häufig die niedrigsten austauschbaren Anteile aufweisen. Signifikante Korrelationen bestehen zwischen dem  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert und den  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Anteilen für Pb und Cu bzw den  $\text{CaCl}_2$ -Anteilen für Pb und Zn (Tab. 6).

Eine Abhängigkeit der austauschbaren Anteile zum Gehalt an organischer Substanz kann für die untersuchten Schwermetalle nicht nachgewiesen werden.

## 5. Diskussion

In der Klärschlammverordnung (N.N. 1982) ist für Blei (Gesamtgehalte) ein Grenzwert von  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockensubstanz angegeben. Mit Ausnahme der Waldflächen der Westfälischen Bucht werden in den untersuchten Waldböden Pb-Gesamtgehalte gemessen, die diesen Grenzwert z.T. vielfach überschreiten (Fläche 1:  $1064 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , Fläche 2:  $571 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ). Sogar die  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -löslichen Pb-Gehalte überschreiten schon auf 5 Untersuchungsflächen den Klärschlammgrenzwert. Im Gegensatz zu Blei werden die für Zink ( $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) und Kupfer ( $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) angegebenen Grenzwerte nur auf den Untersuchungsflächen 1 ( $2084 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Zink) und 2

(152 mg\*kg<sup>-1</sup> Kupfer) deutlich überschritten. Die NH<sub>4</sub>Cl-löslichen Gehalte dieser Schwermetalle liegen deutlich unter den Grenzwerten für Gesamtgehalte.

Die geogen bedingten Grundgehalte der wenig mobilen Schwermetalle Blei und Kupfer werden im C<sub>V</sub>-Horizont der Untersuchungsflächen erfaßt. Als normale Schwermetallgehalte werden von BRÜMMER (1987) für unbelastete Gebiete Pb-Gehalte unter 60, Zn-Gehalte unter 80 und Cu-Gehalte unter 40 mg\*kg<sup>-1</sup> angegeben. Deutlich erhöhte Gehalte werden im Unterboden der Flächen 1, 9 und 10 gemessen. Vor allem für Zink ist in den z.T. stark versauerten Waldböden eine Verlagerung aus dem A<sub>h</sub>-Horizont in den Unterboden wahrscheinlich.

Die komplex gebundenen Gehalte der wenig mobilen Schwermetalle Pb und Cu werden im A<sub>h</sub>-Horizont vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz bestimmt (Tab. 6). Der Gehalt an austauschbar gebundenem Zink wird dagegen in erster Linie von der weniger stabilen Bindung an die Tonminerale des Bodens beeinflusst. Hierauf deuten die engen Korrelationen der NH<sub>4</sub>Cl- und CaCl<sub>2</sub>-löslichen Zn-Gehalte mit der Austauschkapazität (AK<sub>eff</sub>) des Bodens hin, während zum Gehalt an organischer Substanz keine Abhängigkeit nachgewiesen werden konnte.

Die Löslichkeit der Schwermetalle Pb, Zn und Cu, die an der organischen Substanz und den Tonmineralen des Bodens gebunden vorliegen, wird vor allem vom pH-Wert bestimmt. Der austauschbare Anteil dieser Schwermetalle an den Gesamtgehalten nimmt mit sinkendem pH-Wert signifikant zu und führt in den am stärksten versauerten Böden zu einer zunehmenden Löslichkeit der in den Oberboden eingetragenen Schwermetalle und zu erhöhten pflanzenverfügbaren Gehalten. Die in den Böden zahlreicher Untersuchungsflächen nachgewiesenen NH<sub>4</sub>Cl-löslichen Pb-Gehalte des Oberbodens können nach neueren Untersuchungen schon jetzt die Buchennaturverjüngung nachteilig beeinflussen (KAHLE et al. im Druck).

## Literatur

- BRÜMMER G., 1987: Bodenbelastungen durch Luftverunreinigungen und ihre ökologischen Konsequenzen. Schriftenreihe VDI 5: 13-38.
- BRÜMMER G., GERTH J., HERMS U., 1986: Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. Z. Pflanzenern. Bodenkde. 149: 382-398.
- FISCHER W.R., FECHTER H., 1982: Analytische Bestimmung und Fraktionierung von Cu, Zn, Pb, Cd, Co und Ni in Böden. Z. Pflanzenern. Bodenkde. 145: 151-160.
- KAHLE H., BERTELS C., RÜTHER P., BRECKLE S.-W., im Druck: Die Entwicklung des Wurzelsystems von Buchenkeimlingen bei Cadmium und kombinierter Cadmium/ Blei-Belastung. Verh. Ges. Ökologie 18.
- KÖSTER W., MERKEL D., 1983: Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. Landwirtschaftl. Forschung 39: 245-254.
- MAYER R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. Gött. Bodenkdl. Ber. 70: 292 S.
- MEIWES K.-J., KÖNIG N., KHANNA P.K., PRENZEL J., ULRICH B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungszentrum Wald-ökosysteme/ Waldsterben 7: 67 S.
- N.N., 1982: Klärschlammverordnung-AbfKläv vom 25.06.1982, Bundesgesetzblatt Teil II: 734-739.
- SCHULTZ R., 1987: Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/ Waldsterben 32: 217 S.

## Dank

Die Untersuchungen werden vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW im Rahmen des Forschungsprojektes "Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetall-Fraktionen in Böden und Pflanzen sowie der Zusammensetzung und Bewurzelung der Krautschicht ausgewählter Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens" gefördert.

### Diskussion zum Vortrag NEITE

Am Anfang der Diskussion standen Fragen und Hinweise zur Methodik. Gefragt wurde z.B. nach der Art der Reinigung der Pflanzenproben. Herr Neite führte aus, daß die Wurzeln mit Bürste und Pinsel nur mechanisch gesäubert und in Aqua bidest gewaschen, die Sambucus-Blätter nur mit Wasser gespült worden seien. Dazu wurde angemerkt, daß Blei zum größten Teil auf der Blattoberfläche abgelagert und daher die Art der Reinigung des Blattes wichtig sei.

Zur Bestimmung der pflanzenverfügbaren Elementgehalte im Boden wurde  $\text{NH}_4\text{Cl}$  benutzt, das nach Auskunft von Herrn Neite ähnliche Werte liefere wie Ammoniumacetat.

Zur Gesamtgehalt-Bestimmung wurden die Bodenproben mit einer Mischung von Königswasser und Flußsäure aufgeschlossen. Mycorrhizabesatz wurde nur in geringem Maße an den Feinwurzeln gefunden.

Der zweite Diskussionsteil behandelte die Interpretation der Ergebnisse. Zur Korrelation zwischen den verschiedenen löslichen und den komplex gebundenen Elementgehalten mit pH,  $\text{AK}_{\text{eff}}$  und organischer Substanz wurde von Herrn Neite angemerkt, daß es vor allem zwischen dem  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Auszug und dem Cadmiumgehalt in den Blättern von Sambucus eine gute Korrelation gibt.

An den Standorten "Westfälische Bucht" und "Stolberg" korrelieren die Schwermetallgehalte gut mit der Vitalität der Krautschicht. Die Wurzelmasse sei in Stolberg zudem auch geringer als z.B. in der Westfälischen Bucht. Abschließend wurde von Neite noch darauf hingewiesen, daß Blei an industrienahen Standorten die höchsten Konzentrationen aufweist.

## Untersuchungen zur Toxizität von Blei und Cadmium für Jungwuchs der Buche (*Fagus sylvatica* L.)

H. KAHLE, C. BERTELS, G. NOACK, U. RÖDER,  
P. RÜTHER und S. – W. BRECKLE

110E

### Abstract

Atmospherically transported heavy metals were repeatedly proved to accumulate in upper soil layers of forest ecosystems. Increasingly mobilized by acidification processes these metals may have toxic effects on trees. Based on several dose-response-experiments the toxicity of root-applied Pb and Cd for young plants of *Fagus sylvatica* L. was evaluated.

Considering root elongation of seedlings as a rather sensitive parameter, plant available soil concentrations (NH<sub>4</sub>-acetate-extractable fraction) of 24 ppm Pb and 2 ppm Cd must be regarded as "critical" concerning depression of root growth. Effects on growth and mineral nutrition of young beech trees studied during three vegetation periods in sand culture indicated that threshold concentrations in the long term aspect are even lower than 20 ppm Pb and 1 ppm Cd, especially when applied in combination.

Thus, present-day concentrations of Pb in many acid forest soils of Central Europe are sufficiently high to affect germination and growth of saplings. Levels of Cd actually may not yet have adverse effects, but may be detrimental on the long run and in combination with other toxic elements. Especially Pb must be taken into account as a contributing factor to forest dieback at acidified stands.

### EINLEITUNG

Schwermetalle (SM) gehören seit Jahrzehnten zu den emissionsbedingten Luftschadstoffen, die aufgrund atmosphärischen Ferntransports auch in Waldökosystemen weitab von Industriezentren zu Immissionsbelastungen geführt haben (SMITH 1981; GEORGII et al. 1982; NÜRNBERG et al. 1983; SCHMIDT 1987, TYLER 1987). In zahlreichen Freiland-Untersuchungen wurde eine Anreicherung vor allem in der organischen Substanz der oberen Bodenhorizonte sowie in Feinwurzeln nachgewiesen (SEEKAMP 1977; MAYER 1981; MAYER & HEINRICHS 1981; KOENIES 1982; LAMERSDORF 1988).

SM gehören zu den Schadstoffen, die im Boden nicht abbaubar sind. Anhaltende Immissionen führen daher zur Akkumulation und zu einer u.U. sehr langen Verweildauer im Waldboden. Weiterhin vollzieht sich aufgrund von jahrzehntelangen sauren Niederschlägen eine fortschreitende Verstärkung des natürlichen Vorgangs der Waldbodenversauerung. Durch diesen Prozeß werden akkumulierte SM zunehmend mobilisiert und auch für Baumwurzeln verfügbar (BRÜMMER & HERMS 1985). Dies erfolgt unabhängig davon, daß die Emissionswerte vieler SM incl. Pb und Cd in den letzten Jahren allmählich abnehmende Trends zeigen. Das Gefährdungspotential einzelner SM in Waldökosystemen wird nach wie vor unterschiedlich bewertet (vgl. BRECKLE & KAHLE 1985), von einigen Autoren

jedoch mit einer "Zeitbombe" verglichen. Der Forschungsbeirat Waldschäden / Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder (2.Bericht) stuft die mittel- und langfristige Anhäufung von SM im Waldökosystem als "Gefahr" ein, "die früher oder später zu einer Überschreitung der Giftigkeitsschwellen auch bei solchen SM führen muß, die heute noch nicht in pflanzenschädigenden Mengen vorliegen" (FORSCHUNGSBEIRAT 1986, p.195).

Zwischen der derzeitigen SM-Belastung von Waldstandorten und dem Auftreten der Neuartigen Waldschäden besteht vielerorts Koinzidenz. Die hier vorgelegten Untersuchungen befaßten sich daher mit der Frage nach einem Wirkungszusammenhang (vgl. LEPP 1981). Die Gefährdung von Buchenjungwuchs, im besonderen der Buchennaturverjüngung, durch zunehmend verfügbare SM-Konzentrationen ist in ihrem Ausmaß noch wenig bekannt.

Am Waldstandort liegen meistens mehrere SM gleichzeitig vor und ihre Toxizität hängt vom Bodenzustand, von der Pflanzenart, vom Entwicklungsstadium der Pflanzen und anderen Faktoren ab. Daher ist es kaum möglich, unter Freilandbedingungen definitive Aussagen zur Wirkung einzelner SM auf das Pflanzenwachstum zu machen. Mit Hilfe von Dosis-Wirkungs-Experimenten jedoch können Toxizitätsschwellen von SM ermittelt werden. Die Experimente dieses Projekts wurden mit Pb und Cd, mit Jungwuchs der Buche (*Fagus sylvatica*), mit unterschiedlichen Substraten (Sand, Waldboden), bei mehreren pH-Varianten, unter Berücksichtigung von Einzel- und Kombinationswirkungen sowie mit verschiedenen Methoden (Topfkultur- und Rhizotron-Ansätze, Freiland- und Laborbedingungen) durchgeführt.

### MATERIAL und METHODEN

Das Pflanzenmaterial für die hier zusammenfassend dargestellten 5 Versuchs-Ansätze in Sand- und Bodenkultur wurde aus Bucheckernsaatgut gleicher Provenienz (Schwäb. Alb und Bayr. Jura) angezogen (Kalt-Naß-Vorbehandlung nach ROHMEDER 1951).

In einem Sandkultur-Ansatz mit Nährlösung wurde ein mehrjähriges Dosis-Wirkungs-Experiment mit Jungwuchs von *Fagus sylvatica* L. durchgeführt (KAHLE 1988). In drei aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden wurden in Topfversuchsreihen Einzel- und Kombinations-Wirkungen von Pb und Cd auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von 1- bis 3-jährigen Jungbuchen bei zwei pH-Varianten (pH 3 und pH 5) untersucht. Dazu wurden zu verschiedenen Jahreszeiten ansteigende Konzentrationen von Pb und Cd über die Wurzeln appliziert. Die Versuchspflanzen waren während der gesamten Versuchsdauer von zweieinhalb Jahren auf einer Innenhof-Terrasse der Universität Bielefeld unter freiem Himmel plaziert. Für die Buchenkultur wurde die mineralische Nährlösung nach HOAGLAND verwendet (in Anlehnung an MOHR & SCHOPFER 1978), wobei Eisen als Fe-EDTA-Lösung nach BAUMEISTER & ERNST (1978) zugesetzt wurde. Pb und Cd wurden als Nitratsalze in wäßriger Lösung appliziert (je 24 Pflanzen mit derselben Behandlung). Der Behandlungsmodus bestand in einer Art "Wechselbad" zwischen Nährlösungs- und Schwermetallgaben, um Ausfällungen vor allem von Pb-Phos-

phaten und –Sulfaten im Sand zu minimieren. Die SM–Applikationen erfolgten jeweils über sechs Wochen zu unterschiedlichen Jahreszeiten (1. Versuchsjahr: Aug./Sept.; 2. Versuchsjahr: Juli/ Aug.; 3. Versuchsjahr: April/Mai).

Für die verschiedenen Bodenkultur–Ansätze wurde Original–Waldboden verwendet, und zwar jeweils nur Material eines Horizontes, der homogenisiert und durch Zusatz von Pb– bzw. Cd–Nitrat–Lösungen auf unterschiedliche Konzentrationen aufgesättigt wurde. Danach wurde der Boden noch 4–6 Wochen lang zur Gleichgewichtseinstellung sich selbst überlassen, bevor die keimenden Bucheckern eingesetzt wurden.

Als Bodensubstrat für diese Ansätze wurde oberer Mineralboden ( $A_h$ –Horizont,  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 3,6$  und  $\text{pH}(\text{KCl}) = 3,0$ ) von einem sauren Buchenstandort (Braunerde über Buntsandstein) in immissionsgeschützter Lage verwendet (Tab.1, vgl. NOACK 1987). Als "pflanzenverfügbar" wurden die im Ammonium–Acetat–Extrakt ( $\text{pH} 7$ ) bestimmbar SM–Gehalte definiert (vgl. RIETZ & SÖCHTIG 1982; NEITE & WITTIG 1989).

In drei Versuchsserien von 6 bis 8 Wochen Dauer wurde die Wirkung von Pb, Cd und Pb+Cd auf das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen unter Klimakammer–Bedingungen untersucht (NOACK 1987; BERTELS 1989; RÜTHER 1989). Dazu wurden (Mini–)Rhizotrone (root growth chambers) verwendet, mit deren Hilfe das Wurzelwachstum kontinuierlich vermessen werden kann (Abb.1). Durch Schrägstellung des Rhizotrons ( $45^\circ$ ) wachsen die Wurzeln der Versuchspflanze an einer abgedeckten Glasscheibe entlang.

In einer Topfversuchsreihe wurden Keimungs– und Jungpflanzenentwicklung sowie der Kationenhaushalt von *Fagus sylvatica* unter Pb– und Cd–Einfluß (18 Pflanzen je Behandlungsvariante) verfolgt (RÖDER 1987). Nach 100 Tagen Kulturdauer (auf einer Innenhofterrasse der Universität Bielefeld) wurden die Pflanzen geerntet, die Blätter mit angesäuertem Aqua dest. ( $\text{pH} 3,5$ ) und die Wurzeln mit 0,1 n HCl gewaschen (RÖDER 1987).

Zur Bestimmung der Elementgehalte (Pb, Cd und Bioelemente) wurden von den getrockneten Pflanzenmaterialien Gesamtaufschlüsse mittels Naßveraschung mit konz.  $\text{HNO}_3$  hergestellt. Verwendet wurde das Teflon–Druckaufschluß–Verfahren nach HEINRICHS et al. (1986). Im Boden wurden die wasserlöslichen und austauschbaren Kationen mit Hilfe einer 1 N Ammonium–Acetat–Lösung ( $\text{pH} 7$ ) extrahiert. Die SM–Gesamt–Gehalte wurden durch Naßveraschung in einem  $\text{HNO}_3$ – $\text{HClO}_4$ –Gemisch ermittelt. Die Bestimmung der Element–Konzentrationen erfolgte mit einem Atomabsorptions–Spektralphotometer (AAS) der Fa. Perkin Elmer (Typ 380) unter Verwendung der Flammen– und Graphitrohr–Technik.

Es wurden Korrelationen zwischen applizierten SM und Wachstumsdaten bzw. Bioelementgehalten statistisch abgesichert. Die Signifikanz von Mittelwert–Unterschieden wurde mit Hilfe des t–Tests oder des U–Tests (SACHS 1984) geprüft. Im folgenden werden Mittelwert–Unterschiede bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit auf dem 5 %–Niveau und auf dem 1 %–Niveau als "signifikant" und auf dem 0,1 %–Niveau als "hochsignifikant" bezeichnet.

## ERGEBNISSE

Generell zeigte sich in den hier durchgeführten Belastungsexperimenten, daß mit zunehmendem Angebot die Aufnahme von Pb und Cd in alle Pflanzenteile kontinuierlich und bei entsprechendem Angebot auch bis zu toxischen Konzentrationen anstieg. Die relativ höchste Anreicherung zeigte sich oft bei den niedrigen Applikationskonzentrationen. Beide SM wurden ganz überwiegend in den Wurzeln festgelegt; die Blattgehalte machten meist weniger als 1 % der Wurzelgehalte aus. Die Translokation in die oberirdischen Organe war daher offenbar stark gehemmt (RÖDER 1987, KAHLE 1988).

### 1. Sandkultur – Ansatz

Bei kombinierten Applikationen wurden Pb und Cd in alle Pflanzenteile meist in geringerem Maße aufgenommen als bei Einzel-Applikationen, was auf eine antagonistische Wechselwirkung zwischen beiden SM bei der Aufnahme bzw. beim Transport in der Pflanze schließen läßt. Dennoch wurde das Wachstum durch kombinierte Gaben meist deutlich stärker beeinträchtigt als durch einzeln appliziertes Pb oder Cd (KAHLE 1988).

In Tab.2 ist zusammengefaßt, in welchem Maße verschiedene Wachstumsparameter durch 20 ppm Pb und 1 ppm Cd im Substrat bei pH-3- und pH-5-Bedingungen beeinflußt wurden (KAHLE & BRECKLE 1989). Bei diesen Behandlungs-Konzentrationen unterschied sich das Sproßlängenwachstum bei beiden pH-Varianten nicht signifikant von den Kontrollpflanzen. Bei den anderen Parametern (außer den Blattflächen bei pH 3) führten die kombinierten Behandlungen bei beiden pH-Varianten zu stärkeren Wuchsminierungen als die einzeln verabreichten SM (Tab.2). Unter den pH-3-Bedingungen machten die Trockengewichte von Stämmchen und Wurzeln nur zwischen 54 und 38 % derjenigen bei den Kontrollpflanzen aus. Dies entspricht einer hoch signifikanten und massiven Verringerung der Stoffproduktion der Pflanzen. Bei pH 3 wurden Stämmchendurchmesser und Blattflächen sowohl durch einzeln als auch kombiniert applizierte SM signifikant reduziert (Tab.2).

Unter gleich hoher SM-Belastung, jedoch bei pH-5-Bedingungen im Substrat wurde das Wachstum der Jungbuchen meist weniger beeinträchtigt als bei pH 3. Jeweils im Vergleich mit den Kontrollpflanzen waren Wuchsdepressionen meist nur bei den kombinierten Behandlungen, nicht jedoch bei den entsprechenden Einzelmetall-Behandlungen signifikant (Tab.2). Die Trockenmassen von Stämmchen und Wurzeln, die Stämmchendurchmesser und die Blattflächen waren bei pH 5 in synergistischem Ausmaß reduziert (Tab.2). Bei beiden pH-Varianten wurde das Dickenwachstum deutlich stärker reduziert als das Sproßlängenwachstum (Tab.2).

Die Freilandrelevanz dieser Ergebnisse wird z.B. dadurch deutlich, daß kombinierte Gaben von 20 ppm Pb und 1 ppm Cd bei dem stark sauren Wurzelmilieu (pH 3) zu einer signifikanten Reduktion des Dickenwachstums der Jungbuchen um 25 % und bei pH 5 um 21 % führten. Dies legt die Schlußfolgerung nahe, daß auch wesentlich niedrigere Substrat-Konzentrationen bei langjähriger Wirkungsdauer (im Waldboden) Stämmchendurchmesser und Holzproduktion beeinträchtigen können. Wenn Wurzeln von Jungbuchen in der Phase

Tab.1: Organische Substanz und Kationenaustausch-Komplex des Bodens  
( $AK_e$  = effektive Austauschkapazität,  $IA$  = Ionen-Äquivalente).

	C [% TG]	N [% TG]	C/N	P [% TG]
$\bar{x}$	5,5	0,2	31:1	0,03

	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	H	Al	$\Sigma(AK_e)$
$\mu\text{mol } IA / \text{g Boden}$	6,8	1,1	1,5	6,6	2,5	0,2	15,1	41,9	75,7
% der $AK_e$	9,0	1,5	2,0	8,7	3,3	0,3	19,9	55,3	100

Tab.2: Einfluß von 20 ppm Pb, 1 ppm Cd und 20+1 ppm (Pb+Cd) im Substrat auf verschiedene Wachstumsparameter (in % von Kontrollpflanzen) 3-jähriger Jungbuchen in Sandkultur bei pH-3- und pH-5-Bedingungen (Signifikanzniveaus gemäß t-Test (Mittelwertvergleiche): 5 % (\*), 1 % (\*\*), 0,1 % (\*\*\*)) (nach KAHLE & BRECKLE 1989).

Wachstums-Parameter	Behandlung (ppm)	pH 3 (%)	pH 5 (%)
Sproßlängen-Wachstum	Pb=20	95	104
	Cd= 1	108	98
	20+1	99	99
Stämmchen-Durchmesser	Pb=20	77 (**)	92
	Cd= 1	88 (*)	90
	20+1	75 (**)	79 (**)
Trockenmasse Stämmchen	Pb=20	44 (***)	97
	Cd= 1	54 (***)	82
	20+1	41 (***)	52 (***)
Trockenmasse Wurzeln	Pb=20	40 (***)	114
	Cd= 1	49 (***)	81 (*)
	20+1	38 (***)	53 (***)
Blattflächen	Pb=20	65 (**)	92
	Cd= 1	88 (*)	85 (*)
	20+1	86 (*)	66 (**)

des Frühljahrsaustriebs verfügbaren Konzentrationen von 20 ppm Pb und/oder 1 ppm Cd ausgesetzt werden, sind damit phytotoxische Schwellenwerte bereits überschritten.

Signifikante Wachstumsdepressionen können außer auf die Substrat-Konzentrationen auch auf die Blatt-Konzentrationen von Pb und Cd (i.d.TS) bezogen werden. Die Trockensubstanz-Produktion der Blätter z.B. wurde ab 18,7 ppm Pb bzw. 3,6 ppm Cd signifikant gegenüber den Kontrollpflanzen reduziert. Die Blattflächen waren schon ab 6,2 ppm Pb bzw. 0,32 ppm Cd signifikant verkleinert. Ein Gehalt von 13 ppm Pb in den Blättern war von beginnenden Blattschäden begleitet; bei 0,98 ppm Cd traten Welkeerscheinungen auf (KAHLE 1988). Pb- und Cd-Gehalte dieser Größenordnung werden auch in Buchenblättern immissionstoleranter Waldstandorte gefunden, z.B. 20 ppm Pb bzw. 0,7 ppm Cd im Solling (ELLEBERG et al 1986), und deuten somit auf das dort bestehende Gefährdungspotential. Die experimentell gezeigte gegenseitige Wirkungsverstärkung beider SM ist dabei noch nicht berücksichtigt.

Unter Pb- und Cd-Einfluß war der Blattaustrieb von Jungbuchen im Frühjahr verzögert, und die herbstliche Laubverfärbung trat früher ein als bei unbehandelten Versuchspflanzen (KAHLE 1988). Die so entstandene Verkürzung der Vegetationsperiode kommt einer Verminderung der Stoffproduktion und damit der Vitalität gleich.

Zu den Pb- und Cd-Wirkungen zählt auch eine Beeinträchtigung des Mineralstoffhaushalts von Jungbuchen. Schon 20 ppm Pb und 1 ppm Cd im Substrat (Sandkultur) führte zu signifikant geringeren Ca- und Mg-Gehalten in den Wurzeln, verglichen mit Kontrollpflanzen (Abb.2). In Kombination führten die gleichen Konzentrationen beider SM zu einer noch stärkeren Verringerung der Ca- und Mg-Gehalte sowie außerdem zu signifikant verminderten Mn-Gehalten (Abb.2).

Wenn 20 ppm Pb bzw. 1 ppm Cd in der Phase des Frühljahrs-Blattaustriebs über die Wurzeln appliziert wurde, zeigte sich eine erhebliche Verminderung der K-, Ca-, Fe-, Zn- und Mn-Gehalte in den Blättern auf nur etwa die Hälfte der Gehalte in Kontrollpflanzen; nur die Mg-Gehalte blieben fast unbeeinflusst (Tab.3). Die Verminderung von Nährelement-Gehalten im Vergleich zu den Kontrollen war ab 13,5 ppm Pb und 0,98 ppm Cd (bei Einzel-Applikation) bzw. ab 9,1 ppm Pb und 0,63 ppm Cd (bei kombinierter Applikation) in Blättern signifikant (Tab.3).

Tab.3: Mittlere Schad- (Pb-, Cd-) und Bio-Elementgehalte in den Blättern (ppm i.d.TS) 3-jähriger Jungbuchen nach Applikation von 20 ppm Pb, 1 ppm Cd und 20+1 ppm (Pb+Cd) in Sandkultur (verändert nach KAHLE 1988).

SM- Beh. (ppm)	Pb (ppm)	Cd (ppm)	K (ppm)	Ca (ppm)	Mg (ppm)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Mn (ppm)
0	3,9	0,23	9160	3900	1380	343	49,2	134,6
Pb=20	13,5		2000	2000	1304	156	21,0	68,8
Cd= 1		0,98	2470	2900	1279	167	25,8	60,8
20+1	9,1	0,63	1000	2700	1008	158	23,3	54,9

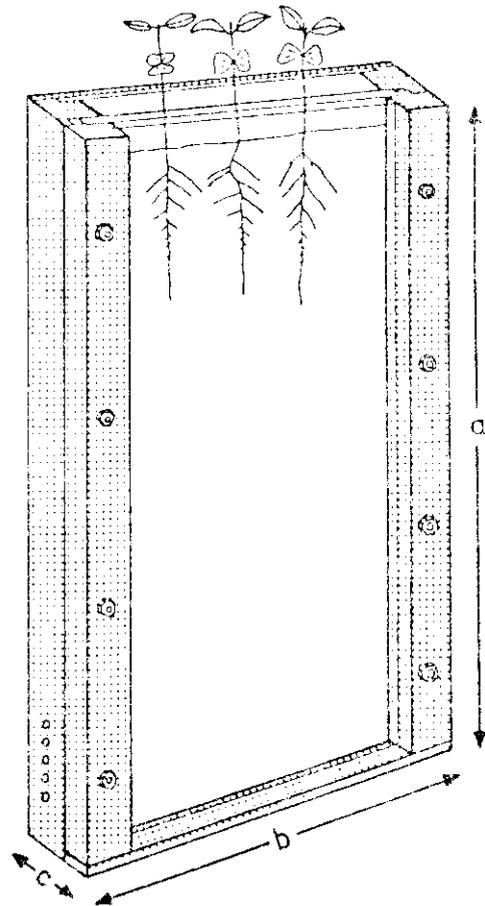


Abb.1: Schema eines Rhizotrons  
 (Innenmaße: 480 mm (a) x  
 280 mm (b) x 20 mm (c))

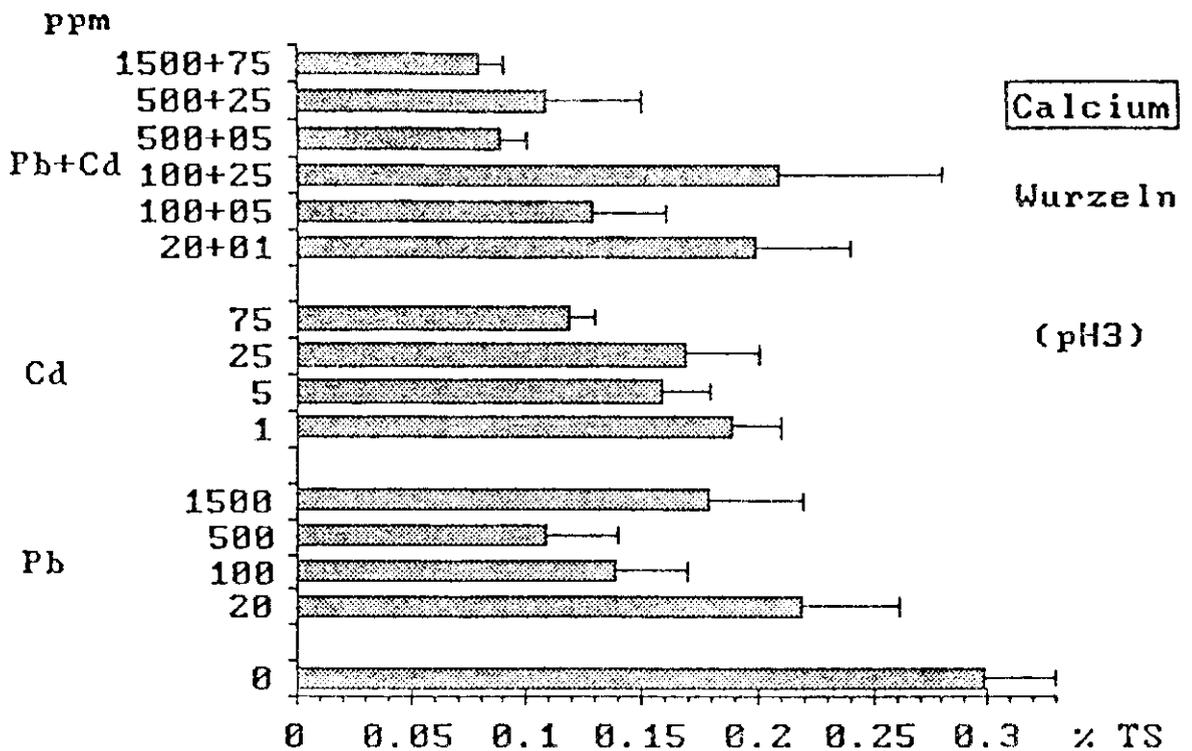


Abb.2a: Mittlere Calcium-Gehalte (% TS) in den Wurzeln von Jungbuchen (1. Versuchsjahr) in Abhängigkeit von Einzel- und Kombinations-Behandlungen mit Pb, Cd und Pb+Cd.

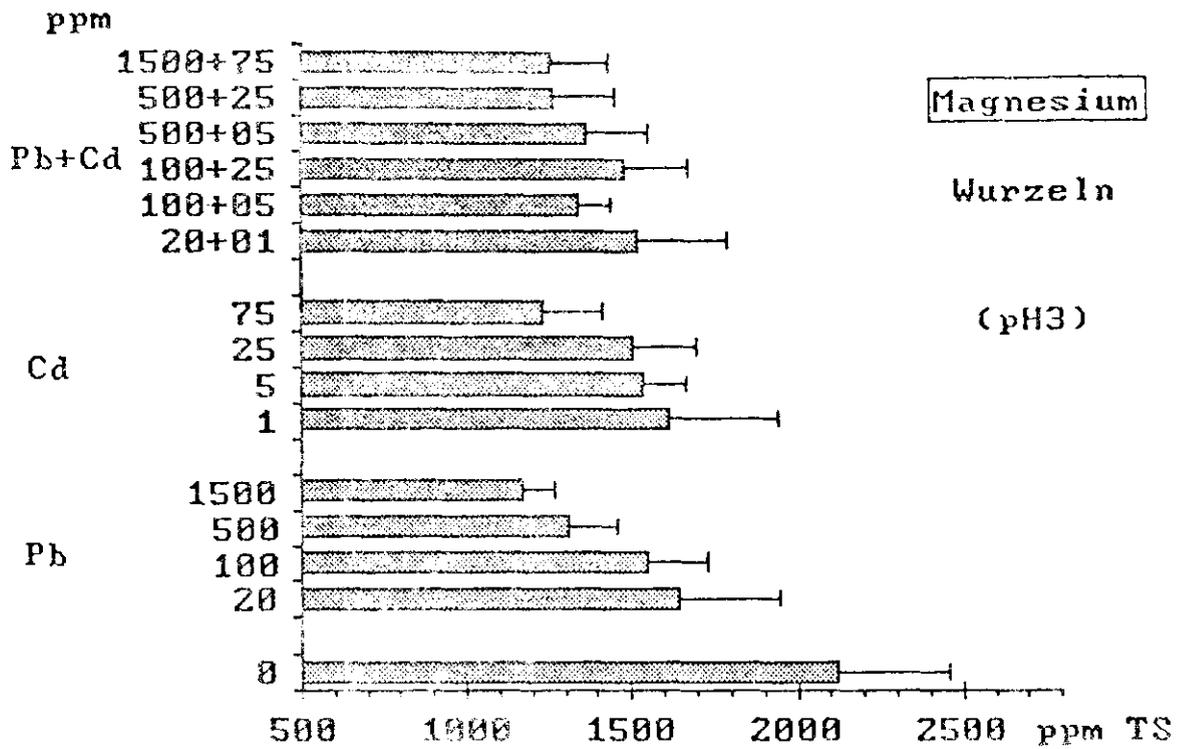


Abb.2b: Mittlere Magnesium-Gehalte (ppm TS) in den Wurzeln von Jungbuchen (1.Versuchsjahr) in Abhängigkeit von Einzel- und Kombinations-Behandlungen mit Pb, Cd und Pb-Cd

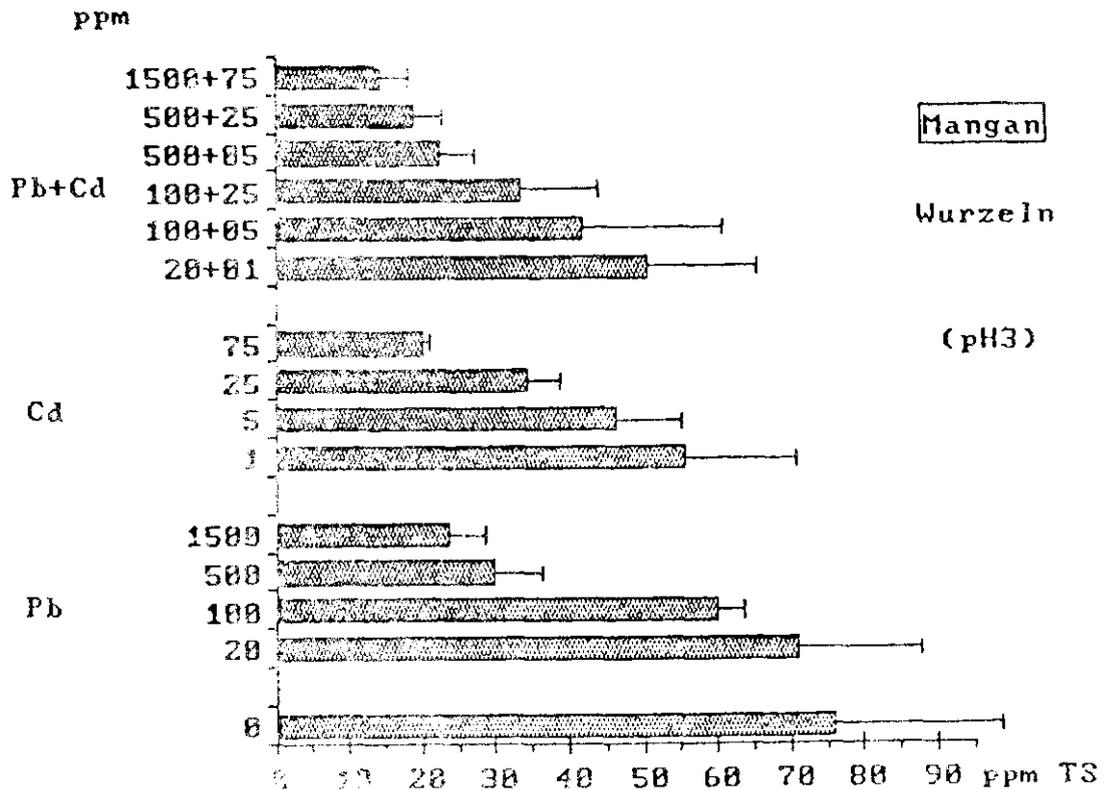


Abb.2c: Mittlere Mangan-Gehalte (ppm TS) in den Wurzeln von Jungbuchen (1.Versuchsjahr) in Abhängigkeit von Einzel- und Kombinations-Behandlungen mit Pb, Cd und Pb-Cd.

Die Applikation der SM zu Beginn der Vegetationsperiode hatte neben Chlorosen vor allem Nekrosen und Welkeerscheinungen der Blätter zur Folge. Vorwiegend Pb-induzierte Symptome waren Blattrand-Nekrosen und die chlorotische Aufhellung der Blätter; beides ließ sich mit den verminderten Nährelement-Gehalten der Blätter erklären. Bei den Cd-Applikationen hingen Blätter zunehmend herab (Turgorverlust) und vertrockneten von der Spitze her in grünem Zustand. Dies deutet auf eine Störung des Wasserhaushalts unter Cd-Einfluß hin (KAHLE 1988).

Als Ursache für die Nährelement-Mangelerscheinungen wird angesichts hoher Pb- und Cd-Anreicherung in den Wurzeln eine Beeinträchtigung der Aufnahmemechanismen und/oder eine Ionenkonkurrenz zwischen Pb bzw. Cd und den Bioelementen bei der Wurzel Aufnahme diskutiert.

Bei vergleichbaren molaren Applikations-Konzentrationen war die Toxizität von Cd im Durchschnitt aller Parameter um den Faktor 5,6 höher als diejenige von Pb (KAHLE 1988). In diesem Zusammenhang wurde eine SM-Konzentration dann als "toxisch" bezeichnet, wenn die durch sie ausgelöste Beeinträchtigung eines Wachstumsparameters im Vergleich zu den Kontrollpflanzen signifikant war.

## 2. Bodenkultur – Ansätze

Als relativ sensibles Kriterium für Schadstoffwirkungen wurde das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen herangezogen und in mehreren Versuchsreihen mit Rhizotronen unter dem Einfluß von Pb, Cd und Pb+Cd kontinuierlich vermessen. Vorversuche zeigten, daß der chemische Bodenzustand (z.B. Säuregrad) des im Experiment verwendeten sauren Mineralbodens kein erkennbares Schadpotential für die Buchenkeimlingsentwicklung darstellte (NOACK 1987).

Der  $\text{NH}_4$ -Acetat-Auszug erwies sich aufgrund hoher Korrelationen zwischen Pflanzengehalten und Konzentrationen im Bodenextrakt zur Charakterisierung der buchenverfügbaren Pb- und Cd-Fractionen in den verwendeten Versuchsböden als gut geeignet. Bei Bodenkonzentrationen bis zu ca. 300 ppm verfügbarem Pb und ca. 20 ppm verfügbarem Cd zeigte sich eine lineare Aufnahme in Buchenkeimlingen, bei höheren Konzentrationen eher eine Sättigungskurve (RÖDER 1987).

Aufgrund starker Bindung von SM an die organische Substanz ist in den Humusauf-lagen der Wälder die Verfügbarkeit vor allem des Bleis für Pflanzenwurzeln sehr gering. Der für die Versuche verwendete obere Mineralboden wies jedoch einen niedrigen pH-Wert und eine gegenüber den Humusauf-lagen wesentlich geringere organische Substanz auf, so daß sich mit dem  $\text{NH}_4$ -Acetat-Extrakt 5–21 % des Gesamt-Pb-Gehaltes und 20–30 % des Gesamt-Cd-Gehaltes extrahieren ließen (NOACK 1987, RÜTHER 1989).

### 2.1. Einfluß von Pb (Rhizotron – Versuch I):

Vier Wochen nach Homogenisierung und Kontamination des Versuchsbodens mit  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  wurden die in Tab.4 wiedergegebenen Pb-Gehalte im Boden gemessen. Pflanzen, die im Boden mit bis zu 44 ppm verfügbarem Pb wuchsen, wiesen an den

oberirdischen Organen keine Schäden auf und ihre Sproßentwicklung war nicht wesentlich verzögert. Nur die Pflanzen der am höchsten belasteten Variante (283 ppm Pb) waren in ihrer Sproßentwicklung erheblich verzögert, der Längenzuwachs blieb zu allen Meßzeitpunkten um mehr als 50 % hinter der 44 ppm Pb–Variante zurück (NOACK 1987).

Tab.4: Gesamt- und verfügbare (in Klammern) Pb- und Cd-Konzentrationen (ppm) der jeweils 5 Bodenbehandlungs-Varianten in den Rhizotron-Ansätzen 2.1 (mit Pb) und 2.2 (mit Cd).

Varianten	0	I	II	III	IV
Pb	62 (3,2)	139 (10)	226 (24)	304 (44)	1333 (283)
Cd	0,2 (0,04)	3 ( 1)	10 ( 3)	23 ( 7)	47 ( 21)

Biomasseproduktion, Stämmchendurchmesser und Blattflächen verringerten sich kontinuierlich mit zunehmenden Pb–Konzentrationen im Boden; der Diffusionswiderstand der Primärblätter nahm von der Kontrolle zur höchsten Pb–Variante um 49 % zu, während gleichzeitig die Transpirationsraten um 31 % verringert waren. Bei diesen Parametern waren jeweils die Mittelwert–Unterschiede zwischen der 24 ppm– und 44 ppm–Pb–Variante signifikant. Auffällig war die erhebliche Reduzierung der Wurzeltrockensubstanz auf nur 29 % der Kontrollpflanzen und die damit verbundene starke Verschiebung des Sproß–Wurzel–Verhältnisses zugunsten des Sprosses (Blattmasse).

Die Zuwachsraten der Primärwurzeln nahmen bei den Varianten bis einschließlich 44 ppm Pb bis zum 13. Versuchstag um das 2– bis 3–fache des Anfangswertes zu und blieben für den Rest der Versuchszeit von 3 Wochen auf diesem Niveau. Die mittleren Zuwachsraten der Wurzeln des unbehandelten Bodens und der 10 ppm Pb–Variante lagen an allen Meßtagen hochsignifikant über den Zuwachslängen in höher belasteten Böden. Das Längenwachstum der Primärwurzeln der Bodenvariante mit 10 ppm Pb lag stets geringfügig, aber nicht signifikant höher als dasjenige im Kontrollboden. Dies deutete auf einen gewissen Stimulationseffekt durch niedrige Konzentrationen des Stressors hin. In der Bodenvariante mit 283 ppm Pb war das Wurzellängenwachstum von Versuchsbeginn an extrem reduziert (NOACK 1987).

Die Wurzelhaardichte nahm mit zunehmender Pb–Konzentration des Bodens ab. An den Wurzeln der 283 ppm–Variante waren selbst bei größeren Zuwachslängen keine Wurzelhaare zu erkennen.

Weiterhin wurde die Seitenwurzelentwicklung mit zunehmender Pb–Konzentration des Bodens verzögert sowie die Anzahl von Seitenwurzeln verringert. Auch die relativen Anteile der Lang– (>2 mm) und Kurzwurzeln (<2 mm) an der Gesamtzahl der Seitenwurzeln veränderten sich: mit steigendem Boden–Pb–Gehalt wurde eine deutliche Abnahme der Langwurzeln und eine Zunahme der Kurzwurzeln registriert (Abb.3).

Insgesamt ergab sich als "kritischer" Bodengehalt (beginnende Toxizität) für das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen in diesem Kurzzeit–Ansatz eine  $\text{NH}_4$ –Acetat–extrahierbare Pb–Konzentration von 24 ppm (Abb.4). Bei diesem verfügbaren Pb–Gehalt

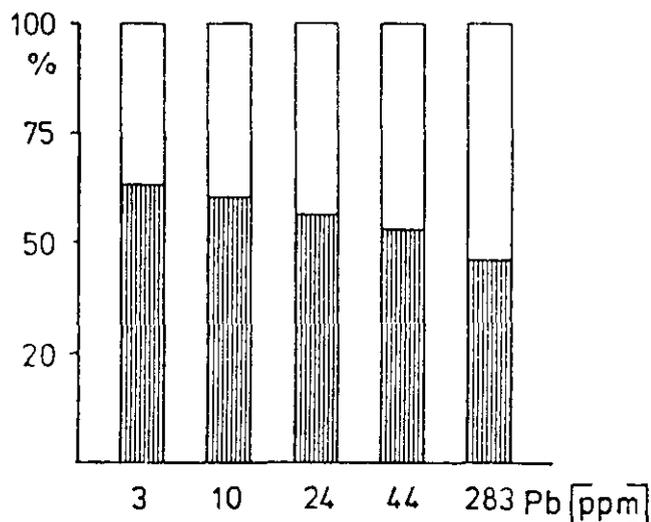


Abb.3: Relative Anteile (%) der Lang- und Kurzwurzeln an der Gesamtzahl der Seitenwurzeln.

Langwurzeln (> 2 mm)
  Kurzwurzeln (≤ 2 mm)

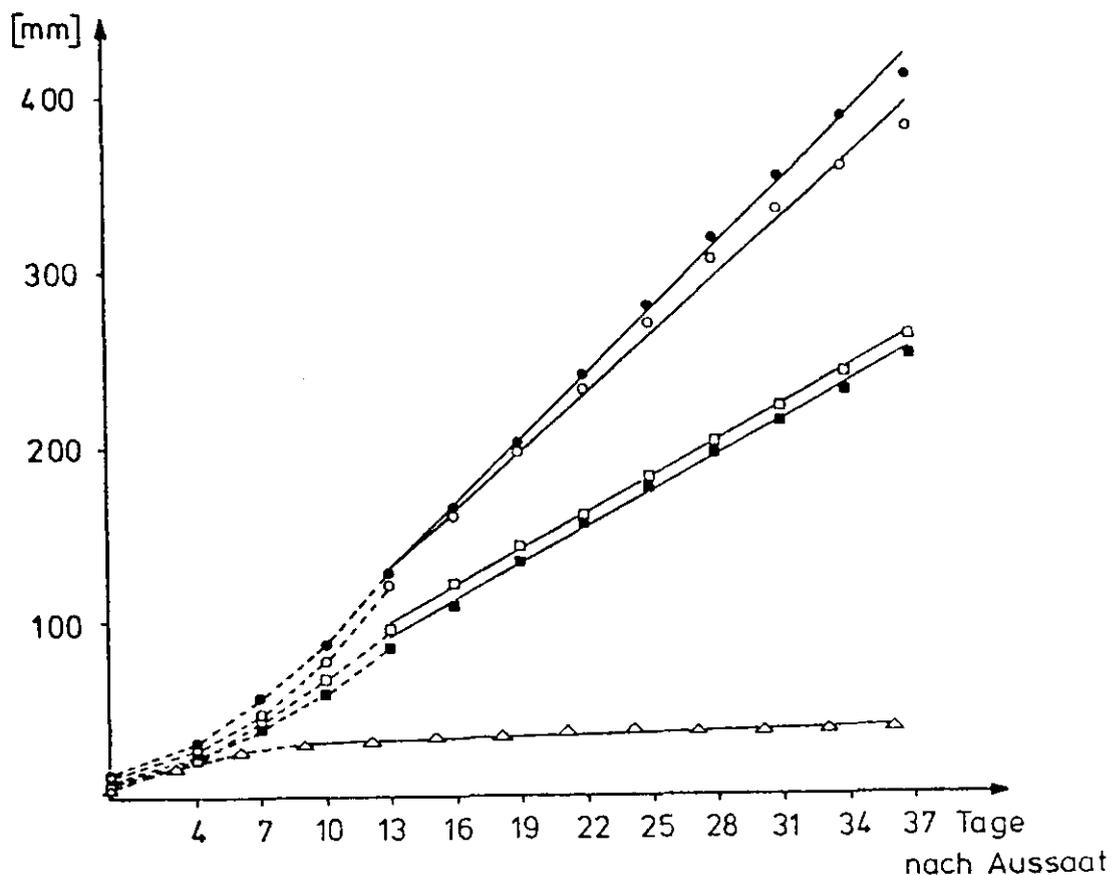


Abb.4: Längenentwicklung der Primärwurzeln (mm).

— Regressionsgeraden

- 3 ppm Pb ( $r = 0,996$ ;  $y = 10,97x - 13,12$ )
- 10 ppm Pb ( $r = 0,999$ ;  $y = 12,09x - 27,24$ )
- 24 ppm Pb ( $r = 0,999$ ;  $y = 6,87x + 8,69$ )
- 44 ppm Pb ( $r = 0,998$ ;  $y = 6,85x + 1,10$ )
- △ 283 ppm Pb ( $r = 0,940$ ;  $y = 0,25x + 29,54$ )

im Substrat wurden ein eingeschränktes Primärwurzellängen-Wachstum, verstärkte Kurzwurzelausbildung, geschwollene Wurzelspitzen und verminderte Wurzelhaarentwicklung festgestellt (NOACK 1987).

## 2.2. Einfluß von Cd (Rhizotron – Versuch II):

Als zweites ökotoxisch relevantes Schwermetall wurde Cd im Boden in seiner Wirkung auf das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen untersucht (BERTELS 1989). Hierfür wurden ebenfalls Rhizotrone verwendet und als Varianten 1, 3, 7 und 21 ppm Cd als verfügbare Konzentrationen im Versuchsboden gewählt (NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt, gemessen am Versuchsende, vgl. Tab.4).

Unter Cd-Einfluß war das Wurzellängenwachstum der Buchenkeimlinge gegenüber den Kontrollpflanzen zunehmend vermindert; die Gesamtlängen (Primärwurzeln) bei Versuchsende waren signifikant (1 %-Niveau) um 15 % bei 7 ppm Cd im Boden und hochsignifikant um 85 % bei 21 ppm Cd im Boden reduziert (BERTELS et al. 1989).

Bei 7 ppm Cd nahmen die Zuwachsraten der Primärwurzeln nach ca. 30 Versuchstagen kontinuierlich ab (Abb.5); sie betrug bei Versuchsende nur noch ca. 50 % des Wachstums bei den Kontrollpflanzen. Dagegen führten 1 ppm und 3 ppm Cd im Boden innerhalb des Versuchszeitraums von 45 Tagen noch zu keinen signifikanten Unterschieden gegenüber unbehandelten Keimlingen (Abb.5). Bei der höchsten hier gewählten Cd-Variante mit 21 ppm war das Wurzelwachstum von Versuchsbeginn an um 30 % und mehr gegenüber den Kontrollen vermindert; nach 45 Tagen war der Längenzuwachs annähernd zum Stillstand gekommen (Abb.5).

Auch die Trockengewichte der Wurzeln und der Primärblätter waren ab 7 ppm Cd im Boden signifikant gegenüber den Kontrollpflanzen verringert, diejenigen der Stämmchen jedoch erst bei 21 ppm Cd (BERTELS et al. 1989).

In den Wurzeln erfolgte eine hohe Akkumulation von Cd, die bei den Pflanzen des Kontrollbodens (mit 0,04 ppm "verfügbarem" Cd-Gehalt) 3,3 ppm Cd ausmachte. Den ansteigenden Bodenkonzentrationen von 1, 3, 7 und 21 ppm Cd entsprachen Wurzelgehalte von 68, 84, 261 bzw. 777 ppm Cd. Diese Werte zeigen, daß bei niedrigen Cd-Konzentrationen im Boden eine relativ höhere Cd-Anreicherung in den Wurzeln stattfand als bei den höheren Bodengehalten.

Insgesamt ergab sich als "kritischer" Bodengehalt für das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen in diesem Kurzzeit-Ansatz eine Cd-Konzentration von 7 ppm (NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt).

## 2.3. Kombiniertes Einfluß von Pb und Cd (Rhizotronversuch III)

Ökotoxikologisch von besonderem Interesse ist die Kombinationswirkung zweier oder mehrerer Schadstoffe. Daher wurde in einem weiteren Rhizotron-Ansatz unter weitgehend gleichen Versuchsbedingungen die Wechselbeziehung der beiden Schwermetalle in ihrer Wirkung auf das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen untersucht (RÜTHER 1989).

Kombinierte Boden-Behandlungen mit Pb und Cd minderten das Längenwachstum der Primärwurzeln meist in stärkerem Maße als die entsprechenden Einzelmetall-Behand-

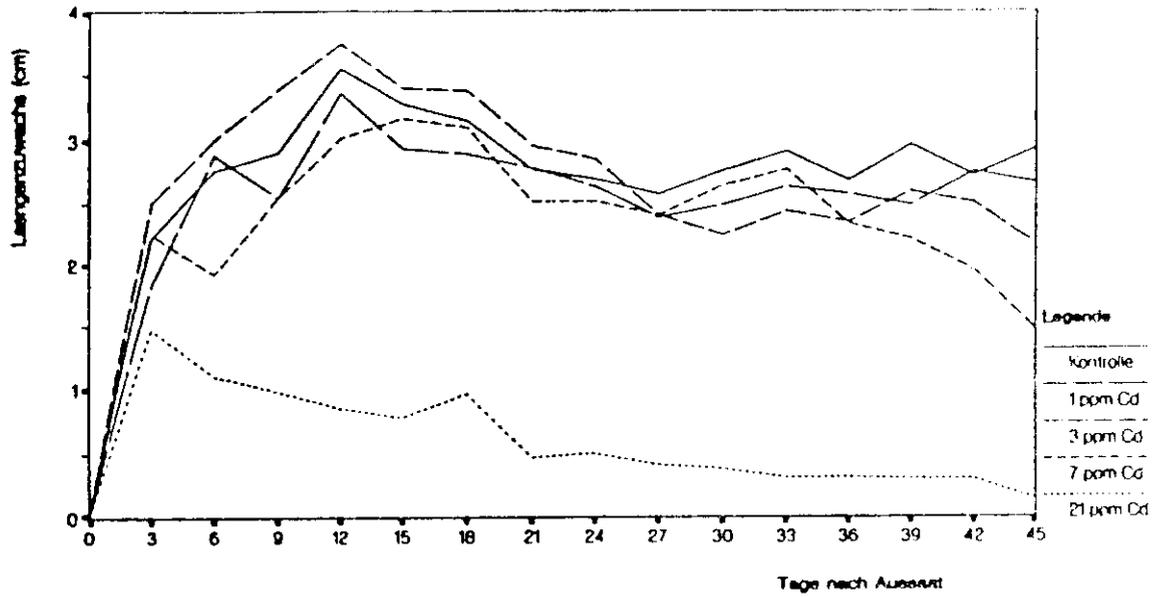


Abb.5: Mittlere 3-tägige Zuwachsraten der Primärwurzellängen (cm) in Abhängigkeit von zunehmenden Cd-Konzentrationen im Boden (der unbehandelte Boden ("Kontrolle") enthielt 0,04 ppm Cd im NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt).

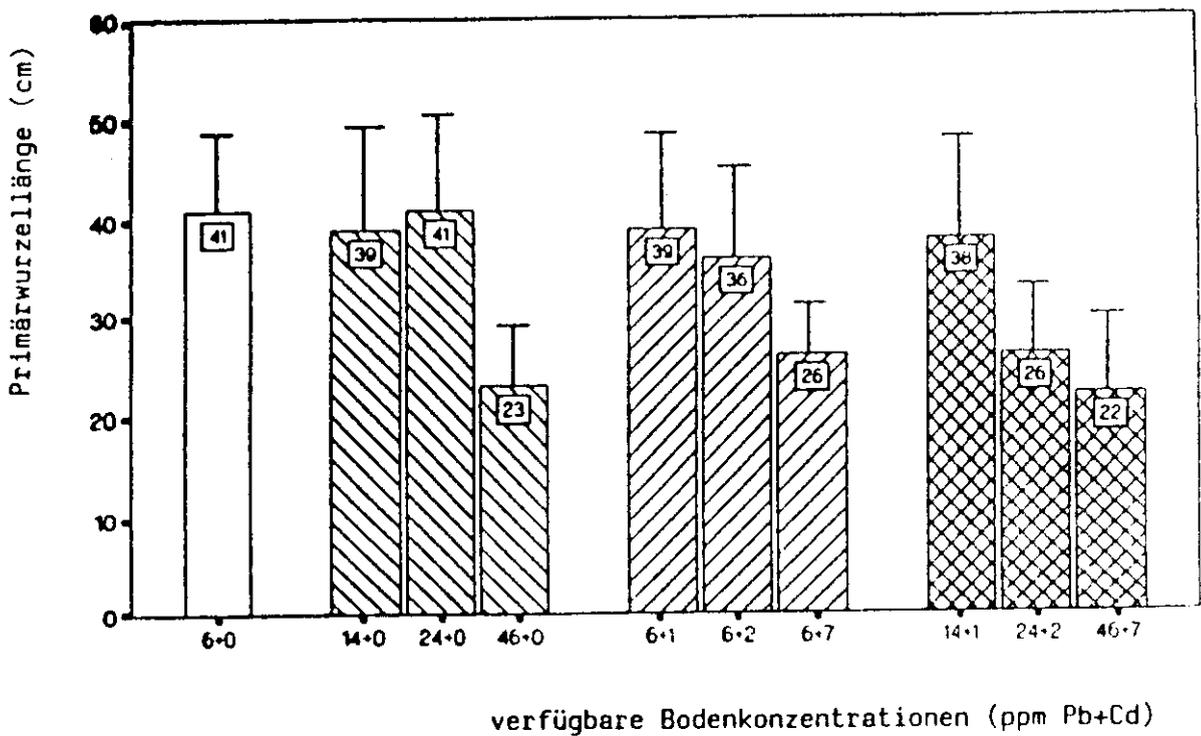


Abb.6: Primärwurzellängen von Buchenkeimlingen nach 45 Tagen Wachstum in Rhizotronen in Abhängigkeit von Einzel- und Kombinationsbehandlungen mit Pb und Cd im Boden (der unbehandelte Boden (6+0) enthielt 6 ppm Pb und 0,06 ppm Cd im NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt).

lungen (Abb.6). Dies wurde vor allem bei der Variante 24 ppm Pb plus 2 ppm Cd deutlich (Abb.6): während bei 24 ppm Pb noch keine (signifikante) Wuchsminderung im Vergleich zu den Kontrollpflanzen erkennbar war und diejenige bei 2 ppm Cd 11 % betrug, waren die Wurzellängen bei der entsprechenden Kombinations–Behandlung hochsignifikant um 35 % reduziert. Hier übertraf das Ausmaß der Wuchsminderung die rechnerische Summe der Einzelmetall–Effekte; die Wechselwirkung zwischen Pb und Cd kann daher als synergistisch bezeichnet werden. Bei den übrigen Kombinations–Varianten (Pb+Cd) 14+1 und 46+7 übertraf das Ausmaß der Wuchsminderung die Einzelmetall–Effekte jedoch nur geringfügig; in diesen Fällen war der Kombinationseffekt definitionsgemäß subadditiv (vgl. GUDERIAN 1985).

Die Trockensubstanz–Produktion der Keimlinge wurde bei einzeln und kombiniert wirksamen Boden–Konzentrationen von 14 ppm Pb und 1 ppm Cd nicht beeinträchtigt. Die mittleren Trockenmassen von Blättern, Sproßachse und Wurzeln waren bei 24 ppm Pb im Boden geringfügig (aber nicht signifikant) gegenüber den Kontrollpflanzen verringert, bei 46 ppm Pb hingegen schon hochsignifikant um 63 %, 51 % bzw. 44 % reduziert. Die Trockenmassen der Blätter und der Sproßachse waren bei 2 ppm Cd, diejenigen der Wurzeln erst bei 7 ppm Cd im Boden signifikant (1 %–Niveau) geringer als bei Pflanzen des Kontrollbodens. Bei kombinierter Wirkung von Pb+Cd war die Trockensubstanz–Produktion nur selten signifikant stärker beeinträchtigt als bei den entsprechenden Einzelmetall–Behandlungen (BERTELS et al. 1989; RÜTHER 1989).

#### 2.4. Topfkultur – Versuch:

Der verwendete saure Boden ist nach ULRICH et al. (1984) dem Al/Fe–Pufferbereich (pH 3,2–3,8) zuzuordnen und ist relativ nährstoffarm (Tab.1). Nach 35 Tagen Versuchsdauer traten an den Primärblättern der Buchenkeimlinge ab 15 ppm Pb plus 5 ppm Cd im Boden Blattrandnekrosen auf, die phänomenologisch auf Kalium–Mangel–Symptome hindeuteten. Nach 70 Tagen bildeten sich die gleichen Nekrosen an den gerade ausgetriebenen Laubblättern aus. Gleichzeitig trat bei vielen Varianten eine chlorotische Aufhellung der Blattspreiten auf, die rein optisch Magnesium–Mangel–Symptomen sehr ähnlich waren. Die Elementanalysen der Blätter zeigten eine Unterversorgung besonders bzgl. Mg, in geringerem Maße auch bzgl. K, die durch Cd, nicht aber durch Pb im Boden hervorgerufen wurde (RÖDER 1987).

Die Ausbildung der Laubblätter der Buchenkeimlinge war durch Pb und Cd im Boden deutlich verzögert, noch nicht jedoch die Keim– und Primärblattentwicklung. Am 60. Versuchstag hatten 76 % der Pflanzen auf dem unbehandelten Boden Laubblätter entwickelt, bei der Variante 15 ppm Pb + 5 ppm Cd erst 50 % und bei 56 ppm Pb + 20 ppm Cd 0 %. Bei kombinierter Applikation von Pb und Cd war der verzögernde Effekt der Schwermetalle auf die Entwicklung der Jungbuchen im Verhältnis zur Einzelbehandlung stärker.

Die Biomasseproduktion der Gesamtpflanze und der einzelnen Organe wurde in Abhängigkeit von den SM–Varianten sehr unterschiedlich beeinflusst. Bei 55 ppm Pb im Boden waren die Blattflächen und Trockengewichte der Laubblätter 100 Tage alter Buchenkeimlinge vermindert (Abb.7). In Kombination mit 5 ppm Cd im Boden waren dieselben Parame

ter schon bei 15 ppm Pb reduziert (Abb.8). Die Gesamtbiomasse hingegen wurde durch Pb-Konzentrationen bis zu 55 ppm gegenüber den Kontrollen nicht verändert (RÖDER 1987). Unklar ist bislang, ob die verkleinerte Blattfläche durch kleinere Blattzellen (Wachstumshemmung) oder durch verminderte Zahl an Zellen (Teilungshemmung) zustande kommt.

Niedrige Pb-Gehalte (15 ppm Pb) im Boden führten bei einzelnen Parametern zu einer Erhöhung der Produktivität. Dieser auch in den anderen experimentellen Ansätzen gefundene Stimulationseffekt (NOACK 1987, KAHLE 1988) auf das Wachstum kann als eine Streß-Reaktion gedeutet werden, d.h. eine erhöhte Stoffwechselaktivität zur Kompensation des beginnenden Schadeffekts.

Zahlreiche Parameter zeigten eine signifikant negative Korrelation (Rang-Korrelation nach SPEARMAN) mit dem Pb-Gehalt im Boden, so z.B. die Biomasse von Wurzeln, Sproßachse, Primär- und Laubblättern und die Gesamtbiomasse, weiterhin die Sproßlängen, Blattflächen sowie die Wurzel- und Hauptwurzellängen.

Die Produktivität der Keimlinge wurde durch die hier verwendeten Cd-Konzentrationen im Boden bei allen Organen reduziert (Ausnahme Keimblätter) und, im Gegensatz zu Pb, in keinem Fall stimuliert. Bei 5 ppm Cd war zunächst nur die TS der Sproßachse und der Primärblätter signifikant gegenüber der Kontrolle vermindert, bei 20 ppm Cd auch die TS der übrigen Organe (Ausnahme Keimblätter). Signifikant negative Korrelationen mit den Cd-Gehalten im Boden zeigen die Biomasse von Wurzeln, Primärblättern und Gesamtpflanze sowie auch die Blattflächen und Sproßlängen (RÖDER 1987).

Im Vergleich zum Pb war die Cd-Aufnahme in die Pflanzen höher (Transferfaktor Boden/Pflanze); die Ursache dafür dürfte eine höhere Verfügbarkeit des Cd sein (RÖDER 1987).

Bei der kombinierten Applikation von Pb und Cd zeigte sich ähnlich wie bei KAHLE (1988) der Effekt, daß Cd die Pb-Konzentration in der Pflanze erniedrigt. Eine Ursache dafür könnte die transpirationsmindernde Wirkung von Cd auf die Pflanzen sein (BAZZAZ et al. 1974, HAGEMEYER et al. 1986), wodurch die Pb-Aufnahme mittels des Transpirationsstromes vermindert würde. Die Verminderung des Wurzelwachstums unter Cd-Einfluß und damit die Reduzierung der Aufnahmefläche für Pb kommt ebenfalls als Ursache in Frage. Gleichzeitig zeigte sich, daß Pb bei den Kombinationsvarianten die Cd-Konzentration in der Pflanze erhöht (RÖDER 1987). Als Ursache dafür diskutieren BITTELL & MILLER (1974), daß Pb das Cd von den Austauschplätzen verdrängt und Cd somit verfügbarer wird.

Bezogen auf das Wachstum der Jungbuchen zeigte die kombinierte Applikation von Pb und Cd bei vielen Parametern eine Wirkungsverstärkung gegenüber den Einzelmetall-Effekten und bei einer Variante (55 ppm Pb + 20 ppm Cd) einen Synergismus.

Die Toxizitätsschwelle bzgl. der Biomasseproduktion der Buchenkeimlinge muß aufgrund dieser Versuchsreihe für Pb höher als 55 ppm ( $266 \mu\text{Mol}$ ) und für Cd niedriger als 5 ppm ( $45 \mu\text{Mol}$ ) liegen. Die größere Phytotoxizität von Cd gegenüber von Pb zeigte sich damit auch für Keimlinge der Buche, ebenso wie sie für viele andere Pflanzenarten beschrieben wurde (z.B. KOEPPE 1977).

Der Einfluß von Pb und Cd im Boden auf die Gehalte der Hauptnährelemente in den Buchenkeimlingen war unterschiedlich. Die Mg-Gehalte der Pflanzen wurden selbst durch

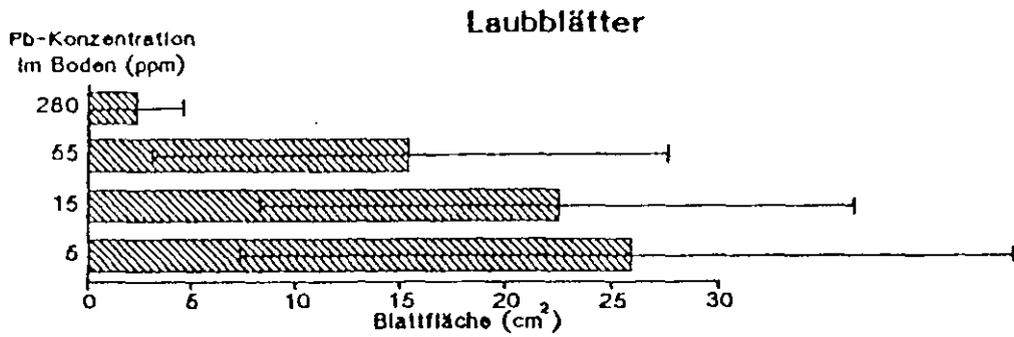
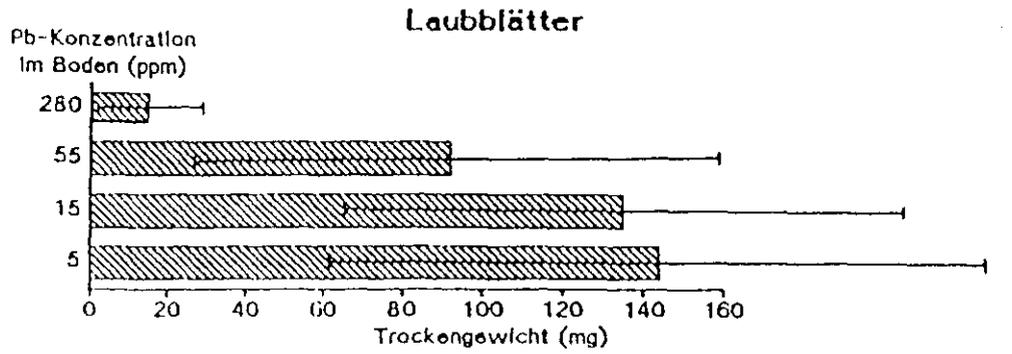


Abb.7: Biomasseproduktion (Trockengewichte) und Blattflächen der Laubblätter der Jungbuchen bei ansteigenden Pb-Konzentrationen im Boden.

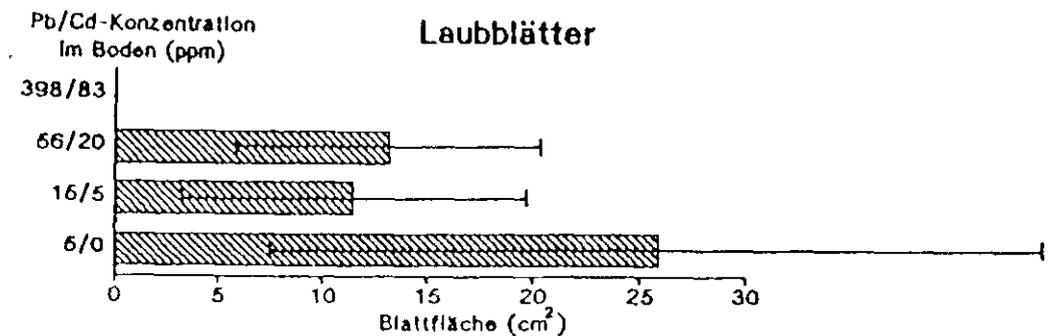
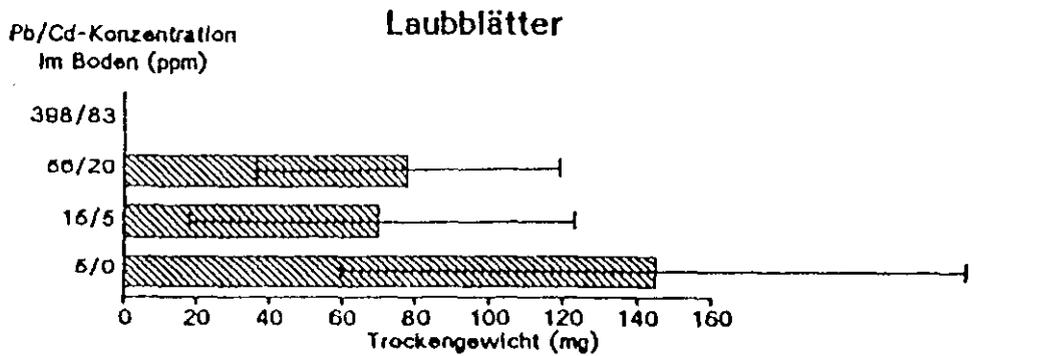


Abb.8: Biomasseproduktion (Trockengewichte) und Blattflächen der Laubblätter der Jungbuchen bei ansteigenden Konzentrationen von Pb+Cd im Boden.

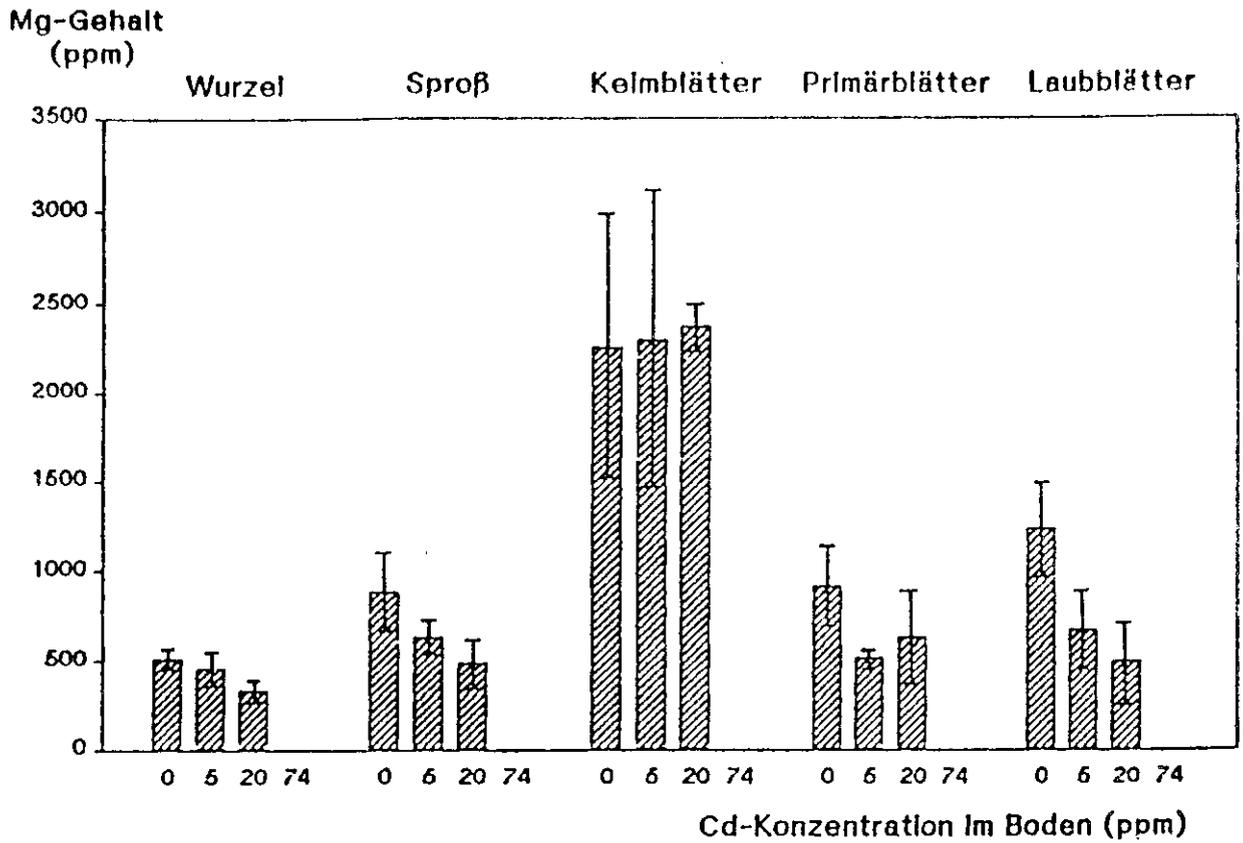


Abb.9: Mittlere Mg-Gehalte (ppm TS) einzelner Organe der Jungbuchen in Abhängigkeit von der Cd-Konzentration im Boden.

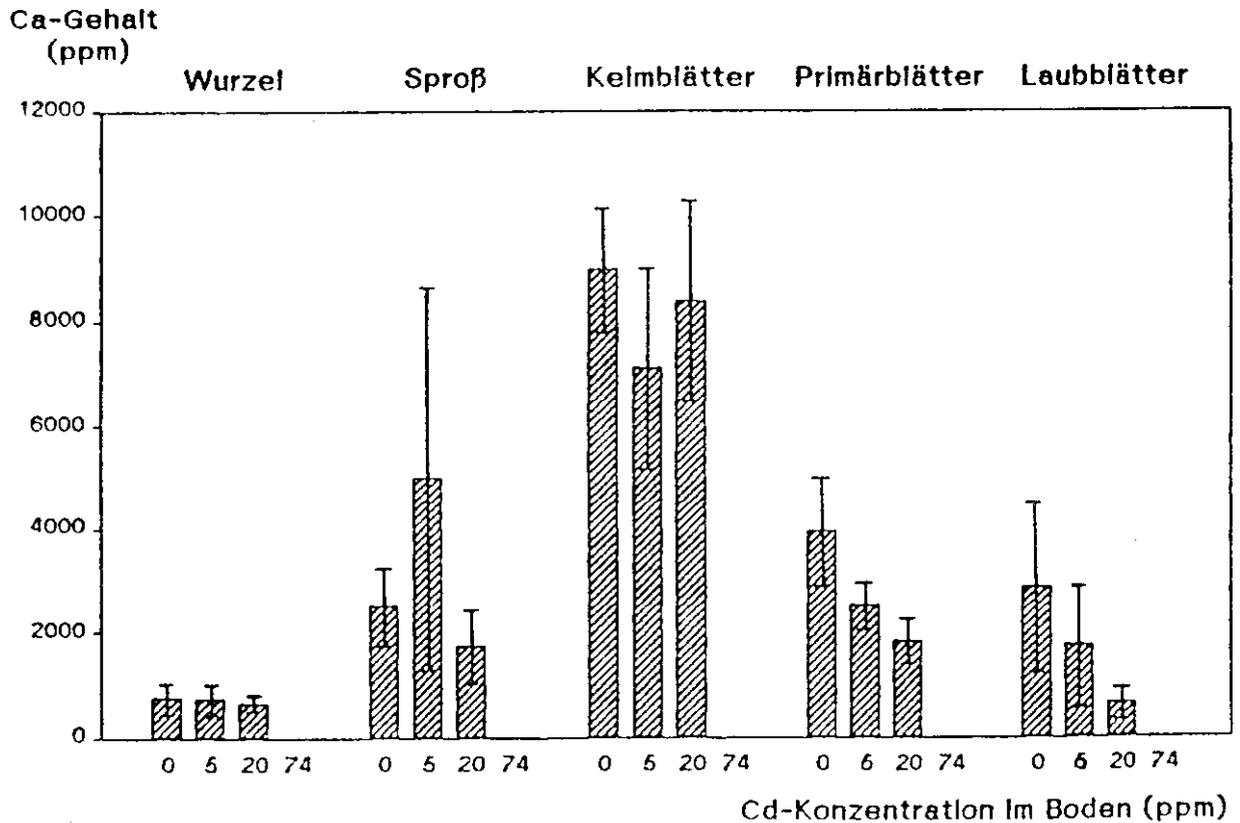


Abb.10: Mittlere Ca-Gehalte (ppm TS) einzelner Organe der Jungbuchen in Abhängigkeit von der Cd-Konzentration im Boden.

hohe Pb-Konzentrationen im Boden meist nicht signifikant verändert. Hingegen führten schon 5 ppm Cd im Boden zu deutlichen und meist signifikant geringeren Mg-Gehalten in Wurzeln, Sproßachse, Primär- und Laubblättern im Vergleich zu Kontrollpflanzen (Abb.9). Für diese Organe ergaben sich außerdem hochsignifikant negative Korrelationen mit ansteigenden Cd-Gehalten im Boden. Dieser Cd-Effekt führte offenbar auch bei den kombinierten Behandlungen mit Pb vor allem bei Laubblättern und Stämmchen zu verminderten Mg-Gehalten, die jedoch nur z.T. signifikant waren. Gleichzeitig wirksames Pb im Boden schwächte den Cd-Effekt ab, was in dieser Hinsicht auf einen Antagonismus zwischen beiden SM hindeutet (RÖDER 1987).

Bezüglich der Pb- und Cd-Wirkungen auf die Ca-Versorgung der Buchenkeimlinge zeigte sich kein einheitlicher Trend. In den Wurzeln z.B. stiegen die Ca-Gehalte ebenso wie Mg bei zunehmenden Pb-Konzentrationen im Boden zum Teil an. Auch in Stämmchen, Primär- und Laubblättern war Ca bei 15 und 55 ppm Pb im Boden geringfügig, jedoch nicht signifikant gegenüber den Kontrollpflanzen erhöht. Eine signifikante Abnahme der Ca-Gehalte zeigte sich erst bei 280 ppm Pb im Boden.

Im Unterschied zu Pb führte Cd im Boden bis auf eine Ausnahme stets zu verminderten Ca-Gehalten in Sproßorganen und Wurzeln (Abb.10). Signifikant negative Korrelationen ergaben sich mit dem Ca-Gehalt der Primärblätter und der Laubblätter. Auch bezogen auf die Gesamtpflanze nahm der Ca-Gehalt der Keimlinge mit steigenden Cd-Konzentrationen im Boden ab. Waren beide SM im Boden wirksam, wurden die Ca-Gehalte der Primär- und Laubblätter in geringerem Maße vermindert als bei alleiniger Cd-Behandlung. Auch hier schien Pb im Boden den Cd-Effekt auf die Ca-Versorgung abzuschwächen.

Mit zunehmendem pflanzenverfügbarem Pb im Boden nahm der K-Gehalt der Buchenkeimlinge zu. Er ist bei allen Pb-Varianten und in allen Pflanzenorganen gegenüber den Kontrollen leicht, aber meist nicht signifikant (Mittelwertvergleiche U-Test) erhöht. Positive Korrelationen zwischen dem Pb im Boden und dem K-Gehalt der Pflanzen ergaben sich für die Wurzeln, die Sproßachse, die Laubblätter und die Gesamtpflanze. Die Veränderungen in den K-Gehalten der einzelnen Pflanzenorgane waren unter dem Einfluß von Cd und Pb+Cd im Boden uneinheitlich und Unterschiede zu den Kontrollpflanzen meist nicht signifikant (RÖDER 1987).

Insgesamt gesehen, wurde bei den hier verwendeten Cd-Konzentrationen im Boden eine deutliche Abnahme der Ca- und Mg-Gehalte und geringfügig auch der K-Gehalte in den Buchenkeimlingen festgestellt. Unter Pb-Einfluß hingegen wurden in diesem Versuch die Ca-, Mg- und K-Gehalte nicht signifikant verändert (RÖDER 1987).

## DISKUSSION

### 1. Einfluß von Pb und Cd auf Wachstumsparameter

In den fünf dargestellten Dosis-Wirkungs-Ansätzen mit Jungbuchen führten steigende Gaben von Pb und Cd zu Wuchsminderungen unterschiedlichen Ausmaßes. In erster Linie wurden Abnahmen der Trockensubstanz-Produktion und des Längenwachstums von

Sproß und Wurzeln gemessen. Was die möglichen Ursachen hierfür auf physiologischer oder biochemischer Ebene betrifft, sei auf die Diskussion bei NOACK (1987), RÖDER (1987), KAHLE (1988) verwiesen. Vorrangig soll hier der Aspekt der Ermittlung toxischer Schwellenwerte für die Buche diskutiert werden.

In Anlehnung an DAVIS et al. (1978) und STYPEREK et al. (1983) ist eine "kritische" bzw. "phytotoxische" SM-Konzentration diejenige minimale Konzentration des SM im Pflanzengewebe oder in der Bodenlösung, bei der eine Ertragsminderung signifikant nachweisbar wird. Entsprechend dieser Definition geben KLOKE et al. (1984) nach Auswertung zahlreicher Dosis-Wirkungs-Experimente mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen "kritische" Konzentrationen an, die für Pb bei 10–20 ppm und für Cd bei 5–10 ppm i.d.TS der Pflanze liegen.

Demgegenüber gibt es bisher erst relativ wenige Arbeiten, in denen toxische Schwellenwerte für Baumwuchs ermittelt wurden. Im folgenden werden zunächst kritische Substrat-Konzentrationen diskutiert. Zum Beispiel gibt JORDAN (1975) für *Quercus rubra* als minimale toxische Cd-Konzentration in der Nährlösung 1 ppm an. GODBOLD & HÜTTERMANN (1985a, 1985b) fanden bei *Picea abies* nach 7 Tagen in Hydrokultur signifikant vermindertes Wurzellängen-Wachstum bereits bei 0,1 ppm Pb und 0,6 ppm Cd.

Im Rahmen der Untersuchungen dieses Projekts fand RÜTHER (1989) bei Buchenkeimlingen bei 44 ppm verfügbarem Pb in einem sauren Waldbodensubstrat hochsignifikant verringerte Primärwurzellängen. In Kombination mit 2 ppm verfügbarem Cd im Boden führten auch schon 24 ppm Pb zu einer signifikanten Reduktion der Wurzellängen (dabei enthielten die mit dest. Wasser gespülten Wurzeln 250 ppm Pb; zum Vergleich: dieser Gehalt liegt nur geringfügig niedriger als z.B. in Baumwurzeln des Solling (ELLENBERG et al. 1986, LAMERSDORF 1988)). In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von NOACK (1987) kann daher eine ammoniumacetat-verfügbare Bodenkonzentration von 24 ppm Pb als "kritischer" Schwellenwert für das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen gelten. Hierbei ist zu beachten, daß die in den Rhizotron-Versuchen (NOACK 1987, BERTELS 1989, RÜTHER 1989) ermittelten Grenzkonzentrationen von Pb und Cd nur für den relativ kurzen Versuchszeitraum von ca. 6–7 Wochen gelten. Sie können bei längerer Wirkungsdauer wesentlich niedriger sein. Auch erfassen sie nur die frühe Keimungsphase, in der das Wachstum der Pflanze noch in hohem Maße aus den Reserven der Kotyledonen erfolgt und relativ unabhängig von Bodeneinflüssen ist.

Obwohl die hier ermittelten Schwellen-Konzentrationen reproduzierbar waren, ist bezüglich einer Verallgemeinerung noch Vorsicht geboten, da sie z.B. nur für die genetische Reaktionsbreite (Streßtoleranz) des hier verwendeten Bucheckern-Saatgutes, für den hier gewählten Bodentyp sowie für die Kulturbedingungen dieser Versuchsansätze gelten.

In dem mehrjährigen Ansatz in Sandkultur (KAHLE 1988) war die TS-Produktion der Wurzeln von Jungbuchen schon bei Applikationen von 20 ppm Pb und 1 ppm Cd stark reduziert. Da hier die TS nur noch 40 % bzw. 49 % der TS bei Kontrollpflanzen ausmachte, ist eine Beeinträchtigung des Wurzelwachstums auch schon bei niedrigeren SM-Gaben zu erwarten.

Freilanduntersuchungen zeigen, daß derzeitige Gesamtgehalte in der Humusaufgabe von Buchenwaldstandorten der Bundesrepublik Deutschland zwischen 300 und 700 ppm Pb

bzw. 1,3 und 1,8 ppm Cd liegen (MAYER 1981, KOENIES 1982; ELLENBERG et al. 1986; KAHLE & BRECKLE 1986). Buchen im Solling zeigen einen max. Bleigehalt von 220 ppm in lebenden Feinwurzeln im Oberboden (WIEDEMANN 1986).

Je nach Extraktionsmethode werden unterschiedliche SM-Fractionen des Gesamtgehaltes im Boden als "pflanzenverfügbar" definiert (RIETZ & SÖCHTIG 1982, BRÜMMER & HERMS 1985). Etwa 70–90 % des Pb-Gesamt-Gehaltes in Buchenwaldböden werden nach NEITE & WITTIG (1989) mittels eines EDTA-Extraktes (bei pH 4,5) erfaßt, ca. 25–30 % durch einen  $\text{NH}_4$ -Acetat-Extrakt (ähnlich wie mit dem  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakt), und ca. 10 % mittels eines  $\text{CaCl}_2$ -Extraktes (bei pH 5,7). In unserem Versuchsbodensubstrat machten  $\text{NH}_4$ -Acetat-extrahierbare SM-Gehalte ca. 5–20 % (bei Pb) und 20–30 % (bei Cd) der Gesamt-Gehalte von Pb bzw. Cd aus.

Buchenwaldböden industrieferner Mittelgebirgslagen weisen Pb-Gehalte zwischen 100–200 ppm (EDTA-Extr.) auf. Pb-Gehalte in Buchenwaldböden des Duisburger Stadtwaldes (pH 3,4) z.B. liegen zwischen 450 ppm (EDTA-Extr.) und 55 ppm ( $\text{CaCl}_2$ -Extr.) (NEITE & WITTIG 1989).

Zur Festlegung "kritischer" Schwellenwerte können außer Substrat-Konzentrationen auch Pflanzengehalte herangezogen werden. Die TS-Produktion der Blätter 3-jähriger Jungbuchen war ab 18,7 ppm Pb und 3,6 ppm Cd i.d.TS signifikant reduziert (KAHLE 1988). Bezogen auf den Parameter Blattflächen-Verkleinerung lagen kritische Blattkonzentrationen bei Buchenjungwuchs niedriger, und zwar bei 6,2 ppm Pb und 0,32 ppm Cd im 1.Versuchsjahr bzw. bei 13,5 ppm Pb und 1,0 ppm Cd im 3.Versuchsjahr. Ein Gehalt von 13 ppm Pb in den Blättern war von beginnenden Blattschäden begleitet; bei 0,98 ppm Cd im Blatt traten Welkeerscheinungen auf.

Die bei Altbuchen im Freiland gemessenen Blattgehalte liegen meist noch unter solchen experimentell ermittelten Schwellenwerten. Zum Beispiel fanden FLÜCKIGER et al. (1986) an 37 Buchenbeobachtungsflächen der Schweiz mittlere Gehalte von 2,1 ppm Pb und 0,1 ppm Cd i.d.TS ausgewachsener Buchenblätter. GUHA & MITCHELL (1966) fanden vor 23 Jahren zwischen 1,3 und 4,0 ppm Pb in Blättern von Altbuchen. Blattgehalte in Altbuchen des Solling hingegen liegen deutlich höher und werden mit 20 ppm Pb und 0,7 ppm Cd angegeben (ELLENBERG et al. 1986). Demnach liegen Freilandgehalte an manchen Standorten heute schon in der Größenordnung phytotoxischer Konzentrationen.

Im besonderen ist die Verkleinerung der Blattflächen von Interesse, die mit zunehmenden Pb- und Cd-Konzentrationen in Wurzeln und Blättern der Jungbuchen korrelierte (KAHLE 1988). Dieses Phänomen trat trotz gleichbleibender Lichtverhältnisse und ausreichender Wasser- und Nährstoffversorgung auf. Die Kleinblättrigkeit könnte demnach ein Ausdruck SM-induzierter "physiologischer Trockenheit" und Nährstoffarmut sein. Eine physiologische und biochemische Erklärung dieses Wirkungsgeschehens kann derzeit noch nicht gegeben werden. Die Reduktion oberirdischer Organe und damit verbundene Veränderung des Sproß/Wurzel-Verhältnisses ist jedoch eine weitverbreitete Überlebensstrategie in der Pflanzenwelt. GLAVAC (1988) berichtet, daß Blatt-Verkleinerungen vielfach auch in immissionsgeschädigten Buchenwäldern beobachtet werden, und zwar in zunehmendem Maße mit fortschreitendem Schädigungsgrad. Sie treten am Waldstandort oft parallel zu anderen Devitalisierungssymptomen wie Kronenverlichtung, Kronenstrukturveränderung, Dürrästigkeit, Blattverfärbung u.a. auf (ACKERBAUER & EICHHORN 1987). Die vorlie-

genden Experimente mit Jungbuchen zeigen, daß Kleinblättrigkeit auch durch SM-Effekte beim Wirkungspfad über den Boden und die Wurzeln hervorgerufen werden kann.

In dem 3-jährigen Versuchsansatz von KAHLE (1988) wurde unter Pb- und Cd-Einwirkung auch eine Verkürzung der Vegetationsperiode beobachtet, die bei Applikationen bis zu 100 ppm Pb bzw. 5 ppm Cd zwischen 3 und 10 Tagen ausmachte. Eine Verkürzung der Vegetationszeit um wenige Tage führt an sich zwar noch nicht zu einer gravierenden Schädigung von Bäumen; unter Freilandverhältnissen können Vegetationszeiten auch aufgrund natürlicher Streßfaktoren (z.B. witterungsbedingt) oder aufgrund von Blattfraß verkürzt sein. Würde allerdings unter anhaltendem Schadstoffeinfluß die Verkürzung regelmäßig jedes Jahr auftreten, käme dies einer Vitalitätsminderung der betroffenen Bäume gleich. Im Jahresverlauf wäre damit eine verminderte Stoffproduktion des Baumes verbunden, d.h. die Kurve der CO<sub>2</sub>-Assimilation und damit der Photosyntheseleistung im Jahresgang würde flacher und kürzer als bei nicht SM-belasteten Bäumen (vgl. ELLENBERG et al. 1986). Entsprechend wäre die Gesamtstoffbilanz des Baumes und damit der Holzzuwachs beeinträchtigt.

Die Verkürzung der Vegetationsperiode, z.B. durch vorzeitigen Blattfall, gilt u.a. als ein Symptom der "Neuartigen Waldschäden" und wird auch mit Immissionswirkungen in Verbindung gebracht (SCHÜTT & SUMMERER 1983). Als Mitverursacher dieses Symptoms kommen aufgrund der vorliegenden Untersuchungen auch Pb und Cd in Betracht.

## 2. Veränderungen im Mineralstoffhaushalt

Im Sandkulturexperiment (KAHLE 1988) führten fast alle Pb- und Cd-Applikationen in den Wurzeln 1-jähriger Jungbuchen zu erheblich geringeren Gehalten von K, Ca, Mg und Mn als bei den Kontrollpflanzen, wohingegen Fe und Zn weitgehend unbeeinflußt blieben. Auffällig hierbei ist, daß die Aufnahme gerade der Makronährelemente K, Ca und Mg behindert wird, die im Wurzelmilieu in wesentlich höheren molaren Konzentrationen vorlagen als Pb und Cd. Dennoch erscheint eine Ionenkonkurrenz als Erklärung denkbar, besonders wenn man die hohe Anreicherung in den Wurzeln von minimal 667 ppm Pb (bei Applikation von 20 ppm Pb) und 144 ppm Cd (bei Applikation von 1 ppm Cd) berücksichtigt. Weiterhin kommen insbesondere bei den höheren SM-Applikationen auch Wurzelschäden in Betracht, die zu Beeinträchtigungen aktiver Aufnahmemechanismen und auch zu einem erhöhten Efflux von Bioelementen führen könnten.

Auch andere Autoren berichten über eine Hemmung der Bioelementaufnahme unter Pb- und Cd-Einfluß. Zum Beispiel wurde nach OBERLÄNDER & ROTH (1978) die K-Aufnahme in Wurzeln von Gerstenjungpflanzen ab 2 ppm Pb und ab 0,56 ppm Cd in der Nährlösung signifikant gehemmt. 20 ppm Pb (= 0,1 mM) senkten die K-Aufnahme auf die Hälfte und die K-Verlagerung in den Sproß auf etwa ein Drittel des Kontrollwertes. 11 ppm Cd (= 0,1 mM) reduzierten sowohl die K-Aufnahme als auch die Verlagerung auf ca. 75 % des Kontrollwertes. Die Autoren vermuten eine Ionenkonkurrenz bei der Aufnahme.

Demgegenüber stellten andere Autoren unter Pb- und Cd-Einfluß keine Veränderungen in den Bioelementgehalten (z.B. BROYER et al. 1972) oder zum Teil auch eine gewisse Förderung der Aufnahme einzelner Bioelemente fest (z.B. ENGENHART 1984).

In den Blättern der Jungbuchen des Sandkulturansatzes war besonders die Kalium-Versorgung beeinträchtigt. Eine signifikante Verminderung der K-Gehalte zeigte sich nach 6-wöchiger Pb- und Cd-Applikation bei Blattgehalten ab 2,8 ppm Pb und 0,4 ppm Cd. Bei Blattgehalten ab 13,5 ppm Pb und 1,0 ppm Cd sanken die K-Gehalte auf weniger als 50 % der Gehalte in Kontrollpflanzen (vgl. Tab.3). Möglicherweise werden unter Pb- und Cd-Einfluß Transportwege der Bioelemente blockiert (LAMOREAUX & CHANEY 1977, BARCELO et al. 1988), so daß die Translokation in die Blätter behindert ist. Auch die vermutliche Anreicherung von Pb und Cd an der Endodermis (z.B. SIEGHARDT 1984) könnte eine Behinderung des Bioelement-Transports in den Sproß zur Folge haben. Sowohl die aufgetretenen Blattrandnekrosen als auch Turgorverlust und Welkeerscheinungen der Blätter können mit Kalium-Mangel erklärt werden (BERGMANN 1983, MENGEL 1979).

Der Calcium-Spiegel in den Blättern Pb- und Cd-behandelter Pflanzen sank auf Werte unter 60 % der Gehalte in Kontrollpflanzen (Tab.3) (KAHLE 1988). Hingegen waren die Magnesium-Gehalte der Blätter unter Pb- und Cd-Einfluß kaum signifikant vermindert (Tab.3). Demgegenüber fand RÖDER (1987) unter dem Einfluß von Cd, nicht jedoch von Pb, in einem sauren Waldbodensubstrat eine Reduktion der Ca- und der Mg-Gehalte in den Blättern von Buchenkeimlingen (Abb.9 und 10). Eine verminderte Wirkung von Cd auf die Sproßgehalte von Ca und Mg fanden auch GREGER & LINDBERG (1987) bei *Beta vulgaris* und WALKER et al. (1977) bei *Zea mays*.

Die K- und Ca-Gehalte der Blätter SM-belasteter Jungbuchen lagen trotz optimaler Versorgung mit der Nährlösung meist deutlich unter den Gehalten, die in Buchenblättern im Freiland auftreten, die Mg-Gehalte bewegten sich im unteren Grenzbereich einer "normalen" Versorgung (vgl. SUNER & RÖHRIG 1980, BERGMANN 1983).

Die Wurzelgehalte von Eisen und Zink wurden durch Pb- und Cd-Einwirkung kaum beeinflusst, die Blattgehalte jedoch waren im Vergleich zu den Kontrollpflanzen auf ein deutlich niedrigeres Niveau reduziert (Tab.3) (KAHLE 1988). Dabei zeigten die Fe-Konzentrationen der Blätter mit zunehmenden (!) Cd-Behandlungen einen ansteigenden Trend, während andere Bioelemente auf etwa gleichem Niveau blieben oder, wie z.B. Mn, abnehmende Trends aufwiesen (Tab.3). Cd führte somit in den Buchenblättern zu einer deutlichen Zunahme des Fe/Mn-Verhältnisses. Dies zeigt exemplarisch, daß Cd Relationen von Bioelementen (Ionenquotienten) verändert und Imbalancen in der Mineralstoffversorgung verursachen kann (vgl. z.B. auch ROOT et al. 1975). Andere Verschiebungen im Bioelementhaushalt der Jungbuchen wurden durch Pb hervorgerufen (RÖDER 1987, KAHLE 1988).

Aus diesen Befunden läßt sich eine wesentliche Schlußfolgerung für die Freilandsituation ableiten: eine Hemmung der Nährstoff-Aufnahme bzw. Ungleichgewichte in den Ionen-Verhältnissen des Baumes können als Frühsymptom der Toxizität von Pb und Cd angesehen werden.

Blätter und Nadeln von Bäumen aus Beständen, die von den "Neuartigen Waldschäden" betroffen sind, weisen vielfach verminderte Nährelementgehalte auf. Dies gilt auch bei Buchen (GLAVAC 1987). Als Ursache dafür kann neben "Leaching"-Effekten direkt an den Assimilationsorganen auch eine reduzierte Nährelementaufnahme über die Wurzel in Frage kommen (GLAVAC 1987). In diese Richtung deuten auch Ergebnisse von

BREDOW et al. (1986), die in Blättern von Altbuchen eines immissionsbelasteten Bestandes in Nordhessen eine Abnahme der K-, Ca- und Mg-Gehalte mit steigendem Schädigungsgrad der Bäume feststellten. Die Autoren vermuten unter anderem eine unzureichende Mineralstoffversorgung über die Wurzeln, in denen sie gleichzeitig erhöhte SM-Gehalte fanden. Ein ursächlicher Nachweis von SM-Toxizität am Waldstandort wäre allerdings schon rein methodisch nicht möglich. Die Versuchsreihen mit Buchenjungwuchs zeigen jedoch deutlich, daß eine Beeinträchtigung der Nährelementaufnahme auch durch Ionenkonkurrenz mit SM verursacht sein kann.

### 3. Kombinationswirkungen

Gleichzeitig zur Wirkung kommende Schadstoffe können additive, synergistische oder antagonistische Effekte auf Pflanzen haben (LEPP 1977, MILLER et al. 1977, BECKETT & DAVIS 1978, WALLACE 1982). Die Kenntnis solcher Effekte ist vor allem dann von Interesse, wenn Konzentrationen einzeln applizierter Schadstoffe keine oder nur geringfügige Wirkungen haben und daher bezüglich ihrer Toxizität als unbedenklich betrachtet werden.

Die Kombinationswirkungen von Pb und Cd auf Jungbuchen waren nicht einheitlich, zeigten jedoch deutliche Trends. Die gleichzeitige Anwesenheit beider SM im Wurzeilmilieu führte bei den meisten Parametern zu einer Wirkungsverstärkung im Vergleich zu den Einzelmetall-Effekten. Die Wirkungsverstärkung lag ganz überwiegend auf subadditivem Niveau, war also meist von geringerem Ausmaß als die Summe der Einzelwirkungen. Dies galt auch für die Beeinträchtigung der Bioelementgehalte unter Pb- und Cd-Einfluß (RÖDER 1987, KAHLE 1988).

Vor allem bei den niedrigen und damit freilandrelevanten (!) Applikationskonzentrationen traten jedoch auch vielfach synergistische Wirkungen auf. Dies zeigte sich deutlich z.B. für das Wurzellängenwachstum bei 24 ppm Pb plus 2 ppm Cd (RÜTHER 1989) und auch für andere Wachstumsparameter bei 20 ppm Pb plus 1 ppm Cd im Substrat (KAHLE 1988).

Trotz der überwiegenden Wirkungsverstärkung auf Wachstumsparameter wurde bei der Aufnahme der beiden SM eine etwa gleich starke gegenseitige Hemmung erkennbar, denn einzeln appliziertes Pb und Cd wurde in alle Pflanzenteile meist stärker aufgenommen als bei kombinierten Applikationen (KAHLE 1988). Die gleiche Beobachtung machte RÜTHER (1989) im Rhizotronversuch bei den Wurzelgehalten von Buchenkeimlingen. Als Ursache hierfür sind eine Ionenkonkurrenz zwischen Pb und Cd bei der Wurzel Aufnahme und/oder beim Transport in der Pflanze denkbar. Diese Erklärung reicht jedoch allein nicht aus, da Pb bei fast allen Kombinationsvarianten in höheren molaren Konzentrationen vorlag als Cd. Der Grund liegt daher möglicherweise auch darin, daß Pb in höherem Maße als Cd in den Wurzeln immobilisiert wird. Weiterhin kann der Befund auch damit zusammenhängen, daß Cd eine höhere Affinität zu Bindungsstellen von Transportmolekülen hat als Pb.

Bei kombinierten Behandlungen mit Pb und Cd fand RÖDER (1987) bei Pb eine geringere, bei Cd jedoch eine höhere Anreicherung im Sproß von Buchenkeimlingen als bei Einzelapplikationen. Demnach scheint der Pb-Transport in den Sproß zugunsten des

Cd-Transports vermindert zu sein. Dies könnte auf ein unterschiedliches Selektionsvermögen der Buchenwurzeln für Pb bzw. Cd zurückzuführen sein.

Die gegenseitige Wirkungsverstärkung beider SM in meist subadditivem und zum Teil auch synergistischem Ausmaß ist ökotoxikologisch von besonderem Interesse. Das Gefährdungspotential von Pb und Cd ist durch diesen Befund entsprechend höher einzustufen, da Wirkungsschwellen niedriger liegen als bei Effekten der einzelnen SM. Es bleibt daher dringlich zu prüfen, inwieweit andere Stoffe im Boden (z.B. weitere SM, Aluminium, Stickstoffform, Phosphat-Status) die Wirkungsschwellen von Pb und Cd beeinflussen. Außerdem müßte eine Präzisierung der physiologisch wirksamen Spezies und Bindungsformen von Pb und Cd erfolgen, die zum Teil schon durch Verwendung weiterer Boden-Extraktionsmethoden erreichbar wäre.

### ZUSAMMENFASSUNG

Im Mittelpunkt der Arbeiten stand die Frage, wie das Gefährdungspotential von Pb und Cd für Jungwuchs der Buche (*Fagus sylvatica* L.) zu bewerten ist. Als "toxisch" oder "kritisch" wurden solche pflanzenverfügbaren Schwermetall-Konzentrationen angesehen, bei deren Anwendung im Dosis-Wirkungs-Experiment signifikante Beeinträchtigungen bei verschiedenen Wachstumsparametern bzw. in den Nährelementgehalten auftraten. Als pflanzen-"verfügbar" werden die Gehalte im NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt des Bodens definiert. Sie machten in unserem Versuchsbodensubstrat (A<sub>h</sub>-Horizont eines Buchenwald-Standes im Teutoburger Wald) ca. 5–20 % (Pb) bzw. 20–30 % (Cd) der "Gesamt"-Gehalte von Pb und Cd aus.

1. Im "Langzeit"-Versuch über 3 Vegetationsperioden erwiesen sich verfügbare Konzentrationen von 20 ppm Pb und 1 ppm Cd in Sandkultur (bei pH 3) bereits als "kritisch", da sie die Trockensubstanz-Produktion, das Dickenwachstum und die Blattflächen signifikant verringerten.
2. Das Wurzellängen-Wachstum (Kurzzeit-Ansätze im Rhizotron mit Waldboden) wurde durch 44 ppm Pb bzw. 7 ppm Cd signifikant um ca. 20 bzw. 15 % reduziert.
3. Pb und Cd beeinträchtigten die Mineralstoffversorgung von Jungbuchen. Die Gehalte von K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn in Wurzeln und Blättern wurden in Sandkultur durch beide SM zum Teil erheblich vermindert, in Bodenkultur besonders die Mg-Gehalte unter Cd-Einfluß. Verfügbare Substrat-Konzentrationen von 20 ppm Pb bzw. 1 ppm Cd sind dabei bereits "kritisch", wenn sie in der Phase des Blattaustriebs und der verstärkten Nährelementaufnahme im Frühjahr zur Wirkung kommen.
4. Kombinationswirkungen mit Cd reduzierten die toxische Schwellenkonzentration von Pb (und umgekehrt), z.B. bezüglich des Wurzelwachstums im Rhizotron-Versuch, von 44 ppm Pb auf 24 ppm Pb.
5. Die ermittelten "kritischen" Konzentrationen von verfügbarem Pb (Größenordnung 20–40 ppm Pb) liegen um den Faktor 2 bis 4 niedriger als derzeitige verfügbare Gehalte in (sauren) Buchenwald-Oberböden.

6. Die ermittelten "kritischen" Konzentrationen von Cd für Buchenjungwuchs hingegen liegen meist noch etwas höher als heutige Freilandgehalte. Bezüglich der Buche ist das Pb daher ökotoxikologisch relevanter als das Cd.
7. Zusätzlich zu den pflanzenverfügbaren Bodengehalten lassen sich zur Beurteilung der Toxizität auch die Schwermetall-Konzentrationen im Pflanzenmaterial verwenden. Beispielsweise wurden die Blattflächen bei Gehalten ab 6,2 ppm Pb bzw. 0,3 ppm Cd (i.d. Blatt-Trockensubstanz) signifikant verringert, die Biomasse der Blätter hingegen war erst ab 18,7 ppm Pb bzw. 3,6 ppm Cd signifikant reduziert. Zum Vergleich: Freiland-Blattgehalte in Altbuchen des Solling werden mit 20 ppm Pb bzw. 0,7 ppm Cd angegeben.

### SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Immissionsbedingtes Pb ist in seinen derzeitigen Konzentrationen in sauren Oberböden von Buchenwäldern sowie auch in der Pflanzensubstanz als toxisch für Buchenjungwuchs einzustufen. Eine Gefährdung der Buchennaturverjüngung durch Pb ist zu erwarten. Vor allem angesichts des Langzeiteffektes im Waldboden kann eine Beeinträchtigung des Holzzuwachses nicht ausgeschlossen werden.
2. Bezüglich der Buche ist das Pb ökotoxikologisch relevanter als das Cd.
3. Aufgrund der gegenseitigen Wirkungsverstärkung beider SM ist das Gefährdungspotential noch höher einzustufen, weil Wirkungsschwellen herabgesetzt werden.
4. Im Freiland beobachtete Mangelerscheinungen bei einigen Nährelementen in Blättern immissionsbelasteter Buchen (vgl. FLÜCKIGER et al. 1986, GLAVAC 1987) können neben den bisher bekannten Ursachen wie "Leaching"-Effekten oder Nährstoffarmut des Bodens auch schwermetall-induziert sein. Sowohl Pb- und Cd-bedingte Wurzelschäden als auch antagonistische Effekte zwischen Pb und Cd einerseits und Nährelement-Kationen andererseits bei der Wurzelaufnahme bzw. beim Transport in der Pflanze kommen dabei in Betracht.

### DANKSAGUNG

Die Untersuchungen wurden aus Mitteln des Forschungs-Schwerpunkts "Luftverunreinigungen und Waldschäden" des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Düsseldorf) finanziell gefördert (MURL/FP14).

### LITERATUR

- ACKERBAUER E., EICHHORN J. (1987) – "Kronenverlichtung und Kronenstruktur an Altbuchen auf hessischen Beobachtungsflächen", Forschungsberichte der Hess. Forstl. Versuchsanstalt (Hann.Münden), Bd.4, 49–78
- BARCELO M., VAZQUEZ M.D., POSCHENRIEDER C. (1988) – "Cadmium-induced structural and ultrastructural changes in the vascular system of bush bean stems", Botanica Acta 3, 254–261
- BAUMEISTER W., ERNST W.H.O. (1978) – "Mineralstoffe und Pflanzenwachstum", 3.Aufl., G.Fischer-Verlag Stuttgart

- BAZZAZ F.A., ROLFE G.L., CARLSON R.W. (1974) – "Effect of cadmium on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower", *Physiologia Plant.* 32, 373–376
- BECKETT P.H.T., DAVIS R.D. (1978) – "The additivity of the toxic effects of Cu, Ni and Zn in young barley", *New Phytol.* 81, 155–173
- BERGMANN W. (1983) – "Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen", G.Fischer Stuttgart, 614 S.
- BERTELS C. (1989) – "Der Einfluß von Cd auf das Wurzelwachstum von Buchenkeimlingen (*Fagus sylvatica* L.)", *Dipl.Arb. Univ. Bielefeld*, 120 S.
- BERTELS C., RÜTHER P., KAHLE H., BRECKLE S.–W. (1989) – "Die Entwicklung des Wurzelsystems von Buchenkeimlingen bei Cadmium- und kombinierter Cadmium-/Blei-Belastung", *Verh. Ges. f. Ökol.* 18, im Druck
- BITTELL J.E., MILLER R.J. (1974) – "Lead, cadmium and calcium selectivity coefficients on a Montmorillonite, Illite and Kaolinite", *J. Environ. Qual.* 3, 250–253
- BRECKLE S.–W., KAHLE H. (1985) – "Schwermetalle und Saure Depositionen", *Tagungsbericht, Bielefelder Ökol. Beiträge, Bd.1*, 191 S.
- BREDOW B., BUGGERT A., ECKHOFF A., GLAVAC V. (1986) – "Vergleichende Untersuchung der Boden-, Wurzel- und Blatt-Mineralstoffgehalte von Bäumen verschiedener Schadstufen in einem immissionsbelasteten Altbuchebestand", *Allg. Forst Zeitschr.* 41 (22), 551–554
- BROYER T.C., JOHNSON C.M., PAULL R.E. (1972) – "Some aspects of lead in plant nutrition", *Plant and Soil* 36, 301–313
- BRÜMMER G., HERMS U. (1985) – "Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit, -Bindung und -Verfügbarkeit in Böden", in S.–W. Breckle & H. Kahle (Hrsg.): *Schwermetalle und Saure Depositionen*, *Bielefelder Ökol. Beiträge* 1, 301–313
- DAVIS R.D., BECKETT P.H.T., WOLLAN E. (1978) – "Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley", *Plant and Soil* 49, 395–408
- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J. (1986) – "Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling-Projekts 1966–1986", *Stuttgart*, 507 S.
- ENGENHART M. (1984) – "Der Einfluß von Pb-Ionen auf die Produktivität und den Mineralstoffhaushalt von *Phaseolus vulgaris* in Hydroponik und Aeroponik", *Flora* 175, 273–282
- FLÜCKIGER W., BRAUN S., FLÜCKIGER-KELLER H., LEONARDI S., ASCHE N. (1986) – "Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug", *Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen* 137 (11), 917–1010
- FORSCHUNGSBEIRAT (1986) – 2.Bericht des Forschungsbeirats Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder (Mai 1986), 229 S.
- GEORGII H.W., PERSEKE C., ROHBOCK E. (1982) – "Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Ballungsgebieten", *Umweltforschungsplan BMI/UBA*
- GLAVAC V. (1987) – "Ist die Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immissionsgeschädigter Altbuchen die Folge vergrößerter Blattauswaschung oder verminderter Mineralstoffversorgung?", *Verh. Ges. f. Ökol.* 16, 253–266
- GLAVAC V. (1988) – "Blattverkleinerungen in immissionsgeschädigten Buchenwäldern", *Allg. Forst Zeitschr.* 29, 813–814
- GODBOLD D., HÜTTERMANN A. (1985a) – "Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation of *Picea abies* seedlings, and significance of these metals to forest die-back", *Environmental Pollution (Series A)* 38, 375–381
- GODBOLD D., HÜTTERMANN A. (1985b) – "The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce seedlings", *Exkursionsführer des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen* 1985, 205–210
- GREGER M., LINDBERG S. (1987) – "Effects of Cd and EDTA on young sugar beets *Beta vulgaris*: II. Net uptake and distribution of Mg, Ca and Fe", *Physiol. Plantar.* 69, 81–86
- GUHA M.M., MITCHELL R.L. (1966) – "The trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees: II. Seasonal changes", *Plant and Soil* 24 (1), 90–112
- GUDERIAN R. (ed.) (1985) – "Air pollution by photochemical oxidants", *Ecol. Stud.* 52, Springer Berlin
- HAGEMEYER J., KAHLE H., WASEL Y., BRECKLE S.–W. (1986) – "Cadmium in *Fagus sylvatica* L. trees and seedlings: leaching, uptake and interconnection with transpiration", *Water, Air, and Soil Pollution* 29, 347–359
- HEINRICHS H., BRUMSACK H.J., LOFTFIELD N., KÖNIG N. (1986) – "Verbessertes Druckaufschlußsystem für biologische und anorganische Materialien", *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 149, 350–353
- JORDAN M.J. (1975) – "Effects of zinc smelter emissions and fire on a chestnut-oak woodland", *Ecology* 56, 78–91

- KAHLE H., BRECKLE S.-W. (1986) – "Blei- und Cadmium-Belastung von Buchenwäldern", Verh. Ges. f. Ökol. 14, 265–267
- KAHLE H. (1988) – "Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von Jungbuchen (*Fagus sylvatica* L.) in Sandkultur", Diss. Bot. 127, 226 S.
- KAHLE H., BRECKLE S.-W. (1989) – "Single and combined effects of lead and cadmium on young beech trees (*Fagus sylvatica* L.)", Proc. 14th Internat. IUFRO Meeting on 'Air Pollution and Forest Decline', J.B.Bucher (ed.), Birmensdorf (Switzerland), p.442–444
- KLOKE A., SAUERBECK D., VETTER H. (1984) – "The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains", in J.O.Nriagu (ed.): Changing Metal Cycles and Human Health, Dahlem Konferenzen, Berlin, 113–141
- KOENIES H. (1982) – "Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte", Diss. Univ. Kassel, 288 S.
- KOEPPE D.E. (1977) – "The uptake, distribution and effect of cadmium and lead in plants", The Science of the Total Environment 7, 197–206
- LAMERSDORF N. (1988) – "Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen", Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd.36, 205 S.
- LAMOREAUX R.J., CHANEY W.R. (1977) – "Growth and water movement in silver maple seedlings affected by cadmium", J. Environ. Qual. 6, 201–205
- LEPP N.W. (1977) – "Interactions between Cd and other heavy metals in affecting the growth of lettuce seedlings", Z. Pflanzenphysiol. 84, 363–367
- LEPP N.W. (1981) – "Effect of Heavy Metal Pollution on Plants", Vol.1: Effects of Trace Metals on Plant Function, Applied Science Publ. London, 352 pp.
- MAYER R. (1981) – "Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen", Gött. Bodenkdl. Ber. 70
- MAYER R., HEINRICHS H. (1981) – "Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen", Z. Pflanzenernähr. Bodenkdl. 144, 637–646
- MENGEL K. (1979) – "Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze", Stuttgart
- MILLER J.E., HASSETT J.J., KOEPPE D.E. (1977) – "Interactions of lead and cadmium on metal uptake and growth of corn plants", J. Environ. Qual. 6 (1), 18–20
- MOHR H., SCHOPFER P. (1978) – "Lehrbuch der Pflanzenphysiologie, 3.Aufl., Springer Berlin
- NEITE H., WITTIG R. (1989) – "Blei- und Zink-Gehalte von Böden und Pflanzen in Buchenwäldern Nordrhein-Westfalens", Verh. Ges. f. Ökol. 18, im Druck
- NOACK G. (1987) – "Untersuchungen zur Wirkung von Blei auf die Wurzelentwicklung von Buchenkeimlingen", Dipl.Arb. Univ. Bielefeld, 121 S.
- NÜRNBERG H.W., VALENTA P., NGUYEN V.D. (1983) – "The wet deposition of heavy metals from the atmosphere in the FRG", Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, Sept.1983, Vol.1, 115–123
- OBERLÄNDER H.-E., ROTH K. (1978) – "Die Wirkung der Schwermetalle Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg und Pb auf die Aufnahme und Verlagerung von Kalium und Phosphat bei jungen Gerstenpflanzen", Z. Pflanzenernähr. Bodenkdl. 141, 107–116
- RIETZ E., SÖCHTIG H. (1982) – "Extraktionsverhalten und Bindung von Schwermetallen in Böden unterschiedlichen Belastungsgrades", Landwirtsch. Forschung, Sonderheft 38, 382–393
- RÖDER U. (1987) – "Der Einfluß von Blei und Cadmium auf das Wachstum und den Kationenhaushalt von Buchenkeimlingen auf Waldböden", Dipl.Arb. Univ. Bielefeld, 144 S.
- ROHMEDER E. (1951) – "Der Fettgehalt ruhender und keimender Bucheckern", Beitrag zur Keimungsphysiologie der Forstpflanzen, Bayr. Landwirtsch.verlag München, 91–96
- RÜTHER P. (1989) – "Einzel- und Kombinationswirkungen von Pb und Cd auf die Wurzelentwicklung von Buchenkeimlingen (*Fagus sylvatica* L.)", Dipl.Arb. Univ. Bielefeld, 83 S.
- SACHS L. (1984) – "Angewandte Statistik", 6.Auflage, Springer Berlin
- SCHMIDT M. (1987) – "Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen", Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd.34, 174 S.
- SCHÜTT P., SUMMERER H. (1983) – "Waldsterben-Symptome an Buche", Forstwiss. Cbl. 102, 201–206
- SEEKAMP G. (1977) – "Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen", Gött. Bodenkdl. Ber. 46, 129 S.
- SIEGHARDT H. (1984) – "Eine anatomisch-histochemische Studie zur Bleiverteilung in Primärwurzeln von *Pisum sativum* L.", Mikroskopie 41, 125–133
- SMITH W.H. (1981) – "Air pollution and forests", Springer Berlin, New York

- STYPEREK P., SAUERBECK D., TIMMERMANN F. (1983) – "Cd-Verfügbarkeit in verschieden behandelten Böden in Abhängigkeit von Menge und Bindungsform", *Landwirtsch. Forschung, Sonderheft 39 (Kongreßband 1982)*, 183–196
- SUNER A., RÖHRIG E. (1980) – "Die Entwicklung der Buchennaturverjüngung in Abhängigkeit von der Auflichtung des Altbestandes", *Forstarchiv 51 (8)*, 145–149
- TYLER G. (1987) – "Acidification and Chemical Properties of *Fagus sylvatica* L. Forest Soils", *Scand. J. For. Res. 2*, 263–271
- ULRICH B., MEIWES K.J., KÖNIG N., KHANNA P.K. (1984) – "Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihre Folgen in Waldböden", *Forst- und Holzwirt 39*, 278–286
- WALKER W.M., MILLER J.E., HASSETT J.J. (1977) – "Effect of Pb and Cd upon the Ca, Mg, K and phosphorus concentration in young corn plants", *Soil Sci. 124 (3)*, 145–151
- WALLACE A. (1982) – "Additive, protective and synergistic effects on plants with excess trace elements", *Soil Sci. 133 (5)*, 319–323
- WIEDEMANN H. (1986) – "Untersuchung von Schwermetallgehalten in Feinwurzeln von Waldbäumen", *Dipl.Arb. Geobotan.Inst. Univ. Göttingen*

### Diskussion zum Vortrag KAHLE

Als erstes wurde darauf hingewiesen, daß bei Verwendung mykorrhizierter Pflanzen die Ergebnisse möglicherweise anders ausgefallen wären. Nach Auskunft von Herrn Kahle war jedoch bei der Mehrzahl der vorgestellten Versuchsansätze, insbesondere bei den Rhizotronversuchen, der Versuchszeitraum von mehreren Wochen für die Ausbildung von Mykorrhiza zu knapp.

Eine signifikante Blattflächenverkleinerung und Verminderung der Biomasse bei 3-jährigen Buchen fand Herr Kahle schon bei Pb-Konzentrationen in den Blättern, die deutlich niedriger als z.B. in Buchenblättern des Solling liegen. Hierzu wurde jedoch angemerkt, daß aufgrund nur unvollständiger Reinigung der Solling-Blätter (zumindest teilweise) auch äußerlich auf den Blättern deponiertes Pb miterfaßt sei und diese Werte mit denen aus dem Topfversuch nicht ganz vergleichbar seien. Dennoch deuten die experimentellen Ergebnisse nach Ansicht von Herrn Kahle darauf hin, daß Pb-Gehalte von ca. 10 ppm in der Blatt-Trockensubstanz als kritischer Schwellenwert für beginnende Blei-Toxizität bei Buchenjungwuchs anzusehen sind.

Eine Verkürzung der Vegetationsperiode, wie sie im mehrjährigen Topfversuch mit Jungbuchen unter Schwermetalleinfluß auftrat, wurde in Experimenten von anderen Diskussionsteilnehmern ebenfalls beobachtet.

Es wurde vorgeschlagen, geklontes Pflanzenmaterial zu verwenden (evtl. aus der Forstgenbank NRW in Arnsberg), da dadurch die Meßwerte nicht so stark streuen würden.

## Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche

U. EBBEN

### Einleitung

Die langfristige Veränderung des bodenchemischen und bodenbiologischen Zustandes durch Deposition und Akkumulation von Luftverunreinigungen steht im Mittelpunkt der von ULRICH formulierten ökosystemaren Hypothese zur Destabilisierung von Waldökosystemen (ULRICH 1981a, b). Er geht dabei von der Annahme aus, daß oberirdisch sichtbare Schäden an Bäumen meist die Folge von Schädigungen des Feinwurzelsystems sind. Die durch Bodenversauerung bedingte Freisetzung toxischer Al- und Schwermetallionen in pflanzenphysiologisch wirksamen Konzentrationen wird als ein entscheidender Faktor für die Entstehung von Wurzelschäden angesehen (ULRICH et al. 1979).

Die bisherigen Untersuchungen zur Al- und Schwermetall-Toxizität bei Waldbäumen wurden weitgehend an Keimlingen in Hydrokultur durchgeführt (GODBOLD u. HÜTTERMANN 1985, JORNS 1988, NEITZKE u. RUNGE 1986, ROST-SIEBERT 1985 u.a.). Die Übertragbarkeit der hierbei erzielten Ergebnisse auf Freilandverhältnisse erscheint nur bedingt möglich, da hauptsächlich Altbestände vom Waldsterben betroffen sind.

Daher wurde ein methodischer Zugang entwickelt, der es ermöglicht, die Abhängigkeit des Wurzelwachstums von unterschiedlichen Metallkonzentrationen in der Bodenlösung an Altbäumen im Freiland unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen (GLAVAC u. EBBEN 1986).

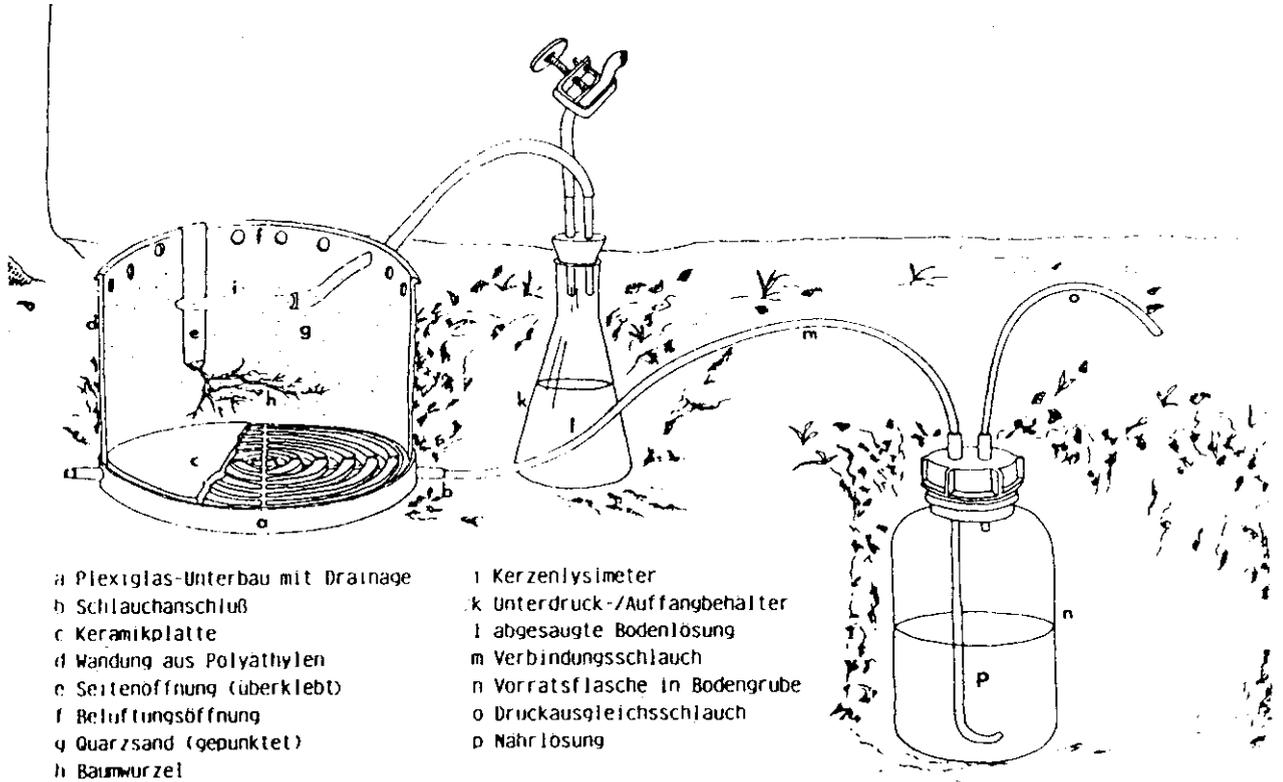
### Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in einem Buchen-Altbestand des Solling-Projektes an sechs ausgewählten, weitgehend schadsymptomfreien Bäumen durchgeführt.

Erdoberflächennahe Teile des Wurzelsystems wurden vorsichtig freigelegt und mit deionisiertem Wasser von anhaftenden Bodenpartikeln befreit. Anschließend wurden die Wurzeln mit Methylviolett angefärbt und in Wurzelkammern überführt, wo sie unter kontrollierten bodenchemischen Bedingungen in Quarzsand-Nährlösungskultur weitergewachsen sind. Die Wurzelkammern wurden in Stammnähe eingebaut. Außerdem wurde der Verlauf der verbindenden Wurzelstränge verfolgt, um zu gewährleisten, daß die Wurzelpartien dem jeweiligen Baum zugeordnet werden können.

Die Wurzelkammer setzt sich im wesentlichen aus einem Polyäthylengefäß mit ca. 4 l Volumen, einem Plexiglas-Unterbau und einer keramischen Platte zusammen (Abb. 1). An der seitlichen Wandung verfügt die Wurzelkammer über Belüftungsöffnungen, die einen Gasaustausch mit der Umgebung ermöglichen. Die Nährlösung wird aus

einer Vorratsflasche über die keramische Platte mittels Saugspannung des Substrats zugeführt. Als Substrat dient gereinigter Quarzsand mit geringen Puffereigenschaften.



- a Plexiglas-Unterbau mit Drainage
- b Schlauchanschluß
- c Keramikplatte
- d Wandung aus Polyäthylen
- e Seitenöffnung (überklebt)
- f Belüftungsöffnung
- g Quarzsand (gepunktet)
- h Baumwurzel
- i Kerzenlysimeter
- k Unterdruck-/Auffangbehälter
- l abgesaugte Bodenlösung
- m Verbindungsschlauch
- n Vorratsflasche in Bodengrube
- o Druckausgleichsschlauch
- p Nährlösung

Abb. 1: Bestandteile eines Wurzelkammersystems (Wurzelkammer ohne Deckel)

Zur Kontrolle der bodenchemischen Bedingungen wurde zeitweise Lösung aus den Wurzelkammern mit Hilfe von Kerzenlysimetern abgesaugt und analysiert.

Die Zusammensetzung der Nährlösung (Tab. 1) orientiert sich an der von INGESTAD (1959) entwickelten Lösung und an den langjährigen Messungen der Lysimeterproben im Solling (MATZNER et al. 1982). Der pH-Wert der Nährlösungen wurde auf 3,8 eingestellt. In verschiedenen Versuchsvarianten wurde die Al-Konzentration durch Zugabe von  $AlCl_3$  stufenweise erhöht.

Tab. 1: Zusammensetzung der Nährlösung

Element	$\mu\text{mol/l}$	mg/l	Salz
N	178,5	5,0	$NH_4 NO_3$
P	9,7	0,3	$KH_2 PO_4$
K	105,4	4,1	$KCl, KH_2 PO_4$
Ca	25,0	1,0	$CaCl_2 \cdot 6H_2 O$
Mg	41,0	1,0	$MgSO_4 \cdot 7H_2 O$
S	41,0	1,3	$MgSO_4 \cdot 7H_2 O$
Fe	1,7	0,09	$FeCl_3 \cdot 6H_2 O$
Mn	0,3	0,02	$MnCl_2 \cdot 4H_2 O$

Nach 2 bis 5 Monaten Versuchsdauer wurde die Verbindung zum Wurzelsystem des Baumes durchtrennt, um Wachstum und chemische Ver-

änderungen der Wurzeln bestimmen zu können. Die Färbung der Wurzeln ermöglichte eine eindeutige Trennung der hellen, neu zugewachsenen Wurzeln von den älteren, zu Versuchsbeginn angefärbten Wurzelpartien. Als Wachstumsparameter wurden die Länge und die Masse der nachgewachsenen Feinwurzeln sowie die Anzahl der neugebildeten Wurzelspitzen erfaßt und auf die zu Versuchsbeginn vorhandene Feinwurzelmasse bezogen. Um das Wurzelwachstum mehrerer Baumindividuen bei unterschiedlicher Versuchsdauer miteinander vergleichen zu können, wurden die Wachstumsparameter in relative Werte umgerechnet, wobei die Wuchsleistung der jeweiligen, weitgehend Al-freien Kontrollbehandlung als Bezugsgröße diente.

Die bei 105°C getrockneten Wurzeln wurden in einer Druckaufschlußapparatur mit 65%iger HNO<sub>3</sub> aufgeschlossen. Anschließend wurden die Elementgehalte in den Feinwurzeln für die neu zugewachsenen und die älteren Wurzelpartien getrennt bestimmt (AAS).

Die Unterschiede im Feinwurzelwachstum zwischen den einzelnen Behandlungsvarianten und der Kontrolle wurden mit dem t-Test für verbundene Stichproben überprüft (SACHS 1984). Anhand des Spearman-Rangkorrelationstests wurde der Zusammenhang zwischen den Gehalten der Nährlösungen an Aluminiumionen und den Mineralstoffgehalten in den Feinwurzeln überprüft.

Kennzeichnung der Signifikanzniveaus:   \*\*\* :  $\alpha < 0,1\%$   
  \*\*  :  $\alpha < 1\%$   
  \*   :  $\alpha < 5\%$

### Ergebnisse und Diskussion

Bei der Auswertung der Ergebnisse werden aufgrund der bekannten Ionenantagonismen (vgl. ROST-SIEBERT 1985) die Ca/Al- bzw. Mg/Al- und K/Al-Molverhältnisse der während des Versuchs mit Kerzenlysometern aus den Wurzelkammern abgesaugten Nährlösungen als unabhängige Variablen verwendet.

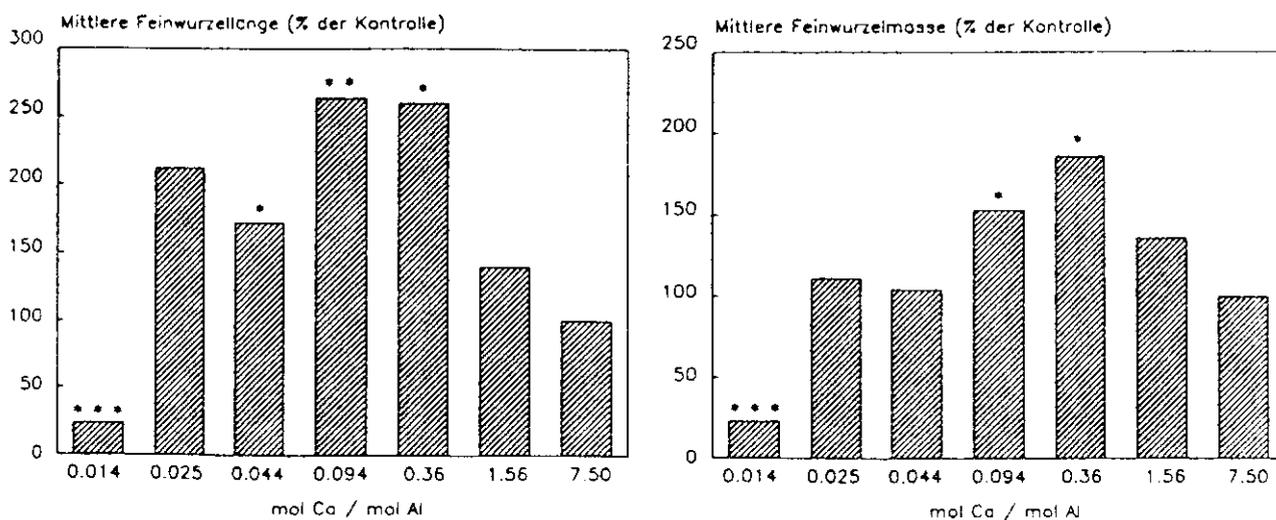


Abb. 2: Wurzellängenwachstum der Buche und Masse der neugebildeten Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung; gegenüber der Kontrollbehandlung signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet

Das Wurzellängenwachstum der Buche wird durch Zugabe von Al-Ionen im Vergleich zur Kontrolle zunächst deutlich gesteigert (Abb. 2). Bei Ca/Al-Molverhältnissen der Nährlösung zwischen 0,04 und 0,4 ist diese Steigerung gegenüber der Kontrolle signifikant. Erst bei der Behandlungsstufe mit einem mittleren Ca/Al-Verhältnis von 0,014 ist das Längenwachstum drastisch reduziert und erreicht im Mittel 24% des Wachstums der Kontrolle.

Die Erhöhung der Produktion von Feinwurzelbiomasse bei Anwesenheit von Al-Ionen ist im Vergleich zur Steigerung des Längenwachstums schwächer ausgeprägt und auf Ca/Al-Verhältnisse zwischen 0,08 und 0,4 beschränkt (Abb. 2). Unterschreitet das Ca/Al-Verhältnis in der Nährlösung den Wert 0,02, so wird auch die Feinwurzelbiomasseproduktion signifikant gegenüber der Kontrolle um durchschnittlich ca. 75% eingeschränkt.

Die Abhängigkeit der Ausbildung neuer Wurzelspitzen vom Ca/Al-Verhältnis der Nährlösung entspricht weitgehend der des Wurzellängenwachstums (Abb. 3).

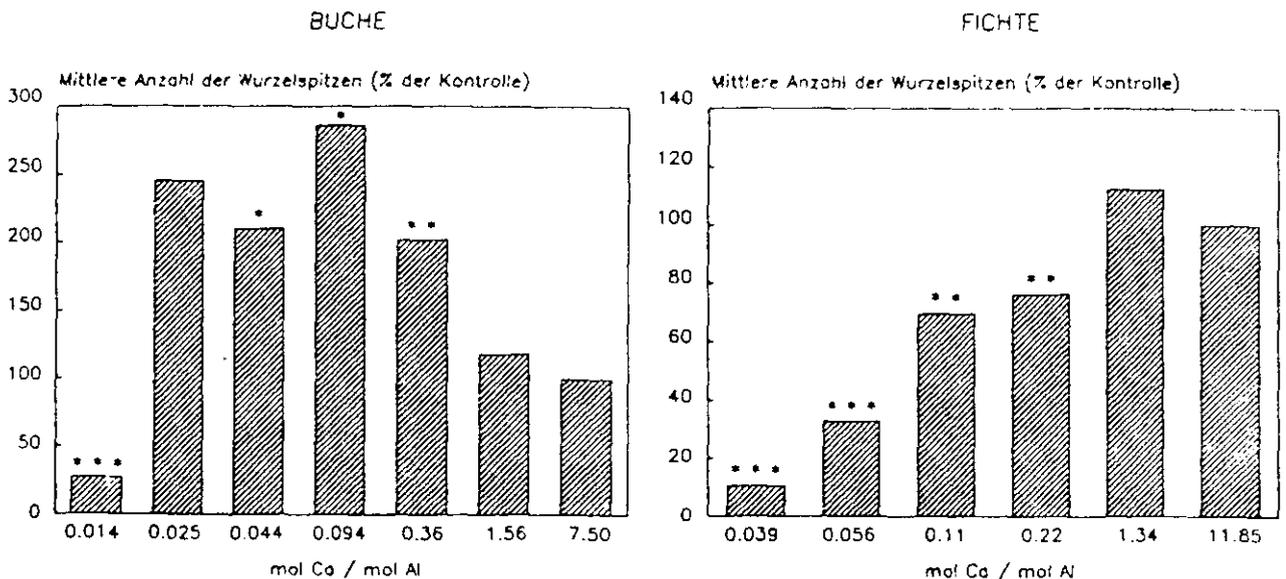


Abb. 3: Anzahl der neugebildeten Wurzelspitzen der Buche und der Fichte in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung; gegenüber der Kontrollbehandlung signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet

Buchenaltbäume weisen eine höhere Toleranz gegenüber Aluminium-Ionen in der Nährlösung auf als Alt-fichten. Als Beispiel hierfür ist die Neubildung von Wurzelspitzen in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung bei Buchen und Fichten in Abbildung 3 dargestellt. Bei Fichten wird die Anzahl der Wurzelspitzen bereits bei Ca/Al-Verhältnissen unter 0,3 reduziert, während bei Buchen die Ausbildung neuer Wurzelspitzen erst bei einem Ca/Al-Verhältnis unter 0,02 eingeschränkt wird.

Diese Ergebnisse stimmen mit denen von ROST-SIEBERT (1985) überein, der bei Buchenkeimlingen ebenfalls eine höhere Al-Toleranz als bei Fichtenkeimlingen feststellte. Die Fichtenkeimlinge wurden bei einem Ca/Al-Molverhältnis unter 1,0 in ihrer Feinwurzelentwicklung beeinträchtigt, bei Buchenkeimlingen lag der Schwellenwert bei 0,1. Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß Alt-bäume der Buche und Fichte weniger empfindlich auf Aluminium in der Nährlösung reagieren als Keimlinge derselben Baumarten.

Ein zunächst fördernder Effekt auf das Wurzelwachstum durch Zugabe von Al-Ionen in die Nährlösung wurde auch von ROST-SIEBERT (1985) an Buchenkeimpflanzen beobachtet. Da er eine hohe Empfindlichkeit der Buchenkeimlinge gegenüber H<sup>+</sup>-Ionen feststellte, vermutet er, daß Buchenkeimpflanzen hohe H<sup>+</sup>-Konzentrationen in Anwesenheit von Al-Ionen aufgrund eines antagonistischen Effektes auf den Quellungs- und Zustand des Plasmalemmas solange leichter tolerieren, wie deren Konzentration nicht in einen Bereich mit toxischer Wirkung ansteigt (ROST-SIEBERT 1985).

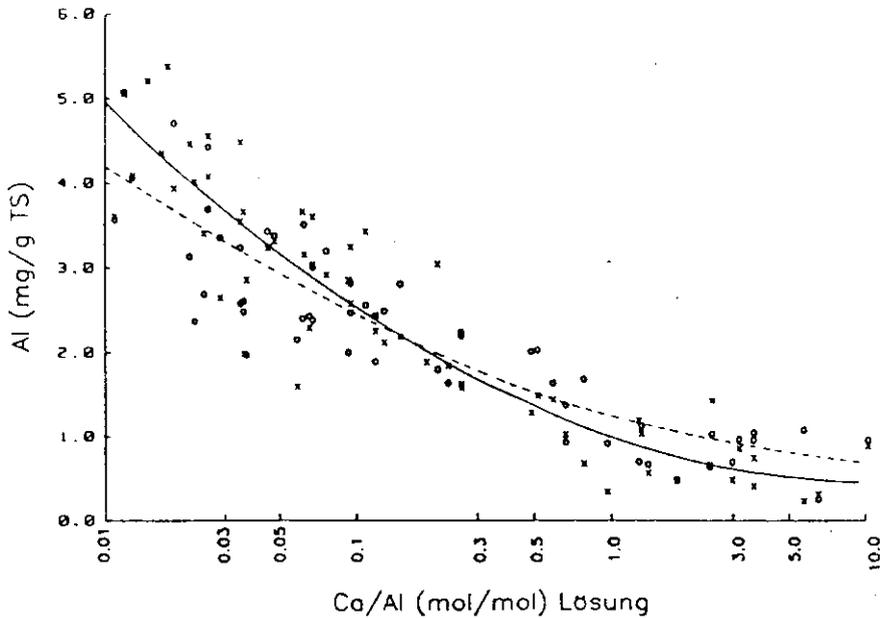


Abb. 4: Al-Gehalt der Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung  
 (neu zugewachsene Wurzeln: O, - - -,  $r = -0,88$  \*\*\*;  
 ältere Wurzeln: X, ———,  $r = -0,92$  \*\*\*)

Aluminium akkumuliert in neu zugewachsenen und in älteren Feinwurzeln bei abnehmendem Ca/Al-Verhältnis der Nährlösung in gleichem Maße (Abb. 4, Tab. 2).

Tab. 2: Ergebnisse des Spearman-Rangkorrelationstests zur Prüfung der Zusammenhänge zwischen den Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Aluminium-Gehalten sowie den Ca/Al- und Mg/Al-Molverhältnissen der Feinwurzeln und den Ca/Al- bzw. Mg/Al- und K/Al-Molverhältnissen der Nährlösung

Nährlösung - (mol/mol)	Wurzel	Altwurzel (n=60)	Neuzuwachs (n=56)
Ca/Al	- Ca (mg/g TS)	0,29 *	-0,21
Mg/Al	- Mg (mg/g TS)	0,65 ***	0,21
K/Al	- K (mg/g TS)	-0,23 *	-0,02
Ca/Al	- Al (mg/g TS)	-0,92 ***	-0,88 ***
Ca/Al	- Ca/Al (mol/mol)	0,84 ***	0,59 ***
Mg/Al	- Mg/Al (mol/mol)	0,93 ***	0,88 ***

Die Ca- und vor allem die Mg-Gehalte der älteren Wurzeln nehmen bei zunehmender Al-Konzentration der Nährlösung signifikant ab,

während die Ca- und Mg-Gehalte in den nachgewachsenen Wurzeln hierdurch nicht beeinflusst werden (Abb. 5, 6). Auffällig ist zudem die insgesamt deutlich bessere Magnesiumversorgung der neuen Wurzeln gegenüber den älteren. Die K-Gehalte der neu zugewachsenen und der älteren Wurzeln werden durch Steigerung der Al-Zugabe nicht reduziert (Tab. 2).

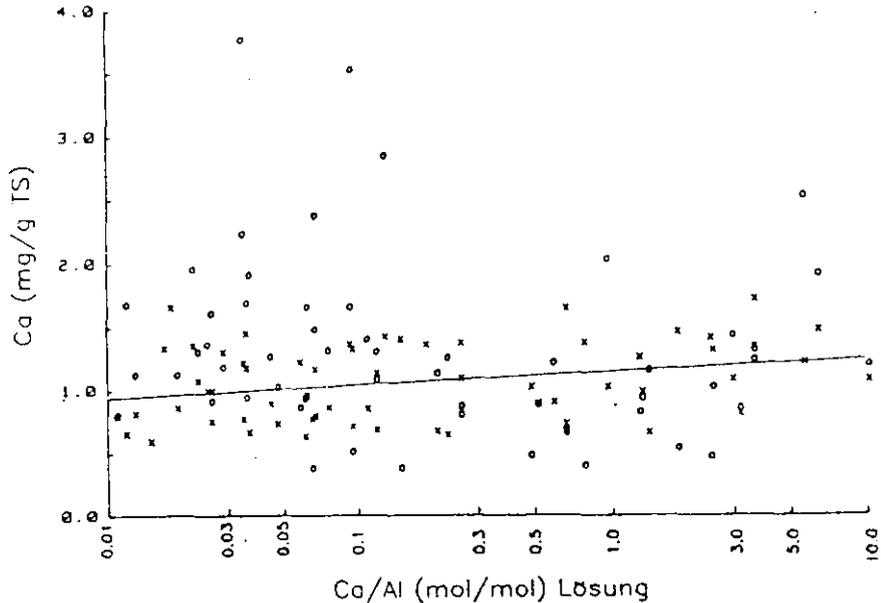


Abb. 5: Ca-Gehalt der Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung (neu zugewachsene Wurzeln: O; ältere Wurzeln: X, —,  $r = 0,29$  \*)

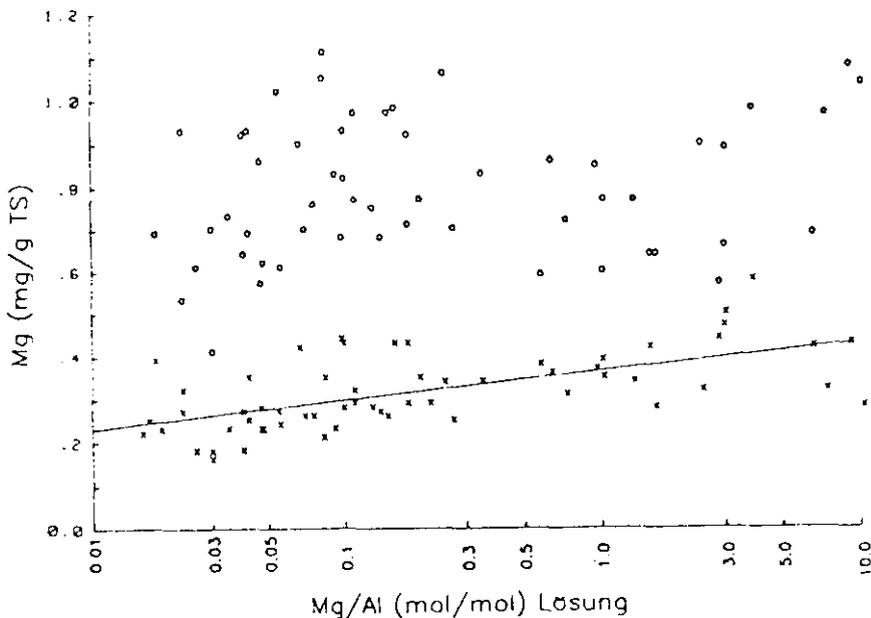


Abb. 6: Mg-Gehalt der Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Mg/Al-Molverhältnis der Nährlösung (neu zugewachsene Wurzeln: O; ältere Wurzeln: X, —,  $r = 0,65$  \*\*\*)

Die Ca/Al- und Mg/Al-Molverhältnisse in den Wurzeln sind in starkem Maße abhängig vom Ca/Al- bzw. Mg/Al-Molverhältnis der Nährlösung (Abb. 7, 8).

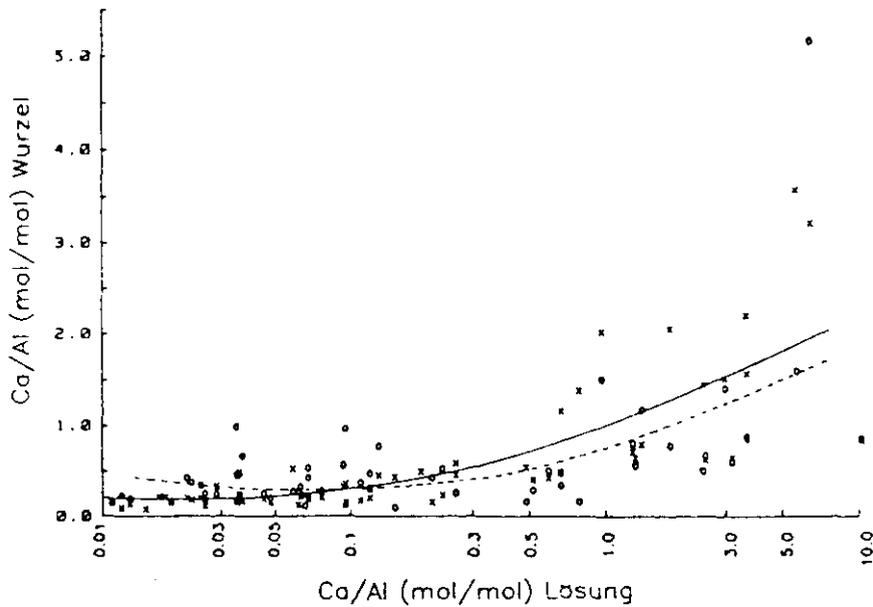


Abb. 7: Ca/Al-Molverhältnis der Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung  
(neu zugewachsene Wurzeln: O, - - -,  $r = 0,59$  \*\*\*;  
ältere Wurzeln: X, ———,  $r = 0,84$  \*\*\*)

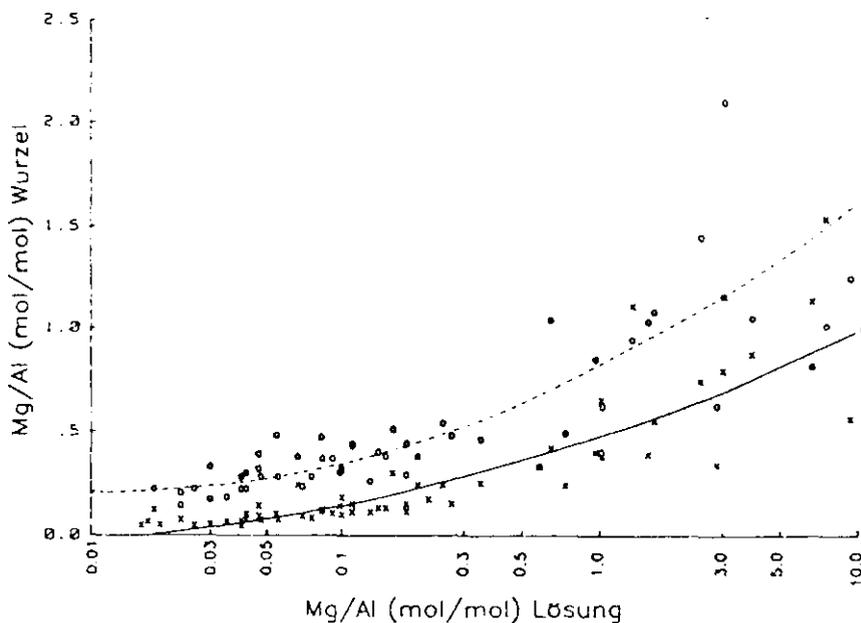


Abb. 8: Mg/Al-Molverhältnis der Buchenwurzeln in Abhängigkeit vom Mg/Al-Molverhältnis der Nährlösung  
(neu zugewachsene Wurzeln: O, - - -,  $r = 0,88$  \*\*\*;  
ältere Wurzeln: X, ———,  $r = 0,93$  \*\*\*)

Die Ca-, Mg- und Al-Gehalte der Buchenwurzeln bei Behandlungsvarianten mit geringen Al-Konzentrationen sind mit den von MAYER und HEINRICHS (1981) im Solling in Buchenfeinwurzeln festgestellten Gehalten vergleichbar. Die Erhöhung der Al-Zugabe in den Lösungen

führt jedoch zu einer starken Akkumulation von Aluminium bei gleichzeitiger Abnahme der Ca- und Mg-Gehalte in den älteren Wurzelpartien. Aluminiumstreß führt bereits zu einer Reduktion der Mg-Gehalte, bevor eine Beeinträchtigung des Wurzelwachstums stattfindet. Auf eine Hemmung der Mg-Aufnahme durch Aluminiumionen in der Kulturlösung weisen auch ROST-SIEBERT (1985) bei Buchenkeimpflanzen und JORNS (1988) bei Fichtenkeimlingen hin.

### Zusammenfassung

Das Wurzelwachstum von Altbuchen wurde im Freiland unter kontrollierten Bedingungen untersucht, mit dem Ziel, die Abhängigkeit der Feinwurzelentwicklung von unterschiedlichen Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung aufzuzeigen.

An mehreren Bäumen in einem Buchen-Altbestand des Solling-Projekts wurden Wurzelpartien vorsichtig freigelegt, angefärbt und in Wurzelkammern überführt, wo sie in Quarzsand-Nährlösungskultur weitergewachsen sind. In verschiedenen Versuchsvarianten wurden die Aluminiumkonzentrationen stufenweise erhöht. Nach Beendigung des Versuchs (2 bis 5 Monate) wurden Wachstumsparameter und Mineralstoffgehalte der Wurzeln erfaßt.

Die Buche erweist sich im Vergleich zur Fichte als wesentlich toleranter gegenüber Al-Ionen. Die Anwesenheit von Al-Ionen in der Nährlösung hat zunächst eine im Vergleich zur Kontrollbehandlung fördernde Wirkung auf das Wurzelwachstum der Buche. Erst wenn das Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung einen Wert von 0,02 unterschreitet, wird die Produktion von Feinwurzelmasse, das Längenwachstum und die Neubildung von Wurzelspitzen deutlich reduziert. Mit abnehmendem Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösung werden Al-Ionen in den Buchenwurzeln stark angereichert. Damit verbunden ist eine Abnahme der Ca- und vor allem der Mg-Gehalte in älteren Feinwurzelpartien.

### Literatur

- GLAVAC, V. und EBBEN, U., 1986: Die Wurzelkammer, eine einfache Einrichtung zur experimentellen Nachprüfung der Bodentoxizität an ausgewachsenen Bäumen im Freiland. *Angewandte Botanik* 60, 95-102.
- GODBOLD, D.L. und HÜTTERMANN, A., 1985: Effect of Zinc, Cadmium and Mercury on Root Elongation of *Picea abies* (Karst.) Seedlings, and the Significance of These Metals to Forest Die-Back. *Environmental Pollution (Series A)* 38, 375-381.
- INGESTAD, T., 1959: Studies on the Nutrition of Forest Tree Seedlings. II Mineral Nutrition of Spruce. *Physiologia Plantarum* 12, 568-593.
- JORNS, A.C., 1988: Aluminiumtoxizität bei Sämlingen der Fichte [*Picea abies* (L.) Karst.] in Nährlösungskultur. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen, Reihe A*, 42, 1-86.

- MATZNER, E., KHANNA, P.K., MEIWES, K.J., LINDHEIM, M., PRENZEL, J. und ULRICH, B., 1982: Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling - Datendokumentation. Göttinger Bodenkundliche Berichte 71, 1-267.
- MAYER, R. und HEINRICHS, H., 1981: Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144, 637-646.
- NEITZKE, M. und RUNGE, M., 1986: Aluminiumschädigung von Jungpflanzen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Abhängigkeit von der Form des N-Angebots. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XIV, 343-350.
- ROST-SIEBERT, K., 1985: Untersuchungen zur H- und Al-Ionen Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*, L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen 12, 1-219.
- SACHS, L., 1984: Angewandte Statistik. 6. Aufl., Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo.
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 58, 1-291.
- ULRICH, B., 1981a: Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.). Forstwissenschaftliches Centralblatt 100, 228-236.
- ULRICH, B., 1981b: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. Der Forst- und Holzwirt 36, 525-532.

Anschrift des Verfassers:

Ulrich Ebben  
Gesamthochschule Kassel  
Fachbereich Biologie / Chemie  
Arbeitsgruppe Pflanzen-, Vegetations- u. Landschaftsökologie  
Heinrich-Plett-Straße 40

D-3500 Kassel

### Diskussion zum Vortrag EBBEN

Hingewiesen wurde auf die zunächst aufgetretene Stimulation des Wurzelwachstums durch geringe Aluminium-Konzentrationen, die sich in einer Verschiebung des Sproß-Wurzel-Verhältnisses (Biomasse) zugunsten der Wurzeln äußerte. Dieser Stimulationseffekt wurde allgemein als Streßreaktion des Baumes interpretiert, ohne daß dies präzisiert werden konnte. Wittig deutete seine Beobachtung, daß auch krautige Pflanzen im Buchenwald ihr Wurzelsystem bei sehr niedrigem Boden-pH vergrößern, ebenfalls als Streßreaktion auf die Bodenazidität.

Zusätzlich ist unter Streßbedingungen auch die Wurzelatmung erhöht, was einen erhöhten Assimilationsbedarf und damit eine Beeinträchtigung der Kohlenstoffbilanz bedeutet.

Es wurde festgestellt, daß auch bei anderen Pflanzen Wachstumsstimulationen durch Aluminium vorkommen, bei Keimlingen ebenso wie bei Altbäumen. Hierbei mache es keinen Unterschied, ob die Wurzeln mykorrhiziert seien oder nicht. Die Frage, ob sich eine Wachstumsstimulation auch an oberirdischen Pflanzenteilen manifestiere und auch durch andere Schwermetalle induziert werde, wurde von Herrn Kahle aufgrund seiner Dosis-Wirkungs-Versuche mit Blei und Cadmium bejaht. Bei diesen Experimenten könne ein wachstumsfördernder Effekt jedoch teilweise auch durch das zusammen mit dem Schwermetall applizierte Anion (z.B. Bleinitrat) hervorgerufen worden sein.

Es wurde ergänzt, daß höhere Schwermetallgaben auch die Produktion organischer Säuren beeinflussen.

Aufgrund der Versuchsmethodik wurde die Relevanz der Ergebnisse für die Freilandsituation hinterfragt. Z.B. wurden die Wurzeln im Versuch angefärbt, auch waren sie im allgemeinen nicht mykorrhiziert, und der Quarzsand stellte ein mit Waldboden schlecht vergleichbares Substrat dar. Als Vorteil wurde herausgestellt, daß dieser Ansatz direkt am Freilandstandort und an Altbäumen durchgeführt wurde.

### Gesamt – Diskussion zu Themenblock 3

Im Vordergrund der Diskussion stand vor allem die Frage, inwieweit Schwermetalle im Waldboden an der Schädigung der Buche beteiligt sind. In der Zusammenschau der Ergebnisse von Herrn Neite und Herrn Kahle ergibt sich, daß immissionsbedingtes Pb in seinen derzeitigen Konzentrationen in versauerten Buchenwald – Oberböden vielerorts als toxisch für Buchenjungwuchs einzustufen ist. Eine Gefährdung der Buchennaturverjüngung durch Pb ist zu erwarten; ob dies auch für Altbuchen zutrifft, kann aus den Ergebnissen nicht ohne weiteres abgeleitet werden.

Die ermittelten "kritischen" Konzentrationen von verfügbarem Pb (Größenordnung 20 – 40 ppm Pb) liegen um den Faktor 2 bis 4 niedriger als derzeitige verfügbare Gehalte in Buchenwald – Oberböden. Die "kritischen" Konzentrationen von Cd für Buchenjungwuchs hingegen liegen meist noch etwas höher als heutige Freilandgehalte. Bezüglich der Buche ist das Pb daher ökotoxikologisch relevanter als das Cd.

Aufgrund der experimentellen Befunde muß weiterhin angenommen werden, daß im Freiland beobachtete Nährelement – Mangelerscheinungen in Buchenblättern neben den bisher bekannten Ursachen wie "Leaching" – Effekten oder Nährstoffarmut des Bodens auch schwermetall – induziert sein können.

Als nächstes wurde darauf hingewiesen, daß im Ruhrgebiet selbst nach Mastjahren vielerorts keine natürliche Verjüngung der Buchen mehr zu verzeichnen war. Dies könnte u.a. mit den hohen Schwermetallgehalten im Boden zusammenhängen. Eine entscheidende Rolle spielt dabei aber auch die Oberboden – Versauerung, durch die akkumulierte Schwermetalle zunehmend mobilisiert und pflanzenverfügbar wurden.

Als Fazit kann festgestellt werden, daß vor allem Pb und Al auf dem Wirkungspfad über den Boden und die Wurzeln an der Devitalisierung von Buchen beteiligt sein dürften.

## Vergleich verschiedener Impftechniken zur Mykorrhizierung von Buchensämlingen

D. SCHMITZ, A. WILLENBORG, J. LELLEY

### Einleitung

Die meisten forstwirtschaftlich bedeutungsvollen Baumarten der gemäßigten Zonen haben Ectomykorrhiza (MEYER, 1964; MARX, 1977). Durch die an ihr beteiligten Pilze wird die Ernährungssituation und die Wasseraufnahme der Bäume verbessert. Außerdem können die Pilze eine Schutzfunktion für die Wurzeln vor bodenbürtigen Schadorganismen übernehmen (ZAK, 1964; MARKS und KOZLOWSKI, 1973). Zahlreiche Beispiele haben gezeigt, daß Mykorrhizapilze essentiell für den Erfolg von Aufforstungsmaßnahmen an Problemstandorten sind (MIKOLA, 1953; LOBANOW, 1960; MOSER, 1963). Solche Problemstandorte sind z. B. Abraumhalden (MARX, 1976 a; MARX und ARTMAN, 1979). Sie sind primär frei von Mykorrhizapilzen (MEYER, 1968). Hinzu können Nährstoffmangel sowie hohe Gehalte an Schwefel, Mangan oder Aluminium kommen (MARX, 1975). Erst die Verwendung Mykorrhiza-beimpfter Baumsämlinge ließ Aufforstungen von Abraumhalden in größerem Umfang zu (MARX et al., 1977; MARX und ARTMAN, 1979; BERRY, 1982). Es konnte festgestellt werden, daß es sowohl zwischen einzelnen Pilzarten als auch zwischen verschiedenen Stämmen einer Pilzart erhebliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit für das Baumwachstum gibt (MARX und ARTMAN, 1979; DIXON et al., 1984).

Aufforstungen in Waldschadensgebieten können ebenfalls problematisch sein. Zeichnen sich doch solche Standorte häufig durch hohe Bodenazidität, Schwermetall- oder Aluminiumbelastung aus. Für Baumsämlinge, die an solchen Standorten ausgebracht werden sollen, wäre es daher vorteilhaft, wenn sie bereits bei der Auspflanzung mit Pilzarten bzw. -stämmen mykorrhiziert sind, die an die herrschenden Standortbedingungen angepaßt sind. Solche Pilzarten und -stämme wurden in den Jahren 1984 - 1987 an der Versuchsanstalt für Pilzanbau selektiert (WILLENBORG, 1987).

Die Produktion mykorrhizierter Pflanzen ist jedoch nicht einfach. Der Impferfolg ist von zahlreichen Faktoren abhängig, die sich gegenseitig beeinflussen. Solche Faktoren sind z. B. Art und Menge des Inokulums, Impfzeitpunkt, Impftechnik und verschiedene Pilz-Wirt-Interaktionen (RIFFLE und MARONEK, 1982; SCHMITZ, 1987). Im folgenden soll anhand von zwei Beispielen verdeutlicht werden, welchen Einfluß die Art des Inokulums und die Impftechnik sowohl bei Myzelkulturen als auch bei Sporen auf den Mykorrhizierungserfolg haben.

### Material und Methoden

#### Pilzarten und Isolate

Die Untersuchungen wurden mit Myzelkulturen von Hebeloma crustuliniforme (Bull. ex Fr.) Quel. (Isolat 285) und Pisolithus tinctorius (Pers.) Coker und Couch (Isolat 298) durchgeführt, die

freundlicherweise von D. H. MARX (Institute for Mycorrhizal Research and Development, Athens, Georgia, USA) zur Verfügung gestellt wurden. Ferner wurden Myzelkulturen aus der Mykothek der Versuchsanstalt für Pilzanbau von Paxillus involutus (Batsch) fr. (Isolate B-22, B-23, F-56, K-51 und W-50) sowie Scleroderma aurantium sensu auct. (Isolate G-50 und G-53) verwendet. Sie waren in den Jahren 1983 - 1985 von Fruchtkörpern aus der Bundesrepublik Deutschland isoliert worden. Desweiteren wurden Versuche mit Sporen von Scleroderma aurantium durchgeführt. Sie stammten von Fruchtkörpern, die 1985 bei Bad Bendheim bzw. im Staatsforst Fuhrberg gesammelt worden waren (WILLENBORG, 1987).

Für die Anzucht und Erhaltung der Myzelkulturen dienten modifizierte Melin-Norkrans-(MMN)-Medien (MARX, 1969).

### Pflanzenanzucht

Für die Mykorrhizierungsversuche wählten wir die Baumart Rotbuche (Fagus sylvatica). Das Saatgut (Herkunft 81013, Reifejahr 1984) wurde von der Saatklinge Staatliches Forstamt Nagold bezogen. Es wurde vor der Saat 3 bis 6 Wochen bei 3<sup>o</sup> - 5<sup>o</sup> C stratifiziert.

Die Versuche zur Mykorrhizierung mit Myzelkulturen wurden in einem Kulturraum durchgeführt. Er war mit Regalen ausgestattet, auf denen die Pflanzen aufgestellt wurden. Als Lichtquelle für das Pflanzenwachstum dienten Fluorastrahler (Fa. Osram) mit einer Leistung von 258 Watt/m<sup>2</sup>. Die Beleuchtungsdauer betrug 16 Stunden pro Tag. Die Raumtemperatur sank nicht unter 16<sup>o</sup> C ab und stieg nicht über 30<sup>o</sup> C an.

Die Pflanzenanzucht erfolgte in Tinus-Roottrainern (Fa. Spencer-Lamaire, Edmonton, Kanada), in die ein Gemisch aus Vermiculit und Schwarztorf (3:1; Volumen) gefüllt wurde.

Die Versuche mit Sporen als Inokulum wurden in einem unbeheizten, unschattierten Gewächshaus durchgeführt.

Als Pflanzgefäße dienten Foliencontainer (Inhalt 1 l) (Fa. Meyer), in die Sand-Erde-Gemisch (1:1; Volumen) gefüllt wurde. Die Samen wurden mit Sand abgedeckt. Sand und Sand-Erde-Gemisch waren 12 Stunden bei 60<sup>o</sup> C gedämpft worden.

Die Sämlinge wurden nach Bedarf (2- bis 3mal je Woche) bis zur Sättigung des Substrats gegossen. Während der Wachstumsphase wurden die Pflanzen im Abstand von 6 Wochen gedüngt (nach RUEHLE und WELLS, 1984; SCHMITZ, 1987).

### Myzelsuspension als Inokulum

Für die Inokulumproduktion wurde das Myzel der oben angeführten Isolate als Submerskulturen angezogen. Diese inkubierten wir 4 Stunden pro Tag bei Zimmertemperatur auf dem Rotationsschüttler in MMN-Nährlösung als Medium. Zusätzlich zogen wir S. aurantium G-50 und G-53 auf MMN-Nährbodenplatten an. Für eine zweite Beimpfung der Baumsämlinge wurde die Myzelanzucht wiederholt.

Für die Herstellung der Myzelsuspension trennten wir zunächst das Myzel von der MMN-Nährlösung mittels eines Papierfilters, wuschen es anschließend mit Leitungswasser nach und preßten es von Hand aus. Anschließend wogen wir 4,5 g feuchte Myzelmasse in ein Becherglas ab und zerkleinerten sie nach Zugabe von 200 ml Leitungswasser mit einem Ultra Turrax (Fa. Janhe u. Kunkel, 1000 UpM, 75 % der maximalen Leistung). Das Gerät wurde mit insgesamt 1300 ml Leitungswasser nachgespült. Diese Flüssigkeit, zusammen mit den 200 ml Myzelsuspension, überführten wir in ein Becherglas und verwendeten sie zur Impfung.

Zur Überprüfung der Vitalität des Myzels nach der Zerkleinerung gaben wir je 4 Tropfen Myzelsuspension auf eine MMN-Nährbodenplatte.

Wegen Verunreinigung einiger Kulturen standen für die erste Beimpfung von *P. involutus* B-22 nur 4,4 g Myzelfrischmasse, für die 2. Beimpfung gar nur 3,9 g zur Verfügung. Desgleichen waren von *P. involutus* B-23 nur 4,1 g bei der 1. Beimpfung verfügbar. Auch bei *S. aurantium* G-50 und G-53 reichte die Myzelmasse der Submerskulturen für die 1. Beimpfung nicht aus. Jedoch konnten wir hier auf myzelbewachsene Nährbodenplatten zurückgreifen. Mit befeuchtetem, ausgepreßtem Myzel dieser Platten wurde die Frischmasse zu jeweils 4,5 g ergänzt.

Insgesamt nahmen wir 2 Impfungen vor, nämlich 9 Wochen und 16 Wochen nach der Saat. Am Tag vor der Impfung wurden die Pflanzen gut gewässert. Für die Impfung öffneten wir die Roottrainer seitlich, so daß die Wurzelballen von je 4 Baumsämlingen an einer Seite frei lagen. Aus den entsprechenden Myzelsuspensionen - mittels eines Magnetrührers ständig gerührt - wurden mit einem kleinen Becher 15 ml entnommen und vorsichtig auf die oberen 2/3 der freiliegenden Wurzeln gegossen.

Die Bonitur hinsichtlich der Anzahl mykorrhizierter Sämlinge erfolgte 23 Wochen nach der Saat. Es wurden jeweils 24 Wiederholungen angelegt. 36 Pflanzen blieben unbeimpft.

Inokulum auf der Basis von VTN

Die Myzelkulturen der oben angeführten Isolate wurden bei 20° C auf einem Gemisch aus Vermiculit, Schwarztorf und MMN-Nährlösung (3:1:1; Volumen; VTN) angezogen (SCHMITZ, 1987). Gut durchwachsendes VTN wurde auf ein Baumwolltuch gegeben und unter fließendem Leitungswasser ca. 30 Sekunden gut ausgewaschen, so daß keine Nährlösungsreste verblieben. Anschließend wurde das Material ausgepreßt und sofort zur Impfung verwendet, in dem die Roottrainer seitlich geöffnet wurden und ausgewaschenes Inokulum auf die Wurzelballen verteilt wurde. Die Inokulation erfolgte beidseitig mit ca. 30 ml Substrat je Pflanze. Je Pilzart wurden 18 bis 20 Pflanzen beimpft. Als Kontrolle blieben 33 Buchen unbeimpft. 9 Wochen nach der Impfung bestimmten wir die Anzahl der mykorrhizierten Pflanzen.

## Sporen als Inokulum

Bei den Impfungen verfahren wir wie folgt:

Für zwei Varianten wurden die Pflanzen ausgetopft und die Wurzeln durch Schütteln von lose anhaftenden Substratteilchen befreit. Danach bepuderten wir entweder die Wurzeln mit Sporen (12,5 g Sporen für 15 Buchen; 1. Variante) oder tauchten die Wurzeln in eine Sporensuspension, die aus 12,5 g Sporen, 600 ml Aqua demin. und einem Tropfen Oberflächenentspanner hergestellt wurde (2. Variante).

Für die folgende Variante wurden die Pflanzen nicht ausgetopft; sie erhielten je 30 ml einer Sporensuspension aus 600 ml Aqua demin. und 12,5 g Sporen, die auf die Substratoberfläche gleichmäßig auszugießen waren.

Für die ersten beiden Varianten wurden Sporen aus Fuhrberg und Bad Bentheim verwendet. Lediglich die letzte Variante wurde nur mit Sporen aus Fuhrberg durchgeführt. Je Variante wurden 15 Pflanzen beimpft. Sie hatten zu diesem Zeitpunkt ein Alter von 14 Wochen. 15 blieben unbeimpft. Die Bonitur erfolgte 10 Monate nach der Impfung, wobei die Zahl der Pflanzen mit S. aurantium-Mykorrhiza ermittelt wurde.

## Statistische Verrechnung

Die Häufigkeiten wurden mit dem  $\chi^2$ -Test geprüft (MUDRA, 1958). Nicht signifikante Werte wurden mit n.s., signifikante (Irrtumswahrscheinlichkeit 5 %) mit \* und hoch signifikante (Irrtumswahrscheinlichkeit 1 %) mit \*\* gekennzeichnet.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Submerskulturen eigneten sich ohne Vorbehandlung nicht für die Beimpfung von Baumsämlingswurzeln, da sich das Myzel zu mehr oder weniger großen Globuli in der Nährlösung zusammengeschlossen hatte. Somit war eine Gleichverteilung des Myzels auf die zu beimpfenden Wurzeln nicht gewährleistet. Deshalb mußte das Myzel für die Inokulumbereitung mechanisch zerkleinert werden. Zur Überprüfung der Vitalität des Myzels wurden unmittelbar vor der Impfung der Sämlinge einige Tropfen der Myzelsuspension auf Nährbodenplatten übertragen.

Bei fast allen Pilzarten wuchs das Myzel aus den Myzelsuspensionen für die erste Beimpfung auf den Nährbodenplatten aus, nicht jedoch aus den Suspensionen für die 2. Beimpfung. Bei P. involutus K-51 entwickelte sich aus beiden Suspensionen kein Myzel. Dennoch führte die Impfung mit P. involutus K-51 zu Mykorrhizabildungen (Tabelle 1). Nach Impfung mit P. tinctorius 298 war eine hohe Zahl von Pflanzen mit Mykorrhiza feststellbar gewesen. Bei den P. involutus- und S. aurantium-Isolaten sowie bei H. crustuliniforme 285 war die Zahl der Pflanzen mit Mykorrhiza generell sehr gering. Die Impfung mit P. involutus B-23 induzierte keine Mykorrhiza.

Dieses Ergebnis bestätigt die Ansicht von MOSER (1963). Er meint, daß das Gelingen von Impfungen mit Myzelsuspensionen sehr unsicher ist. Sie führten bei MOSER (1958), ebenso wie bei LEVISON (1956) und MARX und KENNEY (1982) nur in Ausnahmefällen zum Erfolg.

Das unbefriedigende Resultat ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß die Myzelien für die Herstellung der Suspensionen zerkleinert worden waren. MOSER (1958) nahm an, daß das Myzel durch eine Zerkleinerung einer Art Schockwirkung ausgesetzt wird. Dadurch wird das Wachstum eingeschränkt oder sogar gänzlich gehemmt.

BOYLE et al. (1987) vermuteten jedoch aufgrund ihrer Ergebnisse, daß die Myzelien nach der Zerkleinerung wieder wachsen und sich regenerieren können. Sie konnten bei einigen Pilzarten sehr gute Mykorrhizierungserfolge nach Impfung mit Myzelsuspensionen erzielen, jedoch nicht mit P. involutus und P. tinctorius. Sie stellten bei diesen auch schlechtes Auswachsen der Myzelien auf Nährbodenplatten fest. BOYLE et al. (1987) verwendeten im Gegensatz zu den hier aufgeführten Versuchen eine Salzlösung für die Herstellung der Suspensionen.

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich ist, führte die Impfung der Buchen mit VTN bei den P. involutus-Stämmen B-22, B-23, F-56, K-51 und W-50 zu signifikant besseren Ergebnissen als die Inokulation mit Myzelsuspension. Hingegen sind die Methoden für die Impfung mit P. tinctorius 298 als gleich gut zu betrachten.

Nach MARX (1969) ist ein Gemisch aus Vermiculit, Torf und MMN-Nährlösung hervorragend für die Anzucht von Mykorrhizapilzen, speziell für P. tinctorius und Telephora terrestris, geeignet. Die Myzelien können in die Vermiculit-Partikel hineinwachsen. Dadurch sind sie vor extremen Umwelteinflüssen und antagonistischen Mikroorganismen geschützt (MARX, 1980). MARX (1982) ist der Ansicht, daß ausgewaschenes Inokulum auf VTN-Basis von P. tinctorius unter den unterschiedlichsten Bedingungen im Boden überleben kann.

Die Anzahl der Buchen mit H. crustuliniforme-Mykorrhiza und S. aurantium G-50- bzw. G-53-Mykorrhiza war sowohl nach Impfung mit Myzelsuspension als auch mit VTN sehr gering. Es waren in allen Fällen nur die Anfangsstadien der Mykorrhizaentwicklung erkennbar gewesen.

Die Schnelligkeit der Mykorrhizaentwicklung kann stammspezifisch sein. GARBAYE (1984) beobachtete erste Mykorrhizen von H. crustuliniforme an Buchen bei einem Stamm 1,5 Monate und bei einem anderen 2 Monate nach der Impfung. Beginnende Mykorrhiza von P. tinctorius entdeckte GARBAYE (1984) an Eiche 3,5 Monate nach der Impfung. In den eigenen Untersuchungen war P. tinctorius an Buche bereits 4 Wochen nach der Impfung zu sehen (SCHMITZ, 1987). Die Mykorrhizaentwicklung kann aber auch von der Baumart abhängen. So bildete H. cylindrosporum an Eiche nach 3 Monaten und an Buche aber erst nach 4 Monaten Mykorrhiza (GARBAYE, 1984).

Tabelle 1

Die Effektivität der Mykorrhizaimpfung mit Myzelsuspension im Vergleich zur Impfung mit Inokulum auf VTN-Basis

Pilzart/ Isolat	Impfung mit Myzelsuspension			VTN			$\chi^2$
	beimpfte Pflanzen in Pflanzen mit My- korrhiza	in %	beimpfte Pflanzen in Pflanzen mit My- korrhiza	beimpfte Pflanzen in Pflanzen mit My- korrhiza	in %		
H. crustu- liniforme 285	24	2	8	20	4	20	1,26 ns
P. involutus							
B-22	24	4	17	19	13	68	11,88 **
B-23	24	0	0	18	3	17	4,30 *
F-56	24	2	8	18	18	100	34,65 **
K-51	24	2	8	20	16	80	23,17 **
W-50	24	2	8	20	10	50	9,55 **
P. tinctorius 298	24	18	75	20	13	65	0,20 ns
S. aurantium							
G-50	24	4	17	20	2	10	0,41 ns
G-53	24	2	8	20	2	10	0,03 ns
Kontrolle unbeimpft	36	0	0	33	0	0	-

\* Signifikanz bez. Irrtumswahrscheinlichkeit 5 %

\*\* Signifikanz bez. Irrtumswahrscheinlichkeit 1 %

ns nicht signifikant

(Bonitur 23 Wochen nach der Saat)

In einem weiteren Versuch wurden Buchen mit S. aurantium-Sporen verschiedener Herkünfte unter Anwendung diverser Impftechniken beimpft (Tabelle 2). Untersuchungen an Arten wie P. tinctorius, T. terrestris oder Scleroderma verucosum haben dokumentiert, daß Sporen ein effektives Inokulum darstellen (THAPAR et al., 1967; RUEHLE und MARX, 1977; MARX et al., 1978). Im Vergleich zur Inokulation mit vegetativem Myzel wurden jedoch mit Sporenimpfungen bei P. tinctorius in der Regel nicht so gute Resultate erzielt (MARX und BRYAN, 1975; MARX et al., 1976).

Wie die Ergebnisse aus Tabelle 2 dokumentieren, war der Mykorrhizierungserfolg mit S. aurantium nach Impfung mit Sporen deutlich besser als nach der Impfung mit Myzelkulturen. Dieses Resultat ist wohl auf die längere Inkubationszeit der sporenbearbeiteten Pflanzen zurückzuführen, möglicherweise auch auf das geänderte Anzuchtsubstrat der Bäume.

Tabelle 2

Mykorrhizaentwicklung nach der Impfung von Buchen mit Sporen von S. aurantium verschiedener Herkünfte (Impfung 14 Wochen nach der Saat; Bonitur 10 Monate nach der Impfung)

Herkunft der Sporen	Art der Impfung	Sämlinge Zahl	Sämlinge mit <u>S. aurantium</u> - Mykorrhiza		Sämlinge mit Fremd- mykorrhiza	
			Zahl	%	Zahl	%
Fuhr- berg	Wurzeln m. Sporen bepudert	15	11	73	0	0
	Wurzeln in Sporen- suspension eingetaucht	15	10	67	0	0
	Sporensus- pension auf Substratober- fläche aus- gegossen	15	10	67	0	0
Bad Bent- heim	Wurzeln m. Sporen bepudert	15	11	73	0	0
	Wurzeln in Sporen- suspension eingetaucht	15	12	80	3	20
Kontrolle unbeimpft		15	0	0	5	33

$\chi^2$ -Wert = 0,92 (n. s.)

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, führten alle Impftechniken mit Sporen zur Mykorrhizausbildung von S. aurantium an den Buchen. Hinsichtlich der Anzahl mykorrhizierter Pflanzen waren weder zwischen den verschiedenen Impfmethoden noch zwischen den beiden Sporenherkünften signifikante Unterschiede feststellbar. In einigen Fällen traten Infektionen mit anderen Mykorrhizapilzen auf, so auch bei der Kontrolle.

Dieses Ergebnis deckt sich nicht mit den Resultaten, die MARX (1976 b) mit P. tinctorius-Sporen an Pinus taeda erzielte. Er stellte fest, daß die Verwendung trockener Sporen einen höheren Mykorrhizierungserfolg garantiert als die Impfung mit Sporensuspensionen. MARX (1976 b) vermutete, daß die Vitalität der Sporen herabgesetzt wird, wenn durch das Wasser ein Pigment extrahiert wird. Dies trifft offensichtlich für S. aurantium nicht zu. Diese Untersuchung verdeutlicht einmal mehr, daß Ergebnisse mit einer Pilzart nicht auf andere übertragbar sind.

Zusammenfassend kann hinsichtlich der Ergebnisse der Impfungen mit Myzelkulturen gesagt werden, daß VTN als Inokulum bei den P. involutus-Isolaten zu den besseren Ergebnissen führte. Bei den anderen Pilzarten konnte zwischen VTN und den Myzelsuspensionen keine Unterschiede im Mykorrhizierungsergebnis festgestellt werden. Somit hat sich VTN für unsere Arbeiten als Standardinokulum herauskristalisiert. Für die Impfung mit S. aurantium-Sporen können offensichtlich verschiedenste Techniken angewendet werden. Dies bedeutet, daß S. aurantium-Sporen problemlos eingesetzt werden können.

### Zusammenfassung

Für Aufforstungen in Waldschadensgebieten wäre es vorteilhaft, wenn die hierfür vorgesehenen Sämlinge bereits bei der Auspflanzung mit standortangepaßten Pilzen mykorrhiziert sind. Dies kann durch gezielte Impfungen mit ausgewählten Mykorrhizapilzen erreicht werden. Der Erfolg einer solchen Impfung ist u. a. von der Art des Inokulums und der Impftechnik abhängig. Ein Vergleich zweier Impftechniken ergab, daß Impfungen an Buchen mit Myzelsuspensionen verschiedener Paxillus involutus-Stämme Impfungen mit Inokulum auf der Basis eines Gemisches aus Vermiculit, Torf und MMN-Nährlösung unterlegen waren. Bei Pisolithus tinctorius führten beide Inokula zu gleich guten, bei Hebeloma crustuliniforme und Scleroderma aurantium zu gleich geringen Mykorrhizierungserfolgen. Bei Impfungen mit S. aurantium-Sporen an Buchen konnten mit verschiedenen Impftechniken - Bepudern von Wurzeln, Eintauchen von Wurzeln in Sporensuspension, Ausgießen von Sporensuspension auf die Substratoberfläche - gleich gute Mykorrhizierungsergebnisse erzielt werden.

### Literaturverzeichnis

- BERRY, C. R., 1982: Survival and growth of pine hybrid seedlings with Pisolithus ectomycorrhizae on coal spoils in Alabama and Tennessee. J. Environ. Qual. 11, 709 - 715.
- BOYLE, C. D., ROBERTSON, W. J. und SALONIUS, P. O., 1987: Use of mycelial slurries of mycorrhizal fungi as inoculum for commercial tree seedling nurseries. Can. J. For. Res. 17, 1480 - 1486.
- DIXON, R. K., GARRET, H. E., COX, G. S., MARX, D. H. und SANDER, I. L., 1984: Inoculation of three Quercus species with eleven isolates of ectomycorrhizal fungi. I. Inoculation success and seedling growth relationships. Forest Sci. 30 (2), 364 - 372.
- GARBAYE, J., 1984: Compétitivité des champignons ectomycorhiziens. Rev. For. Francaise 36, 33 - 43.
- LEVISOHN, I., 1956: Growth stimulation of forest tree seedlings by the activity of free-living mycorrhizal mycelia. Forestry 29, 53 - 59.
- LOBANOW, N. W., 1960: Mycothrophie der Holzpflanzen. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin.
- MARKS, G. C. und KOZLOWSKI, T. T., 1973: Ectomycorrhizae - Their ecology and physiology. Academic Press New York and London.

- MARX, D. H., 1969: The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I. Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. *Phytopathology* 59, 153 - 163.
- MARX, D. H., 1975: Mycorrhizae and establishment of trees on strip-mined land. *Ohio J. Sci.* 75 (6), 288 - 297.
- MARX, D. H., 1976 a: Use of specific mycorrhizal fungi on tree roots for forestation of disturbed lands. In: Proc. Conf. on Forestation of Disturbed Surface Areas. Birmingham, Al, April 14 - 15, 47 - 65.
- MARX, D. H., 1976 b: Synthesis of ectomycorrhizae on loblolly pine seedlings with basidiospores of Pisolithus tinctorius. *Forest Sci.* 22, 13 - 20.
- MARX, D. H., 1977: The role of mycorrhizae in forest production. TAPPI/Conference Papers, Annual Meeting, Feb. 14 - 16, Atlanta, GA. 151 - 161.
- MARX, D. H., 1980: Ectomycorrhizal fungus inoculations: a tool for improving forestation practices. In: MIKOLA, P. (Ed.): Tropical mycorrhiza research. Clarendon Press Oxford, 13 - 71.
- MARX, D. H., 1982: Production of ectomycorrhizal fungus inoculum. IFS Provisional Report No. 12, Training course on Mycorrhiza Research Techniques, Serdang, Malaysia, May 59 - 78.
- MARX, D. H., und ARTMAN, J. D., 1979: Pisolithus tinctorius ectomycorrhizae improve survival and growth of pine seedlings on acid coal spoils in Kentucky and Virginia. *Reclamation Review* 2, 23 - 31.
- MARX, D. H. und BRYAN, W. C., 1975: Growth and ectomycorrhizal development of loblolly pine seedlings in fumigated soil infested with the fungal symbiont Pisolithus tinctorius. *Forest Sci.* 21, 245 - 254.
- MARX, D. H., BRYAN, W. C. und CORDELL, C. E., 1976: Growth and ectomycorrhizal development of pine seedlings in nursery soils infested with the fungal symbiont Pisolithus tinctorius. *Forest. Sci.* 22, 91 - 100.
- MARX, D. H., BRYAN, W. C. und CORDELL, C. E., 1977: Survival and growth of pine seedlings with Pisolithus ectomycorrhizae after two years on reforestation sites in North Carolina and Florida. *Forest. Sci.* 23, 363 - 373.
- MARX, D. H. und KENNEY, D. S., 1982: Production of ectomycorrhizal fungus inoculum. In: Schenck N.C. (Ed): Methods and principles of mycorrhizal research. The American Phytopathol. Soc. 131 - 146.
- MARX, D. H., MORRIS, W. G. und MEXAL, J. G., 1978: Growth and ectomycorrhizal development of loblolly pine seedlings in fumigated and nonfumigated soil infested with different fungal symbionts. *Forest. Sci.* 24, 193 - 203.
- MEYER, F. H., 1964: Neue Erkenntnisse über das Zusammenleben von Pilz und Baum. *Umschau* 11, 325 - 328.

- MEYER, F. H., 1968: Mykorrhiza. In: Haldenbegrünung im Ruhrgebiet. Schriftenreihe Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk Essen 22, 118 - 123.
- MIKOLA, P., 1953: An experiment on invasion of mycorrhizal fungi into Prairie soil. *Karstenia* 2, 33 - 34.
- MOSER, M., 1958: Die künstliche Mykorrhizaimpfung an Forstpflanzen. II. Die Torfstreukultur von Mykorrhizapilzen 77, 273 - 278.
- MOSER, M., 1963: Die Bedeutung der Mykorrhiza bei Aufforstungen unter besonderer Berücksichtigung der Hochlagen. Int. Mykorrhizasymposium Weimar 1960. G. Fischer Verlag Jena 1963, 407 - 424.
- MUDRA, A., 1958: Statistische Methoden für landwirtschaftliche Versuche. Paul Parey Verlag Berlin, Hamburg.
- RIFFLE, J. W. und MARONEK, D. M., 1982: Ectomycorrhizal inoculation procedures for greenhouse and nursery studies. In: SCHENCK, N. C. (Ed.): Methodes and principles of mycorrhizal research. The American Phytopathological Society. St. Paul, Minnesota, 147 - 155.
- RUEHLE, J. L. und MARX, D. H., 1977: Developing ectomycorrhizae on containerized pine seedlings. USDA Forest Serv. Res. Note SE-242.
- RUEHLE, J. L. und WELLS, C. G., 1984: Development of Pisolithus tinctorius ectomycorrhizae on container-grown pine seedlings as affected by fertility. *Forest Sci.* 30 (4), 1010 - 1016.
- SCHMITZ, D., 1987: Untersuchungen zur Mykorrhizasynthese mit verschiedenen Pilz- und Baumarten im Hinblick auf den praktischen Einsatz im Forst. Dissertationsschrift. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Pilzanbau der Landwirtschaftskammer Rheinland, Krefeld-Großhüttenhof, Sonderheft 6.
- THAPAR, H. S., SINGH, B. und BAKSHI, B. K., 1967: Mycorrhizae in Eucalyptus. *Ind. Forester* 93, 756 - 759.
- WILLENBORG, A., 1987: In-vitro-Untersuchungen zum Verhalten verschiedener in Kultur genommener Mykorrhizapilze gegenüber biotischen und abiotischen Faktoren unter besonderer Berücksichtigung der neuartigen Waldschäden. Dissertationsschrift. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Pilzanbau der Landwirtschaftskammer Rheinland, Krefeld-Großhüttenhof. Sonderheft 5.
- ZAK, B., 1964: Role of mycorrhizae in root disease. *Ann. Rev. Phytopath.* 2, 377-392.

#### DANKSAGUNG

Die Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW durchgeführt.

## Die Entwicklung der Mykorrhiza bei Buchensämlingen nach Impfung mit verschiedenen Mykorrhizapilzen

A. WILLENBORG, D. SCHMITZ, J. LELLEY

Einleitung:

-----

In Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden werden seit einigen Jahren nicht nur Schäden an Altbuchen, sondern auch Beeinträchtigungen bei der Buchennaturverjüngung festgestellt (Röhrig, 1987; Dimitri und Bressemer, 1988). Das unterirdische Schadbild der Buchen ist häufig gekennzeichnet durch eine erhebliche Zerstörung des Feinwurzelsystems und der Mykorrhiza (Becker, 1983; Gehrman, 1984). Die beobachteten Wurzelschäden lassen vermuten, daß dabei die zunehmende Bodenversauerung, die Akkumulation von Schwermetallen und die Freisetzung von Aluminium im Boden eine wesentliche Rolle spielen (Gehrman, 1984; Kahle und Breckle, 1987).

Die Bedeutung der Ektomykorrhiza für das Wachstum und die Entwicklung von Forstpflanzen ist hinreichend bekannt (Ruehle und Marx, 1979). Insbesondere können Mykorrhizapilze die Überlebensrate von Jungpflanzen auf ungünstigen Standorten erheblich steigern (Moser, 1963; Marx, 1979). In Beständen mit Naturverjüngung ist heute die Mykorrhiza meist so geschwächt, daß die Wurzeln der auflaufenden Pflanzen nur sehr langsam und unvollständig von den Pilzen besiedelt werden (Gehrman, 1984; Murach, 1984). Aber auch die von den Baumschulen vertriebenen Forstpflanzen weisen bedingt durch hohe N und P-Düngungen in den Versuchsbeeten nur wenige oder gar keine Mykorrhizen auf (Le Tacon et al., 1987). Hohe Ausfälle nach der Pflanzung können die Folge sein.

Im Rahmen eines Forschungsauftrages des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen soll untersucht werden, wie sich mykorrhizierete Buchenjungenpflanzen, die mit ausgewählten Mykorrhizapilzen beimpft sind, als Ersatz für die fehlende oder schwache Naturverjüngung eignen.

Die Mykorrhizausbildung wird durch zahlreiche Faktoren wie Feuchtigkeit, Temperatur, Mineralstoffgehalt des Bodens, Interaktionen mit Mikroorganismen beeinflusst (Marks und Kozlowski, 1973). Mykorrhizapilze weisen aber auch eine große physiologische und ökologische Variabilität sowohl innerhalb als auch zwischen den Arten auf (Laiho, 1970; Marx, 1981). Um einen geeigneten Pilzpartner für eine bestimmte Baumart zu finden, müssen umfangreiche Syntheseveruche durchgeführt werden. Im vorliegenden Beitrag wird über das Ergebnis solcher Syntheseveruche bei Buchensämlingen nach Impfung mit verschiedenen Mykorrhizapilzen berichtet.

Material und Methoden:

Herkunft des Pilzmaterials:

Die Untersuchungen wurden mit verschiedenen Isolaten der Ektomykorrhizapilze *Paxillus involutus* (Batsch) Fr., *Laccaria laccata* (Scop. ex Fr.) Berk. et Br. und *Laccaria amethystina* (Bolt. ex Fr.) Berk. et Br. durchgeführt. über die Herkunft der verwendeten Stämme informiert Tabelle 1.

Pflanzenmaterial:

Stratifizierte Bucheckern (Herkunft 81008 - Westdeutsches Bergland und Oberrheinische Tiefebene) wurden Anfang April in ein Vermiculit - Torfsubstrat (Verhältnis 3:1) ausgesät und angezogen. Als Pflanzcontainer verwendeten wir Tinus Roottrainer der Firma Spencer Lamaire, Edmonton, Kanada. Aufgestellt wurden die Pflanzcontainer in einem schattierten Foliengewächshaus. Die Anzahl der Versuchspflanzen bei dem Versuch mit den *P. involutus*-Pilzstämmen betrug zwischen 215 und 240, bei dem Versuch mit den *L. laccata*- und *L. amethystina*-Isolaten zwischen 105 und 125.

Tabelle 1: Für die Impfung der Buchensämlinge verwendete Ektomykorrhizapilze

Pilzart	Isolat	Herkunft	Erstisolierung
<i>Paxillus involutus</i>	F - 56	Raum Celle	1985
	N - 75	Wiehengebirge	1987
	P - 71	Solling	1987
	R - 75	Raum Celle	1987
	S - 70	Südliche Rhön	1987
	W - 50	Bergisches Land	1985
	EL - 70	Hümmling	1987
	FR - 71	Südlicher Frankenwald	1987
	OP - 71	Oberpfälzer Wald	1987
	BW - 72	Böhmerwald	1987
<i>Laccaria laccata</i>	Nr. 504	Dr. R. Molina, Forestry	unbekannt
	Nr. 505	Sciences Laboratory Pacific Northwest, Oregon USA	unbekannt
<i>Laccaria amethystina</i>	Nr. 2	Prof. Dr. B. Hock Lehrstuhl für Botanik, TU München	unbekannt

Herstellung des Pilzinokulums:

Die Anzucht des Pilzinokulums erfolgte auf einem Substratgemisch aus Vermiculit und Torf, dem MMN - Nährlösung zugegeben wurde (Schmitz, 1987).

Impfung der Sämlinge:

Die Buchensämlinge wurden, nachdem sie ein ausreichendes Wurzelsystem entwickelt hatten, (ca. 8 Wochen nach der Aussaat) mit dem Pilzinokulum beimpft. Dazu öffneten wir die Pflanzcontainer und verteilten den Impfstoff (30g / Pflanze) beidseitig auf die Wurzelballen.

Düngung und Bewässerung:

Die Buchensämlinge wurden je nach Bedarf mit Brunnenwasser gegossen. Eine einmalige Düngung der Pflanzen erfolgte Ende April mit Hakaphos grün (Fa. Compo) (4.3 g/100 Pflanzen).

Bonitur der Pflanzen:

Die Verteilung der Mykorrhizen wurde mit Hilfe eines siebenstufigen Schätzschemas festgehalten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Schätzschema zur Ermittlung der Verteilung der  
----- Mykorrhizen

Boniturklasse	mykorrhizierte Wurzelspitzen in %
0	Wurzelspitzen nicht mykorrhiziert
1	< 5 %
2	5-19 %
3	20-39 %
4	40-59 %
5	60-79 %
6	80-100 %

Bei der Bonitur wurden die Pflanzcontainer beidseitig geöffnet und je Pflanze der Anteil der mykorrhizierten Wurzelspitzen an der sichtbaren Gesamtwurzelspitzenzahl geschätzt. In Voruntersuchungen konnte festgestellt werden, daß die Schätzung des Anteils der sichtbaren mykorrhizierten Wurzelspitzen eine Aussage über den Gesamtmykorrhizabesatz der Pflanze ermöglicht. Durch Auszählen von mykorrhizierten Wurzelspitzen einiger Beispielpflanzen wurden die Schätzwerte bestätigt. Die erste Bonitur führten wir 4 Wochen nach der Beimpfung der Sämlinge durch (Ende Juni). Die zweite Bonitur erfolgte gegen Ende der Vegetationsperiode, 16 Wochen nach der Beimpfung mit den Mykorrhizapilzstämmen (Ende September 1988). Die Bonitur der Sproßlänge und des Wurzelhalsdurchmessers wurde 20 Wochen nach der Impfung (Ende Oktober) durchgeführt. Im Einzelnen wurden folgende Parameter ermittelt:

- Prozentualer Anteil mykorrhizierter Pflanzen
- Infektionsintensität der Pilzstämmen: Mykorrhizierungsgrad der Versuchspflanzen/Pilzstamm = Infektionsindex

Summe der Pflanzen            X    Boniturklasse  
in der Boniturklasse

Infektionsindex: -----  
Gesamtzahl der Pflanzen

- Sproßlänge (Distanz vom Wurzelhals bis zur Spitze der Apikalknospe)
- Wurzelhalsdurchmesser

Statistische Auswertung der Versuchsergebnisse:

Die ermittelten Daten wie Sproßlänge und Wurzelhalsdurchmesser wurden varianzanalytisch verrechnet. Die Signifikanzprüfung erfolgte mit dem F-Test, die statistische Absicherung der Einzeldifferenzen mit dem t-Test (Mudra, 1958).

Ergebnisse:

Entwicklung der Ektomykorrhiza:

4 Wochen nach der Impfung hatten bis auf Isolat EL-70 alle Paxillus involutus - Stämme Mykorrhizen an den Feinwurzeln der Buchensämlinge ausgebildet (Tabelle 3).

Tabelle 3: Prozentualer Anteil mykorrhizierter Buchenpflanzen nach ----- Impfung mit Inokulum verschiedener Mykorrhizapilze

Pilzstamm	nach 4 Wochen	nach 16 Wochen	Zunahme
<b>Paxillus involutus</b>			
F - 56	84.9	97.7	12.8
N - 76	93.5	99.1	6.6
P - 71	97.8	100.0	2.2
R - 75	4.6	26.2	21.6
S - 70	70.8	96.1	25.3
W - 50	100.0	100.0	0
EL - 70	0	1.3	1.3
FR - 71	99.1	100.0	0.9
OP - 71	74.9	98.3	23.4
BW - 72	58.0	94.5	36.5
<b>Laccaria laccata</b>			
Nr. 405	0	0.1	0.1
Nr. 505	0	0.1	0.1
<b>Laccaria amethystina</b>			
Nr. 2	0.1	97.3	97.2

Alle mit *P. involutus* beimpften Pflanzen wiesen zu diesem Zeitpunkt bereits Mykorrhizen auf. Bei den Stämmen N-76, P-71, W-50 und FR-71 waren über 90% der Pflanzen mykorrhiziert. In den folgenden Wochen kam es zu einem weiteren Anstieg der Anzahl mykorrhizierter Buchensämlinge. 16 Wochen nach der Impfung lag die Anzahl der mykorrhizierten Pflanzen bei allen *P. involutus* Kulturen, außer den Isolaten R-75 und EL-70, bei über 90%. Wesentlich geringer war die Mykorrhizierung der Buchensämlinge durch *L. laccata* und *L. amethystina* (Tabelle 3). Während *L. amethystina* Isolat Nr.2 16 Wochen nach der Impfung 97.3% aller Versuchspflanzen mykorrhiziert hatte, lag der Wert für die beiden *L. laccata*-Stämme unter 1%. Die Wurzeln der Kontrollpflanzen waren frei von Mykorrhiza.

Mittels eines siebenstufigen Schätzschemas wurde eine Aussage über die Anzahl der Mykorrhizen je Sämling gemacht. Dabei konnten wir feststellen, daß die Mykorrhizierungsrate der einzelnen Pilzstämmen sehr unterschiedlich war. Eine hohe Prozentzahl an mykorrhizierten Sämlingen war nicht gleichbedeutend mit einer hohen Mykorrhizierungsrate. In Tabelle 4 sind beispielhaft zwei Pilzstämmen von *Paxillus involutus* aufgeführt, die 4 Wochen nach der Impfung mit über 90% fast gleichviele Sämlinge mykorrhiziert hatten. Bei dem Vergleich der mykorrhizierten Pflanzen auf die Boniturklassen wird deutlich, daß *P. involutus* N-76 eine wesentlich geringere Mykorrhizierungsrate aufweist als P-71. Mit dem Infektionsindex wird eine Maßzahl angegeben, die über den Grad der Mykorrhizierung eine Aussage trifft. Nach 4 bzw. 16 Wochen waren die Indexwerte bei dem *P. involutus*-Isolat P-71 höher als bei dem Stamm N-76.

Tabelle 4: Mykorrhizierungsrate der *Paxillus involutus*-Stämme N-76 und P-71 bei Buche 4 und 16 Wochen nach der Impfung

Boniturklasse	Buchensämlinge in %			
	<i>P. involutus</i> N-76		<i>P. involutus</i> P-71	
	4 Wochen	16 Wochen	4 Wochen	16 Wochen
0	6.5	0.9	2.1	0
1	53.4	3.0	8.2	0.9
2	29.3	11.2	18.9	0.4
3	9.5	31.5	33.5	3.9
4	1.3	31.5	27.0	15.0
5	0	14.6	10.3	30.0
6	0	7.3	0	49.8
Gesamtzahl myk.Pflanzen in %	93.5	99.1	97.8	100.0
Infektions- index	1.46	3.63	3.06	5.22

Die Infektionsindices aller untersuchten Pilzstämme sind in Tabelle 5 aufgeführt. Die niedrigsten Indexwerte erzielten die beiden *L.laccata*-Isolate. Der höchst mögliche Indexwert von 6.0, d.h. bei allen Buchensämlingen sind die Wurzelspitzen zu 80-100 % mykorrhiziert, wurde von keinem Mykorrhizapilzstamm sowohl nach 4 als auch nach 16 Wochen erreicht. Der höchste Indexwert aller untersuchten Pilze war bei dem *P. involutus*-Stamm P-71 mit 5.22 nach 16 Wochen feststellbar. Die Indexwerte wiesen bei diesem Isolat im Vergleich zu den übrigen gut mykorrhizierenden Pilzstämmen die geringste Streuung auf.

Tabelle 5: Infektionsindex verschiedener Pilzstämme bei Buche  
----- 4 und 16 Wochen nach der Impfung

Pilzart	Infektionsindex			
	nach 4 Wochen		nach 16 Wochen	
-----				
Paxillus involutus				
F-56	2.57	(1.64)	5.07	(1.39)
N-76	1.46	(0.80)	3.63	(1.22)
P-71	3.06	(1.18)	5.22	(0.96)
R-75	0.05	(0.24)	0.70	(1.32)
S-70	1.06	(0.96)	3.92	(1.78)
W-50	4.47	(1.49)	5.21	(1.10)
EL-70	0		0.25	(0.15)
FR-71	3.63	(1.54)	4.94	(1.18)
OP-71	1.21	(1.06)	4.54	(1.58)
BW-72	0.87	(0.92)	3.41	(1.44)
<i>Laccaria laccata</i>				
Nr. 504	0		0.30	(0.88)
Nr. 505	0		0.08	(0.34)
<i>Laccaria amethystina</i>				
Nr. 2	0.14	(0.37)	2.28	(1.10)
-----				

Die Werte in Klammern geben die Streuung an.

Entwicklung der Versuchspflanzen:

Ende Oktober wurde bei allen Versuchspflanzen eine Bonitur der Sproßlänge und des Wurzelhalsdurchmessers durchgeführt. In Tabelle 6 sind die mittleren Sproßlängen- und Wurzelhalsdurchmesserwerte wiedergegeben. Eine signifikant höhere Sproßlänge bei den geimpften Pflanzen gegenüber den Kontrollpflanzen ohne Mykorrhiza wurde nicht festgestellt. Lediglich die *P. involutus*-Stämme S-70 und BW-72 sowie der *L.laccata*-Stamm Nr. 504 wiesen eine

signifikant höhere Sproßlänge auf als die jeweilige Kontrolle. Bis auf eine Ausnahme (P.involutus Isolat R-75) waren die Wurzelhalsdurchmesserwerte der mykorrhizierten Versuchspflanzen höher als die der jeweiligen Kontrollen. Selbst schwach mykorrhizierte Pflanzen wie die Sämlinge, die mit den Laccaria laccata-Isolaten beimpft worden, zeigten ein besseres Dickenwachstum als die Kontrollpflanzen. Die Wurzelhalsdurchmesserwerte der geimpften Pflanzen wiesen bis zu 0.7 mm höhere Werte auf (Tabelle 6).

Tabelle 6: Sproßlänge und Wurzelhalsdurchmesser von Buchen 20 Wochen nach der Impfung mit verschiedenen Pilzstämmen

Pilzart	Sproßlänge in cm	Wurzelhalsdurch- messer in mm	Anzahl der Pflanzen
-----			
Paxillus involutus			
F-56	15.7	3.9*	219
N-76	16.4	3.9*	232
P-71	16.6	4.2*	233
R-75	15.2*	3.6	237
S-70	17.0*	4.0*	233
W-50	16.4	4.2*	222
EL-70	16.2	3.9*	234
FR-71	15.2*	3.8*	223
OP-71	15.9	4.1*	231
BW-72	16.7*	4.0*	235
-----			
Kontrolle	16.2	3.5	225
-----			
Laccaria laccata			
Nr.504	16.9*	4.1*	128
Nr.505	16.0	3.8*	108
-----			
Laccaria amethystina			
Nr.2	16.5	3.9*	110
-----			
Kontrolle	16.1	3.5	125
-----			

Die mit \* gekennzeichneten Werte unterscheiden sich signifikant (Signifikanzniveau 5%) von der Kontrolle.

Diskussion:  
-----

In den Untersuchungen wurde die Eignung verschiedener Mykorrhizapilzstämmen zur kontrollierten Mykorrhizierung von Buchensämlingen

überprüft. Bei allen drei verwendeten Pilzarten handelt es sich um Mykorrhizapilze, die mit der Baumart Buche nachweislich eine Symbiose eingehen (Trappe, 1962; Meyer 1963).

Der Ektomykorrhizapilz *P. involutus*, von dieser Art konnten die meisten Isolate getestet werden, eignete sich sehr gut als Symbiosepartner der Buche. 8 der 10 untersuchten Stämme hatten bei über 90 % der Pflanzen Mykorrhizen gebildet. Bei dem Vergleich des Mykorrhizierungsgrades der Versuchspflanzen erwiesen sich besonders 4 Stämme für eine kontrollierte Mykorrhizierung geeignet, nämlich die Stämme F-56, P-71, W-50 und FR-71. Diese Isolate erreichten bereits vier Wochen nach der Impfung einen hohen Mykorrhizierungsgrad bei den Buchensämlingen.

Ähnliche Ergebnisse erzielte auch Laiho (1970) in seinen Untersuchungen über die Synthesefähigkeit verschiedener *P. involutus*-Isolate. Auch die von ihm getesteten Stämme zeigten unterschiedlich gute Syntheseigenschaften. So bildeten einige Herkünfte keine Mykorrhiza aus, während andere Stämme verschiedene Baumarten mykorrhizieren konnten. Im Gegensatz zu *P. involutus* war die Mykorrhizierung der Pflanzen durch die beiden *L. laccata*-Stämme eher dürftig. *L. amethystina*-Isolat Nr.2 hatte zumindest nach 16 Wochen einen durchschnittlichen Mykorrhizierungsgrad (Index 2.28) erreicht. Die Schnelligkeit der Mykorrhizaentwicklung kann art- und stammspezifisch je nach Herkunft der Mykorrhizapilze verschieden sein (Garbaye, 1984). So soll *L. laccata* nach Ergebnissen von Le Tacon et al. (1987) erst sehr spät im Jahr Mykorrhizen an Pflanze bilden. Desweiteren kann die Mykorrhizaentwicklung auch von der jeweiligen Baumart bzw. Herkunft abhängen (Cline und Reid, 1982; Garbaye, 1984).

Nach Garbaye und Perrin (1986) handelt es sich bei *P. involutus* um einen besonders infektionsfreudigen und konkurrenzkräftigen Mykorrhizapilz, bei dem eine Bodenentseuchung überflüssig ist. So konnten sie die Mykorrhizierung von Stieleichen (*Quercus robur*) mit *P. involutus* durch eine Bodensterilisation nicht wesentlich verbessern. Bei *L. laccata* und *Hebeloma crustuliniforme* führte eine Entseuchung des Substrates zu einer wesentlichen Steigerung der Mykorrhizabildung.

Da in unseren Untersuchungen ein nicht sterilisiertes Substrat verwendet wurde, mag die niedrige Mykorrhizierungsrate bei *L. laccata* auch auf die fehlende Konkurrenzkraft der Stämme zurückzuführen sein. Hier könnte eine eventuelle Entseuchung des Anzuchtsubstrates den Mykorrhizierungserfolg erhöhen. Um eine erfolgreiche kontrollierte Mykorrhizierung von Baumsämlingen zu erreichen, ist eine Kenntnis der Konkurrenzverhältnisse zwischen der Mikroflora des Bodensubstrates und den eingesetzten Mykorrhizapilzen notwendig, da jeder Pilzstamm andere physiologische Eigenschaften aufweist (Garbaye und Perrin, 1986; Marx, 1981). Nach Marx (1981) kann auch das Alter der Myzelkulturen einen Einfluß auf die Syntheseaktivität haben. Bei einigen Mykorrhizapilzen konnte er nach längerem Aufenthalt in künstlicher Kultur einen Vitalitätsschwund feststellen. Daher sollte insbesondere bei diesen Stämmen alle 4 Jahre eine Passage über die Wurzel der Wirtspflanze erfolgen, um so daß symbiotische Potential des Pilzes zu erhalten.

Mykorrhizapilze können bereits sehr früh die Entwicklung von Baumsämlingen beeinflussen. Bei Pflanzen mit großfrüchtigen Samen, wie Eiche oder Buche, sind frühestens 20 Wochen nach der Saat erste Reaktionen der Pflanzen auf die Mykorrhizaimpfung festzustellen (Dixon et al. 1981). Dies liegt daran, daß großfrüchtige Pflanzen im Keimlings- und Jugendstadium noch sehr viele Nährstoffe aus dem Samen und den Keimblättern mobilisieren können.

Mit der Ermittlung der Sproßlänge und des Wurzelhalsdurchmessers können erste positive Einflüsse einer kontrollierten Mykorrhizaimpfung auf die Versuchspflanze festgestellt werden (Sinclair und Marx, 1982). Insbesondere der Wurzelhalsdurchmesser ist ein brauchbarer Parameter um Wachstumsunterschiede zwischen Versuchspflanzen nach einer Vegetationsperiode zu ermitteln (Rutter, 1955; Sinclair und Marx, 1982). Zudem ist der Wurzelhalsdurchmesser eng mit dem Pflanzentrockengewicht korreliert, so daß er stellvertretend hierfür verwendet werden kann, wenn die Entwicklung der Pflanze weiter verfolgt werden soll (Rutter, 1955).

Bis auf eine Ausnahme führte die kontrollierte Mykorrhizaimpfung bei allen Versuchspflanzen zu einer signifikant besseren Entwicklung des Wurzelhalsdurchmessers. In der Sproßlänge zeigten nur die Versuchspflanzen von drei der getesteten Pilzstämmen einen signifikant höheren Wert.

Diese Ergebnisse stimmen mit den Feststellungen von Beckjord und Mc Intosh (1983) überein. Sie konnten bei einjährigen Eichensämlingen (*Quercus rubra*) nach einer Vegetationsperiode keine signifikanten Unterschiede zwischen mykorrhizierten und unbehandelten Pflanzen in der Sproßlänge erkennen. Diese zeigten sich erst nach der 2. Vegetationsperiode im Feld.

Die Ergebnisse der Untersuchungen verdeutlichen, daß eine kontrollierte Mykorrhizaimpfung mit ausgewählten Mykorrhizapilzen sich frühzeitig positiv auf die Pflanzenentwicklung der Buche auswirken kann. Ein guter Mykorrhizabesatz fördert nicht nur die Entwicklung der Sämlinge, sondern führt auch zu einem besseren Anwachsen der Pflanzen nach dem Versetzen ins Freiland (Riffle und Tinus, 1982).

#### Zusammenfassung:

-----

Bucheckern (*Fagus silvatica*) wurden in mit Vermiculit-Torfsubstrat gefüllten Pflanzcontainern ausgesät und in einem schattierten Foliengewächshaus aufgestellt. Nach 8 Wochen erfolgte die Beimpfung der Buchensämlinge mit Inokulum verschiedener Pilzstämmen der Mykorrhizapilze *Paxillus involutus*, *Laccaria laccata* und *Laccaria amethystina*. 16 Wochen nach der Impfung hatten alle Pilzstämmen Mykorrhizen gebildet. Die *P. involutus*-Isolate F-56, P-71, W-50 und FR-71 wiesen den höchsten Mykorrhizierungsgrad bei den Pflanzen auf, die Stämme von *L. laccata* mykorrhizierten die Buchen nur schwach. Als Wachstumsparameter wurden die Sproßlänge und der Wurzelhalsdurchmesser der Buchensämlinge ermittelt. Bis auf eine Ausnahme waren die Wurzelhalsdurchmesser der mykorrhizierten Ver-

suchspflanzen zum Ende der Vegetationsperiode besser entwickelt als die der Kontrollpflanzen.

Literaturverzeichnis:  
-----

Becker, A. (1983): Aussaatversuch mit Bucheckern im Gewächshaus. In: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. Sonderheft der Lölf-Mitteilungen 1982, erweiterte Auflage 1983, 37-42

Beckjord, P.R.; Mc Intosh, M.S. (1983): Growth and fungal retention by field-planted *Quercus rubra* seedlings inoculated with several ectomycorrhizal fungi. Bull. Torrey Bot. Club 110, 353-359

Cline, M.L.; Reid, C.P.P. (1982): Seed source and mycorrhizal fungus effects on growth of containerized *Pinus contorta* and *Pinus ponderosa* seedlings. Forest Sci. 28, 237-250

Dimitri, L.; Bressemer, U. (1988): Einige Bemerkungen zum Ankommen und zur weiteren Entwicklung der Buchen-Naturverjüngung. Forst und Holz 2, 32-37

Dixon, R.K.; Wright, G.M.; Garrett, H.E.; Cox, G.S.; Johnson, P.S.; Sunder, I.L. (1981): Container- and nursery-grown black oak seedlings inoculated with *Pisolithus tinctorius*: growth and ectomycorrhizal development during seedling production period. Can. J. For. Res. 11, 487-491

Garbaye, J. (1984): Compétitivité des champignons ectomycorhiziens. Rev. For. Française 36, 33-43

Garbaye, J.; Perrin, R. (1986): L'inoculation ectomycorhizienne des plants feuillus sur tourbe fertilisée: résultats sur chêne pédonculé (*Quercus robur* L.) avec quatre souches fongiques. Eur. J. For. Path. 16, 239-246

Gehrmann, J. (1984): Einfluß von Bodenversauerung und Kalkung auf die Entwicklung von Buchennaturverjüngungen (*Fagus silvatica* L.) im Wald. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Band 1, 1-213

Kahle, H.; Breckle, S.W. (1987): Wirkungen ökotoxischer Schwermetalle auf Buchenjüngwuchs. Statuskolloquium "Luftverunreinigungen und Waldschäden" Düsseldorf 1986, 84-90

Laiho, O. (1970): *Paxillus involutus* as a mycorrhizal symbiont of forest trees. Acta Forest. Fenn. 106, 1-73

Le Tacon, F.; Garbaye, J.; Carr, G. (1987): The use of mycorrhizas in temperate and tropical forests. Symbiosis 3, 179-206

- Marks, G.C.; Kozlowski, T.T. (1973): Ectomycorrhizae - their ecology and physiology. Academic Press, New York, London
- Marx, D.H. (1979): Mycorrhizae and establishment of trees on strip-mined land. Ohio J. Science 75, 288-297
- Marx, D.H. (1981): Variability in ectomycorrhizal development and growth among isolates of *Pisolithus tinctorius* as affected by source, age and reisolation. Can. J. For. Res. 11, 168-174
- Meyer, F.H. (1963): *Laccaria amethystina* (Bolt. ex Fr.) Berk. et Br., ein zur Mykorrhizabildung an der Buche befähigter Pilz. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 76, 90-96
- Moser, M. (1963): Die Bedeutung der Mykorrhiza bei Aufforstungen unter besonderer Berücksichtigung der Hochlagen. In Rawald, W.; Lyr, H. (Eds.) Mycorrhiza Proc. Intern. Mykorrhiza Symp. Weimar, Fischer Verlag, 407-424
- Mudra, A. (1958): Statistische Methoden für landwirtschaftliche Versuche. Paul Parey Verlag Berlin, Hamburg
- Murach, D. (1984): Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Gött. Bodenkundl. Berichte 77, 1-126
- Röhrig, E. (1987): Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung der Buche in Nordrhein-Westfalen. Statuskolloquium "Luftverunreinigungen und Waldschäden" Düsseldorf 1986, 150-151
- Riffle, J.W.; Tinus, R.W. (1982): Ectomycorrhizal characteristics, growth, and survival of artificially inoculated *Ponderosa* and Scots pine in a greenhouse and plantation. For. Sci. 28, 646-660
- Ruehle, J.L.; Marx, D.H. (1979): Fiber, food, fuel, and fungal symbionts. Science 206, 419-422
- Rutter, A.J. (1955): The relation between dry weight increase and linear measures of growth in young conifers. Forestry 28, 125-135
- Schmitz, D. (1987): Untersuchungen zur Mykorrhizasynthese mit verschiedenen Pilz- und Baumarten im Hinblick auf den praktischen Einsatz im Forst. Mitt. d. Versuchsanstalt f. Pilzanbau d. Lwk. Rheinland, Krefeld-Großhüttenhof, Sonderheft 6, 1-143
- Sinclair, W.A.; Marx, D.H. (1982): Evaluation of plant response to inoculation. In Schenk N.C. (Ed.) Methods and principles of mycorrhizal research, The American Phytopath. Society, St. Paul, 165-174
- Trappe, J.M. (1962): Fungus associates of ectotrophic mycorrhizae. Bot. Rev. 28, 538-606

#### DANKSAGUNG

Die Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW durchgeführt.

### Diskussion zum Vortrag SCHMITZ

In der Diskussion stellte sich zunächst die Frage nach der Konkurrenzstärke der im Labor etablierten Mycorrhiza unter Freilandbedingungen. Frau Schmitz betonte, daß das Screening der Pilze auf Toleranz gegen Stressoren und nicht auf Konkurrenzstärke gegen andere Pilze erfolgt. Die Beimpfung des Keimlings mit dem Mycorrhizapilz soll lediglich die Widerstandsfähigkeit der Pflanze in der Anfangsphase nach der Anpflanzung erhöhen. Einer nachfolgenden Etablierung weiterer Mycorrhizapilze soll nicht entgegen gewirkt werden.

Weitere Fragen bezogen sich auf die zeitliche Veränderung der Pilzstämmen bezüglich Infektionsfähigkeit und auch Toleranz gegen Stressoren. Dem Verlust der Infektionsfähigkeit im Labor kultivierter Mycorrhizapilze soll eine regelmäßige Wurzelpassage entgegenwirken. Veränderungen der Stämme in ihrer Toleranz gegen Stressfaktoren, eventuell auch jahreszeitlich bedingt, sind möglich.

### Diskussion zum Vortrag WILLENBORG

Es wurde angemerkt, daß mit der zunehmenden Bodenversauerung der letzten Jahre auch eine Zunahme von *Paxillus involutus* beobachtet werden konnte. Diese im Freiland stattfindende natürliche Selektion wird laut Herrn Willenborg berücksichtigt, indem Stämme dieser Standorte als Grundlage für weiteres Screening im Labor dienen.

Im folgenden wurde diskutiert, inwieweit das Symbioseverhältnis der Mycorrhiza in ein parasitäres umschlagen kann. Es wurde daher als sinnvoll erachtet, außer der Infektionsfähigkeit der Stämme auch deren Symbiosequalität zu berücksichtigen. Daran schloß sich die Frage nach dem generellen Vorteil einer Mycorrhizierung unter Beachtung eines eventuellen Umschlagens in ein parasitäres Verhältnis an. Herr Lelley betonte, daß dieser Vorteil erwiesen sei, und wies dabei auf die Besiedelung von Extremstandorten (z.B. alpine Regionen, Abraumhalden u.a.) mit Bäumen hin, die ohne Mycorrhiza nicht möglich wäre. Weitere Antworten zu diesem Themenkomplex sind nach Ablauf der Freilandversuche in zwei Jahren zu erwarten.

Es folgten einige Fragen zum hormonellen Ablauf bei der Mycorrhizierung und deren Einfluß auf das Sproßwachstum sowie Fragen zu Details bezüglich der Methoden der dargestellten Versuche.

### Gesamt – Diskussion zu Themenblock 4

Die Diskussionsredner waren sich darin einig, daß es nach wie vor Forschungsbedarf zur Klärung der Frage gibt, ob immissionsgeschädigte Waldökosysteme durch Förderung der Mycorrhizierung zu stabilisieren sind. Es wurde betont, dabei keine fremden Arten in diese Systeme einzubringen. Nach einigen Detailfragen zu den Methoden der im Themenblock dargestellten Ansätze wurde nochmals darauf hingewiesen, die in der Natur unter den Immissionseinwirkungen wachsenden Pilze für Mycorrhizierungen im Labor auf jeden Fall zu nutzen.

Anschließend wurde die Frage nach der Mycorrhizabildung in Monokulturen im Vergleich zu Mischwäldern gestellt. Da das Artenpotential in den Mischwäldern größer ist, könnten hier die Voraussetzungen für die Selektion toleranter Arten größer

# Quantitative Untersuchungen am Feinwurzelsystem von Altbuchen unterschiedlicher Schadstufen

J.M. VINCENT

## Zusammenfassung

Quantitative Kenngrößen des Feinwurzelsystems von äußerlich gesunden und geschädigten Altbuchen wurden im Paarvergleich in 4 Waldbeständen Bayerns untersucht. Auf allen Standorten konnten Zusammenhänge zwischen Kronen- und Feinwurzelschäden in den oberflächennahen Bodenhorizonten nachgewiesen werden. Diese Wurzelschädigungen können, zumindest für ähnliche Standorte, als allgemeine Krankheitssymptome oberirdisch geschädigter Buchen gelten.

## 1. Einleitung

Im Zusammenhang mit den "neuartigen Waldschäden" treten Kronenschädigungen an Buche unter verschiedenen Standortbedingungen auf (FLÜCKIGER et al., 1986). Ziel dieser Untersuchung war, festzustellen, ob oberirdische Symptome mit Feinwurzelschäden verbunden sind, die sich ebenfalls über Standortgrenzen hinweg als allgemeine Symptome der Erkrankung einordnen lassen.

## 2. Material und Methode

Die Aufnahmen fanden statt in 7 geschädigten Beständen aus 4 Wuchsgebieten Bayerns an insgesamt 12 Probeterminen zwischen November 1983 und April 1986. Als Bodentyp lagen saure Braun- und Parabraunerden vor (Tab. 1). Die Probenahme erfolgte mittels eines Bohrzylinders ( $\varnothing$  3,5 cm) bis zu einer Bodentiefe von 20 cm im Zwischenstammbereich von jeweils 2 benachbarten, äußerlich gesunden oder geschädigten Baumgruppen (1 bis 5 herrschende Bäume, Alter 90 bis 120 J.; Tab. 2). Auf der Fläche NR 3a wurde zusätzlich das Tiefwurzelsystem (in 50 cm Tiefe) untersucht.

Die Feinwurzeln wurden durch Sieben (Maschen- $\varnothing$  0,5 mm) unter schwachem Wasserstrahl vom Erdmaterial befreit. 7 Zufallsproben pro Termin wurden in die Auswertung am Stereomikroskop (20-facher Vergrößerung) einbezogen (GRAND und HARVEY, 1982). Bestimmt wurden die Feinwurzeltrockenmasse ( $\varnothing \leq 2$  mm) sowie die Anzahl der Mykorrhizen, getrennt nach lebendem und totem Material. Aus den gewonnenen Daten wurden folgende Kenngrößen des Feinwurzelsystems errechnet:

Für die Feinwurzeln:

- Feinwurzelbiomasse (= Masse lebender Wurzeln/  
100 ml Boden)
- Feinwurzelgesamtmasse (= Masse lebender + abgestorbener  
Wurzeln/100 ml Boden)
- Anteil abgestorbener Wurzeln (= Nekromasse/  
Gesamtwurzelmasse ‰)

PROBEFLÄCHE	NR	T	S	W	
<b>STANDORT</b>					
Wuchsbezirk	Innerer Bayer. Wald	Westl. vorderer Bayer. Wald	Westl. niederbayer. tertiäres Hügelland	Westl. Kalkalpine Jungmoräne	
Höhe ü. NN (m)	920 bis 990	490	450	620	
Jährl. N-Summe (mm)	1200	760	700	1100	
Jahrestemp. (°C)	5,1	7,2	7,4	7,5	
Wasserhaushalt	(sehr) frisch	mäßig frisch	mäßig frisch	(wechsel-)feucht	
<b>Boden</b>					
Ausgangsmaterial	Gneis-/Granit-Verwitterungslehme	Granit-Verwitterungslehme	obere Süßwasser-moräne	WÜrjungmoräne	
Bodentyp	saure (Gley-) Braunerde	podsolige Braunerde	Parabraunerde	Pseudogley-Parabraunerde	
pH (CaCl <sub>2</sub> )	Humus	3,0 bis 3,4	3,9	4,5	Gesund 4,1    Geschädigt 6,1
	Mineral	3,6 bis 4,0	3,7	3,8	4,7    6,4
<b>BESTAND</b>					
Baumarten	Bu (Fi, Ta)	Bu	Bu	Bu, Ki, Fi	
Bonität (Buche)	2,0 bis 2,5	1,0	1,3	1,0	

Tab. 1: Standort- und Bestandsbeschreibung der Probeflächen Neureichenau (NR), Thiergarten (T), Schierling(S) und Wolfratshausen (W)

Probefläche	NR				T	S	W
	1	2	3a	3b			
Gesund	0,0	0,0	0,5	0,5	0,3	0,5	0,0
Geschädigt	2,0	2,3	2,3	2,2	2,0	2,7	3,0

Tab. 2: Mittlere Schädiklasse der Probeflächen

Für die Mykorrhiza:

- Mykorrhizaprozent (= Anzahl Mykorrhizen/  
Anzahl Mykorrhizen +  
nicht mykorrhizierter Kurzwurzeln)
- Anteil lebender Mykorrhizen (%)
- Relative Mykorrhiza-Häufigkeit  
(= Anzahl lebender Mykorrhizen/  
lebende Feinstwurzelmasse.  $\phi \leq 1$  mm)

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse für die Feinstwurzelmasse und die Mykorrhiza in den oberflächennahen Bodenhorizonten sind aus Tab. 3 zu entnehmen. Für jede Kenngröße wurden jeweils der Mittelwert aus 12 Probeterminen sowie die Minimal- und Maximalwerte aufgeführt. Werte für die einzelnen Probeterminen sind aus VINCENT, 1986 und 1989 zu entnehmen.

Zwischen der Schadstufe der Probebäume und den Kenngrößen des Feinstwurzelsystems bestanden folgende Zusammenhänge:

#### *Feinstwurzelmasse*

- Sowohl im Humus- als auch im Mineralboden besaßen gesunde Bäume eine höhere Feinstwurzelbiomasse (Masse lebender Wurzeln) als geschädigte (größere Biomassen bei den geschädigten Bäumen wurden an 2 Probeterminen -NR 2/11.83 und S/4.86 im Mineralboden- ermittelt).

- In vielen Fällen war die Feinstwurzelgesamtmasse unabhängig vom Belaubungsgrad ähnlich hoch. Stärker voneinanderabweichende Werte bei gesunden und geschädigten Bäumen wurden (im Humus- oder im Mineralboden) an 4 Probeterminen gemessen (NR 3a/6.85; S/4.86; W/7. u. 10.85). Daraus ließ sich jedoch kein eindeutiger Trend zu geringeren Gesamtmassen bei geschädigten Bäumen ableiten.

- Das Wurzelsystem geschädigter Bäume zeigte einen erhöhten Anteil abgestorbener Feinstwurzeln (im Humusboden durchgehend, im Mineralboden außer in NR 3a/6.85 und S/4.86).

Die Untersuchungen wurden an benachbarten Bäumen unterschiedlicher Schadstufe aus demselben Bestand durchgeführt (7 "Paare"), so daß gravierende Standortunterschiede unwahrscheinlich erscheinen. Die beschriebenen Zusammenhänge traten zudem auf allen Probeflächen auf. Wenn auch durchgehende Aufnahmen über die ganze Vegetationsperiode hinweg nicht stattfanden, so deuten jedoch diese an Einzelterminen gewonnenen Ergebnisse darauf hin, daß die Erkrankung keinen grundlegenden Einfluß auf die Feinstwurzelbildung hatte. Die hohen Anteile abgestorbener Wurzeln bei geschädigten Bäumen wären ferner durch eine z.T. drastische Erhöhung der Feinstwurzel mortalität zu erklären, die zwangsläufig zu einer Verringerung der Masse lebender Wurzeln führt.

Für das Tiefwurzelsystem (in 50 cm Tiefe) wurden folgende Werte ermittelt (+ = gesunde, - = geschädigte Bäume):

		HUMUSBODEN		MINERALBODEN	
		X	$\bar{x}$	X	$\bar{x}$
<u>Feinwurzeln</u>					
BIOMASSE (Lebende Feinwurzeln)	+	160-710	370	40-360	120
	-	110-470	250	40-160	70
FEINWURZEL- GESAMTMASSE	+	200-1050	570	80-440	200
	-	210-1150	510	100-280	170
ANTEIL ABGESTORBENER FEINWURZELN	+	11-54	21	14-74	38
	-	27-65	48	27-75	56
<u>Mykorrhiza</u>					
MYKORRHIZAPROZENT	+	72-96	88	53-100	80
	-	66-98	89	36-100	75
ANTEIL LEBENDER MYKORRHIZEN	+	22-52	36	9-65	33
	-	24-55	39	5-66	22
RELATIVE MYKORRHIZA- HÄUFIGKEIT	+	1400-4400	2400	800-3700	1300
	-	1200-4800	2300	100-3300	800

Tab. 3: Kenngrößen des Feinwurzelsystems von gesunden (+) und geschädigten (-) Altbuchen in den humushaltigen Bodenhorizonten ("Humusboden" = O- + A-Horizont) und dem Mineralboden. Extrem- (X) u. Mittelwerte ( $\bar{x}$ ); Einheiten s. Text.

	Oberwurzelsystem		Tiefwurzelsystem	
	+	-	+	-
Biomasse (mg/100 ml Boden)	114	74	19	24
Anteil abgest. Feinwurzeln (%)	38	56	48	53

Im Unterschied zum Oberwurzelsystem war in tieferen Mineralhorizonten kein grundlegender Unterschied zwischen der Feinwurzelbiomasse bzw. dem Anteil abgestorbener Feinwurzeln von gesunden und von geschädigten Bäumen festzustellen. Im Tiefwurzelsystem bestand also kein Zusammenhang zwischen Belaubungsgrad und Feinwurzelschäden. Der Rückgang der Biomasse und die Zunahme des Anteils toter Wurzeln mit zunehmender Bodentiefe waren jedoch bei den gesunden Bäumen besonders ausgeprägt. Es ist daher nicht auszuschließen, daß diese Erscheinung erste pathologische Veränderungen bei den geschädigten Bäumen sowie bei den als "gesund" eingestuften Bäumen darstellt.

#### *Mykorrhiza*

Die Ergebnisse für den Mykorrhizabesatz lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Das Mykorrhizaprozent ließ keinen Unterschied zwischen gesunden und geschädigten Bäumen erkennen. Im Humusboden lagen zudem die Werte relativ konstant um 90%.
- Der Anteil lebender Mykorrhizen und die relative Mykorrhiza-Häufigkeit zeigten bessere Beziehungen zu den Kronenschäden. Während jedoch für die Feinwurzelmasse Unterschiede zwischen äußerlich gesunden und geschädigten Bäumen in allen Horizonten des Oberbodens zu beobachten waren, traten Schädigungen der Mykorrhiza nur im humusfreien Mineralboden ein. In diesem Horizont wurden für beide Kenngrößen meist niedrigere Werte bei den geschädigten Bäumen ermittelt. In den humushaltigen Horizonten dagegen konnte kein durchgehender Unterschied zwischen den Schadstufen festgestellt werden.

Insgesamt ließen die beschriebenen quantitativen Kenngrößen des Feinwurzelsystems Beziehungen zwischen Kronen- und Wurzelschäden in oberflächennahen Bodenhorizonten erkennen. Ähnliche Zusammenhänge wurden bereits beschrieben (LISS *et al.*, 1984; ASCHE und FLÜCKIGER, 1987). Die Einzelwerte (VINCENT, 1989, sowie Tab. 3) lassen für alle aufgenommenen Parameter zum Teil erhebliche Schwankungen zwischen den Probeständen und -terminen erkennen. Dies gilt im stärkeren Maße für die Kenngrößen der Feinwurzelmasse und für die relative Mykorrhiza-Häufigkeit. Insofern kann einerseits für jeden einzelnen Standort von charakteristischen, von der Erkrankung unabhängigen Kenndaten des Feinwurzelsystems ausgegangen werden. Rückgänge beim Feinwurzelsystem von äußerlich geschädigten Bäumen, die vor allem in eine erhöhte Mortalität zum Ausdruck kamen, waren andererseits auf allen in die Untersuchung einbezogenen Standorten zu beobachten. Diese Wurzelschäden können deshalb, zumindest für ähnliche Standorte, als allgemeine Krankheitssymptome oberirdisch geschädigter Buchen gelten.

### Danksagung

Die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit erfolgte durch das Kuratorium der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt

### Literaturverzeichnis

ASCHE, N.; FLÜCKIGER, W., 1987: Erste Ergebnisse der Wurzeluntersuchungen in zwei Buchenbeständen in der Nordwestschweiz. Allg. Forstzeitschr. 42, 758-761.

FLÜCKIGER, W ; BRAUN, S.; FLÜCKIGER-KELLER, H.; LEONARDI, S.; ASCHE, N.; BÜHLER, U.; LIER, M., 1986: Untersuchungen über Waldschäden in festen Beobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. Schweiz. Zeitschr. ForstW. 137 (II), 917-1010.

LISS, B.; BLASCHKE, H.; SCHÜTT, P., 1984: Vergleichende Feinwurzeluntersuchungen an gesunden und erkrankten Altlichten auf zwei Standorten in Bayern - ein Beitrag zur Waldsterbensforschung. Eur. J. For. Path. 14, 90-102.

GRAND, L. F.; HARVEY, A. E., 1982: Quantitative measurement of ectomycorrhizae on plant roots. In: Methods and principles of mycorrhizal research. Schenk, N. C., ed.. St. Paul, USA.

VINCENT, J.-M., 1986: Dommages causés aux racines fines et mycorrhizes de hêtres affectés par le dépérissement. In: Mycorrhizae: Physiology and genetics. 1st ESM, Dijon, 1-5 July 1985. INRA, Paris, 735-738.

- , 1989: Feinwurzelmasse und Mykorrhiza von geschädigten Altbuchen (Fagus sylvatica L.). Eur. J. For. Path., in press.

## Diskussion zum Vortrag VINCENT

In der Diskussion wurden drei Themenkomplexe angesprochen:

### 1. Vitalitätsansprache der untersuchten Altbuchen.

Neben dem Belaubungszustand wurde die Roloff'sche Triebblängenmessung genannt. Der Belaubungszustand ist als Beurteilungskriterium durch seine starke Abhängigkeit von biotisch bedingten Schädigungen weniger gut geeignet. Zudem kann sich eine Innenkrone bei geschädigten (=geringer belaubten) Bäumen bilden, die eine höhere Photosyntheserate besitzen als geschädigte Bäume ohne Innenkrone. Eine nach 3 Jahren wiederholte Bewertung des Belaubungszustands der Bäume im Untersuchungsgebiet ergab jedoch die gleichen Ergebnisse (nach Aussage von Herrn Vincent).

Eine Frage betraf die Sproß/Wurzel-Relation. Diese korreliert laut Herrn Vincent mit der Außenkrone gut: bei 30 % Blattverlust ist der Feinwurzelanteil auch um 30 % reduziert. Es blieb jedoch offen, ob der Blattverlust die Reduzierung des Feinwurzelanteils bedingt oder umgekehrt (Frage nach Ursache und Wirkung).

### 2. Die Homogenität der untersuchten Böden.

Bis auf den Standort Wolfratshausen waren die Böden bezogen auf pH-Wert und Kationenaustauschkapazität vergleichbar. Wolfratshausen hat als Untergrund eine Kalkmoräne und daher einen höheren pH-Wert und größere Kationenaustauschkapazität.

### 3. Feinwurzel-Untersuchungen.

Angesprochen wurde die große saisonale und witterungsbedingte Dynamik des Feinwurzelwachstums. Um diese zu erfassen, seien die Probenahmen (nur 2–3 mal im Frühjahr und Winter) zu selten erfolgt; außerdem seien die Ergebnisse daher kaum absicherbar.

Die letzte Frage betraf die Abhängigkeit des Schadbildes von der Bodentiefe. Nach Auskunft von Herrn Vincent ergab sich auch unterhalb 20 cm Bodentiefe eine ähnliche Feinwurzelschädigung wie im Oberboden.

## Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordrhein - Westfalen"

H. KOSS

Seit dem Beginn der planmäßigen Bewirtschaftung von Buchen-Hochwäldern hat sich eine Fülle von Autoren mit Fragen zur Behandlung und Förderung von Buchennaturverjüngungen auseinandergesetzt.

Während frühere Arbeiten neben der Behandlung von Einzelaspekten - wie der Wirksamkeit bestimmter Bodenbearbeitungsmaßnahmen, dem Grad der Auflichtung des Altbestandes etc. - häufig auch auf die Abhängigkeit der Verjüngung von einer Vielzahl begleitender Faktoren hinwiesen, verlagerte sich in letzter Zeit unter dem Eindruck des Immissionsgeschehens das Interesse mehr auf die Möglichkeit einer Beeinträchtigung von Buchennaturverjüngungen durch ungünstige bodenchemische Einflüsse.

Berichte aus der Praxis über das Fehlgehen von Buchennaturverjüngungen auch auf gut nährstoffversorgten, basenreichen Standorten gaben darüber hinaus Anlaß zu der Vermutung, eine direkte Schädigung von Blattoorganen durch Immissionseinflüsse sei anzunehmen. Untermauert wurde dies durch Forschungsberichte über Ozonschäden an Buchenkeimlingen- und Sämlingen, deren Symptomatik in Form von chloroseartig verfärbten Blättern mehr oder minder stark in den meisten Verjüngungsbeständen auftrat.

In der vorliegenden Arbeit wurden in Nordrhein-Westfalen nach der Mast 1983 in den Forstämtern Brake, Horn, Brilon, Büren, Schmallenberg und Wesel 14 Untersuchungsflächen angelegt. Hier wurden Buchennaturverjüngungen unter ökologischen, boden- und pflanzenchemischen sowie pathologischen Aspekten untersucht und ihre Entwicklung über vier Jahre beobachtet. Begleitend wurden in einigen Beständen Blattdüngungen, Bodenbearbeitungen und Kalkungen vorgenommen, um den Einfluß dieser Maßnahmen auf Vitalität und Mortalität der Keimlinge und Sämlinge zu untersuchen.

Ausgehend vom unterschiedlichen Zustand der Verjüngungen bei Versuchsbeginn im Juli 1984 und den vordringlich durchzuführenden Untersuchungen zur Wirksamkeit von Blattdüngern wurde eine Versuchsanlage gewählt, die die gleichzeitige Bearbeitung verschiedener Fragestellungen erlaubte.

Allen Versuchsstandorten gemeinsam war die Anlage von jeweils fünf Versuchspartzen auf homogenen Teilflächen der Bestände.

In den Forstämtern Brake, Horn, Brilon und Büren wurden in 10 Versuchsbeständen in denen auch Blattdüngungsversuche durchgeführt wurden, je fünf 8 x 8 m große Versuchsflächen angelegt, die wiederum in vier gleichgroße quadratische Felder unterteilt wurden. Von diesen vier Parzellen diente eine als Null - Fläche, während auf die anderen verschiedene Blattdünger ausgebracht wurden. Die Null - Fläche diente gleichzeitig zur langfristigen Beobachtung der Verjüngung und zu pflanzensoziologischen Untersuchungen sowie dem Vergleich mit der Entwicklung auf anderen Standorten.

- An vier Versuchsstandorten im FoA Wesel und Schmallenberg, auf denen Bodenverwundungen mit tiefgehenden Pflügen durchgeführt worden waren, war eine Abweichung vom obigen Versuchsschema notwendig. Hier wurden in den entstandenen Furchen und auf den Wällen Versuchsflächen von je einem Meter Breite und vier Metern Länge angelegt.

- Die Untersuchung der Wirkung von Bodenbearbeitung und Kalkung auf den Bodenzustand und die Entwicklung der Sämlinge bildeten neben der Fortführung der 1984 angelegten Versuche einen Schwerpunkt der 1985 durchgeführten Arbeiten. Im April 1985 wurden in den 5 Beständen der Forstämter Brake, Horn, Büren und Schmallenberg neben den vorhandenen weitere Versuchsflächen angelegt.

Hierbei wurden die Bodenparameter wie folgt variiert :

Variante a: Vorgefundener Bodenzustand

Variante b: Boden auf 30 cm Tiefe bearbeitet

Variante c: Boden auf 30 cm Tiefe bearbeitet und gekalkt

Die geernteten Pflanzen wurden nach verschiedenen Kriterien untersucht und vermessen. Ein Schwerpunkt war hierbei die Erfassung und Quantifizierung von Wurzelschäden.

- Zur besseren Differenzierung der Gründe, die zu Vitalitätsverlusten und Ausfällen der Buchenkeimlinge führen, wurden durch wiederholte Aufnahmen von 1000 markierten Keimlingen und Sämlingen Vitalitätsentwicklungen an Einzelpflanzen verfolgt und diese mit ihren Wachstumsparametern und Schadensmerkmalen in Beziehung gesetzt.

Bei den folgenden Aufnahmen wurden zwischen den Beobachtungsterminen abgestorbene Sämlinge entnommen und untersucht.

Anschließend wurden sie verschiedenen Absterbeursachen zugeordnet, von denen Insektenfraß, Verbiß und "Ursache unklar" die häufigsten waren.

Die Untersuchungen zur Wirksamkeit von Blattdüngungsmaßnahmen brachte folgend Ergebnisse:

1. Eine allgemeine Verbesserung der Wachstumsleistung und eine Erhöhung des Nährelementgehaltes der behandelten Pflanzen waren nicht nachzuweisen.
2. Die Mortalität wurde nicht beeinflusst, in einigen Fällen sogar signifikant erhöht.
3. Die Ausbringung der Dünger orientiert sich an landwirtschaftlichen Praktiken, d.h. exakte flächenweise Ausbringung um die angestrebte "Nettobelagsdichte" zu erhalten. Dieses ist im Walde schwierig durchführbar, eine zu hohe Düngermenge führt aber leicht zu mitunter massiven Blattschäden, eine wiederholte Applizierung mit geringerer Konzentration ist aus Kostengründen ungünstig.
4. Auch bei exakter Ausbringung unter Versuchsbedingungen traten mitunter Düngerschäden auf. Dieses hängt wahrscheinlich von den herrschenden ökologischen Randbedingungen und dem physiologischen Zustand der Pflanze ab. Bereits "gestresste" Keimlinge reagieren auf die Düngung u.U. letal.

Blattdüngungen sind nach den gewonnenen Erkenntnissen kein geeigneter Ansatz, um Buchennaturverjüngungen zu vitalisieren. Unter Bestandesbedingungen beschränken zahlreiche andere Faktoren - wie Bodeneinflüsse, Lichtmangel, Insektenbefall und andere - das Wachstum und die Entwicklung der Buchensämlinge in so hohem Maße, daß die (fragliche) Nährstoffzufuhr durch Blattdünger als eine Maßnahme von geringer praktischer Bedeutung angesehen wird.

**Die bodenchemischen Untersuchungen zeigten:**

Der Kationen-Austauschkomplex aller untersuchten Böden ließ mehr oder minder starke Versauerungstendenzen erkennen. Das auf allen untersuchten Standorten deutlich unter 1 liegende  $Ak_e/Ak_t$ - Verhältnis zeigt frühere Versauerungsvorgänge auch auf Standorten auf, deren aktuelle Werte einen relativ günstigen Bodenzustand anzeigten.

Die Einstufung der Böden hinsichtlich ihres Gefährdungsgrades in Bezug auf Säuretoxizität erfolgte in erster Linie durch ihre Zuordnung zu Pufferbereichen und ihr  $Ca^{2+}/H^+$ - Verhältnis. Das  $Ca^{2+}/Al^{3+}$ - Verhältnis erwies sich wegen der Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die in den meisten Beständen vor Versuchsbeginn durchgeführt wurden, nicht als aussagekräftig.

Von den untersuchten Standorten wiesen sechs pH-Werte zwischen 3.7 und 4 und ein  $Ca^{2+}/H^+$ - Verhältnis zwischen 1.02/1.07 und 1.42 auf und kennzeichneten so einen Bereich, der beim

Auftreten von saisonalen Versauerungsschüben nur über unzureichende Pufferkapazitäten verfügt, so daß hier Säureschäden möglich sind.

Die übrigen Standorte ließen mit pH-Werten deutlich über 4 und  $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ -Verhältnissen zwischen 2.72 und 5.65 eine nur sehr geringe Gefährdung hinsichtlich Säuretoxizität erkennen.

Die am Standorte Wesel in zwei Abteilungen nach der Bearbeitung durchgeführten Kalkungsmaßnahmen, bewirkten hier im Vergleich zu einer ungekalkten Vergleichsfläche eine deutliche Verbesserung des chemischen Bodenzustandes. Die pH-Werte wurden um etwa eine halbe Einheit angehoben, was zu einer Anhebung des  $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ -Verhältnisses führte.

Da auf den gepflügten Flächen ein schnelles Nachlassen der Kalkwirkung in den Furchen nachgewiesen werden konnte, wird die Forderung erhoben, bei Bearbeitungen und Kalkungen auf sandreichen Standorten den Humus wenigstens teilweise in den Boden einzuarbeiten und nicht auf Wälle zu pflügen, da der Humuskörper wegen seiner hohen Gesamtsorptionskapazität hier den einzigen Austauschkörper darstellt, an dem ein mittelfristig wirksames Basendepot angereichert werden kann.

Die in fünf Beständen kleinflächig durchgeführten Kalkungen führten ebenfalls zu einer deutlichen Zurückdrängung der Kationsäuren, die durch die Vorherrschaft des Ca dann nur noch einen Anteil von durchschnittlich knapp 5% an der Summe der Kationen einnahmen.

**Die pflanzenchemischen Untersuchungen ließen folgende Wirkungen von Bodenbearbeitung und Kalkung erkennen:**

Die Kalkung führte zu einer deutlichen Erhöhung der Ca-Gehalte in den Pflanzenorganen, die infolge steigender Löslichkeit des eingearbeiteten Ca-Düngers im zweiten Jahr noch zunahm.

Derselbe Effekt war auch an den Seitenwurzeln abzulesen nur lagen die Gehalte insgesamt hier höher als in den Hauptwurzeln. P, K und Mg weisen zwischen den Varianten keine Unterschiede auf. Die geringeren Fe- und Al-Gehalte der Hauptwurzel in den gekalkten Varianten zeigte die mit der pH-Erhö- hnung einhergehende sinkende Löslichkeit dieser Elemente auf. Für die Weseler Standorte konnte eine Anreicherung von Fe und Al in den Seitenwurzeln nachgewiesen werden.

Dieses ließ sich auf den anderen tonreicheren Substraten nicht verifizieren, da hier die Seitenwurzeln trotz gründlichster Reinigung höhere Si-Rückstände aufwiesen als die Hauptwurzeln. Infolge der unterschiedlichen Massen von Haupt- und Seitenwurzeln fällt dieses bei einer Analyse des gesamten Wurzelsystems nicht ins Gewicht, erst eine Trennung zeigte die Unterschiede auf.

Das bedeutet, daß die analytische Trennung der Hauptwurzeln mit einem mittleren Durchmesser  $> 2\text{mm}$  und der Seitenwurzeln ( $< 2\text{mm}$ ) offensichtlich für die Frage der Beurteilung der Nährstoffversorgung der Pflanzen und den Feinwurzelsatz eine Bedeutung hat, die jedoch analytisch schwierig zu lösen ist. Das Ca/Al-Verhältnis lag auf den untersuchten Standorten zwischen 1.9 und 6.4 im Mittel bei 3.8. Ca/Al-Verhältnisse um oder unter 1, welches als Schwellenwert für Wurzelschäden diskutiert wird, wurden ohne Beziehung zur Standortsgüte nur bei einzelnen Proben gefunden. Unter Zugrundelegung dieses Grenzwertes war eine Schädigung der Buchenwurzeln durch Al-Toxizität auf den untersuchten Standorten nicht zu erwarten.

#### Die Lichtmessungen in den Beständen machten deutlich:

Eine wirkungsvolle Zunahme des Lichtzutritts mit einem Lichtgenuß am Boden von etwa 15-25% ist erst bei Bestockungsgraden um oder unter 0.8 der ertragstafelmäßigen Grundfläche, oder geschätzten Übershirmungen zwischen 60 und 70% zu erwarten. Die große Spannweite zwischen 31% und 6% relativem Lichtgenuß, die auf den Versuchspartellen der verschiedenen Bestände gemessen wurden, zeigte, daß das Licht auf einigen Standorten einen Minimumfaktor darstellte, während es auf anderen das für eine Buchennaturverjüngung notwendige Maß schon überschritten hatte.

#### Die vegetationskundlichen Untersuchungen ergaben:

Nach Einleitung der Verjüngung erfolgte auf fast allen untersuchten Standorten eine kräftige Zunahme konkurrenzstarker, z.T. nitrophiler Pflanzen bei gleichzeitigen Vorkommen acidotoleranter Arten.

Deutlich wurde die Abhängigkeit der Zunahme der Bodenvegetation vom relativen Lichtgenuß und somit auch vom Grad der Auflichtung.

Die Entwicklung auf den untersuchten Standorten zeigte, daß auf mittleren Standorten vom zweiten und dritten Jahr an nach Vorbereitungs- und Nachlichtungshieben, die den relativen Lichtgenuß auf deutlich über 10% ansteigen lassen, mit einer starken Verkräutung und Vergrasung der Verjüngungsfläche gerechnet werden muß.

Das Wachstum der Keimlinge und Sämlinge wurde auf den untersuchten Standorten am stärksten von der Lichtversorgung beeinflusst.

Die deutlichsten Effekte zeigten sich an den Wurzelgewichten, die bei einer Verdoppelung des relativen Lichtgenusses von 7 auf 14% um 100% erhöht wurden und eine wesentlich stärkere Förderung als die Sproßgewichte oder Biomassen erfuhren. Die Untersuchungen haben weiter gezeigt, daß durch eine Verbesserung der Bodenbedingungen durch Bearbeitung und Kalkung neben den Wurzelmassen auch die Struktur des Wurzelsystems junger Buchen günstig beeinflusst wurde. Unterschiede in der Entwicklung traten besonders im zweiten Jahr deutlich hervor. Als Gradmesser für die Wurzelentwicklung erwies sich das Ausmaß der Seitenwurzelbildung, besonders in tieferen Bodenbereichen sowie das Verhältnis von Störpunkten (Narben abgestorbener Seitenwurzeln oder nicht ausgetriebener Seitenwurzelanlagen) zu Seitenwurzeln im Oberboden als geeignet. Überschreitet die Zahl der Störpunkte die der Seitenwurzeln im Tiefenbereich 1 - 4 cm deutlich, kann dieses als Hinweis auf erhöhte Feinwurzelumsätze durch Bodeneinflüsse interpretiert werden. Eine günstige Entwicklungsmöglichkeit für die jungen Buchen zeichnete sich dann ab, wenn das im ersten Entwicklungsjahr noch mit Hilfe der Reservestoffe gebildete Wurzelsystem ohne den Verlust von Seitenwurzeln das Gerüst für die weitere Ausbildung des Wurzelsystems bilden kann.

Von den untersuchten Schadsymptomen an Keimlingen und Sämlingen hatten folgende den stärksten Einfluß auf Vitalität und Mortalität:

#### Schäden im Sproßbereich

##### - Chlorosen

Dieses weitverbreitete Schadsymptom konnte durch verschiedene experimentelle Untersuchungen auf die Saugtätigkeit von Zwergzikaden aus der Gattung *Typhlocyba* (Homoptera, Auchenorrhyncha: *Typhlocybidae*=Zwergzirpen), hauptsächlich von *Typhlocyba cruenta* H. S. oder verwandter Arten zurückgeführt werden.

Eine Beteiligung von Ozon an der Symptomatik und Verursachung von Blattchlorosen konnte in diesen Untersuchungen ausgeschlossen werden.

Die Schädigung der Pflanze durch Zwergzikadenbefall erfolgt hauptsächlich durch die Gewebsverletzung und den Entzug photosynthetisch wirksamer Substanzen. Die resultierende Verringerung der Translokation von Photosyntheseprodukten zum Wurzelsystem kann deren physiologische Aktivitäten stark beeinträchtigen und die Blattalterung beschleunigen.

Es konnte nachgewiesen werden, daß eine starke Reduktion der Wachstumsparameter nach Zikadenbefall erfolgte, ebenso kamen vorzeitige Blattalterung und Störung des Triebwachstums in den Daten signifikant zum Ausdruck.

#### -Schnecken

Massenvermehrungen werden besonders bei feuchter Witterung durch in den Boden eingearbeitetes organisches Material längerfristig gefördert. Wenn schon Jahre vor der Verjüngung einmal Bodenbearbeitungsmaßnahmen durchgeführt wurden, kann sich wahrscheinlich in den geschaffenen Hohlräumen ein starkes Schneckenpotential aufbauen, wodurch hohe Ausfälle in den ersten Wochen nach dem Auflaufen der Keimlinge bewirkt werden können.

- Kahlnahtiger Graurüßler (*Strophosomus melanogrammus* Först.)  
Der Käfer wurde auf nahezu allen Versuchsflächen angetroffen. Das Schadensausmaß reichte je nach Standort von vereinzelt leichten Rindenschäden bis zu massivem, kambiumtiefen Ringelfraß, der zur Unterbrechung des Saftstromes und oft zum Tod der betroffenen Pflanzen führte. Die durch ihn hervorgerufenen Fraßschäden hatten deutliche Zuwachseinbußen bei den betroffenen 2- und 3-jährigen Sämlingen zu Folge, stark befressene Sämlinge starben häufig ab.

#### Schäden im Wurzelbereich

##### Abiotisch bedingte Schäden:

Einige Autoren beschreiben Wurzelschäden an jungen Buchen, die sie auf Immissionseinwirkungen zurückführen. Bei den eigenen Untersuchungen traten unspezifische pathologische Erscheinungen wie nekrotische Wurzelrinden und koralloide Wuchsformen in nur geringem Umfang auf. Es wurden auch andere untypische Wuchsformen gefunden, wie stärkere Verzweigungen der Hauptwurzelachse, gehäuftes Auftreten von Seitenwurzeln auf eng begrenzten Abschnitten der Hauptwurzelachse u.ä.. Die Wurzeluntersuchungen zeigten, daß das Bodenmilieu und die Assimilationsleistung einen großen Einfluß auf die Wurzelentwicklung haben. Eine schwache Wurzelentwicklung mit geringen Seitenwurzelzahlen und hohen Wurzelumsätzen durch Lichtmangel und/oder saures Bodensubstrat wurden durch unterschiedliche Wurzelmassen, Unterschiede in der Wurzelmorphologie und Veränderungen des Seitenwurzel/Störpunkt-Verhältnisses nachgewiesen. Ein direkter Bezug auf die in Hydrokulturversuchen erzeugten Schadbilder ist wegen der Vielzahl der im Freiland wirksamen Einflüsse auf das Wurzelwachstum nur sehr begrenzt möglich.

### Biotisch bedingte Schäden:

#### -Larven

An etwa 10-15% der eingegangenen Keimlinge wurden kurz nach dem Auflaufen Fraßschäden durch Schnaken und Schnell- und Buchenprachtkäferlarven festgestellt. Am häufigsten beobachtet wurden Elateriden, die Pflanzenwurzeln befraßen und aushöhlen.

Die Auswirkungen derartiger Schäden sind ungewiß, letale Folgen sind wahrscheinlich nur bei einem massiven Befall in einem frühen Keimlingsstadium zu befürchten, bei älteren Sämlingen nekrotisieren die Wunden oder werden überwältigt. Ein Rückgang der Besiedlungsdichte nach Kalkungen wird für möglich gehalten.

#### -Collembolen und Nematoden

An den Wurzeln von Keimlingen konnten verschiedentlich Collembolen und Nematoden nachgewiesen werden. Dem Collembolenfraß zuzuordnender Anteil der registrierten Wurzelschäden lag zwischen 4 und 9%.

Schädigungen können in Extremfällen soweit gehen, daß bei auflaufenden Keimlingen die Hauptwurzel durch Fraßtätigkeit zum Absterben gebracht wird, doch sind solche Erscheinungen wahrscheinlich selten.

### Der Mortalitätsverlauf zeigte folgende Charakteristika und Abhängigkeiten:

Der Mortalitätsverlauf in den Versuchsbeständen sowie die Erhebungen an den markierten Sämlingen bestätigten die Erkenntnisse früherer Untersuchungen, die in den ersten drei Entwicklungsjahren Mortalitäten von 25 bis mehr als 75% sowie eine Stabilisierung der Pflanzenzahl mit dem dritten Lebensjahr feststellten. Angaben über Mindestpflanzenzahlen die für eine ausreichende Verjüngung notwendig sind, sollten sich daher frühestens auf dem Bestand an zweijährigen Sämlingen beziehen.

In der frühen Keimungsphase, etwa bis zum Verlust der Keimblätter, spielt die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Keimsubstrates eine große Rolle. Dieses wurde in den erhöhten Auflaufzahlen auf den gekalkten Bodenvarianten deutlich.

Nacktschneckenarten können darüber hinaus in diesem Entwicklungsstadium die Zahl der Keimlinge stark reduzieren, möglicherweise werden frischgekalkte Böden von Nacktschnecken wegen der dehydrierenden Wirkung des Kalkes gemieden.

Der weitere Verlauf der Mortalität wird von anderen Faktoren mitbestimmt, wie die Annäherung der prozentualen Verluste auf den verschiedenen Bodenvarianten zeigte.

Mit zunehmendem Alter der Keimlinge wird der Einfluß des Bodensubstrates auf die Mortalität durch eine Vielzahl von

Schädigern überlagert. Neben unmittelbar letalen Einflüssen wie Wild, Mäuse etc. können verschiedene Faktoren zusammenwirken und schließlich zum Absterben führen. Wenn z.B. ein Keimling unter Lichtmangel aufwächst und stark von Zwergzikaden oder Blattläusen besaugt wird, sinkt seine Assimilationsleistung, was zu einer starken Reduktion des Wurzelwachstums führt. Das Wurzelsystem kann nun zur Wasser- und Nährstoffversorgung den Boden nicht weiter aufschließen und stagniert im oberen Mineralbodenhorizont. Herrschen hier ungünstige hydrologische und/oder chemische Verhältnisse, kann dieses einen weiteren Abbau von Wurzelsubstanz bewirken und schließlich zum Tod der Pflanze führen.

Aus den verschiedenen Teilaspekten der durchgeführten Untersuchungen werden folgende Empfehlungen für die waldbauliche Behandlung von Buchennaturverjüngungen abgeleitet:

Der schon vielfach nachgewiesene und wieder bestätigte fördernde Einfluß von Bodenbearbeitungen und Kalkungen läßt diese Maßnahmen als unumgänglich zur Vorbereitung von Buchennaturverjüngungen besonders auf bodensauren Standorten erscheinen.

Zu fordern ist eine Bearbeitung, die eine Freilegung des Mineralbodens bewirkt, so den Eckern gute Überwinterungsmöglichkeiten schafft und die Gefahr des Befalls durch parasitäre Pilze abmildert. Wichtig ist, daß die Bearbeitung tief genug in den Boden eingreift, damit die stärker versauerten oberen Mineralbodenhorizonte genügend mit weniger belastetem Material vermengt werden und auch der Humus mit genügend Mineralbodenmaterial vermischt wird. Auf podsoliierten Böden sollte die Bearbeitung mindestens 10 cm in den noch nicht podsoliierten Mineralboden gehen, auf Böden mit stärkerer, schlecht zersetzter Buchenstreu noch wesentlich tiefer.

Der Humus soll als wichtiger Nährstofflieferant auf keinen Fall vor der Bearbeitung abgeschoben werden, da sonst besonders auf tonmineralarmen Standorten mit Ernährungsstörungen gerechnet werden muß. Sofern in dem zu verjüngenden Bestand nicht schon Jahre vor der Mast Meliorationskalkungen durchgeführt wurden, wird eine Kalkung von etwa 30 dt/ha im Anschluß an die Bearbeitung empfohlen.

Von gleicher Bedeutung wie ein verjüngungsfreundlicher Bodenzustand ist eine ausreichende Lichtversorgung der Keimlinge und Sämlinge. Die hohe Abhängigkeit der Wurzelbildung vom Lichtgenuß zeigte, daß sich Lichtmangel und Bodentoxizität in ihrer Wirkung gegenseitig verstärken. Aus diesem Grund sollte im Schirmschlagbetrieb schon vor dem Auflaufen der Verjüngung der Bestand soweit aufgelichtet sein, daß mindestens 15 % rela-

tiver Lichtstärke am Boden erreicht werden. Zwei, höchstens drei Jahre später sollte bei einer befriedigenden Entwicklung der Verjüngung nachgelichtet werden. Das Ausmaß hängt von der Entwicklung der Bodenvegetation ab. Darin liegt heute ein wichtiges Problem :

Auf vielen Standorten ist deren Entwicklung schon bei geringen Auflichtungsgraden erheblich und kann die Verjüngung behindern. Eine Dämpfung der Vegetationsentwicklung ist durch Verminderung der Lichtzufuhr bei den gegenwärtigen Stickstoffeinträgen nur begrenzt möglich, ohne den Aufwuchs substantiell zu gefährden. Das zwingt in manchen Fällen zu einem begrenzten Einsatz von mechanischen oder chemischen Bekämpfungsmaßnahmen.

#### Diskussion zum Vortrag KOSS

Zunächst wurde nach den Prioritäten bei den forstlichen Maßnahmen zur Vorbereitung von Buchennaturverjüngungen gefragt, z.B. bezüglich der beiden Alternativen Bodenbearbeitung ohne Kalkung bzw. mit Kalkung. Das Problem der Bodenbearbeitung liegt in der Förderung der internen Stickstoffmineralisation, die zu einer zusätzlichen Versauerung führt. Aus Bodenschutzüberlegungen sollte darum bei den Maßnahmen je nach Standort differenziert werden.

Auf die Frage, welche Rolle *Calamagrostis* dabei spielen kann, meinte Herr Koss, daß dieses Gras dichte Horste bilde und deshalb eine starke Konkurrenz für den Buchenjungwuchs bedeute. Da *Calamagrostis* relativ Aluminium-resistent ist, kann diese Grasart als Anhaltspunkt für Aluminium-Toxizität im Boden dienen. In den letzten Jahren ist sie mehr und mehr von nitrophilen Arten verdrängt worden.

Herr Röhrig erwähnte, daß die nitrophilen Arten, mit Ausnahme der Himbeere, die Buchenverjüngung behindern. Ein Vorteil der Bodenbearbeitung ist z.B., daß sie bei schlechtem Humuszustand parasitäre Keimlingskrankheiten verhindern könnte. Eine Kalkung wäre 10 bis 20 Jahre vor der Naturverjüngung am günstigsten, weil dieser Zeitraum für die Bodenorganismenwelt ausreicht, um sich auf die durch die Kalkung veränderten Bedingungen einzustellen.

## Untersuchungen zur Sanierung immissionsgeschädigter Buchenwaldökosysteme

G. MERG, R. FEIG, D.L. GODBOLD, A. HÜTTERMANN

### 1. Einleitung

Will man weiterhin Buchenwälder natürlich verjüngen, so ist die Erarbeitung eines langfristig wirksamen Sanierungskonzepts unerlässlich. Grundlage eines solchen Konzepts muß die möglichst zweifelsfreie Kenntnis der Ursachen der derzeit bei den Buchen auftretenden Probleme sein. Daher war es bei der Durchführung dieses Forschungsvorhabens notwendig, nicht nur Methoden zu erarbeiten, mit denen die Überlebensfähigkeit der Buchennaturverjüngung verbessert werden sollte, sondern es mußte auch an Altbäumen untersucht werden, welche Streßfaktoren dort wirksam sind.

Hier muß unterschieden werden zwischen:

1. der direkten Wirkung auf die Assimilationsorgane und
2. der Wirkung von Schadstoffen auf den Ionenhaushalt der Bäume, die hauptsächlich über den Boden läuft.

Es wurden sowohl Altbäume in verschiedenen Beständen untersucht als auch Buchensaatens, die auf Substraten mit verschiedener Bodenbearbeitung angelegt waren.

Der Nachweis der Wirkungen von Luftschadstoffen an der Ausprägung verschiedener Schädigungsgrade kann wie folgt erbracht werden:

1. Für die verschiedenen in der Diskussion befindlichen Luftschadstoffe gibt es aus Laborversuchen eine Fülle von biochemisch und physiologisch erfaßbaren Parametern, die auf die Exposition mit diesen Stoffen sensibel reagieren. Wenn diese Luftschadstoffe in irgendeiner Weise beim Zustandekommen der Waldschäden beteiligt sind, so müßte dies über eine Korrelation mit dem Schädigungsgrad der Bäume darstellbar sein. Wird eine dominierende Wirkung in einem Waldökosystem vermutet, so müßte sich dies in einer erhöhten biochemischen Reaktion der geschädigten Bäume im Vergleich zu den ungeschädigten auswirken.

Eine Wirkung über den Boden in der Form von Säurestreß müßte andererseits direkt über die unterschiedlichen Ionengehalte der Zellwände der primären Wurzelrinde nachgewiesen werden.

An streßphysiologischen Parametern für eine Beurteilung möglicher direkter Schädigungen der Assimilationsorgane wurden folgende Daten erhoben:

- Photosynthesemessungen über den CO<sub>2</sub>-Gaswechsel und die Transpiration,
- Bestimmungen des Chlorophyllgehalts, des Chlorophyll -a/b- Verhältnisses und der Carotinoide
- die Kautsky-Fluoreszenz, ein Maß für die maximale potentielle Photosyntheseaktivität eines Blattes,
- die Gehalte an Adeninnukleotiden, die Energy Charge und das ATP-ADP-Verhältnis, sowohl der Blätter als auch der Wurzeln
- weiterhin der Stärkegehalt der Blätter, deren Basen- neutralisationskapazität , die horizontale Wasserverteilung im Stamm, biologische und chemische Analysen des Bodens und Elementgehaltsbestimmungen von Feinwurzeln und Blättern mittels AAS-Ascheanalysen und Röntgenmikroanalysen.

Zwei Buchenaltbestände im FA Horn, etwa 5 km Luftlinie voneinander entfernt, wurden 1984 ausgewählt: der eine wegen seiner Schäden in der Lichtkrone, der andere als der vitalste Referenzbestand im Forstamt. Dazu wurden im Forstamt Lage Versuchspartzen mit Buchensaat auf verschiedenen Substraten angelegt.

## Ergebnisse

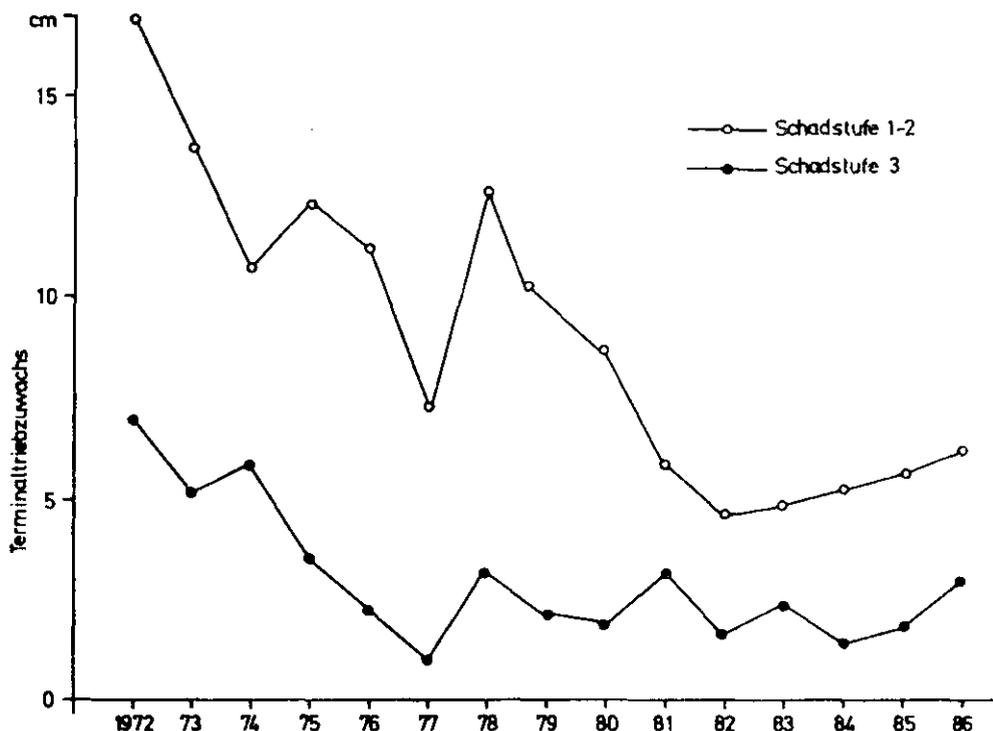
Zur Vitalitätsansprache der Altbuchen wurde der Schlüssel von Roloff (1986) verwendet. Die dort vorgenommene Eingruppierung orientiert sich ausschließlich an den Verzweigungsstrukturen und Triebblängen, nicht aber an deren Folgen, den Zweig- oder Blattverlusten und einer Auflichtung der Krone. Die Gründe dafür seien hier kurz skizziert:

- 1.) Das Verzweigungssystem der Terminaltriebe kann als sehr aussagekräftiges Vitalitätskriterium angesehen werden, da es sich nach der zugrundeliegenden, genau definierten Wachstumsphase deutlich ändert.
- 2.) Vorübergehende Einflüsse, z.B. Trockenschäden, beeinträchtigen die Einstufung in die verschiedenen Vitalitätsstufen nicht, da die zugrundeliegenden Kriterien davon unbeeinflusst bleiben.
- 3.) Ein solcher Vitalitäts- oder Schadstufen-Schlüssel ist auch (bzw. gerade) im Winter anwendbar. Er ist damit unabhängig von der sehr variablen Belaubung von Jahr zu Jahr durch unterschiedliche Blattgrößen und Trockenschäden.

4.) Ein und derselbe Baum kann nicht innerhalb von einem oder zwei Jahren verschiedene Vitalitätsstufen durchlaufen, da für die Ausbildung unterschiedlicher Kronenstrukturen ein längeres Anhalten einer Wachstumsphase notwendig ist. Damit kann man also die langfristige Entwicklung von Buchenbeständen verfolgen bzw. abschätzen (oder über Triebblängenmessungen an Probestämmen rekonstruieren).

5.) Jährlich zu beobachtende Schwankungen in der Belaubungsdichte, die auf unterschiedliche Blattgrößen zurückzuführen sind, oder auch eine genetisch bedingte Kleinblättrigkeit bleiben hierbei unberücksichtigt. Während die Aufnahme nach der Waldschadenserhebung primär die akute Schadsituation aufzeigt, weist eine Veränderung des Kronentyps durch eine Abnahme der Feinverzweigung auf eine Vitalitätseinbuße über einen längeren Zeitraum hin.

Abb.1: Wipfeltriebentwicklung von je 5 Bäumen der Abt.126c und 211a



Die Gaswechsellmessungen an insgesamt 60 Zweigen von 5 Bäumen der Schadklasse 1 -2 und der gleichen Anzahl der Schadklasse 3 (nach Roloff, 1986) zeigten unter Lichtsättigungsbedingungen eine erhöhte Nettphotosyntheseleistung der Schattkrone gegenüber der Lichtkrone und korrelierten damit mit dem erhöhten Chlorophyllgehalt. Trotz der großen Anzahl von Einzelmessungen (n = 120), ist aber weder diese Differenz noch die zwischen dem mehr und dem minder geschädigten Bestand statistisch signifikant. Die Transpi-

rationsraten lagen sowohl in beiden Beständen als auch in der Schatt- und Lichtkrone auf gleichem Niveau. Auch die stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf ließ ob der hohen Variabilität keine Unterschiede zwischen den beiden Beständen erkennen.

Bei allen Probennahmen zeigte sich die Tendenz erhöhter ATP-Konzentrationen bei Bäumen der Schadstufe 1-2 (Abt. 211a) gegenüber Bäumen der Schadstufe 3 (Abt. 126c), die jedoch in keinem Fall statistisch absicherbar waren. In gleicher Weise verhielten sich die ATP-ADP-Verhältnisse, die AEC (Abb. 2a, 2b) und die Phosphorylierungspotentiale. Eigene Untersuchungen an Ozon-begasteten Fichtensämlingen zeigten eine Verringerung der ATP-Gehalte, sowie der AEC und der ATP/ADP-Verhältnisse im Vergleich zur Kontrolle. Da eine höhere Ozonkonzentration im Bereich der Lichtkrone gegenüber der Schattkrone unterstellt werden kann (vertikale Ozonprofile im Buchenbestand wurden in der zugänglichen Literatur bisher nicht beschrieben), ist ein stärkerer Ozon-Effekt auf die Lichtblätter und damit eine Reduktion des Energie-Status nicht auszuschließen im Vergleich zu den weniger ozonbelasteten Schattblättern mit höherem Energie-Niveau.

Abb.2a: Adenin-Energy-Charge von Blättern (Altbuchen)

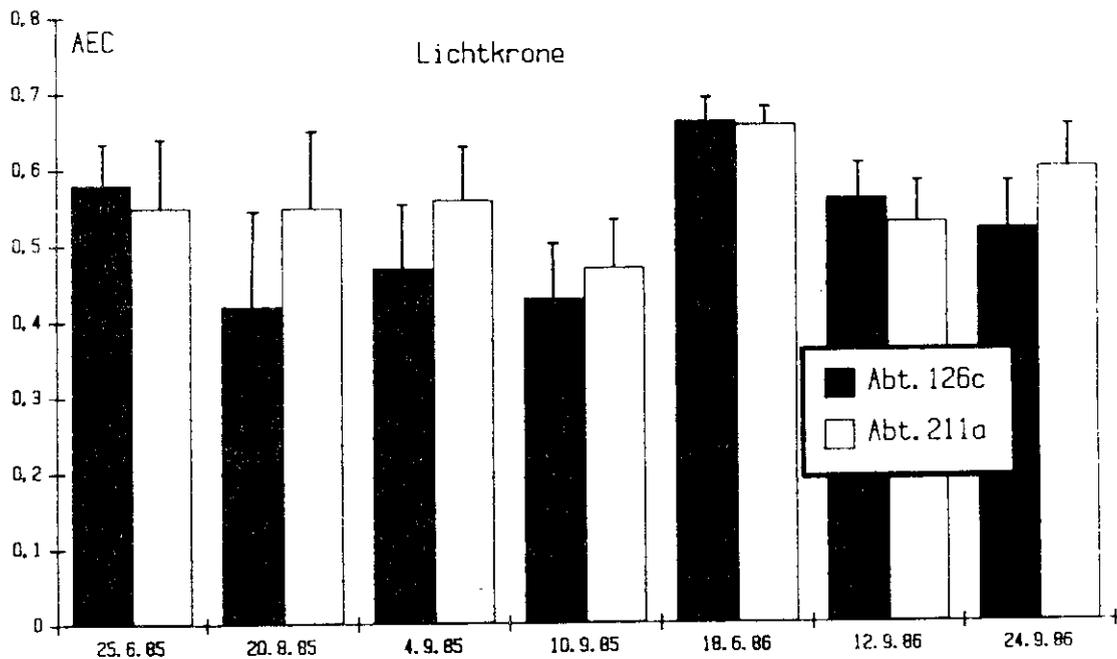
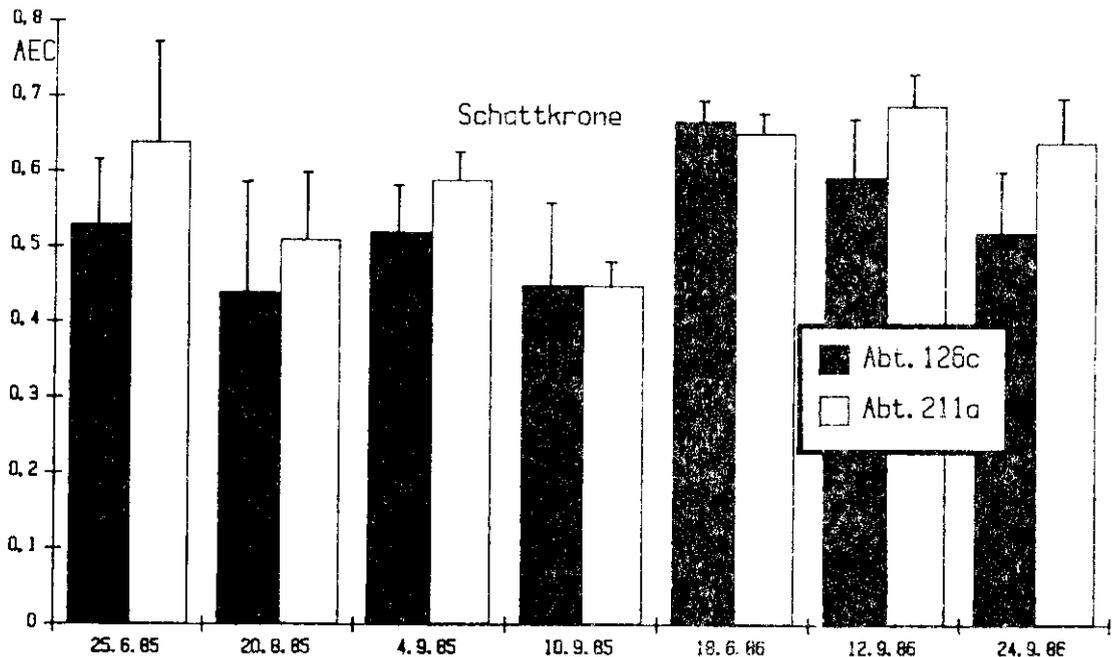


Abb. 2b:



Allgemein läßt sich feststellen, daß im Bereich des Energiestoffwechsels der Blätter keiner der gemessenen Indikatoren auch nur annähernd eine Korrelation mit der jeweiligen Schadstufe der Bäume erkennen läßt. Daraus folgt, daß die Energieübertragung in den Blättern sowohl bei der Photosynthese als auch im Bereich der Atmung bei unterschiedlich geschädigten Bäumen vergleichbar effizient vollzogen wird und als Begründung für das sichtbare Schadbild ausfällt.

Auch die ADN-Analysen der Feinwurzeln konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bäumen verschiedener Schadstufen aufzeigen.

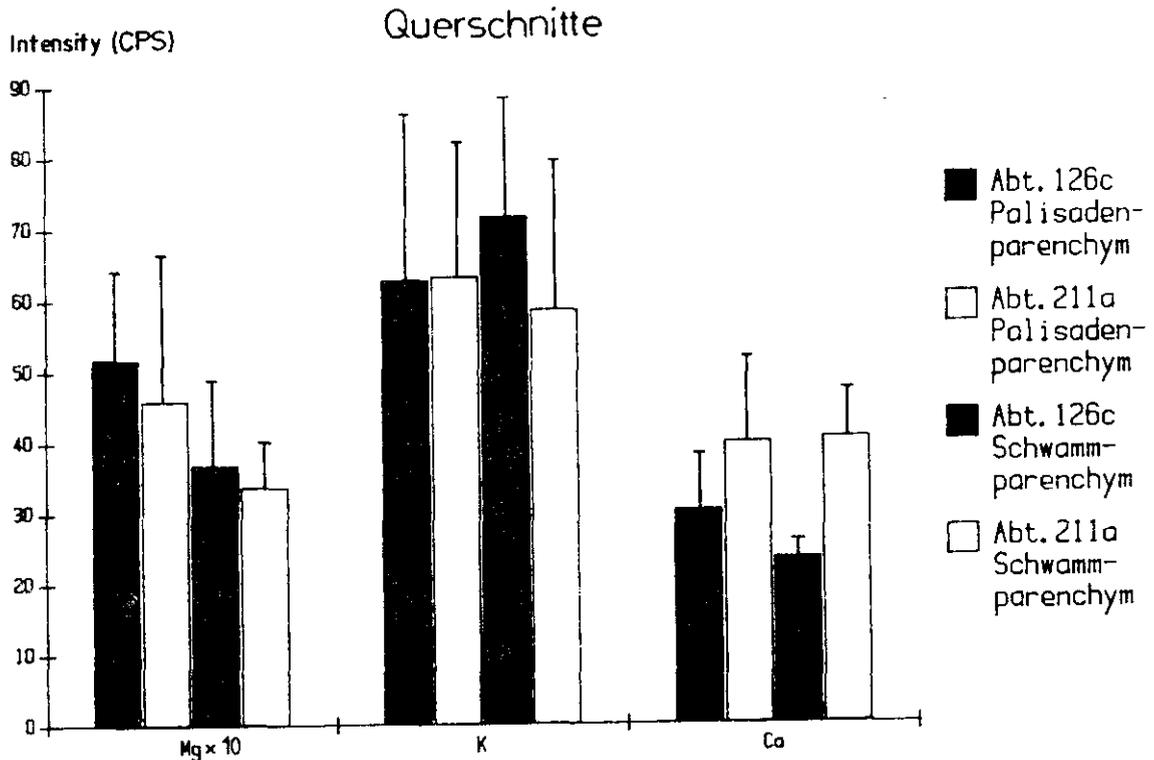
Unsere Untersuchungen zeigten weder im Gesamtchlorophyll- noch im Carotinoidgehalt absicherbare Unterschiede zwischen den beiden Schadstufen 1-2 und 3. Wie zu erwarten, traten in beiden Beständen höhere Pigmentgehalte in den Schattenblättern auf, jedoch ohne Änderung des Chlorophyll a/b-Verhältnisses. Eine pathologische Akkumulation von Stärke im Blattgewebe der Bäume mit der Schadstufe 3 ließ sich nicht nachweisen.

Signifikante Unterschiede in der Chlorophyll-Fluoreszenz (Kautsky-Effekt) der Blätter wurden nicht gemessen.

Allgemein ließen sich, sowohl aus den Röntgenmikroanalysen als auch aus den Ascheanalysen mit dem Atom-Absorptions-Spektrometer, (AAS) keine signifikanten Unterschiede im Ionenstatus der Blätter stark und weniger stark geschädigter Bäume erkennen. Die einzige Ausnahme bilden die Ca-Gehalte im Schwammparenchym von Lichtblättern der weniger geschädigten Bäume, die im Mittel etwa 80 % mehr

Ca enthielten als die vergleichbaren Blätter der stärker geschädigten Bäume (Abb. 3). Diesen Unterschied konnten die AAS-Werte nur andeuten, da der Ca-Gehalt in den mitveraschten Leitgeweben der Blätter bis zum 8-fachen höher liegt als der in Epidermiszellen der Intercostalfelder. Die Ca-Oxalat-Ablagerungen im Leitgewebe sind nicht mobilisierbar und so für einen kurzfristigen Ca-Bedarf des stoffwechselaktiven Schwammparenchyms auch nicht verfügbar. Die Ca-Nachlieferung müsste demnach ausschließlich durch eine kontinuierliche Zufuhr über den Xylemstrom erfolgen. Wird hier ein vergleichbares Blattleeching in beiden Beständen unterstellt, (wofür neben der räumlichen Nähe auch die vergleichbaren Gehalte an K und Mg sprechen) so deuten die geringeren Ca-Gehalte im Schwammparenchym auf eine mangelnde Nachlieferung von Ca über den Xylemstrom. Da die Epidermis und die Leitgewebe jedoch vergleichbar Ca-versorgt waren kann hier entweder ein direktes Leeching der inneren Blattgewebe oder ein indirektes Leeching und eine Ca-Nachlieferung aus den inneren Blattgeweben an die Epidermis unterstellt werden.

Abb. 3: Relative Elementgehalte von Blättern aus der Lichtkrone



Die auffälligste Größe bei den Röntgenmikroanalysen der Feinwurzeln waren die Al-Werte in der Wurzelrinde. Sowohl im Aeh-Oh als auch im Ae-Horizont zeigten sich etwa 6-fach höhere Belastungen der gesünderen Bäume auf Abt. 211a gegenüber den geschädigteren auf Abt. 126c. Die AKe-Werte bestätigen eine höhere Al-Belegung am Austauscher in der Abt. 211a. Auch die noch stärkere Kationensäure Fe ist im Rindenparenchym der Bäume auf Abt. 211a in etwa 5-facher Konzentration gegenüber Abt. 126c vorhanden. Einer doppelten bis dreifachen Schwefelkonzentration im Rindenparenchym der gesünderen Bäume stehen 50 - 60 % der Kaliumkonzentration im Vergleich zu den geschädigteren gegenüber. Da aber in allen Fällen die Endodermis noch intakt war, zeigte sich durch Diskriminierung von Al und Fe ein niedrigeres Niveau der Belastung des Zentralzylinders mit diesen Schadionen. Zur Interpretation sollen nun drei andere Aspekte eine Hilfestellung leisten:

1.) Eine dramatische Verringerung des Terminaltriebwachstums bei den Bäumen der Abt. 211a trat erst nach 1978 auf (im Vergleich zu den Mittelwerten aus ca. 500 Bäumen der Schadstufe 0), während die Bäume der Abt. 126c seit mehr als 26 Jahren weniger Triebblängenwachstum zeigen als Bäume der Schadstufe 0 (Tab. 19, Abb. 3).

2.) Die stärkere Belastung der Austauscher mit Fe- und H-Ionen deutet auf eine fortgeschrittene Versauerungsdynamik in Abt. 126c im Vergleich zur Abt. 211a hin, die dagegen mehr Al und Mangan verfügbar hat. (Bei den hier unterstellten vergleichbaren H<sup>+</sup>-Depositionsraten auf beiden Flächen weisen diese Daten auf eine wesentlich längere Periode des Bestandeslebens hin, in dem die Feinwurzeln der Bäume von Abt. 126c Nähstoffauswaschungen und toxischen Kationensäuren ausgesetzt waren.

3.) In beiden Abteilungen haben sich die Feinwurzeln weitgehend aus dem Mineralboden zurückgezogen und ihre Hauptmasse in den Oh-Aeh-Horizont verlegt.

Diese Ergebnisse zeichnen nun das Bild einer Wurzelschädigung im Mineralboden, die im Fall der Bäume von Abt. 211a erst seit etwa 10 Jahren Wirkung zeigt (der Boden befindet sich erst am Anfang des Al-Puffer-Bereiches), während die Bäume der Abt. 126c schon sehr viel länger unter einem gegen Trockenheit empfindlicheren nach oben verlagerten Wurzelsystem leiden (der Boden befindet sich schon am Anfang des Fe-Puffer-Bereiches und zeigt eine hohe H<sup>+</sup>-Sättigung am Austauscher).

Die C/N-Analysen von Blättern und Wurzeln ergaben keine Hinweise auf eine Stickstoffüber- oder -unterversorgung dieser Pflanzenteile.

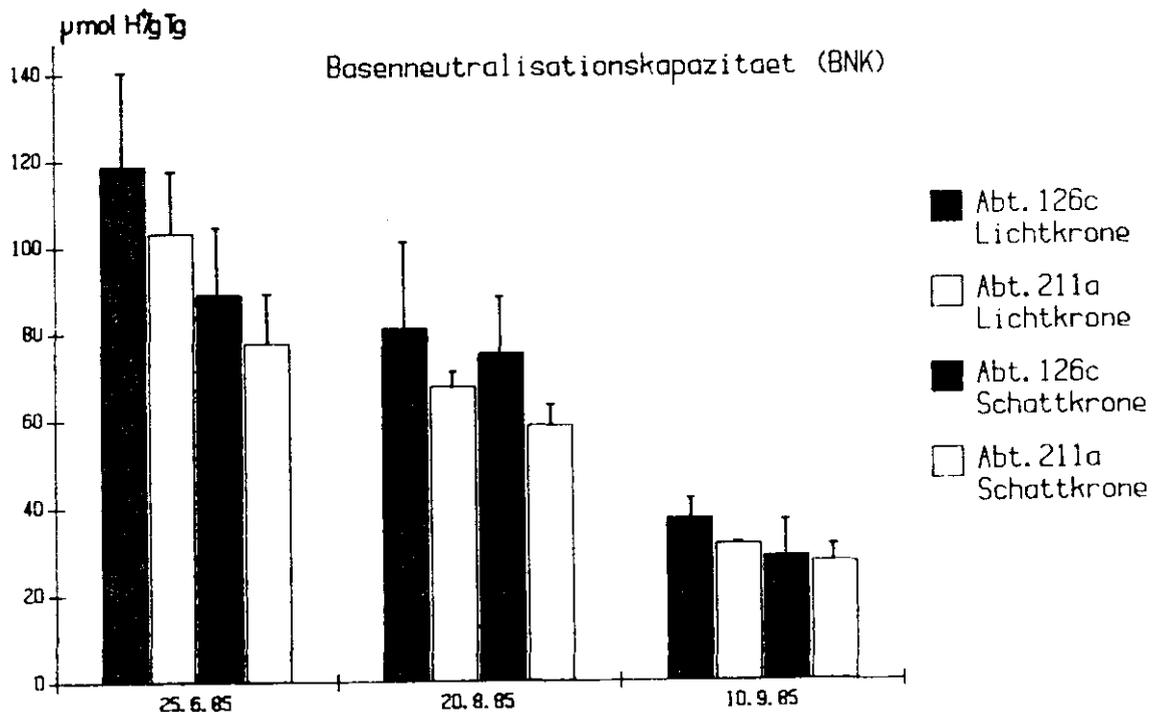
Die Ansprache der Mycorrhizierung wurde am Schnitt für die Röntgenmikroanalysen vorgenommen. Dabei zeigten 93% der Feinwurzeln von Abt. 126c (geschädigter Bäume) und 100% der Feinwurzeln der Abt. 211 a einen Hyphenmantel mit mehr oder weniger ausgeprägten

Hartig-Netzen. 75% der Wurzelrinden im Aeh-Oh-Horizont der Abt. 126c zeigten deutliche intrazelluläre Infektionen von Mycorrhizapilzen, während 66% der Abt. 211a infiziert waren.

Im Mineralboden wiesen alle Feinwurzeln der Abt. 126c intrazelluläre Infektionen ihrer primären Rinde auf, während nur 37 % der Rinden von Abt. 211a infiziert waren. Bei dem hier beobachteten Ausdifferenzierungsgrad der primären Feinwurzeln können diese Infektionen als ein Zeichen vorzeitiger Alterung oder Devitalisierung gewertet werden.

Auch die gemessenen BNK-Werte zeigten im direkten Vergleich von Blättern der Abt. 211a mit denen der Abt. 126c keine signifikanten Unterschiede (Abb.4). Gleichwohl war auf beiden Abteilungen ein jahreszeitlich gleicher Trend zu beobachten, der die BNK von hohen Werten im Juni parallel zu einer Akkumulation von Ca im Blattgewebe auf etwa die Hälfte dieses Säureinhalts im September absinken ließ.

Abb.4:



Bei der Computertomographie des Stammes wies keiner der untersuchten Bäume Spuren von Stammfäule oder gar Cavernen auf. Die Wasserverteilung in den Stämmen der wenig geschädigten Bäume unterschied sich jedoch deutlich von der in den stark geschädigten Bäumen: Während die gesünderen Bäume einen kleinen, engeren Bereich der letzten, etwa 20 Jahrringe mit höchster Wassersättigung (höchste Dichtewerte) aufwiesen, verteilte sich diese Zone bei den

Bäumen 1 und 2 (Schadstufe 3) auf einen weit größeren Bereich stammeinwärts, was auf eine Vernässung dieser Partien hindeutet und ein untypisches radiales Verteilungsmuster bei der Buche darstellt.

Im Forstamt Lage wurden 1984 unter Altholzschirm 24 Buchensaatparzellen angelegt. Je sechs Parallelen einer Bodenbearbeitung, einer zusätzlichen dolomitischen Kalkung, eines Humusabtrages und einer Einheitserdevariante.

Behandlung	Photosynthese ( $\mu\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$ )	Transpiration ( $\text{mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$ )	Dunkelatmung ( $\mu\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$ )
Kontrolle (1)	40 +/- 28	16 +/- 5,5	-36 +/- 26
Kalkung (2)	113 +/- 6	23 +/- 3,6	-33 +/- 12
Mineralboden (3)	67 +/- 62	23 +/- 5,4	-67 +/- 17
Einheitserde (4)	72 +/- 66	17 +/- 7,1	-33 +/- 3

(n = 9)

Bei den Messungen der Adeninnukleotidgehalte im Blattgewebe zeigte sich eine deutliche Verbesserung des Energiestatus der gekalkten Flächen gegenüber den Kontrollflächen, sowohl in der AEC als auch im Phosphorylierungspotential, den ATP-Gehalten und den ATP/ADP-Raten. Die niedrigsten Werte zeigten in allen Probenahmen die Variante auf reinem Mineralboden, während sich die Pflanzen in Einheitserde am besten entwickelten und gleichzeitig die höchsten Energieladungswerte aufwiesen.

Die Feinwurzeln wiesen allgemein höhere ATP und ADN-Gehalte, geringere Gehalte an anorganischem Phosphat (Pi), höhere Energieladungen (AEC) und höhere Phosphorylierungspotentiale auf als die Blätter der gleichen Pflanzen. Es zeigten sich jedoch bei gleicher Reihenfolge im Energiestatus, (Beh. 4, 2, 1, 3) größere Differenzen der Kalkung (2) gegenüber der Kontrolle und der Einheitserde (4) gegenüber dem Mineralboden.

Die Rasterröntgenmikroanalysen der Blätter ergaben eine signifikante Erhöhung der Mg-Werte, besonders der Blattunterseite (2,3 x) und des Palisadenparenchyms (2,9 x) der gekalkten (2) im Vergleich zu den ungekalkten Pflanzen.

Bei den Feinwurzeln zeigten die Pflanzen auf gekalktem Substrat wesentlich geringere Ionenkonzentrationen im Zentralzylinderparenchym, verglichen mit den Kontrollflächen. Hingegen lagen die

Ionengehalte im Rindenparenchym bei allen vier Behandlungsvarianten auf vergleichbarem Niveau. Die Feinwurzeln wurden in 2 Tiefen (0 - 5 und 15 - 20 cm) geworben und zeigen bei der gekalkten Variante, daß die Al-Belastung im Oberboden (0 - 5 cm) wieder etwas höher als in 15 - 20 cm Tiefe war, was auf eine für die Wurzeln spürbare Versauerung schon innerhalb von 16 Monaten nach der Kalkung hinweist.

Gründe hierfür wären in der sauren Deposition und/oder einem Mineralisierungsschub mit Überschuß-Nitrifizierung nach der Bodenbearbeitung und pH-Anhebung zu suchen.

Bei einem Vergleich der vier Behandlungsvarianten fällt besonders die starke Reduzierung von Al im Rindenparenchym (15 - 20 cm) durch die Kalkung auf: hier ist die Al-Belastung auf gleichem Niveau wie bei der Einheitserde. Gerade diesen Effekt kann die AAS-Analyse nicht zeigen, die sogar den gekalkten Feinwurzeln eine 2,5-fach höhere Fe-Belastung als den Kontrollpflanzen attestiert. Hier scheint es sich, bei aller Sorgfalt während der Reinigung der Wurzeln, um anhaftende Mineralbodenteilchen zu handeln, die die Analysenwerte ins Uninterpretierbare verfälschten.

Besonders deutlich sind auch die stark erhöhten Mg-Werte nach der Kalkung im Rindenparenchym, während sich die Ca-Gehalte hier nach der Kalkung uneinheitlich veränderten. Eine Reduzierung der Mn-Gehalte in der gekalkten Variante ist auf den stark erhöhten pH-Wert zurückzuführen und kann auch durch die Werte der AKe-Bestimmungen bestätigt werden. Als einzige Variante zeigten die Feinwurzeln aus der Mineralbodenvariante in der Wurzelrinde wie im Zentralzylinder keine Bleibelastung, was auf den Humus als Bleiereservoir hindeutet. Auch hier erfüllte, wie bei den Altbuchen, die schon ausdifferenzierte Endodermis ihre Funktion, Al- und Fe-, aber auch Ca-Ionen zu diskriminieren, so daß die Werte im Zentralzylinder deutlich niedriger und bei allen vier Varianten auf gleichem Niveau lagen. Die wesentlichen Effekte der Kalkung im Vergleich zur Kontrolle waren demnach:

- höhere Blatt- und Wurzelbiomassen
- verminderte Mortalität ("erhöhte Schattentoleranz")
- höhere Energieladungen (AEC) in Blättern und Wurzeln
- höhere Nettophotosyntheseleistung
- eine starke Verringerung der Al- und Fe-Belastung in der Wurzelrinde
- eine deutliche Erhöhung der Mg-Gehalte
- eine Reduzierung der Zn- und Mn-Gehalte

## 6. Zusammenfassung und Vorschläge für forstliche Maßnahmen

1.) Der sowohl in Altbeständen als auch bei der Naturverjüngung prädisponierende Stressor ist die langanhaltende Bodenversauerung. Dies führt zu Wurzelschäden im Mineralboden und dadurch bedingt zu einer Verlagerung des Feinwurzelsystems in die obersten humosen Bodenhorizonte. Weder die verschiedenen streßphysiologischen Kennwerte noch der Ionenstatus der Blätter gaben Hinweise auf eine primäre Schädigung der Assimilationsorgane als Grund für die beobachteten Triebängenverkürzungen und Blattverluste in der Krone der geschädigteren Bäume von Abt. 126c. Dagegen konnten große Unterschiede in der Belastung der Feinwurzeln durch Säuren und toxische Al- und Fe-Ionen nachgewiesen werden, deren schädigende Wirkung in der Literatur hinreichend belegt ist. Zudem konnten die Buchensaatlinge auf verschiedenen Substraten zeigen, daß sich neben der allgemeinen Vitalität, der Blattmasse und dem Wurzelwachstum bei allen gemessenen streßphysiologischen Parametern eine Verschlechterung bei hoher Bodenacidität einstellt.

2.) Für die Altbestände wird eine regelmäßige dolomitische Kalkung empfohlen, spätestens jedoch im Alter 120 (U - 20), um der danach einzuleitenden Naturverjüngung die bestmöglichen Startbedingungen zu gewährleisten. Über die Zeitspanne, in der ein Altbestand nach Kalkung sein Wurzelsystem im Bereich unter 20 - 30 cm wieder regeneriert, liegen noch keine gesicherten Erkenntnisse vor. Ziel dieser Meliorationen sollte es sein, das Bodenmilieu stets oberhalb des Aluminium-Pufferbereichs zu halten. Der Vorhalt einer Kalkung hängt dabei in erster Linie vom externen Säureeintrag (Deposition), in zweiter Linie von der internen Säureproduktion des Bestandes ab (Akkumulation von Biomasse, Humusabbau mit Überschußnitratifikation). Natürlich spielen hier betriebswirtschaftliche Überlegungen eine Rolle (höhere Dosen für längere Zeiträume bedingen geringere Werbungskosten pro Jahr als geringe Dosen in kurzen Perioden).

Die exakte Herleitung der Kalkmengen sollte sich an der Säuremenge, einschließlich der austauschbaren Kationensäuren Al und Fe, orientieren (zu ermitteln als BNK durch Titration gegen NaOH bis etwa pH 4.9) und nur die Bodentiefe berücksichtigen, die umgebrochen oder in die eingearbeitet wird. Höhere Dosierungen oder eine oberflächliche Ausbringung führen zu einer Hydrogencarbonatmobilisierung, aber einer nur sehr langsam im Profil nach unten vordringenden hoch gepufferten "Entsauerungsfront".

Die Vorhaltdauer und damit die Periode einer Kalkung kann aus der im Bestand ermittelten Säuredeposition (in  $\text{Kmol H}^+ \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) und der applizierten Ca-Menge errechnet werden.

3.) Vor einer Buchenpflanzung oder einer Naturverjüngung sollten je nach Bodentyp, Versauerungsgrad und geplanter Meliorationstiefe eine genau berechenbare Menge dolomitischen Kalks ausgebracht und, wo möglich, eingearbeitet werden. (Berechnung siehe oben)

4.) Spätestens im Frühjahr nach einer hinreichenden Buchenmast sollte der Altbestand auf oder unter einen Bestockungsgrad von 0,7 gebracht werden, da die Beschattung bei einem Bestockungsgrad 0,9, wie im untersuchten Bestand, sehr hohe Mortalitätsraten während der ersten Vegetationsperiode nach sich zieht, die bei vollem Lichtgenuß auf gleichem Substrat vermeidbar sind. Dies zeigte der Vergleich mit identischem Pflanzenmaterial unter Freilichtbedingungen in Göttingen. Eine präzise Empfehlung für den Zielbetrocknungsgrad bei der Einleitung einer Buchennaturverjüngung kann hier nicht gegeben werden, da der untersuchte Bestand eine hohe Beimischung von Eichen und Lärchen enthielt und auf lichten Stellen sehr stark vergraste oder verkrautete. Wird ein Herbizideinsatz in Erwägung gezogen, so könnte eine stärkere Auflichtung des Altbestandes erfolgen, während im anderen Fall eine stärkere Beschattung beizubehalten wäre, um Kraut und Grasflora einzudämmen. Die Beschattung über den Bestockungsgrad zu beschreiben, scheint hier, trotz ihrer Ungenauigkeit, der einzig forstlich praktikable Weg zu sein, da andere Methoden viel zu aufwendig sind (z.B. photographische).

5.) Die stetige Versauerung der Böden in der Vergangenheit hat zunächst Bedingungen geschaffen, die für eine Übergangszeit die Waldbewirtschaftung erleichtert haben (Düngungeffekt, Verringerung der Konkurrenz durch Kraut- und Grasflora).

Inzwischen hat die Bodenversauerung einen Zustand erreicht, wo es immer schwieriger werden wird, überhaupt noch stabile Wälder zu begründen.

Somit muß die Forstwirtschaft in Zukunft deutlich höhere Arbeits- und Geldaufwendungen tätigen, als dies in der Vergangenheit der Fall war.

Neben dem Schutz der Bestände vor Bodenacidität durch Kalkungen sind hier die erhöhten Aufwendungen für die Naturverjüngung zu nennen, die vermehrter Hilfestellungen im Konkurrenzkampf mit der durch hohe Nitrateinträge geförderten Kraut- und Grasflora bedürfen.

Somit wird die Einleitung einer Buchenverjüngung immer mehr zu einer Gratwanderung zwischen ausreichender Basizität des Bodens, optimalem Lichtgenuß für die Sämlinge und einer hinreichenden Zurückdrängung der Kraut- und Graskonkurrenz.

### Diskussion zum Vortrag MERG

Zunächst ergänzte Herr Merg auf Nachfrage, daß bei den Versuchspartzen mit Buchensaat eine Kalkungsmaßnahme mit 10 Tonnen gemahlenem Kalk mit 10 % Magnesium-Anteil pro ha durchgeführt worden war. Der Mineralboden wies die schlechtesten Ergebnisse auf: Mycorrhiza war zwar bei fast allen Proben zu finden, jedoch waren bei den geschädigten Pflanzen 75 % aller Hyphenmäntel in die primäre Rinde hineingewachsen, bei den ungeschädigten waren es 65 %.

Herr Röhrig wies darauf hin, daß es im geschädigten Bestand einen versauerten Lößhorizont in 40–50 cm Tiefe gibt, dessen Untergrund wohl aus einer kalkreichen Verwitterungsschicht besteht, so daß viele Wurzeln in diese Schicht hineinwachsen.

Zur Frage des Calcium-Oxalats in Pflanzen wurde festgestellt, daß das Calcium-Oxalat in den Leitgeweben in erhöhtem Maße abgeschieden wird (bis zu 8-fach höher als in Epidermiszellen der Interkostalfelder). Calcium in den Blättern ist im Schwammparenchym sowohl im Apoplast als auch intrazellulär osmotisch nicht beteiligt.

Die Frage zur Adenin-Energy-Charge-Dynamik wurde folgendermaßen beantwortet: In Versuchen wurde ein relativ stabiler Zustand über Tag und Nacht durch entsprechende Enzymsysteme beobachtet. Das ATP/ADP-Verhältnis ändert sich jedoch im Tagesverlauf. Aus Begasungsversuchen geht hervor, daß man unterschiedliche Effekte im Adenin-Energy-Charge beobachten kann. Nach 3 Stunden Erholungszeit im Labor können sich die Pflanzen regenerieren, wohingegen eine Regeneration der im Freiland stehenden Bäume aufgrund schlechter Nährstoffversorgung und kontinuierlicher Schadstoffbelastung nicht möglich ist.

Auf die Frage, ob man bei den Blättern einen geringeren Schadeinfluß als bei den Wurzeln beobachtet, wurde mit einem eindeutigen Ja geantwortet, wobei man das Alter der Wurzeln berücksichtigen muß.

### Gesamt – Diskussion zu Themenblock 5

Die Frage, ob der Buchenwald eigentlich noch als naturnahes Ökosystem zu bezeichnen ist, verneinte Herr Koss. In früheren Jahrhunderten betrug der Verjüngungszeitraum noch 20 bis 30 Jahre. Heutzutage muß die Forstwirtschaft auch geringere sog. Sprengmasten ausnutzen.

Hier muß aber das Ziel der Forstwirtschaft beachtet werden, das darin besteht, in relativ kurzer Zeit ein naturnahes System zu schaffen, in dem Sukzessionen, wie Vergrasung und die Ausbreitung anderer Baumarten, möglichst vermieden werden sollen. Durch den Eintrag von Schadstoffen ist mittlerweile völlig ungewiß, ob sich noch die bisherige natürliche Sukzession entwickeln würde, wenn nicht eingegriffen wird. Dies gilt besonders für basenarme Standorte.

Aus der Diskussion ging hervor, daß aus dem pH-Wert nicht ohne weiteres auf "Bodentoxizität" geschlossen werden darf, da der pH-Wert als einziges Kriterium zur Beurteilung der Bodenversauerung nicht ausreicht. So wichtig er zur Kennzeichnung des Bodens ist, so wenig erlaubt er eine Aussage über die Ursachen der Versauerung, so z.B. über die dominierenden Anionen in der Bodenlösung, die boden- oder immissionsbedingt sein können.

Auf die Frage, ob Meliorationsmaßnahmen wie Kalkungen möglicherweise ähnliche Folgen für den Boden haben wie in der Landwirtschaft, wodurch Einheitswälder entstehen können, meinte Herr Godt, daß Kompensationskalkungen allein schon zur kurzfristigen Vitalisierung geschädigter Bestände inzwischen vielfach unausweichlich seien.

Die Bodenbearbeitung sollte jedoch auf bestimmte Standorte beschränkt werden. Entscheidend hierbei sind die physikalischen Eigenschaften des Bodens. Auch Herr Richter meinte, daß die Bodenbearbeitung in der Forstwirtschaft nicht vergleichbar sei mit derjenigen in der Landwirtschaft.

Von Herrn Gehrman wurde darauf hingewiesen, daß die meisten vorgetragenen Meßdaten standortabhängig und dadurch selten vergleichbar seien. Er forderte daher, daß in Zukunft Standortstypen gruppenweise zusammengefaßt werden sollten. Neben vielen Unterschieden gibt es auch Gemeinsamkeiten der Waldböden wie Humusdisintegration, die  $KAK_c$  und die Schwermetallmobilität, die bei niedrigem pH bei allen Böden gleich ist. Es wurde von den Diskussionsteilnehmern betont, daß Meliorationsmaßnahmen sehr differenziert gewählt werden sollten.

Die Frage, inwieweit großmaßstäbige geologische Karten für Meliorationsmaßnahmen oder zur Schadstoffklassifizierung eine Rolle spielen, wurde von Herrn Breckle eingebracht. Für pflanzensoziologische Untersuchungen sowie zur Beurteilung naturnaher Flächen scheint dies eine notwendige Hilfe zu sein.

Besonders hingewiesen wurde auf die Paderborner Hochebene, wo unter der mächtigen Lößauflage ein Kalkmuttergesteinsboden liegt. Die Naturverjüngung bleibt hier

angeblich seit längerem aus. Die Himbeere dagegen breitet sich gewaltig aus. Ein lohnendes Untersuchungsziel wäre hier z.B. die Ermittlung des Stickstoffhaushalts und des Schadstoffeintrags.

Wie stark Schädlinge an der Verursachung der "Neuartigen Waldschäden" beteiligt sind, muß noch gründlicher untersucht werden. Es wurde bedauert, daß keine Phytopathologen bei diesem Symposium vertreten waren.

Wie so oft in Waldschadensdiskussionen tauchte auch hier schließlich die Frage auf, wie ein "kranker" bzw. ein "gesunder" Baum zu definieren sei und welche Vitalitätsparameter dabei aussagekräftig sind. Obwohl die Kriterien zur Schadensansprache bundesweit inzwischen stärker vereinheitlicht wurden, bestehen bei der wissenschaftlichen Definition z.T. noch Unsicherheiten (z.B. physiologische Unterscheidung des gesunden und des kranken Baumes; Definition der Substanzen, die als "Schadstoffe" anzusehen sind).

Andererseits sind die Schäden sowohl in Kamm- als auch in Tallagen und dabei besonders an Bestandesrändern offensichtlich; auch ist die Säuredeposition in vielen Gebieten mit den Schadklassen korreliert usw.

Die Frage, ob eine regionale Erfassung der Waldschäden sinnvoller sei als die Erfassung vergleichbarer Standorte, blieb offen.

### Abschluß – Diskussion

Nach einem knapp gefaßten Resumee griff Herr Breckle (als Tagungsleiter) einige zentrale Stichworte der Tagung heraus, die zur Anregung der abschließenden Diskussion dienen sollten.

So wurde zunächst auf noch bestehenden Forschungsbedarf bezüglich der Wechselwirkungen und Bindungsformen von Schwermetallen hingewiesen. Eine Präzisierung der physiologisch wirksamen Spezies und Bindungsformen sei nötig, um die Pflanzenverfügbarkeit, Wirkungsschwellen und damit die Toxizität von Schwermetallen exakt beurteilen zu können. Auch die Frage der Kombinationswirkungen zwischen den toxischen Schwermetallen einerseits als der Wechselwirkungen mit den Nährstoffen andererseits ist bislang nur an wenigen Beispielen aufgegriffen worden.

Weiterhin muß wohl die Forschung zur Phänomenologie der Schadsymptome der Buche gründlich ausgeweitet werden. Hier sind Untersuchungen zu brauchbaren Vitalitätsparametern und ihre weiträumige Überprüfung überfällig. Mit letzterem hängt auch die genauere Untersuchung der sehr großen individuellen Schwankungsbreiten der Buche zusammen.

Herr Godt wies darauf hin, daß aufgrund von Schäden abgestorbene und aus dem Bestand entfernte Bäume bei der nächstjährigen Schadenserhebung statistisch nicht mehr erfaßt werden und somit das Gesamtschadensbild verzerren. Er schloß die Forderung an, das Totholz zu quantifizieren und in die Langzeit-Dokumentation des Schadensverlaufs einzubeziehen.

Trotz mehrerer Beiträge dazu im Rahmen dieses Symposiums konnte der Stellenwert der Mineralstoffernährung bei der Bewertung der Vitalität der Buche nicht abgeklärt werden. So traten z.B. Mangelsituationen bezüglich einzelner Nährelemente, die in einem bestimmten Jahr zu einer bestimmten Jahreszeit gemessen wurden, in Folgejahren nicht wieder auf; Trends ließen sich meist nicht absichern. Hier sind Langzeituntersuchungen am selben Standort von mindestens 5 Jahren und mehr nötig, da zahlreiche Standorts–Faktoren wie Witterung, Nährstoffangebot des Bodens, saisonale Schwankungen, Leaching etc. die Nährstoffversorgung des Baumes beeinflussen. Insbesondere in diesem Zusammenhang wurde diskutiert, inwieweit die Meßdaten nur "Veränderungen" innerhalb natürlicher Schwankungsbreiten kennzeichnen oder aber schon "Schädigungen", die irreversibel sein könnten.

Es wurde ergänzt, daß das Blattwerk eines Laubbaums dem Angriff von Luftschadstoffen nur eine Saison bis zum herbstlichen Blattwurf ausgesetzt sei, während der Schadstoff–Angriff über den Boden auf die Wurzeln einen Dauerstreß ohne Erholungsphasen bedeute.

Schließlich wurde darauf hingewiesen, daß trotz des Solling–Projekts noch eine Reihe von Fragen zur Wachstumsdynamik (incl. Kambiumaktivität) und Autökologie (incl. Mykorrhiza) der Buche offen seien.

Herr Wittig ging nochmals auf die Frage nach vergleichbaren Standorten in emissionsnaher und –ferner Lage ein. Er regte an, als gut vergleichbare Buchenwaldstandorte in NRW die von ihm untersuchten Flattergras–Buchenwälder im Ruhrgebiet und im Eggegebirge zu Dauerbeobachtungsflächen zu machen. In Swaney wurden bisher Buchenbestände auf saurem Boden mit Beständen auf Kalk (Luzulo– und Melico–Fageten) entlang eines Höhengradienten vergleichend untersucht. Durch Einbeziehung des Ruhrgebietsstandortes sei es möglich, neubelastete Flächen mit schon längerfristig belasteten zu vergleichen. Es wurde vorgeschlagen, daß die LÖLF die Dauerbeobachtungsfläche im Ruhrgebiet einrichtet und betreut.

Herr Godt betonte, daß es trotz Unsicherheiten bei der Schadensansprache jedoch keine Unklarheit bezüglich der Bodensituation in belasteten Buchenbeständen gebe. Der Trend zunehmender Versauerung der Waldböden stehe außer Frage, ebenso die Tiefenverlagerung der Versauerungsfront im Boden. Natürlich könne nicht jedes am Freilandstandort festgestellte Schadsymptom ursächlich mit Immissionswirkungen in Verbindung gebracht werden. Jedoch belegen experimentelle Ansätze im Labor oder in Begasungskammern die Beteiligung von Luftschadstoffen an der Auslösung von Schadsymptomen. Daher waren sich die Teilnehmer dieses Symposiums einig, daß weitergehende Emissionsminderungsmaßnahmen dringend erforderlich seien.

## Kohlenstoff – und Stickstoff – Mineralisation im immissionsbelasteten Stammfußbereich von Altbuchen

H. SCHÄFER

### Einleitung:

Untersuchungen auf stark belasteten Standorten in der Nähe von Großemittenten und an natürlich oder z.B. durch bergbauliche Tätigkeiten bzw. Klärschlammasbringung erheblich kontaminierten Böden legten die Vermutung nahe, daß sowohl Säuren als auch Schwermetalle in sehr hohen Konzentrationen toxisch auf die Mikroflora und -fauna wirken und damit zu Beeinträchtigungen der von ihnen vollzogenen Leistungen in Ökosystemen führen können (STROJAN 1978, FREEDMAN/HUTCHINSON 1980, LETTL 1985, NORDGREN et al. 1986 u.a.; vgl. auch Literaturangaben in VDI 1987 sowie SCHÄFER 1988). (Labor-) Experimente unter kontrollierten Bedingungen bestätigten diese Befunde (z.B. STRAYER et al. 1981, KREUTZER/ZELLES 1986, WILKE 1986, 1988, WELP 1987, BENGTSSON et al. 1988). Inwieweit die Reduzententätigkeit schon bei mäßig erhöhten Säure- und Schwermetallgehalten gehemmt wird, ist allerdings noch ungewiß (FRIEDLAND et al. 1986, FRITZE 1987, 1988, NOHRSTEDT 1987).

**Ausgangs-Fragestellung** der vorliegenden Arbeit war daher, ob sich auch in emittentfernen Waldökosystemen Störungen des Streuabbaus und insbesondere der Stickstoffnettomineralisation als Folge anhaltender Akkumulation von Azidität und Schwermetallen auffinden und statistisch nachweisen lassen.

Dabei mußte die Untersuchung einerseits auf eine **Fallstudie** beschränkt bleiben, nämlich auf den Vergleich der aufgrund des hohen Eintrags mit dem Stammablaufwasser als mit Protonen und Schwermetallen besonders belastet (s. Anhang) bekannten Baumfußbodenbereiche in Altbuchenbeständen ("Sonderstandorte" mit Indikator-/Monitor-Funktion, vgl. PAPRITZ 1987, WERNER et al. 1987, SCHÄFER 1987, JOCHHEIM/SCHÄFER 1988, WITTIG 1989 u.a.) mit dem übrigen Waldboden ("Normalstandorte") hinsichtlich der Dekomposition in organischer Auflage und Oberboden.

Andererseits sollten in Form einer **Querschnittsstudie** ("Screening") verschiedene repräsentative Buchenwaldgesellschaften des mitteleuropäischen Raumes einbezogen werden, um eventuelle, vorwiegend edaphisch bedingte Unterschiede in der Reaktion der Zersetzer/-ung auf Säure- und Schwermetallkontaminationen der Streu bzw. der organischen Substanz feststellen zu können.

### Probengewinnung:

Als Probeflächen dienten neun Altbuchenbestände in Nordhessen und Südniedersachsen, ein Bestand bei Oker (Fl. 5, wegen extremer Belastungssituation bei Korrelationsberechnungen (s.u.) nicht miteinbezogen) und einer in Jugoslawien. Die bestockten Böden sind verschiedenen Pufferbereichen zuzuordnen und bedingen entsprechend ein breites Spektrum von Waldgesellschaften, von Luzulo-Fageten auf der einen bis hin zu Carici-Fageten auf der anderen Seite. Die Humusformen reichen von typischem Moder bis Mull (weitere Angaben in SCHÄFER 1988).

Die Entnahme des Probematerials erfolgte in stammablaufwasserbeeinflussten Bodenpartien und in stammfernen Bereichen sowohl aus dem Of- als auch aus dem Ah-Horizont.

### Methoden:

#### Als Kenngrößen der Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation dienten:

- N-Nettomineralisation (12wöchige Laborbebrütung homogenisierten Materials bei 20° C und 2/3 MWK, n = 440)
- Gewichtsverlust definierter Buchenstreu (Inkubation von gesiebten Proben in Freiland und Labor, t = variabel, n = 280/184)
- CO<sub>2</sub>-Abgabe von Bodenproben (Inkubation homogenisierten Materials bei 20° C, 2/3 MWK, Absorption in Barytlauge, t = 3-21 Tage, n = 320 + 80)

#### Als Parameter der bodenchemischen Bedingungen wurden bestimmt:

- Azidität (pH(H<sub>2</sub>O), pH(KCl))
- Schwermetallgehalte (Pb, Cu, Cr, Cd, Ni, Zn im HCl-Auszug, zur Extraktionsausbeute siehe SCHÄFER 1988)
- Konzentrationen basisch wirksamer Nährstoffkationen (Ca, Mg, K im HCl-Extrakt, für Teilmengen auch im NH<sub>4</sub>Cl-Perkolat und in der Gleichgewichtsbodenlösung)
- Gesamt-C- und Gesamt-N-Gehalte (C/N-Verhältnis)

#### Statistische Auswertung:

- SPSS/PC +, Mann/Whitney-(U-)Test, Pearson-Korrelationskoeffizient, Lineare Regression
- Kennzeichnung der Signifikanzniveaus bei der Darstellung der Ergebnisse: \*\*\* ( $\alpha < 0.1\%$ ), \*\* ( $\alpha < 1.0\%$ ), \* ( $\alpha < 5\%$ )

### Ergebnisse und Diskussion:

In Abb. 1 sind - stellvertretend für eine Vielzahl untersuchter Parameter - die pH-Werte sowie die Blei- und Kupfer-Gehalte des Sonderstandortes denen des nur mit der Kronentraufe befruchteten Waldbodens gegenübergestellt.

Die respiratorische Aktivität (als C-Umsatzrate) und die relative Nitrifikation (Nitrat-Anteil am (netto) freigesetzten N) zeigen eine deutliche Flächen- und (B/V-) Standortsdifferenzierung (Abb. 2), während sich bei der Nettomineralisation des Stickstoffs insgesamt weder absolut (bodengewichtsbezogen) noch als Umsatzrate (N<sub>ges</sub>-bezogen) ein Trend ausmachen läßt.

Diese Befunde werden durch Untersuchungen mit einem vergleichbaren Versuchsansatz hinsichtlich der Gesamtaktivität durch FLÜCKIGER et al. (1984) (Katalase-Zahl), bezüglich verringerter Nitrifikation bei nicht (bzw. nicht nachweisbar) geminderter N-Mineralisation durch WERNER (1988) bestätigt (vgl. auch SCHÄFER 1986).

Die auffällige Übereinstimmung der mikrobiellen Aktivität mit dem chemischen Milieu (vgl. Abb. 1) legt schon an sich eine ursächliche Verknüpfung nahe. Regressionsanalysen stützen auch tatsächlich die aus der Koinzidenz abgeleitete Vermutung (s. Abb. 3): Sowohl bei hohen Säure- als auch bei hohen Schwermetallkonzentrationen wird die Leistungsfähigkeit der Mikroflora augenscheinlich beeinträchtigt. Da sich in der organischen Auflage nahezu identische Zusammenhänge ergeben, wird hier auf eine Darstellung verzichtet (vgl. SCHÄFER 1988).

Die Depression beider untersuchter Prozesse ist - zumindest bei dem vorliegenden Probenkollektiv - bei zunehmenden Protonenkonzentrationen stärker ausgeprägt als bei den höchsten hier auftretenden Blei- und Kupfergehalten.

Daß den Schwermetallen (SM) dennoch eine (Mit-)Wirkung zukommt, ist aus den dreidimensionalen Graphen (Abb. 3 unten) ersichtlich: Bei vergleichbar *niedrigen* pH-Werten führen steigende SM-Gehalte noch zu einer *weiteren* Reduktion sowohl der Dekomposition (neben der hier nur besprochenen CO<sub>2</sub>-Entbindung wurden ähnliche Beziehungen auch bei Messungen des Streuschwundes im Freiland sowie des Gewichtsverlustes von Proben im standardisierten Laborexperiment festgestellt) als auch der Ammoniumoxidation.

Diese Interaktion der schädigenden/toxischen Wirkungen hoher H<sup>+</sup>-Ionen- und SM-Konzentrationen ist schematisch in Abb. 4 veranschaulicht.

Welche Effekte sich aus den anhand der vorliegenden Fallstudie exemplarisch ("ökoindikativ") beschriebenen Wirkungen von Schadstoffen auf die Mikroflora auf Ökosystemebene ergeben können, ist in Abb. 5 aufgeführt. Im Hinblick auf die "neuartigen Waldschäden" ist anzumerken, daß die hier skizzierten Kausalfade - über kurz oder lang - zusätzliche Streßfaktoren darstellen, die die direkten Immissionseinwirkungen auf Bäume und Boden noch wesentlich verstärken können.

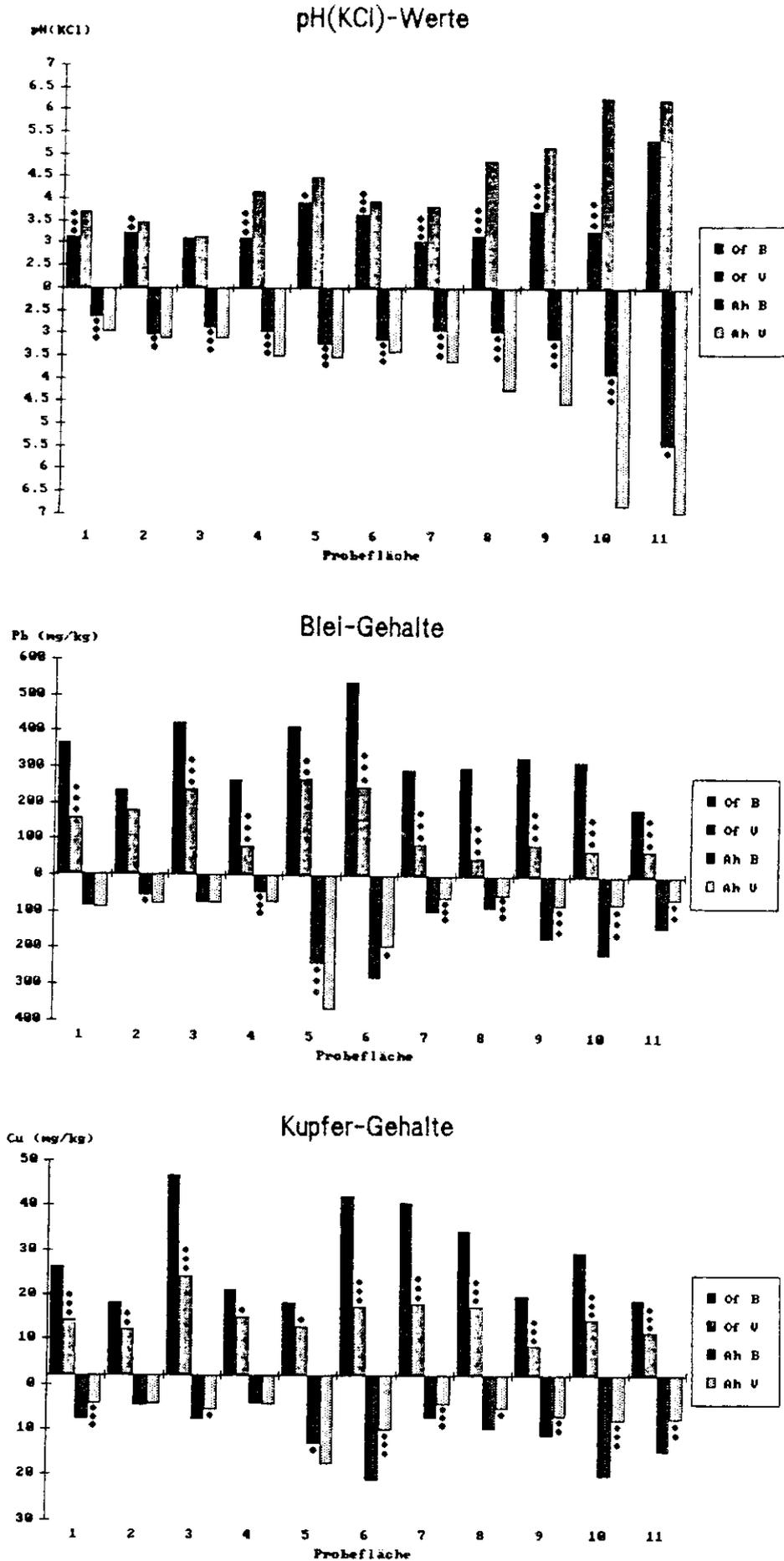


Abb. 1: pH-Werte, Blei- und Kupfer-Gehalte (2N HCl löst bei Blei nahezu 100%, bei Kupfer dagegen nur 53 (± 5) % der Totalgehalte!) der Baumfuß- (B) und Vergleichs- (V) Standorte in organischer Auflage (Of) und Oberboden (Ah) (pro Säule : n=10). Die bei Fl. 5 angegebenen Werte für Pb und Cu müssen mit dem Faktor 10 multipliziert werden!

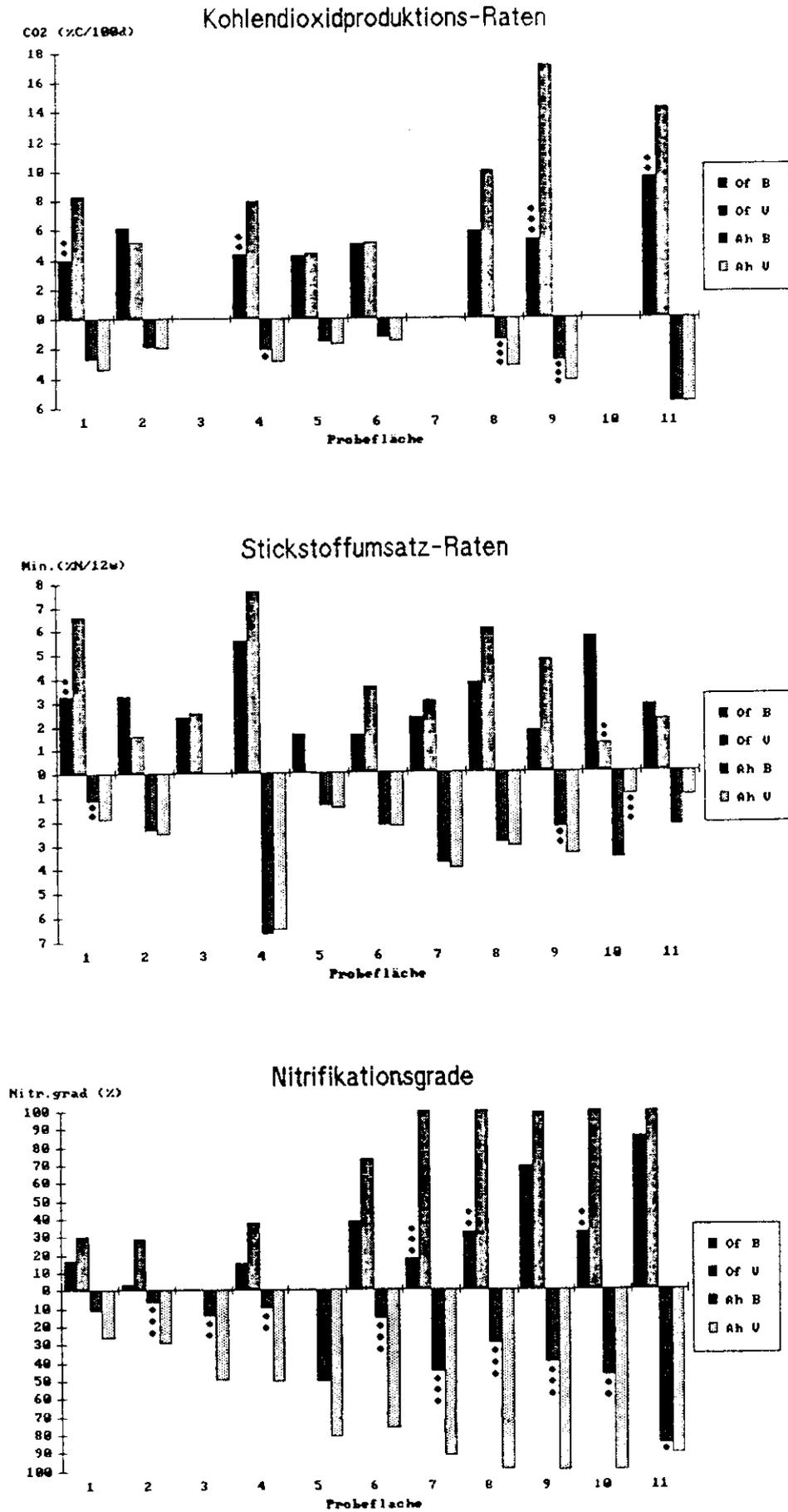


Abb. 2: C- und N-Freisetzungsraten und Nitrifikationsgrade der Baumfuß- (B) und Vergleichs- (V) Standorte in organischer Auflage (Of) und Oberboden (Ah) (pro Säule : n=10). Die Sterne (\*) kennzeichnen eventuelle, statistisch gesicherte Unterschiede zwischen B und V.

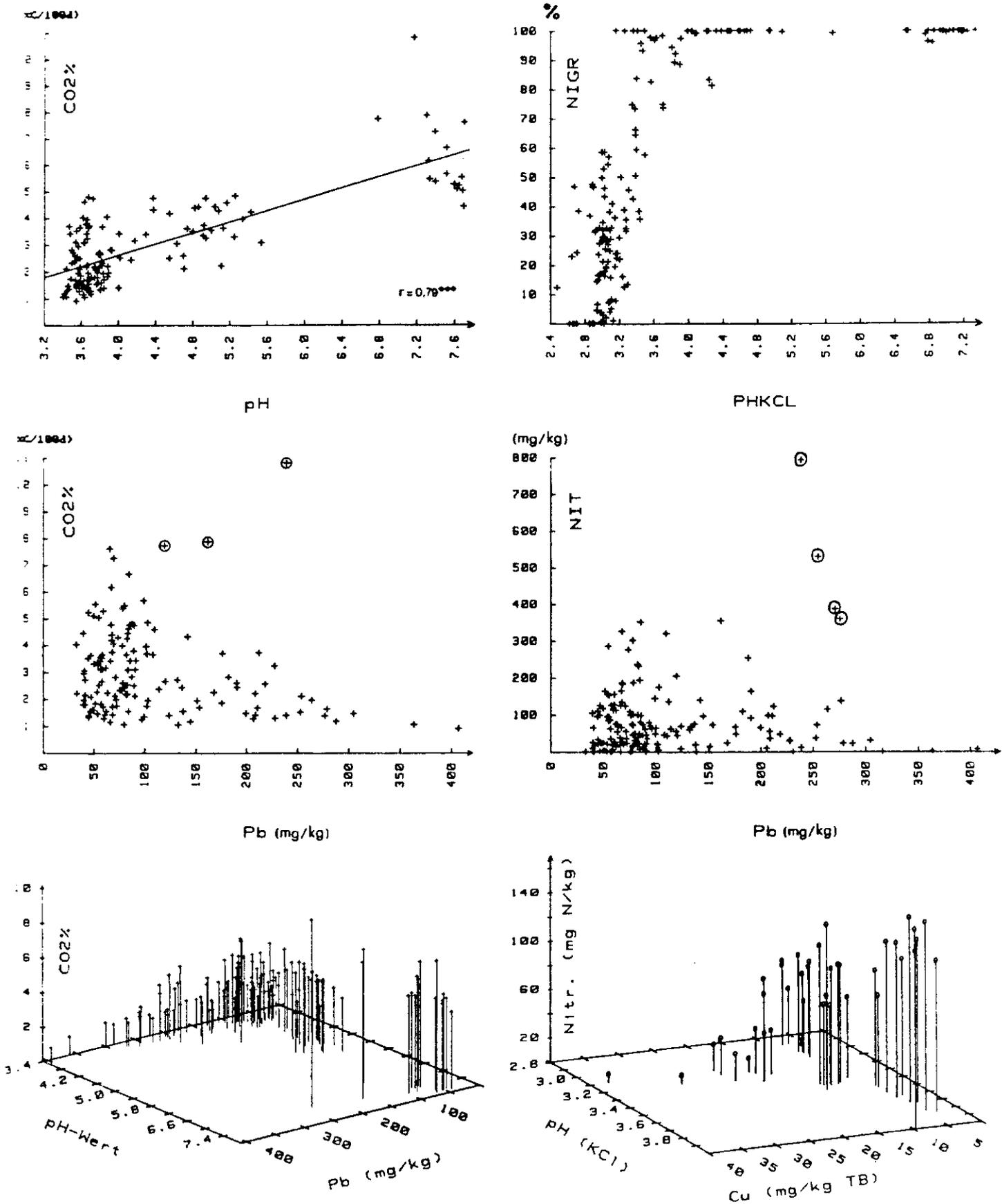


Abb. 3: Beziehungen zwischen der CO<sub>2</sub>-Produktion und den Säure- bzw. Bleikonzentrationen im Oberboden (links). Die Nitrifikation in Abhängigkeit von den Säure- und Blei- bzw. Kupferkonzentrationen im Oberboden (rechts). Wegen der Limitierung der autotrophen Nitratbildung durch die Ammoniumverfügbarkeit (insbesondere über  $pH_{(KCl)} 4$ ) eignet sich der Nitrifikationsgrad (oben) besser zur Charakterisierung der Säure-Sensitivität dieses Prozesses. Mittlere Abb.: Eingekreiste Werte  $pH > 6.5$  (äußerst geringe SM-Verfügbarkeit!). Untere Abb.: Nur Fl. 6 und 7 (Basalt).



### Exkurs:

Es steht zwar außer Frage, daß Schwermetalle - sogar schon bei 2-3facher Erhöhung der Hintergrundkonzentrationen (s.o.) - über die Potenz verfügen, die Tätigkeit von Boden(mikro)organismen zu hemmen. Mögliche Mechanismen, die zu Funktionsstörungen führen, sind in Abschnitt A stichwortartig zusammengestellt.

Die beträchtliche Restaktivität, die selbst bei der sehr stark kontaminierten Fläche 5 erhalten bleibt (vgl. Abb. 2), zeigt aber, daß es an die dort herrschenden Bedingungen adaptierte Spezies/Stämme geben muß. Verschiedene "Überlebensstrategien" von Bakterien, Pilzen und Aktinomyzeten sind unter B beschrieben (zur Anpassung an ein stark saures Milieu vgl. LANGWORTHY 1978, KUSHNER 1980, PADAN 1984, GRANT/LONG 1985).

#### **A. Einwirkungsmöglichkeiten von Schwermetallen auf die Dekompositionsprozesse:**

- Hemmung der Destruenten-/Reduzentenaktivität (nicht nur durch freie SM-Ionen, sondern auch durch Polymere!); damit auch geringere (Exo-)Enzymproduktion
- Änderung der Populationsstrukturen bei Mikroben und Bodentieren, Elimination sensibler Spezies (auch von "Spezialisten"!)
  - eventuell geringerer Abbau schwer zersetzlicher Substanzen
- Inaktivierung von extra(und intra-)zellulären Enzymen (-NH<sub>2</sub>-, -COOH-, -SH- oder -OH-Gruppen reagieren mit SM)
- Stabile Substrat-SM-Komplexe führen zu einer geringeren Angreifbarkeit/Abbaubarkeit des Substrats (gilt für Humus sehr viel stärker als für Streu; gleiches Ergebnis bei Anwesenheit von reaktionsfähigem Aluminium (vorwiegend Al-Humat-Bildung ?), vgl. BLASER/KLEMMEDSON 1987, KLEMMEDSON/BLASER 1988)
- Inaktivierung von enzymatisch abgebauten Produkten, die als "Trigger"-Moleküle weitere Enzymproduktion von Mikroorganismen induzieren (?) (eventuell auch Verlust von "Attraktor"-Eigenschaften ?; zur Terminologie siehe BURNS 1983)

#### **Beachte:**

Maskierung eventueller Depressionen der Zersetzung durch verringerte Humifikation:

Behinderung der Polymerisation niedermolekularer organischer Substanzen zu (hochmolekularen) Huminstoffen durch SM (und Al)

- durch Intoxikation beteiligter Mikroorganismen
- durch Blockierung der Ausgangsstoffe
- durch Inaktivierung von Phenoloxidasen (z.B. Laccase).

#### **B. Einige Toleranz-/Resistenz-Mechanismen von Mikroorganismen gegenüber Schwermetalleinwirkungen:**

- Herabsetzung der Permeabilität der Zellwand für SM
- Immobilisation der SM in der Zellwand, in der extrazellulären Matrix (z.B. Schleim) oder durch andere Zellkomponenten; Bindung an Metallothioneine
- Überführung der SM in nicht aufnehmbare oder weniger toxische Verbindungen:
  - a) durch Exkretion von organischen und anorganischen Substanzen (H<sub>2</sub>S, organische Säuren u.a.)
  - b) durch Ausfällung und Kompartimentierung innerhalb der Zelle
- Methylierung/Verflüchtigung der SM
- Ausscheidung aufgenommener SM ("Efflux-Pumpen")
- Vermittlung von Resistenz durch Transfer-Faktoren und Plasmide
  - Populationen können sich genetisch schneller adaptieren als durch spontane Mutation und natürliche Selektion!

(Literaturhinweise dazu in SCHÄFER 1987, 1988 oder auf Anfrage vom Autor)

Literatur:

- Bengtsson G., Berden M., Rundgren S., 1988: Influence of soil animals and metals on decomposition processes: A microcosm experiment. *J. Environ. Qual.* 17: 113-119
- Blaser P., Klemmedson J.O., 1987: Die Bedeutung von hohen Aluminiumgehalten für die Humusanreicherung in sauren Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150: 334-341
- Burns R.G., 1983: Extracellular enzyme-substrate interactions in soil. In: (Eds. Slater J.H., Whittenbury R., Wimpenny J.W.T.): *Microbes in their natural environments*. Symp. Soc. Gen. Microbiol. 34. Cambridge (University Pr.): 249-298
- Flückiger W., Flückiger-Keller H., Braun S., 1984: Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 135: 389-444
- Freedman B., Hutchinson T.C., 1980: Smelter pollution near Sudbury, Ontario, Canada, and effects on forest litter decomposition. In: (Eds. Hutchinson T.C., Havas M.): *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems*. New York/London (Plenum): 395-434
- Friedland A.J., Johnson A.H., Siccama T.G., 1986: Coniferous litter decomposition on Camels Hump, Vermont: a review. *Can. J. Bot.* 64: 1349-1354
- Fritze H., 1987: The influence of urban air pollution on soil respiration and fungal hyphal length. *Ann. Bot. Fenn.* 24: 251-256
- Fritze H., 1988: Influence of urban air pollution on needle litter decomposition and nutrient release. *Scand. J. For. Res.* 3: 291-297
- Grant W.D., Long P.E., 1985: Environmental microbiology. In: (Ed. Hutzinger O.): *The handbook of environmental chemistry 1 D: The natural environment and the biochemical cycles*. Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo (Springer): 125-237
- Jochheim H., Schäfer H., 1988: Die "Baumfuß-Methode", dargestellt anhand einer Untersuchung der Immissionsbelastung von nordwestjugoslawischen Buchenwäldern. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151: 81-85
- Klemmedson J.O., Blaser P., 1988: Effects of high nonexchangeable aluminium on decomposition and nutrient release from chestnut leaves. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151: 261-266
- Kreutzer K., Zelles L., 1986: Die Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die mikrobielle Aktivität im Boden. *Forstw. Cbl.* 105: 314-317
- Kushner D.J., 1980: Extreme environments. In: (Eds. Ellwood D.C., Hedger J.N., Latham M.J., Lynch J.M., Slater J.H.): *Contemporary microbial ecology*. London (Academic Pr.): 29-54
- Langworthy T.A., 1978: Microbial life in extreme pH values. In: (Ed. Kushner D.J.): *Microbial life in extreme environments*. London (Academic Pr.): 279-315
- Lettl A., 1985: Effects of SO<sub>2</sub> pollution on the soil microflora of spruce forest stands. In: (Eds. Klimo E., Saly R.): *Air pollution and stability of coniferous forest ecosystems*. Proc. Int. Symp., Brno (University Pr.): 207-220
- Nohrstedt H.-Ö., 1987: A field study on forest floor respiration response to artificial heavy metal contaminated acid rain. *Scand. J. For. Res.* 2: 13-19
- Nordgren A., Kauri T., Baath E., Söderström B., 1986: Soil microbial activity, mycelial length and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 41: 89-100

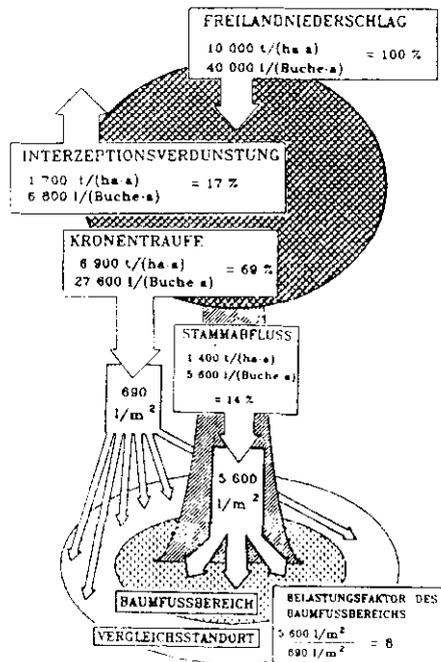
- Padan E., 1984: Adaptation of bacteria to external pH. In: (Eds. Klug M.J., Reddy C.A.): Current perspectives in microbial ecology. Washington (Am. Soc. Microbiol.):49-55
- Papritz A., 1987: Veränderungen der Bodeneigenschaften im Stammfussbereich von Waldbäumen. Schweiz. Z. Forstwes. 138: 945-962
- Schäfer H., 1986: Streuabbauverzögerung durch Akkumulation von Schadstoffen in Buchenwäldern. Verh. Ges. Ökol. 14: 309-318
- Schäfer H., 1987: Auswirkungen der Bodenversauerung und Schwermetallakkumulation in Wäldern auf die CO<sub>2</sub>-Produktion und Dekomposition der Streu. Verh. Ges. Ökol. 16: 279-290
- Schäfer H., 1988: Auswirkungen der Deposition von Luftschadstoffen auf die Streuzersetzung in Waldökosystemen - Eine Fallstudie an den durch Stammablaufwasser stark säure- und schwermetallbelasteten Baumfuß-Bodenbereichen alter Buchen. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben Univ. Göttingen, R. A, Bd. 37, 244 S.
- Strayer R.F., Lin C.-J., Alexander M., 1981: Effect of simulated acid rain on nitrification and nitrogen mineralization in forest soils. J. Environ. Qual. 10: 547-551
- Strojan C.L., 1978: Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. Oecologia (Berl.) 32: 203-212
- VDI 1987: Verein Deutscher Ingenieure - Kommission Reinhaltung der Luft (Ed.): Acidic precipitation - Formation and impact on terrestrial ecosystems. Düsseldorf (VDI), 281 p.
- Welp G., 1987: Einfluss des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Diss. Inst. Pflanzenernähr. Bodenk. Univ. Kiel, 245 S.
- Werner W., 1988: Stickstoff- und Phosphor- Mineralisation im Versickerungsbereich des Stammablaufwassers von Buchen (*Fagus sylvatica* L.). Flora 181: 339-352
- Werner W., Venanzoni R., Wittig R., 1987: Trunk base phenomena in Italian beech forests. A comparison with Central Europe conditions. Acta Oecol./Oecol. Plant. 8: 359-374
- Wilke B.-M., 1986: Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität. Bayreuther Geowiss. Arb. Bd. 8, 151 S.
- Wilke B.-M., 1988: Langzeitwirkungen potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: 131-136
- Wittig R., 1989: Untersuchungen der Abteilung Geobotanik des Instituts für ökologische Pflanzenphysiologie der Universität Düsseldorf zur Wirkung von Immissionen in Buchenwäldern. Dieser Band

#### Danksagung:

Die Untersuchungen zu diesem Beitrag wurden in der AG Pflanzen-, Vegetations- und Landschaftsökologie (Leiter: Prof. Dr. V. Glavac) durchgeführt und mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03 7310 6 gefördert.

Anhang:

RAHMENBEDINGUNGEN	
BESTANDEALTER:	100 Jahre
BAUMZAHL:	250 St./ha
KRONENPROJEKTIONSFLÄCHE:	40 m <sup>2</sup>
BAUMFUSSBEREICH-FLÄCHE:	1 m <sup>2</sup>
JAHRESNIEDERSCHLAG:	1000 mm



Die Niederschlagsverteilung unter Buchen führt unter den in der Abbildung angegebenen Rahmenbedingungen zum ca. 8fach höheren Wassereintrag in den Baumfußbereich im Vergleich zum Normalstandort.  
(aus: JOCHHEIM/SCHÄFER 1988)

\* Protonendeposition, nicht H<sup>+</sup>-Äquivalente; \*\* MAYER 1981; \*\*\* SCHULTZ, MAYER, mdl. Mitt.

Autoren	MAYER (1981)	BLOCK, BARTELS (1985)	SCHULTE (1985)	GODT (unpubl.)	KAZDA (1986)	Anteil der Festphase (Streufall) am Bodeneintrag (%)
Pb	13	3 - 30	32	2 - 14	18	25
Cu	6	1 - 7	28	4 - 9	14	31
Cr	10	3 - 15	38	-	-	69
Cd	7	3 - 14	34	3 - 8	23	24
Ni	6	2 - 20 (-100)	41	-	15	55**
Zn	18***	-	26	3 - 13	-	23
H <sup>+</sup>	-	19 - 88	37	8 - 18	-	-

Aus verstärktem Wasseraufkommen und gegenüber der Kronentraufe oft erhöhten Elementkonzentrationen im Stammablaufwasser ergibt sich für den Baumfußbereich ein sehr viel größerer Stoffeintrag. In der Tabelle sind Vielfache der Belastungen des Sonderstandortes (relativ zum Zwischenstammbereich) durch die Flüssigphase angegeben. Die Faktoren für die Gesamtbelastung reduzieren sich mit zunehmendem Anteil des Streufalls am Boden-Input.  
(aus: SCHÄFER 1987)

# Reaktionen von Buchenaltbeständen auf Schadstoffbelastungen von Luft und Boden – Das Modell BEECH

H. SCHÄFER, H. KRIEGER, N. TROST, H. BOSSEL

## 1. Einleitung

Seit dem ersten Auftreten deutlicher Krankheitssymptome an Buchen in den Jahren 1981 und 1982 hat sich der Zustand dieser wichtigsten Laubbaumart in Deutschlands Wäldern stetig verschlechtert; mit einem Schadensanteil von 63,4% weist sie nunmehr nach der Tanne und der Eiche den dritthöchsten Schädigungsgrad und mit rd. 800.000 ha nach der Fichte die zweitgrößte Schadensfläche auf (BML 1988). Dies ist umso bedenklicher, als in den vergangenen fünf Jahren vorwiegend wuchsbegünstigende Witterungsbedingungen herrschten, die bei anderen Baumarten z.T. einen leichten Rückgang des Schadensumfangs bewirkt haben.

Wenn auch die These, daß luftgetragene Schadstoffe den Hauptverursacher der Buchenerkrankung darstellen, (noch) nicht allgemein akzeptiert ist, so steht doch außer Zweifel, daß in dem Ursachenkomplex neben pedogenen und biogenen Stressoren den Immissionen - eventuell in Kopplung mit extremen meteorologischen Ereignissen und Bedingungen - eine maßgebliche Rolle als prädisponierender oder auslösender Faktor zukommt. Aus standortspezifischen Belastungskonstellationen können dabei u.U. unterschiedliche Schadensausprägungen/Schadbilder resultieren; generelle und allgegenwärtige Symptome der Buchenerkrankung sind jedoch die Verringerung der Blatgröße und die Reduktion der Belaubungsdichte sowie des Kronenvolumens, die meist mit Veränderungen des Verzweigungsmusters einhergehen und regional gehäuft mit Vergilbungen verbunden sein können (FLÜCKIGER et al. 1986, ROLOFF 1988, MÖHRING 1989).

Zu einem besseren Verständnis der Schädigungsabläufe kann die Systemanalyse, speziell die Erstellung von mathematischen Modellen und die anschließende dynamische Simulation wesentlicher Lebensprozesse von Bäumen in ihrer Umwelt, beitragen.

Ausgangshypothese der nachfolgend kurz vorgestellten Arbeiten zur Computersimulation der Entwicklung und des Wachstums von Altbuchen unter Immissionseinfluß ist, daß zum einen die Abnahme der assimilierenden Oberfläche unter einen 'kritischen' Wert (s.u., und die z.T. verkürzte Wuchsperiode durch verfrühte/-n Blattverfärbung/Blattfall) selbst bei nicht beeinträchtigter Photosynthesekapazität (vgl. HÜTTERMANN 1987, HÜTTERMANN et. al., dieses Symposium) zwangsläufig zu verminderter Photoproduktion, zum anderen erhöhte Feinwurzelumsätze zu gesteigertem Assimilatbedarf im Wurzelraum und damit beide Belastungspfade letztlich zu Wachstumseinbußen führen müssen, obgleich einzelbaumbezogene (Stamm-) Zuwachsanalysen hierzu noch keine eindeutigen Belege erbringen konnten (z.B. FRANZ/RÖHLE 1987, KOLTZENBURG/KNIGGE 1987, ABETZ 1988, MAHLER/KLEBES/HÖWECKE 1988, MEHRINGER/BAUCH/FRÜHWALD 1988).

Aufbauend auf die Ergebnisse aus Untersuchungen, die von verschiedenen Arbeitsgruppen auf der B1- Probefläche im Solling durchgeführt wurden (SCHULZE 1970, PAVLOV 1973, SEIBT 1981, BENECKE 1984, STICKAN 1989, MURACH mdl. Mitt. u.a.), und unter Verwendung eines standortstypischen standardisierten Klima- Datensatzes des Deutschen Wetterdienstes (zeitliche Auflösung: 0,25 Std.) wurde das komplexe Modell BEECH für einen homogenen Buchenbestand entwickelt, das in sieben Submodellen relevante bauminterne und -externe Vorgänge berücksichtigt (vgl. Abb. 1).

## 2. Modellierungsmethode

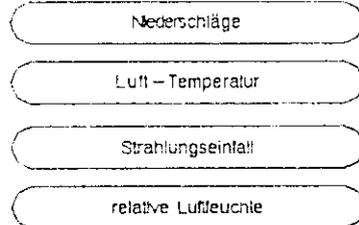
Die Entwicklung des vorgestellten Modells basiert auf der graphischen Darstellung der relevanten Systemprozesse. Zustandsgrößen, Ratenfunktionen, Hilfsgrößen und externe Parameter werden zu einem Blockdiagramm verbunden, das dann direkt implementiert werden kann. Die verwendete Simulationssprache DYSS ermöglicht die Modellformulierung ohne vorherige Übersetzung in mathematische Ausdrücke. Der Modellierungsprozess reduziert sich damit auf die folgenden fünf Schritte:

- (1) Sammlung aller abzubildenden Systemprozesse in einem *Verbalmodell*,
- (2) Identifizierung der Kausalbeziehungen und Aufstellung eines *Wirkungsdiagramms*,
- (3) Einordnung der auftretenden Systemgrößen in Zustandsgrößen, Ratenfunktionen, Hilfsfunktionen, Parameter usw. und Übertragung der Kausalbeziehungen in funktionale Zusammenhänge,

# Überblick über das Gesamtmodell BEECH

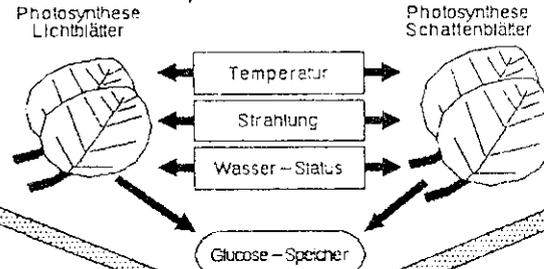
## Teilmodell Umwelt

Generiert die Klimadaten für die Simulation



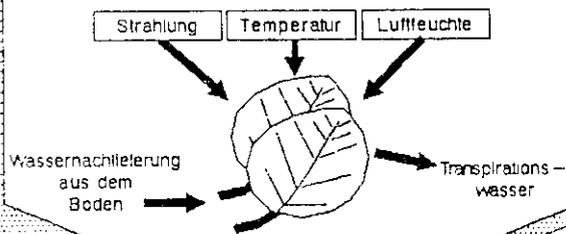
## Teilmodell Photosynthese

Assimilatproduktion des Baumes



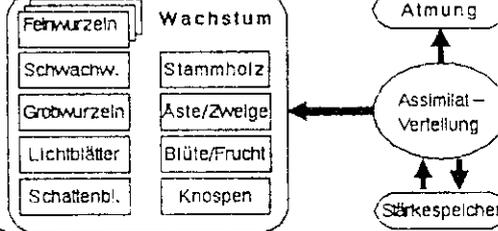
## Teilmodell Transpiration

Wasserverbrauch der Transpiration



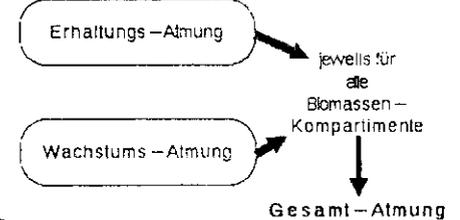
## Teilmodell Wachstum

Wachstums- und Entwicklungsprozesse



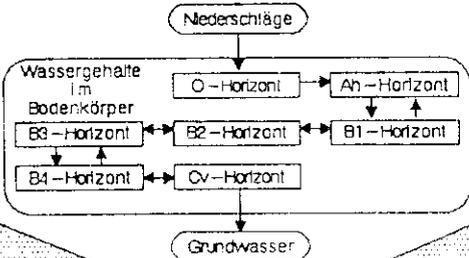
## Teilmodell Atmung

Assimilatbedarf für Atmungsvorgänge



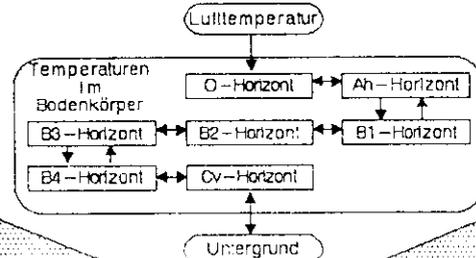
## Teilmodell Bodenwasser

Wasserhaushalt der Bodenkompimente



## Teilmodell Bodentemperatur

Temperaturverteilung im Boden



- (4) Modellformulierung als *Simulationsdiagramm* und Implementierung auf dem Computer,
- (5) Numerische Auswertung des Modells durch *Simulationsrechnungen* und *Validierung* (u.a. durch Vergleich der Ergebnisse mit vorhandenen empirischen Daten).

Durch modulare Gliederung der Modelle, wie sie bei Verwendung der Simulationssprache DYSS ermöglicht wird, können sukzessive einzelne Modellteile formuliert und validiert werden.

### 3. Modellannahmen

Auf Grund seiner Komplexität (ca. 325 Blöcke, ca. 380 Verbindungen) muß hier auf eine detaillierte Beschreibung des Modells verzichtet werden (ausführliche Dokumentation in Vorbereitung). Hier sollen lediglich die wichtigsten Randbedingungen aufgeführt werden:

- 100jähriger Buchenbestand, 250 identische Bäume pro Hektar,
- jahreszeitlich, licht- und temperaturgesteuerte Wachstumsprozesse (Laubentfaltung und Laubabwurf, Wurzelneubildung etc),
- hierarchische Verteilung der Assimilate (1. Priorität: Erhaltungsatmung, 2. Priorität: Laub-/Wurzelbildung, 3. Priorität: Fruktifikation, 4. Priorität: Zuwachs),
- keine biotischen Schadeinwirkungen,
- Vernachlässigung der intraspezifischen Konkurrenzprozesse.

### 4. Ergebnisse

Ohne die Einwirkung von Immissionen zeigt das Modell *normales Wachstum* (Abb. 2), d.h. in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen in den einzelnen Jahren und gelegentlich modifiziert durch alternierende Assimilat-zehrung infolge von Spreng-, Halb- oder Vollmasten ergibt sich das gewohnte Bild variierenden (und mit dem Alter leicht abnehmenden) Stammholzzuwachses. Die durchschnittliche Jahresproduktion liegt bei 8 Festmeter pro Hektar.

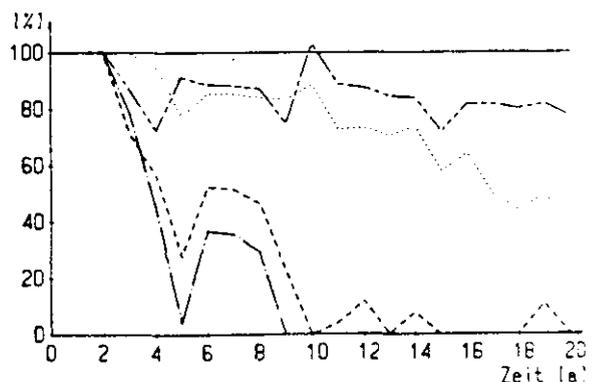
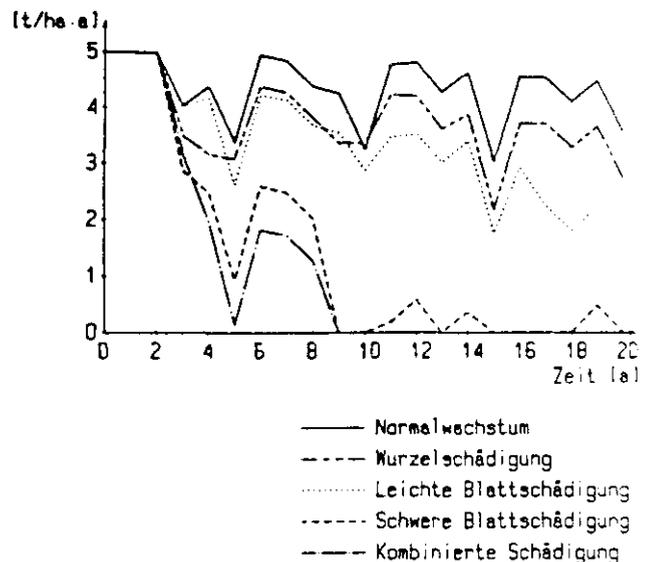


Abb. 2: Jährlicher Stammholzzuwachs in ungeschädigten Buchenbeständen (*normales Wachstum*) und bei Immissionsbelastung (oben). Relativer Zuwachs von geschädigten Beständen im Vergleich zum *normalen Wachstum* (unten).

Leichte Laubverluste führen anfangs eventuell sogar zu einer geringen Produktionssteigerung und erst nach Überschreiten einer - durch Untersuchungen noch zu definierenden - Schwelle (10-20% ?) zu verringertem Wuchs ('Über-'oder 'Vorhalten' von Blättern und Zweigen mit - netto - negativer Energiebilanz an der Basis und im Zentrum der Krone (als Reserve bei Streßeinwirkung, z.B. Insektenfraß, Spätfrost etc.?); Erfahrung aus Grün-ästungen).

Bei moderater bis mittlerer Blattschädigung zeigen die Simulationen je nach Grad/Intensität der Beeinträchtigung zurückgehende Holzproduktion bis hin zur Stagnation der Biomasse. Diese postulierte Leistungsminderung - die sich auf den Gesamtbestand bezieht - wird bei Einzelstammanalysen in den Fällen bestätigt, wo bei der Berechnung des relativen Durchmesserzuwachses die Standfläche der Bäume Berücksichtigung findet (vgl. ATHARI/KRAMER 1989).

Im Modell wurde davon ausgegangen, daß sich die Lichtkrone quasi von der Peripherie nach innen verlagert, die Masse der Sonnenblätter aber erhalten bleibt. Im Schadfal wurde daher eine Reduktion der Schattenblätter von 2000 auf 830 bzw. auf 500 kg OTS/ha kombiniert mit verringerter Astproduktion zugunsten des Stammzuwachses; bei als nahezu konstant vorausgesetztem Sproß-Wurzel-Verhältnis wurde gleichzeitig die Biomasse der Feinwurzeln von 4500 auf 2400 kg OTS/ha reduziert. Zwar bleiben genügend Assimilate übrig, um das Überleben des Baumes zu garantieren, Mastjahre führen jedoch zu erhöhtem Streß, auch in den nachfolgenden Jahren.

Aus erhöhten Feinwurzelsätzen resultieren qualitativ ähnliche Ergebnisse. Da eine schwere Schädigung des Wurzelwerks bedeuten kann, daß der Bodenkörper nicht mehr ausreichend tief durchwurzelt wird, ergibt sich daraus in Trockenperioden über vorzeitigen Wasserstreß und verfrühten Stomatenschluß u.U. eine zusätzliche negative Rückwirkung auf die Assimilation (vgl. dazu auch SCHLICHTER/VAN DER PLOEG/ULRICH 1983). Wir bezeichnen diese Art des Schadbildes als *unterkritisch*.

Zusammenbruch oder *überkritische* Reaktion des Modells ist zu beobachten, wenn eine höhere (chronische) Luftschadstoffbelastung entweder zu weiterer Verringerung der Blattmasse und damit der Photosyntheseleistung oder zu sehr hohen Umlaufraten bei den Feinwurzeln führt. Darüberhinaus tritt der Zusammenbruchmodus auf, wenn unterkritische Blattbelastung mit unterkritischer Wurzelbelastung kombiniert wird. Assimilatproduktion und Speichervermögen sind empfindlich gestört (vgl. ESCHRICH 1987). Zusätzlicher Streß durch Trockenheit im 9. und 10. Jahr leitet die Zusammenbruchphase ein. Die Vollmast im 15. Jahr erschöpft die Kohlenhydrat-Reserven soweit, daß der Baum abstirbt (die mancherorts überdurchschnittliche Häufung der Fruktifikationen der Buche in den letzten sieben Jahren ist eventuell auch Symptom und Folge der Immissionsbelastung, vgl. z.B. ACKERBAUER/EICHHORN 1987, PERPEET 1988).

## 5. Schlußfolgerungen

Aus den Simulationsergebnissen können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die Erkrankung und das Absterben von Buchen können modellmäßig als Reaktion auf unzureichende Assimilatversorgung erklärt werden. Die Kausalanalyse, welche Schadstoffe in welcher Konzentration und Kombination zu welchen Effekten und Einschränkungen der Photoproduktion bzw. zu welcher Erhöhung der Assimilatallokation in die Rhizosphäre führen (*Dosis- Wirkungs- Beziehungen*), bleibt dabei einschlägiger fachwissenschaftlicher Forschung vorbehalten.
- Zwischen den Auswirkungen einer immissionsbedingten Blattschädigung und einer bodenversauerungsbedingten Wurzelschädigung besteht *in der Konsequenz* kein prinzipieller Unterschied: Beide Schadpfade reduzieren die Menge der verfügbaren Assimilate und beeinträchtigen letztlich dieselben Lebensprozesse der Bäume.
- Ältere Bäume haben eine niedrigere Toleranzschwelle gegenüber langandauernden Laub- und Feinwurzelschädigungen, da der prozentuale Anteil des auch als *Streß- Puffer* dienenden Zuwachses am Assimilatbaushalt mit zunehmendem Alter geringer wird.
- Da die Reaktionsmechanismen von Bäumen unter Immissionsstreß eine Eigendynamik haben, können sich selbst nach einer Senkung der Belastung nur diejenigen Individuen regenerieren, die sich noch im unterkritischen Zustandsbereich befinden. Ist die Zusammenbruchphase erst einmal eingeleitet (überkritische Belastung), so ist eine Rettung kaum mehr möglich. Dies unterstreicht die dringende Notwendigkeit sofortiger und drastischer Maßnahmen zur wirksamen Minderung der Emissionen von potentiell toxischen Substanzen.

## Danksagung

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03 7423/4 gefördert.

### Literatur

- Abetz P., 1988: Untersuchungen zum Wachstum von Buchen auf der Schwäbischen Alb. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 159: 215-223.
- Ackerbauer E., Eichhorn J., 1987: Kronenverlichtung und Kronenstruktur an Altbuchen auf hessischen Beobachtungsflächen. Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt. Hann. Münden, Bd. 4: 49-78.
- Athari S., Kramer H., 1989: Beziehungen zwischen Grundflächenzuwachs und verschiedenen Baumparametern in geschädigten Buchenbeständen. (Manuskript, zur Veröffentlichung eingereicht).
- Benecke P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenbestandes im Hochsolling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen/Niedersächs. Forstl. Vers.anstalt 77: 159 S.
- BML, 1988: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Waldschadenserhebung 1988. Mitteilung vom 02.11.1988.
- Eschrich W., 1987: Frühjahrssaftanalysen an geschädigten und gesunden Laubbäumen. In: BMFT-Statusseminar 'Ursachenforschung zu Waldschäden'. Jül-Spez-413: 180-182.
- Flückiger W., Braun S., Flückiger-Keller H., Leonardi S., Asche N., Bühler U., Lier M., 1986: Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. Schweiz. Z. f. Forstwes. 137: 917-1010
- Franz F., Röhle H., 1987: Einfluß der Walderkrankungen auf Struktur und Wuchsleistung von Waldbeständen. In: BMFT-Statusseminar 'Ursachenforschung zu Waldschäden'. Jül-Spez-413: 96-101.
- Hüttermann A., 1987: Photosynthese und Ionenstatus als Streißparameter bei der Baumart FAGUS SYLVATICA. In: BMFT-Statusseminar 'Ursachenforschung zu Waldschäden'. Jül-Spez-413: 200-201.
- Koltzenburg C., Knigge W., 1987: Holzeigenschaften von Buchen aus immissionsgeschädigten Beständen. Holz als Roh- und Werkstoff 45: 267-272.
- Mahler G., Klebes J., Höwecke B., 1988: Holzkundliche Untersuchungen an Buchen mit neuartigen Waldschäden. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 159: 121-125.
- Mehringer H., Bauch J., Frühwald A., 1988: Holzbiologische Untersuchungen an Buchen aus Waldschadensgebieten. Holz als Roh- und Werkstoff 46: 447-455.
- Möhring K., 1989: Wuchsstörungen und Absterben in den Kronen einiger Buchen im Solling. AFZ 44: 113-116.
- Pavlov M.B., 1973: Tabellen der Biomasse, der Energie- und der Bioelementgehalte der Buche in einem bodensauren Buchenwald (Luzulo-Fagetum) des Solling. Gött. Bodenk. Ber. 29: 193-210.
- Perpet M., 1988: Zur Differentialdiagnose bei der Waldschadenserhebung auf Buchenbeobachtungsflächen. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 159: 108-114.
- Roloff A., 1988: Morphologie der Kronenentwicklung von Fagus sylvatica L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung neuartiger Veränderungen. II. Strategie der Luftraumeroberung und Veränderungen durch Umwelteinflüsse. Flora 180: 297-338
- Schulze E.-D., 1970: Der CO<sub>2</sub>-Gaswechsel der Buche (Fagus silvatica L.) in Abhängigkeit von den Klimafaktoren im Freiland. Flora 159: 177-232.
- Schlichter T.M., van der Ploeg R.R., Ulrich B., 1983: A simulation model of the water uptake of a beech forest: testing variations in root biomass and distribution. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 146: 725-735.
- Seibt G., 1981: Die Buchen- und Fichtenbestände der Probeflächen des Sollingprojekts der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen/Niedersächs. Forstl. Vers.anstalt 72: 107 S.
- Stückan W., 1989: Auswirkungen von Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen auf den CO<sub>2</sub>- und H<sub>2</sub>O-Gaswechsel eines Altbuchenbestandes im Solling. Verh. Ges. Ökol. 17: im Druck.

## Schwermetallbilanzen in zwei Buchenwaldökosystemen des Weser – Leine – Berglandes

R. SCHULTZ

### 1. Einleitung

Die Immissionen von Säuren und Schwermetallen in Waldökosystemen manifestieren sich in einer Änderung des Stoffhaushaltes. Stofffluß-Messungen (Einträge, Translokationen, Austräge) geben Auskunft über das Ausmaß dieser Veränderungen. Über eine Bilanzierung der Stofffluß-Raten lassen sich für einen längeren Zeitraum Akkumulationen und Verluste im Ökosystem oder in verschiedenen Teilkompartimenten erfassen. Hierdurch lassen sich langfristige Gefahrenpotentiale, die sich aus einer Belastung ergeben können, abschätzen.

### 2. Untersuchungsbestände

In zwei Buchenaltbeständen des südniedersächsischen Berglandes (Solling, Leinegraben) wurden Elementfluß-Bilanzen für verschiedene Schwermetalle erstellt. Diese sehr aufwendigen Untersuchungen lassen sich nur exemplarisch an wenigen Fallstudien durchführen. So wurden hierzu zwei Bestände ausgewählt, in denen unter der Koordination des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben in Göttingen vielfältige ökosystemare Untersuchungen stattfinden. Die beiden Bestände unterscheiden sich hauptsächlich in Hinblick auf ihre Exposition (H1 in geschützter Hanglage, B1 in exponierter Plateaulage) und in ihrem Bodenzustand (siehe Tab. 1).

Während der Boden unter der Bl-Fläche sich im Al-Pufferbereich befindet und mit einer Basensättigung von unter 10% eine nur noch geringe Elastizität gegenüber Säureschüben aufweist sind die bodenchemischen Verhältnisse im Hal-Bestand in Harste noch relativ günstig (Austauscher-Pufferbereich), wenn auch hier lokale Versauerungen zu erwarten sind (CASSENS-SASSE 1986).

### 3. Methoden der Flußmessungen und Bilanzierung

Die Elementflußmessungen erfolgten nach dem in Abb. 2 dargestellten Versuchsplan. Flächenrepräsentativ direkt erfaßt wurden der Freiflächenniederschlag und der Bodeneintrag, bestehend aus Kronentraufe, Stammabfluß und Streufall. Das Sickerwasser wurde mittels Unterdruck-Lysimetern gewonnen und die Sickerwassermenge über Bodenwassermodelle errechnet. Die Schwermetallanalysen erfolgten mittels Graphitofen-AAS (Methoden ausführlich bei MEIWES et al. 1985, HEINRICHS et al 1985 und SCHULTZ 1987).

Die Grundlage für die Bilanzierung bildet das in in Abb. 1 dargestellten Elementfluß-Schema. Dazu war es notwendig, die nicht direkt meßbaren Elementflußgrößen der Interceptionsdeposition (ID) und der Wurzelaufnahme (WA) zu ermitteln. Die Elementflüsse von Assimilation (AS) , Adsorption (AD) und Auswaschung (L) im Kronenraum wurden als Summenfluß betrachtet.

Die Interceptionsdeposition wurde für den Bl-Buchenbestand von SCHMIDT (1987) experimentell bestimmt, indem Partien des

Kronenraums vor atmosphärischer Deposition geschützt und mit gereinigter Luft begast wurden. Über den Vergleich der Bodeneinträge wurde die Interceptionsdeposition auch für den Hal-Bestand errechnet.

Die Wurzelaufnahme wurde aus der Schwermetallspeicherung im jährlichen Zuwachs berechnet und gegebenenfalls über den Wert für den apparenten Massenfluß korrigiert.

Anhand der ermittelten Elementflußraten war es möglich, eine Jahresbilanz für das gesamte Waldökosystem und die Teilkompartimente Vegetation und Boden zu erstellen (SCHULTZ 1987).

#### 4. Ergebnisse und Diskussion:

Für die Schwermetalle Blei, Chrom, und Kupfer liegen in beiden Buchenwaldökosystemen die Raten der atmosphärischen Deposition deutlich über den Sickerwasserausträgen dieser Elemente unterhalb des Wurzelraumes (Tab. 2 und 3). Diese drei Schwermetalle reichern sich in den Waldökosystemen vorwiegend im Bodenkompartment an, wie aus dem Vergleich der Bodeneinträge mit den Sickerwasserausträgen deutlich wird.

Chrom und Blei werden auch in der Vegetation akkumuliert. Im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Schwermetallen werden die atmosphärisch deponierten Blei- und Chromfrachten in nur geringem Maße mit den Niederschlägen abgewaschen werden (Abb. 3 und 4). Ein Teil gelangt über den Streufall zu Boden. Vor allem an den Kronenoberflächen findet daher eine Anreicherung

von Blei (Bl: 65 g/ha.a; Hal: 31 g/ha.a) und Chrom (Bl:3,7 g/ha.a; Hal: 10,8 g/ha.a) statt.

Die Aufnahme von Blei und Chrom über die Wurzel ist sehr gering. Die hohen Blei- und Chromgehalte, die in den Wurzelrinden zu finden sind (BÜTTNER et al. 1986, Lamersdorf 1987), weisen auf eine Adsorption dieser Schwermetalle im Apoplasten hin.

Ein Durchtritt dieser Schwermetalle durch die Endodermis findet fast nicht statt, wie geringe Gehalte im Holz der Buchen zeigen (SCHULTZ et al. 1988). Sehr geringe Transferfaktoren für Blei und Chrom findet auch Godt (1986) bei einem Vergleich der Konzentrationen in den Sickerwässern und in den Frühjahrssäften der Buchen.

Kupfer wird dagegen in meßbarem Umfang von der Wurzel aufgenommen und in die Krone transloziert (Bl: 19 g/ha.a; Hal: 12 g/ha.a). Etwas geringer als die Wurzelaufnahme ist die Kupferabgabe von der Vegetation und Rückführung zum Boden über die Auswaschung aus den Baumkronen und über den Streufall (Abb.4). Der interne Kupferkreislauf beider Buchenbestände macht somit etwa ein Fünftel ihres jeweiligen Bodeneintrags aus.

Im Bl-Buchenbestand im Solling werden von Zink mit 664 g/ha.a und Nickel mit 17 g/ha.a vergleichbare Raten mit dem Sickerwasser ausgetragen wie durch atmosphärische Deposition hereinkommt (627 g Zn/ha.a und 19 g Ni/ha.a). In ähnlicher Größenordnung liegen auch die Zinkmengen, die über die

Wurzeln aufgenommen werden (Abb.5). Die jährlicher Blattauswaschung und Rückführung von Zink über den Streufall ist dagegen mit 120 g Zn/ha.a deutlich geringer. Im Bl-Buchenbestand kommt es daher zu einer Speicherung von Zink in der Vegetation unter Verminderung des Zink-Vorrates im Boden. Gleiches gilt auch für den internen Kreislauf von Zink im Buchenbestand in Harste (Hal), allerdings sind hier in der Schutzlage die Zink-Eintragsraten wie auch die Verlagerungen nur etwa halb so hoch.

Der Nickeleintrag, vor allen mit der trockenen Deposition, ist dagegen am Standort Harste (Hal) bedeutend höher als im Solling, die Mobilität von Nickel im Boden dagegen etwas niedriger.

Im Gegensatz zu den übrigen Schwermetallen liegen die Raten der Versickerungsausträge von Cadmium und Kobalt in beiden Buchenbeständen deutlich über den Einträgen aus atmosphärischer Deposition. Während Kobalt in erster Linie aus geogenem Ursprung stammt, muß für Cadmium angenommen werden, daß die heutigen Bodenvorräten zum überwiegenden Teil aus der langjährigen atmosphärischen Deposition stammen und sich dort akkumuliert haben. Die seit 1973 laufenden Messungen der Cadmiumaustragsraten im Solling deuten auf eine in den letzten Jahren zunehmende Mobilisierung dieses Schwermetalls in Zusammenhang mit der fortschreitenden Bodenversauerung hin (SCHULTZ et al. 1986).

Vergleicht man die Schwermetall-Flußraten der beiden Buchenbestände miteinander, so ist im Solling-Bl-Bestand die atmo-

sphärische Deposition von Pb, Cd, Cu und Zn erhöht, während der Hal-Bestand höhere Einträge von Cr, Co und Ni aufweist. Die ersten vier, vorwiegend aus Emissionen stammenden Schwermetalle zeigen eine erhöhte Belastung des Solling-BI-Bestandes mit Luftschadstoffen an. Dagegen dürften die höheren Cr-, Co- und Ni- Einträge im Hal-Bestand in erster Linie durch Bodenstaubeinträge bedingt sein.

Deutlich höhere Austragsraten weist der im Boden stärker versauerte BI-Bestand für die Schwermetalle Cadmium, Kobalt, Zink und Nickel auf. Die Festlegung und Mobilisierung dieser Elementen im Boden wird in erster Linie durch den Boden-pH-Wert bestimmt (KÖNIG et al. 1986).

Das Adsorptionsverhalten von Blei, Chrom und Kupfer wird dagegen entscheidend durch die organische Substanz beeinflusst. Für diese Schwermetalle ist im stärker versauerten BI-Bestand noch keine erhöhte Mobilisierung im Boden zu erkennen.

##### 5. Schlußfolgerungen:

Aus den Flüssebilanzen der beiden Buchenbeständen läßt sich ein sehr unterschiedliches Verhalten der einzelnen Schwermetalle im Ökosystem aufzeigen. Während Blei, Chrom und Kupfer sich dort anreichern, werden Cadmium und Kobalt in größeren Maße mobilisiert und ausgewaschen, als durch atmosphärische Deposition hereingetragen wird. Sowohl aus der Akkumulation wie auch aus der Mobilisierung heraus ergeben sich jedoch mögliche Belastungen für die Ökosysteme. In

beiden Fällen können zumindest kurzfristig Situationen auftreten, die zu hohen Konzentrationen in der Bodenlösung und damit zu toxischen Bedingungen für die Wurzeln und für die Bodenorganismen führen.

Eine Gefährdung durch die Akkumulation von Schwermetallen wirkt sich besonders dann aus, wenn durch Änderungen des bodenchemischen Milieus Mobilisierungsprozesse einsetzen, wie dies momentan für Cadmium bei zunehmender Versauerung angenommen werden muß.

Tabelle 1: Kurzbeschreibung der untersuchten Waldstandorte

	Solling (B1)	Harste (Hal)
Bestand	Buche	Buche
Alter	135 Jahre	98 Jahre
Forstamt	Neuhaus (Abt. 51)	Bovenden (Abt. 78)
Lage	Solling, Plateau-Lage	Leinegraben, Lee-Lage
Höhe ü. NN	500 m	250 m
mittl. Jahresnds.	1066 mm	520 mm
Ausgangsgestein	Lößfließberden über Buntsandstein	lößüberlagertes Kalksteinverwitterungsmaterial
Bodentyp	podsolige Braunerde	Parabraunerde
Humusform	typischer Moder	Mull
Pufferbereich	Aluminium-Pufferbereich	Austauscher-Pufferbereich
pH (CaCl <sub>2</sub> ) 0-10 cm	3,2	3,7
30-40 cm	4,1	5,2
Basensättigung:		
X <sub>Ca+Mg</sub> 0-10 cm	4 %	25 %
30-40 cm	1 %	86 %

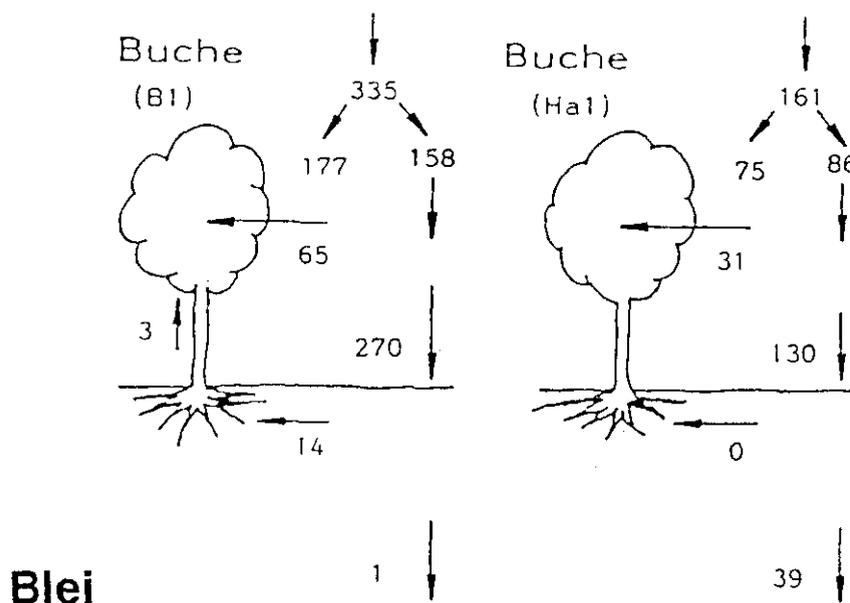
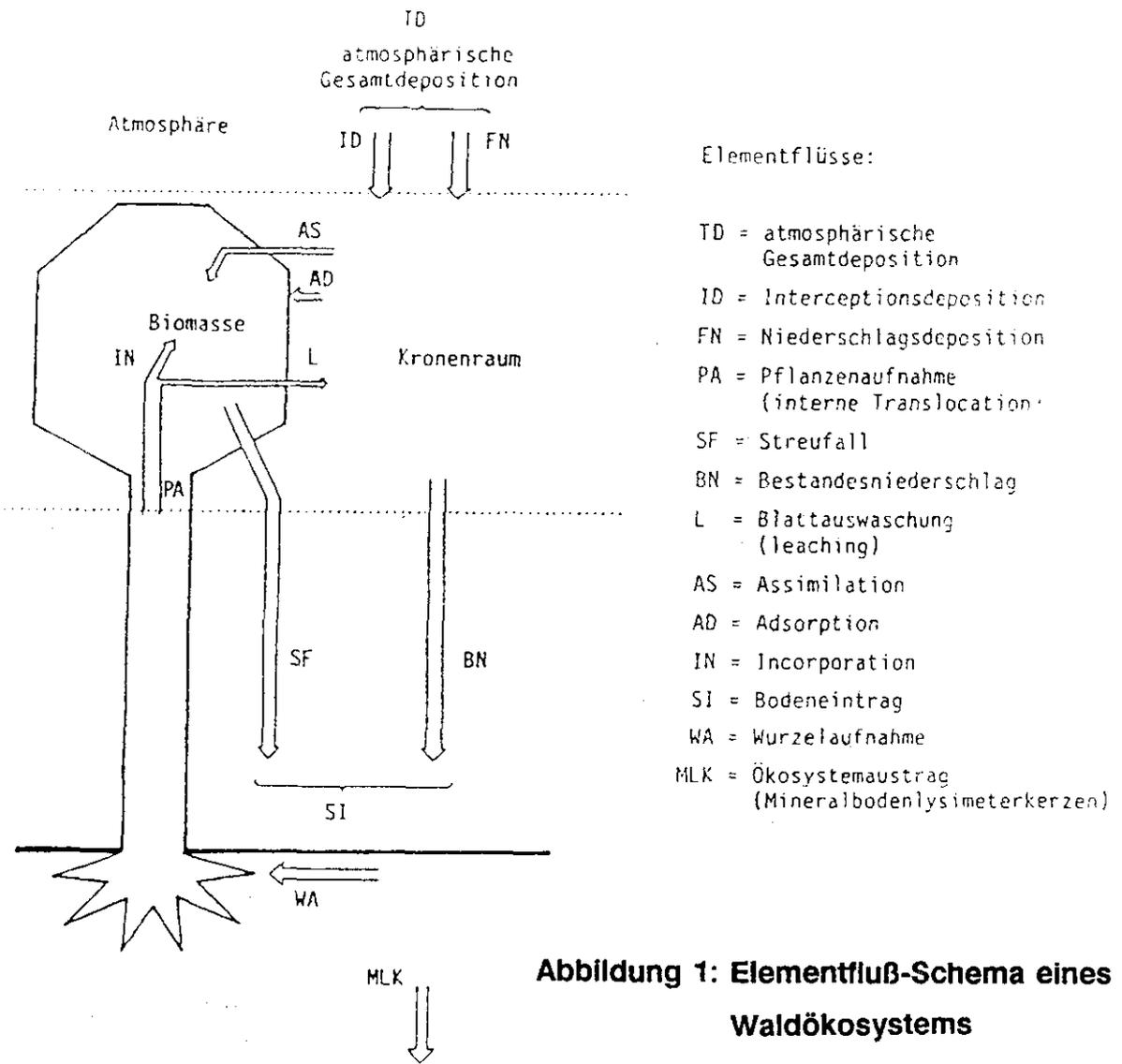
pH-Werte und Basensättigung nach Cassens-Sasse (1986)

**Tabelle 2: Jahresbilanzen der Elementflußraten im B1-Bestand (Solling)**

Flußgrößen (g.ha <sup>-1</sup> .a <sup>-1</sup> )	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Atmosph. Gesamteintrag	15,9	1,9	19	85	627	4,9	335
Freiflächenniederschlag	5,7	0,4	11	28	316	2,7	158
Interceptionsdeposition	10,2	1,5	8	57	311	2,3	177
Bodeneintrag	12,2	2,0	19	95	747	5,3	270
Wurzelaufnahme	0,0	5,3	10	19	527	1,9	14
Bestandesspeicherung	3,7	5,2	10	9	407	1,5	79
Bodenaustrag	0,8	39,1	17	6	664	6,8	1

**Tabelle 3: Jahresbilanzen der Elementflußraten im Ha1-Bestand (Harste)**

Flußgrößen (g.ha <sup>-1</sup> .a <sup>-1</sup> )	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Atmosph. Gesamteintrag	46,7	2,9	30	48	265	3,0	161
Freiflächenniederschlag	2,1	0,3	5	16	97	1,6	86
Interceptionsdeposition	44,6	2,6	25	32	168	1,4	75
Bodeneintrag	35,9	3,0	30	54	315	3,2	130
Wurzelaufnahme	0,0	1,3	8	12	288	1,7	0
Bestandesspeicherung	10,8	1,2	8	6	238	1,4	31
Bodenaustrag	1,4	8,2	11	4	136	3,7	39



**Abbildung 3: Jährliche Element-Flußraten (Pb) in den untersuchten Buchenwaldökosystemen ( $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) [Eintrag >> Austrag]**

KOMPAR-TIMENT	BILD - MODELL	MESSEBENE	ELEMENTFLUSS	SAMMELMETHODE (n. MEIWES et al. 1985)
Atmosphäre		oberhalb des Kronendaches (=benachbarte waldfreie Fläche)	Niederschlags- deposition  ( Freiland- niederschlag)	Regensammler (Totalisator, Typ 5 Polyethylen)
Baum- schicht		unterhalb des Kronendaches	Bodeninput: Kronentraufe Stammabfluß Streufall)	Regensammler (Typ 5) Stammanschette Streufangtrichter (Polyethylen)
Humus- schicht		Oberfläche des Mineralbodens	Sickerwasser (TLP)	keramische Unter- drucklysimeter (Trichterlysimeter- platten)
Mineral- boden				
Lithosphäre	unterhalb der Wurzelzone	Output Sickerwasser (MLK)	keramische Unterdruck lysimeter (Lysimeterkerzen)	

**Abbildung 2: Versuchsplan zur direkten Erfassung von Elementflüssen in Waldökosystemen.**

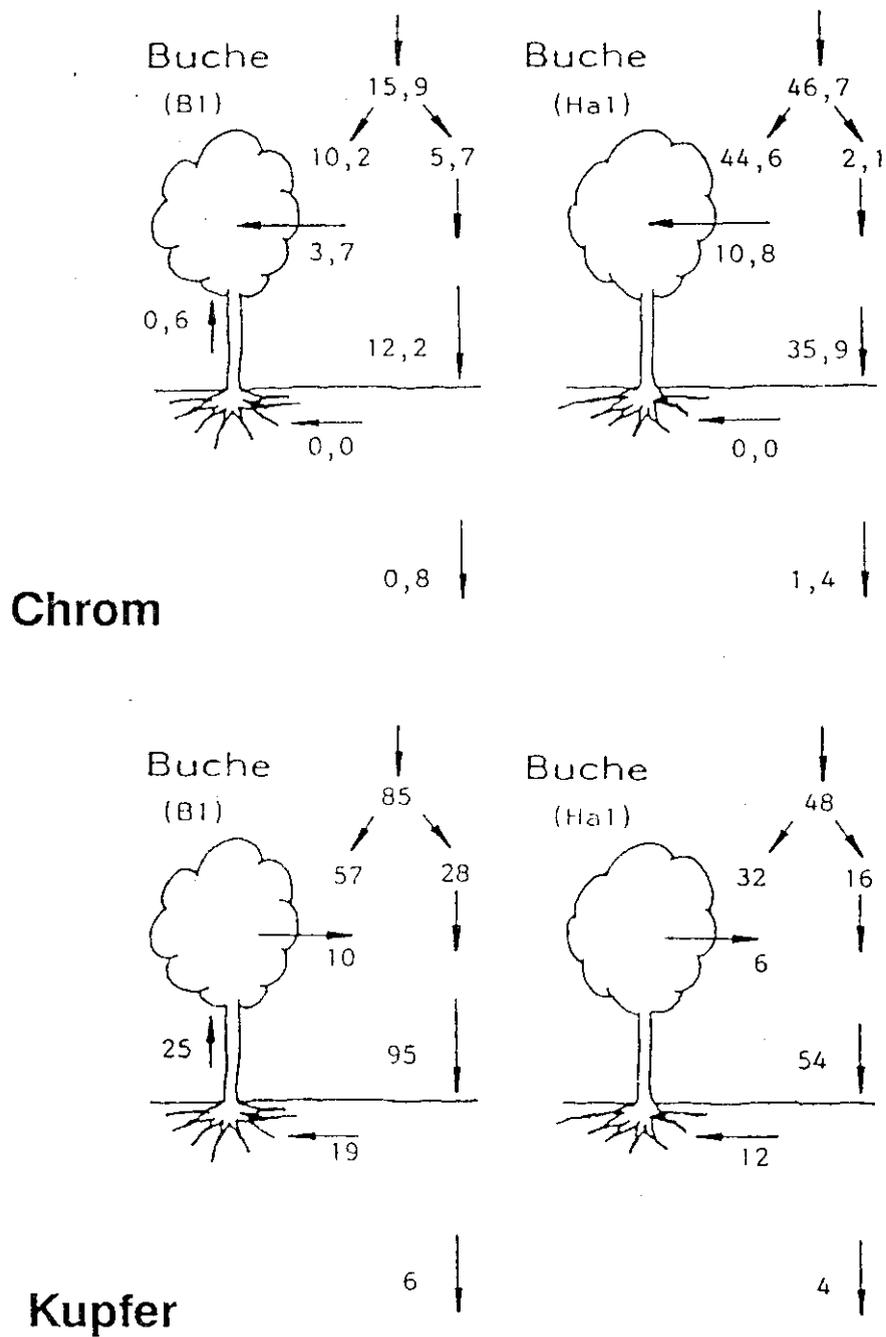


Abbildung 4: Jährliche Element-Flußraten (Cr und Cu) in den untersuchten Buchenwaldökosystemen (g.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>) [Eintrag > Austrag]

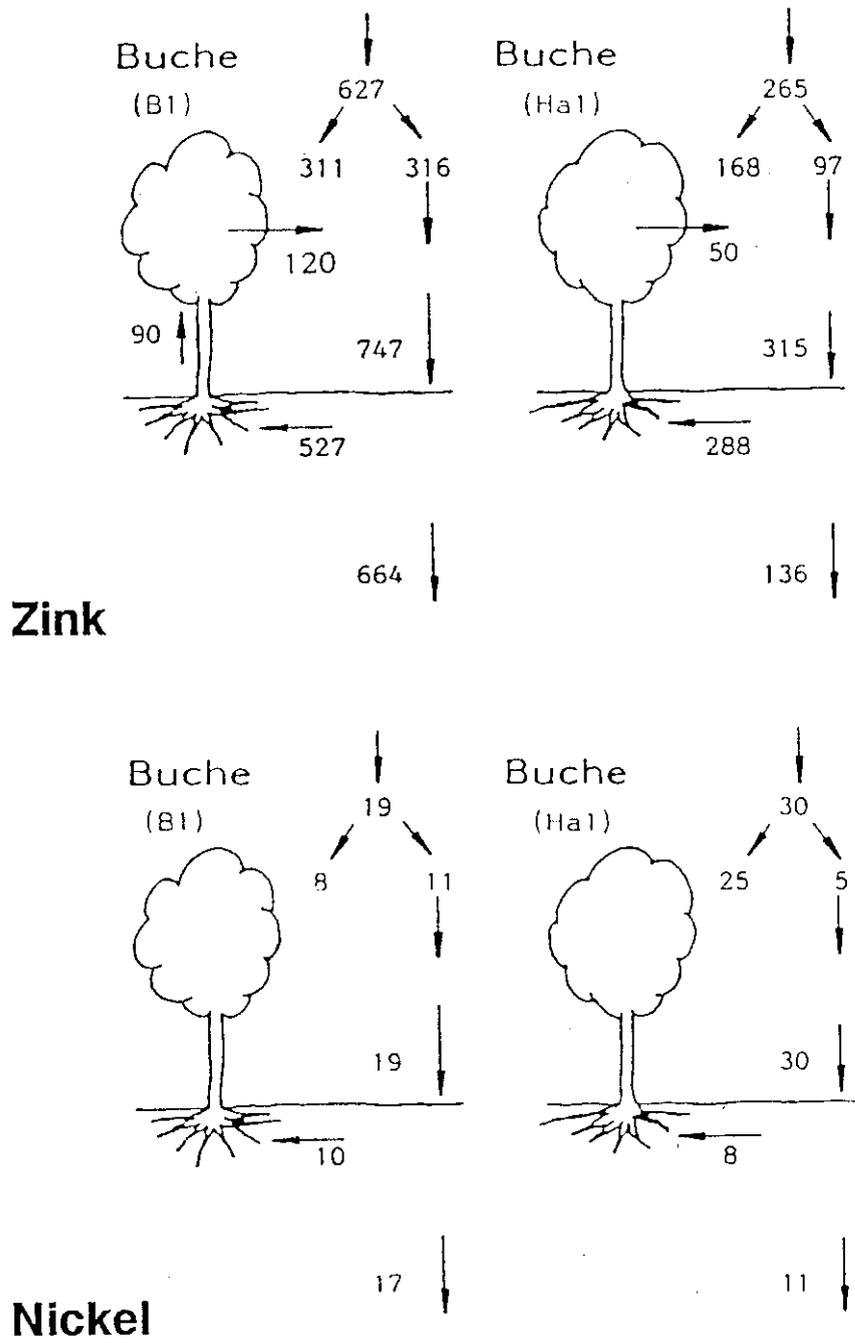


Abbildung 5: Jährliche Element-Flußraten (Zn und Ni) in den untersuchten Buchenwaldökosystemen (g·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>) [Eintrag = Austrag]

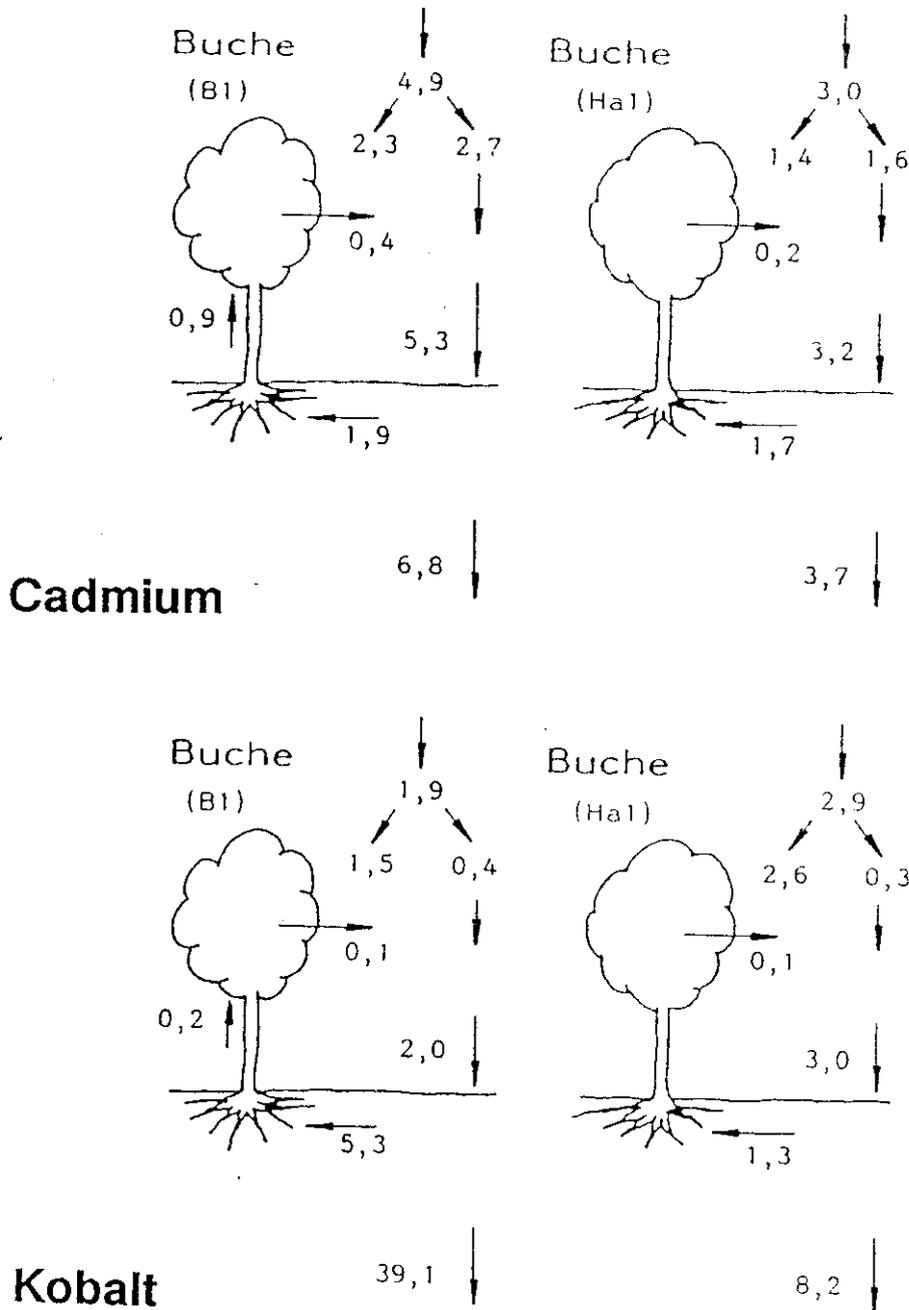


Abbildung 6: Jährliche Element-Flußraten (Cd und Co) in den untersuchten Buchenwaldökosystemen ( $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) [Eintrag < Austrag]

Literatur:

BÜTTNER, G., LAMERSDORF, N., SCHULTZ, R., ULRICH, B. (1986): Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 1. Universität Göttingen.

CASSENS-SASSE, (1985): Witterungsbedingte saisonale Versauerungsschübe in Böden zweier Waldökosysteme. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 30. Universität Göttingen.

HEINRICHS, H., KÖNIG, N., SCHULTZ, R. (1985): Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt und Spurenelemente in Probenlösungen aus Waldökosystemuntersuchungen. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme Bd. 8. Universität Göttingen.

KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Schwermetallverteilung an 7 Standorten unterschiedlichen Versauerungsgrades. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 3. Universität Göttingen.

LAMERSDORF, N. (1988): Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 36. Universität Göttingen.

MEIWES, K.J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E., LAMERSDORF, N., (1985): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen - Konzepte und Methodik. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme Bd. 7 70-140. Universität Göttingen.

SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und waldökosystemer Umsatz von Schwermetallen. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme Reihe A, Bd. 34. Universität Göttingen.

SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme Reihe A., Bd. 32. Universität Göttingen.

SCHULTZ, R., LAMERSDORF, N. HEINRICHS, H., MAYER, R., ULRICH, B. (1988): Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrags einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen. Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 7. Universität Göttingen.

SCHULTZ, R., MAYER, R., KÖNIG, N. (1986): Long-termed measurements of input and output of heavy metals in forest soils. Transactions XIII. Congress of the international society of soil sciences, vol II, 477-478.

## Zum Einfluß von simulierten sauren Niederschlägen auf die Entwicklung von Buchenjungwuchs (*Fagus sylvatica* L.)

J. GRESZTA, S. – W. BRECKLE, A. GRUSZKA, H. KAHLE

### Abstract

The aim of the investigation was to determine the effect of simulated acid rain on seedlings of beech (*Fagus sylvatica* L.). One-year-old seedlings were planted in sandy soil, silty loam and peat soil and irrigated with solutions of pH 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0 and 7.8 during two vegetation periods. It was found that chemical and microbiological properties of the soils were changed by the application of the artificial acid rain. The irrigation with pH 2 killed all seedlings irrespective of the substrate in which they were grown. With pH 3 20–50 % of the seedlings in mineral soil died. Growth and development of the seedlings, i.e. their increment in height, size of leaves and weight of shoots and roots varied as depending on the pH value of the solutions applied.

### 1. Einleitung

Der negative Einfluß saurer Depositionen auf Waldökosysteme unterliegt keinem Zweifel mehr. Insbesondere die Bodenversauerung durch Eintrag organischer und anorganischer Säuren, die einen unkontrollierten Verlauf biochemischer Reaktionen verursachen, ist ein Ausdruck dieser Erscheinung. Das Tempo der Änderungen ist von der Menge der Depositionen und ihrer Einwirkungsdauer abhängig. Deshalb beobachtet man diese Erscheinung in den einzelnen Erdteilen in ganz unterschiedlichem Ausmaß.

Bisher nachgewiesen wurde die negative Wirkung saurer Depositionen auf die Mikroflora der Böden (TAMM 1976), auf die Aktivität der Bodenenzyme (ÖHLINGER 1986), auf Wurzelwachstum und Mykorrhiza (GÖBL 1986), auf den Chemismus und das Tempo von Verwitterungsprozessen (MUTSCH 1986, KLOKE 1981, ULRICH 1985) sowie auf den Kreislauf von N und anderer biogener Elemente (LEE 1985). Darüberhinaus werden in Waldböden akkumulierte toxische Schwermetalle durch Versauerungsprozesse mobilisiert (vgl. BRECKLE & KAHLE 1985); insbesondere stellen Blei-Wirkungen eine Gefährdung von Buchenjungwuchs dar (KAHLE & BRECKLE 1989). Trotzdem ist bis heute nicht vollständig geklärt, inwieweit saure Niederschläge den Bestandeszuwachs beeinträchtigen bzw. für das Absterben von Beständen verantwortlich zu machen sind (TAMM 1976).

Das Ziel dieses Experimentes war die Beobachtung des Einflusses von simulierten sauren Niederschlägen auf verschiedene Bodenparameter und auf das Wachstum von Sämlingen der Buche (*Fagus sylvatica* L.). Hierfür wurden wäßrige Lösungen mit definierten pH-Werten und 3 verschiedene Bodenarten verwendet.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Durchführung der Topfversuche

Der Einfluß von simulierten sauren Niederschlägen auf Buchensämlinge wurde durch Beregnen mit wäßrigen Lösungen mit pH-Werten von 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0 und 7.8 untersucht. Das Beregnungswasser wurde aus einem Tiefbrunnen geschöpft und anschließend filtriert. Der natürliche pH-Wert des Brunnenwassers war 7.8; er wurde durch das Filtrieren nicht verändert. Die damit behandelten Sämlinge dienten als Zweitkontrolle.

Die pH-Varianten von 2.0 bis 6.0 im Beregnungswasser wurden durch Zusatz von Schwefelsäure eingestellt. Das Beregnungswasser wurde vor jeder Anwendung auf den jeweils erforderlichen pH-Wert geprüft.

Für die Untersuchungen wurden einjährige Buchensämlinge verwendet, die in 2-Liter-Töpfe mit Sand-, Lehm- bzw. Torf-Boden gepflanzt wurden. Das Wachstum wurde anhand folgender Parameter verfolgt: Höhe der Sämlinge, Längenzuwachs im 1. und 2. Jahr, 1000-Blatt-Gewicht (TS), Biomasse von Sproß und Wurzeln, Trockensubstanzproduktion der Gesamtpflanzen.

Die Töpfe mit den Versuchspflanzen wurden unter einer nach allen Seiten offenen Abdachung auf dem Gelände einer Baumschule plaziert, sodaß die Pflanzen denselben Klimabedingungen wie in der Umgebung, nicht aber dem atmosphärischen Niederschlag ausgesetzt waren.

Die Bodeneigenschaften wurden durch folgende Parameter charakterisiert: pH-Wert, Korngrößenverteilung, Sorptionskomplex, C- und N-Gehalt sowie C/N-Verhältnis; zur Charakterisierung der biologischen Bodeneigenschaften wurde die Zahlenstärke der Hauptmikroorganismen (Bakterien, Strahlenpilze, Pilze) bestimmt.

Die Bodenanalysen wurden 3-fach wiederholt, bei den Pflanzen wurden für jede Beregnungs- und Boden-Variante 12 Parallelen angesetzt. Mittels der künstlichen Beregnung erhielten die Sämlinge mehr Wasser, als sie durch Freiland-Niederschläge erhalten hätten. Dies war notwendig, da Sämlinge unter Freilandbedingungen zum Teil auch Wasser aus dem Grundwasser entnehmen.

Die Untersuchungen wurden nach 2 Jahren beendet, da die Wurzelsysteme aus den Töpfen herauszuwachsen begannen.

### 2.2 Analytik

Die Bodenuntersuchungen wurden mit Hilfe folgender Methoden durchgeführt:

- Korngrößenverteilung nach der Methode von CASAGRANDEA, modifiziert nach PROSZYNSKY,
- pH-Wert potentiometrisch,
- N-Gehalt nach KJELDAHL,
- Kohlenstoff mit der Methode nach ZIURIN,

- zur Kennzeichnung des Sorptionskomplexes des Bodens (vgl. Tab.3): Bestimmung des hydrolytischen Säuregrades (T–Wert) und der Summe aller austauschbaren Metallkationen ("Alkalisumme", S–Wert) mit der Methode nach KAPPEN; die Sorptionskapazität (T–S) und der Sättigungsgrad (V–Wert) des Sorptionskomplexes mit alkalischen Kationen wurde dementsprechend berechnet,
- die Zahl der Mikroorganismen wurde mit der Plattenmethode bestimmt; Bakterien auf Agar mit Bodenauszug (BUNT & ROVIRA 1955); Strahlenpilze auf Agar mit Glukose und Hefeextrakt (AARONSON 1970); Pilze auf CZAPEK–DOX–Nährboden. Die Phosphorbakterien wurden auf Agar mit Biphosphat (BAIRD–PARKER 1966) bestimmt und die Schwefelbakterien auf Wiering–Nährboden (WIERINGA 1966).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Topfversuchsreihen wurden mit drei Bodentypen durchgeführt: Sand, schluffiger Lehm und Torf. Die Korngrößenverteilung des Sand– und Lehmbodens ist in Tab.1 dargestellt. Der Sandboden bestand aus 85–89 % Sand, 6–9 % Schluff, in dem der grobkörnige Schluff dominierte, und 3–7 % Tonfraktion, in der die Fraktion des Kolloidtons dominierte (3–4 %) (Tab.1). Im Lehmboden betrug die Sandfraktion 10–17 % und der Schluffanteil 53–59 %; dabei dominierten feinkörniger Schluff und die gesamte Tonfraktion mit 29–31 % (Tab.1). Im Torfboden betrug die organische Substanz 61–69 % gegenüber ca 2 % im Sand bzw. Lehmboden (Tab.2).

Unter dem Einfluß der sauren Beregnung traten im Vergleich aller untersuchten Bodenparameter die größten Veränderungen beim pH–Wert auf. Bei den drei Versuchsböden betrug die Bodenversauerung etwa 1.5–1.8 pH–Einheiten (gemessen in H<sub>2</sub>O) bzw. 1.2–1.4 pH–Einheiten (gemessen in KCl). Die niedrigsten pH–Werte traten im Torfboden auf (Tab.2).

Die saure Beregnung hatte keinen Einfluß auf den Gehalt an organischem Stickstoff im Boden. Sein Gehalt schwankte zwischen 0.083 und 0.087 % im Sandboden und 0.096–0.112 % im Lehmboden. Die höchsten Werte wies der Torfboden auf (Tab.2). Es wurden auch keine größeren Unterschiede im C–Gehalt und im C/N–Verhältnis festgestellt (Tab.2). Wahrscheinlich hängt dies mit der noch relativ kurzen Einwirkungszeit der sauren Beregnung zusammen.

Der Einfluß der simulierten "sauren Niederschläge" auf den Sorptionskomplex der Böden führte zu einer deutlichen Abnahme aller untersuchten Elemente im Boden. Im Sand– und im Torfboden machte der Unterschied in der H<sup>+</sup>–Konzentration zwischen den Beregnungsvarianten mit pH 7.8 und 2.0 ca. 200 % aus. Am geringsten war die pH–Änderung im Lehmboden mit ca. 65 %. Im Sand– und Torfboden wurde die Summe der alkalischen Kationen im Sorptionskomplex fast um 300 % verringert, im Lehmboden nur um etwa 75 %. Weiterhin war in allen untersuchten Böden ein Anstieg der hydrolytischen Azidität um etwa 10 % und eine Senkung der Sorptionskapazität der Böden um etwa

40 % im Lehm und um 300 % im Sand und im Torf festzustellen (Tab.3). Diese Effekte weisen auf eine erhebliche Degradation der Böden hin, besonders angesichts der relativ kurzen Dauer des Experimentes.

Veränderungen im Bodenmilieu können sich stark auf den Pflanzenwuchs auswirken. Beim pH-2-Ansatz starben alle Buchensämlinge unabhängig vom Bodentyp allmählich ab. Beim pH-3-Ansatz starben im Sandboden 60 % der Sämlinge (n=12) ab, im Torf ca. 15 %; die überlebenden Sämlinge zeigten starke Blattschäden. Auf dem Lehmboden gab es keine Ausfälle. Auch bei allen weiteren pH- und Boden-Varianten gab es keine Sämlingsverluste.

Der Einfluß der simulierten sauren Niederschläge auf die Entwicklung der Buchensämlinge ist von verschiedenen Faktoren abhängig, insbesondere auch vom Bodentyp. Bei allen pH-Varianten war die Trockensubstanzproduktion der Pflanzen auf dem Lehmsubstrat meist deutlich geringer als im Sand- und im Torfboden (Abb.3 und 4). Am Versuchsende wiesen die Pflanzen, die auf dem Torfboden gewachsen waren, bei fast allen pH-Varianten (außer pH 4) die größte Biomasse auf (Abb.4).

Mit steigendem pH des Beregnungswassers (pH 2 bis pH 6) zeigten die Buchensämlinge eine zunehmend größere Trockensubstanzproduktion auf allen Bodensubstraten. Dieser Trend war im 2.Versuchsjahr wesentlich stärker ausgeprägt als im 1.Jahr (vgl. Abb.3 und 4). Unabhängig vom Bodensubstrat war die Biomasseproduktion bei den Beregnungs-Varianten mit pH 5 und 6 durchweg am höchsten. Dies kam in größeren Stämmchendurchmessern, Zweigzuwachsen und Blatt-Trockengewichten zum Ausdruck.

Bei den einzelnen Wachstumsparametern, d.h. im Sproßlängenwachstum, im 1000-Blatt-Gewicht, in der Blattgröße, in der Biomasse-Produktion von Sproß und Wurzeln sowie im Gesamt-Trockengewicht der Sämlinge traten in Abhängigkeit von den Beregnungsvarianten nur unwesentliche Unterschiede auf (vgl. Abb.5 bis 10).

Ähnlich wie in den Experimenten von MUTSCH (1986) wurde durch die sauren Beregnungen (Varianten pH 2 bis pH 6) der pH-Wert aller Versuchsböden gesenkt. Im Verlauf der beiden Versuchsjahre war die Abnahme in den Mineralböden (Sand und Lehm) am größten (1.7 pH-Stufen beim pH-2-Ansatz, 0.7 beim pH-3-Ansatz und 0.5-0.2 pH-Stufen bei den restlichen Ansätzen).

Auch die Zahl der Mikroorganismen im Boden nahm mit abnehmendem pH des Beregnungswassers, d.h. mit zunehmender Versauerung der Versuchsböden (vgl.Tab.2), meist kontinuierlich ab (Abb.1). Extrem war die Verminderung beim pH-2-Ansatz: die Gesamtzahl der Bakterien und Pilze sank in den Versuchsböden um ca. 70 % und die Zahl der Strahlenpilze um 1400 % (Abb.2). Bei den weiteren Beregnungsvarianten waren die Veränderungen in der Bakterienzahl deutlich geringer.

Bezogen auf die absoluten Zahlenwerte, wurde die Gesamtzahl der Bakterien im Torfboden am stärksten, im Lehmboden dagegen am wenigsten reduziert (Abb.1 und 2). Analysiert man die Anteile einzelner Bakteriengruppen, so stellt man die kleinste Population an Schwefelbakterien im Sandansatz fest, größer ist sie im Lehmboden und am größten im

Torf (Abb.1). Dies stimmt mit der Schwefelzersetzung in Böden, die unter anthropogenem Einfluß stehen, überein, wo in Sandböden der Schwefel tief im Bodenprofil vorliegt; in Lehm und Torf ist er an undurchlässige Schichten gebunden (GRESZTA 1975). Die Menge an Phosphorbakterien verringerte sich parallel zum zunehmenden Versauerungsgrad der Böden (Abb.1).

Von den drei analysierten Mikroorganismengruppen (Bakterien, Strahlenpilze und Pilze) wurden die Strahlenpilze am stärksten durch die Versauerung beeinträchtigt, die Pilze hingegen am wenigsten. Dabei hat die Bodenart grundsätzliche Bedeutung. Die hier durchgeführten Untersuchungen bestätigen die Ergebnisse von ÖHLINGER (1986), daß saure Niederschläge die biologische Bodenaktivität verringern.

Die Untersuchungen bestätigen auch die Hypothese, daß saure Niederschläge anfangs nur einen geringen Einfluß auf Änderungen im Gehalt an Stickstoff, Kohlenstoff und damit auf das C/N-Verhältnis haben (WAY et al. 1985, GRESZTA et al. 1988). Weiterhin muß aufgrund der Verminderung der Zahl der Bodenmikroorganismen mit einer geringeren Zersetzungsaktivität des Humus gerechnet werden. Dies geht auch aus Untersuchungen von TAMM et al. (1977) hervor.

#### 4. Zusammenfassung

1. Durch die saure Beregnung wurde der pH-Wert des Bodens im Vergleich zu anderen Bodenparametern am stärksten beeinflusst. Die Bodenreaktion veränderte sich bei den Mineralböden um 1,7, bei Torf um 2,5 pH-Einheiten. In den Mineralböden führten die Beregnungsvarianten mit pH 2 und pH 3 zu einer deutlich größeren Bodenversauerung als die übrigen pH-Varianten, im Torfboden hingegen vollzog sich bei allen Beregnungsvarianten eine etwa gleich starke Versauerung.
2. Mineralböden reagierten auf die saure Beregnung stärker als der Torfboden.
3. Je höher der pH-Wert des Bodens, desto größer war die Bakterienzahl. Bei pH 2 des Beregnungswassers stellte man keine Schwefelbakterien im Boden fest. Sie traten jedoch bei allen übrigen pH-Ansätzen auf, wobei ihre Zahl bei pH 6 am größten war.
4. Mit sinkendem pH-Wert der simulierten Niederschläge nahm die Zahl der Pilze im Bodenmilieu meist zu, während die Zahl der Bakterien und Strahlenpilze zum Teil erheblich abnahm.
5. Beregnungswasser mit einem pH-Wert über 4 hatte keinen wesentlichen Einfluß auf Wachstum und Entwicklung der Versuchspflanzen, unter pH 4 hingegen traten deutliche negative Effekte sowohl beim Wirkungspfad über die Assimilationsorgane als auch über den Boden auf.
6. Auf dem Torfbodensubstrat zeigten die Buchen-Sämlinge besonders im 2. Versuchsjahr das beste Wachstum. Dies betraf auch die Blattflächen und Trockengewichte und damit die Ausbildung des Assimilationsapparates.

## 5. Literatur:

- AARONSON S. (1970). Experimental microbial ecology. Academic Press, New York, London
- BAIRD–PARKER A.C. (1966). Identification methods for microbiologists. B.M. Gibbs & A.D. Skinner (eds.), Academic Press New York
- BRECKLE S.–W., KAHLE H. (Hrsg.) (1985). Schwermetalle und Saure Depositionen. Tagungsbericht. Bielefelder Ökol. Beitr., Bd.1, 191 S.
- BUNT J.S., ROVIRA A.D. (1955). Microbiological studies of some subantarctic soils. J. Soil Science 119
- GÖBL F. (1986). Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden und Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch. III. Mykorrhizauntersuchungen. Cbl. Ges. Forstwesen 103 (2), 89–107
- GRESZTA J. (1975). Wpływ emisji na siedliska borowe i drzewostany sosnowe w Śląsko–Krakowskim Okręgu Przemysłowym. (The Influence of Emissions on Forest Habitats and Pine Stands in the Cracow–Silesian Industrial Region). Warszawa–Krakow, PWN, 182 S.
- GRESZTA J., NOSEK A., WACHALEWSKI T. (1988). Preliminary Results of Investigation on the Effect of Dusts Containing Heavy Metals on the Dynamic of Humus in Forest Environments. Scientific Papers of Krakow Agricultural Academy, No 226, Forestry No 18, 65–87
- HAY G.W., JAMES J.M., VANLOON G.W. (1985). Solubilization effects of simulated acid rain on the organic matter of Forest Soil. Preliminary results. Soil Science 139, No 5, 423–430
- KAHLE H., Breckle S.–W. (1989). Single and combined effects of lead and cadmium on young beech trees (*Fagus sylvatica* L.). Proc. 14th Internat. IUFRO Meeting on "Air Pollution and Forest Decline". J.B.Bucher (ed.), Birmensdorf (Switzerland), 442–444
- KLOKE A. (1981). Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten? Mitt. d. Forstl. BVA. Wien. 137 (II), 241–245
- LEE J. (1985). Effect of Simulated Sulfuric Acid Rain on the Chemistry of a Sulfate Adsorbing Forest Soil. Water, Air and Soil Pollution 25, 185–193
- MUTSCH F. (1986). Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden und Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch. I. Einfluß auf Elementgehalte des Bodens, der Durchflußlösungen und der Pflanzen. Cbl. Ges. Forstwesen. 103 (2), 63–78
- ÖHLINGER R. (1986). Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden und Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch. II. Untersuchung einiger Bodenzymaktivitäten. Cbl. Ges. Forstwesen. 103 (2), 79–89
- TAMM C.O. (1976). Acid precipitation: Biological effects in Soil and Forest Vegetation. Ambio 5–6, 235 ff.
- TAMM C.O., WIKLANDER G.W., POPOVIC B. (1977). Effects of Application of Sulfuric Acid to Poor Pine Forests. Water, Air and Soil Pollution, 8, 75–87
- ULRICH B. (1981). Stoffumsatz im Ökosystem – Theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen. Veröffent. d. Landw.–chem. Bundes–Anst. Linz, 15, 13–28
- WIERINGA K.T. (1966). Solid media with elemental sulphur for detection of S–oxidizing microbes. Anatomie van Leeuwenhoek. J. Microbiol. Serol. 32, 183 ff.

Tab.1: Prozentuale Anteile der Kornfraktionen und Bodenarten im Sand- und Lehmboden-Substrat.

	Korngrößengruppen (mm)						Bodenart			
	1 - 0,1	0,01- 0,05	0,05- 0,02	0,02- 0,006	0,006- 0,002	<0,002	Sand	Schluff	Lehm	Ton
- Sandboden -										
1	85	6	3	2	1	3	85	9	7	4
2	85	6	2	2	1	4	85	8	7	4
3	85	7	2	1	1	4	85	9	6	4
4	88	5	1	3	0	2	88	6	6	3
5	89	5	3	0	0	3	89	8	3	3
$\bar{x}$	86	6	2	2	1	3	86	8	6	4
- schluffiger Lehm Boden -										
1	17	14	39	16	4	10	17	53	30	10
2	10	16	43	17	4	10	10	59	31	10
3	17	15	39	16	3	10	17	54	29	10
4	15	17	38	16	5	9	15	55	30	9
5	15	15	39	15	6	10	15	54	31	10
$\bar{x}$	15	15	40	16	4	10	15	55	30	10

:

Tab.2: Einfluß der simulierten sauren Niederschläge auf ausgewählte chemische Eigenschaften der Böden.

pH der Beregnung	pH des Bodens		N <sub>(org)</sub>	C	C/N	organ. Substanz
	H <sub>2</sub> O	KCl	in %	in %		in %
- Sandboden -						
2.0	4.4	4.2	0.087	1.21	13.9	2.09
3.0	5.1	4.7	0.083	1.37	16.5	2.44
4.0	5.2	4.7	0.077	0.99	12.9	1.37
5.0	5.2	4.9	0.080	0.80	10.0	1.37
6.0	5.7	5.5	0.088	1.30	14.7	2.21
7.8	6.1	5.6	0.077	1.13	14.6	2.29
- schluffiger Lehm Boden -						
2.0	4.3	4.1	0.096	1.14	11.9	1.96
3.0	5.0	4.7	0.087	1.20	13.8	2.07
4.0	5.4	4.8	0.112	1.22	10.9	2.10
5.0	5.4	4.9	0.096	1.26	13.1	2.17
6.0	5.5	4.9	0.097	1.06	10.9	1.82
7.8	6.1	5.3	0.098	1.16	11.8	1.99
- Torfboden -						
2.0	3.3	3.1	0.885	32.68	36.9	63.50
3.0	3.7	3.4	0.885	50.00	56.5	69.00
4.0	3.8	3.3	0.906	37.17	41.0	62.40
5.0	3.9	3.6	0.955	36.65	38.4	67.50
6.0	4.2	3.4	0.823	38.85	48.40	68.70
7.8	5.8	5.4	0.934	36.10	38.7	60.90

Tab.3: Einfluß der simulierten sauren Niederschläge auf den Sorptionskomplex der Böden.

pH der Beregnung	T	S	T-S	V
	( mval / 100 g Boden )			
- Sandboden -				
2.0	10.5	1.8	12.3	14.6
3.0	7.5	1.7	9.2	18.5
4.0	6.2	0.9	7.1	12.7
5.0	6.5	1.9	8.4	22.6
6.0	4.9	3.6	8.5	42.4
7.8	4.3	5.3	9.6	55.2
- schluffiger Lehm Boden -				
2.0	8.3	5.7	14.0	40.7
3.0	6.5	5.4	11.9	45.4
4.0	6.1	6.4	12.5	51.2
5.0	6.2	6.5	12.7	51.2
6.0	6.4	6.5	12.9	50.4
7.8	5.4	7.6	13.0	58.5
- Torfboden -				
2.0	104.3	14.8	119.1	12.4
3.0	78.6	36.5	115.1	31.7
4.0	71.3	39.0	110.3	35.4
5.0	70.7	35.8	106.5	33.6
6.0	53.7	54.1	107.8	50.2
7.8	53.6	40.7	94.3	43.2

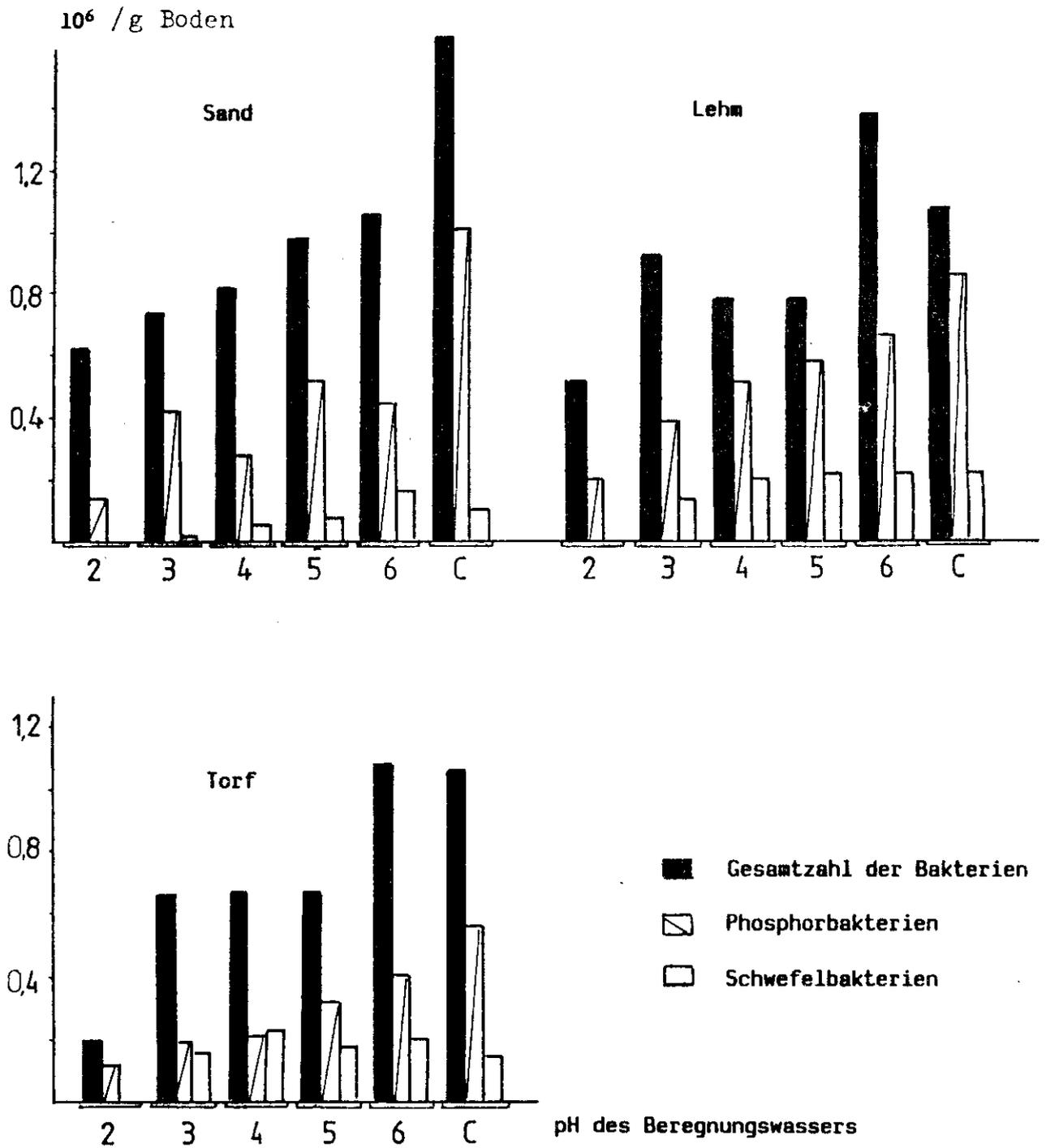


Abb.1: Anzahl der Bakterien in den Versuchsböden in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers (C = pH 7.8).

- ① Bakterien ( $10^6$  / g Boden)
- ② Strahlenpilze ( $10^3$  / g Boden)
- ③ Pilze ( $10^3$  / g Boden)

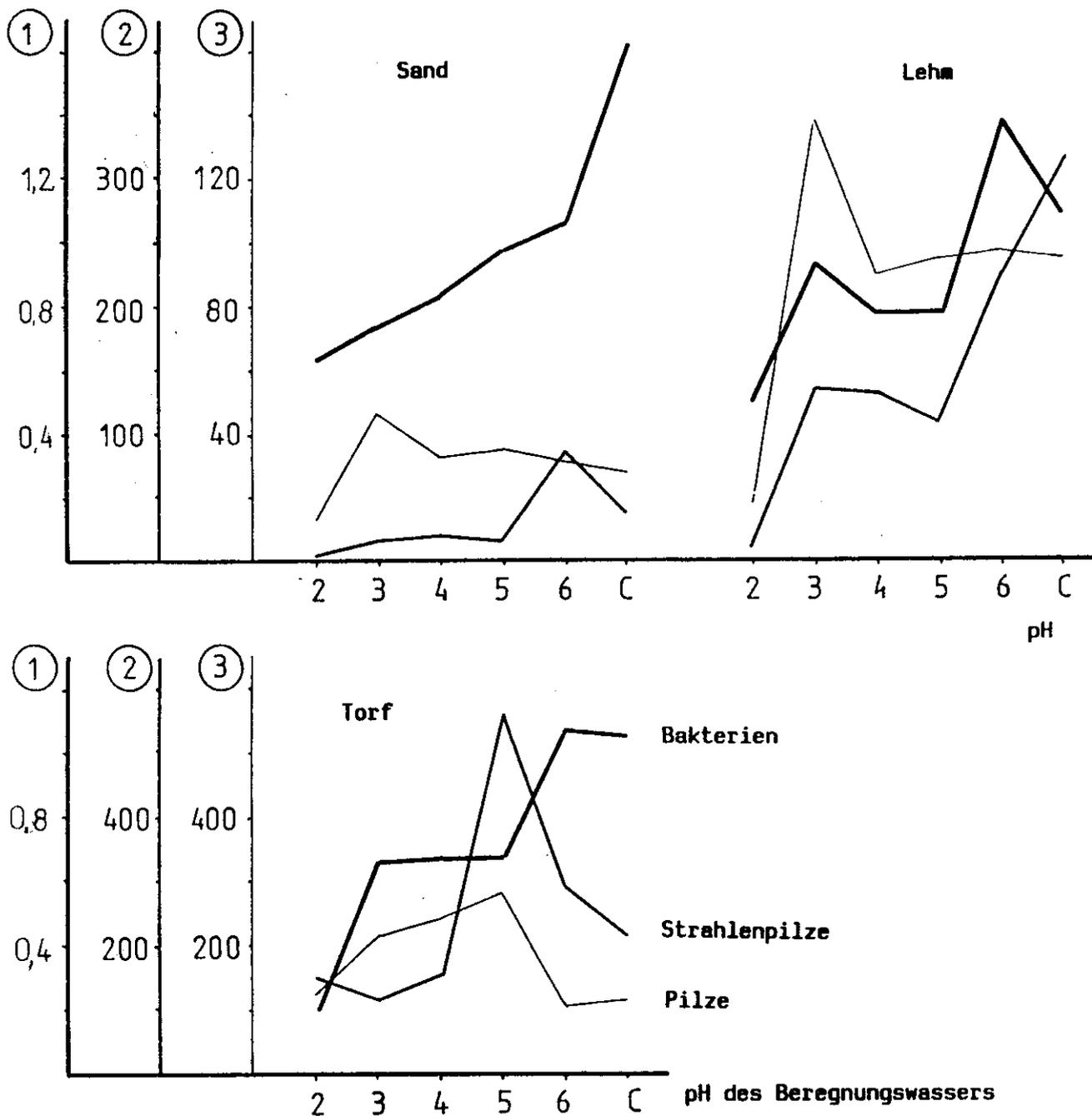


Abb.2: Gesamtzahl der Bakterien, Strahlenpilze und Pilze in den Versuchsböden in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

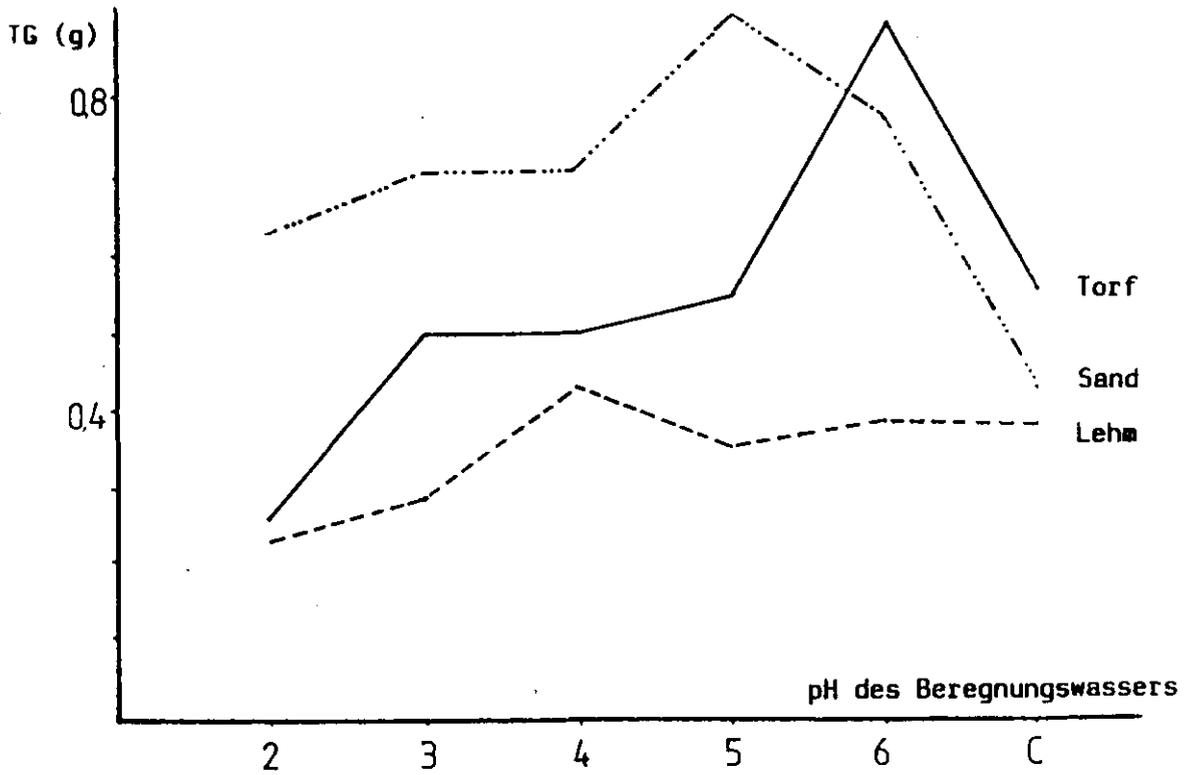


Abb.3: Trockensubstanz-Produktion der auf Sand-, Lehm- und Torf-Boden gewachsenen Buchensämlinge in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers (1. Versuchsjahr).

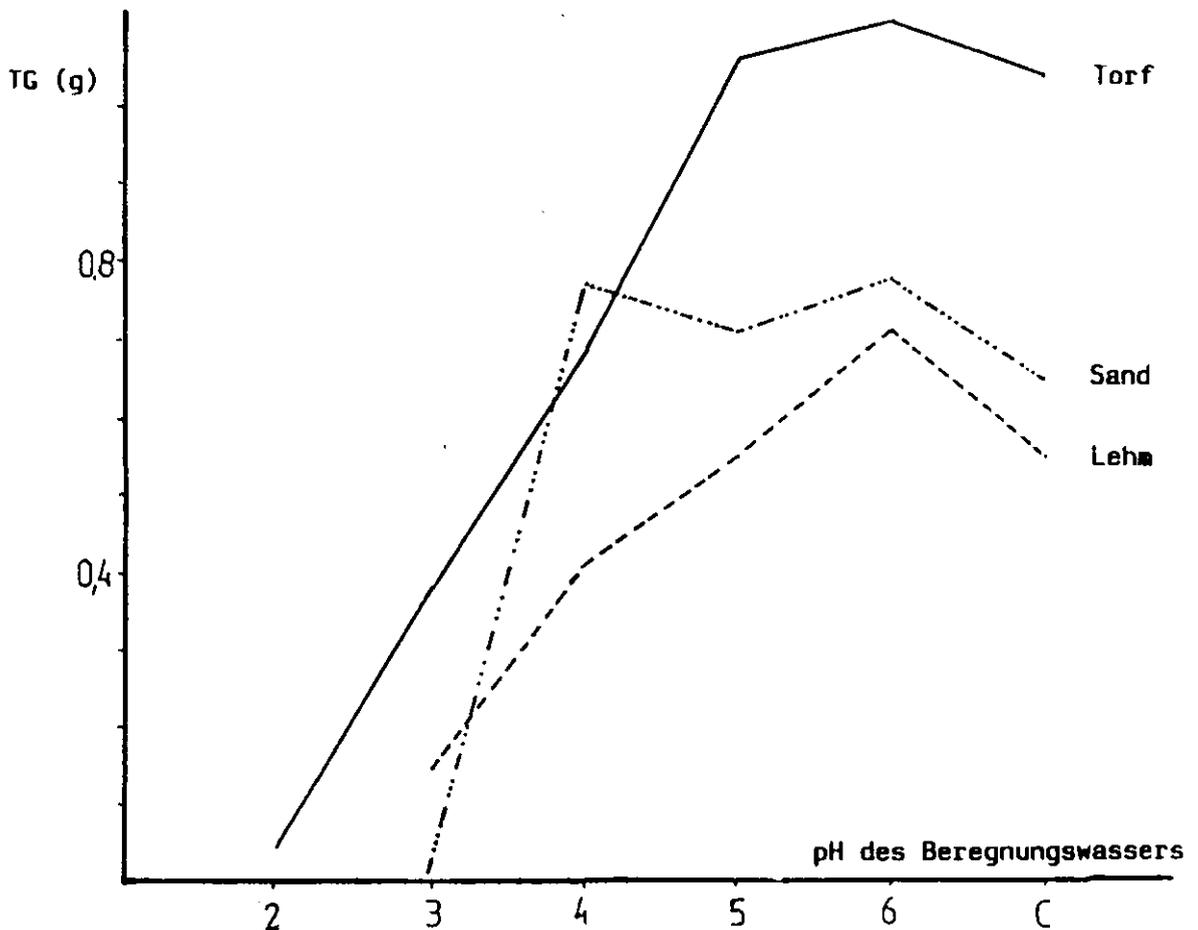


Abb.4: Trockensubstanz-Produktion der auf Sand-, Lehm- und Torf-Boden gewachsenen Buchensämlinge in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers (2. Versuchsjahr).

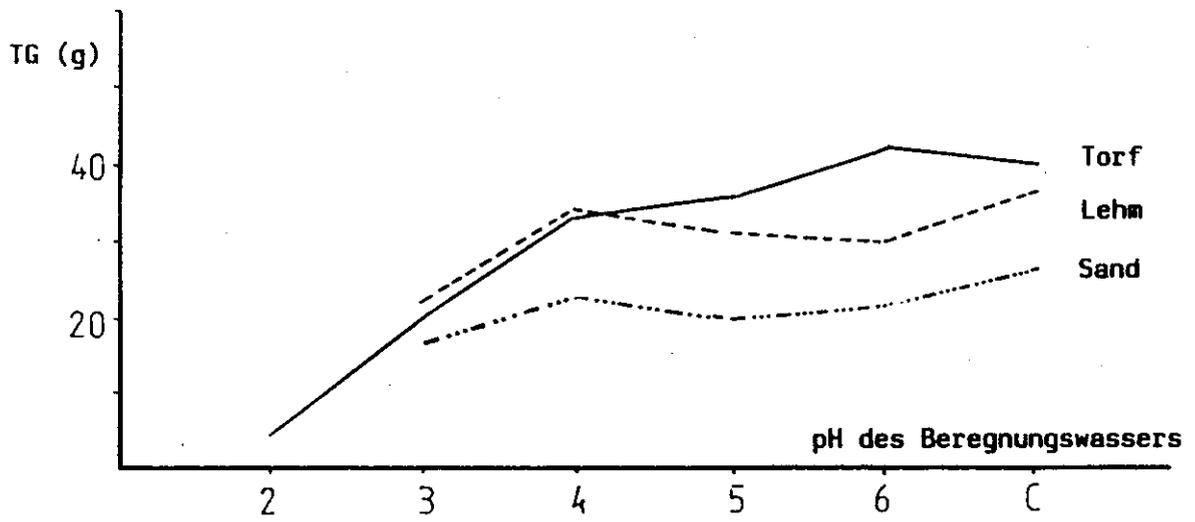


Abb.5: Einfluß der simulierten sauren Niederschläge auf das 1000-Blatt-Gewicht der Buchensämlinge.

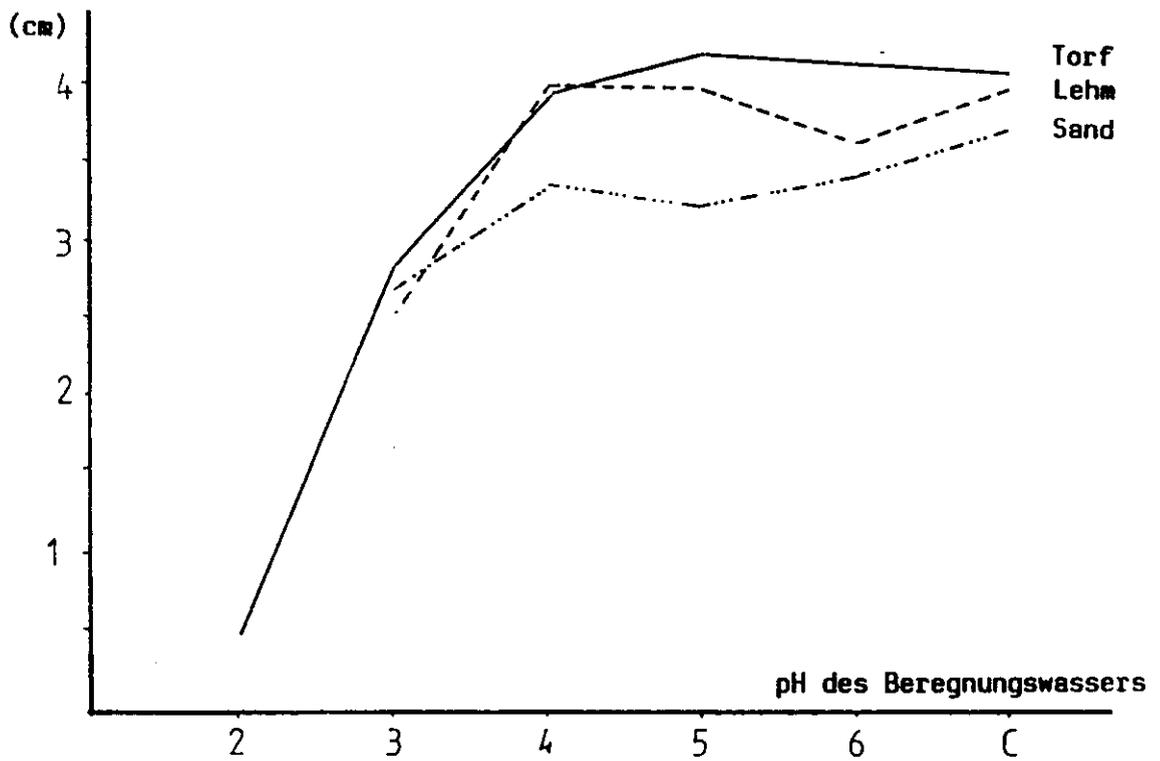


Abb.6: Mittlere Längen der Blätter von Buchensämlingen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

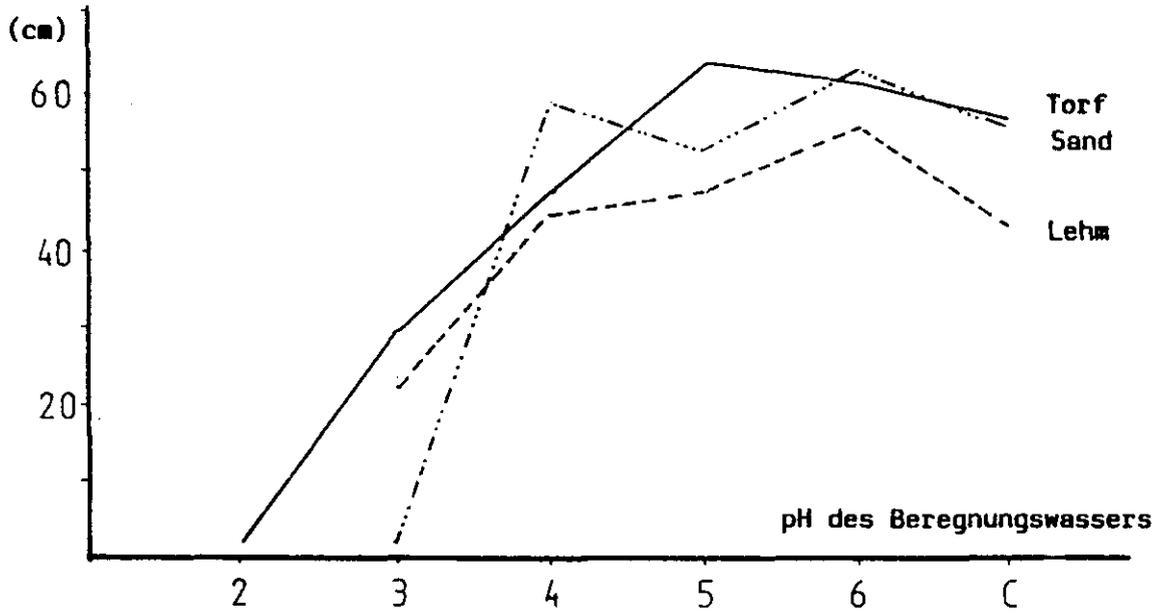


Abb.7: Sproßlängenwachstum der Buchensämlinge im 2.Versuchsjahr in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

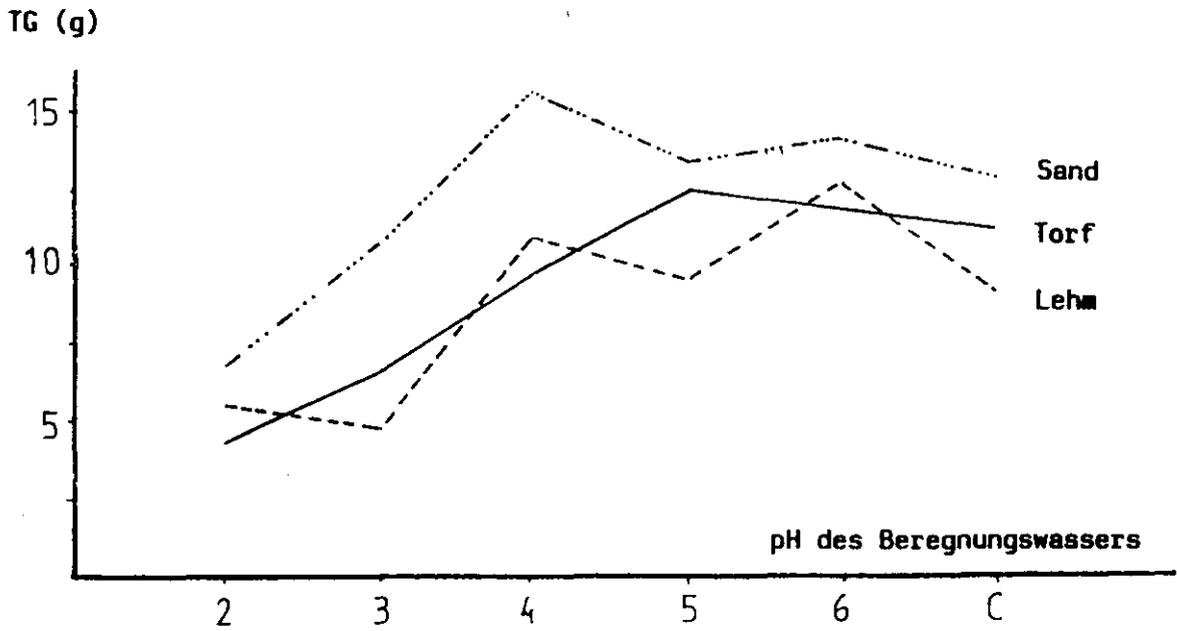


Abb.8: Trockensubstanz-Produktion des Sprosses von Buchensämlingen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

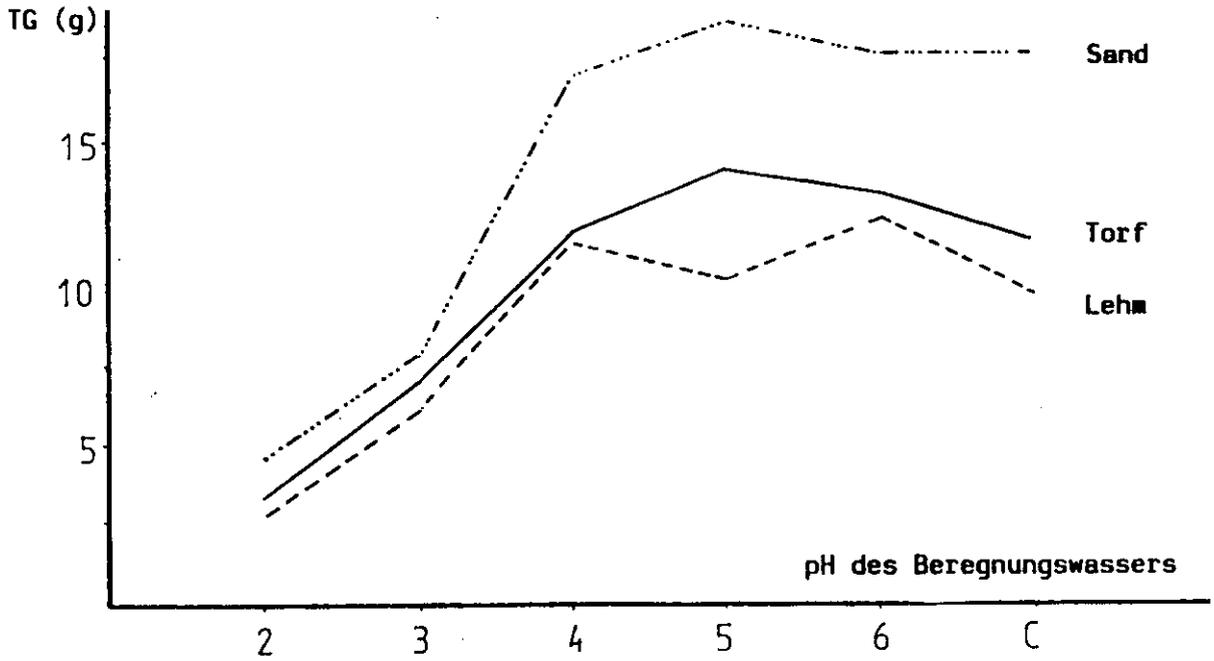


Abb.9: Trockensubstanz-Produktion der Wurzeln von Buchensämlingen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

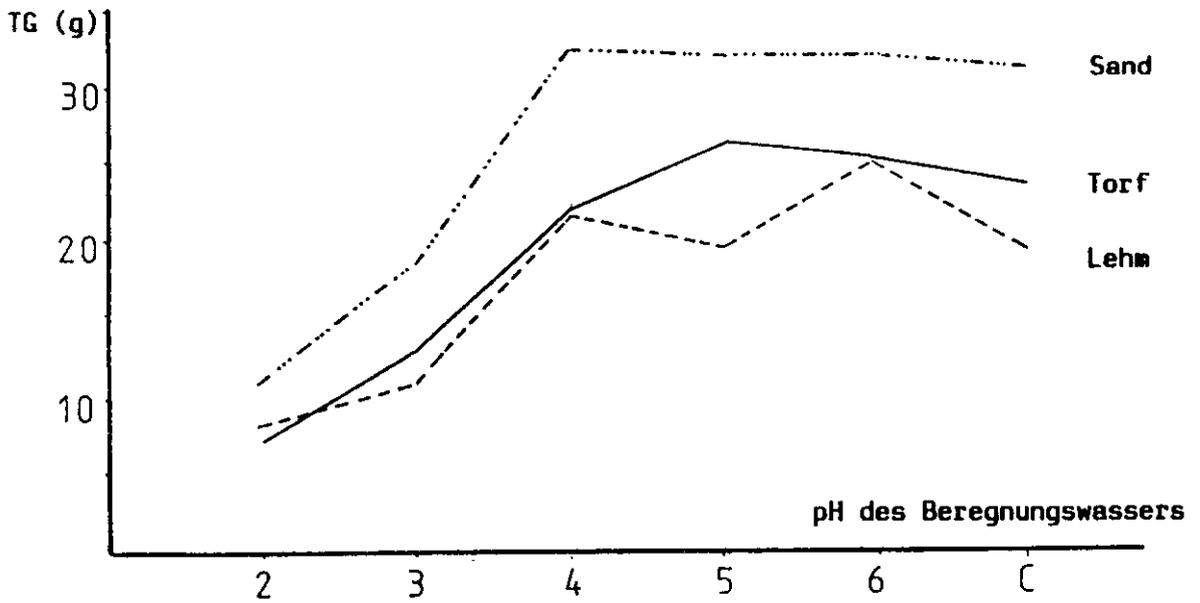


Abb.10: Gesamt-Trockengewichte der Buchensämlinge in Abhängigkeit vom pH-Wert des Beregnungswassers.

Adressen der Referenten (R) und Diskussionsredner (D)

- Univ.Doiz.Dr. Roland Albert (R)      Institut für Pflanzenphysiologie der  
Universität Wien  
Althanstr.14  
A – 1090 Wien  
Österreich
- Ulrich Avenhaus (R)                      Gesamthochschule Kassel  
Fachbereich Biologie/Chemie: AG Pflanzen – ,  
Vegetations – und Landschaftsökologie  
Heinrich – Pleu – Str. 40  
3500 Kassel
- Prof.Dr. Siegmар – W. Breckle (D)      Universität Bielefeld  
Fakultät für Biologie / Abt. Ökologie  
Postf. 8640  
4800 Bielefeld 1  
Tel. 0521 – 106 – 5524
- Ulrich Ebben (R)                          Gesamthochschule Kassel  
Fachbereich Biologie/Chemie: AG Pflanzen – ,  
Vegetations – und Landschaftsökologie  
Heinrich – Pleu – Str. 40  
3500 Kassel
- Dr. Wolfgang Fabig (R)                    Fraunhofer – Institut für Umweltchemie  
und Ökotoxikologie  
Postfach 1260  
5948 Schmallenberg – Grafschaft
- Prof.Dr. Walter Flückiger (R)            Institut für Angewandte Pflanzenbiologie  
CH – 4124 Schönenbuch  
Schweiz
- Dr. Joachim Gehrmanн (D)                Landesanstalt für Ökologie, Landschafts –  
entwicklung u. Forstplanung NRW  
Leibnizstr. 10  
4350 Recklinghausen
- Forstdir. Rudolf Gerbaulet (D)         Forstamt Bielefeld  
Dornberger Str. 37  
4800 Bielefeld 1
- Dr. Jochen Godt (R)                        Gesamthochschule Kassel  
FB 13, Landschaftsökologie  
Henschelstr. 2  
3500 Kassel

- Doc.Dr.hab. Jan Greszta (R)      Akademia Rolnicza  
Zaklad Ekologii Lasu  
Al. 29 listopada 46  
31 – 425 Krakow  
Polen
- Dipl.Biol. Jürgen Hagemeyer (R)      Universität Bielefeld  
Fakultät für Biologie / Abt. Ökologie  
Postf. 8640  
4800 Bielefeld 1
- Dr. Henning Kahle (R)      Universität Bielefeld  
Fakultät für Biologie / Abt. Ökologie  
Postf. 8640  
4800 Bielefeld 1  
Tel. 0521 – 106 – 5522
- Dr. Marian Kazda (R)      Universität Düsseldorf  
Botan.Institut III / Abt. Geobotanik  
Universitätsstr. 1  
4000 Düsseldorf
- Dr. Harald Koss (R)      Institut für Waldbau I  
Universität Göttingen  
Büsgenweg 1  
3400 Göttingen
- Dipl.Biol. Ingrid Köth (D)      Landesanstalt für Immissionsschutz NRW  
Wallneyer Str. 6  
4300 Essen 1
- Prof.Dr. Jan Lelley (D)      Landwirtschaftskammer Rheinland  
Versuchsanstalt für Pilzanbau  
Hüttenallee 235  
4150 Krefeld
- Dr. Günther Merg (R)      Institut für Forstbotanik  
Universität Göttingen  
Büsgenweg 2  
3400 Göttingen
- Dr. Heinz Neite (R)      Universität Düsseldorf  
Botan.Institut III / Abt. Geobotanik  
Universitätsstr. 1  
4000 Düsseldorf
- Dipl.Chem. Fabrizio Queirolo (D)      Kernforschungsanlage Jülich  
Institut für Chemie 4  
Postfach 1913  
5170 Jülich

- Dr. Josef Richter (R) Landesanstalt für Ökologie, Landschafts-  
entwicklung und Forstplanung NRW  
Abt. Forstplanung und Waldökologie  
Leibnizstr. 10  
4350 Recklinghausen
- Prof.Dr. E. Röhrig (D) Institut für Waldbau  
Universität Göttingen  
Büsgenweg 1  
3400 Göttingen
- Dr. Heiner Schäfer (D) Gesamthochschule Kassel  
FB 17, Umweltsystemanalyse  
Mönchebergstr. 21 A  
3500 Kassel
- Dr. Doris Schmitz (R) Versuchsanstalt für Pilzanbau  
Hüttenallee 235  
4150 Krefeld
- Dr. Rüdiger Schultz (D) Gesamthochschule Kassel  
FB 13, Landschaftsökologie/Bodenkunde  
Henschelstr. 2  
3500 Kassel
- Dr. Jean–Marc Vincent (R) Institut für Forstbotanik der  
Universität München  
Amalienstr. 52  
8000 München 40
- Dr. Antonius Willenborg (R) Versuchsanstalt für Pilzanbau  
Hüttenallee 235  
4150 Krefeld
- Prof.Dr. Rüdiger Wittig (R) Universität Düsseldorf  
Inst. für Ökologische Pflanzenphysiologie  
und Geobotanik  
Universitätsstr. 1  
4000 Düsseldorf

In der Reihe "Bielefelder Ökologische Beiträge" sind bisher die folgenden Bände erschienen und können bezogen werden über:

Universität Bielefeld  
Fakultät für Biologie  
Abteilung Ökologie  
Postfach 8640  
D-4800 Bielefeld 1

- Band 1 (1985): Beiträge des Symposiums "Schwermetalle und Saure Depositionen" (Hrsg. S. - W. Breckle & H. Kahle)
- Band 2 (1986): Beiträge der Abteilung Ökologie zur Dendroökologie (Hrsg. S. - W. Breckle & J. Hagemeyer)
- Band 3 (1988): Beiträge der Abteilung Ökologie zur Ökologie der Halophyten (Hrsg. S. - W. Breckle & I. Wattenberg)
- Band 4 (1989): Beiträge aus dem Symposium "Ecology and Evolution of the Mediterranean Vegetation and Flora" (Hrsg. S. - W. Breckle)
- Band 5 (1989): Beiträge des Symposiums "Komplexschäden an Buchen - Ursachenforschung zum Baumsterben" (Hrsg. S. - W. Breckle & H. Kahle)

Weitere Bände sind in Vorbereitung. Sie erscheinen in lockerer Folge.