

## **Rheinland-Pfalz**

**Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten**

**Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz**

**Schloß**

**D-6751 Trippstadt**

**Telefon: 06306-8311**

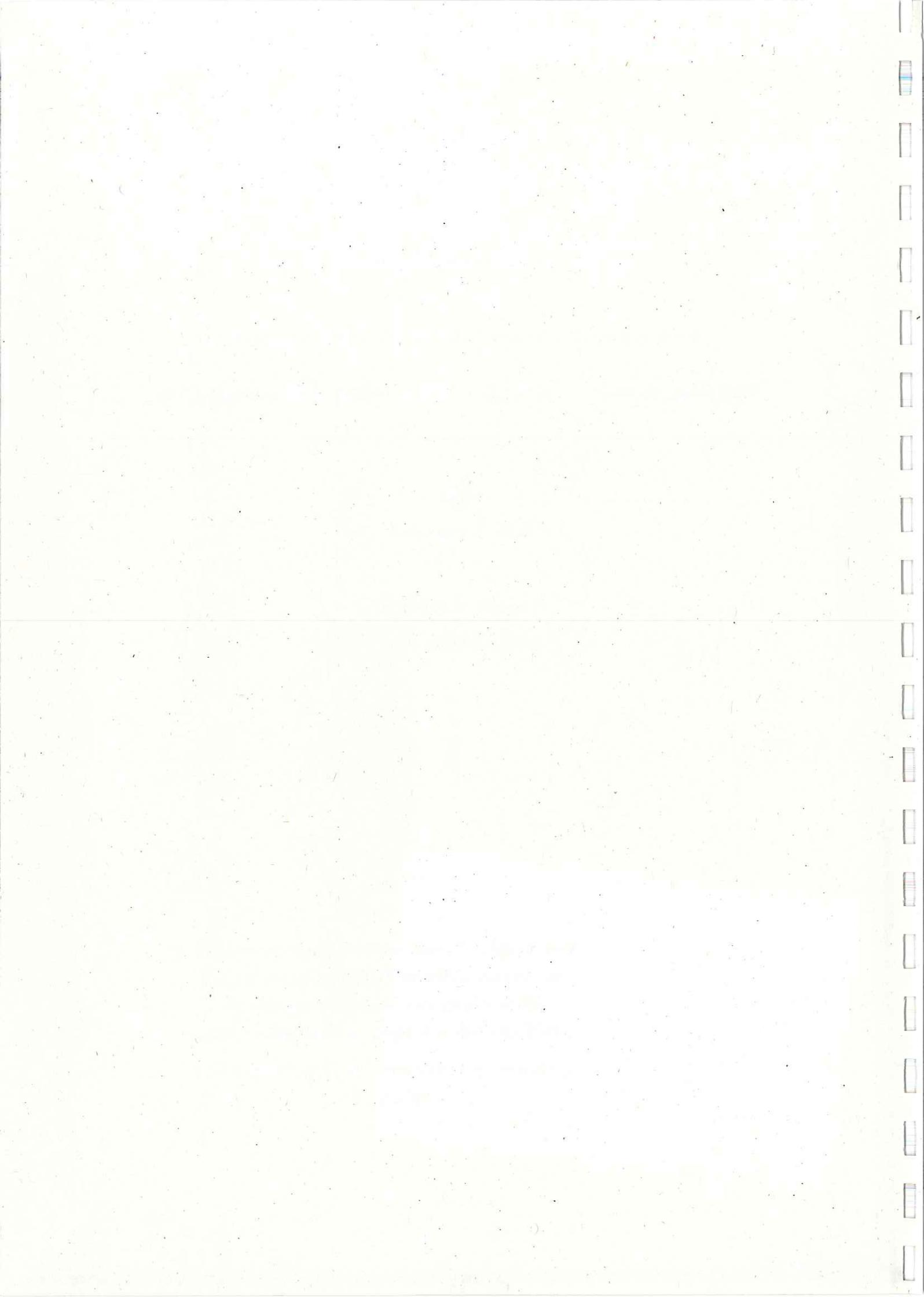
**Telefax: 06306-2821**

915 - 21  
Forstliche Versuchsanstalt  
Rheinland-Pfalz  
7739

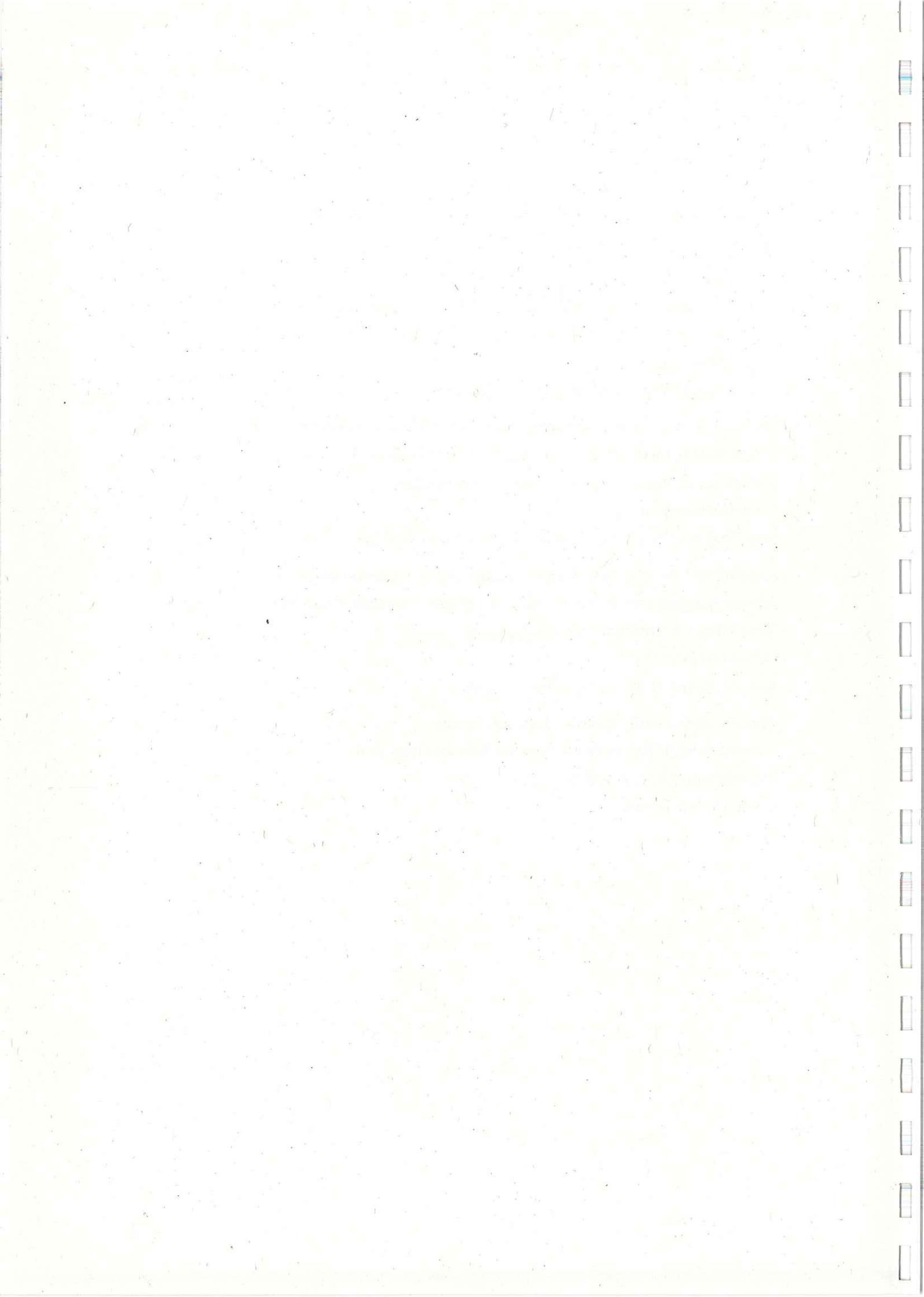
**Nr. 21/92**

**Der vergleichende Kompensationsversuch  
mit verschiedenen Puffersubstanzen zur  
Minderung der Auswirkungen von  
Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen  
- Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren von  
1988 bis 1991 -**

ISSN 0931 - 9662

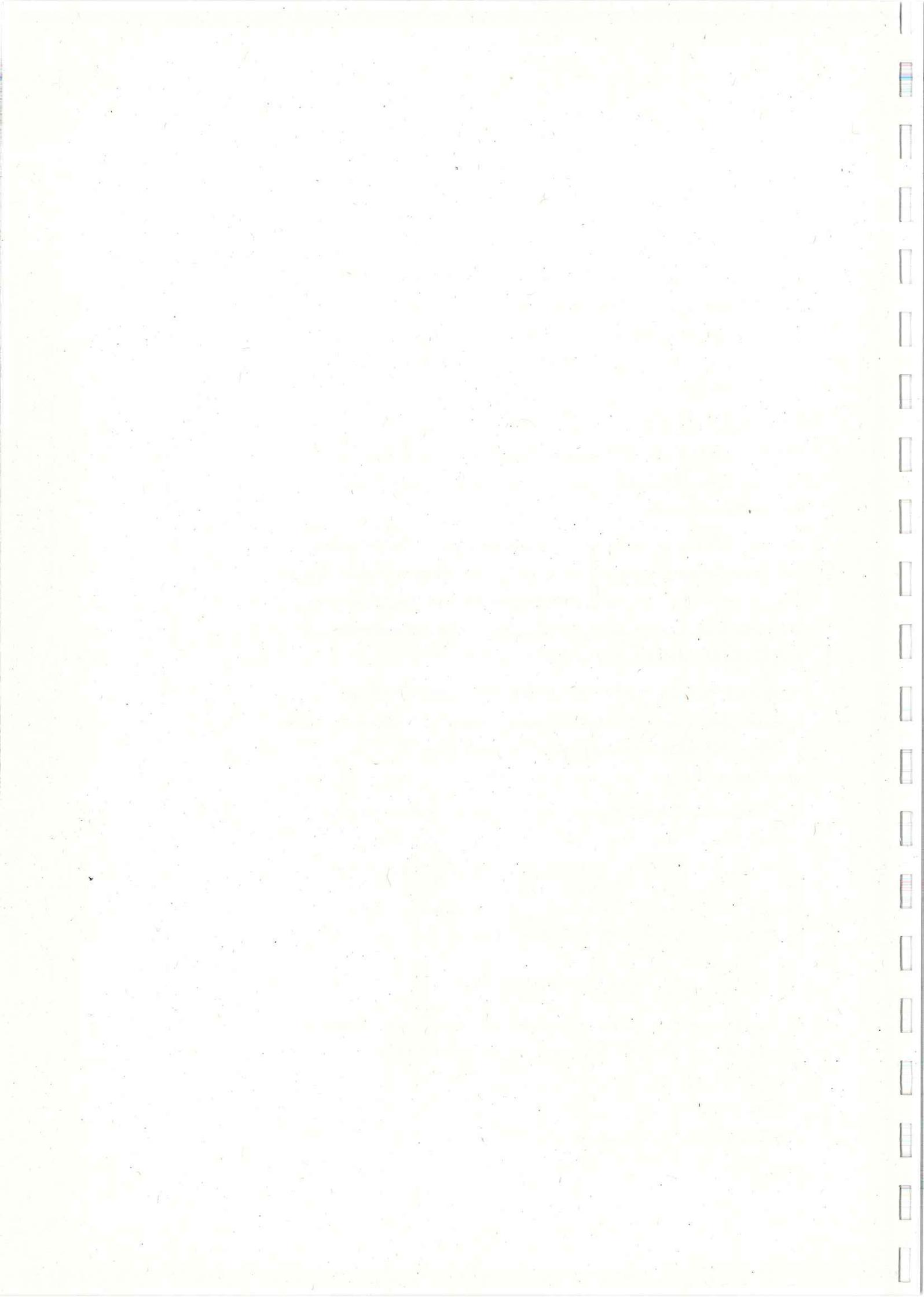


	Seite
<b>Untersuchungen zum Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna</b> <b>Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Adenau in der Eifel</b> - Zwischenbericht - von Mechthild Engel und Gerhard Eisenbeis	161
<b>Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna</b> <b>Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzer Wald</b> - Zwischenbericht - von Michael Weber und Gerhard Eisenbeis	175
<b>Ökophysiologische Untersuchungen zum Einfluß forstlicher Puffersubstanzen auf die Kahlrückige Waldameise <i>Formica polyctena</i> (Först.) (Hymenoptera, Formicidae)</b> - Zwischenbericht - von Gerhard Eisenbeis, Thomas Wartusch und Wolfgang Rohe	189
<b>Einfluß der forstlichen Bodenkalkung auf die Laufaktivität der Roten Waldameise <i>Formica rufa</i> L. (Hym., Formicidae) im Wuchsbezirk Nordpfälzer Bergland</b> - Zwischenbericht - von Wolfgang Rohe und Gerhard Eisenbeis	219
<b>Der vergleichende Kompensationsversuch</b> - Folgerungen für Bodenschutzmaßnahmen aus den Versuchsergebnisse 1988 - 1991 - von Gebhard Schüler	239



## Inhaltsverzeichnis

	Seite
Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen - von Gebhard Schüler	5
Erste Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Sickerwasserchemismus in versauerten Waldökosystemen von Gebhard Schüler	27
Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes ( <i>Pinus sylvestris</i> L.) mit unterständiger Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen von Gebhard Schüler und Nicole Zwick	69
Vergleichende Kompensationskalkung in RheinlandPfalz Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen, Moose) von Fichtenforsten von Gunter Mattern	99
Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihre Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen von Annette Kolk, Roland Kubiak und Klaus Werner Eichhorn	113
Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Hunsrück - Zwischenbericht - von Norbert Fritsch und Gerhard Eisenbeis	123
Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna Ergebnisse aus dem Fichtenstandort im Hunsrück bei Idar-Oberstein - Zwischenbericht - von Jens Tauchert und Gerhard Eisenbeis	147



# Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen

## - Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen -

Gebhard Schüler

**Keywords:** Bodenschutz, Bodenrestauration, Düngung, Basensättigung, Austauscherbelegung, pH, Magnesium, Dolomit, Dolomit-Suspension, Hüttenkalk, silikatisches Gesteinsmehl, Säureneutralisationskapazität, Säureneutralisationsrate, Schwermetalle, Pufferreaktionen

### 1. Einleitung

Untersuchungen des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht und der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz ergeben erhebliche Belastungen der Waldökosysteme durch versauernd wirkende Luftschadstoffdepositionen (BLOCK et al., 1991a). Diese Säureeinträge überschreiten das natürliche Puffervermögen der Waldböden oft um ein Vielfaches (BLOCK, 1990). So sind etwa zwei Drittel der bei der Bodenzustandserhebung in Rheinland-Pfalz untersuchten Waldstandorte im gesamten Hauptwurzelraum deutlich versauert (BLOCK et al., 1991b). Damit sind Verschiebungen und Engpässe im Nährelementhaushalt der Bäume verbunden (ULRICH, 1991). Solche anhaltenden Streßsituationen in Waldökosystemen erfordern kurzfristig einzuleitende und umfangreiche Maßnahmen zum Schutz des Waldbodens vor fortschreitenden Degradationen. Aus diesem Grunde hat die Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz auf großer Fläche mit Bodenschutzkalkungen begonnen. Da die Versauerung der Waldböden auch Auswirkungen auf die Qualität der Sickerwässer hat und somit zwangsläufig zu einer Belastung des Grundwassers unter Waldstandorten führt, haben FRINGS et al. (1989) gefordert, insbesondere in im Wald gelegenen Wasserschutzgebieten niedrig dosierte Gaben von kohlenurem Kalk auszubringen. Es ist das Ziel der Kalkungen, eingetragene Säuren zu neutralisieren (GUSSONE, 1984), ohne selbst negative ökosystemare Auswirkungen nach sich zu ziehen. Speziell unter dem Gesichtspunkt des Grundwasserschutzes müssen Bodenschutzkalkungen so moderat wirken, daß eine übermäßige Mineralisation der sauren Humusaufgabe mit entsprechenden Stickstoffausträgen (SAUTER und MEIWES, 1990) und ökosysteminternen Versauerungsschüben (BREDEMEIER und ULRICH, 1989) vermieden

wird. Die Veränderungen der chemischen Verhältnisse im Humus haben auch Auswirkungen auf die mikrobiologischen und bodenfaunistischen Lebensgemeinschaften (FRITSCH und EISENBEIS, 1992, ENGEL und EISENBEIS, 1992, TAUCHERT und EISENBEIS, 1992, WEBER und EISENBEIS, 1992, KOLK et al. 1992 - alle Beiträge in diesem Heft, FUNKE und JANS, 1986, LANG und BEESE, 1985, SCHAUERMANN, 1985). Gleichzeitig kommt es zu Verschiebungen bei der Bodenvegetation (MATTERN, 1992 - in diesem Heft).

## 2. Zielsetzung des Versuches

Der Zustand der Waldböden erfordert neben streßmindernden waldbaulichen Maßnahmen (EDER und SCHÜLER, 1991) weitere forstliche Handlungsmöglichkeiten. Sie lassen sich entsprechend ihrer unterschiedlichen Zielsetzung in Maßnahmen zum Bodenschutz, zur Restauration oder zur Düngung gliedern. (Übersicht 1).

Übersicht 1: Maßnahmen zum Schutz, zur Restauration und zur Düngung versauerter Waldböden

Bodenschutz	Bodenrestauration	Bodendüngung
"Kompensationskalkung" plus waldbauliche Stabilisierungsmaßnahmen	Einbringung von basischen Substanzen in den Mineralboden plus Walderneuerung	gezielte Zufuhr von Nährelementen
<ul style="list-style-type: none"> <li>- zur Neutralisation der laufenden Luftschadstoffdepositionen</li> <li>- zur Unterstützung der biologischen Kreislaufsysteme</li> <li>- zur Vitalitätsförderung der Waldvegetation</li> <li>- als vorbeugender Sickerwasserschutz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- zur Restabilisierung von aufgeweiteten und teilweise zerstörten Tonmineralen</li> <li>- zur Vergrößerung der Austauschkapazitäten an der Bodenmatrix</li> <li>- zur Erhöhung der Basensättigung im Mineralboden</li> <li>- zur Stabilisierung von Waldökosystemen</li> <li>- zur Ermöglichung einer Waldverjüngung</li> <li>- zur Sanierung der Sickerwasserleiter</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- zum Ausgleich von Nährelementmängeln</li> <li>- zur Wachstumsförderung</li> <li>- zur Vitalitätsförderung der Waldvegetation</li> </ul>

Mit der Ausbringung basischer Substanzen im Rahmen der Bodenschutzmaßnahmen werden die Grenzen zur Zielsetzung von Bodenrestaurationsmaßnahmen und von Bodendüngungen

bewußt überschritten. Dies betrifft insbesondere die Erhöhung der Basensättigung im Mineralboden und die Verbesserung der Nährelementversorgung der Bäume, aber auch die Entwicklung zu ökologisch günstigeren Humusformen und die Restabilisierung der Tonminerale.

Im Rahmen des Bodenschutzes sollen in Rheinland-Pfalz mittelfristig ca. 600.000 ha Wald, vorzugsweise Wasserschutzgebiete, gekalkt werden. Begleitend zu diesen großflächigen Maßnahmen wird im "vergleichenden Kompensationsversuch"

- die Wirksamkeit der in der Praxis angebotenen Puffersubstanzen und
- deren Verträglichkeit im Ökosystem untersucht.

Das Versuchskonzept geht von den Möglichkeiten einer Streßminderung durch die Reduzierung der Versauerung und die Erhöhung der Basensättigung an den Bodenaustauschern aus. Dazu müssen basische Elemente in ökosystemneutralen Verbindungen, d.h. in karbonatischer oder silikatischer Form, in das Ökosystem eingebracht werden. So wird insbesondere untersucht, welche der derzeit im Handel befindlichen basischen Substanzen und welche Aufwandmengen die negativen Auswirkungen der Luftschadstoffdepositionen in Waldökosystemen entscheidend und ohne gravierende Nachteile für die betroffenen Waldökosteme mindern können. Es werden also auch Grenzen aufgezeigt, bei denen eine Übersteuerung des jeweiligen Ökosystems einsetzt. Hierbei wird als Folge von überhöhten Mikroorganismenaktivitäten aus der gewünschten schonenden Humusmineralisation eine Humuserstörung, welche mit einer erheblichen Freisetzung von Nitrat und Schwermetallen verbunden ist. Weitergehende Gefährdungen sind zu befürchten, wenn die genannten Verbindungen und Elemente den biologisch aktiven Bodenbereich verlassen und die Hydrosphäre belasten.

Da der festgestellte Ernährungsstreß in erster Linie von einer allgemein schwachen Magnesium-Versorgung (BLOCK et al., 1991b) gesteuert wird, welche durchaus eine Folge der Versauerung der Waldstandorte sein kann (ULRICH, 1991), werden auch entsprechende Düngungseffekte bei der Bodenschutzkalkung und nach der Ausbringung von Magnesiumdüngern untersucht.

Die Erkenntnisse aus diesem Versuch geben praktische Entscheidungshilfen für einen wirksamen Boden- und Sickerwasserschutz, sowie bei der Revitalisierung der Wälder (z.B. im Bodenschutzmerkblatt der LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1991).

### 3. Versuchsanlagen und Ausgangszustand

Zur Durchführung des Versuchs wurden vier Versuchsanlagen auf häufig vorkommenden Bodensubstraten in potentiell gefährdeten Waldbeständen von Rheinland-Pfalz eingerichtet (Abb. 1 und Übersicht 2).

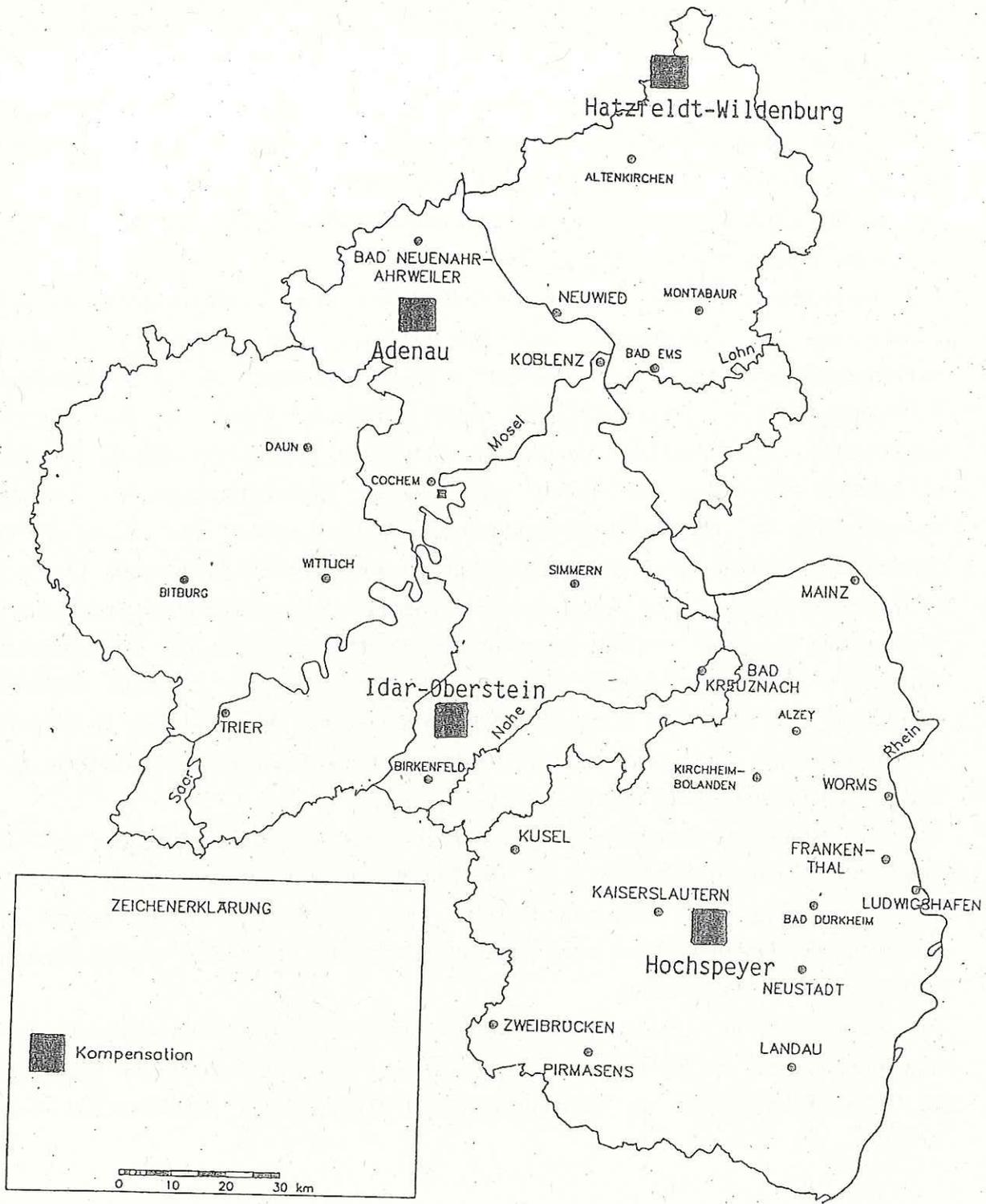


Abb. 1: Geographische Lage der Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz

## Übersicht 2: Standorte der Versuchsanlagen

1. Forstamt Adenau	
Wuchsbezirk:	Östliche Hocheifel
Bestand:	Fichte, 53 Jahre, EK1 I,0
Standort:	frische Podsol-Braunerde aus diluvialen Staublehm über Hangschutt der Brohltalschiefer (Quarzit, devonische Tonschiefer) in montaner Stufe
Ah(e)-Horizont:	Fe-Pufferbereich
Bv-Horizont:	Al-Pufferbereich
Klima:	tvS: 12,6 °C, NS: 750 - 950 mm/a
2. Forstamt Idar-Oberstein	
Wuchsbezirk:	Hoch- und Idarwald
Bestand:	Fichte, 69 Jahre, EK1 IA,9
Standort:	frische, leicht pseudovergleyte Braunerde aus diluvialen Staublehm über Solifluktsdecke mit hohem Anteil an Quarzschutt in submontaner Stufe
Ah-Horizont:	Al-/Fe-Pufferbereich
Bv-Horizont:	Al-Pufferbereich
Klima:	tvS: 13,3 °C, NS: 750 - 950 mm/a
3. Hatzfeldt-Wildenburg'sche Forsten	
Wuchsbezirk:	Mittelsieg-Bergland
Bestand:	Fichte, 58 Jahre, EK1 IA,6
Standort:	sehr frische, podsolige Braunerde aus diluvialen Decklehm über Grauwacke und Grauwackenschiefer mit quarzitischem Anteil und siltigem Tonschiefer des Obersiegen
Ah-Horizont:	Al-/Fe-Pufferbereich
Bv-Horizont:	Al-Pufferbereich
Klima:	tvS: 14,0 °C, NS: > 950 mm/a
4. Forstamt Hochspeyer	
Wuchsbezirk:	Nördlicher Pfälzerwald
Bestand:	Kiefer, 63 Jahre, EK1 I,0, mit unter- und zwischenständiger Buche
Standort:	mäßig frische Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in kolliner Stufe
Ahe-Horizont:	Fe-Pufferbereich
Bvhs-Horizont:	Al-/Fe-Pufferbereich
Bv-Horizont:	Al-Pufferbereich
Klima:	tvS: 14,5 °C, NS: 675 - 750 mm/a

Zur Charakterisierung des bodenchemischen Ausgangszustandes der Versuchsstandorte wurden Bodenproben (im Inst. für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen) nach der von MEIWES et al. (1984) beschriebenen Methode analysiert.

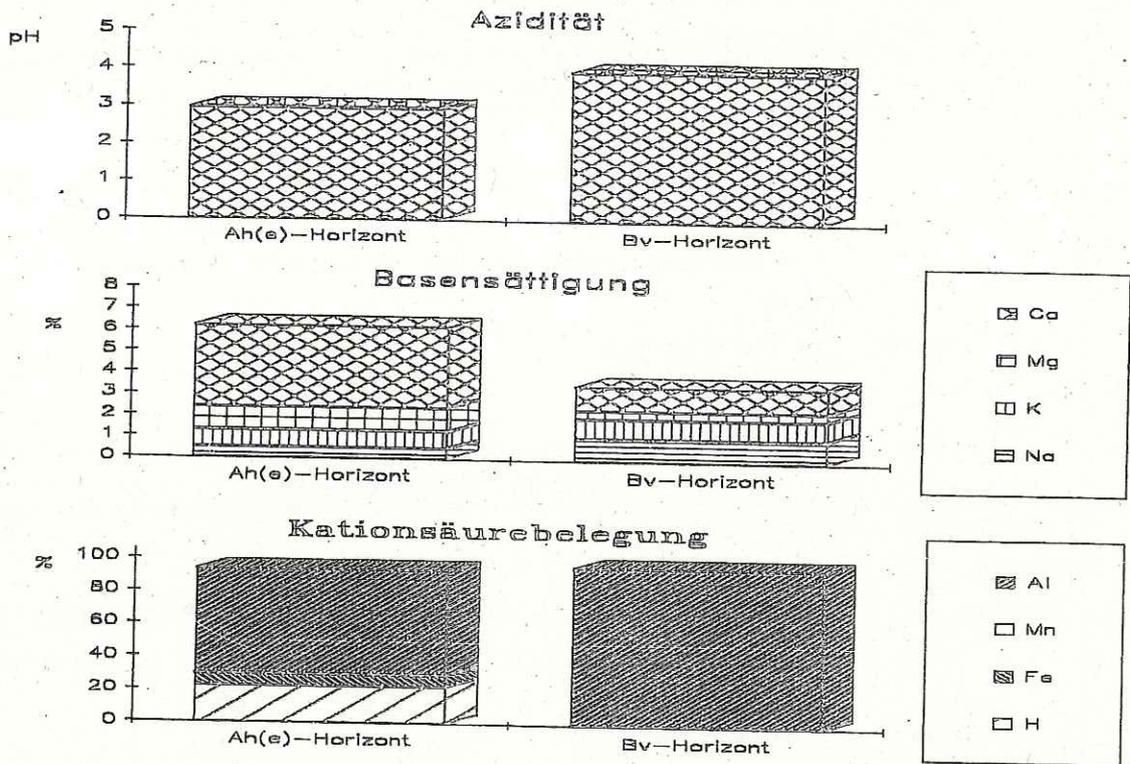


Abb. 2: Charakterisierung des bodenchemischen Zustandes der unbehandelten Flächen des Versuchsstandortes Adenau durch die festgestellte Azidität (pH (CaCl<sub>2</sub>)), Basensättigung und Austauscherbelegung mit Kationsäuren

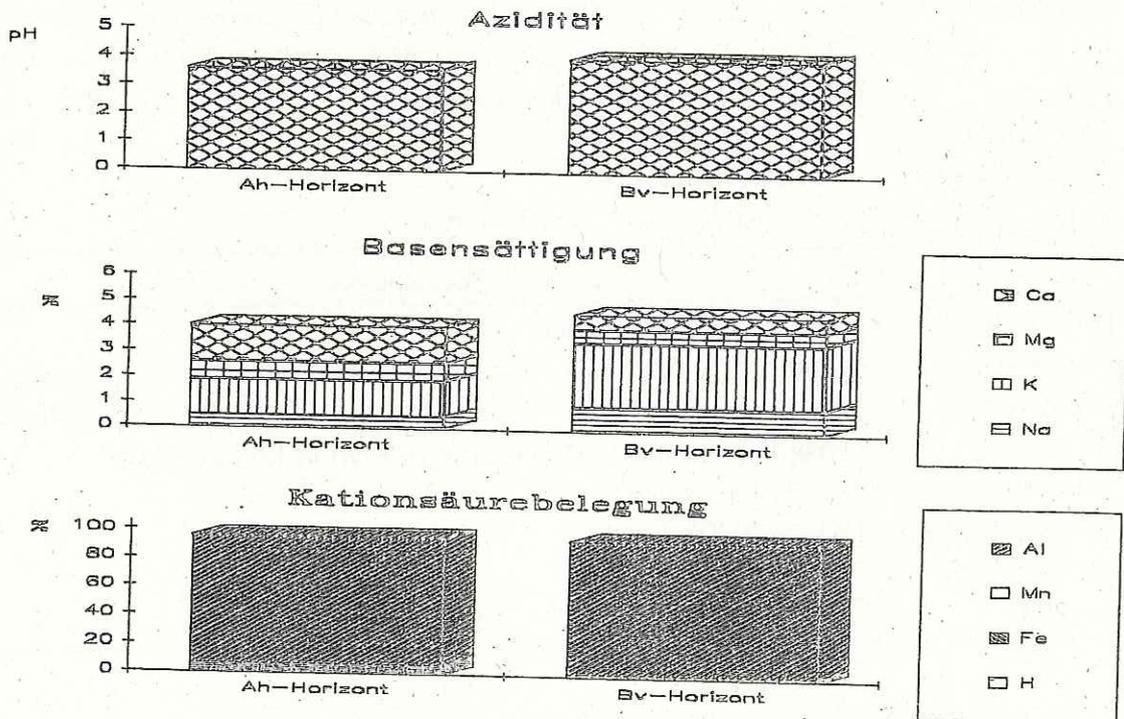


Abb. 3: Charakterisierung des bodenchemischen Zustandes der unbehandelten Flächen des Versuchsstandortes Idar-Oberstein durch die festgestellte Azidität (pH (CaCl<sub>2</sub>)), Basensättigung und Austauscherbelegung mit Kationsäuren

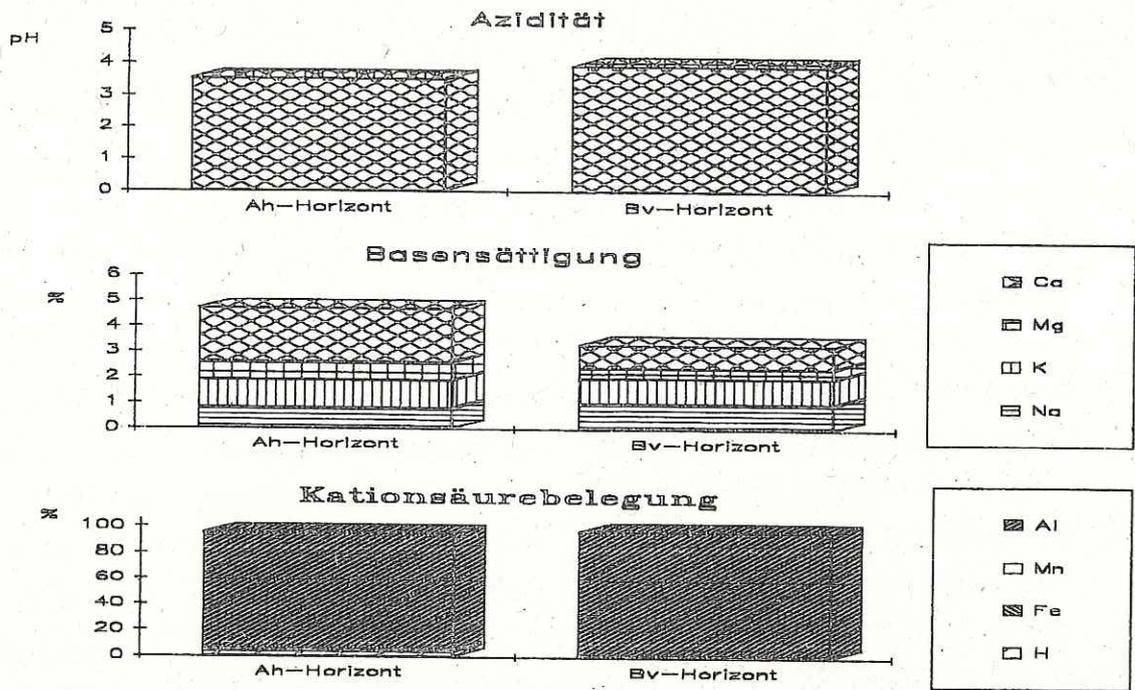


Abb. 4: Charakterisierung des bodenchemischen Zustandes der unbehandelten Flächen des Versuchsstandortes Hatzfeldt-Wildenburg durch die festgestellte Azidität (pH (CaCl<sub>2</sub>)), Basensättigung und Austauscherbelegung mit Kationsäuren

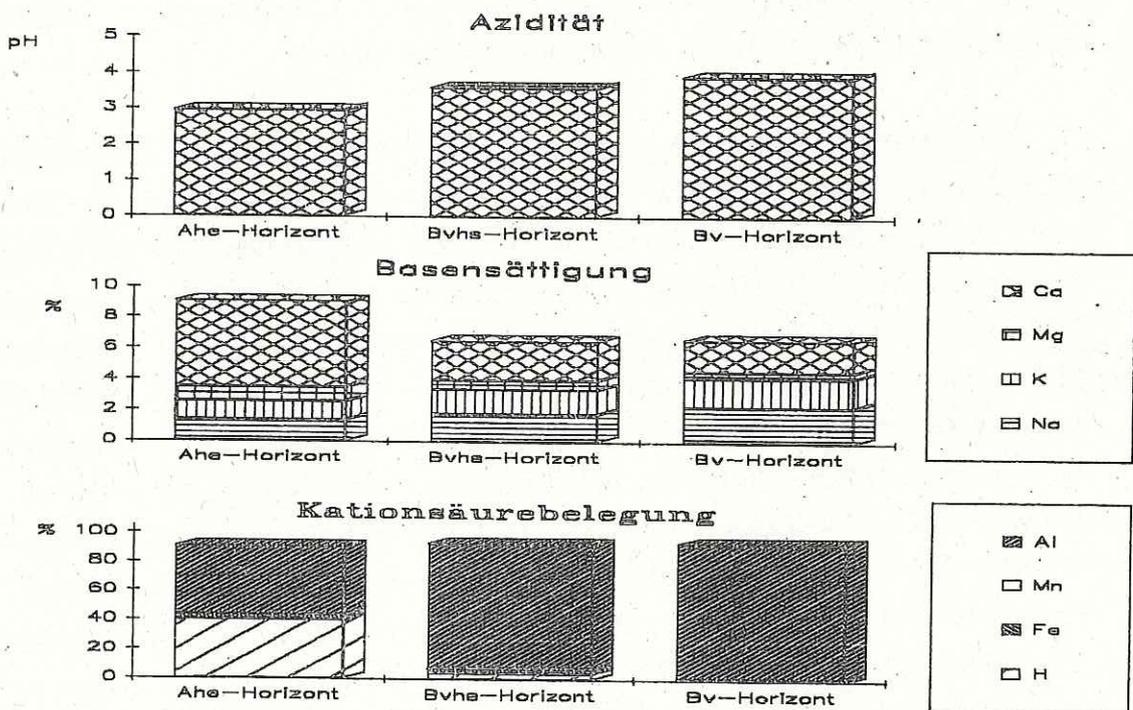


Abb. 5: Charakterisierung des bodenchemischen Zustandes der unbehandelten Flächen des Versuchsstandortes Hochspeyer durch die festgestellte Azidität (pH (CaCl<sub>2</sub>)), Basensättigung und Austauscherbelegung mit Kationsäuren

Die Abb. 2 - 5 belegen, daß alle Standorte stark versauert sind. Die oberen Bodenhorizonte in Adenau und Hochspeyer weisen im Mittel pH-Werte in  $\text{CaCl}_2$  von nur etwa 3 auf. In Idar-Oberstein und Hatzfeldt-Wildenburg liegen die entsprechenden pH-Werte noch unter 4. Im tieferen Mineralboden werden auf allen Standorten pH-Werte um 4 gefunden. Gleichzeitig sind die Standorte nur mangelhaft mit basischen Nährelementen versorgt. In Idar-Oberstein und Schönstein beträgt die Basensättigung im gesamten durchwurzelten Bodenprofil 5 % oder weniger. In Adenau und Hochspeyer sind im oberen humosen Horizont die basischen Nährelemente noch bis zu 10 % am Austauscher vertreten. Jedoch reduziert sich dieser Anteil im tieferen Mineralboden rasch auf 5 % und weniger. Das dominierende basische Kation ist Calcium. Der geringe Vorrat an austauschbarem Magnesium von knapp 1 % Anteil an der effektiven Austauschkapazität auf allen Standorten und in allen Bodentiefen deutet auf die gespannte Ernährungssituation insbesondere bei diesem wichtigen Nährelement hin. Die Bodenaustauscher sind überwiegend, d.h. zu über 90 %, mit Kationsäuren belegt. Dabei dominiert das bei der Silikaterstörung freiwerdende (VEERHOFF und BRÜMMER, 1992) austauschbare Kation Aluminium. Neben dem Nährstoffmangel gilt Aluminiumtoxizität als bedeutende Streßbelastung (ULRICH et al., 1979), was im "vergleichenden Kompensationsversuch" näher untersucht wird. Entsprechend der stärkeren Versauerung im  $A_{h(e)}$ -Horizont in Adenau und im  $A_{he}$ -Horizont auf dem Buntsandsteinstandort in Hochspeyer ist eine deutliche Verschiebung der Austauscherbelegung zugunsten von H-Ionen festzustellen.

Die Versuchsanlagen sind in Einzelparzellen eingeteilt zur Aufnahme der unterschiedlichen Behandlungsvarianten (Übersicht 3). In jeder Versuchsanlage werden die Parzellen mit unterschiedlicher Behandlung einmal wiederholt, die Nullparzellen kommen in mehrmaliger Wiederholung vor. Die Varianten unterscheiden sich in Art und Menge des ausgebrachten Materials. Um die Wirkung auf das Ökosystemkompartiment "Boden" besser erfassen zu können, wurden die basischen Substanzen i.d.R. per Hand ausgebracht, einzelne Varianten jedoch, zum unmittelbaren Vergleich mit den Praxismaßnahmen, auch per Helikopter. Die Kalkungsparzellen wurden bis auf wenige Ausnahmen immer mit derselben Dolomit-Herkunft "Wellen" behandelt. Dies ist ein Muschelkalk aus dem Trias. Die Herkunft "Wellen" ist in der Zusammensetzung äußerst homogen, so daß sie sich gut für vergleichende Untersuchungen eignet. Neben den unbehandelten Kontrollvarianten befinden sich in allen Versuchsanlagen "praxisübliche" Varianten mit 3 t/ha Wellen-Dolomit mit einem Korngrößenspektrum von 0-2 mm, mit 3 t/ha Wellen-Granulat mit feinerem Primärkorn (0-0,09 mm) und mit 3 t/ha Wellen-Dolomit mit 3 % Hyperphos. Während in Rheinland-Pfalz hauptsächlich Dolomit 0-2 mm ausgebracht wird, bevorzugt Baden-Württemberg, gestützt auf die Ergebnisse von HILDEBRAND und SCHACK-KIRCHNER (1990), Dolomit mit feineren Korngrößen - bei Helikopterausbringung in Granulatform.

Übersicht 3: Behandlung der Versuchspartzellen [t/ha]

	Adenau	Idar-Oberstein	Hatzfeldt- Wildenburg	Hochspeyer
<b>Kontrolle</b>	-	-	-	-
<b>Var. 1</b> (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk
<b>Var. 2</b> (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk
<b>Var. 3</b> (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos
<b>Var. 4</b> (Handausbr.)	3 t Hüttenkalk 0-1 mm	3 t Forsthüttenkalk - 3,15 mm	3 t Hüttenkalk 0-1 mm	3 t Forsthüttenkalk - 3,15 mm
<b>Var. 5</b> (Handausbr.)	9,5 t Tonmineral- Dolomitgemisch	6,5 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit	20 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm	6,5 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit
<b>Var. 6</b> (Handausbr.)	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk
<b>Var. 7</b> (Handausbr.)	9 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	9 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	9 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	2 X 4,5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk
<b>Var. 8</b> (Handausbr.)	15 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	15 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	15 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos	2 X 7,5 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 3 % Hyperphos
<b>Var. 9</b> (Handausbr.)	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % weicherdiges Rohphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat
<b>Var. 10</b> (Helikopterausbringung)	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % weicherdiges Rohphosphat	5 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 3 % Dicalciumphosphat
<b>Var. 11</b>	6 t Dolomit- Suspension 0-0,09 mm tertiärer Kalk (3 t Trockenmasse) (Helikopterausbr.)	<b>Ergänzungs- fläche:</b> 3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk (Helikopterausbr.)	3 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit (Handausbringung)	9,5 t Tonmineral- Dolomitgemisch (Handausbringung)
<b>Var. 12</b> (Handausbr.)	10 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit			3 t Magnesit (teilgebrannt)
<b>Var. 13</b>	1,6 t Dolomit- Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (1 t Trockenmasse) (Helikopterausbr.)			0,6 t Forst-Kieserit, fein (Handausbringung)

In Ergänzung zu den Laborversuchen von HILDEBRAND und SCHACK-KIRCHNER (1990) wird im "vergleichenden Kompensationsversuch" der Frage der Wirkungsvorteile von Dolomiten mit feineren Korngrößen im Waldökosystem nachgegangen.

Die Zugabe von Phosphat zum Kalk läßt sich auf Untersuchungen von WITTICH (1952) zurückführen, wobei GUSSONE (1983) darauf aufbauend auch für Kompensationskalkungen eine zusätzliche Phosphatdüngung forderte. WITTICH (1952) stellte fest, daß beim Umbau von Rohhumus in stabilere Humusformen einem Nährelementverlust dann vorgebeugt wird, wenn durch gleichzeitige Kalk- und Phosphatgaben die mikrobiologische Aktivität angeregt wird, was zur Immobilisierung mineralisierter Elemente führt. Dolomit mit Phosphat wird daher unter dem Gesichtspunkt, daß die Kalkung durch Phosphatbeigaben im Ökosystem verträglicher ist, im "vergleichenden Kompensationsversuch" berücksichtigt.

Untersuchungen zu gesteigerten Ausbringungsmengen bei Dolomit sollen den Grenzbereich zwischen Ökosystemverträglichkeit und Ökosystemschaden näher beleuchten. Gleichzeitig werden so aber auch mögliche positive Effekte im Sinne der Bodenrestauration und Düngung im Vergleich zu den Praxismaßnahmen bei der Bodenschutzkalkung aufgezeigt. Da der Standort in Hochspeyer aufgrund der geringen Anlagerungskapazitäten und der hohen Durchlässigkeit des Bodens insgesamt labiler erscheint, wurden hier die Kalksteigerungsversuche in einer zeitlichen Staffelung konzipiert.

Die Untersuchung der Dolomit-Suspension soll Auskunft über die Fragen geben, ob sich hierbei Wirkungsvorteile bei der Kronenraumpufferung ergeben, ob das feine Material überhaupt oder schneller in den Mineralboden eindringt und ob sich durch die höhere Reaktivität intensivere Pufferreaktionen ergeben. Gleichzeitig sind hierbei die Ökosystemverträglichkeit und Kostengesichtspunkte zu bewerten, ggf. auch nach einer Reduktion der Ausbringungsmenge.

In Rheinland-Pfalz gewonnene und auf dem Markt befindliche silikatische Gesteinsmehle und weitgehend unverwitterte Tonminerale in Mischung mit Dolomit werden hinsichtlich ihrer ökosystemverträglichen Säurepufferung untersucht, zumal HILDEBRAND (1990) die Verwendung von silikatischen Gesteinsmehlen in erhöhten Aufwandmengen empfohlen hat, insbesondere um Risiken für die Hydrosphäre gering zu halten.

Im Vergleich zum Dolomit ist auch die Wirkung des feingemahlten Hüttenkalkes und des grob gekörnten Forsthüttenkalkes zu bewerten. Das letztgenannte Produkt aus der Hochofenschlacke muß laut DüngemittelVO (vom 09.07.1991, BGBl. I, S. 1450-1490) mit dem Hinweis "Nur zur Anwendung in der Forstwirtschaft" gekennzeichnet werden. Dieser Hinweis wird z.T. als Ausbringungsempfehlung verstanden. Inwieweit Hochofenschlacken jedoch für Bodenschutzmaßnahmen geeignet sind, wird in unserem Versuch nachgegangen.

Um Auswege aus der angespannten Magnesiumversorgung der Wälder weisen zu können, werden im direkten Vergleich zum Dolomit auch Magnesiumdünger (Magnesit, silikatische Gesteinsmehle mit Magnesit und Forst-Kieserit) untersucht.

#### 4. Kompensationsvermögen der untersuchten Puffersubstanzen gegenüber versauernd wirkenden Luftschadstoffkomponenten in den Baumkronen und am Waldboden

Mit der Bodenschutzkalkung sollen die in Waldböden i.d.R. ablaufenden natürlichen Pufferreaktionen über die Auflösung von Karbonaten, bzw. über die Silikatverwitterung unterstützt werden. Diesem Ziel entsprechend werden im "vergleichenden Kompensationsversuch" Dolomite, karbonatische und silikatische Kalke, sowie silikatische Gesteinsmehle untersucht.

Im Vergleich der potentiellen Säureneutralisationskapazität (SNK pot.), welche aus den Ionenäquivalenten der basischen Inhaltsstoffe der Puffersubstanzen berechnet wurde, dominieren die naturbelassenen Dolomitprodukte und die Hüttenkalke mit ca. 20 kmol eq / to (Abb. 6). Sowohl in der Dolomit-Suspension als auch in dem Dolomit-Tonmineralgemisch reduziert sich der Anteil basisch wirksamer Stoffe aufgrund verschiedener Zuschlagsstoffe. Bei den silikatischen Gesteinsmehlen aus vulkanischem Ursprung ist die potentielle Säureneutralisationskapazität geringer.

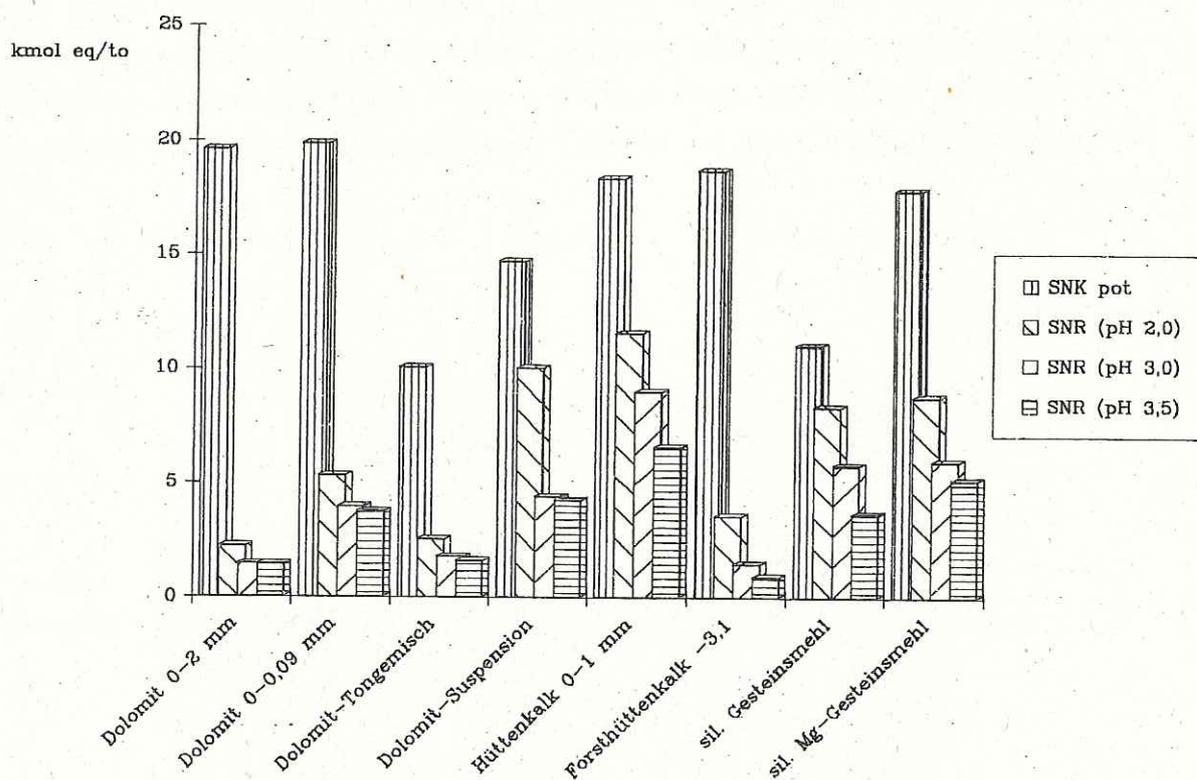


Abb. 6: Basizität der im "vergleichenden Kompensationsversuch" ausgebrachten Puffersubstanzen

Die jeweiligen Säureneutralisationsraten (Abb. 6) wurden aus der nach SAUERBECK und RIETZ (1985) bei verschiedenen pH-Werten bestimmten Reaktivität berechnet. Diese lassen

auf schnellere chemische Reaktionen bei feinvermahlenem Material in Folge der größeren reaktiven Oberfläche schließen. Im Hüttenkalk liegen zudem Calciumanteile als freies CaO vor, was zu einer Erhöhung der Säureneutralisationsraten führt. Die Reaktivität ist jedoch nur als Labormaßstab zur Bewertung der Lösungsgeschwindigkeit karbonatischer Kalke zu werten (HENZE, 1987). In Waldökosystemen finden komplexe biochemische und kleinststandörtlich unterschiedliche Prozesse statt. Die Reaktivitätsbestimmungen mit nur einer Säure, mit bestimmten Säurekonzentrationen und voreingestellten Säurestärken und die daraus berechneten Säureneutralisationsraten spiegeln daher nicht zwingend die Vorgänge in Waldböden wieder. Daher ist es notwendig, die basische Wirksamkeit der Puffersubstanzen auch in Freilanduntersuchungen zu prüfen.

Abb. 7 zeigt den Anteil der basischen Nährelemente ebenfalls in der Einheit Ionenäquivalente je Tonne Material. Hierbei wird deutlich, daß sowohl Dolomit als auch das mit Magnesit angereicherte silikatische Gesteinsmehl hohe Magnesiumgehalte aufweisen, während der Forsthüttenkalk seine Basizität in der Hauptsache aus dem Element Calcium bezieht. Das Tonmineral-Dolomitgemisch besitzt insgesamt weniger basische Inhaltsstoffe, jedoch einen deutlichen Anteil an Kalium, ein Element, welches in allen anderen Puffersubstanzen nur untergeordnete Bedeutung besitzt. Die Dolomit-Suspension besitzt aufgrund verschiedener Zuschlagsstoffe weniger basische Inhaltsstoffe, wobei sich die Gehaltsangaben in diesem Falle zur besseren Vergleichsmöglichkeit auf die Trockenmasse beziehen.

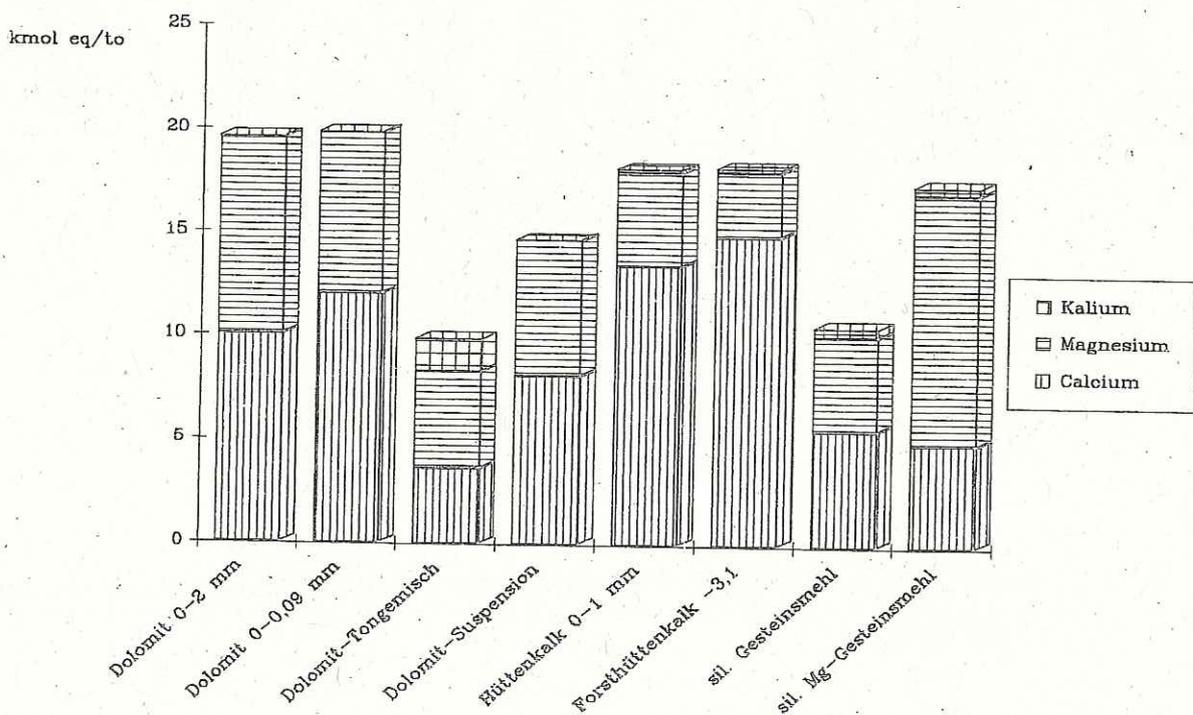


Abb. 7: Basische Inhaltsstoffe der im "vergleichenden Kompensationsversuch" ausgebrachten Puffersubstanzen

Der Vorteil der karbonatischen und silikatischen Substanzen beruht gegenüber aggressiven Düngern mit "freiem" Kalk ( $\text{CaO}$ ,  $\text{Ca(OH)}_2$ ), wie Branntkalke, Löschkalke, Mischkalke, Thomaskalke (Konverterkalke) oder Rückstandskalke, auf einer schonenden Neutralisierung selbst von starken Säuren. Dies kann anhand von Reaktionsgleichungen dargestellt werden (Übersicht 4 und 5).

Übersicht 4: Pufferreaktionen von Dolomit und Hüttenkalk in Waldhumusauflagen

<p><b>1. Protonenkonsumtion nach der Ausbringung von Dolomit</b></p> <p>a) erste Lösungsprozesse in angesäuertem Wasser (nach FINK, 1989)  <math>\text{CaMg(CO}_3)_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 4\text{HCO}_3^-</math></p> <p>b) Reaktionen mit organischen Säuren (nach HILDEBRAND, 1990)  <math>(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 4\text{HCO}_3^-) + 4(\text{R-COO}^- + \text{H}^+) \rightarrow</math>  <math>(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 4\text{R-COO}^-) + 4\text{H}_2\text{O} + 4\text{CO}_2</math></p> <p>c) Reaktionen mit mineralischen Säuren          (hier am Beispiel der Schwefelsäure) (nach BEESE, 1989)  <math>\text{CaMg(CO}_3)_2 + 2(\text{H}_2^+ + \text{SO}_4^{2-}) \rightarrow</math>  <math>\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2</math></p>
<p><b>2. Reaktionen von silikatisch gebundenen Kalken (Hüttenkalke)</b></p> <p>a) Reaktionen mit organischen Säuren (nach WENZEL, 1989)  <math>(\text{Ca}_2\text{SiO}_4) + 4(\text{R-COO}^- + \text{H}^+) \rightarrow 2(\text{Ca}^{2+} + 2\text{R-COO}^-) + \text{H}_4\text{SiO}_4</math></p> <p>b) Reaktionen mit mineralischen Säuren          (hier am Beispiel der Schwefelsäure) (nach WENZEL, 1989)  <math>(\text{Ca}_2\text{SiO}_4) + (2\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-}) \rightarrow 2(\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}) + \text{H}_4\text{SiO}_4</math></p>

Bei diesen Prozessen werden in der unmittelbaren Reaktionsumgebung Säurestärken abgemildert. Die basisch wirksamen Kationen (Mb-Kationen), Calcium und Magnesium, sowie entsprechende Anionen werden mit dem Sickerwasser in die Tiefe verlagert. Im Mineralboden können an der Bodenmatrix Austauschprozesse der Mb-Kationen Calcium und Magnesium gegen Kationsäuren (Ma-Kationen), wie Aluminium und Eisen, zur Herstellung eines Lösungsgleichgewichtes stattfinden.

Die Neutralisierungsprozesse der silikatischen Gesteinsmehle unterscheiden sich von den oben dargestellten chemischen Reaktionen der karbonatischen und silikatischen Kalke. Hierbei findet eine chemische Gesteinsverwitterung statt, die aufgrund der Vermahlung in kleine Korngrößen mit großer reaktiver Oberfläche gegenüber der natürlichen Gesteinsverwitterung beschleunigt abläuft. Die Pufferwirkung der Gesteinsmehle hängt stark von deren geogenen Inhaltsstoffen und insbesondere von ihrem Verwitterungsverhalten ab. Dieses wiederum wird entscheidend von der mineralogischen Zusammensetzung und der

Korngrößenverteilung beeinflusst. So steigt mit fortschreitender physikalischer Verwitterung bzw. Feinkörnigkeit die chemische Reaktionsgeschwindigkeit (v. FRAGSTEIN, 1982). Silikatische Gesteinsmehle neutralisieren mineralische und organische Säuren und binden physiologisch sauer wirkende Ma-Kationen bei den in Übersicht 5 dargestellten Prozessen (EMMERMANN, 1984 und SCHEFFER et al., 1957).

#### Übersicht 5: Neutralisationsreaktionen von silikatischen Gesteinsmehlen

a) über austauschbare Mb-Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) stellt sich ein Reaktionsgleichgewicht mit der umgebenden Bodenlösung, auch bei dort vorherrschenden Ma-Kationen, wie Aluminium, Mangan und Eisen, ein.

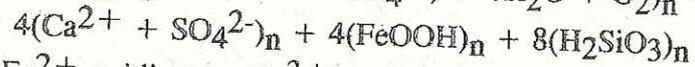
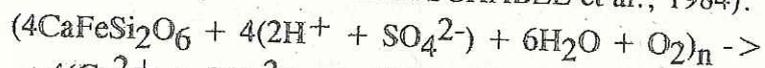
b) Säuren werden über die einsetzende Silikatverwitterung gepuffert. Diese läuft in 3 Reaktionsschritten ab:

##### 1. Hydrolyse / Protolyse

Beginnend mit Austauschprozessen im Randbereich der Gesteinspartikel weiten sich die Kristallgitter auf, bis schließlich das Kieselsäuregerüst in amorphe Kieselsäure übergeht.

##### 2. Oxidationen / Reduktionen

Mineralische Säuren (am Beispiel der Schwefelsäure) werden bei Oxidationsprozessen neutralisiert (nach SCHACHTSCHABEL et al., 1984):



$\text{Fe}^{2+}$  oxidiert zur  $\text{Fe}^{3+}$  und es entsteht Kieselsäure.

##### 3. Chelatbildung

Bei der Reaktion von organischen Säuren aus dem Humus mit dem verwitternden Gesteinsmehl bilden sich metallorganische Komplexe mit Ma- und Mb-Kationen aus der Lösungsphase. Diese sind bei höheren pH-Werten und hoher Basensättigung wenig mobil.

#### 5. Schwermetallgehalte in den untersuchten Gesteinsmehlen und Düngemitteln

Aus Vorsorgegründen hat die LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (1991) Schwermetallgrenzwerte in den basischen Substanzen, welche bei der Bodenschutzkalkung eingesetzt werden, festgelegt. Mit den Luftschadstoffeinträgen gelangen neben den versauernd wirkenden Komponenten auch Schwermetalle auf die Waldböden (BLOCK et al. 1991b). Dort reichern sie sich vorerst in der Humusaufgabe an. Bei pH-Werten  $> 5$  sind Schwermetalle relativ immobil. Insbesondere die Elemente Kupfer, Blei, Zink und Cadmium zeigen eine hohe Affinität zu organischer Substanz. Sie

verbinden sich in der Humusaufgabe zu metallorganischen Komplexen (BOR und KRZYZANOWSKI, 1988). Bei starker Versauerung und auch bei einer übermäßigen Mineralisierung der Humusaufgabe können komplexierte Schwermetalle jedoch mobilisiert und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenbereiche verfrachtet werden. Insbesondere in sorptionsschwachen und wasserdurchlässigen Böden besteht dann die Gefahr, daß bestimmte Schwermetalle, z.B. Zink und Cadmium, in einem breiten Bereich der Bodenreaktion das durchwurzelte Solum verlassen (RUPPERT, 1987). Das Vorsorgeprinzip, welches in diesem Falle eine möglichst geringe Schwermetallzufuhr zur Vermeidung weiterer Akkumulationen zum Ziel haben muß, gebietet es, die Schwermetallgehalte in den auszubringenden Düngemitteln und Naturprodukten - dies sind Dolomite und silikatische Gesteinsmehle - zu begrenzen. Die Grenzwerte im Bodenschutzmerkblatt der LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (1991) sind so bemessen (Übersicht 6), daß bei einer Ausbringung von 3 t/ha des jeweiligen Materials Schwermetalleinträge etwa in der Größenordnung eines jährlichen Luftschadstoffeintrages in Fichtenbestände erfolgen. Stellt man allerdings die durch Kalkung maximal möglichen Einträge dem Schwermetallvorrat in kalkungsbedürftigen, rohhumusartigen Humusformen gegenüber, so wird deutlich, daß die mit der Kalkung zugeführten Schwermetalle nur unerheblich zur Schwermetallanreicherung in Waldökosystemen beitragen. Für den Fall, daß größere Mengen an Puffersubstanzen ausgebracht werden sollen, müssen Untersuchungen zur Schwermetallmobilität nach Kalkung die Unbedenklichkeit der Maßnahme belegen.

Übersicht 6: Schwermetallgrenzwerte für Kalke (Bodenschutzmerkblatt der LANDESFORSTVERWALTUNG), sowie -einträge und -vorräte in Waldökosystemen (nach BLOCK, 1990 und BLOCK et al. 1991 a und b)

Schwermetalle	Grenzwerte [ppm]	max. Einträge bei 3 t/ha Kalk [g/ha]	Schwermetalldeposition in Fichten 1984 - 1989 [g/ha u. Jahr]	Schwermetallvorräte im Humus lt. BZE 1989 [g/ha] Mediane für Mull - Moder - Rohhumus
Blei	200	600	38-250	1050 - 6190 - 12990
Cadmium	0,7	2,1	2-10	13 - 29 - 61
Kupfer	35	105	17-124	290 - 910 - 1700
Zink	200	600	236-1007	1350 - 3970 - 7100
Nickel	10	30		
Quecksilber	0,5	1,5		
Chrom ges.	240	720		
Thallium	2	6		
Arsen	20	60		

Die im "vergleichenden Kompensationsversuch" ausgebrachten Puffersubstanzen unterschreiten i.d.R. die im Bodenschutzmerkblatt genannten und in Abb. 8 in den ersten Säulen eines jeden Diagramms dargestellten Grenzwerte. Lediglich die silikatischen Gesteinsmehle überschreiten den festgelegten Kupfergehalt.

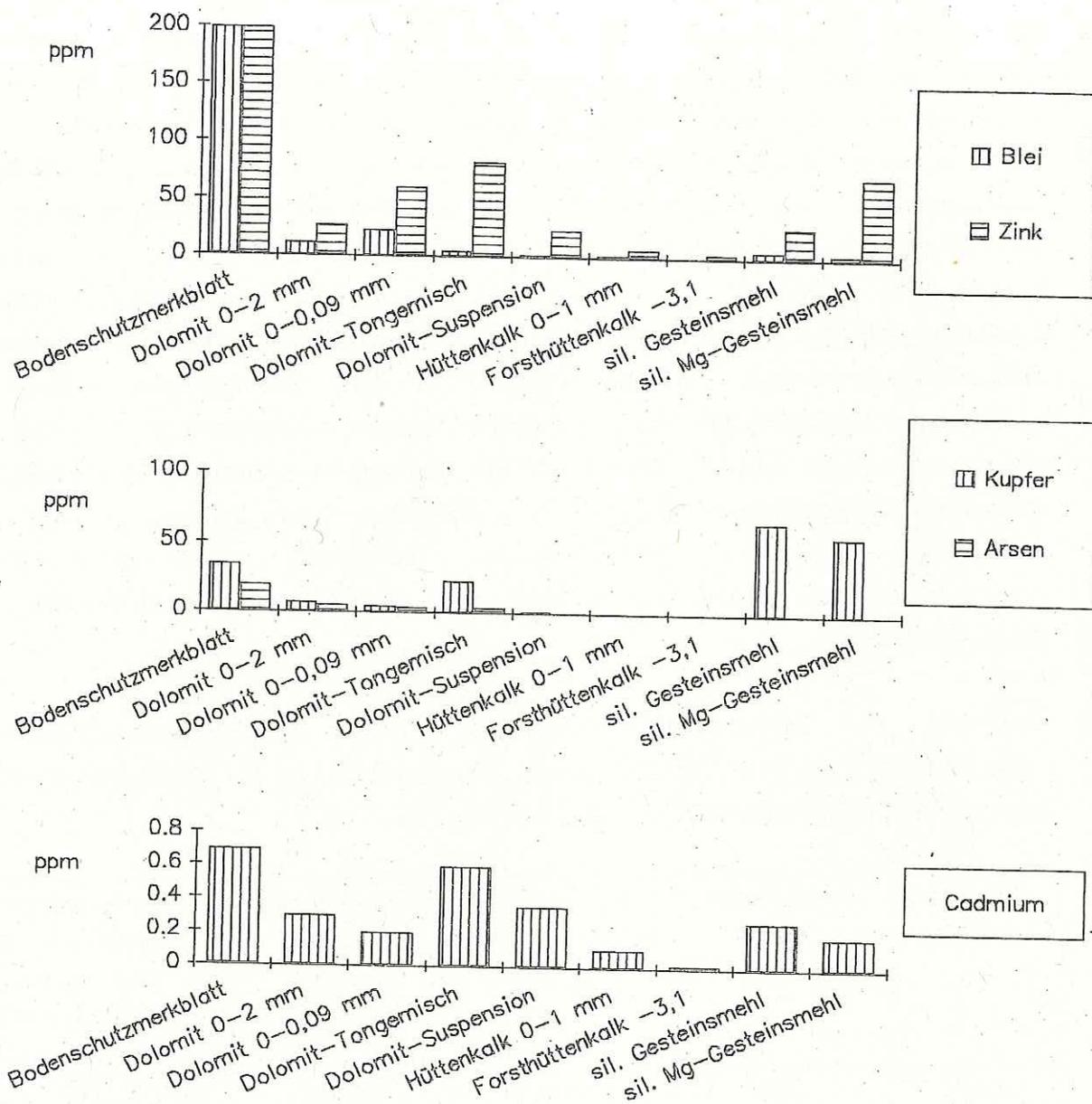


Abb. 8: Schwermetallgehalte der im "vergleichenden Kompensationsversuch" ausgebrachten Puffersubstanzen

Die Untersuchungen des "vergleichenden Kompensationsversuches" gehen auch der Frage nach, ob Schwermetalle bei gesteigerter Aufwandmenge, bzw. bei der Ausbringung von hoch reaktivem Material, wie der Dolomit-Suspension die Sickerwässer belasten können.

## 5. Versuchsdurchführung

1988 wurde der Versuch eingerichtet und es erfolgte eine Beprobung der noch unbehandelten Parzellen hinsichtlich des bodenchemischen Zustandes und der Ernährungssituation der aufstockenden Bäume. Im Winter 1988/89 und im Frühjahr 1989 wurden die ersten basischen Substanzen in den Versuchspartellen ausgebracht. Im Winter 1989/90 wurde die Parzelle 11 der Versuchsanlage in Hochspeyer gekalkt. Im Frühjahr 1991 wurde die Versuchsanlage in Adenau um die Variante 13 erweitert. Dies war notwendig, da in den Versuchspartellen mit 3 t Trockensubstanz/ha der Dolomitsuspension Schäden an den Assimilationsorganen der gesamten Vegetation auftraten. Gleichzeitig zeigten chemische Analysen erhebliche kurzfristige Belastungen der Sickerwässer auf. Es galt daher herauszufinden, ob es eine unschädliche Dosis bei dieser Ausbringungsform gibt. So wurden per Helikopter 1 t Trockensubstanz/ha Dolomitsuspension ausgebracht. Im Herbst 1991 wurden die Parzellen 7 und 8 der Versuchsanlage in Hochspeyer planmäßig nachgekalkt und die Parzellen 12 und 13 mit Magnesit, bzw. Forst-Kieserit erstmals gedüngt.

In den Versuchbeständen sind Niederschlagsauffanggefäße installiert (Bulk-Sampler). Der Kronendurchlass wird seit 1988 jeweils als Quartalsmischprobe chemisch analysiert.

Um chemische Veränderungen im Sickerwasser und in der Bodenlösung qualitativ beschreiben zu können (SCHÜLER, 1992 - in diesem Heft), wurden zur Gewinnung von Wasserproben für chemische Analysen (1 Mischprobe pro Quartal - Grund- und Schwermetallanalyse)

- in der organischen Auflage Streulysimeter installiert und
- in 2 Bodentiefen (in 10 cm und 60 cm Tiefe) des Mineralbodens P80-Saugkerzen gesetzt.

Zur Überprüfung des Bodenzustandes werden in periodischen Abständen von anfangs einem, später zwei Jahren chemische und physikalische, sowie mineralogische Analysen der Mineralbodenhorizonte durchgeführt.

Außerhalb der Vegetationsperiode werden die Humushorizonte in allen Versuchspartellen vermessen und die Humusform angesprochen, um Einflüsse der Puffersubstanzen auf den Humus zu erfassen. Im Jahresturnus werden Humusproben chemisch analysiert.

Die Wirkung im Nährelementhaushalt der Bäume wird ermittelt, indem jährlich Nadelproben gewonnen und chemisch analysiert werden.

Zur Ansprache der Vitalität der aufstockenden Bäume werden von den Versuchflächen im Einjahresabstand IRC-Luftbilder angefertigt und interpretiert.

Die Vitalität der Feinwurzeln und Mykorrhizen wurde 3 Jahre nach der Ausbringung der Puffersubstanzen untersucht (SCHÜLER und ZWICK, 1992 - in diesem Heft).

Um Verträglichkeiten, bzw. Unverträglichkeiten der einzelnen Puffersubstanzen im Ökosystem Wald aufzuzeigen, wird beispielsweise die Abundanz und Dynamik wichtiger

Zersetzergruppen der Bodenmeso- und -makrofauna in den ersten 5 Jahren erfasst (ENGEL und EISENBEIS, FRITSCH und EISENBEIS, WEBER und EISENBEIS, TAUCHERT und EISENBEIS, alle 1992 - in diesem Heft). Dabei erfolgt eine qualitative Beurteilung der Faunenzusammensetzung hinsichtlich acidophiler, neutrophiler und basophiler Indikatorarten. Die Probenentnahmen für die Bodenfaunauntersuchungen erfolgen im Quartalsrhythmus.

Gleichzeitig werden zur Quantifizierung der mikrobiologischen Aktivität aus der OH-Lage und dem Ah-Horizont Proben in den Versuchsanlagen in Idar-Oberstein und Hochspeyer gewonnen (KOLK et al., 1992 - in diesem Heft).

Ertragskundliche Untersuchungen, insbesondere Stammanalysen, sollen die Auswirkungen auf das Baumwachstum infolge möglicher Verbesserungen der Ernährungssituation oder der Vitalität der aufstockenden Bäume dokumentieren.

Die Messungen an Waldklimastationen (Bestandesniederschlag, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Temperatur im Auflagehumus und in 10 cm Bodentiefe) unterstützen die Untersuchungen über Veränderungen der Humusmorphologie, mikrobiologische Aktivitäten und Auswirkungen auf die Bodenfauna.

## 7. Zusammenfassung

Zur Minderung der Auswirkungen von versauernd wirkenden Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen werden in Rheinland-Pfalz große Waldflächen gekalkt. Begleitend zu diesen Praxismaßnahmen, welche im Einzelnen nicht durch Analysen vorbereitet werden, werden

- die Wirksamkeit der auf dem Markt befindlichen Puffersubstanzen und
- deren Verträglichkeit im Ökosystem untersucht.

Dazu wurden 1988 auf häufig vorkommenden Bodensubstraten in potentiell gefährdeten Waldbeständen vier Versuchsanlagen als Parzellenversuche eingerichtet. Hier werden unterschiedliche Ausbringungsformen und gesteigerte Aufwandmengen von Dolomiten, Hüttenkalken und silikatischen Gesteinsmehlen untersucht. Erste Zwischenberichte aus dem umfangreichen Untersuchungsprogramm liegen nun nach 4 Jahren vor und werden in diesem Heft vorgestellt.

## Summary

In Rheinland-Pfalz large forest areas are limed to compensate acidic deposition in forest ecosystems. Accompanying to these measures of the forest service, the Forest Research Institute investigates

- the effectiveness of buffer substances and fertilizers and
- their compatibility with the forest ecosystem.

So in 1988 experimental plots were layed out in four forest ecosystems on different sites threatened by acid air pollution input. Different forms and increased amounts of dolomite, slag lime and silicate rock meal were tested. After four years investigations preliminary results are documented.

## 6. Literatur

BEESE, F., 1989: Wirkungen von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 45, 27-48

BLOCK, J., 1990: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989. Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 14/90, 168 S.

BLOCK, J., HEIDINGSFELD, N., SCHRÖCK, H.-W., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H. und FINGERHUT, M., 1991a: Immissions-, Wirkungs- und Bodenzustandserhebungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989-. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 16/91, 133 S.

BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. und ZOTH, R., 1991b: Waldschäden Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 17/91, 237 S.

BOR, J. und KRZYZANOWSKI, J., 1988: Ermittlung der Schwermetallmobilität im Boden. Mainzer geowiss. Mitt., 17, 235-248

BREDEMEIER, M. und ULRICH, B., 1989: Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. AFZ, 44, 256-261

EDER, W. und SCHÜLER, G., 1991: Luftschadstoffe in Waldstandorten, ihre Auswirkung und Gegenmaßnahmen. Tagungsber. BWK: Wald und Wasser, 19-29

EMMERMANN, K.-H., 1984: Möglichkeiten der Bodenverbesserung durch Gesteinsmehl. Die Naturstein-Industrie, Selbstvlg., 70 S.

ENGEL, M. und EISENBEIS, G., 1992: Untersuchungen zum Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Adenau in der Eifel -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 161-173

FINCK, A., Dünger und Düngung. VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, 442 S.

FRAGSTEIN, P., 1982: Steinmehle in der Landwirtschaft. Die Natursteinindustrie, 5, 5-11

- FRINGS, H., PLAUL, W. und RÖMER, G., 1989: Auswirkungen der Luftschadstoffe auf das Grundwasser in Waldstandorten. AFZ, 44, 957-959
- FRITSCH, N. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Hunsrück -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 123-146
- FUNKE, W. und JANS, W., 1986: Der Einfluß von Kalk-, Mineraldüngergaben und künstlicher Beregnung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. IMA-Querschnittseminar Restabilisierungsmaßnahmen - Düngung, KfK-PEF, 50-56
- GUSSONE, H.A., 1983: Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. FoHo, 38, 63-71
- GUSSONE, H.A., 1984: Empfehlungen zur Kompensationsdüngung. FoHo, 39, 154-160
- HENZE, R., 1987: Naturkalke korrekt bewerten. FoHo, 42, 155-156
- HILDEBRAND, E.E., 1990: Der Einfluß von Forstdüngungen auf die Lösungsfracht des Makroporenwassers. AFZ, 45, 604-607
- HILDEBRAND, E.E. und SCHACK-KIRCHNER, H., 1990: Der Einfluß der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe. FoHo, 45, 139-142
- KOLK, A., KUBIAK, R. und EICHHORN, K.W., 1992: Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihrer Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 113-122
- LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1991: Merkblätter, Nr. 9: Bodenschutzkalkung. 2. Aufl., Eigenverl., 23 S.
- LANG, E. und BEESE, F., 1985: Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. AFZ, 40, 1166-1169
- MATTERN, G., 1992: Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen und Moose) von Fichtenforsten. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 99-112
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd. 7, 1-67

- RUPPERT, H., 1987: Bestimmung von Schwermetallen im Boden, sowie die ihr Verhalten beeinflussenden Bodeneigenschaften. GLA-Fachbericht, 2, 11 S.
- SAUERBECK, D. und RIETZ, E., 1985: Ein Verfahren zur Bestimmung der Reaktionsfähigkeit kohlenaurer Düngekalke. Landwirtschaftl. Forschung, 41, 682-690
- SAUTER, U. und MEIWES, K.J., 1990: Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. FoHo, 45, 605-610
- SCHACHTSCHABEL, S., BLUME, H.P., HARTGE, K.-H. und SCHWERTMANN, U., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde. F.Enke-Verl., Stuttgart, 442 S.
- SCHAUERMANN, J., 1985: Die Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. AFZ, 40, 1159-1160
- SCHEFFER, S., ULRICH, B. und HIESKERMANN, P., 1957: Die Bedeutung der Chelatisierung in der Agrikulturchemie und Bodenkunde. Zeitschr. für Pflanzenern. und Bodenkde., 120, 146-155
- SCHÜLER, G., 1992: Erste Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Sickerwasserchemismus in versauerten Waldökosystemen. Mitt. der FVA Rh.-Pf., Nr. 21/92, 27-67
- SCHÜLER, G. und ZWICK, N., 1992: Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 69-98
- TAUCHERT, J. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort im Hunsrück bei Idar-Oberstein -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 147-160
- ULRICH, B., 1991: Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. FoHo, 46, 3-12
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Waldökosystem im Solling. Schriften der Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Nr. 58
- VEERHOFF, M. und BRÜMMER, G.W., 1992: Silicatverwitterung und -zerstörung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen und deren ökologische Konsequenzen. Natur- u. Landschaftskde., 28, 25-32

WEBER, M. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzer Wald. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 175-188

WENZEL, B., 1989: Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 51, 276 S.

WITTICH, W., 1952: Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde. Schriftenreihe der Forstl. Fak. der Univ. Göttingen, Bd. 4, 106 S.

# Erste Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Sickerwasserchemismus in versauerten Waldökosystemen

Gebhard Schüler

**Keywords:** Bodenschutzkalkung, Nährelementmangel, Sickerwasserchemismus, pH-Werte, Magnesium, Nitrat, Aluminium, Schwermetalle, Dolomit, silikatische Gesteinsmehle, Magnesit, Hüttenkalk

## 1. Einleitung

Der Säureeintrag in die Versuchsbestände des "vergleichenden Kompensationsversuches" (vgl. SCHÜLER, 1992 - in diesem Heft) kann nach BLOCK et al. (1991a) auf 1,9 bis 2,6 kmol IÄ je Jahr und Hektar geschätzt werden. Die durch die Silikatverwitterung bedingte Pufferkapazität der Standorte beträgt bestenfalls 1 kmol IÄ je Jahr und Hektar. Daher wird die Bodendegradierung, wie sie in den Versuchsstandorten des "vergleichenden Kompensationsversuches" vorgefunden wurde (SCHÜLER, 1992 - in diesem Heft), im Wesentlichen auf die anhaltende Säurebelastung zurückgeführt.

Untersuchungen von MATZNER und ULRICH (1984) haben gezeigt, daß es im Kronenraum der Bäume zu einer ersten Abpufferung der "sauren Niederschläge" kommt, daß jedoch die Bäume zur Erhaltung dieses Puffers eine äquivalente Menge basischer Kationen über die Wurzeln aufnehmen müssen. Dies ist jedoch mit einem zusätzlichen Nährelemententzug und einer entsprechenden Protonenfreisetzung im wurzelnahen Bereich verbunden. Soll die Kompensation durch Puffersubstanzen bereits in der ersten Kontaminationsebene, also in den Baumkronen, einsetzen, müssen die Puffersubstanzen aus der Luft über den Bäumen ausgebracht werden. Eine Unterstützung der Kronenraumpufferung durch Puffersubstanzen wird weniger bei grobkörnigen Dolomitfraktionen, sondern vielmehr bei Kalken in wässriger Suspension erwartet (SCHÜLER, 1987). Da jedoch der Transport des für die Suspension notwendigen Wassers die Verfahrenskosten erheblich erhöht, wird u.a. untersucht, ob es Wirkungsunterschiede bei der Helikopterausbringung von Dolomitsuspensionen und von erdfeuchtem oder leicht angefeuchtetem Dolomit mit einer Korngrößenverteilung von 0 - 2 mm gibt.

Bei pH-Werten im Boden unter 5 werden polymere Aluminium-Hydroxokationen freigesetzt und im Austausch gegen Calcium, Magnesium oder Kalium an den Sorptionsplätzen des Bodens angelagert (ULRICH, 1981). Die ausgetauschten basischen Kationen gelangen in

die Bodenlösung und gehen zumindest teilweise durch Auswaschung mit dem Sickerwasser verloren. So haben BLOCK et al. (1991b) darauf hingewiesen, daß die zunehmend schwache Magnesiumversorgung der Standorte zu Ernährungsengpässen führen kann. FINK (1988) hat die physiologischen Folgen von Magnesiummangel dargestellt. Gleichzeitig weisen HÜTTL und FINK (1988) auf die Regenerationsmöglichkeit von bereits durch Symptome gezeichneten Bäumen durch Magnesiumdüngung hin. Bei stärkerer Versauerung reichert sich die Bodenlösung mit  $Al^{3+}$ -Ionen an, welche durch weitere Reaktionen der polymeren Aluminium-Hydroxokationen entstehen (MATZNER et al., 1982). Der chemische Bodenzustand kann demnach sowohl über eine Verringerung des Nährstoffangebotes (HÜTTL, 1991) als auch über das Auftreten von toxischen Säurekationen in der Bodenlösung und der damit verbundenen Reduktion der Nährelementaufnahme durch die Bäume (MATZNER et al., 1985) maßgeblich die Stabilität eines Waldökosystems beeinflussen. Das Ziel möglicher Schutzmaßnahmen muß daher sowohl auf die Kompensation nicht verträglicher Säureeinträge als auch auf die Nachführung fehlender Nährelemente in pflanzenverfügbarer Form gerichtet sein. Für die Abpufferung von Säuren bieten sich kohlensaure Kalke an. Kalke ohne oder mit nur wenig Magnesium sind jedoch sehr reaktiv (SAUERBECK und RIETZ, 1985) und können u.U. eine zu rasche Humusmineralisierung einleiten. Außerdem wird allein durch die Ausbringung von Calciumkarbonat der Forderung hinsichtlich der Nachführung fehlender Nährelemente nur in unzureichendem Maße Rechnung getragen. Aus diesen Gründen werden in der forstlichen Praxis zum Schutz der Waldböden vor weiterer Versauerung 3 to dolomitische Kalke je Hektar ausgebracht (LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND - PFALZ, 1991).

Im "vergleichenden Kompensationsversuch" werden im Handel befindliche magnesiumhaltige, bzw. magnesiumreiche Puffersubstanzen in karbonatischer und silikatischer Bindung mit entsprechendem Puffervermögen untersucht, um so praktische Entscheidungshilfen für die Bodenschutzkalkung geben zu können. Eine erste Übersicht über die gewünschten Auswirkungen und möglicherweise unerwünschte Effekte läßt sich aus dem jeweiligen Sickerwasserchemismus der behandelten Parzellen ableiten.

Mit den Luftschadstoffeinträgen gelangen auch Schwermetalle auf die Waldböden (BLOCK, 1990). Diese reichern sich aufgrund ihrer geringen Mobilität in der Humusaufgabe an (BLOCK et al. 1991b). Die zunehmende Versauerung fördert die Mobilität der bei höheren pH-Werten noch stabilen metallorganischen Komplexe (BOR und KRZYZANOWSKY, 1988). So besteht ein erhebliches Risiko der Sickerwasserkontamination durch Schwermetalle. Ein Ziel des Versuches ist es, die Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Schwermetallgehalt der Sickerwässer festzustellen.

## 2. Material und Methode

Die Untersuchungen werden auf den von SCHÜLER (1992 - in diesem Heft) beschriebenen Versuchspartellen durchgeführt. Die Ergebnisse in diesem Bericht beschränken sich auf die Untersuchungen der in Übersicht 1 dargestellten Varianten.

Übersicht 1:

Variante	Aufwandmenge	Kurzbezeichnung
unbehandelte Kontrolle	-	Null
Dolomit aus Muschelkalk, 0-2 mm	3 t/ha 9 t/ha	Dolomit 0-2 mm
Dolomit-Suspension aus devonischem Massenkalk, 0-0,075 mm	3 t Trockensubstanz /ha	Dolomit-Suspension
Dolomit aus Muschelkalk, 0-0,09 mm, mit 3 % weicherdigem Rohphosphat	15 t/ha	Dolomit 0-0,09 mm
Magnesit	3 t/ha	Magnesit
Forsthüttenkalk, - 3,15 mm	3 t/ha	Forsthüttenkalk
silikatisches Gesteinsmehl aus vulkanischem Ursprung, 0-0,06 mm	20 t/ha	sil. Gesteinsmehl

Die Untersuchung der Kronenraumpufferung wird am Beispiel der Versuchsanlage Idar-Oberstein auf Parzellen dargestellt, welche unbehandelt bleiben, bzw. über denen mit einem Helikopter je 3 t/ha Dolomit-Suspension und Dolomit 0-2 mm ausgebracht wurden. Jede dieser Versuchspartellen ist mit je 6 Kunststoff-Niederschlagssammlern (nach BLOCK und BARTELS, 1985) ausgestattet. Die Bodenlösung wird in allen beschriebenen Versuchspartellen unter der Streuauflage über Plattenlysimeter aus PE-Kunststoff und in 10 und 60 cm Bodentiefe durch P80-Keramik-Saugkerzen gewonnen (nach MEIWES et al., 1984). Je Parzelle und Wiederholung sind 5 Streulysimeter und 4 Saugkerzen je Tiefenstufe installiert. An die Saugkerzen wird im Abstand von 14 Tagen ein Unterdruck von max. 0,45 bar angelegt. Die Messung der aufgefangenen Niederschlags- bzw. Bodenlösungsmenge und die Probenahme erfolgt im 14-Tages-Rhythmus. Die 14-Tagesproben werden mengenaliquot zu Quartalsproben gemischt. Bis zur jeweiligen chemischen Analyse werden die Wasserproben im Kühlschrank bei +3° bis +5°C zwischengelagert. Die chemischen Untersuchungen werden von der LUFA Speyer

durchgeführt. Dabei werden am Niederschlagswasser und an der Bodenlösung folgende Analysen vorgenommen:

- pH,  $\text{SO}_4\text{-S}$ , Cl,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , OrgN,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , K, Na, Ca, Mg, Al, Mn, Fe, Zn, Leitfähigkeit;
- in der Bodenlösung werden zusätzlich analysiert: DOC<sup>1</sup>, As, Cd, Cr, Cu, Ni und Pb.

Der pH-Wert wird elektrometrisch, die Elemente werden spektralphotometrisch, bzw. durch AAS, der DOC nach katalytischer Verbrennung IR-spektrometrisch und die Leitfähigkeit konduktometrisch bestimmt. Von den in der Bodenlösung analysierten Elementen werden in diesem Bericht aus einzelnen Varianten beispielhaft die Entwicklung der pH-Werte, die Magnesium- und Nitratkonzentrationen, die Aluminiumgehalte und die Gehalte der Schwermetalle, Blei und Cadmium, dargestellt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Kronenraumpufferung

Durch die Ausbringung basischer Substanzen über dem Kronendach in den Durchtropfniederschlägen der Fichtenbestände werden "saure Niederschläge" anhaltend abgepuffert. Nach dem Verlauf der pH-Werte zu urteilen, scheint es unerheblich zu sein, ob Dolomit 0-2 mm leicht angefeuchtet oder Dolomit 0-0,075 mm in wässriger Suspension ausgebracht wird (Abb. 1).

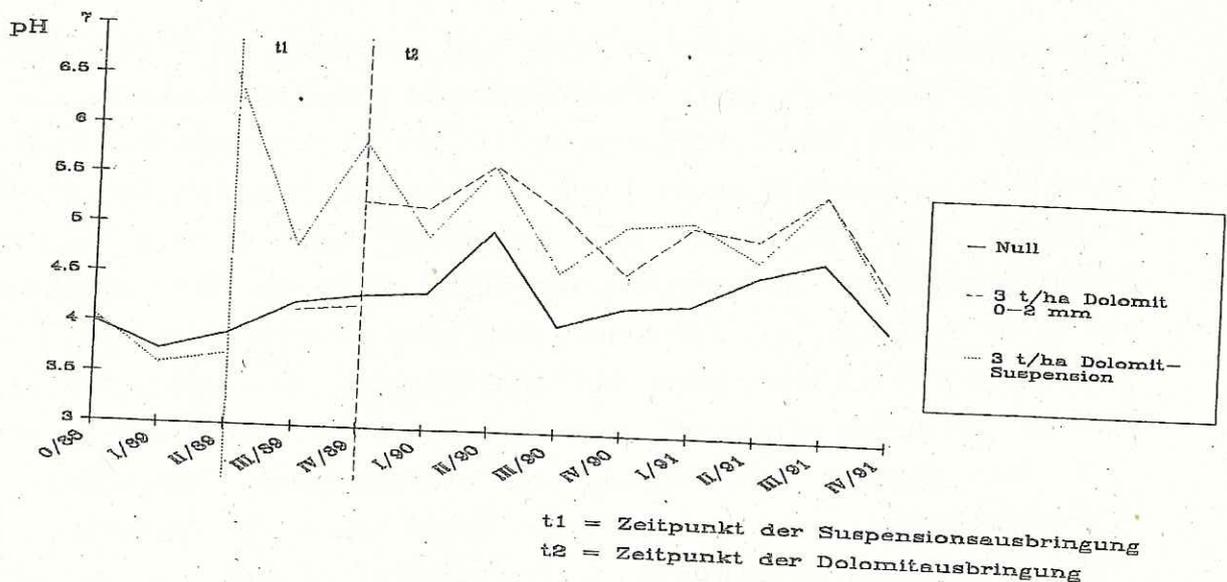


Abb. 1: pH-Werte der Durchtropfniederschläge in der Versuchsanlage Idar-Oberstein

<sup>1</sup>DOC = gelöster organischer Kohlenstoff

Die Neutralisation der Durchtropfniederschläge ist zunächst eine Folge von im Kronenbereich anhaftenden feinsten basischen Partikeln. Ihr Anteil ist in der Dolomitsuspension mit Korngrößen von 90 % < 0,075 mm wesentlich höher als im Dolomit 0-2 mm. Die größeren Kornanteile des Dolomits 0-2 mm fallen relativ rasch durch das Kronendach hindurch. So gleichen sich nach etwa einem Jahr sowohl die Calcium- als auch die Magnesiumgehalte in den Durchtropfniederschlägen der Variante "Dolomit 0-2 mm" an die Werte an, wie sie in den Nullflächen gefunden werden (Abb. 2 und 3).

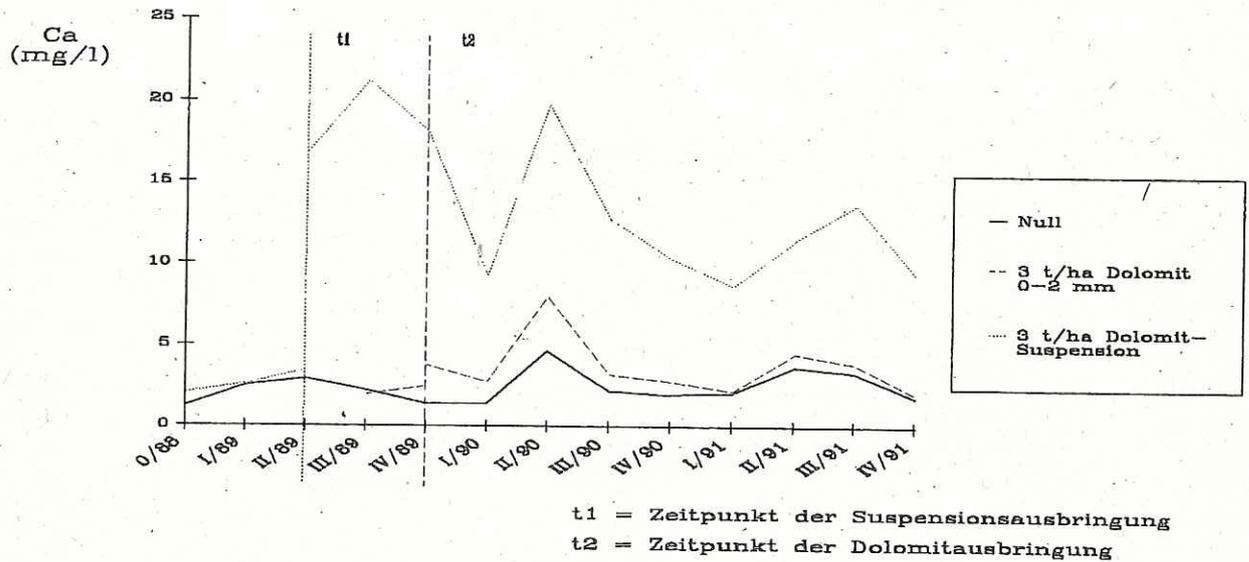


Abb. 2: Calciumgehalte im Durchtropfniederschlag in der Versuchsanlage Idar-Oberstein

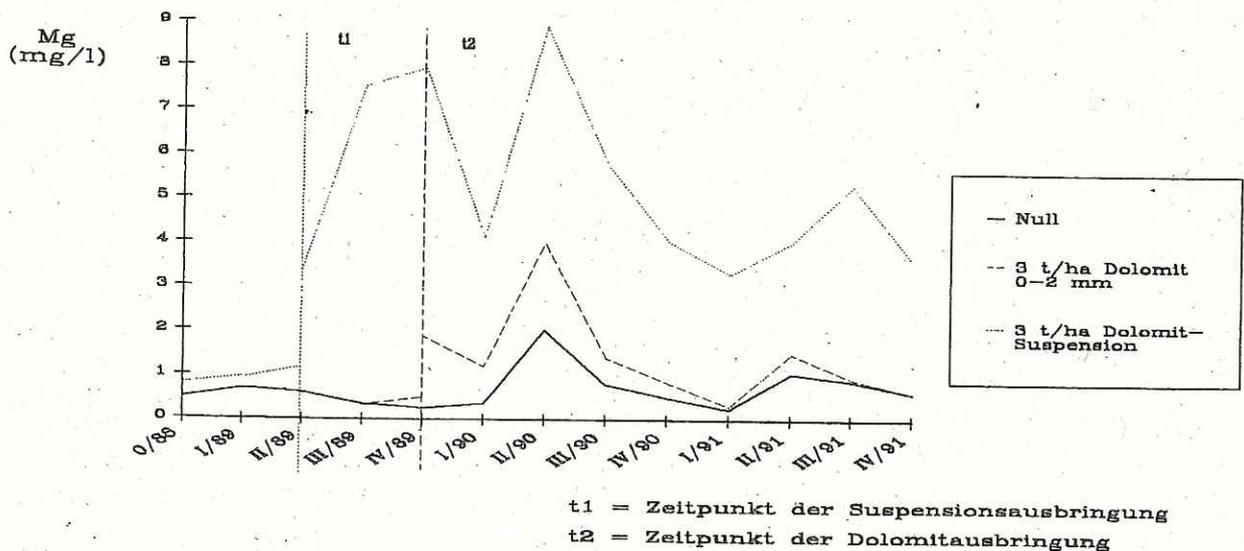


Abb. 3: Magnesiumgehalte im Durchtropfniederschlag in der Versuchsanlage Idar-Oberstein

### 3.2 Säurepufferung im Humus und Mineralboden

Dolomitische Puffersubstanzen neutralisieren Säuren im Humus recht effektiv. Die hier ablaufenden chemischen Prozesse sind ausführlich von SCHÜLER (1992 - in diesem Heft) beschrieben.

Bei den Neutralisationsprozessen werden die pH-Werte der Bodenlösungen mengenabhängig gesteigert (Abb. 4 und 5). Schon in 10 cm Bodentiefe gleichen sie sich jedoch bei den einzelnen Behandlungsvarianten wieder an (Abb. 4).

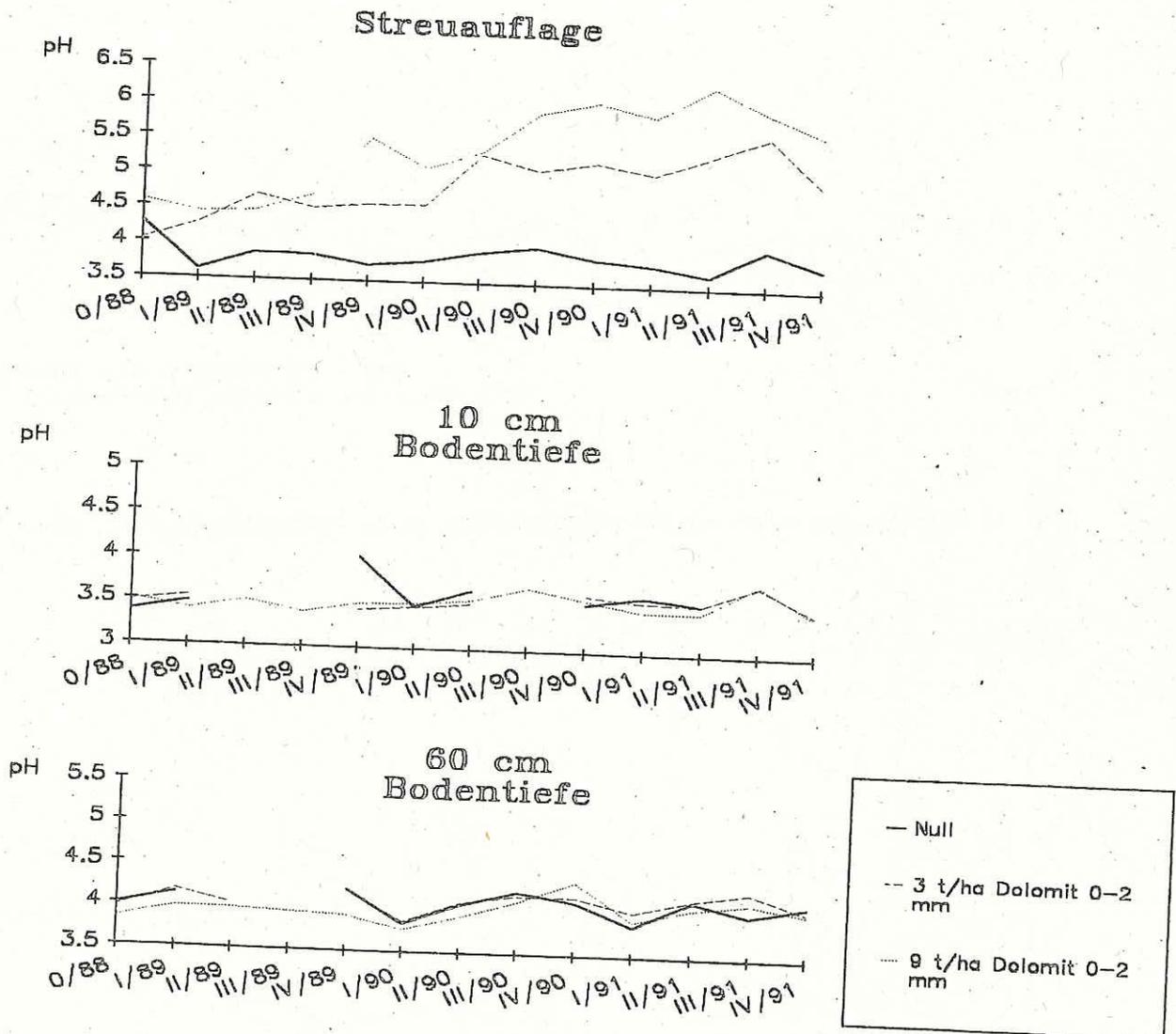


Abb. 4: pH-Werte des Sickerwassers in der Versuchsanlage Adenau unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

Nach der Ausbringung des sehr feinen Dolomits (0-0,09 mm) in hoher Ausbringungsmenge (15 t/ha) wird der pH-Wert der Bodenlösung bis in 10 cm Tiefe gesteigert. In 60 cm Bodentiefe gibt es keine Unterschiede mehr (Abb. 5).

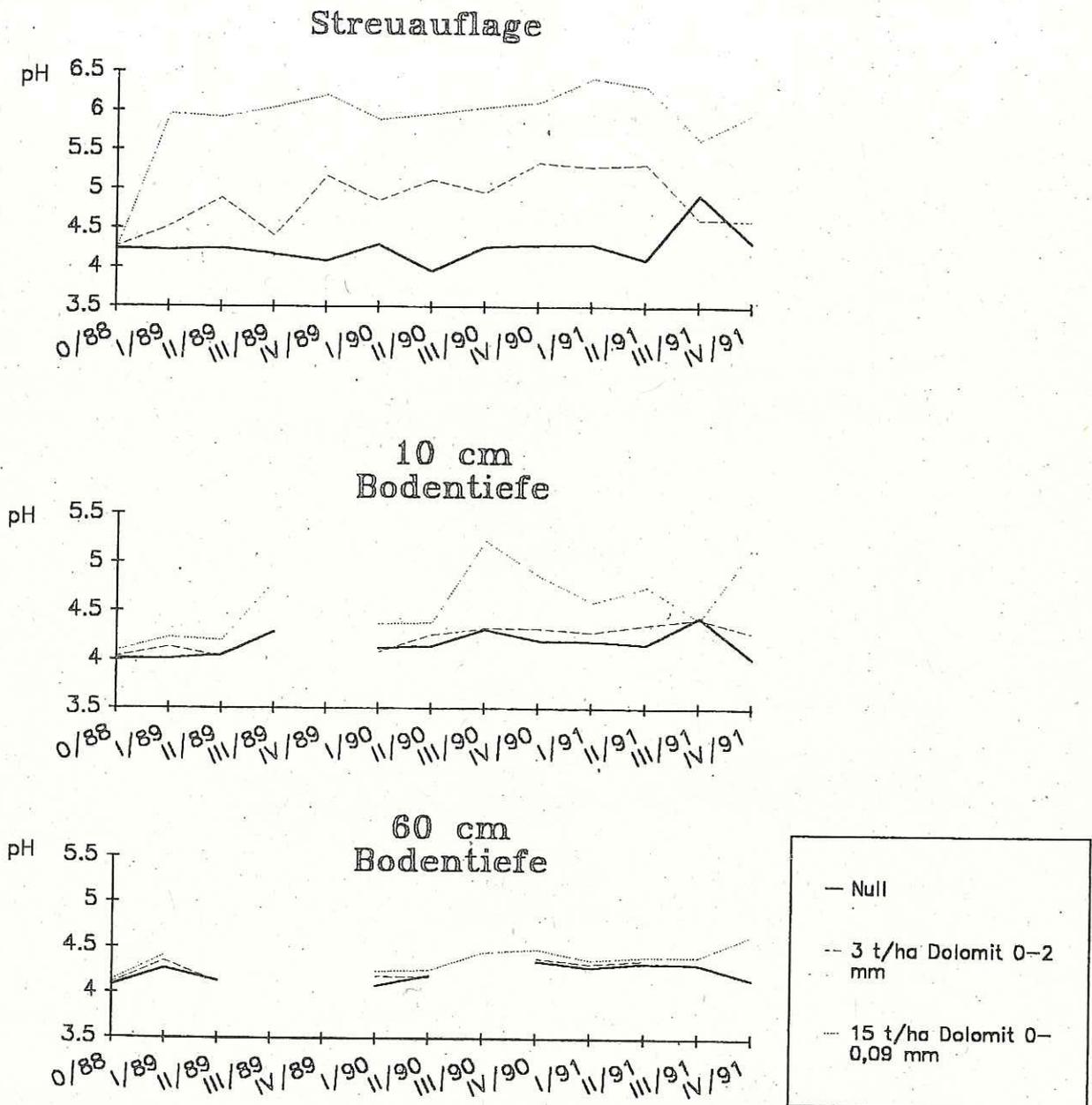


Abb. 5: pH-Werte der Sickerwässer in der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter der Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm mit Phosphat

Die Reaktivität des Materials hat dagegen kaum Auswirkungen auf das Neutralisationspotential der jeweiligen Puffersubstanz. Die hochreaktive Dolomit-Suspension (vgl. SCHÜLER, 1992 - in diesem Heft) zeigt zwar höhere pH-Werte im Sickerwasser aus dem Humus, jedoch verlieren sich die Unterschiede schon in 10 cm Bodentiefe (Abb. 6).

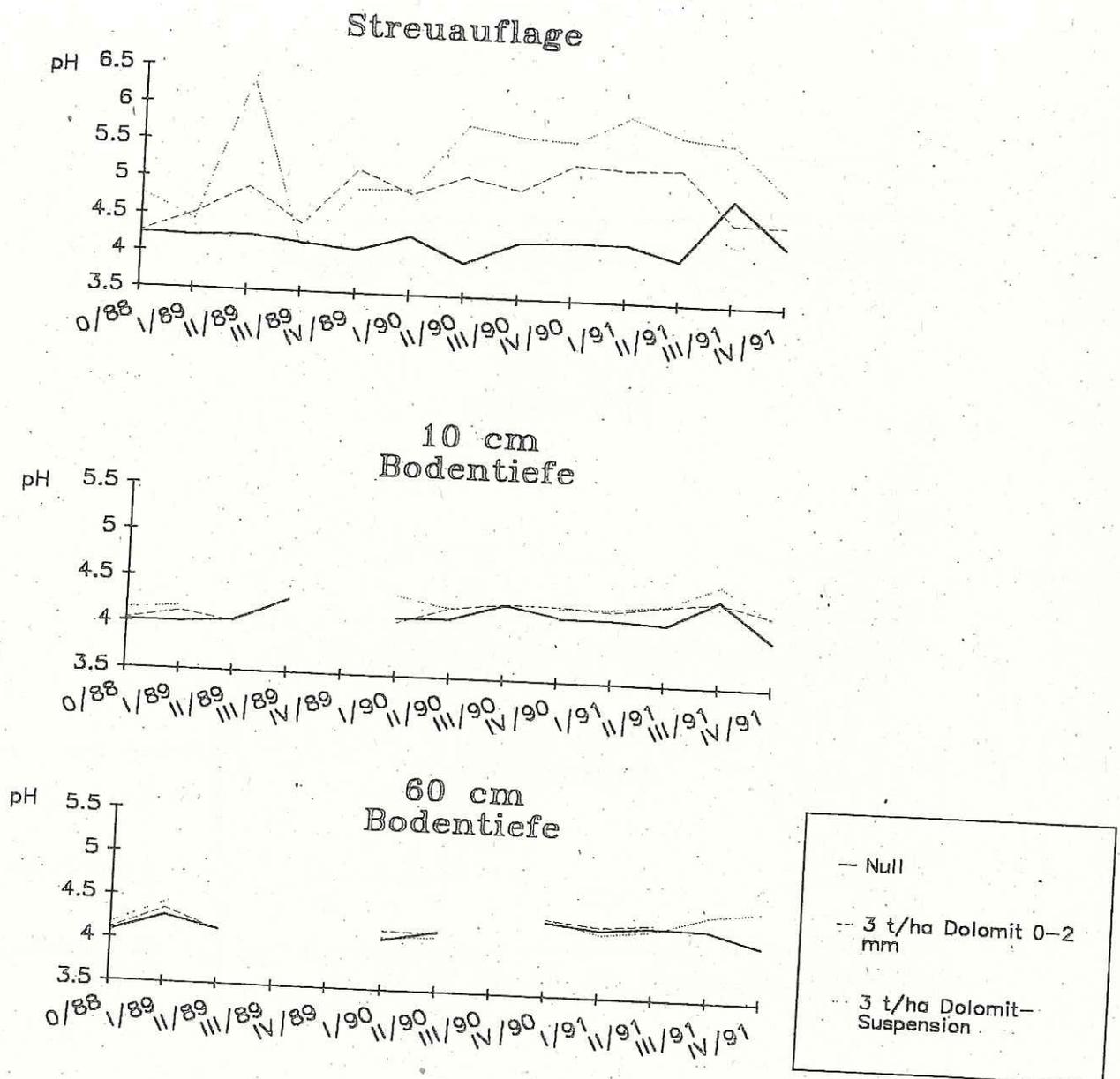


Abb. 6: pH-Werte in den Sickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Dolomit-Suspension 0-0,075 mm

Forsthüttenkalk hat gegenüber der Neutralisation durch karbonatische Puffersubstanzen eine stark verzögerte Wirkung. Erst nach ca. zwei Jahren zeigt sich im Streusickerwasser dieser Variante eine erste, nur kurz andauernde pH-Anhebung (Abb. 7).

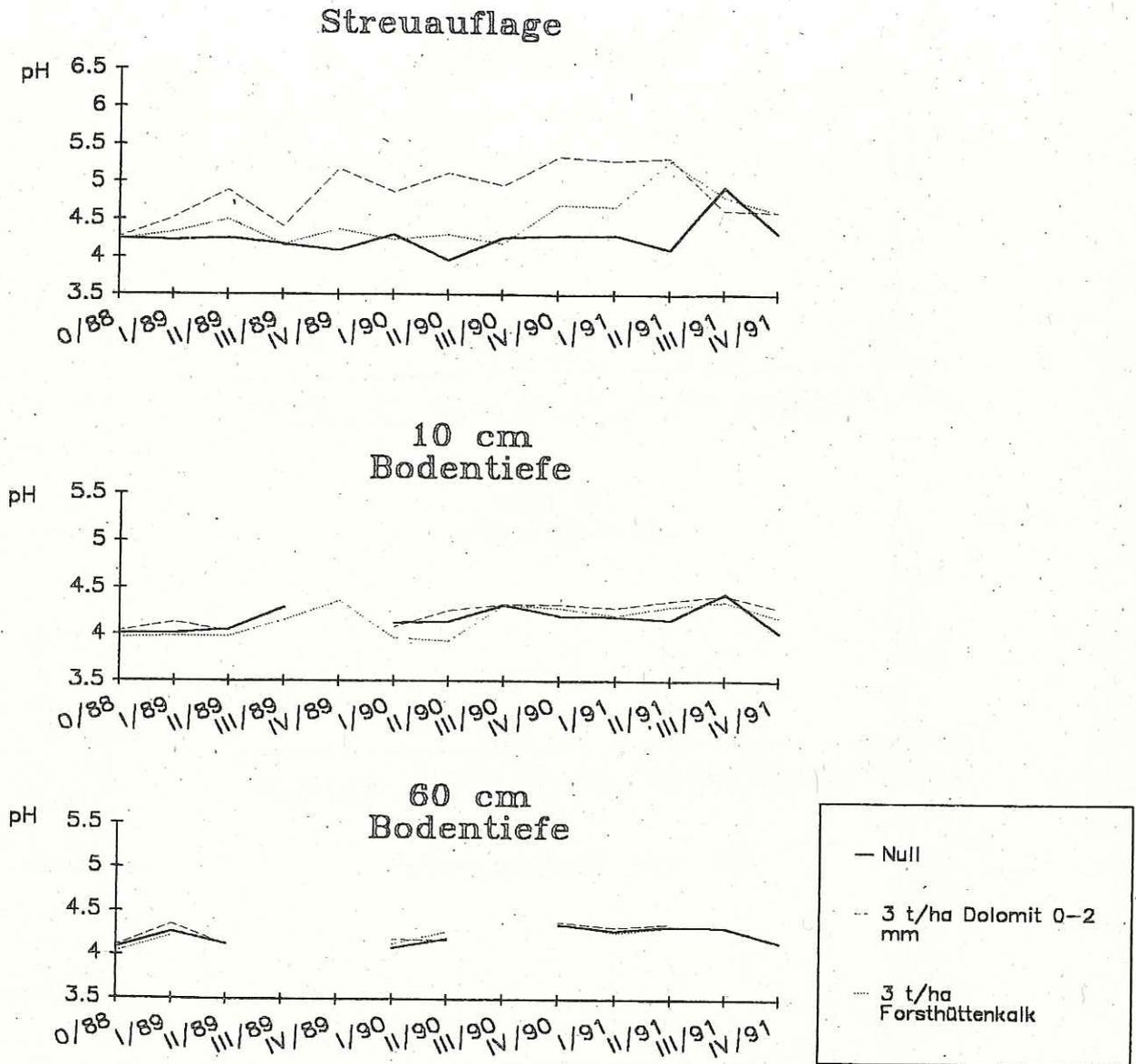


Abb. 7: pH-Werte der Sickerwässer in der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Forsthüttenkalk

Die feingemahlene silikatische Gesteinsmehle wirken bei hoher Aufwandmenge (20 t/ha) sehr rasch, wobei hier eine deutliche Tiefenwirkung vorliegt. So weisen anhaltend höhere pH-Werte nach der Ausbringung von 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm noch in 60 cm Bodentiefe auf die Abpufferung der Sickerwässer hin (Abb. 8).

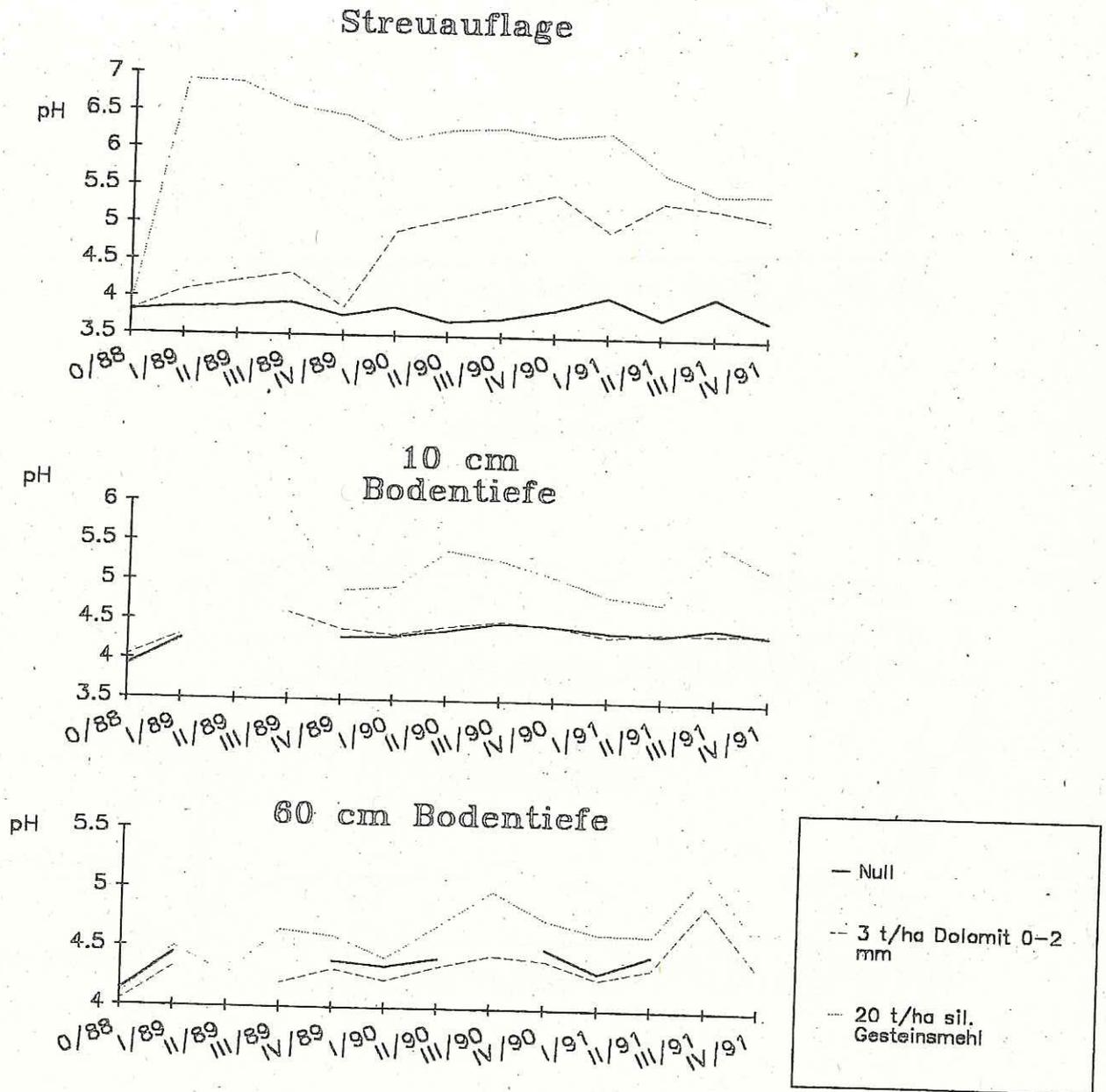


Abb. 8: pH-Werte der Sickerwässer in der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm

### 3.3 Anreicherung der Sickerwässer mit dem Nährelement Magnesium

Die Magnesiumanteile im ausgebrachten Dolomit beeinflussen den Sickerwasserchemismus unter der Streu und im Mineralboden deutlich. So steigt die Magnesiumkonzentration nach der Dolomitausbringung selbst in größeren Bodentiefen (60 cm) erkennbar an. Eindeutig unterscheiden sich die Varianten bei Dolomit mit Aufwandmengen von 3 und 9 t/ha jedoch nicht (Abb. 9).

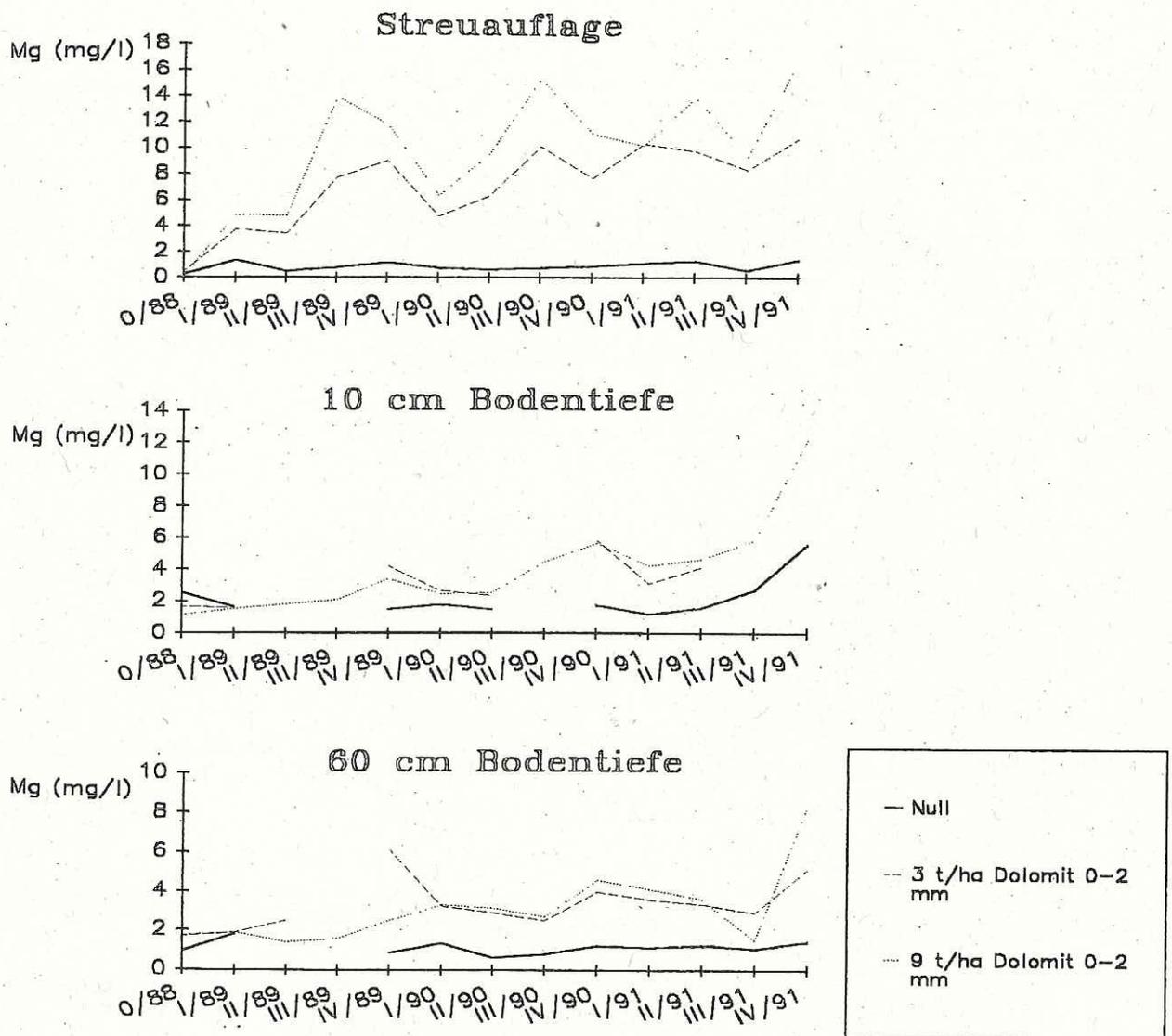


Abb. 9: Magnesiumkonzentration im Sickerwasser in der Versuchsanlage Adenau unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

Erst die Steigerung der ausgebrachten Dolomitmenge von 3 auf 15 t/ha hat eine deutlich erhöhte Magnesiumkonzentration im Sickerwasser zumindest bis in 10 cm Tiefe zur Folge. Nach 3 Jahren scheint sich im Mineralboden auch in 60 cm Tiefe eine Konzentrationserhöhung hinsichtlich des Nährelementes Magnesium abzuzeichnen (Abb. 10).

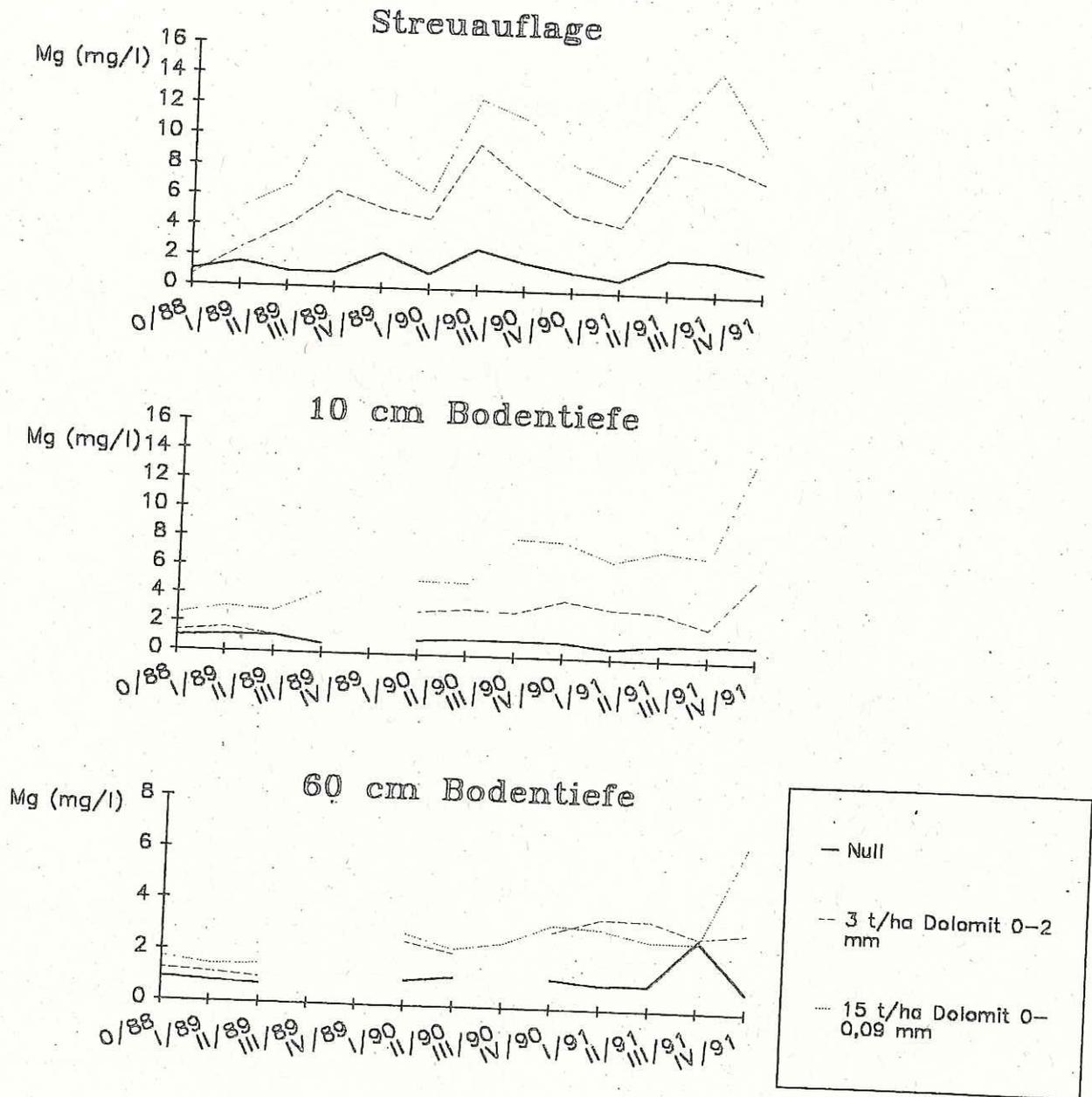


Abb. 10: Magnesiumkonzentrationen in den Sickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm mit Phosphat

Die Magnesiumlöslichkeit steigt auch mit der Reaktivität der jeweiligen Puffersubstanz. Ähnlich wie nach der Ausbringung von 15 t/ha feinvermahlene Dolomits (Abb. 10), verstärkt sich die Magnesiumkonzentration im Streusickerwasser der Variante mit hochreaktiver Dolomitsuspension deutlich abgesetzt gegenüber der Variante "3 t/ha Dolomit 0-2 mm". Im Mineralboden sind die Unterschiede weniger eindeutig (Abb. 11).

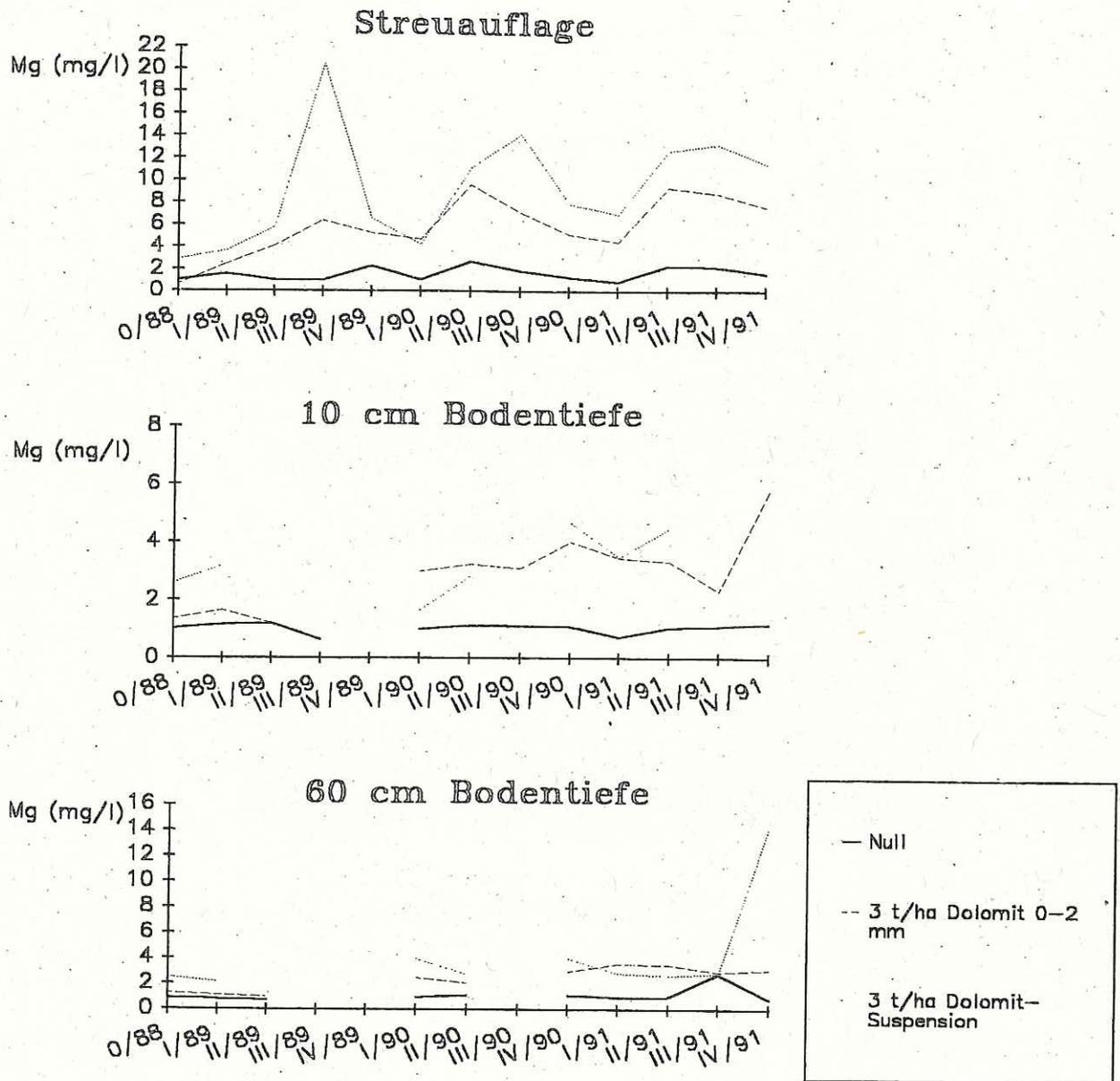


Abb. 11: Magnesiumkonzentrationen in den Sickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Dolomit-Suspension 0-0,075 mm

Die Ausbringung von Forsthüttenkalk hat nur geringe und verzögert einsetzende Auswirkungen auf die Magnesiumkonzentration im Bodensickerwasser (Abb. 12). Erst zwei Jahre nach dem Ausbringungstermin unterscheidet sich der Magnesiumgehalt im Streusickerwasser der Forsthüttenkalkvariante von dem der unbehandelten Fläche. Im Mineralboden ist die Konzentrationserhöhung von Magnesium nur als wenig deutlicher Trend zu erkennen. Vergleichbare Wirkungen zu dem mit gleicher Menge ausgebrachten Dolomit 0-2 mm sind nicht festzustellen.

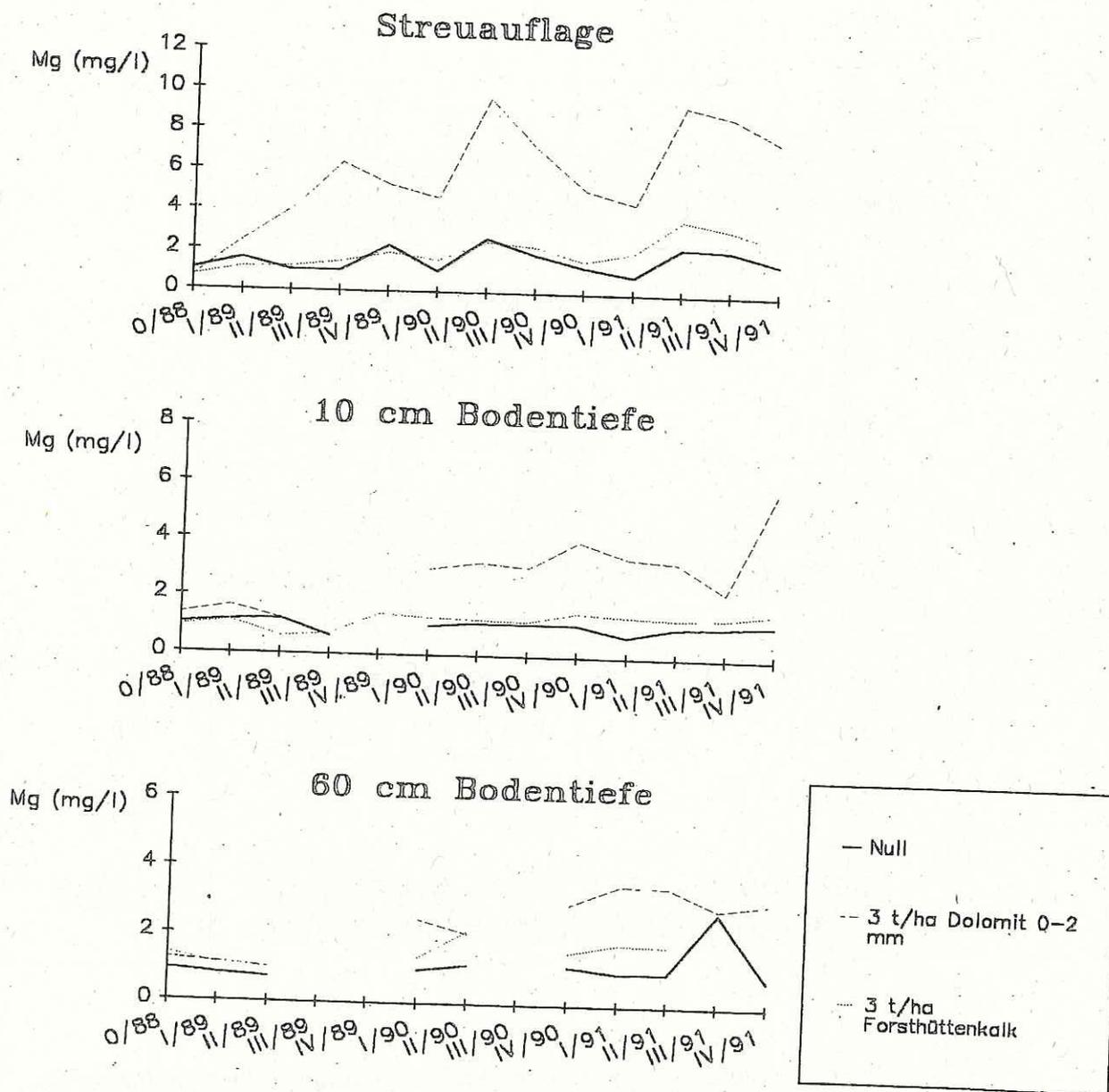


Abb. 12: Magnesiumkonzentrationen in den Sickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Forsthüttenkalk

Die hohen Aufwandmengen (20 t/ha) des magnesiumärmeren silikatischen Gesteinsmehles 0-0,06 mm (vgl. SCHÜLER, 1992 - in diesem Heft) haben erhebliche Auswirkungen auf den Magnesiumgehalt im Sickerwasser (Abb. 13). Die Konzentrationserhöhungen sind sogar noch in 60 cm Bodentiefe deutlich nachzuweisen.

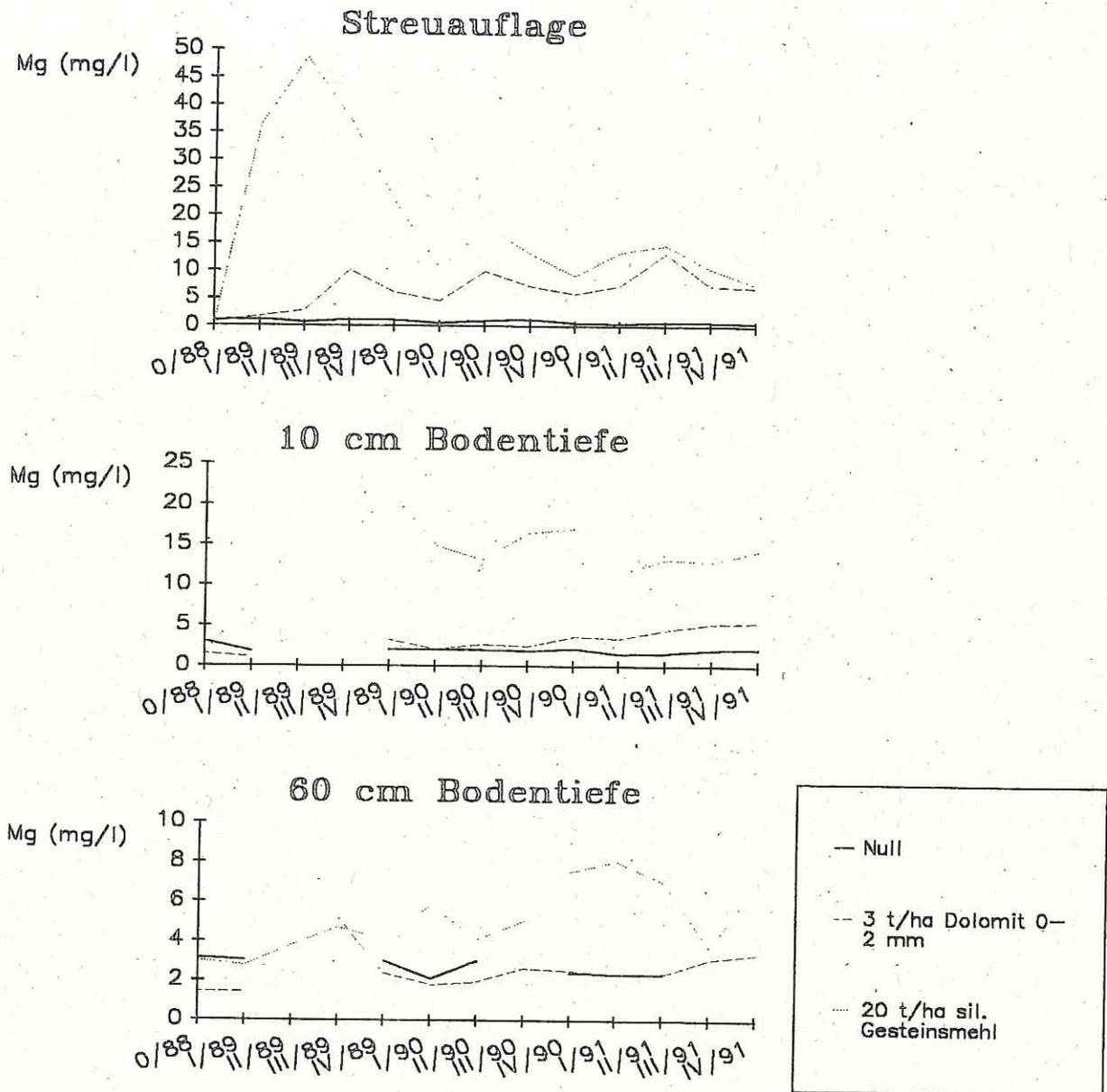


Abb. 13: Magnesiumkonzentrationen in den Sickerwässern der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm

Das erst im 4. Quartal 1991 ausgebrachte Magnesit erhöht die Magnesiumkonzentration der Sickerwässer unmittelbar bis in den Mineralboden hinein (60 cm Bodentiefe) in erheblichem Ausmaß (Abb. 14).

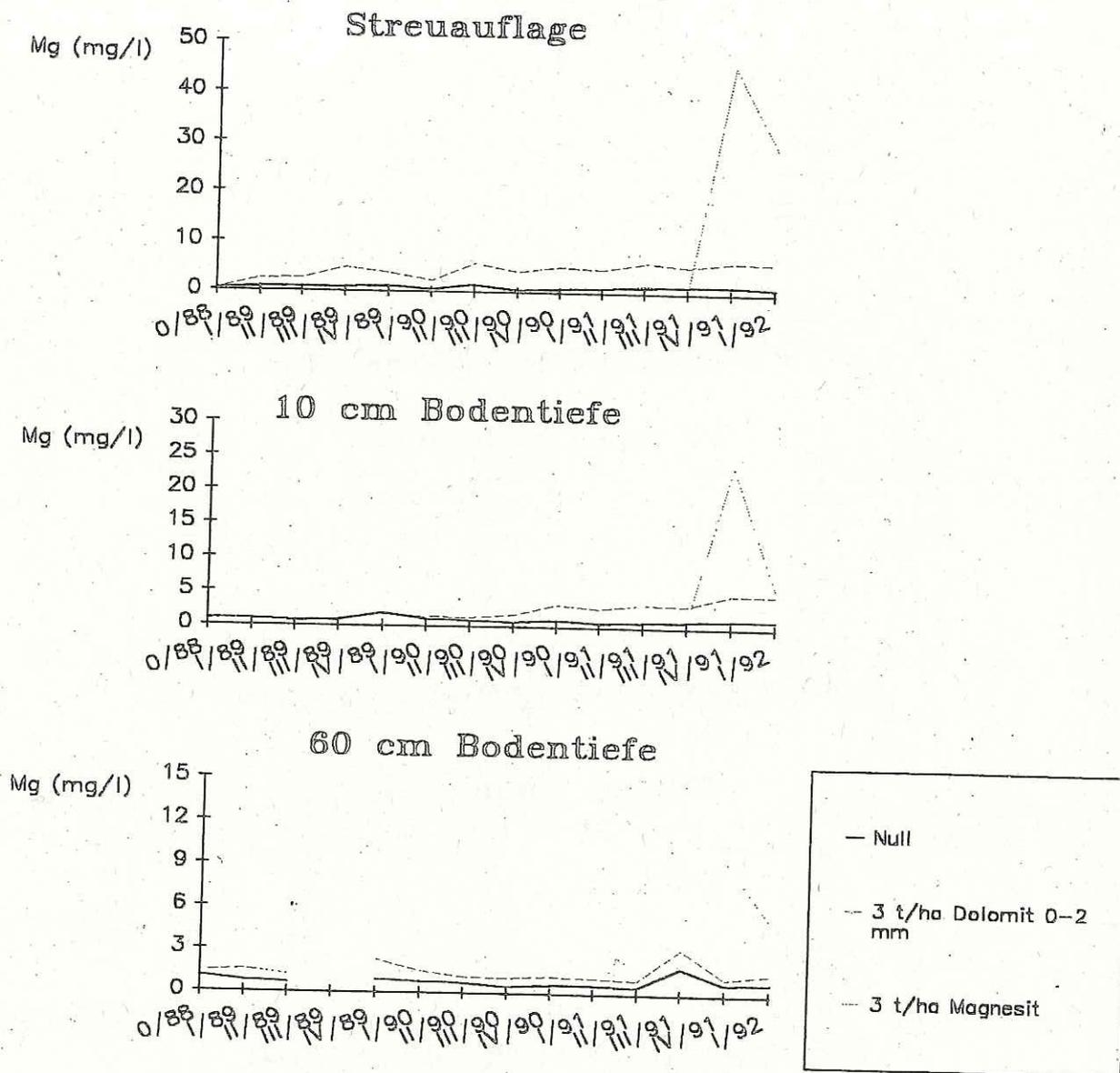


Abb. 14: Magnesiumkonzentrationen der Sickerwässer in der Versuchsanlage Hochspeyer unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 3 t/ha Magnesit

Die Verbesserung des Magnesiumangebotes im Mineralboden kann durch moderate Dolomitgaben (3 - 9 t/ha) eingeleitet werden. Um rasche und tiefgreifende Magnesiumwirkungen zu erzielen, müssen jedoch entweder hochreaktive (Dolomitsuspension), sehr magnesiumreiche (Magnesit) oder große Mengen an Puffersubstanzen (15

t/ha Dolomit, 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl) ausgebracht werden. Die Frage, inwieweit das Magnesium in der Bodenlösung zur Ernährungsverbesserung der Bäume genutzt wird, wird durch Nadelanalysen überprüft.

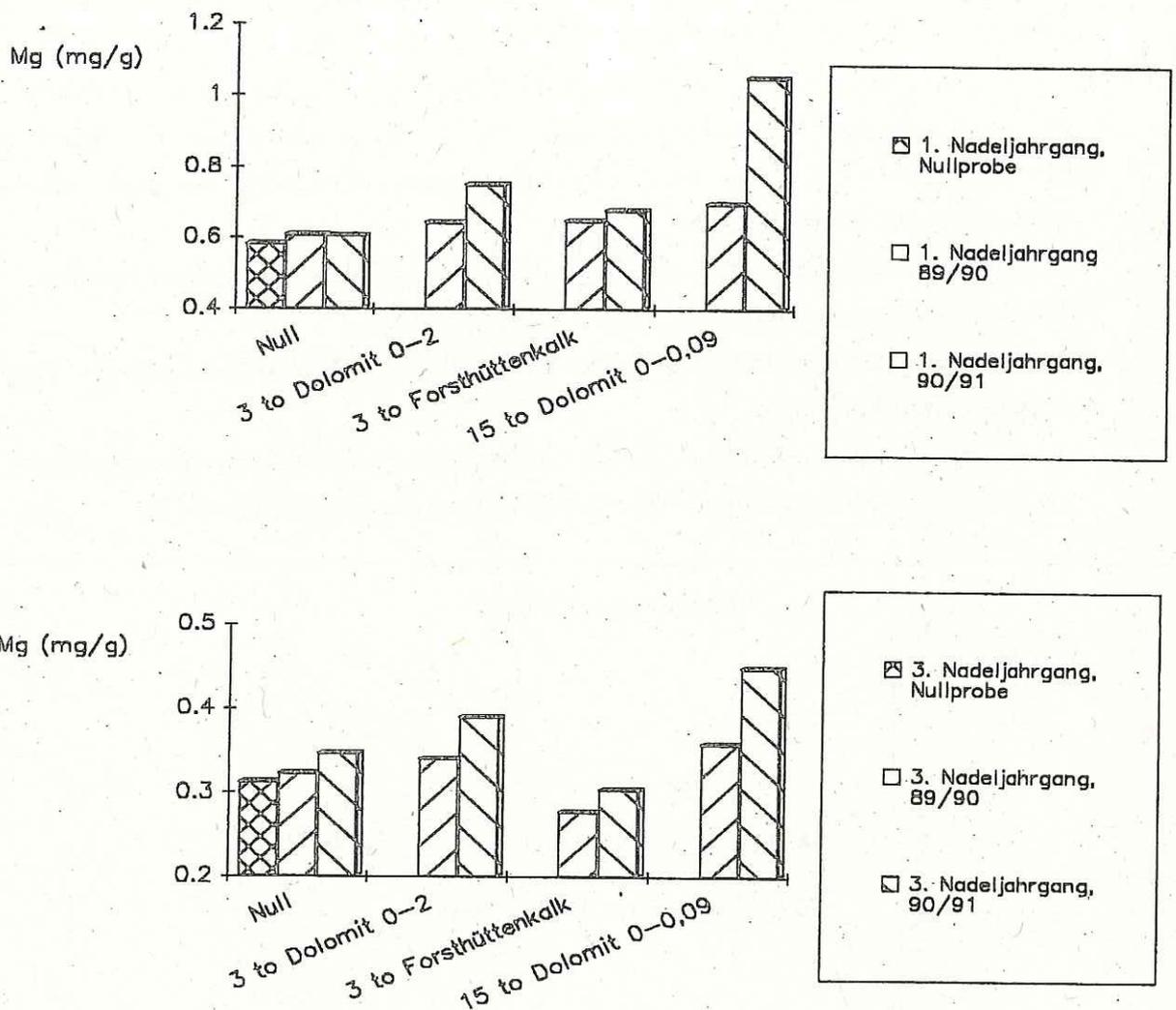


Abb. 15: Magnesium-Nadelspiegelwerte aus der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm, 3 t/ha Forsthüttenkalk und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm mit Phosphat

Die Ergebnisse der Nadelanalysen belegen die Aufnahme des Magnesiums aus der Bodenlösung entsprechend dem vorher aufgezeigten Angebotsniveau. So nehmen die Bäume in den Varianten mit einem hohen Magnesiumangebot (z.B. 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm) deutlich mehr Magnesium auf als in den geringer (3 t/ha Dolomit 0-2 mm) oder noch schlechter versorgten Varianten (3 t/ha Forsthüttenkalk) (Abb. 15). Dies wird auch durch unsere Untersuchungen zum Feinwurzelschemismus gestützt (SCHÜLER und ZWICK, 1992 - in diesem Heft).

### 3.3 Nitrataustrag mit dem Sickerwasser

In der sehr kontrovers geführten Diskussion über die Vor- und Nachteile einer Waldkalkung wird immer wieder auf die Gefahr der Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser hingewiesen (z.B. FOERST, 1989 und REITER et al., 1986). Eine entsprechende Gefahr besteht dann, wenn allzu rasche und intensive Umsetzungsvorgänge in der Humusaufgabe in Verbindung mit einer Überschußproduktion von Nitrat ausgelöst werden (SAUTER und MEIWES, 1990). Ob Nitrat als konservatives Anion tatsächlich mit dem Sickerwasser ausgetragen wird, hängt davon ab,

- inwieweit die Nitrataufnahme durch die Pflanzen und Mikroorganismen von der Nitratfreisetzung räumlich oder zeitlich entkoppelt ist,
- inwieweit Stickstoffeinträge das Aufnahmevermögen forstlicher Standorte übersteigen (Stickstoffsättigung) und
- inwieweit Stickstoff nach Durchlaufen biochemischer Kreisläufe als austauschbares oder fixiertes Ammonium vorliegt, bzw. das System wieder gasförmig verläßt.

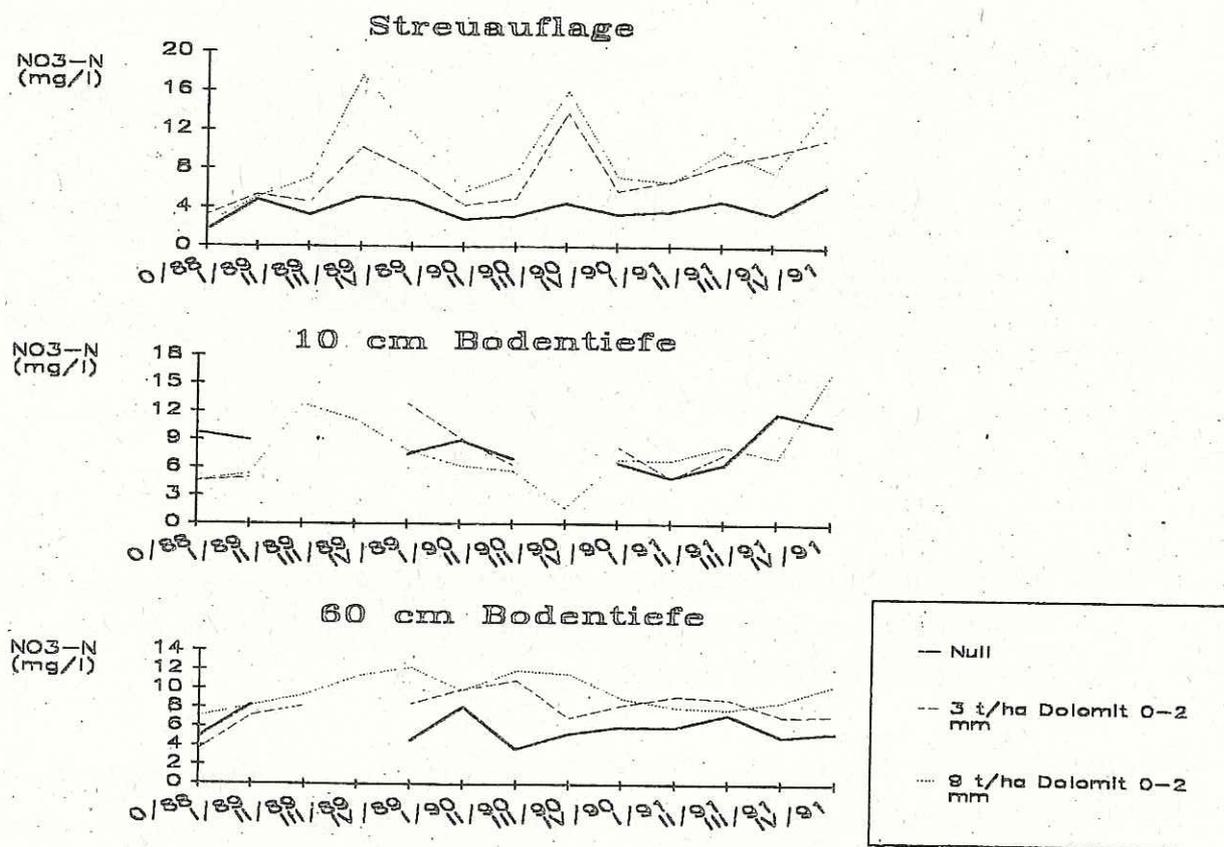


Abb. 16: Nitrat-N-Konzentrationen in den Sickerwässern der Versuchsanlage Adenau unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

Abb. 16 ist zu entnehmen, daß die Nitratkonzentrationen im Streusickerwasser nach der Kalkung insbesondere in den Vegetationszeiten ansteigen. Die ausgebrachte Kalkmenge ist dabei von eher untergeordneter Bedeutung. Selbst 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm (Abb. 17) haben hinsichtlich der Nitratmobilisierung in der Streu nur unwesentlich unterschiedliche Auswirkungen gegenüber der 3 t/ha Dolomit-Variante. So verwischen sich erst recht im Mineralboden die Unterschiede bei den Nitratkonzentrationen in den Sickerwässern der Varianten 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm. Aber auch die Abstufung zur Sickerwasserbeschaffenheit der Nullfläche ist nur noch unerheblich (Abb. 16). Dies zeigt sich sogar im Sickerwasser aus 60 cm Bodentiefe der mit 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm gekalkten Versuchsvariante (Abb. 17).

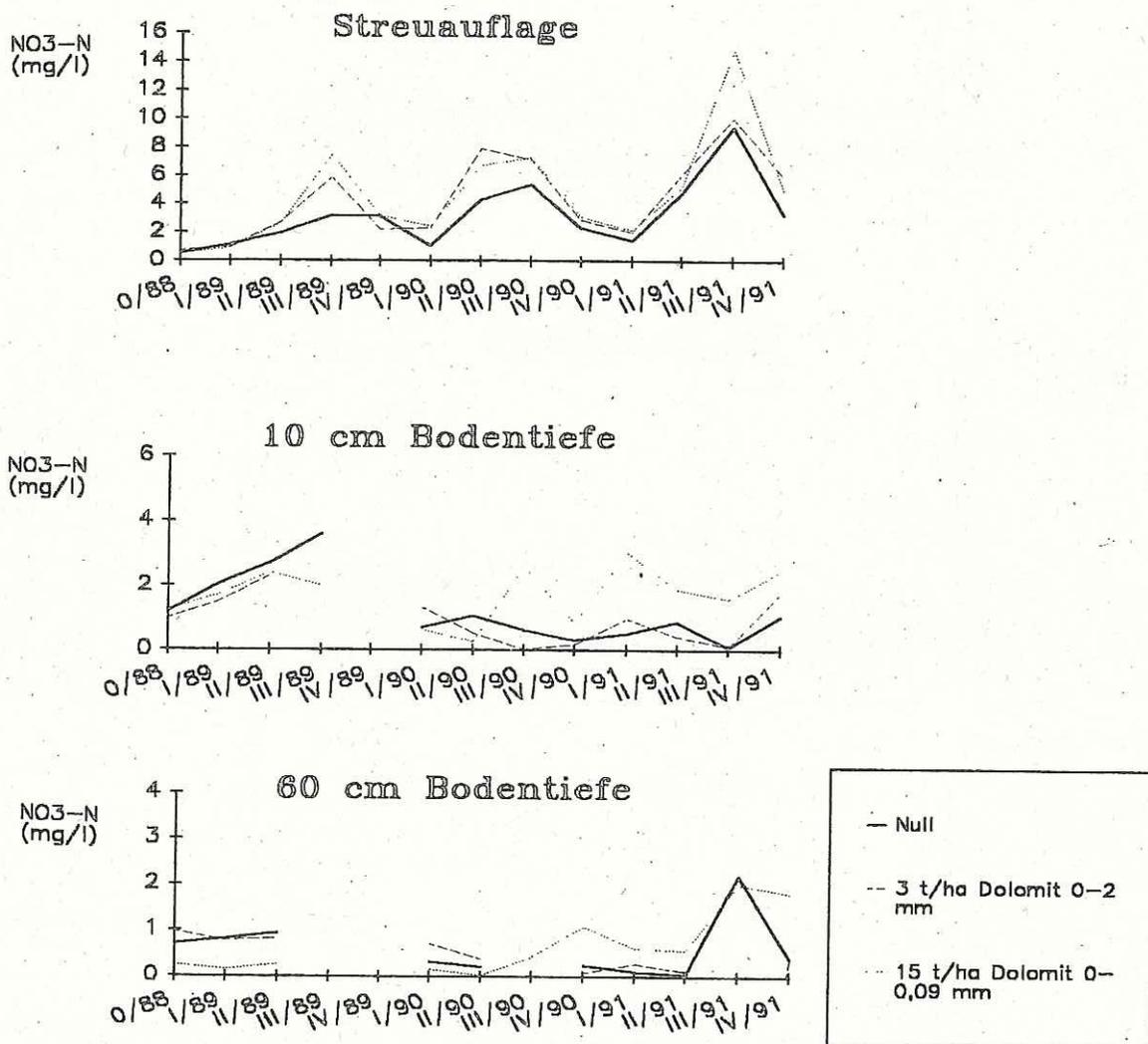


Abb. 17: Nitrat-N-Konzentrationen in den Sickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm

Nach der Ausbringung hochreaktiver Puffersubstanzen, wie bei der Dolomit-Suspensionsvariante (Abb. 18), erhöht sich insbesondere in der ersten Einwirkungsphase die Nitratkonzentration im Streusickerwasser in bedenklichem Ausmaß. Tendenziell kann diese Entwicklung immer wieder im gesamten Beobachtungszeitraum auch im Sickerwasser aus dem Mineralboden beobachtet werden.

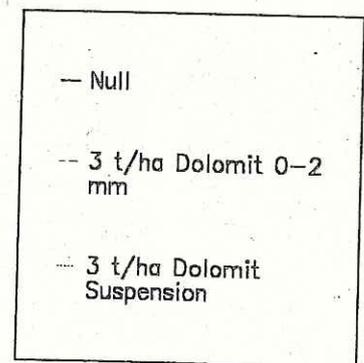
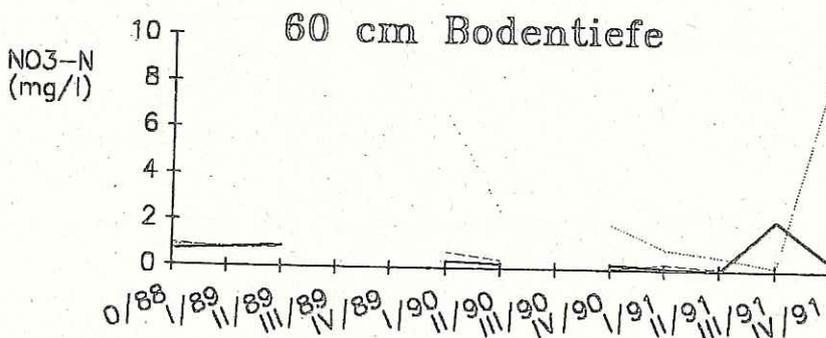
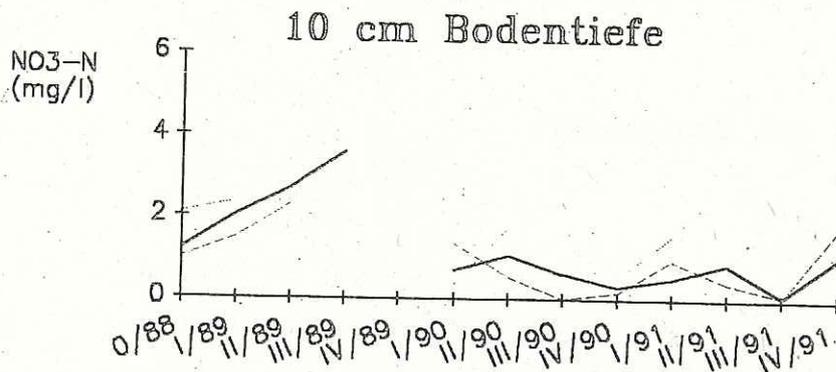
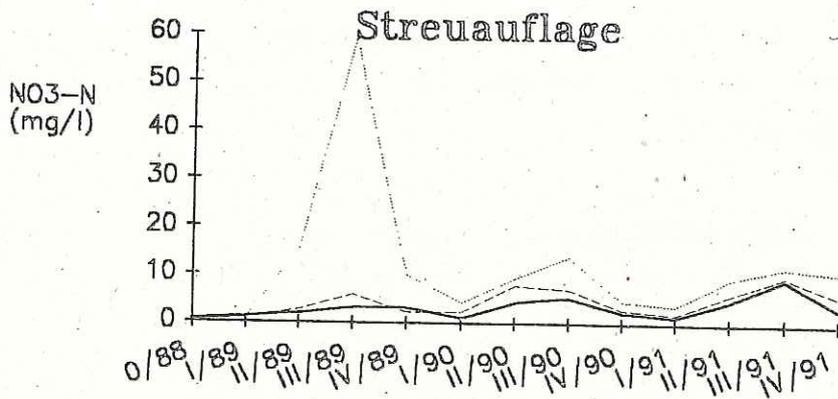


Abb. 18: Nitrat-N-Konzentrationen in den Streusickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Dolomit-Suspension

Dies gilt auch für silikatische Gesteinsmehle, sofern sie in höheren Dosierungen ausgebracht werden (Abb. 19). Insbesondere in der ersten Vegetationszeit nach der Ausbringung des silikatischen Gesteinsmehles zeigt sich eine deutliche Nitratmobilisierung in der Streu, wobei sich die Nitratverlagerung selbst im Sickerwasser aus 60 cm Bodentiefe noch bemerkbar macht.

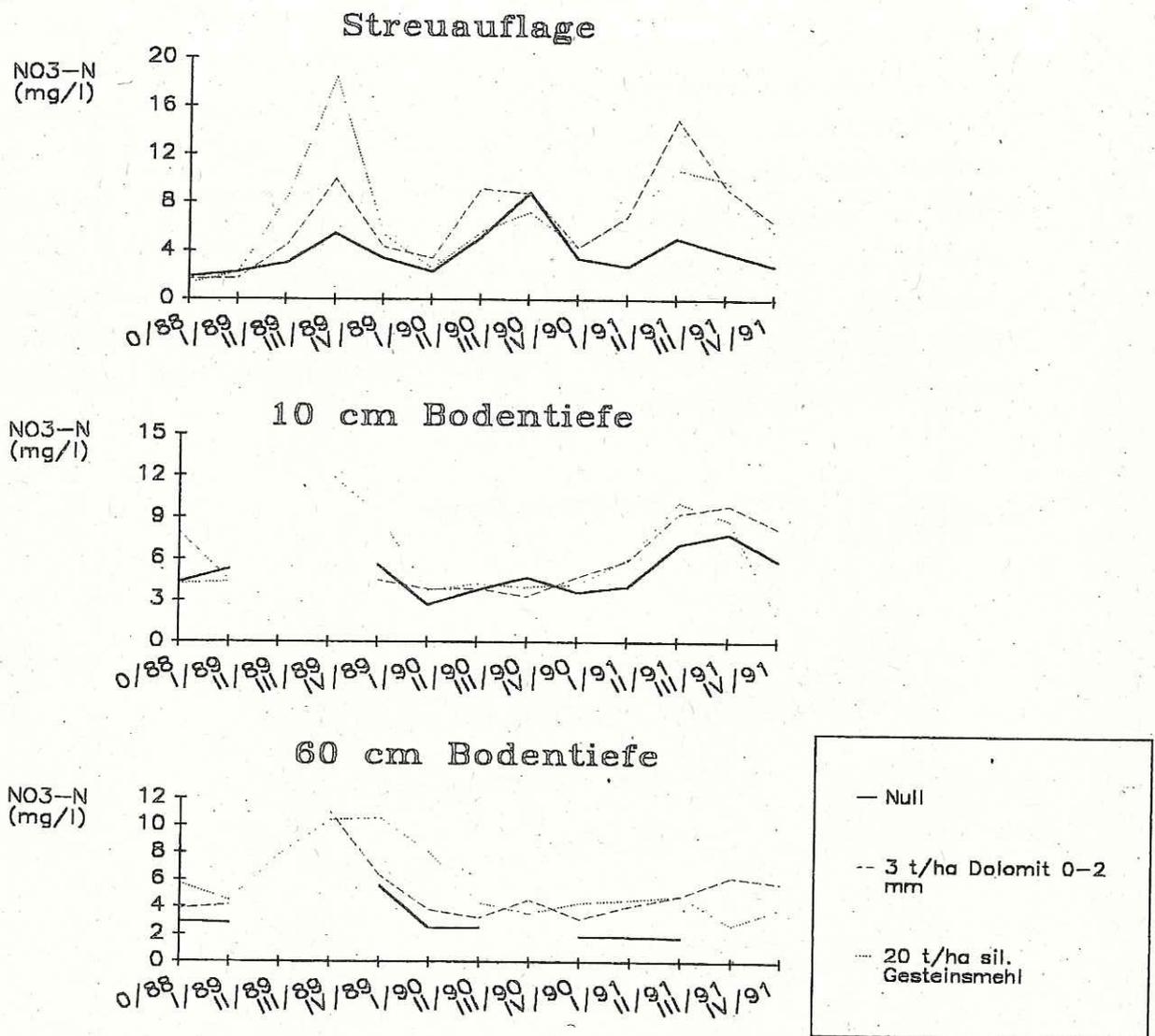


Abb. 19: Nitrat-N-Konzentrationen in den Sickerwässern der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm

Bei allen untersuchten Varianten ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser aus dem Mineralboden jedoch auf einem solch niedrigen Niveau, daß keine Gefahr für die Qualität des Grundwassers besteht.

### 3.4 Aluminiumgehalt im Sickerwasser nach der Ausbringung basischer Substanzen

Die Anreicherung der Bodenlösung mit  $Al^{3+}$ -Ionen im Zuge der Bodenversauerung ist aus mehreren Gründen äußerst kritisch zu bewerten: Aluminium in der Bodenlösung belastet über den Sickerwasserfluß die Qualität des Grundwassers. So wurden in Rheinland-Pfalz in einer großen Anzahl von zu Trinkwasserzwecken genutzten Rohwässern Aluminiumgehalte festgestellt, die die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung vom 22.05.1986 (BGBl I, S. 760 - 773) deutlich überschreiten (FRINGS et al., 1989). Pflanzenverfügbares Aluminium steht außerdem im Verdacht, phytotoxisch zu wirken (ROST-SIEBERT, 1985) oder zumindest durch antagonistische Wirkungen zu Nährelementen die Streßsituation der Wälder zu erhöhen (ULRICH, 1991). Die Konzentrationssteigerung mit basischen Elementen in der Bodenlösung nach der Waldkalkung sollte einen Austausch der an den Sorptionsplätzen des Bodens befindlichen Kationsäuren, insbesondere Aluminium, gegen Calcium oder Magnesium bewirken, so daß der Aluminiumgehalt des Sickerwassers nach einer noch unbestimmten Reaktionszeit zurückgehen müßte.

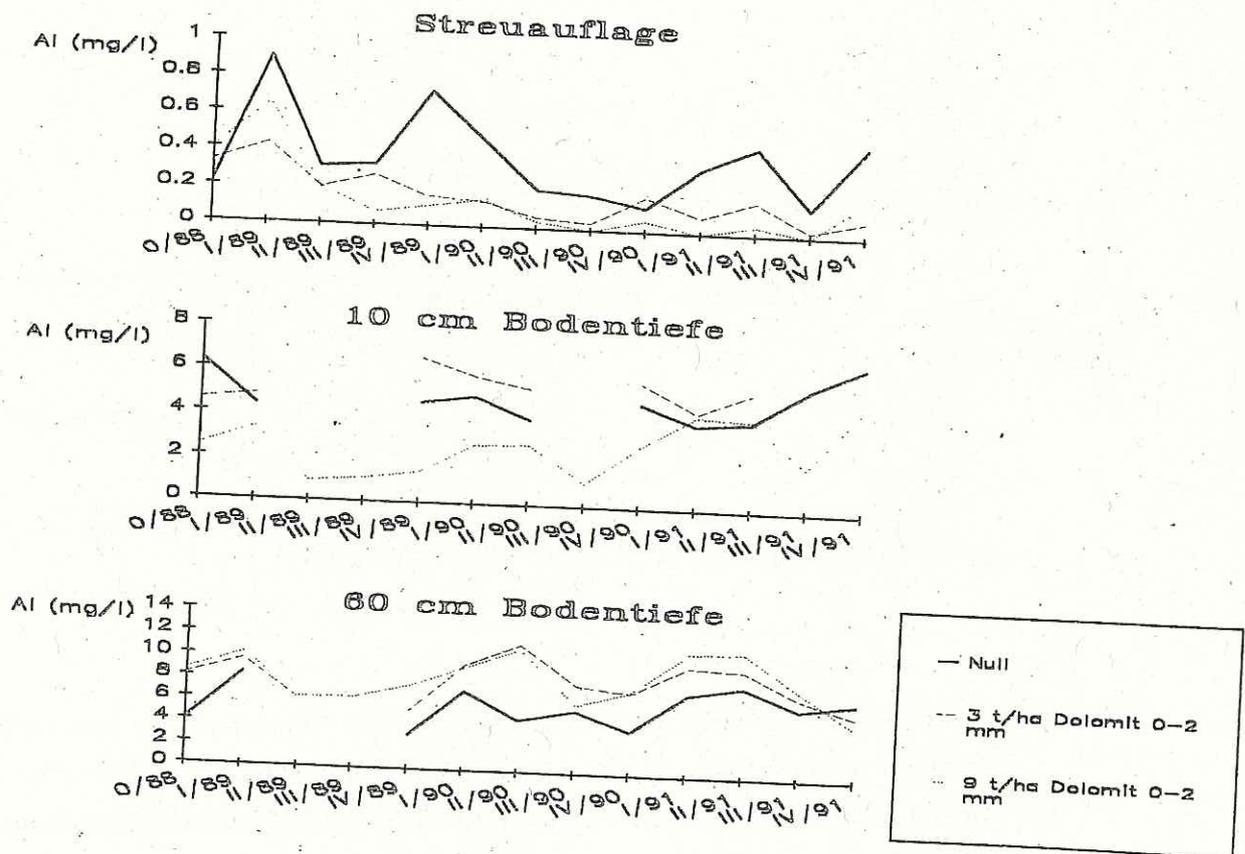


Abb. 20: Aluminiumkonzentration in den Sickerwässern der Versuchsanlage Adenau unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

Der Aluminiumgehalt im Streusickerwasser sinkt in den gekalkten Varianten relativ rasch. Hierbei ist jedoch zu beachten, daß die Aluminiumkonzentration im Streusickerwasser im Vergleich zur Bodenlösung sehr gering ist. In 10 cm Bodentiefe scheint sich die Ausbringung von 9 t/ha Dolomit 0-2 mm durch eine Konzentrationserniedrigung bei Aluminium auszuwirken (Abb. 20). Bei 3 t/ha Dolomit 0-2 mm zeigen sich in diesem Tiefenbereich noch keine entscheidenden Veränderungen (Abb. 20 - 22). In der Bodenlösung aus 60 cm Tiefe bleibt Aluminium nach der Kalkung unabhängig von der Ausbringungsmenge etwa auf dem Ausgangsniveau. Gegen Ende des Beobachtungszeitraumes scheinen die Aluminiumkonzentrationen im Sickerwasser der behandelten Varianten aus 60 cm Bodentiefe abzunehmen (Abb. 20 und 21).

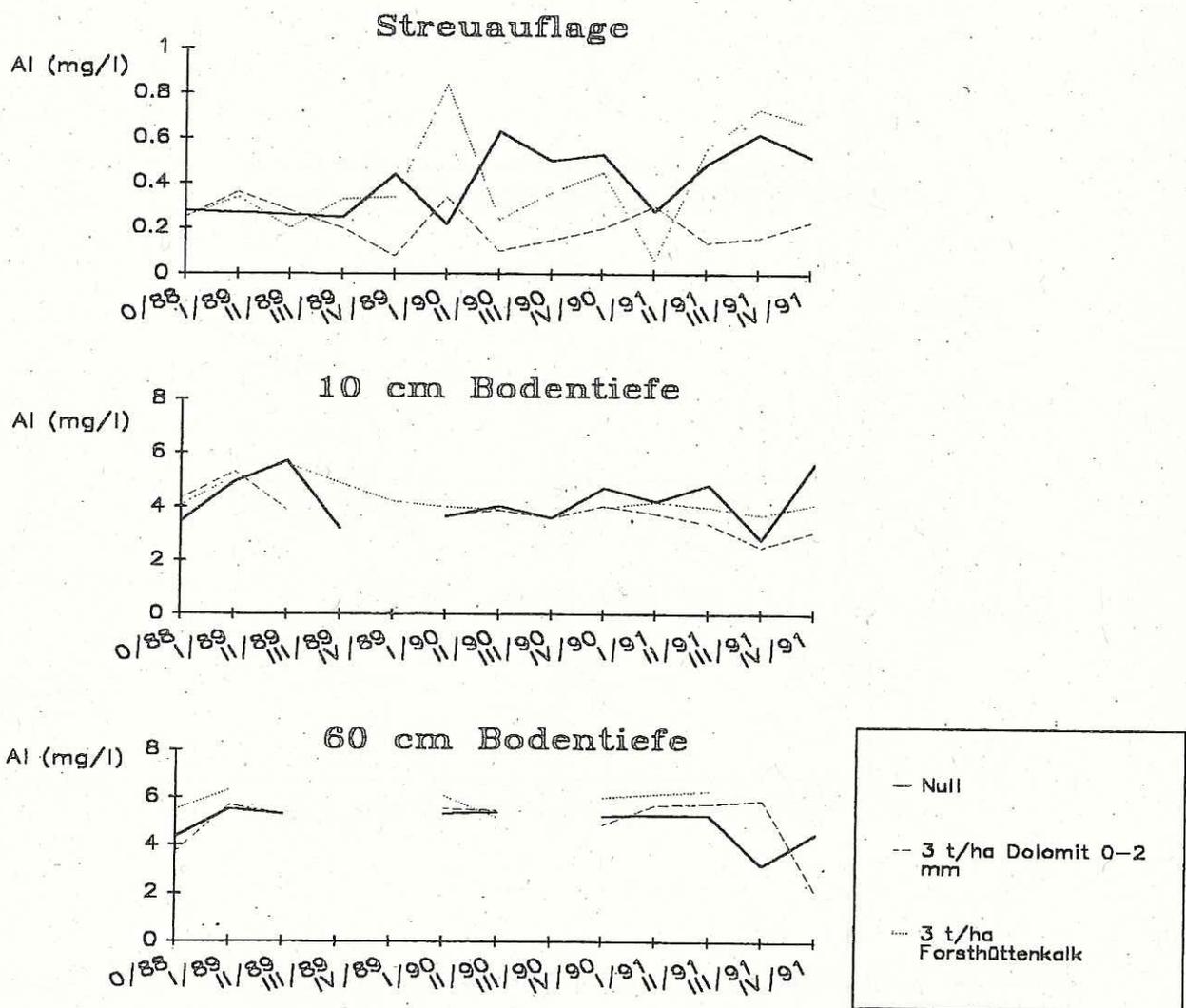


Abb. 21: Aluminiumkonzentration in den Sickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Forsthüttenkalk

Der Forsthüttenkalk hat keine Auswirkungen auf die Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung (Abb. 21).

Nach der Ausbringung von 20 t/ha des silikatischen Gesteinsmehles sinken die Aluminiumkonzentrationen in den Bodenlösungen aus allen Tiefenstufen (Abb. 22). Bei der Bodenlösung aus 60 cm Tiefe ist jedoch die von der Nullfläche abweichende Ausgangssituation zu beachten (Termin 0/88 in der Graphik). Eindeutig kann daher die niedrigere Aluminiumkonzentration bei dieser Versuchsvariante nicht auf die Wirkung der silikatischen Gesteinsmehle zurückgeführt werden.

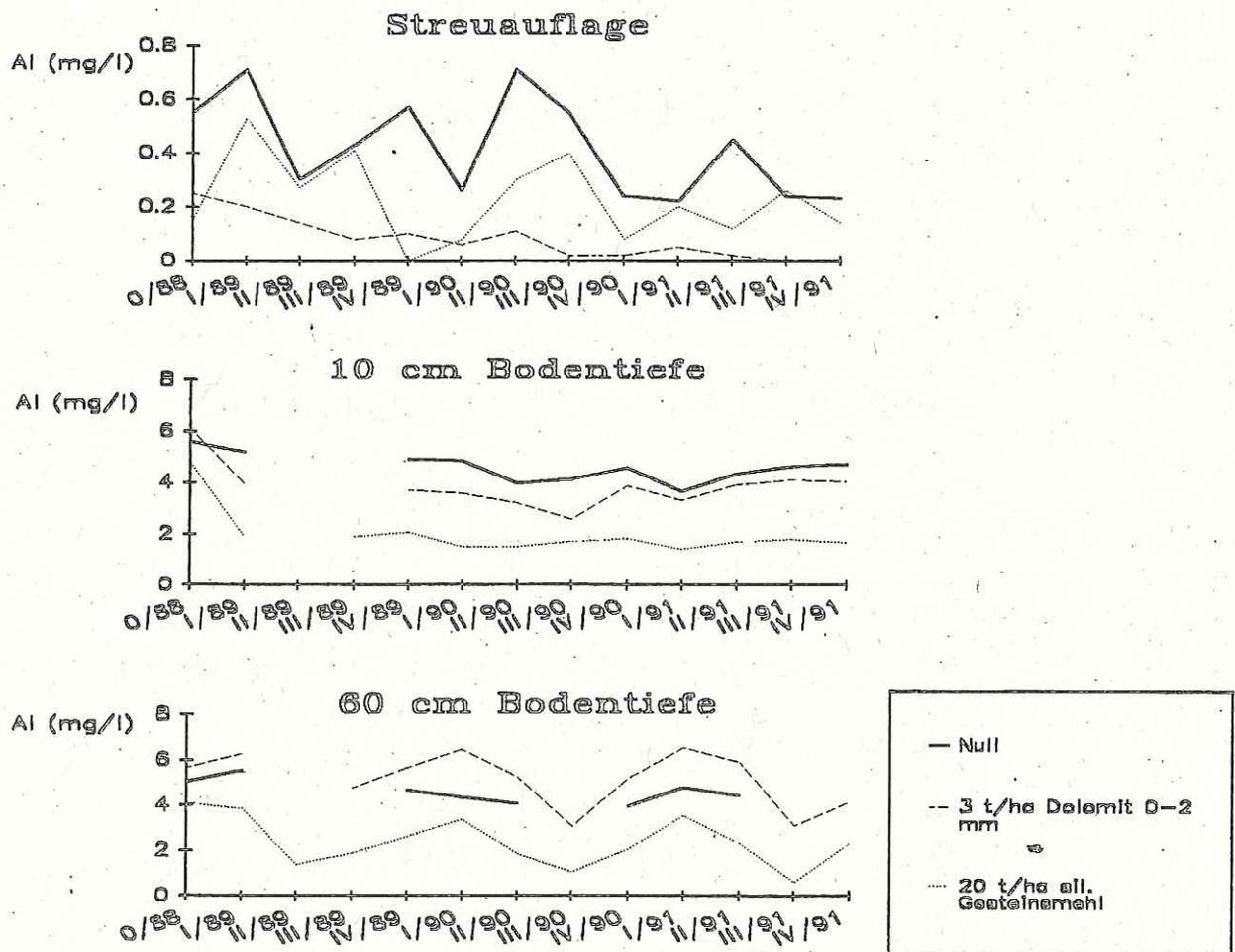


Abb. 22: Aluminiumkonzentration in den Sickerwässern der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg unter Streu, sowie in 10 und 60 cm Bodentiefe nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm

Der Aluminiumgehalt in der Bodenlösung aus dem Mineralboden ist mit Werten von 4 bis 10 mg/l in allen Versuchsanlagen bedenklich hoch, wenn der Grenzwert für Aluminium aus

der Trinkwasserverordnung vom 22.05.1986 mit 0,2 mg/l als Maßstab genommen wird. Die nach Kalkungen erst verzögert einsetzende Verringerung der Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung aus dem tieferen Mineralboden wird auf die Verdrängung des Aluminiums durch basische Elemente von den Bodensorptionsplätzen zurückgeführt. Die Konzentrations-eränderung beruht auf dem Austauschgleichgewicht zwischen der Austauscherbelegung des Bodens und der Bodenlösungskonzentration mit basischen Kationen und Kationsäuren. In allen Versuchsanlagen deutet sich eine positive Entwicklung ab dem 3. bzw. 4. Quartal des Jahres 1991 an.

### 3.5 Auswirkungen der Waldkalkung auf die Mobilität von Schwermetallen

Da durch die Zufuhr basischer Substanzen eine Mineralisierung der Humusaufgabe eingeleitet wird, was u.U. mit einer Mobilisierung organischer Verbindungen verbunden ist, wird im "vergleichenden Kompensationsversuch" auch der Frage nachgegangen, ob es nach Bodenschutzmaßnahmen zu erhöhten Freisetzungsraten von organisch komplexierten Schwermetallen kommt. Dieses wird hier am Beispiel von Blei (guter Komplexbildner) und Cadmium (schwacher Komplexbildner) dargestellt.

Nach der Ausbringung von Dolomit 0-2 mm wird die Auswaschungsrate sowohl von Blei als auch von Cadmium aus dem Humus rasch und anhaltend vermindert. Dabei werden die Schwermetalle auf längere Sicht effektiver durch höhere Aufwandmengen bei Dolomit (9 t/ha statt 3 t/ha) immobilisiert (Abb. 23 und 24).

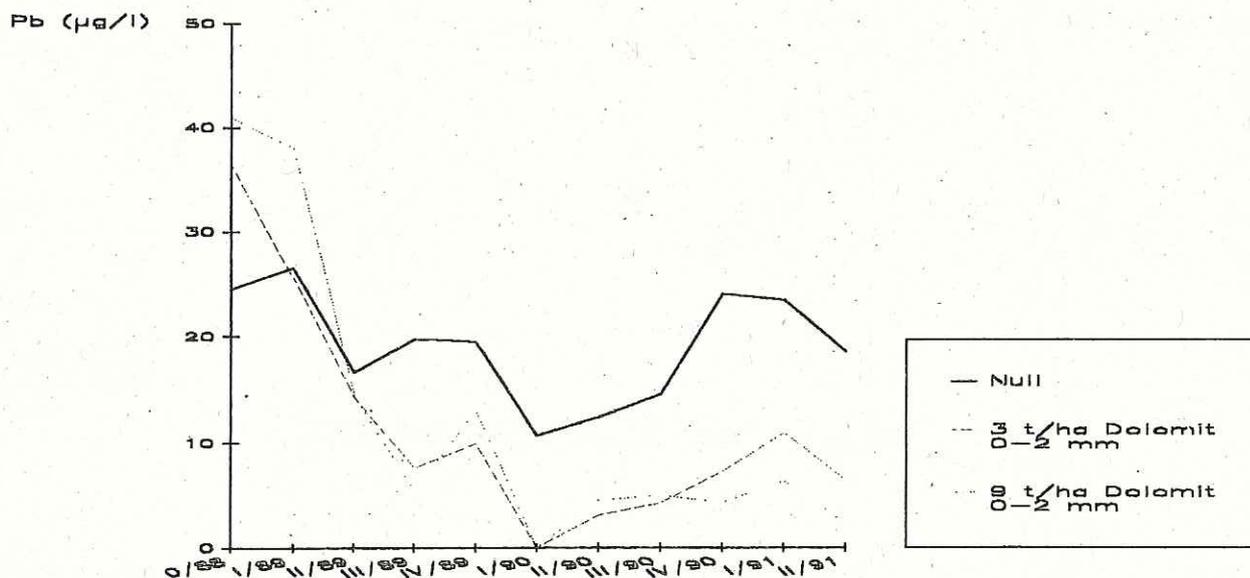


Abb. 23: Bleikonzentration in den Streusickerwässern der Versuchsanlage Adenau nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

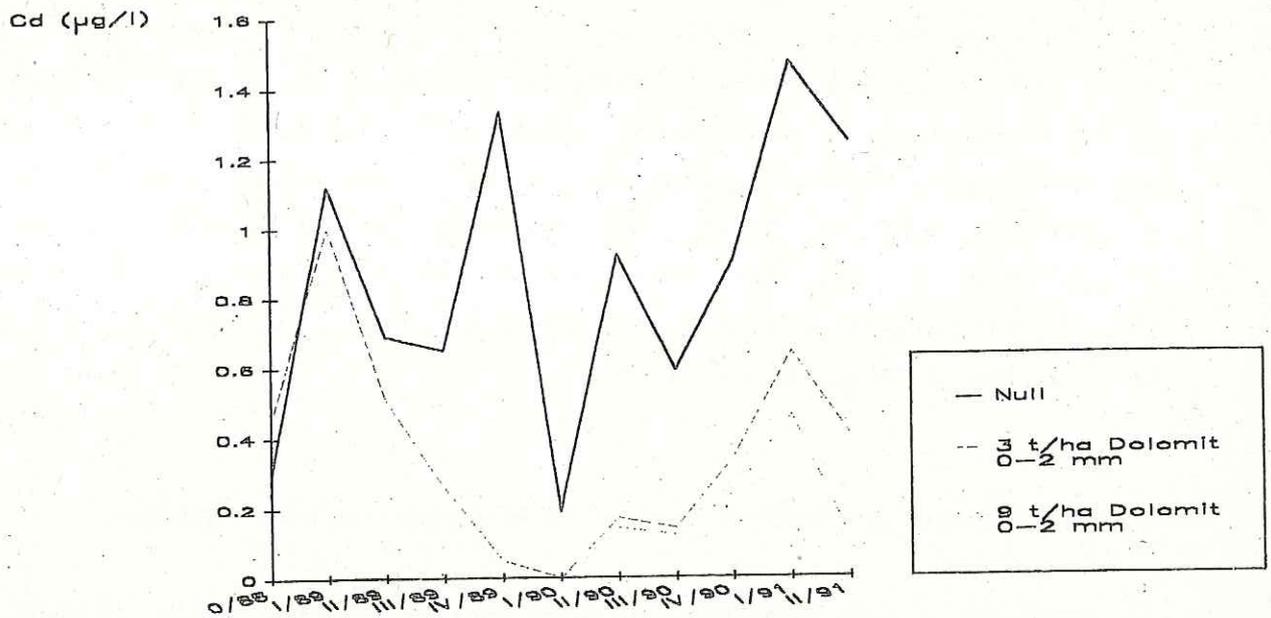


Abb. 24: Cadmiumkonzentration in den Streusickerwässern der Versuchsanlage Adenau nach der Ausbringung von 3 und 9 t/ha Dolomit 0-2 mm

Selbst nach der Ausbringung von 15 t/ha Dolomit in feinen Korngrößen (0-0,09 mm) schlägt der positive Effekt der Schwermetallimmobilisierung nicht um. Vielmehr ist die Freisetzungsrates der Schwermetalle noch deutlicher herabgesetzt (Abb. 25 und 26):

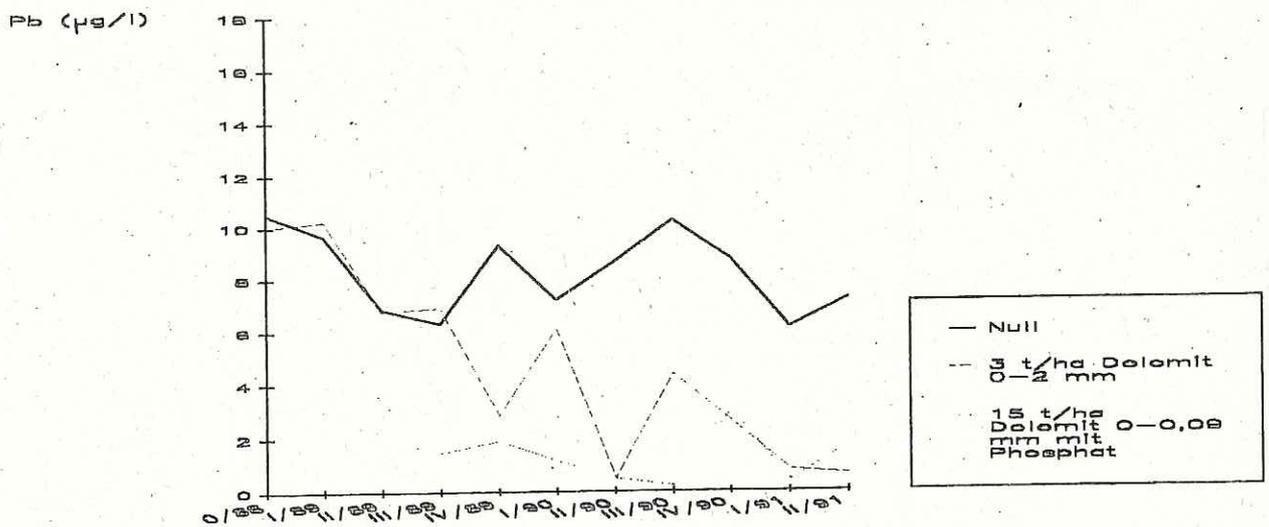


Abb. 25: Bleikonzentration in den Streusickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm mit 3% Phosphat

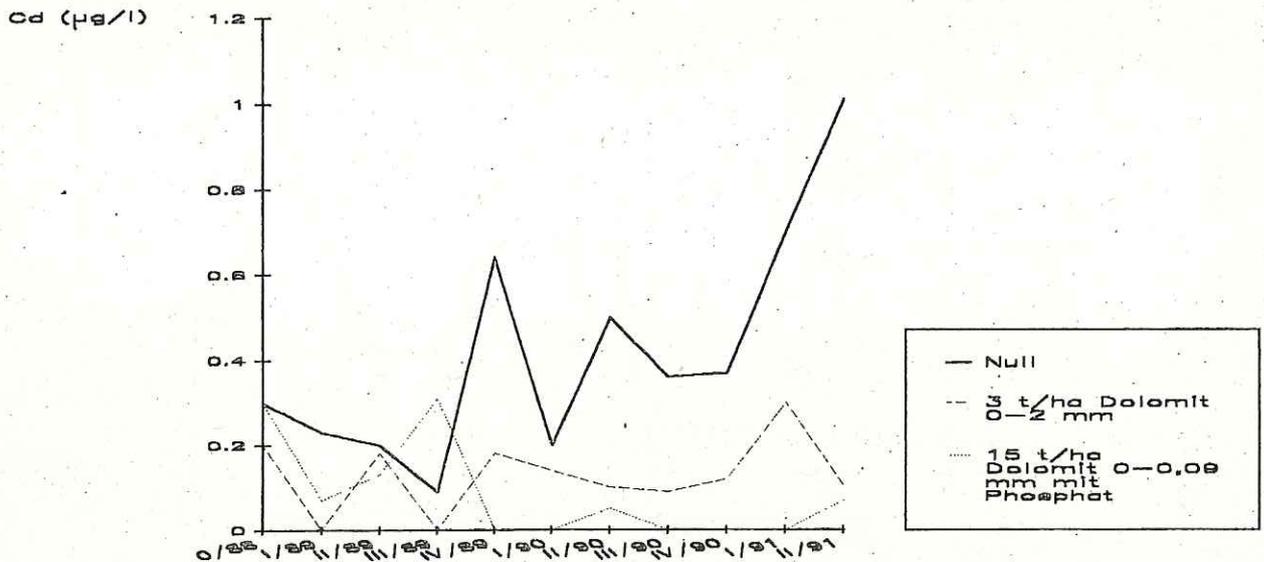


Abb. 26: Cadmiumkonzentration in den Streusickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm mit 3 % Phosphat

Sogar nach der Ausbringung von Forsthüttenkalk zeigen sich nach einer zeitlichen Verzögerung von ca. einem Jahr positive Wirkungen hinsichtlich des Schwermetallaustrages aus der Streuauflage (Abb. 27 und 28).

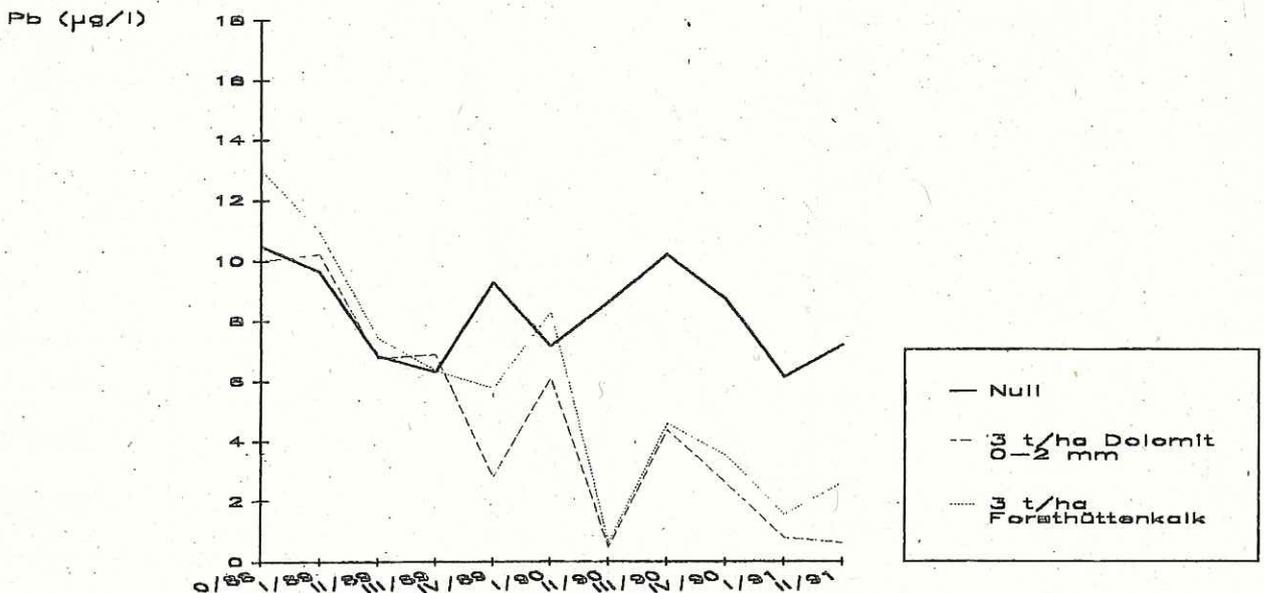


Abb. 27: Bleikonzentration in den Streusickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Forsthüttenkalk

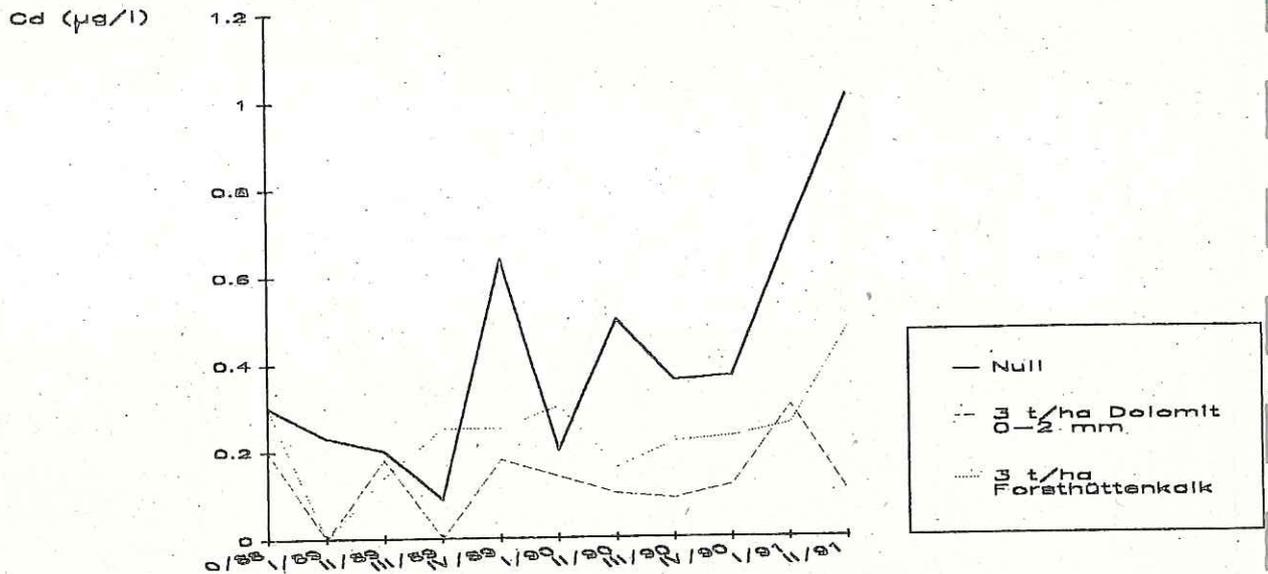


Abb. 28 : Cadmiumkonzentration in den Streusickerwässern in der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Forststättenkalk

Silikatische Gesteinsmehle haben bei Blei ebenfalls eine zeitlich verzögerte stabilisierende Wirkung (Abb. 29), während der Austrag von Cadmium unmittelbar und deutlich reduziert wird (Abb. 30).

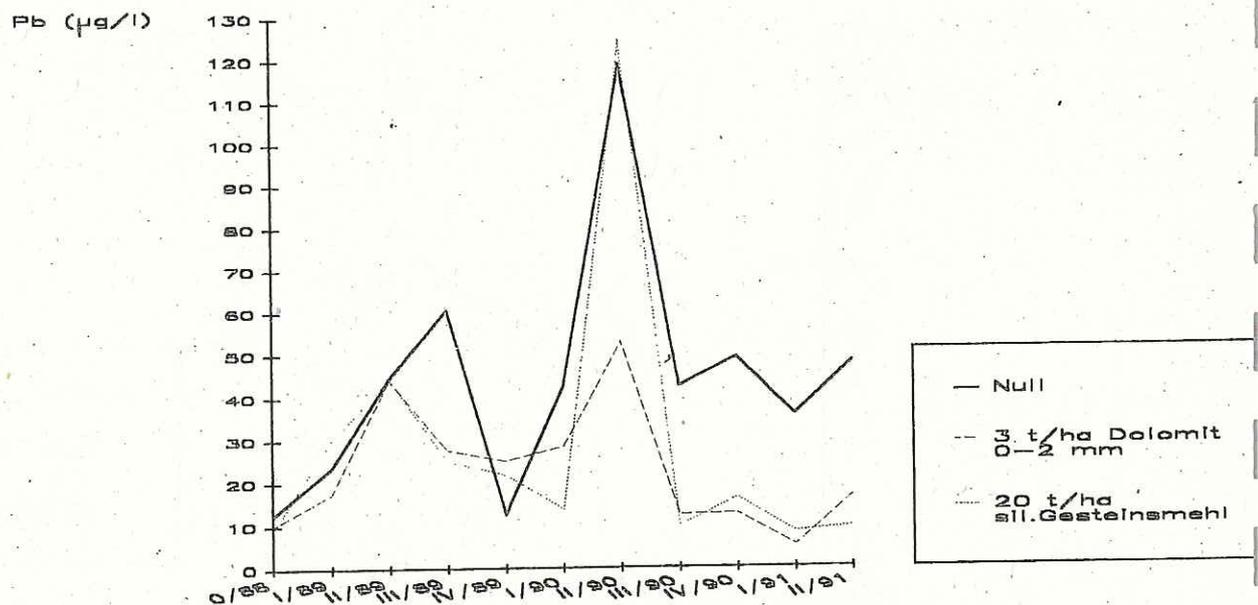


Abb. 29: Bleikonzentration in den Streusickerwässern in der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl

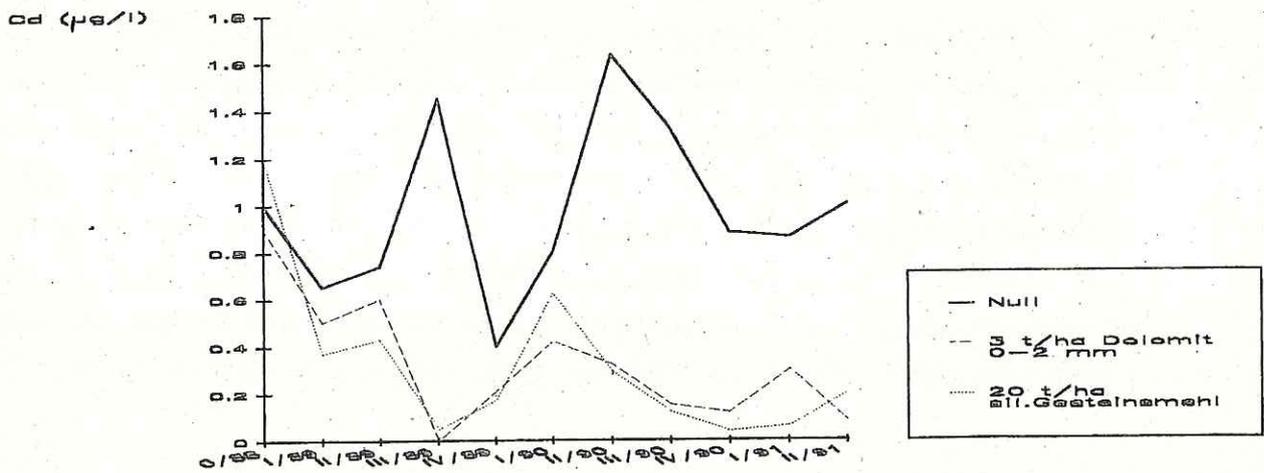


Abb. 30: Cadmiumkonzentration in den Streusickerwässern in der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg nach der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl

Die Bleikonzentration liegt im Streusickerwasser der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg deutlich höher als die in den anderen Versuchsanlagen (z.B. Abb. 23, 25 und 27). Dies ist darauf zurückzuführen, daß diese Versuchsanlage unmittelbar an eine öffentliche Verkehrsstraße angrenzt und als Waldzunge in die Feldflur ragt. Somit gilt diese Versuchsanlage hinsichtlich der Bleideposition als besonders gefährdet. Die anderen Versuchsanlagen liegen dagegen in geschlossenen Waldkomplexen, wobei eine geringere Bleideposition angenommen werden kann.

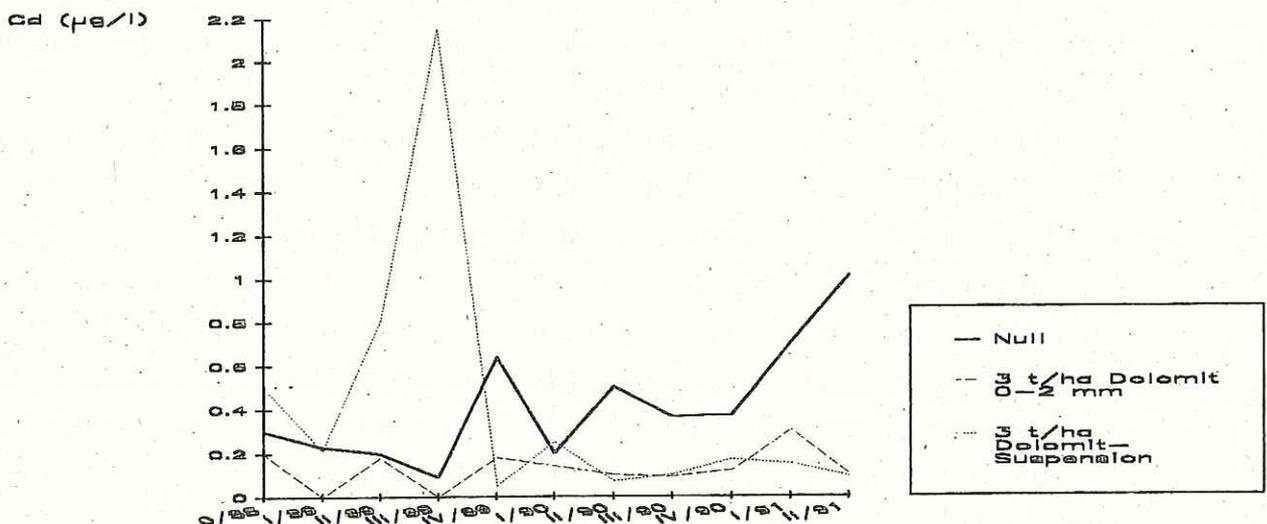


Abb. 31: Cadmiumkonzentration in den Streusickerwässern der Versuchsanlage Idar-Oberstein nach der Ausbringung von je 3 t/ha Dolomit 0-2 mm und Dolomit-Suspension

Die Ausbringung der hochreaktiven Dolomitsuspension ist im Hinblick auf die Stabilisierung der metallorganischen Komplexe kritisch zu bewerten. Kurz nach der Ausbringung der Dolomitsuspension zeigt sich ein deutlicher wenn auch nur kurzzeitiger Konzentrationsanstieg wie hier bei Cadmium (Abb. 31). Dieser erhebliche Konzentrationsanstieg erfolgt zeitlich parallel zu den deutlichen Nitratspitzenausträgen (Abb. 18). Die zu diesem Zeitpunkt ablaufende Nitrifikation verweist auf eine Mineralisierung der in der Humusaufgabe gespeicherten organischen Substanz und belegt die Gefahr einer damit verbundenen Mobilisierung der komplexierten Schwermetalle.

#### 4. Diskussion

Im "vergleichenden Kompensationsversuch" werden für die forstliche Praxis Möglichkeiten zum Bodenschutz untersucht.

Ursprüngliches Ziel der Kompensationsdüngung ist nach GUSSONE (1983) der *Ausgleich der sehr nachteiligen und nachhaltigen Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Waldböden und damit auf die Wälder selbst*. Lassen sich aber tiefgreifende Veränderungen des Bodenchemismus (ULRICH, 1991) oder Zerstörungen von Tonmineralen (VEERHOFF und BRÜMMER, 1991) überhaupt ökosystemverträglich ausgleichen? Wegen möglicher negativer Auswirkungen auf das Ökosystem durch Obenaufkalkungen und aus technischen Gründen empfiehlt GUSSONE (1984) ein Jahr später, die auszubringende Kalkmenge auf 3 t/ha zu beschränken. Gleichzeitig wird das vorher formulierte Ziel der Kompensationsdüngung reduziert auf die Kompensation des laufenden Eintrags saurer Stoffe durch basische Stoffe. Hier setzt jedoch die Kritik der "*Freiburger Schule*" an, die primär den Blick auf die Verbesserung des Ernährungszustandes und die Widerstandskraft der Bäume lenkt (HÜTTL, 1991 und ZÖTTL, 1990).

Die in diesem ersten Bericht vorgestellten bodenchemischen Befunde verweisen einerseits auf die Möglichkeit, saure Luftschadstoffdepositionen zu neutralisieren, andererseits auf den Ausgleich von Nährelementengpässen, insbesondere bei Magnesium.

Die Empfehlung GUSSONE's (1984) zur Reduzierung der auszubringenden Kalkmenge beruht insbesondere auf Befürchtungen zur Unverträglichkeit der Kalke im Ökosystem, wobei die Unverträglichkeit als Funktion der auszubringenden Dosis angesehen wird. Die Auswirkungen unterschiedlicher Aufwandmengen werden sowohl im Hinblick auf die Neutralisationsleistung und Magnesiumwirkung als auch auf deren Ökosystemverträglichkeit hin beleuchtet.

Eine erste *Abpufferung saurer Niederschläge* kann bei der Helikopterausbringung von basischen Substanzen bereits in den Baumkronen erfolgen. Zumindest in dieser ersten Phase nach der Ausbringung wird damit die *Kronenraumpufferung* unterstützt. Ohne Kalkung

läuft diese über den Verbrauch basischer Inhaltsstoffe in den Nadeln oder Blättern ab, was nach KAUPENJOHANN et al. (1988) einen zusätzlichen Nährelemententzug aus der Rhizosphäre zur Folge hat. Nach der Ausbringung der sehr reaktiven Dolomit-Suspension mit nur feinsten Korngrößen erfolgt bei gleicher Ausbringungsmenge wie nach der Ausbringung von Dolomit mit einer Korngrößenverteilung von 0-2 mm auch eine vergleichbare Abpufferung der Niederschläge. Die Calcium- und Magnesiumkonzentrationen im Durchtropfniederschlag der Dolomit 0-2 mm-Variante fallen jedoch rasch auf das Niveau der Nullfläche ab, so daß hier ein baldiger Rückgang der künstlich gesteigerten Kronenraumpufferung und eine daraus resultierende Wiederversauerung der Durchtropfniederschläge erwartet wird. Es bleibt zu untersuchen, ob die Bäume in der Lage sind, die mit der Kalkung ausgebrachten basischen Kationen in dem Maße aufzunehmen, wie sie über Leaching ausgewaschen und bei der Kronenraumpufferung wieder verbraucht werden. FINK (1989) hat gezeigt, daß beim Leaching im Wesentlichen physiologisch wenig bedeutsame Calciumoxalate, welche sich aus im Überschuß aufgenommenem Calcium bilden, aus den Nadeln ausgewaschen werden. Voraussetzung zur Erhaltung des Kronenraumpuffers ist nach MATZNER und ULRICH (1984) die stetige Nachführung äquivalenter basischer Kationen über die Wurzeln aus dem Boden. Die Anreicherung der Bodenlösung mit entsprechenden Kationen, wie sie in Kap. 3.3 dieses Berichtes beispielhaft für Magnesium gezeigt wird, kann eine Verarmung des Bodens an basischen Kationen und eine dadurch induzierte Versauerung der Rhizosphäre verhindern.

Durch die Ausbringung der basischen Substanzen werden sehr saure *Sickerwässer, die die basisch angereicherte Humusaufgabe passieren, unmittelbar abgepuffert*. Während jedoch die Streusickerwässer durch alle untersuchten basischen Substanzen mit Ausnahme von Forsthüttenkalk unmittelbar und deutlich abgepuffert werden, wird eine neutralisierende Wirkung im Mineralboden nur bei erheblichen Aufwandmengen und bei Material mit feinen Korngrößen festgestellt, z.B. bei 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm oder bei 20 t/ha silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm. Das weiterführende Ziel, den Säurestress in den Waldböden abzubauen, wird durch die praxisübliche Obenaufkalkung von 3 t/ha Dolomit mit oftmals größeren Partikelgrößen *kaum* erreicht. Auch die Ausbringung der hochreaktiven Dolomit-Suspension bringt keine weiteren Wirkungsvorteile. Um der Versauerung im Mineralboden durch eine bessere basische Tiefenwirkung entgegenzuwirken, müssen deutlich mehr als 3 t/ha Dolomit ausgebracht werden und dies in möglichst feinen Partikelgrößen. Auf die bevorzugte Verwendung kleinerer Korngrößen haben auch HILDEBRAND und SCHACK-KIRCHNER (1990) nach Laborversuchen hingewiesen.

Auch unter dem Gesichtspunkt der *Verbesserung der Magnesiumversorgung der Bäume* sind Substanzen mit kleineren Korngrößen zu bevorzugen. Magnesium wird dabei relativ

rasch in den Mineralboden transportiert, was ein Anreiz für eine einsetzende Tiefendurchwurzelung und Vitalisierung der Feinwurzeln sein kann (SCHÜLER und ZWICK, 1992 - in diesem Heft). Voraussetzung für eine langfristige Verbesserung der Magnesiumversorgung ist die Möglichkeit der Adsorption von Magnesiumionen an den Bodenaustauschern. Die Kationenaustauschprozesse an der überwiegend mit Aluminium besetzten Bodenmatrix (SCHÜLER, 1992a - in diesem Heft) beruhen auf einem Streben nach einem Gleichgewichtszustand zwischen Austauscher und umgebender Bodenlösung. Jedoch verlaufen die Austauschvorgänge nicht einfach proportional zur analytisch bestimmten Lösungskonzentration der Elemente. Auf der Grundlage der Gesetzmäßigkeiten von GAPON (nach SCHACHTSCHABEL et al., 1984) verhalten sich die Austauschaktivitäten von Kationen in einer Lösung im Verhältnis der reziproken Potenz ihrer Wertigkeit zu den Konzentrationen ihrer am Austauscher adsorbierten Anteile (SCHÜLER, 1991). Um also einen Austausch des austauschschwächeren, zweiwertigen Magnesiums gegen dreiwertiges Aluminium zu erreichen, muß daher die Magnesiumlösungskonzentration überproportional gesteigert werden. Dies erfolgt nach unseren Befunden durch die Ausbringung von magnesiumreichen Substanzen, insbesondere von Magnesit, aber auch von dem im Versuch zur Anwendung gekommenen Dolomit oder durch die deutliche Erhöhung der Aufwandmenge, z.B. bei der Variante mit 20 t/ha silikatischem Gesteinsmehl. Es muß allerdings bezweifelt werden, ob die Kalkulation von MUNK und REX (1992), die die im Verhältnis zur zugeführten Düngemenge relativen Umsetzungsraten für Magnesium bei Forsthüttenkalk höher als bei Dolomit einschätzen, praktische Auswirkungen auf die Lösungskonzentration haben. Bei unseren Messungen hebt sich nämlich die Magnesiumkonzentration nach der Forsthüttenkalkausbringung selbst im Streusickerwasser kaum von der Nullvariante ab.

Während die jeweilige Ausbringung vergleichbarer Aufwandmengen von Dolomit und von silikatischen Gesteinsmehlen (jeweils 3 t/ha) eine Überlegenheit des Dolomits bei der Erhöhung des austauschbaren Magnesiumvorrates erbracht haben (SCHÜLER, 1991), deuten die Sickerwasseranalysen bei deutlich erhöhter Aufwandmenge (20 t/ha) des silikatischen Gesteinsmehles auf eine erheblich bessere Einbringung von Magnesium in den Boden hin. Die Magnesiumanreicherung wird auch bei Dolomit erst nach der Ausbringung von deutlich erhöhten Mengen und von feineren Korngrößen sichtbar gesteigert. Dies bewirkt schließlich auch eine Verbesserung der Magnesiumversorgung der Bäume, wie am Beispiel der Versuchsanlage in Idar-Oberstein gezeigt wird. Nach der Ausbringung von 15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm überschreiten die Nadelspiegelwerte relativ schnell die von BLOCK et al. (1992) vorgegebenen Grenzen der kritischen Nährstoffgehalte in den Nadeln nach oben. Der gleiche Dolomit mit größeren Kornfraktionen und in einer Aufwandmenge von nur 3 t/ha bewirkt eine etwas langsamer ablaufende Steigerung der Magnesiumnadelspiegelwerte. Nach ALDINGER (1987) wird sogar nach der Ausbringung

von nur 3 bis 4 t/ha magnesiumhaltiger Kalke die Magnesiumernährung von Bäumen *langfristig* verbessert.

Die Ausbringung von basischen Puffersubstanzen in potentiell destabilisierte Waldökosysteme regt die mikrobielle Aktivität an (KOLK et al., 1992 - in diesem Heft) und verstärkt die Nitrifikation. Erhöhte Ausbringungsmengen haben in unseren Versuchsanlagen jedoch nur unwesentlich höhere *Nitratauswaschungen* zur Folge. Nitratspitzen treten im Sickerwasser immer in der Vegetationszeit auf, so daß es bisher nicht zu einer Entkoppelung von Nitratfreisetzung und Nitratbindung durch Mikroorganismen und Pflanzen kommt. Auf ein höheres Nitratangebot reagiert die Bodenvegetation durch die Zunahme von nitrataufnehmenden und -speichernden Pflanzen (MATTERN, 1992 - in diesem Heft), so daß freiwerdendes Nitrat im biologischen Kreislauf verbleibt. Im tieferen Mineralboden befindet sich der Nitratgehalt der Bodenlösung in allen Kalkungsvarianten auf einem niedrigen Niveau, welches unbedenklich ist, wenn die Trinkwasserqualität mit 12,5 mg/l NO<sub>3</sub>-N als Maßstab genommen wird (TrinkwasserVO vom 22.05.1986, BGBl. I, S. 760 - 773). Diese Meßergebnisse müssen jedoch in dem von SAUTER und MEIWES (1990) dargestellten Zusammenhang bewertet werden. So muß jeder Kalkung in stickstoffgesättigten Ökosystemen (REITER et al., 1986) oder auf nicht bewachsenen Kahlflächen, z.B. nach flächigem Sturmwurf (KÖLLING, 1991), aufgrund der begründeten Gefahr von erheblichen Nitratausträgen mit äußerster Skepsis begegnet werden. Auch ist die Ausbringung von sehr reaktivem Material, wie in unseren Versuchen die Sickerwasseranalysen in der Dolomit-Suspensionsvariante bestätigen, nicht unbedenklich.

Ohne die Einbringung von basischen Kationen in den Mineralboden schreitet die Tonmineralzerstörung weiter fort (VEERHOFF und BRÜMMER, 1991). Bei dieser Zerstörung wird *Aluminium freigesetzt*, was mit einer entsprechenden Anreicherung in der Bodenlösung gekoppelt ist. Größere Mengen an Säurerestanionen, die in versauerten Ökosystemen mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden, halten Aluminium in Lösung und verlagern es in tiefere Bodenbereiche. Ob Aluminium in tieferen Bodenschichten immobilisiert werden kann, hängt von vielen Faktoren ab (PRIETZEL und FEGER, 1991), so von der Art der vorhandenen Minerale, vom Wasserhaushalt, von den Säureanionen und vom Fortschritt der Versauerungsfront. Ohne Schutz- und Gegenmaßnahmen steigt bei anhaltender Säurebelastung die Wahrscheinlichkeit, daß die Säurefronten in die Hydrosphäre durchbrechen (BLOCK et al., 1991b) und daß damit auch Aluminiumionen Quell- und Grundwässer belasten. Die Kalkung mit karbonatischem bzw. silikatischem Material leitet dagegen eine Restabilisierung der Tonminerale ein, ohne die Waldböden zusätzlich mit konservativen Anionen zu belasten. Mit der Restabilisierung der Tonminerale

wird die Aluminiumfreisetzung auf ein niedriges Niveau reduziert, was sich letztlich positiv auf die Zusammensetzung der Bodenlösung auswirkt.

Schwermetalle, welche sich in der Humusaufgabe angereichert haben, werden durch Aufbasung immobilisiert. Umgekehrt nimmt die *Stabilität von metallorganischen Komplexe* im pH-Bereich von 5,3 bis 3,5 ab (BOR und KRZYZANOWSKI, 1988). Blei, Eisen und Aluminium sind in der Streu an höher molekulare Huminstoffe gebunden. Sie werden daher erst bei stärkerer Säureeinwirkung gelöst. Schwache Komplexbildner, wie Cadmium, Zink und Mangan, werden dagegen bereits bei leichteren Säureschüben (bis pH 4,5) mobilisiert und mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Allerdings werden Eisen-, Aluminium- und Blei-Komplexe auch bei einer Zerstörung der Humusaufgabe bis in humusstoffarme mineralische Horizonte verlagert und erst dort wieder adsorbiert. Werden die organischen Verbindungen mit Mangan, Zink und Cadmium gelöst, so können sie insbesondere nach tiefreichenden Versauerungsschüben, bzw. nach der Mobilisierung von organischer Substanz nahezu ungehindert ausgewaschen werden (KÖNIG et al., 1986). Die Adsorption mobilisierter Schwermetalle erfolgt im Mineralboden an vorhandener organischer Substanz oder Kupfer und Zink an Sesquioxiden und besonders Zink und Blei an Tonmineralen. Die Gefahr einer weiteren Mobilisierung droht dann bei der Zerstörung der Tonminerale im Zuge einer fortgesetzten starken Versauerung des Mineralbodens. Bei Zink und Cadmium muß außerdem damit gerechnet werden, daß sie insbesondere in sorptionsschwachen und wasserdurchlässigen Böden, wie bspw. auf dem Versuchsstandort Hochspeyer, in einem breiten Bereich der Bodenreaktion das durchwurzelte Solum verlassen können (RUPPERT, 1987). BOR und KRZYZANOWSKI (1988) haben ermittelt, daß es zur Auswaschung von Kupfer und Blei aus dem Bodenbildungsbereich kommen kann, wenn unter sauren Verhältnissen Fulvosäuren im Humus dominieren. Huminsäuren, welche nach Kalkung vorherrschen, tragen dagegen allgemein zur Immobilisierung von Schwermetallen im Boden durch die Bildung von weniger löslichen Komplexen bei (NEITE, 1989). RIETZ et al. (1983) sind wie wir zu dem Ergebnis gelangt, daß nach einer Bodenbehandlung mit Alkalien und Erdalkalien, z.B. nach der Ausbringung von kohlensaurem Kalk, Schwermetalle im Boden weitgehend immobilisiert werden. Die Gefahr von Schwermetallausträgen aus versauerten Waldökosystemen wird selbst durch erhöhten Aufwandmengen, verringert.

Im Falle von erheblichen Bleidepositionen, bspw. entlang von Verkehrswegen, kann, wie die Sickerwasseranalysen aus der Versuchsanlage Hatzfeldt-Wildenburg belegen, durch Kalkungsmaßnahmen einer Mobilisierung von Blei vorgebeugt werden, sofern eine übersteuerte Humusmineralisation durch die Wahl geeigneter Kalkformen vermieden wird. Die Ausbringung der Dolomit-Suspension hat in unseren Versuchen Spitzenausträge bei bestimmten Schwermetallen, z.B. bei Cadmium, zur Folge, was auf die Zerstörung organischer Komplexe durch die Wirkung des hochreaktiven Materials zurückgeführt wird.

Aus bodenchemischer Sicht hat sich die praxisübliche Bodenschutzkalkung mit 3 t/ha Dolomit 0-2 mm bewährt, wenn folgende *Zielsetzung* unterstellt wird:

- *Neutralisation der sauren Luftschadstoffdepositionen an der Waldbodenoberfläche,*
- *Transport von Magnesiumionen in den Wurzelraum zur Unterstützung der Magnesiumernährung der Bäume,*
- *Reduktion der ökochemischen Risiken (Nitratausträge, Mobilisierung von Schwermetallkomplexen).*

Hierbei gilt es jedoch zu bedenken, daß durch die Wahl der jeweiligen Puffersubstanz die Zielerreichung rasch in Frage gestellt werden kann. Auch können andere Standortbedingungen die Risiken deutlich erhöhen, so daß vor einer unbedachten Übertragung der Versuchsergebnisse gewarnt wird.

Weiterführende Zielsetzungen, um bspw. die Basizität der Bodenlösung auch in tieferen Mineralbodenbereichen anzuheben, können nur mit deutlich höheren Mengen und mit Kalken in feinerer Vermahlung erreicht werden. Dann müssen jedoch größere ökochemische Risiken eingegangen werden, was eine eingehende Standortanalyse notwendig macht.

## 5. Zusammenfassung

Im *vergleichenden Kompensationsversuch* werden die bodenchemischen Wirkungen und Risiken der Waldkalkung mit verschiedenen Puffersubstanzen mit z.T. gesteigerten Aufwandmengen auf unterschiedlichen Standorten untersucht. Sie werden an wenigen Beispielen - insbesondere an Sickerwasseranalysen - für die ersten 3 Jahre des Versuchsverlaufs dargestellt.

Bei der Kalkung per Helikopter aus der Luft erfolgt, wie die Analysen der Durchtropfniederschläge zeigen, eine wirksame und relativ lang anhaltende Kronenraumpufferung. Dabei scheint es erst einmal unerheblich zu sein, ob Dolomit erdfeucht in einer Mahlfeinheit von 0-2 mm oder als Suspension mit höherer Mahlfeinheit (0-0,075 mm) ausgebracht wird.

In der Streuaufgabe werden die Säurestärken durch Dolomit insbesondere bei höheren Aufwandmengen und Mahlfeinheiten wirksam und anhaltend neutralisiert. Forsthüttenkalk

hat keine deutliche Wirkung. Silikatische Gesteinsmehle in höheren Dosierungen heben den pH-Wert der Bodenlösung im gesamten durchwurzelten Mineralboden an.

Eine besondere Streßsituation stellt die in Rheinland-Pfalz verbreitete schwache Magnesiumversorgung der Bäume dar. Nach der Ausbringung von Dolomiten und silikatischen Gesteinsmehlen, insbesondere bei höheren Ausbringungsmengen wird Magnesium in der Bodenlösung angereichert und von den Bäumen aufgenommen. Bei Forsthüttenkalk ist eine erhöhte Magnesiumfreisetzung nicht erkennbar.

Nach der Ausbringung der Puffersubstanzen werden in der Streuauflage während der Vegetationsperiode vermehrt Nitrate freigesetzt, wobei jedoch in 10 und 60 cm Bodentiefe die erhöhten Nitratgehalte wieder deutlich absinken, also offensichtlich in den Biokreislauf zurückgeführt werden.

Der Aluminiumgehalt des Sickerwassers liegt bei den wirksam puffernden Substanzen auch im tieferen Mineralboden deutlich niedriger.

Die Stabilität von metallorganischen Komplexen im Humus nimmt mit steigender Versauerung ab, so daß die Sickerwasserqualität gefährdet ist. Am Beispiel von Blei und Cadmium wird gezeigt, daß die Gefahr von Schwermetallausträgen aus der Humusaufgabe durch die Erhöhung der Basizität deutlich verringert wird, unabhängig von der Art und Aufwandmenge der Puffersubstanz. Silikatische Gesteinsmehle immobilisieren auch in tieferen Bodenbereichen das Schwermetall Cadmium.

Die ersten Ergebnisse zeigen, daß sich die praxisübliche Bodenschutzkalkung mit 3 t/ha Dolomit 0-2 mm für die Neutralisation saurer Luftschadstoffeinträge und zur Verbesserung der Magnesiumversorgung bei minimalen ökochemischen Risiken bewährt

### Summary

In the *comparative compensation experiment* the effects and risks of forest liming with different buffer substances are investigated with partially increased quantities on different sites. On the basis of a few examples - in particular the analysis of seeping water through the ground - the initial biochemical effects are shown.

The analysis of precipitation in the forest stands show that the liming by helicopter results in an effective and relatively long lasting buffering of acidic air pollution deposition in the canopy. It seems to be of no importance, whether dolomite is used as a moistened meal with particle size fractions of 0 - 2 mm or as a suspension with finely ground fractions (0-0,075 mm).

In the humus layer the acid concentrations are neutralized effectively and long lastingly by dolomite, in particular with large amounts and finely ground. Forest slag lime has no clear effect. Silicate rock meal with large amounts increase the pH-value in the seeping water out of the rooted mineral soil.

A particular stress situation of the trees in Rheinland-Pfalz is the result of the slight magnesium supply. After fertilizing with dolomite or silicate rock meal, in particular when used in large amounts, magnesium is concentrating in the seeping water and absorbed by the trees. With slag lime an increased release of magnesium cannot be seen.

During the vegetation period increased amounts of nitrates are set free in the limed humus layer, whereas in 10 and 60 cm depth the increased nitrate concentrations decrease clearly and are obviously carried back in the biological cycle.

With effective buffering substances the aluminium concentration of the seeping water is also in the deeper mineral soil considerably lower.

The stability of metallo-organic complexes in the humus decreases with increasing acidity, so that seeping water is endangered. On the basis of the example of lead and cadmium it is shown that the danger of heavy metal discharges is increased considerably, independent from the kind and quantity of the used buffer substance. Silicate rock meal immobilizes also in deeper soil horizons the heavy metal cadmium.

The first results show that the soil protection liming as used as in practice has been proofed with 3 t/ha dolomite (0- 2 mm) for neutralization of acidic air pollution input and for the improvement of the magnesium supply with minimum ecochemical risks.

## 6. Literatur

ALDINGER, E., 1987: Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkdl. Abh. (Univ. Freiburg), H. 19, 266 S.

BLOCK, J., 1990: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 14/90, 168 S.

BLOCK, J. und BARTELS, U., 1985: Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. Forschung und Beratung (LÖLF NRW), Reihe C, H. 39, 296 S.

BLOCK, J., HEIDINGSFELD, N., SCHRÖCK, H.-W., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., und FINGERHUT, M., 1991a: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 - . Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 16/91, 133 S.

BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. und ZOTH, R., 1991b: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 17/91, 237 S.

BLOCK, J., HEIDINGSFELD, N. und SCHÜLER, G., 1992: Ökochemische Kennwerte aus Boden- und Nadelanalysen zur Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit der Wälder und der Notwendigkeit zum Ausgleich von Nährelementmängeln. Unterlagen zum Seminar "Aktuelle Ergebnisse aus der Arbeit der Forstlichen Versuchsanstalt des Landes Rheinland-Pfalz" vom Juli 1992, Eigenvgl. der FVA Rh-Pf.

BOR, J. und KRZYZANOWSKI, J., 1988: Ermittlung der Schwermetallmobilität im Boden. Mainzer geowiss. Mitt., 17, 235-248

FINK, S., 1988: Histologische und histochemische Untersuchungen zur Nährstoffdynamik in Waldbäumen im Hinblick auf die "neuartigen Waldschäden". 4. Statuskolloquium des PEF Karlsruhe, 08.-10.03.1988, KfK-PEF-Ber. 35, Bd. 1, 209-243

FINK, S., 1989: Histologische und histochemische Untersuchungen zur Nährstoffdynamik in Waldbäumen im Hinblick auf die neuartigen Waldschäden. IV. Bindungsformen und mikromorphologische Verteilung des Calciums in Fichtennadeln. 7. Statuskolloquium des PEF Karlsruhe, 05.-07.03.1989, KfK-PEF-Tagungsber., 31

FOERST, K., 1989: Die Düngung als Sanierungs- und Investitionsmaßnahme. FoHo, 44, 83-86

FRINGS, H., PLAUL, W. und RÖMER, G., 1989: Auswirkungen der Luftschadstoffe auf das Grundwasser in Waldstandorten. AFZ, 44, 957-959

GUSSONE, H.A. in BOSSE, G., DENNINGER, W.; GUSSONE, H.A., HITTMEYER, H. und PRÜM, H.J., 1983: Düngung in immissionsbelasteten Wäldern, - Technik, Möglichkeiten, Grenzen -. FoHo, 38, 444-446

GUSSONE, H.A.; 1984: Empfehlungen zur Kompensationsdüngung. FoHo, 39, 154-160

HILDEBRAND, E.E. und SCHACK-KIRCHNER, H., 1990: Der Einfluß der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe. FoHo, 45, 139-142

HÜTTL, R.F., 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkdl. Abh. (Univ. Freiburg), H. 28, 442 S.

HÜTTL, R.F. und FINK, S., 1988: Diagnostische Düngeversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Forstwissensch. Cbl., 107, 173-183

KAUPENJOHANN, M., SCHNEIDER, B.U., HANTSCHER, R., ZECH, W. und HORN, R., 1988: Sulphuric acid rain treatment of *Picea abies* (L.) Karst. effects on nutrient solution, throughfall chemistry and tree nutrition. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 151, 123-126

KÖLLING, C., 1991: Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. AFZ, 46, 513-518

KÖNIG, N., BACCINI, P. und ULRICH, B., 1986: Der Einfluß der natürlichen organischen Substanz auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 149, 68-82

KOLK, A., KUBIAK, R. und EICHHORN, K.W., 1992: Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihrer Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 113-122

LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1992: Merkblätter, Nr. 9, Bodenschutzkalkung. 2. Aufl., Eigenvlg., 23 S.

MATTERN, G., 1992: Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen und Moose) von Fichtenforsten. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 99-112

MATZNER, E., KHANNA, P.K., MEIWES, K.J., LINDHEIM, M., PRENZEL, J. und ULRICH, B., 1982: Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling. Göttinger Bodenkdl. Ber., Nr. 71, 1-267

MATZNER, E., ULRICH, B., MURACH, D. und ROST-SIEBERT, K., 1985: Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. FoHo, 40, 303-309

MATZNER, E. und ULRICH, B., 1984: Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 147, 290-308

MEIWES, K.J., HAUHS, M., GERKE, H. ASCHE, N. MATZNER, E. und LAMERSDORF, N., 1984: Die Erfassung des Stoffkreislaufes in Waldökosystemen - Konzept und Methodik -. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben (Univ. Göttingen), Bd. 7, 68-142

MUNK, H. und REX, M., 1992: Zur Mobilität des Magnesiums in Böden und Düngemitteln. AFZ, 47, 796-799

NEITE, H., 1989: Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoff auf die Löslichkeit von Eisen, Blei, Mangan und Zink in Waldböden. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 151, 441-445

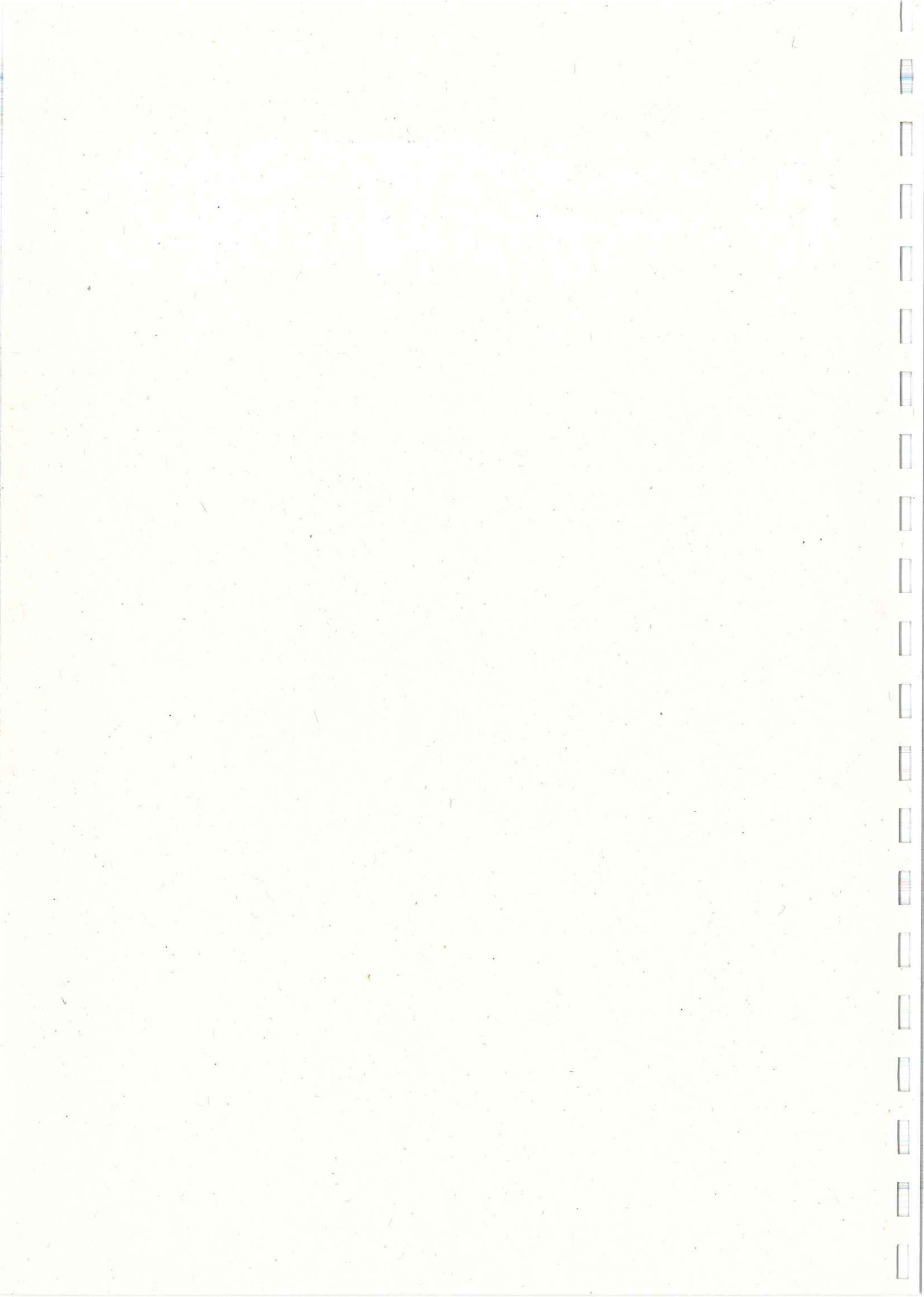
PRIETZEL, J. und FEGER, K.H., 1991: Al-Spezies im Sickerwasser saurer Waldböden - Einfluß von Wasserbewegung und Löslichkeitsgleichgewichten. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 154, 271-281

REITER, H., BITTERSÖHL, J., SCHIERL, R. und KREUTZER, K., 1986: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. Forstwiss. Cbl., 105, 300-309

- RIETZ, E., SAUERBECK, D., TIMMERMANN, F. und LÜDERS, A., 1983: Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in Abhängigkeit von der Kalkung eines schwermetallverseuchten Bodens. Landwirtsch. Forschung, Kongreßbd., 295-306
- ROST-SIEBERT, K., 1985: Untersuchungen zur H- und Al-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme (Univ. Göttingen), Bd. 12, 1-219
- RUPPERT, H., 1987: Bestimmung von Schwermetallen im Boden, sowie die ihr Verhalten beeinflussenden Bodeneigenschaften. GLA-Fachber., 2, Beil., 11 S.
- SAUERBECK, D. und RIETZ, E., 1985: Einfluß von Herkunft und Mahlfeinheit auf die Umsetzung kohlenaurer Düngelalke in verdünnter Säure. VDLUFA Schriftenreihe 16, Kongreßbd., 431-438
- SAUTER, U. und MEIWES, K.J., 1990: Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. FoHo, 45, 605-610
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., HARTGE, K.H. und SCHWERTMANN, U., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde. F.Enke-Vlg., Stuttgart
- SCHÜLER, G., 1987: Neue Wege bei der Kompensationskalkung. FoHo, 42, 400-401
- SCHÜLER, G., 1991: Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 18/91, 5-75
- SCHÜLER, G., 1992: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen -. Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 21/92, 5-26
- SCHÜLER, G. und ZWICK, N., 1992: Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 69-98
- ULRICH, B., 1981: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufes in Waldökosystemen. Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., 144, 647-659
- ULRICH, B., 1991: Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. FoHo, 46, 3-12
- VEERHOFF, M. und BRÜMMER, G.W., 1991: Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silicatverwitterung unter stark sauren Bedingungen. Mitt. d. Deutschen Bodenkdl. Gesellsch., 66, 1123-1126

WENZEL, B., 1989: Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme (Univ. Göttingen), Reihe A, Bd. 51, 276 S.

ZÖTTL, H.W., 1990: Ernährung und Düngung der Fichte. Forstw. Cbl., 109, 130-137



## Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen

Gebhard Schüler und Nicole Zwick

**Keywords:** Feinwurzel, Schwachwurzel, Kiefernbestand, Bodenschutzkalkung, Nähr-  
elementaufnahme, Aluminiumtoxizität, Wurzelintensität, Wurzelvitalität

### 1. Einleitung und Fragestellung

Die Deposition von Luftschadstoffen, deren Säureäquivalente in Rheinland-Pfalz mit 1 bis 4 kmol eq je ha und Jahr beziffert werden können, überschreiten das natürliche Puffervermögen der Waldböden um ein Vielfaches, wobei die den Boden aufbauenden Minerale zerstört werden (BLOCK et al., 1991 und VEERHOFF und BRÜMMER, 1992). Dabei werden Nährelemente und Schadstoffe gelöst und ausgewaschen (ULRICH, 1990). Die Bodenlösungen reichern sich mit Mangan, Aluminium und Schwermetallen an - toxische Stoffe, die letztlich auch zu Wurzelschäden führen (ROST-SIEBERT, 1985 und EBBEN, 1989). Unterschreitet z.B. das Mg/Al-Verhältnis in der Bodenlösung bestimmte kritische Werte, so kann die Magnesium-Aufnahme durch die Wurzeln blockiert werden (ULRICH, 1991). Damit verschärft sich bei einer ohnehin allgemein schwachen Magnesium-Versorgung (BLOCK et al., 1991) der Ernährungsstreß der Bäume.

Die Ausbringung basisch wirkender Substanzen ist gemeinsam mit waldbaulichen und vegetationsfördernden Maßnahmen der derzeit aussichtsreichste Bodenschutz, sofern die ausgebrachten Substanzen ökosystemverträglich sind und Säuren in ausreichendem Maße neutralisieren können (SCHÜLER, 1989 und 1990/91 und EDER und SCHÜLER, 1991). In der forstlichen Praxis werden daher - häufig mit einem Helikopter - 3 to/ha kohlenaurer Magnesiumkalk (gemahlener, bzw. gebrochener und gesiebter Dolomit) ausgebracht (LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1991). Durch diese Maßnahmen sollen in erster Linie Säuren aus Luftschadstoffdepositionen neutralisiert werden. Zusätzlich reichert sich nach Reaktionen des Kalkes im Humus der Waldböden die Bodenlösung mit Calcium- und Magnesium-Ionen an (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft). Auf diesem Weg werden Sorptionsplätze im Mineralboden mit Calcium und Magnesium im Austausch gegen Eisen, Mangan und Aluminium besetzt (REITER et al., 1986 und MEYER und ULRICH, 1990). Bei erweiterten Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnissen müsste sich nach EBBEN (1989) auch ein günstigeres chemisches Milieu für die Pflanzenwurzeln

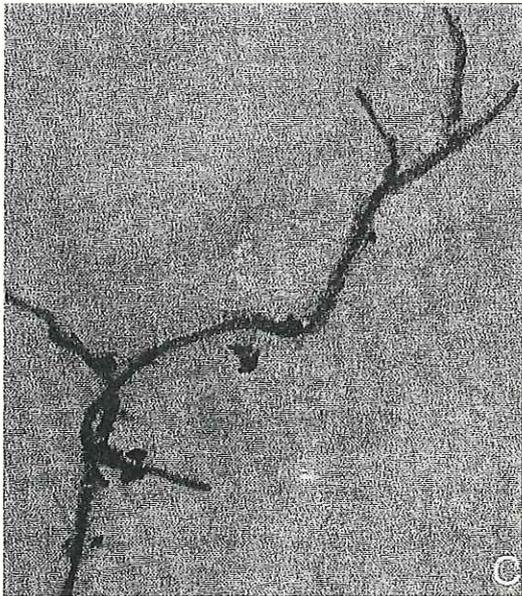
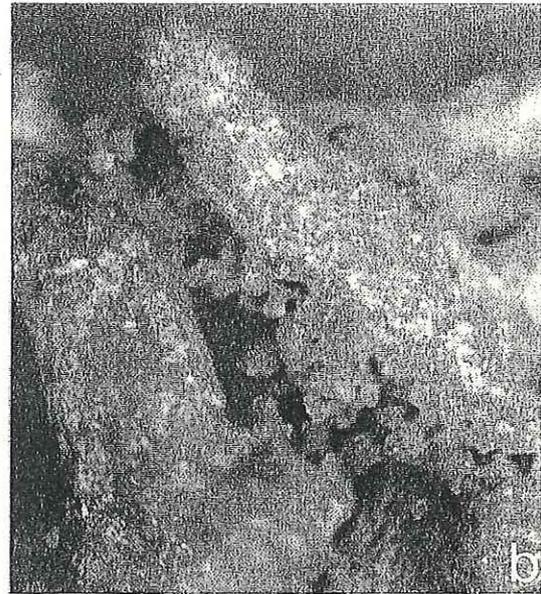
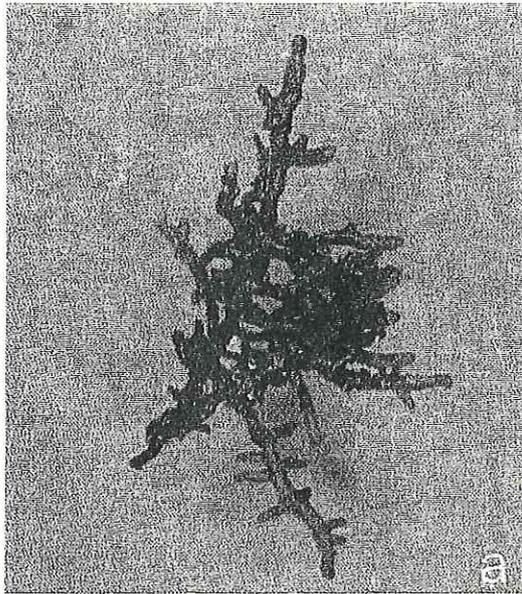
ergeben. Allerdings laufen die Lösungsprozesse des aufgrund seiner Ökosystemverträglichkeit gewählten Dolomites mit größeren Korngrößenanteilen (Korngrößenspektrum 0 - 2 mm) nur sehr träge ab. So haben HILDEBRAND und SCHACK-KIRCHNER (1990) gezeigt, daß eine raschere und tiefere basische Wirkung insbesondere bei feineren Korngrößen zu erwarten ist. Gesteigerte Aufwandmengen verstärken ebenfalls die basische Wirkung (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft). Eine weitere Möglichkeit zur Beschleunigung der Dolomitwirkung ist die Anlösung von feinstvermahlenem Dolomit (0 - 0,075mm) nach Suspension in Wasser (LUX, 1992). Im Rahmen des "vergleichenden Kompensationsversuches" (SCHÜLER, 1992a - in diesem Heft) wird untersucht, wie schnell und intensiv Feinwurzeln auf die Veränderung des chemischen Milieus nach einer Dolomitausbringung reagieren. Es soll insbesondere der Frage nachgegangen werden, welche Auswirkungen die "Praxismaßnahme" mit 3 t Dolomit (0 - 2 mm) je ha auf die Rhizosphäre und die Durchwurzelung hat. Gleichzeitig soll gezeigt werden, welche Wirkungen durch gesteigerte Aufwandmengen, durch feinere Vermahlung der Dolomite, durch die Zugabe von Phosphat oder durch Ausbringung von Dolomiten in wässrigen Suspensionen herbeigeführt werden können.

## 2. Material und Methode

Das Untersuchungsmaterial wurde aus den Versuchsflächen des "vergleichenden Kompensationsversuches" im Forstamt Hochspeyer gewonnen (SCHÜLER, 1992a - in diesem Heft). Diese Versuchsanlage befindet sich im Wuchsbezirk "Nördlicher Pfälzerwald" in kolliner Stufe. Den Standort charakterisiert eine für den Pfälzerwald typische mäßig frische Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein. Der Boden ist tiefgründig stark versauert. Der Standort ist wärmebegünstigt (tvS: 14,5°C) und relativ niederschlagsarm (675 - 750 mm/Jahr). Hier wächst - wie häufig auf solchen Standorten im Pfälzerwald - ein ca. 63 Jahre alter Kiefernbestand (*Pinus sylvestris* L.) mit unter- und zwischenständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.). Sowohl vom Standort als auch vom Bestand her ist eine Bodenschutzkalkung angebracht. Die Versuchsanlage besteht aus einem Parzellenversuch mit jeweils einer Wiederholung der Behandlungsvarianten. Folgende Parzellen (einschließlich der Wiederholungspartellen) wurden beprobt:

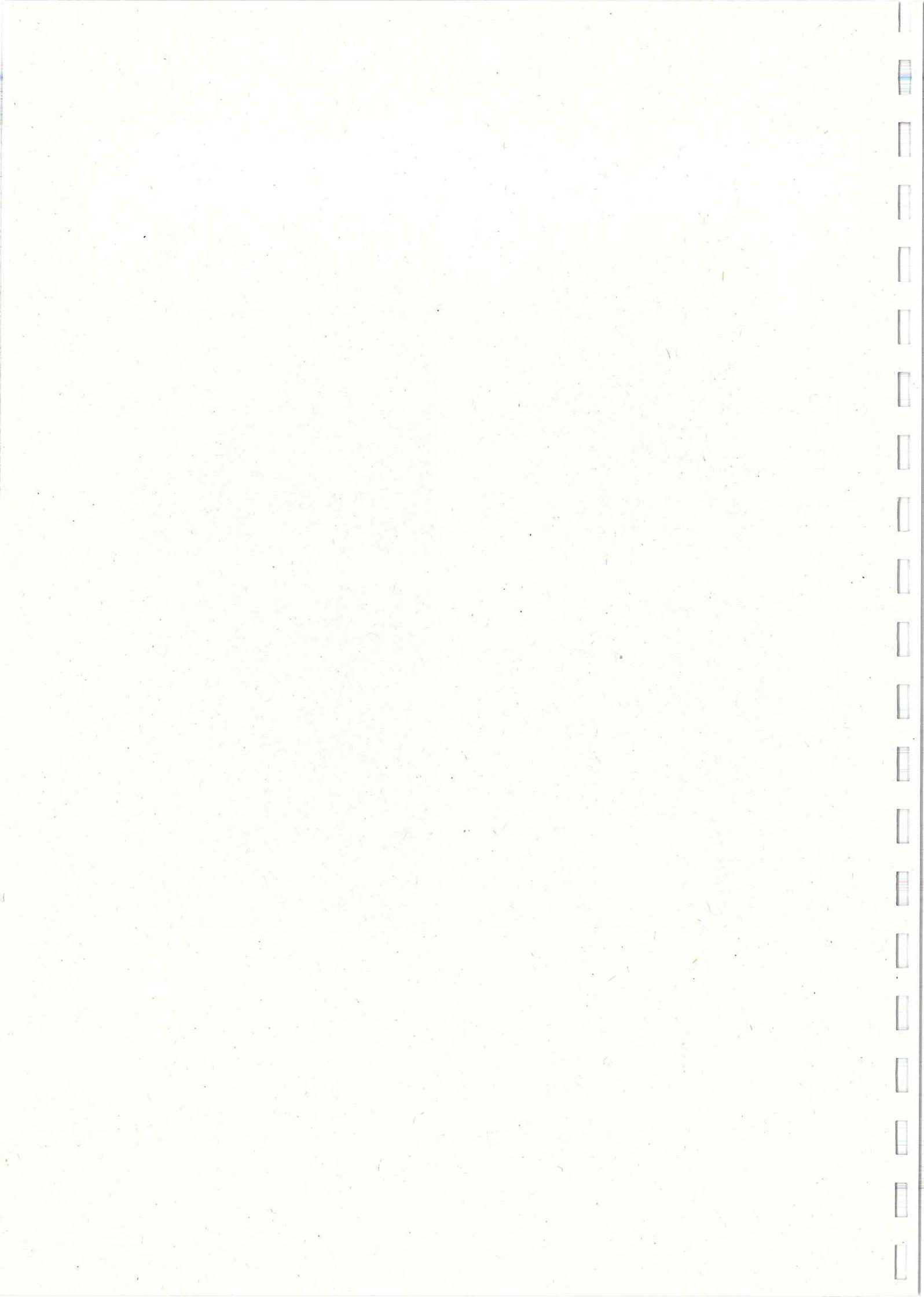
- Nullflächen,
- 3 t/ha Dolomit (0 - 2 mm),
- 15 t/ha Dolomit (0 - 0,09 mm) mit 1,5 t/ha Hyperphos (= 500 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) und
- 3 t Trockensubstanz/ha Dolomit-Suspension (0-0,075 mm) mit 3 % Dicalciumphosphat.

Die Ausbringung der Substanzen erfolgte im Winter, bzw. im frühen Frühjahr 1989. Die 15 t/ha Dolomit (0 - 0,09 mm) wurden 1989 und 1991 (ca 3 Wochen vor dem Probennahmetermin) in 2 Gaben à 7,5 t/ha ausgebracht.



**Tafel 1: Habitus von Kiefernfeinwurzeln**

- a) monopodial-pinnat und dichotom verzweigte Kiefernmykorrhizen
- b) Kiefernmykorrhizen mit anhaftenden Bodenpartikeln
- c) nicht mykorrhizierte Kiefernfeinwurzel mit wasser- und nährstoffaufnehmenden Wurzelhaaren
- d) Kiefernfeinwurzel mit turgeszenten hyalinen Wurzelhaaren



Die Proben wurden im Oktober 1991 gewonnen. Dazu wurden je Parzelle 12 Bohrkerne mit einem Wurzelbohrer nach MURACH (1984) entnommen. Bohrpunkte für die Probennahmen war der Zwischenstammereich der Kiefern, jeweils 1,50 m vom Stammfuß einer Kiefer entfernt. Da nach NIELSEN und MACKENTHUN (1991) von einer glockenförmigen Verteilung der Feinwurzelintensität um den Stammfuß ausgegangen werden kann, wurde versucht, durch die Wahl des Probepunktes die Streuung der Werte einzuschränken. Die Bohrkerne wurden sorgfältig mit einem scharfen Messer in Humusaufgabe und Bodenhorizonte (Ahe und Bvhs) unterteilt. Durchgängige Wurzeln wurden an der jeweiligen Horizontgrenze getrennt. Die Mächtigkeiten der einzelnen Proben wurden zur Volumenberechnung vermessen. Trat bei der Probennahme ein - nach subjektiven Kriterien eingeschätzter - zu hoher, ohnehin nicht durchwurzelbarer Grobskelettanteil auf, wurde die Probe verworfen. Noch am Tage der Probenahme wurden die Proben zur Aufbewahrung bei mindestens  $-20^{\circ}\text{C}$  tiefgefroren. Im Labor wurden Wurzeln und Wurzelteile aus den Proben aussortiert und in destilliertem Wasser gereinigt. Aus dem verbliebenen Boden wurde der Skelettgehalt ( $\geq 2$  mm) ausgesiebt und dessen Volumen durch Wasserverdrängung ermittelt. Die Wurzeln wurden nach ihrer Herkunft (z.B. Kiefer, Heidelbeere, Drahtschmiele etc.) in Feinwurzeln ( $\leq 2$  mm) und Schwachwurzeln ( $> 2$  mm und  $\leq 5$  mm) sowie in vitale und subvitale Wurzeln sortiert. Kennzeichen der vitalen Wurzeln waren hohe Elastizität und hohe Zerreißfestigkeit (Prüfung mit Skalpell und Pinzette), nicht in Auflösung begriffene primäre Rinde und heller Zentralzylinder, turgeszente, hyaline Wurzelenden (Wurzelhaare) und bei Mykorrhizen ein intakter Hyphenmantel (Mykoclaena) (Tafel 1).

Diese Kennzeichen konnten z.T. nur mit Hilfe eines Auflichtmikroskopes zugeordnet werden. Die Wurzelproben wurden bei  $60^{\circ}\text{C}$  bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, in einem Exsikkator abgekühlt und nach der Abkühlung sofort auf einer Analysenwaage gewogen. Zur Auswertung wurde das Verhältnis aus Fein- bzw. Schwachwurzelmasse zum Bohrkernvolumen, abzüglich des nicht durchwurzelten Skelettvolumens ( $\geq 2$  mm) berechnet. Anschließend wurden jeweils 3 Wurzelproben und parallel dazu die entsprechenden Humus- und Bodenproben für chemische Analysen zu Mischproben vereinigt. Die chemischen Analysen führte das Institut für Bodenökologie, 3111 Bohlsen, durch. Die Analysen erfolgten im Anhalt an die Methodenbeschreibung von MEIWES et al. (1984). Die pH-Werte wurden in  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  mit einer Einstabmeßkette gemessen. Die austauschbaren Kationen im Mineralboden (Ca, Mg, K, Na, Al, Mn und Fe) wurden nach Perkolatation mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  am ICP bestimmt. Wasserstoff wurde nach pH-Absenkung unter Berücksichtigung von Aluminium berechnet. Die Gesamtgehalte von C und N wurden am CHN-Elementaranalysator ermittelt. Der Gesamtgehalt der übrigen Elemente in den organischen Proben wurde nach trockener Veraschung bei  $550^{\circ}\text{C}$  und Salpetersäure-Mikrowellen-Druckaufschluß photometrisch (Pt), bzw. mit ICP (K, Mg, Ca, Mn, Fe und Al) simultan analysiert.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Beeinflussung des chemischen Milieus im potentiellen Wurzelraum durch Kalkungsmaßnahmen

Durch Kalkungen soll die anthropogen bedingte Versauerung der Waldböden gelindert und möglichst eine Verbesserung des chemischen Milieus im potentiellen Wurzelraum der Pflanzen und Bäume eingeleitet werden. Ein Maß für die Säurestärke im Humus und Boden ist der pH-Wert. Dieser wurde nach der Kalkung nur in der Humusaufgabe erhöht. Im Mineralboden ergeben sich bei den in Wasser gemessenen pH-Werten keine Unterschiede zur Nullfläche (Abb. 1).

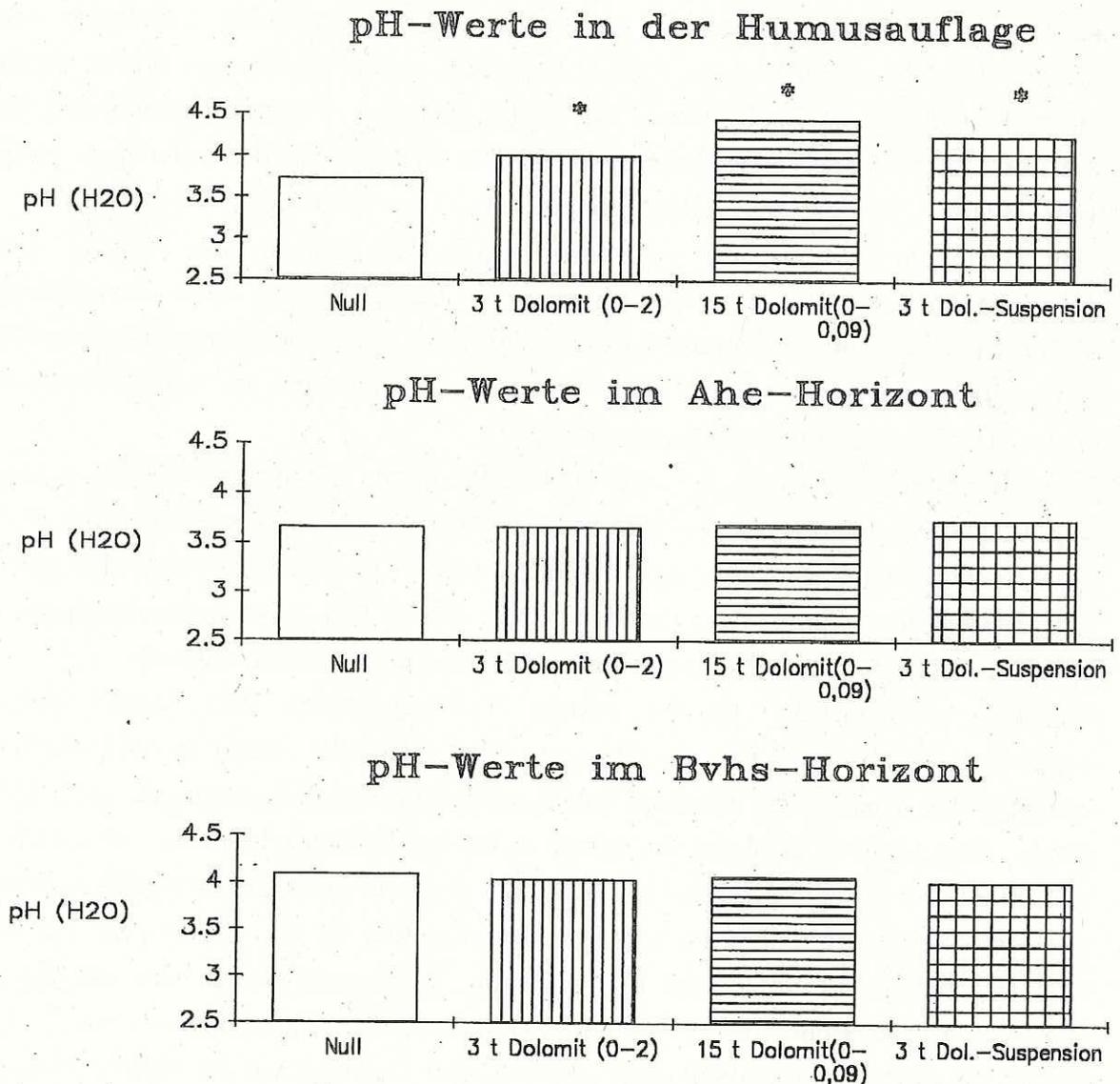
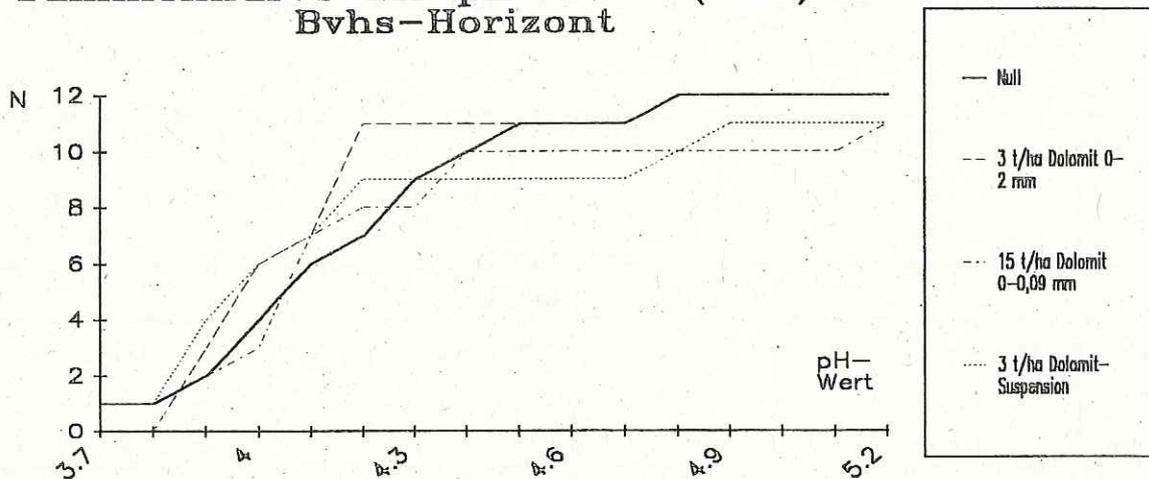


Abb. 1: pH-Werte (H<sub>2</sub>O) im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (Mann-Whitney-U-Test)

Anders verhält es sich bei den in  $\text{CaCl}_2$  gemessenen pH-Werten im Bvhs-Horizont (Abb. 2). Diese sind bei der mit hoher Aufwandmenge und bei der mit hochreaktivem Material gekalkten Fläche deutlich niedriger als in der Nullfläche. Die in Wasser gemessenen pH-Werte geben den aktuellen Versauerungsgrad des Bodens wieder. Das Salz  $\text{CaCl}_2$  verursacht über Austauschprozesse von Calcium gegen Hydronium-Ionen eine Versauerung, da die bei dem Austausch freiwerdenden Protonen den pH-Wert erniedrigen. Die mit dieser Methode ermittelten pH-Werte erlauben somit, die potentiell mögliche Versauerung eines Bodens zu beurteilen.

### Summenkurve der pH-Werte ( $\text{H}_2\text{O}$ ) im Bvhs-Horizont



### Summenkurve der pH-Werte ( $\text{CaCl}_2$ ) im Bvhs-Horizont

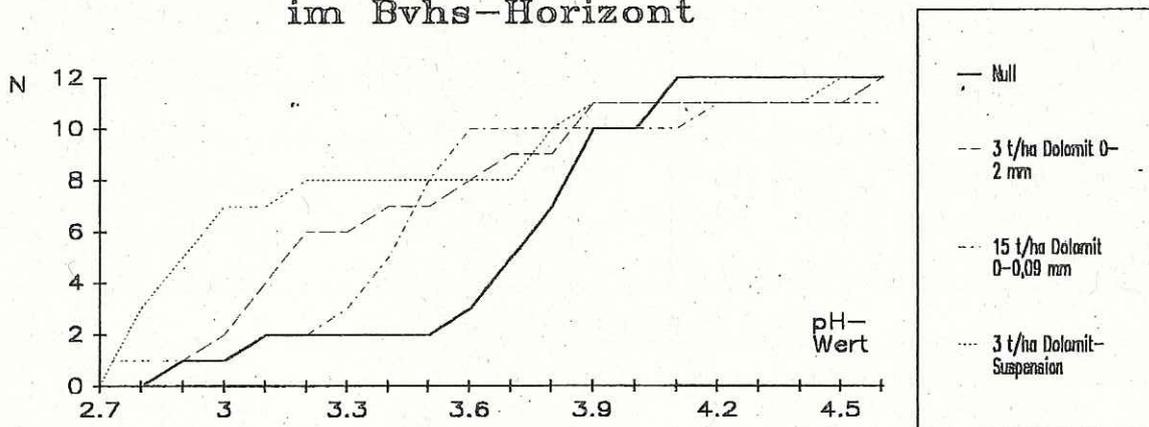


Abb. 2: Vergleich der in Wasser und Salz gemessenen pH-Werte im Bvhs-Horizont

Die in Abb. 2 gezeigten Unterschiede der in Wasser und Salz gemessenen pH-Werte im Bvhs-Horizont der Versuchspartellen mit 15 t/ha Dolomit und mit Dolomitsuspension von ca. 1,0 Einheit Differenz zeigen eine u.U. ökosystembeeinträchtigende Wirkung an. Sie verweisen auf am negativ geladenen Austauschkomplex des Bodens sorbierte erhebliche Protonenmengen. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß insbesondere nach der

Ausbringung hoher Dolomitmengen in feiner Vermahlung, bzw. hochreaktiver Dolomit-Suspensionen mineralische (z.B. Salpetersäure oder Schwefelsäure) und organische Säuren mit sehr mobilen Säure-Anionen freigesetzt werden. Deren Auswaschung, gemeinsam mit Kationsäuren und Hydronium-Ionen, verursacht die beobachtete Unterbodenversauerung. Neben dem Versauerungsgrad der Varianten werden die Auswirkungen der Kalkungen auf die Verfügbarkeit von Nährelementen und von möglicherweise toxischen Stoffen in den durchwurzelten Horizonten geprüft (Tab. 1).

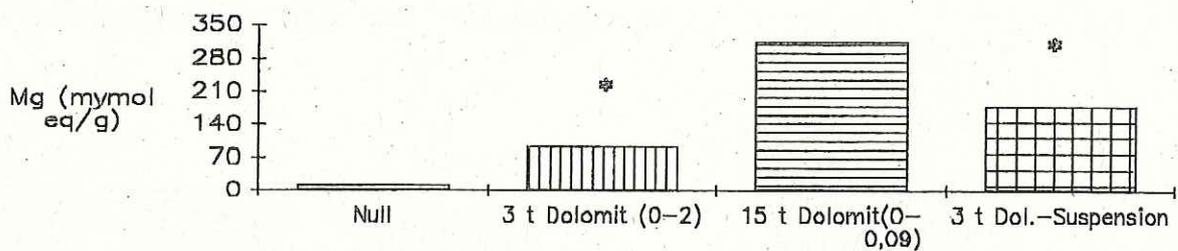
Tab. 1: Pflanzenverfügbare Elemente und Elementverhältnisse im Humus bzw. Boden  
Mittelwert, Standardabweichung und statistische Sicherheit der Unterschiede zur Nullfläche

Bereich	Nullvariante		3 t/ha Dolomit 0-2 mm			15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm			3 t/ha Dolomit- Suspension		
<b>Magnesium [<math>\mu\text{mol eq/g}</math>]</b>											
Humus	12,52	$\pm 1,91$	94,83	$\pm 24,35$	*	317,16	$\pm 267,01$	-	182,19	$\pm 45,72$	*
Ahe	0,92	$\pm 0,13$	2,47	$\pm 0,31$	*	5,88	$\pm 6,44$	-	1,97	$\pm 0,90$	-
Bvhs	0,40	$\pm 0,88$	0,67	$\pm 0,34$	-	2,90	$\pm 1,80$	*	1,68	$\pm 0,68$	*
<b>Calcium [<math>\mu\text{mol eq/g}</math>]</b>											
Humus	41,17	$\pm 12,10$	155,01	$\pm 44,45$	*	390,09	$\pm 310,30$	-	306,00	$\pm 71,69$	*
Ahe	2,57	$\pm 1,11$	8,58	$\pm 3,08$	*	8,68	$\pm 8,79$	-	4,74	$\pm 0,62$	*
Bvhs	0,98	$\pm 0,44$	1,49	$\pm 0,81$	-	3,77	$\pm 2,49$	-	2,95	$\pm 1,33$	*
<b>Aluminium [<math>\mu\text{mol eq/g}</math>]</b>											
Humus	242,15	$\pm 78,66$	145,22	$\pm 42,40$	-	172,60	$\pm 326,21$	-	174,06	$\pm 724,85$	-
Ahe	30,56	$\pm 10,38$	15,07	$\pm 4,73$	*	20,34	$\pm 10,19$	-	19,96	$\pm 14,37$	-
Bvhs	27,02	$\pm 4,53$	22,70	$\pm 10,08$	-	21,06	$\pm 4,96$	-	11,89	$\pm 5,40$	*
<b>Mg/AlVerhältnis [mol eq/mol eq]</b>											
Humus	0,05	$\pm 0,01$	0,66	$\pm 0,06$	*	1,73	$\pm 1,16$	*	1,05	$\pm 0,21$	*
Ahe	0,04	$\pm 0,02$	0,18	$\pm 0,05$	*	0,33	$\pm 0,29$	-	0,14	$\pm 0,09$	-
Bvhs	0,02	$\pm 0,01$	0,04	$\pm 0,04$	-	0,16	$\pm 0,14$	-	0,18	$\pm 0,13$	*
<b>Ca/AlVerhältnis [mol eq/mol eq]</b>											
Humus	0,19	$\pm 0,10$	1,08	$\pm 0,08$	*	2,13	$\pm 1,33$	*	1,76	$\pm 0,35$	*
Ahe	0,10	$\pm 0,06$	0,57	$\pm 0,08$	*	0,48	$\pm 0,36$	-	0,38	$\pm 0,28$	-
Bvhs	0,04	$\pm 0,02$	0,10	$\pm 0,09$	-	0,21	$\pm 0,19$	-	0,32	$\pm 0,26$	-

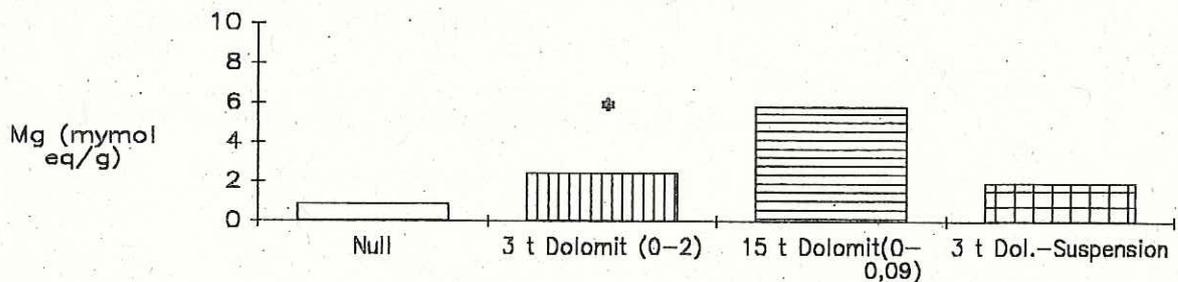
\* signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Der Magnesium-Gehalt ist in allen Kalkungsvarianten selbst im Mineralboden deutlich erhöht (Abb. 3). Das kann insbesondere bei der 15 to Dolomitvariante, aber auch nach Ausbringung der Dolomit-Suspension bis in den Bvhs-Horizont verfolgt werden. Selbst nach der Ausbringung des wegen seiner größeren Kornanteile trägeren Dolomits (0 - 2 mm) mit 3 to/ha Ausbringungsmenge läßt sich noch ein entsprechender Trend aufzeigen.

### Mg-Gehalte in der Humusauflage



### austauschbares Mg im Ahe-Horizont



### austauschbares Mg im Bvhs-Horizont

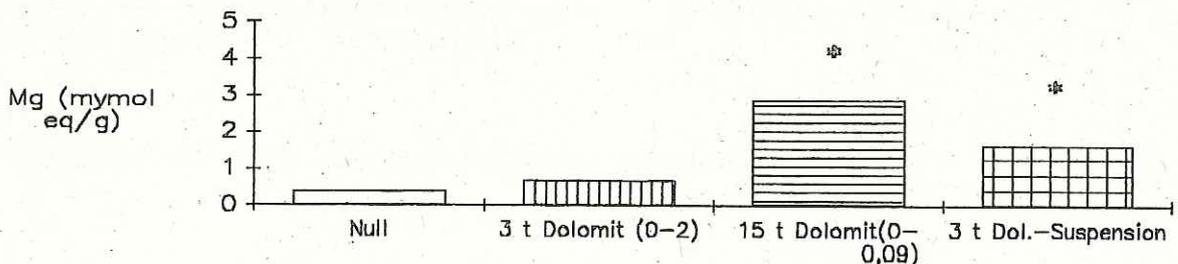


Abb. 3: Pflanzenverfügbares Magnesium im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

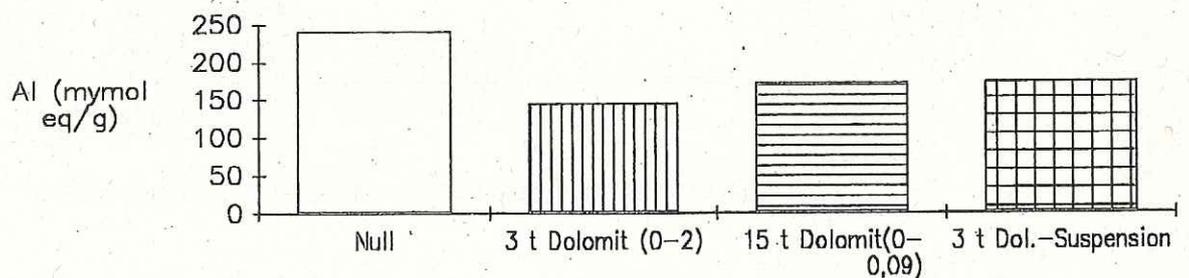
In der 15 t/ha Dolomitvariante ist die Streuung der Einzelwerte im Humus und Ahe-Horizont allerdings so groß, daß sich trotz erheblicher Mittelwertsunterschiede die Abweichungen zur Nullfläche statistisch nicht absichern lassen (Tab. 1). Möglicherweise ist dies eine Folge der erst kurz vor der Beprobung erfolgten Ausbringung von weiteren 7,5 t/ha Dolomit. Trotz Handausbringung scheint die Kalkverteilung im mikroskaligen Bereich

noch äußerst heterogen zu sein. Eine Feinverteilung durch Niederschläge und Bioturbation ist aufgrund des sehr kurzen Zeitraumes zwischen Kalkung und Probennahme offensichtlich noch nicht erfolgt.

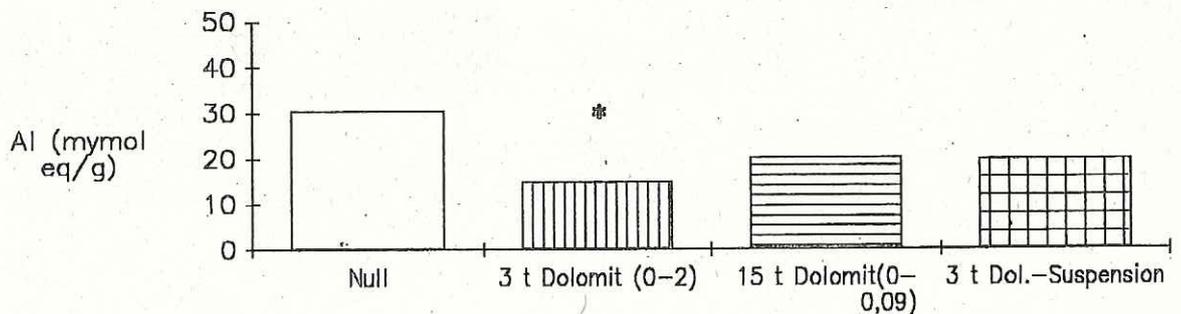
Ein vergleichbares Bild ergibt sich bei dem Element Calcium (Tab. 1). Auch hier ist der austauschbare Calciumanteil bis in tiefere Bodenschichten z.T. deutlich erhöht.

Aluminium wird in allen Kalkungsvarianten aus den untersuchten Bodentiefen verdrängt, was deutlich bei der 3 t/ha Dolomit-Variante im Ahe-Horizont und bei 3 t/ha Dolomit-Suspension im Bvhs-Horizont zu erkennen ist (Abb. 4).

### Al-Gehalte in der Humusauflage



### austauschbares Al im Ahe-Horizont



### austauschbares Al im Bvhs-Horizont

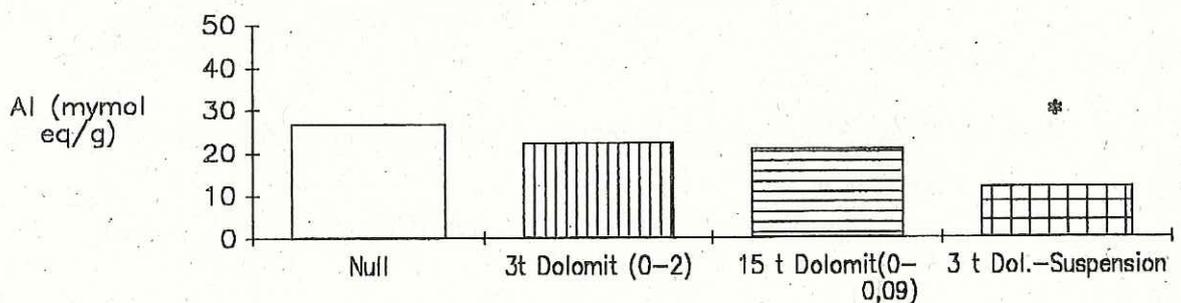
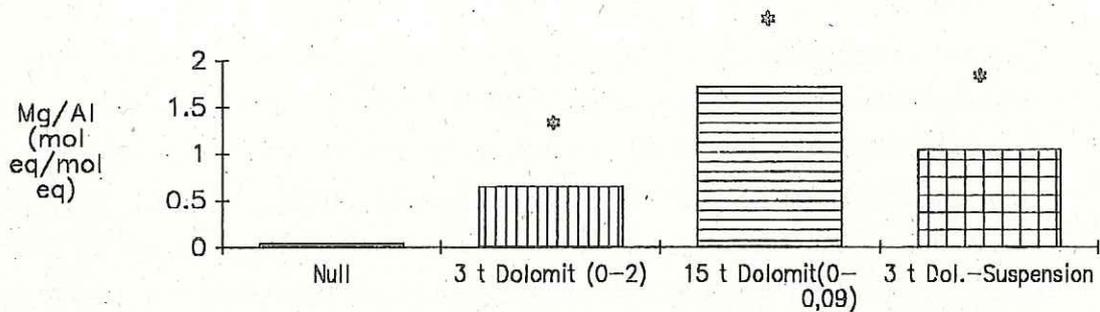


Abb. 4: Aluminium im Humus und Boden der Versuchsvarianten

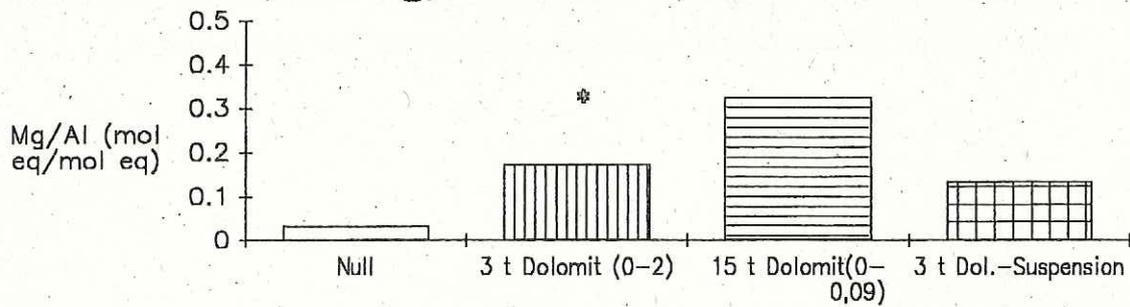
\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Die positive Beeinflussung des Bodenchemismus äußert sich auch in deutlich weiteren Mg/Al- (Abb. 5) und Ca/Al-Verhältnissen (Tab. 1).

### Mg/Al-Verhaeltnis in der Humusauflage



### Mg/Al-Verhaeltnis im Ahe-Horizont



### Mg/Al-Verhaeltnis im Bvhs-Horizont

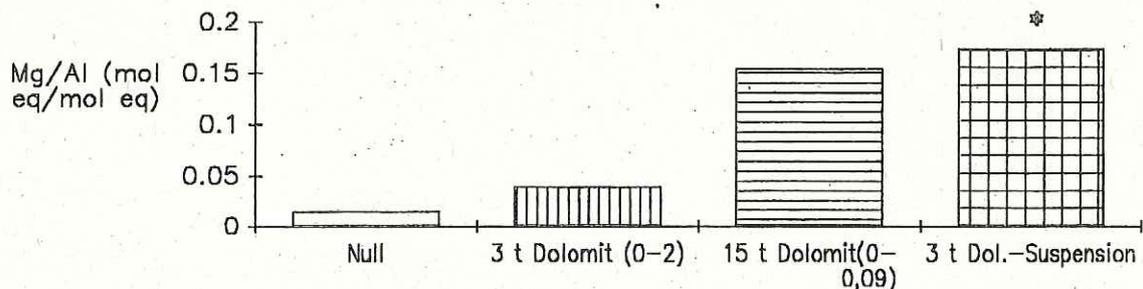


Abb. 5: Mg/Al-Verhältnis im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

### 3.2 Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten der Feinwurzeln und den pflanzenverfügbaren Elementen im umgebenden Humus und Mineralboden

Von den Elementen in der Bodenlösung ergeben sich Rückschlüsse auf das Umfeld der Pflanzenernährung, da die Feinwurzeln Nährelemente aus der Bodenlösung aufnehmen. Ausgleichskurven, welche nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate ermittelt wurden,

verweisen auf Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten in den Feinwurzeln und pflanzenverfügbaren Elementen insbesondere aus dem Humus und dem oberen Mineralbodenhorizont. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß in tieferen Mineralbodenbereichen sowohl der Bodenchemismus als auch der Elementgehalt der Feinwurzeln recht einheitlich ist, so daß sich Zusammenhänge und Abhängigkeiten - graphisch dargestellt als eine Punktwolke - nicht ableiten lassen. Die oberen Durchwurzelungsbereiche sind dagegen durch natürliche mikro- und mesoskalige Heterogenitäten des Chemismus gekennzeichnet und zusätzlich durch unsere Kalkungsmaßnahmen beeinflusst, so daß in den Proben aus dem Humus und Ahe-Horizont die Elementgehalte über einen größeren Bereich streuen. Die für gesicherte Aussagen jedoch notwendige weite Verteilung der Werte kommt allerdings nur in einer so geringen Häufigkeit vor, daß sich aus dem vorhandenen Datenmaterial oft nur Trends ableiten lassen. Wenn die Magnesiumkonzentration in der weiteren Rhizosphäre, wie in Abb. 6, im Humus erhöht wird, nehmen auch die Magnesiumgehalte der Feinwurzeln, welche sich auf einem sehr niedrigen Niveau befinden, anfangs rasch, später nur noch wenig zu.

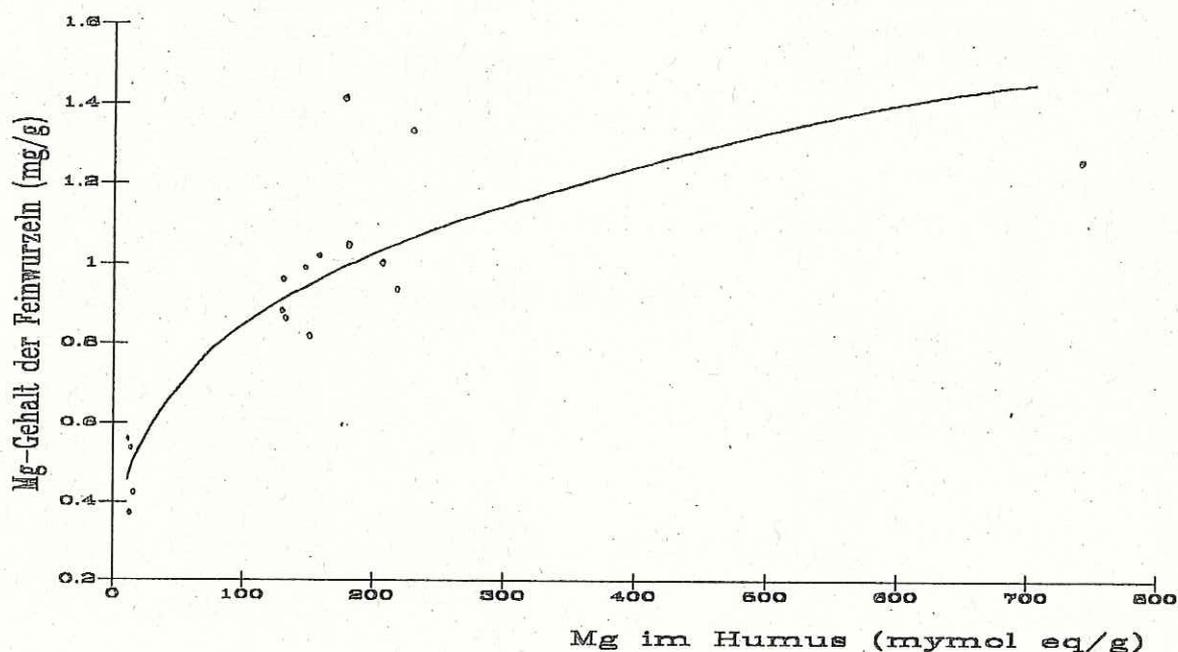


Abb. 6: Magnesiumgehalte in den Feinwurzeln in Abhängigkeit von der Magnesiumkonzentration im Humus

Gleichzeitig werden bei niedrigen pH-Werten nur geringe Magnesiumgehalte in den Feinwurzeln festgestellt. Bei steigenden pH-Werten vergrößert sich der Magnesiumgehalt in den Feinwurzeln (Abb. 7).

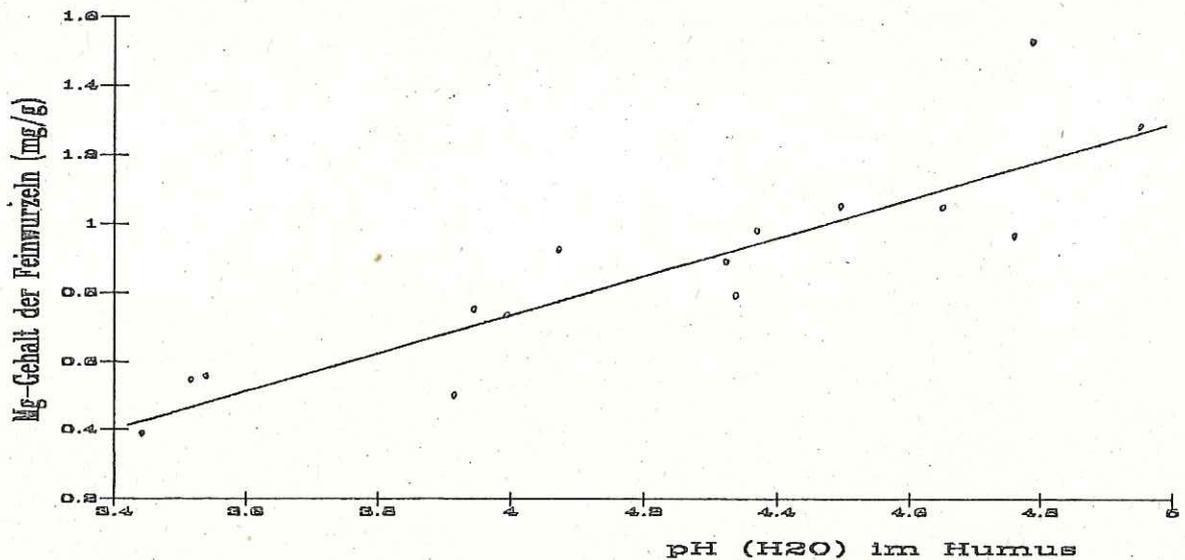


Abb. 7: Magnesiumgehalte in den Feinwurzeln in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad der Streuauflage

Insbesondere in der Lösung versauerter Waldböden befinden sich jedoch auch Elemente, die ab bestimmten Konzentrationen pflanzliche Organismen schädigen. So wird bei Aluminium eine wurzeltoxische Wirkung vermutet (ULRICH, 1982 und MATZNER et al., 1985). Außerdem kann es durch Ionenantagonismen zu ausgeprägten Schwierigkeiten bei der Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln kommen, insbesondere bei Magnesium und Aluminium (MUNK und REX, 1992).

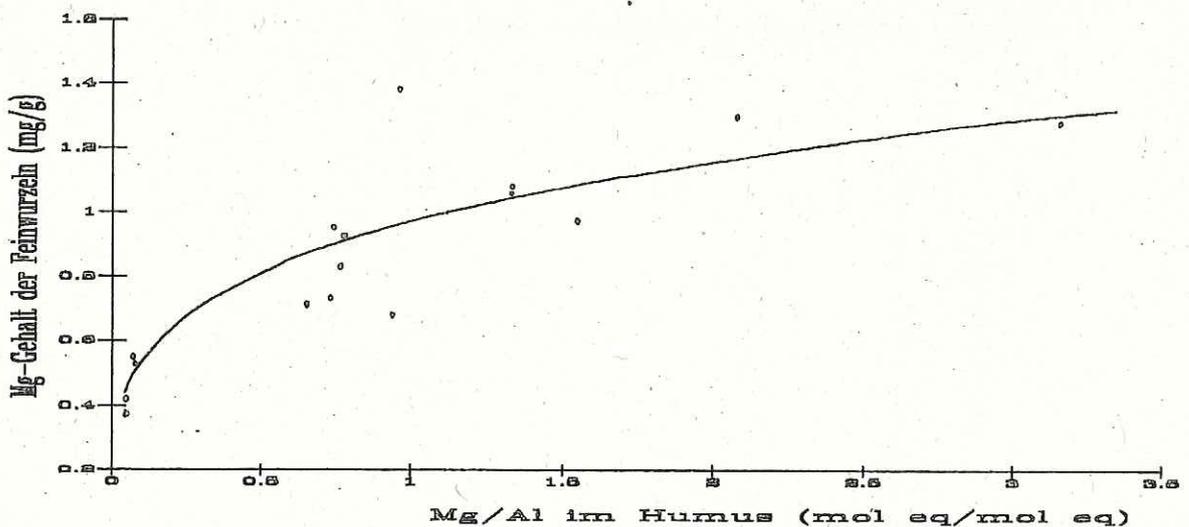


Abb. 8: Magnesiumgehalte der Feinwurzeln in Abhängigkeit von den Mg/Al-Verhältnissen im Humus

Ein Hinweis darauf ergibt sich aus den positiven Beziehungen zwischen dem Mg/Al-Verhältnis im Humus und dem Magnesiumgehalt in den Feinwurzeln (Abb. 8).

Umgekehrt nimmt der Aluminiumgehalt der Feinwurzeln bei höherer Magnesiumkonzentration im Humus ab (Abb. 9).

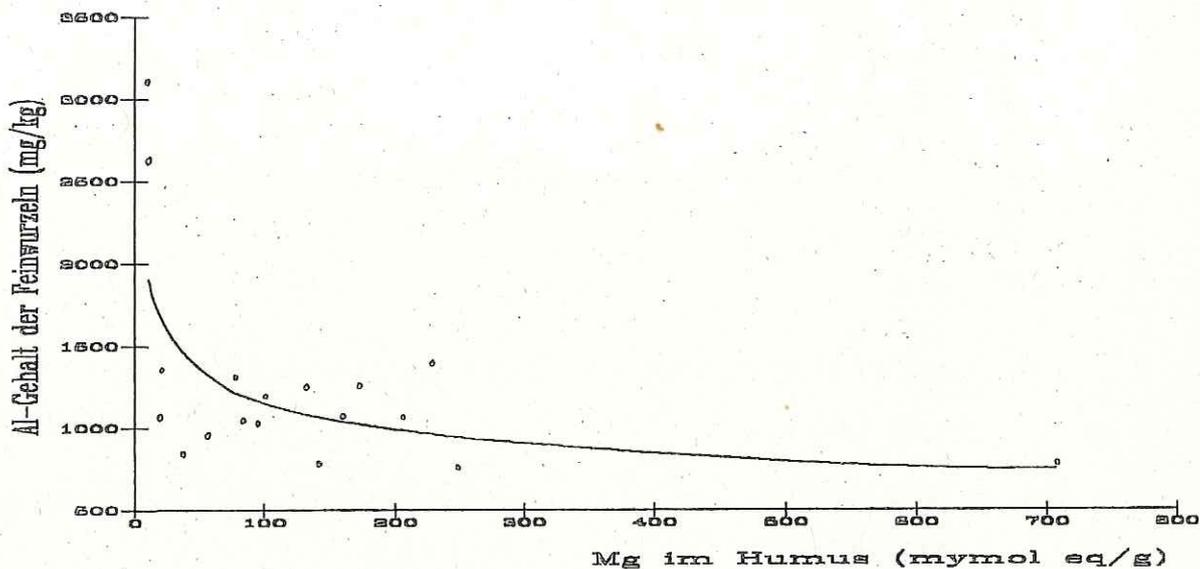


Abb. 9: Aluminiumgehalte in den Feinwurzeln in Abhängigkeit von der Magnesiumkonzentration im Humus

### 3.3 Die Feinwurzeltvitalität in Abhängigkeit vom chemischen Milieu des umgebenden Humus und Bodens

Mit zunehmendem Aluminiumgehalt in der Rhizosphäre treten auf den ersten Blick vermehrt geschädigte Feinwurzeln auf (Abb. 10).

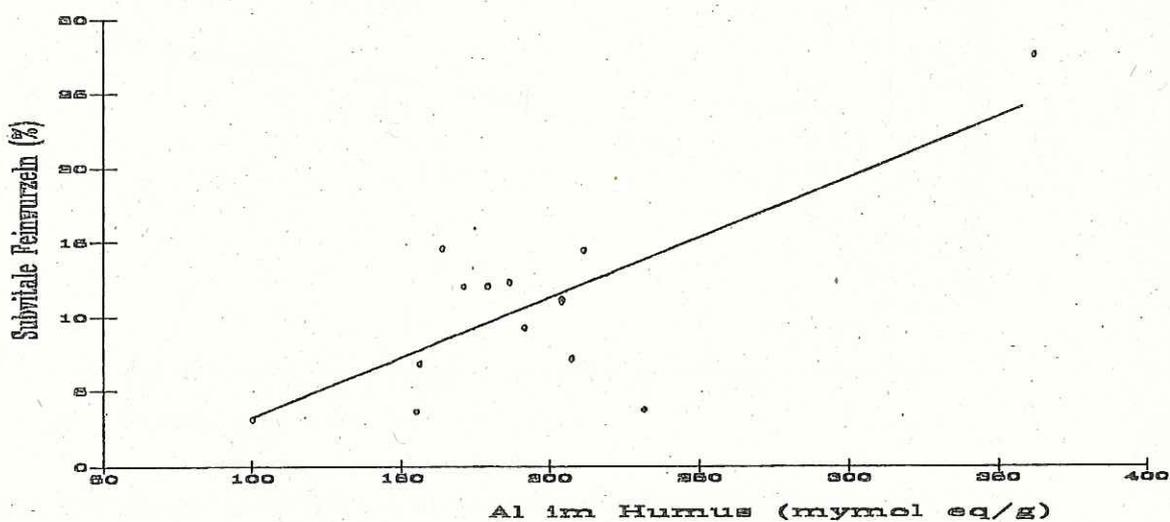


Abb. 10: Der Anteil subvitaler Feinwurzeln steigt bei höherer Aluminiumkonzentration im Humus

Bei genauer Betrachtung der Ausgleichsgeraden in Abb. 10 aus dem Humusbereich zeigt sich jedoch, daß ihre Steigung im Wesentlichen von einem Wert abhängt. Im Ahe-Horizont ergibt sich bei der vergleichbaren Beziehung eine erhebliche Streuung der Werte um die Ausgleichsgerade (Abb. 11).

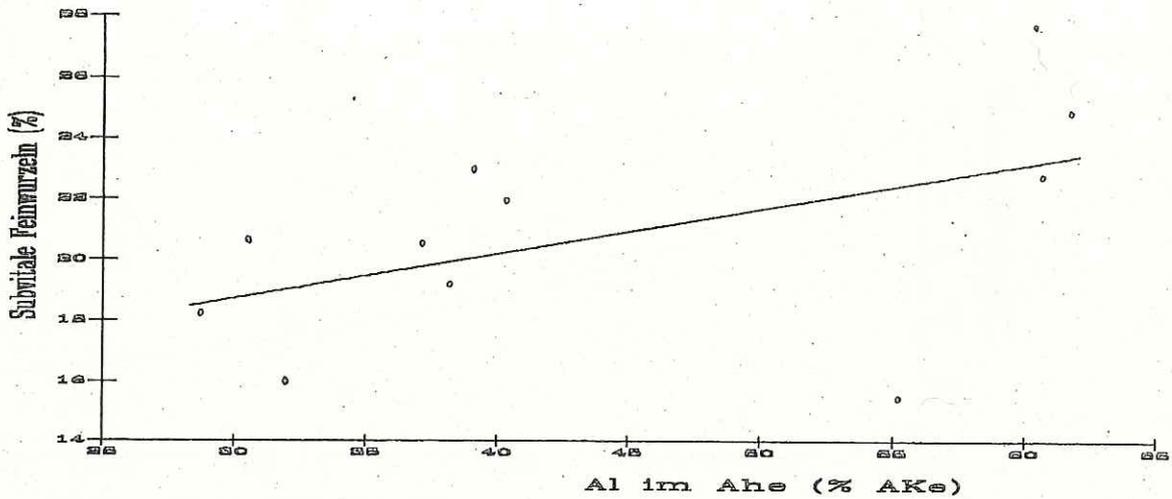


Abb. 11: Der Anteil subvitaler Feinwurzeln in Abhängigkeit vom austauschbaren Aluminium im Ahe-Horizont

Die Hypothese, daß Feinwurzeln durch hohe Aluminium-Gehalte in der Rhizosphäre geschädigt werden, kann vor dem Hintergrund dieser Daten nur mit einer sehr großen Unsicherheit bestätigt werden.

Eindeutiger scheint die Beziehung zu verfügbaren basischen Nährelementen im Boden und im Humus zu sein (Abb. 12 und 13).

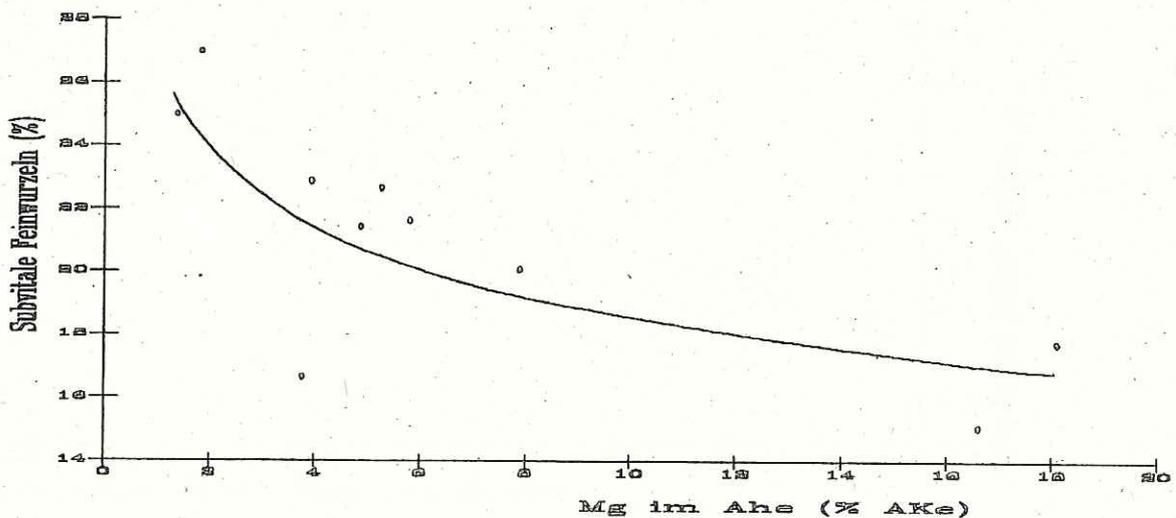


Abb. 12: Der Anteil subvitaler Feinwurzeln in Abhängigkeit vom austauschbaren Magnesium im Ahe-Horizont

Bei der Überschreitung bestimmter Schwellenwerte am Austauscher, ca. 5 % bei Magnesium (Abb. 12), bzw. 2 % bei Kalium (Abb. 13), nimmt der Anteil an subvitalen Feinwurzeln bis auf ein sehr niedriges Niveau ab. Bei geringeren Magnesium-, bzw. Kalium-Konzentrationen sind geschädigte Feinwurzeln überproportional vertreten.

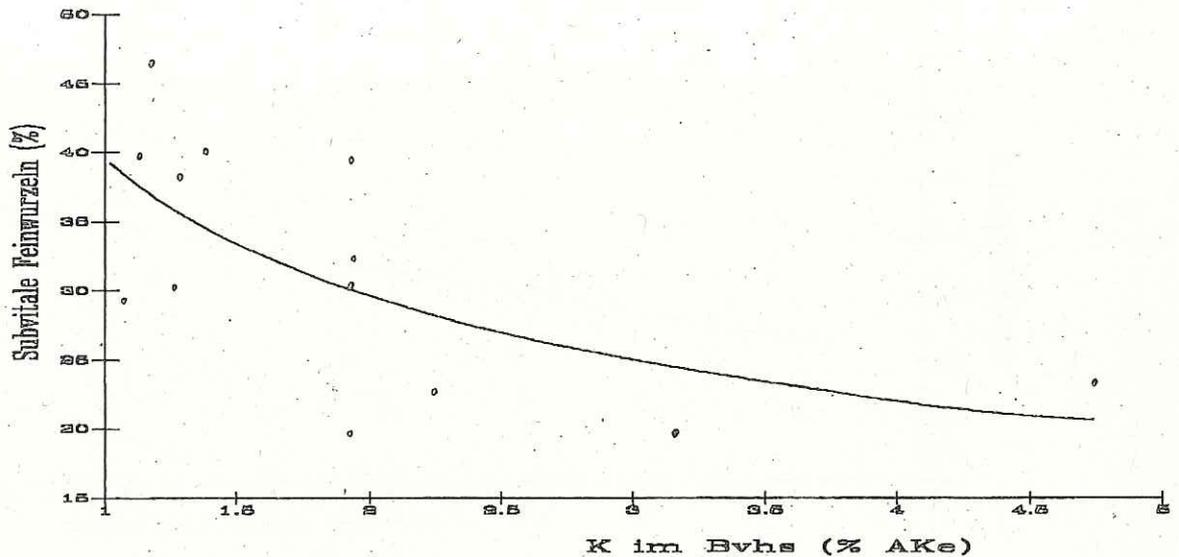


Abb. 13: Der Anteil subvitaler Feinwurzeln in Abhängigkeit vom austauschbaren Kalium im Bvhs-Horizont

### 3.3 Die Feinwurzelintensität in Abhängigkeit vom chemischen Milieu des umgebenden Humus, bzw. Bodens

Offensichtlich nimmt die Feinwurzelmasse bei erweitertem Mg/Al-Verhältnis zu (Abb. 14).

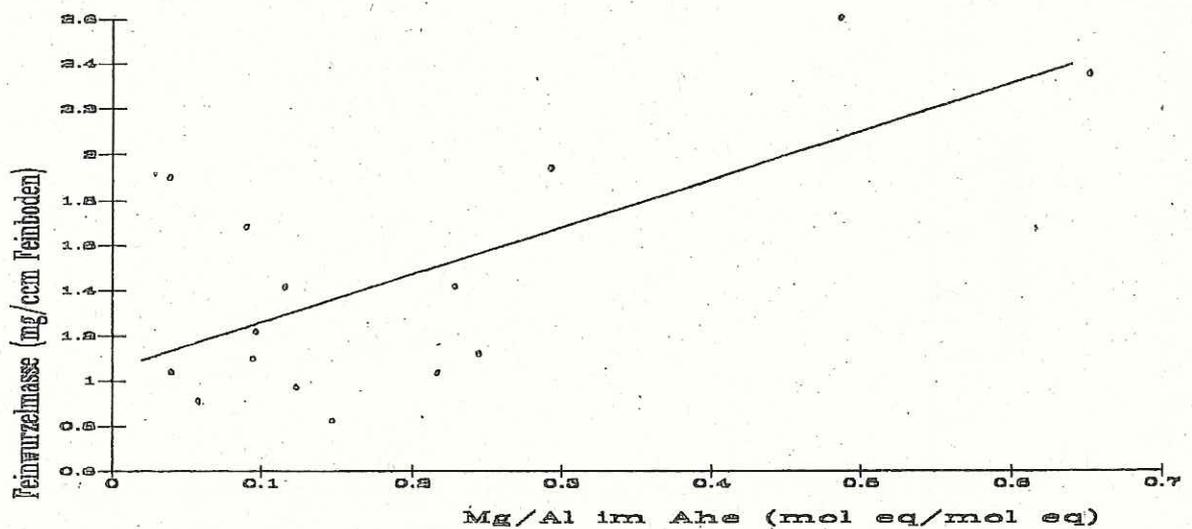


Abb. 14: Feinwurzelintensität im Ahe-Horizont in Abhängigkeit vom Mg/Al-Verhältnis des Bodens

Dies verweist auf die schon früher skizzierte Stimulierung der Feinwurzeln durch basische Nährelemente (Abb. 15).

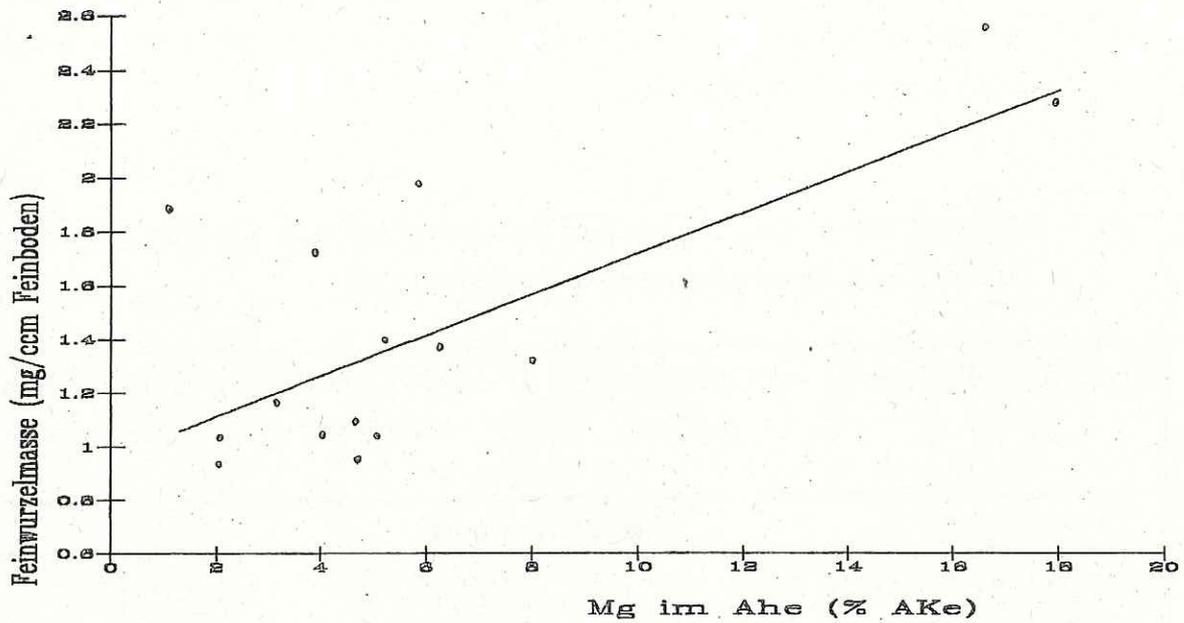


Abb. 15: Die Feinwurzelintensität im Ahe-Horizont in Abhängigkeit vom austauschbaren Magnesium im Boden

Insbesondere Magnesium scheint positiv und Aluminium negativ mit der Feinwurzelmasse korreliert zu sein (Abb. 16).

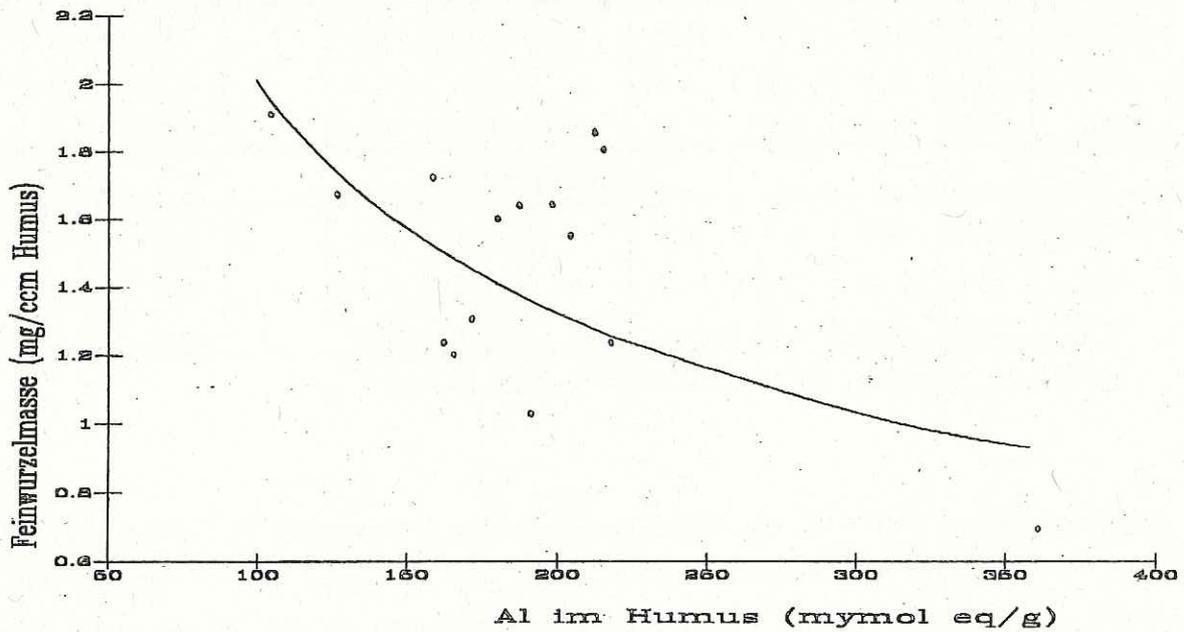


Abb. 16: Die Feinwurzelintensität in Abhängigkeit von der Aluminiumkonzentration im Humus

### 3.5 Elementgehalte der Feinwurzeln in den unterschiedlich gekalkten Varianten

Ein Ziel der Ausbringung von dolomitischen Kalken ist es, die Nährelementaufnahme der Bäume, insbesondere bei Magnesium zu steigern, wodurch ggf. der Elementgehalt der Feinwurzeln beeinflusst wird. Chemische Analysen der Feinwurzeln zeigen dabei die in Tab. 2 wiedergegebenen Elementgehalte.

Tab.2: Mittelwert, Standardabweichung und statistische Sicherheit der Unterschiede zur Nullfläche von Elementgehalten in den Feinwurzeln

Bereich	Nullvariante		3 t/ha Dolomit 0-2 mm			15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm			3 t/ha Dolomit- Suspension		
<b>Magnesium [mg/g]</b>											
Humus	0,45	±0,09	0,84	±0,10	*	1,13	±0,18	*	1,01	±0,30	*
Ahe	0,39	±0,11	0,46	±0,09	-	0,54	±0,30	-	0,42	±0,05	-
Bvhs	0,36	±0,08	0,30	±0,09	-	0,32	±0,05	-	0,43	±0,04	-
<b>Calcium [mg/g]</b>											
Humus	1,49	±0,25	2,23	±0,21	*	2,35	±0,51	*	3,18	±0,93	*
Ahe	0,91	±0,24	1,07	±0,27	-	1,03	±0,52	-	1,17	±0,29	-
Bvhs	0,70	±0,19	0,80	±0,36	-	0,56	±0,11	-	0,70	±0,17	-
<b>Aluminium [mg/g]</b>											
Humus	2,07	±0,88	1,08	±0,17	-	0,91	±0,11	*	1,12	±0,10	-
Ahe	2,98	±1,19	1,63	±0,15	-	1,85	±0,59	-	2,21	±0,91	-
Bvhs	6,72	±1,75	6,01	±1,51	-	3,87	±1,06	*	5,89	±3,02	-
<b>Kalium [mg/g]</b>											
Humus	0,69	±0,20	0,77	±0,18	-	0,74	±0,29	-	0,61	±0,08	-
Ahe	0,93	±0,42	1,04	±0,38	-	0,96	±0,21	-	0,81	±0,22	-
Bvhs	1,12	±0,08	1,30	±0,08	-	1,31	±0,59	-	0,87	±0,28	-

\* signifikant gegenüber der Nullfläche ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Die Magnesium- (Abb. 17) und Calcium-Gehalte der Feinwurzeln im Humus sind in allen drei Kalkungsvarianten deutlich erhöht (Tab. 2). Im Ahe-Horizont zeigen sich nur ansatzweise höhere Gehalte an basischen Nährelementen in den Feinwurzeln. Obwohl Magnesium und Calcium nach der Ausbringung hoher Mengen bzw. hochreaktiver Substanzen bereits in höherer Konzentration austauschbar im Bhs-Horizont vorliegen, hat es

keine Auswirkungen auf einen entsprechenden Elementgehalt in den Feinwurzeln aus diesem Bereich.

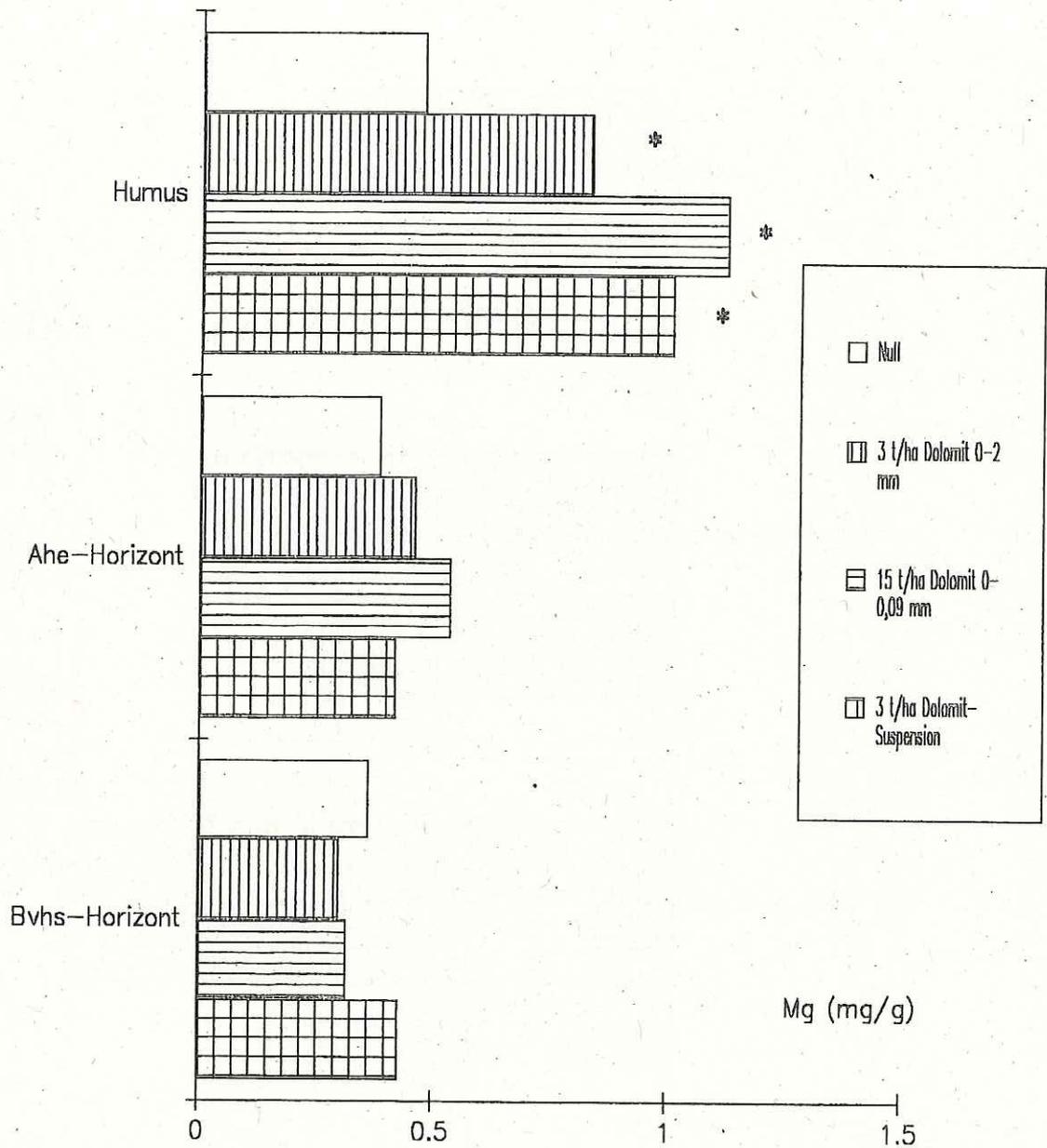


Abb. 17: Magnesiumgehalte in den vitalen Feinwurzeln im Humus, bzw. Boden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullfläche ( $p \leq 0,05$ )

Der Kaliumgehalt der Feinwurzeln ändert sich nach der Kalkausbringung nicht nachweisbar (Abb. 18), womit sich keine Hinweise auf mögliche Antagonismen bei der

Nährlementaufnahme zwischen Magnesium und Calcium auf der einen Seite und Kalium auf der anderen Seite ergeben.

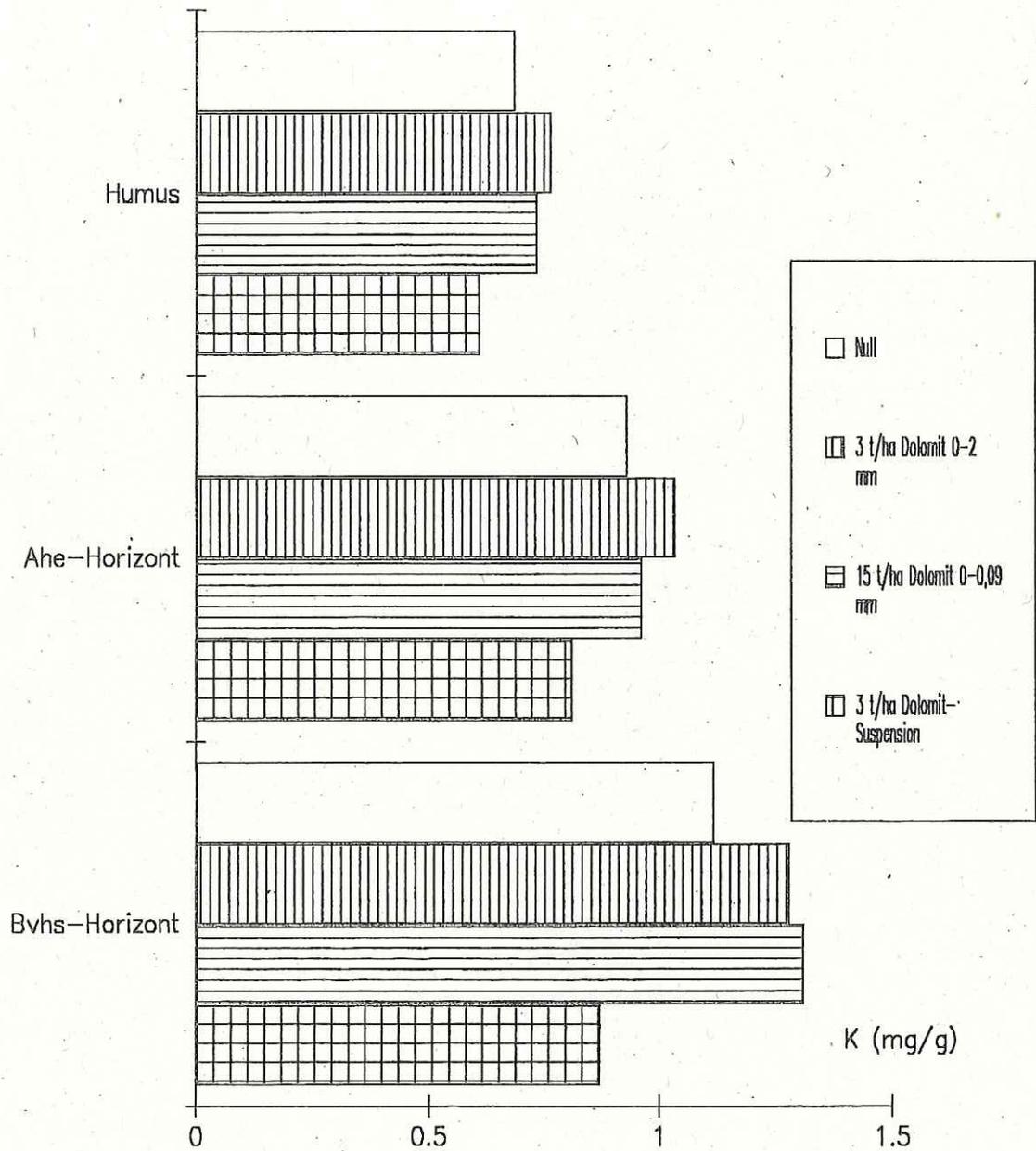


Abb. 18: Kaliumgehalte der vitalen Feinwurzeln im Humus, bzw. Boden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullfläche ( $p \leq 0,05$ )

Der Aluminium-Gehalt in den Feinwurzeln geht zumindest dem Trend nach in allen Tiefenstufen nach der Kalkung zurück, statistisch gesichert sind die Unterschiede allerdings nur in wenigen Fällen (Abb. 19, Tab. 2).

auf

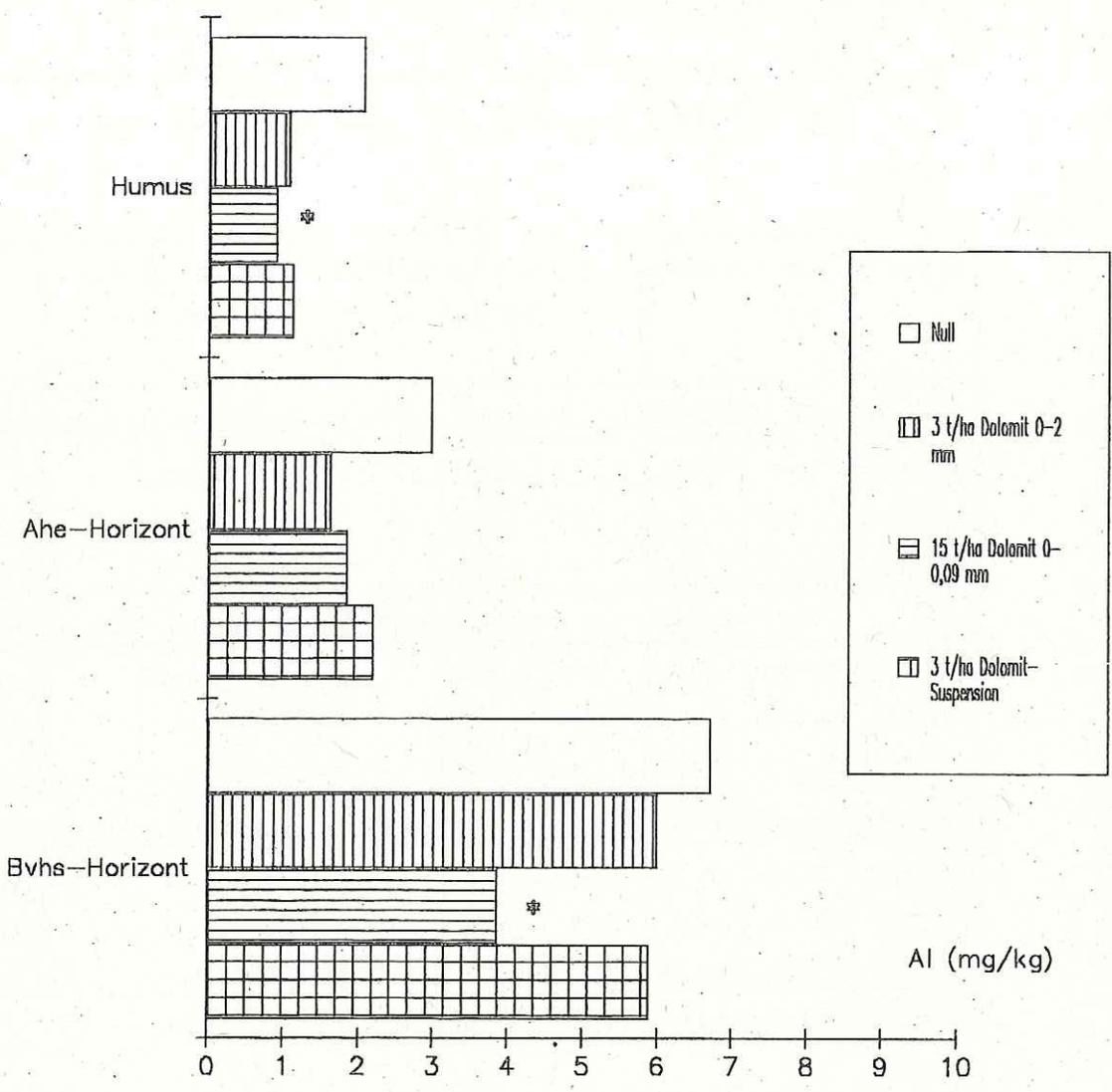


Abb. 19: Aluminium-Gehalte der vitalen Feinwurzeln im Humus bzw. Boden der Versuchsvarianten

\* = signifikant ( $p \leq 0,05$ )

### 3.6 Die Beeinflussung von Fein- und Schwachwurzelverteilung, sowie der Feinwurzelvitalität durch unterschiedliche Kalkungsmaßnahmen

Im Vordergrund der Untersuchungen steht die Frage, ob bestimmte Kalkungsmaßnahmen die Durchwurzelungsintensität und -vitalität auch in tieferen Bodenbereichen fördern. Einen Überblick über die Ergebnisse der Untersuchungen zu dieser Fragestellung gibt Tab. 3.

s

Tab. 3: Mittelwerte und Standardabweichung der Wurzelmasse, sowie des %-Anteils vitaler Wurzeln und statistische Sicherheit der Unterschiede zur Nullvariante

Bereich	Nullvariante		3 t/ha Dolomit 0-2 mm			15 t/ha Dolomit 0-0,09 mm			3 t/ha Dolomit- Suspension		
<b>Fein- und Schwachwurzelmasse (&lt; 5 mm) [mg/ccm Humus, bzw. Feinboden]</b>											
Humus	1,4553	±0,7603	2,1757	±0,8254	*	2,2537	±0,7670	*	3,2160	±1,1731	*
Ahe	2,0314	±0,8827	1,3205	±0,5700	*	2,6740	±1,5874	-	2,8275	±0,9420	*
Bvhs	1,6647	±0,4819	0,8962	±0,6441	*	1,1064	±0,7756	-	1,2256	±0,7880	-
<b>Feinwurzelmasse (&lt; 2 mm) [mg/ccm Humus, bzw. Feinboden]</b>											
Humus	1,1069	±0,5219	1,5873	±0,4901	*	1,2787	±0,4067	-	2,0076	±0,7478	*
Ahe	0,9980	±0,5767	0,8939	±0,4497	-	1,5764	±1,1123	-	1,7405	±0,8587	*
Bvhs	0,6678	±0,3417	0,6588	±1,1785	-	0,6028	±0,4815	-	0,6832	±0,5279	-
<b>Anteil vitaler Feinwurzeln (&lt; 2 mm) [% der Gesamtfeinwurzelmasse pro Horizont]</b>											
Humus	84,79	±15,29	93,40	±3,52	-	91,34	±4,54	-	91,86	±6,29	-
Ahe	66,85	±6,64	77,74	±6,86	*	84,62	±10,80	*	81,89	±17,38	*
Bvhs	52,85	±16,98	54,84	±18,71	-	56,70	±21,15	-	75,34	±10,74	*

\* signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Im Humus aller gekalkten Varianten hat die Fein- und Schwachwurzelmasse ( $\leq 5$  mm) signifikant zugenommen (Abb. 20 und Tab. 3). Am stärksten ist dieser Trend nach der Ausbringung der Dolomit-Suspension ausgeprägt. Im oberen Mineralboden (Ahe-Horizont) zeigt sich ein von der Humusaufgabe abweichendes Bild: Bei der 3 to/ha Dolomit-Variante geht die Wurzelintensität zurück, während sie in den "härteren" Varianten zunimmt. Die Zunahme in der 15 to/ha Dolomit-Variante läßt sich statistisch nicht absichern, zeigt aber die gleiche Tendenz wie die Variante mit 3 to Trockensubstanz/ha Dolomit-Suspension. Im tieferen Bvhs-Horizont ist die Wurzelintensität aller Varianten zumindest tendenziell zurückgegangen.

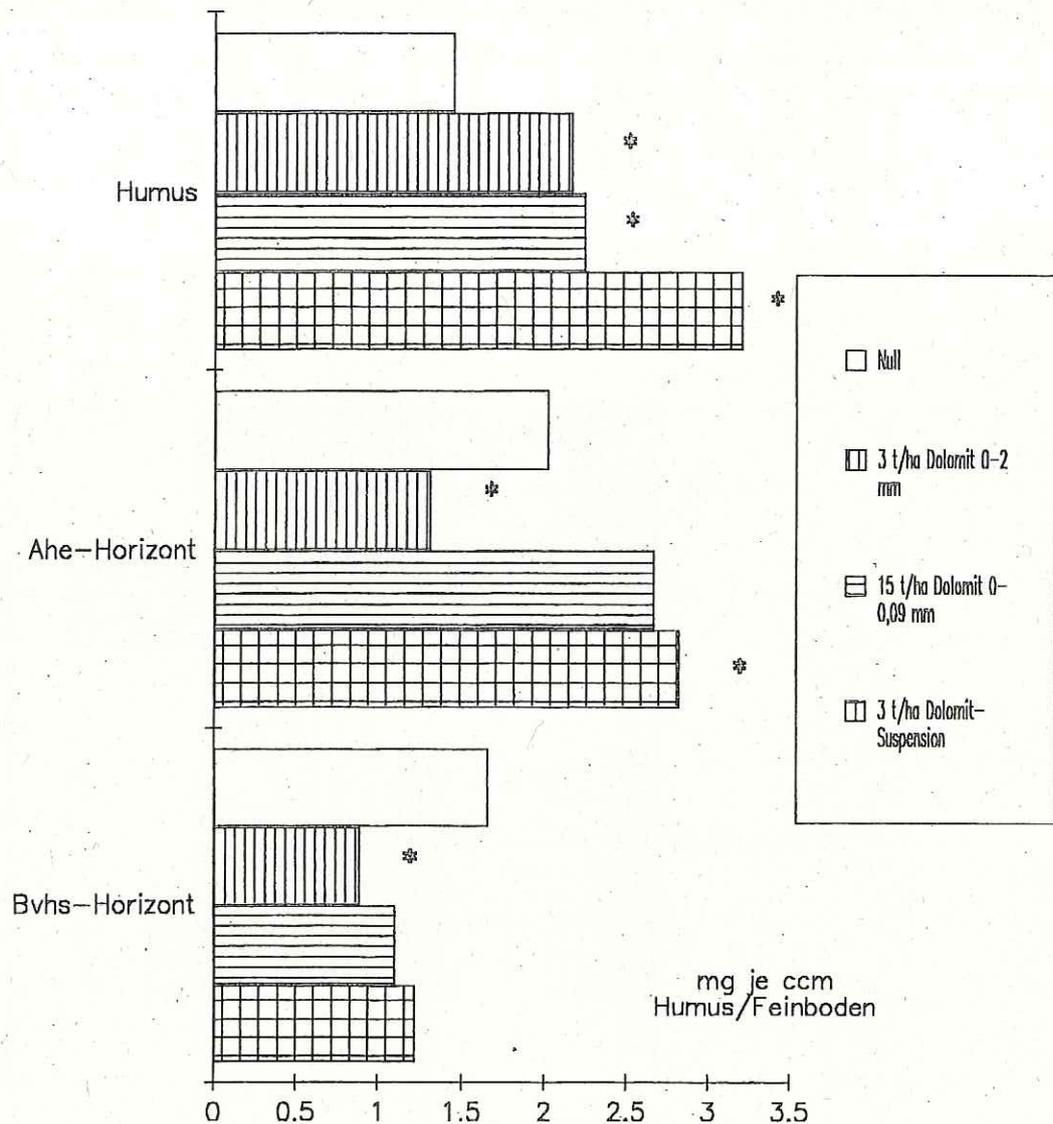


Abb. 20: Die Fein- und Schwachwurzelintensität ( $\leq 5$  mm) im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Bei Betrachtung der Feinwurzelmasse ( $\leq 2$  mm) (Tab. 3), welche nach WIEDEMANN (1991) viel sensibler auf Umwelteinflüsse reagiert, ist eine Zunahme im Humus der Varianten 3 to/ha Dolomit und 3 to Trockensubstanz/ha Dolomit-Suspension, aber keine Veränderung bei der Variante 15 to/ha Dolomit zu verzeichnen (Abb. 21).

Da in der zuletzt genannten Variante jedoch in vermehrtem Maße Schwachwurzeln auftreten (Abb. 20), ist es hier möglicherweise noch kurz vor der Probenahme zu einem Rückgang der Feinwurzelintensität gekommen. Dieses führen wir auf die nur kurze Zeit zurückliegende Kalkung von 7,5 to feinvermahlener Dolomit je ha und die damit verbundene massive Veränderung des chemischen Wurzelmilieus im Auflagehumus zurück.

Im Vergleich zum Befund der Fein- und Schwachwurzelintensität (Abb. 20) ist die Feinwurzelintensität (Abb. 21) im Ahe-Horizont der Variante mit 3 t/ha Dolomit nicht signifikant niedriger als in der Nullfläche. In den beiden anderen Varianten sind im Ahe-Horizont mehr Feinwurzeln zu finden. Bei der Variante mit der Dolomit-Suspension läßt sich dieses Ergebnis statistisch absichern. Im Bvhs-Horizont zeigen sich keine Unterschiede zur Nullfläche.

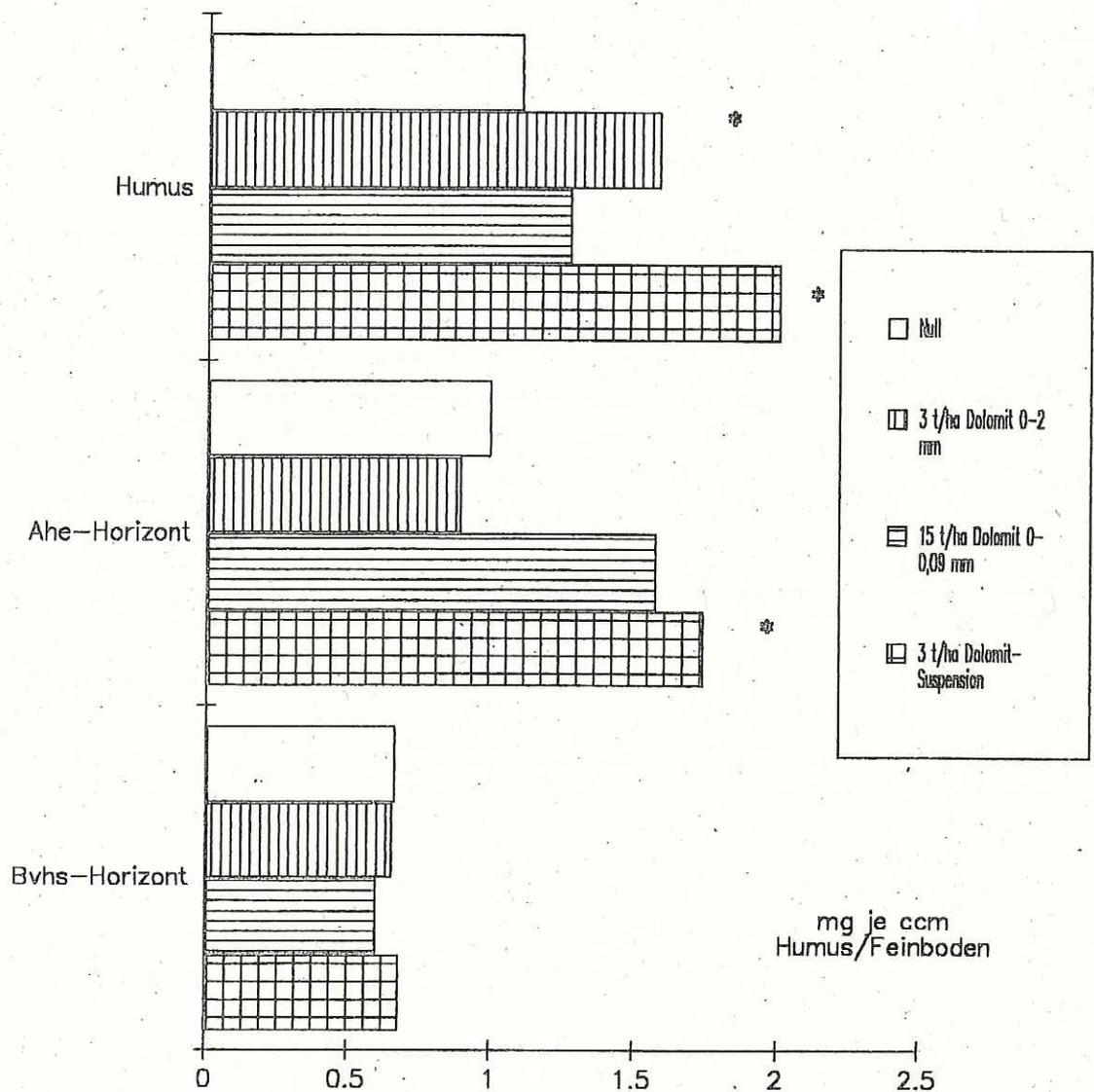


Abb. 21: Die Feinwurzelintensität ( $\leq 2$  mm) im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ), (t-Test)

In allen Kalkungsparzellen steigt der prozentuale Anteil der vitalen Feinwurzeln gegenüber den Verhältnissen in den unbehandelten Kontrollparzellen an (Abb. 22 und Tab. 3).

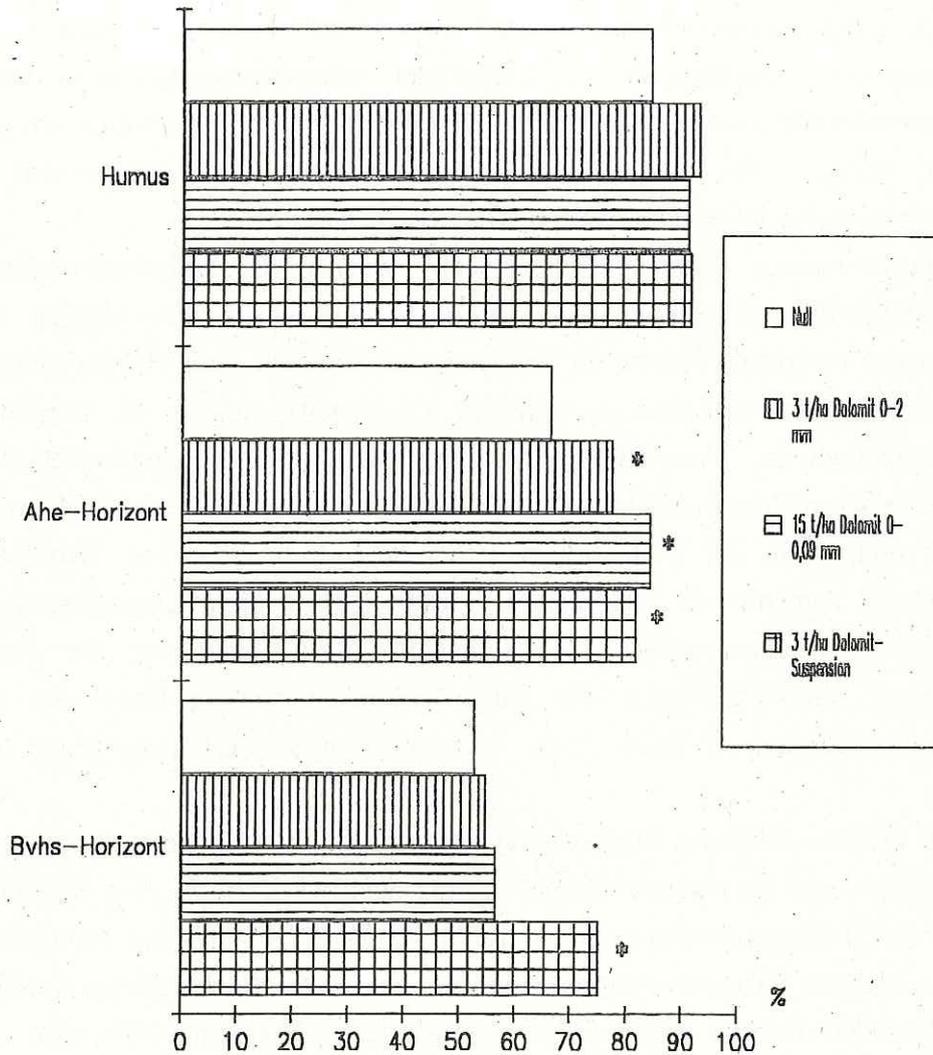


Abb. 22: Der prozentuale Anteil vitaler Feinwurzeln ( $\leq 2$  mm) im Humus und Mineralboden der Versuchsvarianten

\* = signifikant gegenüber der Nullvariante ( $p \leq 0,05$ ) (t-Test)

Im Humus ist die Streuung der Werte in der Nullfläche jedoch so groß, daß sich die Unterschiede in diesem Bereich statistisch nicht absichern lassen. Im tieferen Bvhs-Horizont hat sich nur bei der Variante mit der Dolomit-Suspension der Anteil der vitalen Feinwurzeln entscheidend vergrößert.

#### 4. Diskussion

Die Beeinflussung der bodenchemischen Verhältnisse durch die Deposition von versauernd wirkenden Luftschadstoffen hat Auswirkungen auf die Gesundheit der Bäume, wobei Zusammenhänge zwischen dem in der Krone sichtbaren Schädigungsgrad und der Ausbildung des Feinwurzelsystems bestehen (MEYER, 1985 und LELLEY, 1992). Bei der Bewertung der Auswirkungen von bestimmten bodenchemischen Konstellationen auf die Feinwurzelaktivität, insbesondere die Nährstoffaufnahme, auf die Feinwurzelintensität und -vitalität müssen die komplexen Vorgänge in der Rhizosphäre und im weiteren Rhizosphärenbereich beachtet werden (HÄUSSLING, 1991).

Im "vergleichenden Kompensationsversuch" wurden die bodenchemischen Verhältnisse gezielt durch die Ausbringung von Dolomit in unterschiedlichen Mengen, Mahlfeinheiten und Formen verändert. Neben der Erhöhung der Calcium- und Magnesiumgehalte wird die Versauerung in der Streuauflage reduziert. Gleichzeitig nehmen die Magnesiumgehalte in den Feinwurzeln zu. Wenn davon ausgegangen wird, daß die chemischen Inhaltsstoffe der Feinwurzeln von aktuell aufgenommenen Elementen wesentlich beeinflußt werden, so geben die Elementgehalte der Feinwurzeln Hinweise auf die jeweilige Wurzelaufnahme. Ein verbessertes Angebot an Magnesium führt jedoch nicht zwangsläufig zu sofortiger verstärkter Aufnahme dieses Nährelementes. Die Versorgung der Feinwurzeln mit Magnesium scheint vielmehr mit einem zeitlichen Verzug hinter der entsprechenden Austauschbelegung im Boden, bzw. hinter der Angebotserhöhung in der Streuauflage zu folgen.

Parallel zu dem erhöhten Magnesiumangebot steigt bei der Kalkung der pH-Wert in der Streuauflage, was die Nährelementversorgung positiv beeinflußt. Mit steigenden pH-Werten nimmt die H-Ionenkonzentration ab. ROST-SIEBERT (1985) hat nachgewiesen, daß die Wurzelaufnahme basischer Nährelemente in versauerten Streuauflagen durch den H-Ionen-Streß behindert und eine selektive Ionenaufnahme der Wurzeln gestört wird.

Die positiven Zusammenhänge zwischen dem Mg/Al-Verhältnis im Humus und dem Magnesiumgehalt in den Feinwurzeln müssen nicht unmittelbar kausaler Natur sein. Wenn der Magnesium-Gehalt in den Feinwurzeln vom Ionenantagonismus zwischen Magnesium und Aluminium in der Rhizosphäre abhängig wäre, sollte Magnesium in den Feinwurzeln mit der Zunahme von Aluminium im Humus bzw. im Boden abnehmen. Hierfür ergeben sich aus unseren Untersuchungen jedoch keine Hinweise. Nach DIETZE (1985) liegt Aluminium in organisch beeinflussten Horizonten zu wesentlichen Anteilen komplexiert vor und wirkt dann nur in untergeordnetem Maße als Nährstoffantagonist. Daher führen wir eine bevorzugte Magnesiumaufnahme in den organisch beeinflussten Horizonten auf die Dominanz der basischen Kationen nicht aber unbedingt auf einen sich abschwächenden Antagonismus zu pflanzenverfügbarem Aluminium zurück.

Die Aufnahme des potentiell toxischen Aluminiums kann durch die Erhöhung des pflanzenverfügbaren Magnesiumvorrats im Boden in Folge der Kalkung gebremst werden, was durch die Abnahme des Aluminiumgehaltes der Feinwurzeln bei höheren Magnesiumkonzentrationen in der Rhizosphäre belegt wird. Auch JORNS et al. (1985) und ROST-SIEBERT (1985) haben darauf hingewiesen, daß die Aufnahme von Aluminium von den molaren Verhältnissen zu seinen "Antagonisten" Calcium und Magnesium abhängt.

Es kann durch unsere Befunde nur andeutungsweise gezeigt werden, daß Aluminium die Vitalität der Feinwurzeln beeinträchtigt. So haben PRIETZEL und FEGER (1991) darauf hingewiesen, daß Aussagen über aluminiuminduzierte Feinwurzelschädigungen die Kenntnis der verschiedenen Aluminium-Spezies voraussetzen. Neben DIETZE (1985) beschreiben auch BENGTON et al. (1988), daß Aluminium in der Bodenlösung organisch beeinflusster Horizonte durch organische Komplexbildner maskiert ist, womit dessen wurzelschädigende Wirkung zurücktritt. Erst in den tieferen humusfreien und versauerten Mineralbodenhorizonten ist danach mit Wurzelschäden durch freigesetztes  $Al^{3+}$  zu rechnen. Der Säuregrad des Bodens wirkt sich dabei auf die Konzentration an pflanzenverfügbarem Aluminium aus. HÄUSSLING (1991) hat jedoch gezeigt, daß sich die Protonenkonzentration in der unmittelbaren Rhizosphäre von der des umgebenden Bodens unterscheidet, was bei unseren Messungen aufgrund des abweichenden methodischen Ansatzes nicht berücksichtigt werden konnte. Von entscheidender Bedeutung für das pH-Gefälle ist die Stickstoffbindung in der Bodenlösung (LEISEN, 1989). Nach Kalkungsmaßnahmen verschiebt sich das Verhältnis von Nitrat zu Ammonium in der Bodenlösung der oberen durchwurzelten Horizonte in Richtung Nitrat (BREINER, 1990). Bei der Nitrataufnahme durch die Feinwurzeln kommt es durch Wurzelausscheidungen von  $OH^-$ -Ionen zu pH-Erhöhungen in der unmittelbaren Rhizosphäre. Dabei wird Aluminium nach NEITZKE (1984) ausgefällt und kann nur noch in geringerem Umfang wurzelschädigend wirken. Es muß daher in Frage gestellt werden, ob Nährlösungsversuche mit Aluminium (VOGELEI und ROTHE, 1988) zur Erklärung von Vitalitätsverlusten bei Feinwurzeln ausreichen. Der allgemein gefundene Boden-pH-Wert und die  $Al_{ges.}$ -Konzentration scheint von geringerer Bedeutung hinsichtlich möglicher Wurzelschädigungen zu sein.

Nach unseren Untersuchungen wird die Vitalität der Feinwurzeln durch die Anreicherung der Rhizosphäre mit basischen Kationen gefördert. So zeichnen sich durch die Einbringung basischer Elemente bei Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen bei allen Kalkungsvarianten, sogar bei der Variante mit 3 t/ha Dolomit (0 - 2 mm), deutlich positive Effekte bis in den Bvhs-Horizont, statistisch absicherbar bis in den Ahe-Horizont, ab. Möglicherweise ist es eine Zeitfrage, in der dieser festgestellte positive Trend auch in tieferen Bodenhorizonten entsprechend abgesichert werden kann. Deutlich gefördert wird die Vitalität der Feinwurzeln im tiefer gelegenen Bvhs-Horizont vorerst nach der Ausbringung der Dolomit-Suspension.

Durch die Zufuhr von Nährelementen wird die Durchwurzelungsintensität positiv beeinflusst. Die Ausbringung der hochreaktiven Dolomitsuspension bietet bei einer Aufwandmenge von 3 to Trockensubstanz/ha schon innerhalb der für eine ökosystemare Zeitrechnung kurzen Periode von 3 Jahren günstige Voraussetzungen zur Förderung einer tieferen Durchwurzelung der Feinwurzeln. Vergleichbare, wenn auch nicht so ausgeprägte Tendenzen ergeben sich auch in der 15 to/ha Dolomit-Variante. Nach der Ausbringung von 3 to/ha Dolomit konzentrieren sich sowohl die Fein-, als auch die Schwachwurzeln vorerst in der Streuauflage, wie es bereits häufiger in der Literatur beschrieben wurde (GEHRMANN, 1990 und RAPP, 1991). Damit entspricht die vertikale Verteilung der Wurzelmasse genau der nachweislichen Verbesserung des Nährelementangebotes insbesondere von Magnesium im Humus und in den Mineralbodenhorizonten nach den verschiedenen Kalkungsmaßnahmen.

## 5. Zusammenfassung

Vergleichende Feinwurzeluntersuchungen in einem Kiefernbestand mit unterständiger Buche auf einem versauerten Buntsandsteinstandort lassen folgende Schlußfolgerungen zu:

1. Die Feinwurzeln reagieren hinsichtlich Masse und Vitalität deutlich positiv auf die Erhöhung des Angebotes an basischen Nährelementen.
2. Versauerung und Aluminium beeinträchtigen in organisch beeinflussten Horizonten Feinwurzelmasse und -vitalität nur in untergeordnetem Maße.
3. Die Durchwurzelungsintensität und -vitalität kann durch hohe Ausbringungsmengen und hochreaktive Dolomitprodukte bis in tiefere Bodenhorizonte schon kurzfristig gefördert werden.
4. Bei der "praxisüblichen" Bodenschutzkalkung mit 3 to/ha Dolomit (0 - 2 mm) zeichnen sich nach 3 Jahren erste positive Effekte hinsichtlich der Durchwurzelungsintensität nur im Auflagehumus ab. Die Vitalität wird jedoch bereits im oberen Mineralbodenhorizont gefördert.

## Summary

Comparative investigations of fine roots in a pine stand with beech on an acidified new red sandstone site show the following results:

1. Fine roots react positively with mass and vitality after improvement on nutrition.
2. Acidification and aluminium damage the vitality and mass of fine roots in organic layers to a limited degree.
3. Large amounts and highly reactive dolomite products stimulate already in a short period

the root intensity and vitality in deeper soil horizons.

4. Initial positive effects on the root intensity in organic layers are beginning three years after soil protection measurements, which are usually done with 3 t/ha dolomite (0-2 mm). At that time the vitality improves already in the upper mineral soil horizon.

## 6. Literatur

BENGTSON, B., ASP, H., JENSEN, P. und BERGGREN, D., 1988: Influence of aluminium on phosphate and calcium uptake in beech (*Fagus sylvatica*) grown in nutrient solution and soil solution. *Phys. Plant.*, 74, 299-305

BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. und ZOTH, R., 1991: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. *Mitt. aus der FVA Rh.-Pf.*, Nr. 17/91, 235 S.

BREINER, A., 1990: Das Verhalten von Nitrat und Ammonium nach Kompensationsmaßnahmen mit verschiedenen Puffersubstanzen in einem Kiefern-Buchen-Wald auf Buntsandstein. *Dipl. Arb. im Fachber. Umweltschutz an der FH Rheinland-Pfalz, Abt. Bingen*, 123 S.

DIETZE, G., 1985: Bindungsformen und Gleichgewichte von Aluminium im Sickerwasser saurer Böden. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme*, Bd. 16, 1-118

EBBEN, U., 1989: Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche. *AFZ*, 44, 781-783

EDER, W., 1990: Maßnahmen zur Erhaltung und zum Schutz der Waldböden. *AFZ*, 45, 602-604

EDER, W. und SCHÜLER, G., 1991: Luftschadstoffe in Waldstandorten, ihre Auswirkung und Gegenmaßnahmen. *Tagungsber. BWK: Wald und Wasser*, 19-29

GEHRMANN, J., 1990: Auswirkungen der Bestandeskalkung auf chemische Kennwerte des Oberbodens und die Ernährungslage des Fichtenbestandes, in : *Umweltkontrolle am Waldökosystem. Forschung und-Beratung, Reihe C, H. 48*, 195-212

HÄUSSLING, M., 1991: pH-Werte in der Rhizosphäre, Wurzelwachstum und Mineralstoffaufnahme von unterschiedlich geschädigten Fichten auf verschiedenen Standorten in Baden-Württemberg, sowie Wasser- und Nährstoffaufnahme entlang von Fichtenwurzeln. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 73*, 266 S.

- HILDEBRAND, E.E. und SCHACK-KIRCHNER, H., 1990: Der Einfluß der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe. FoHo, 45, 139-142
- JORNS, A. und HECHT-BUCHHOLZ, C., 1985: Aluminiuminduzierter Magnesium- und Calciummangel im Laborversuch bei Fichtensämlingen. AFZ, 46, 1248-1252
- LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1991: Merkblätter, Nr. 9: Bodenschutzkalkung. 2. Aufl., Eigenverl., 23 S.
- LEISEN, E., 1989: Einfluß von Schädigung der Sprosse durch saure Benebelung sowie Nährstoffangebot im Boden auf Wurzelwachstum, Wasser- und Nährstoffaufnahme sowie pH-Veränderungen in der Rhizosphäre von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst). Diss. d. Univ. Hohenheim
- LELLEY, J., 1992: Problematik und Perspektiven der angewandten Mykorrhizaforschung. AFZ, 47, 368-369
- LUX, J., 1992: Erfolgreiche Waldkalkung mit dem ROSAL-System. Ber. der RaiBa Scheifel Waren GmbH&Co KG, Eigenvlg., 66 S.
- MATZNER, E., ULRICH, B., MURACH, D. und ROST-SIEBERT, K., 1985: Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. FoHo, 40, 303-309
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd. 7, 1- 67
- MEYER, F.H., 1985: Die Rolle des Wurzelsystems beim Waldsterben. FoHo, 40, 351-358
- MEYER, M. und ULRICH, B., 1990: Auswirkungen einer Kalkung auf Böden mit Mangantoxizität bei Douglasienbeständen auf Buntsandstein in der Nordeifel. FoHo, 45, 493-498
- MUNK, H. und REX, M., 1992: Zur Mobilität des Magnesiums in Böden und Düngemitteln. AFZ, 47, 796-799
- MURACH, D., 1984: Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkdl. Ber., Bd. 77, 127 S.
- NEITZKE, M., 1984: Der Einfluß von Aluminium auf die Keimung und Keimlingsentwicklung der Buche (*Fagus sylvatica* L.) unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit Calcium und Stickstoff. Diss. d. Wilh.-Univ. Münster, FB Biol., 151 S.

NIELSEN, C. und MACKENTHUN, G., 1991: Die horizontale Variation der Feinwurzelintensität in Waldböden in Abhängigkeit von der Bestockungsdichte. AFJZ, 192, 112-119

PRIETZEL, J. und FEGER, K.-H., 1991: Al-Spezies im Sickerwasser saurer Waldböden - Einfluß von Wasserbewegung und Löslichkeitsgleichgewichten. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenkd., 154, 271-281

RAPP, C., 1991: Untersuchungen zum Einfluß von Kalkung und Ammoniumsulfatdüngung auf Feinwurzeln und Ektomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 72, 293 S.

REITER, H., BITTERSÖHL, J., SCHIERL, R. und KREUTZER, K., 1986: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. Fowi. Cbl., 105, 300-309

ROST-SIEBERT, K., 1985: Untersuchungen zur H- und Al-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Univ. Göttingen, 12, 1-219

SCHÜLER, G., 1989: Kann eine Schutzkalkung die Bodenversauerung aufhalten? AFZ, 44, 974-978

SCHÜLER, G., 1990/91: Initial compensation of acidic deposition in forest ecosystems by different rock meals. Water, Air and Soil Pollution, 54, 435-444

SCHÜLER, G., 1992a: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 5-26

SCHÜLER, G., 1992b: Erste Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Sickerwasserchemismus in versauerten Waldökosystemen. Mitt. der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 27-67

ULRICH, B., 1982: Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge. Mitt. der LÖLF NRW, 9-25

ULRICH, B., 1990: Waldsterben - Forest decline in West-Germany. Environ. Sci. Technol. Vol., 24, No 4, 436-441

ULRICH, B., 1991: Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. FoHo, 46, 3-12

VEERHOFF, M. und BRÜMMER, G.W., 1992: Silicatverwitterung und -zerstörung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen und deren ökologische Konsequenzen. Natur- u. Landschaftskde., 28, 25-32

VOGELEI, A. und ROTHE, G.M., 1988: Die Wirkung von Säure und Aluminiumionen auf den Nährelementgehalt und den histologischen Zustand nicht mykorrhizierter Fichtenwurzeln (*Picea abies* Karst.). Fowi. Cbl., 107, 348-357

WIEDEMANN, H., 1991: Feinwurzeluntersuchungen in Buchenwaldökosystemen in Abhängigkeit vom Bodenchemismus. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 76, 289 S.

## Vergleichende Kompensationskalkung in Rheinland-Pfalz Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen, Moose) von Fichtenforsten

Gunter Mattern<sup>1</sup>

**Keywords:** Bodenvegetation, Artmächtigkeit, Soziabilität, Deckungsgrad, Moose, Höhere Pflanzen, Schlagflorenelemente, Nitrifizierungszeiger, Waldkalkung

### 1. Untersuchungsgebiet und -zeitraum

Im Rahmen des *"vergleichenden Kompensationsversuchs mit verschiedenen Puffer-substanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen"* wurden im Sommer und Herbst 1991 in vier Versuchsanlagen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz<sup>2</sup> vegetationskundliche Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET erhoben. Diese Aufnahmen werden im Verlauf der Vegetationsperiode 1992 weiter fortgeführt.

### 2. Methode

Die vegetationskundlichen Untersuchungen erfolgen auf 1 m<sup>2</sup> großen markierten Dauerquadraten. Pro Kalkungspartelle werden 5 Probeflächen aufgenommen (damit jeweils 10 pro Kalkungsvariante), die nach Möglichkeit auf einem diagonal verlaufenden Transekt und nicht zu nahe am Parzellenrand liegen. Aufgenommen wurden Artmächtigkeit und Soziabilität (beide nach BRAUN-BLANQUET), wobei diese Skala bei den Moosen zu einer reinen Deckungsgrad-Skala modifiziert wurde.

### 3. Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse soll zunächst auf die Versuchsanlage in der Eifel beschränkt bleiben, da die infolge der Kalkungsmaßnahmen aufgetretenen Veränderungen hier am deut-

<sup>1</sup> Kontaktadresse: AG Prof. Dr. Lüpnitz, Institut für Spezielle Botanik der Universität Mainz, Saarstraße 21, 6500 Mainz

<sup>2</sup> Östliche Hocheifel: FA Adenau, Abt. 42 a<sup>1</sup>; Hunsrück: FA Idar-Oberstein, Abt. 105 b; Sieger Bergland: FA Schönstein, Abt. 497 c, g; Nördlicher Pfälzerwald: FA Hochspeyer, Abt. VIII, 5a. Einzelheiten siehe bei SCHÜLER (1990).

lichsten ausgeprägt sind. Es genügt, dabei die Aufnahmen vom Sommer 1991 zu betrachten, da die meisten der zum Herbst hin auftretenden Veränderungen aus dem natürlichen Ablauf der Vegetationsentwicklung heraus zu erklären sind und nicht in Zusammenhang mit der Kalkung stehen.

### 3.1 Stetigkeit der einzelnen Arten in Abhängigkeit von der Kalkung

Die Vegetationstabellen sind sehr umfangreich und können hier nicht wiedergeben werden; zur übersichtlicheren Darstellung wurden sie daher in Stetigkeitstabellen zusammengefaßt, aus denen hervorgeht, wie häufig die einzelnen Arten bei den verschiedenen Kalkungsvarianten vorkommen. Stetigkeit 1 bedeutet, daß die Art in 10 Aufnahmen 1 - 2-mal gefunden wurde, Stetigkeit 2 steht für 3 - 4 Funde usw.

Tabelle 1 gibt die Stetigkeit der höheren Pflanzen, Tabelle 2 die der Moose wieder. Die einzelnen Arten sind dabei gemäß ihrer Reaktion gegenüber der Kalkung zu verschiedenen Gruppen zusammengefaßt.

Arten wie *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele, Gramineae), *Dryopteris dilatata* (Breitblättriger Dornfarn, Aspidiaceae), *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere, Ericaceae) oder *Galium harycinicum* (Harzer Labkraut, Rubiaceae) sind typisch für bodensaure näherelementarme Wälder und bilden oft auf weite Strecken den einzigen Unterwuchs in Fichtenforsten. Bei den Moosen sind vor allem *Polytrichum formosum*, *Hypnum cupressiforme*, *Plagiothecium curvifolium* und *Dicranum scoparium* als weitverbreitete Bodenbesiedler zu nennen.

Diese Arten sind auch in der Eifel vertreten und wurden auf fast allen Versuchspartzen mit z. T. recht hoher Stetigkeit gefunden. Diese Arten werden durch die verschiedenen Kalkungsmaßnahmen in der Regel nicht beeinträchtigt, nur in manchen Fällen kommt es zu einem Rückgang des Deckungsgrades (vgl. 3.2), sie werden aber - wie nicht anders zu erwarten - in ihrer Ausbreitung auch nicht gefördert.

Eine zweite Gruppe von Arten ist in ihrem Verhalten nicht so eindeutig zu beurteilen wie diese typischen Fichtenforstelemente. Zum Teil handelt es sich um Arten, die wahrscheinlich zur ersten Gruppe gehören, aber im Untersuchungsgebiet zu selten sind, als daß eine sichere Zuordnung vorgenommen werden könnte. Das ist z.B. bei den Moosen *Campylopus pyriformis*, *Plagiothecium laetum* und *Leucobryum glaucum* der Fall. Bei anderen Arten, so bei *Agrostis tenuis* (Rotes Straußgras, Gramineae) und *Cerastium holosteoides* (Gewöhnliches Hornkraut, Caryophyllaceae), liegen die bevorzugten Standorte zwar außerhalb des Fichtenwaldes, doch sind sie auch nicht als Schlagflora-Elemente bzw. Nitrifizierungszeiger einzustufen. Das Verhalten dieser Arten im Zusammenhang mit der Kalkung kann noch nicht abschließend beurteilt werden.

Bei der 3. Gruppe von Arten handelt es sich schließlich um typische Vertreter der Kahlschlag-Flora bzw. um solche Arten, die einen erhöhten Nährstoffumsatz anzeigen (was ja auch bei der Schlagflora der Fall ist). Bekannt und häufig sind hier *Rubus idaeus*

(Himbeere, Rosaceae), *Epilobium angustifolium* (Schmalblättriges Weidenröschen, Onagraceae) und *Digitalis purpurea* (Roter Fingerhut). Sie bilden auf frischen Kahlschlägen oder Windwurfflächen oft große aspektbestimmende Bestände aus und sind auch im Untersuchungsgebiet in verschiedener Häufigkeit vertreten, wobei sowohl die Stetigkeit als auch die Zahl der insgesamt vorkommenden Arten bei den stärker gekalkten Varianten höher ist (vgl. Tab. 1 und Abschnitt 3.3). Auffällig ist das mehrfache Auftreten von *Taraxacum officinale* (Löwenzahn, Compositae) und *Stellaria media* (Vogelmiere, Caryophyllaceae). Die meisten dieser Arten kommen auf der Nullfläche gar nicht vor.

Bei den Moosen muß hier etwas stärker differenziert werden: z.T. handelt es sich um ausgesprochene Kalkzeiger, die auf dem ausgebrachten Material wachsen (z.B. *Brachythecium unguiculata*; ihr Vorkommen läßt keine Rückschlüsse auf eine Veränderung des Bodenmilieus zu), z.T. um Arten, die allgemein nährstoffreiche Substrate bevorzugen (*Brachythecium rutabulum*, *B. velutinum*, *Bryum argenteum*, *Marchantia polymorpha*). Zunächst wurden akrokarpe und pleurokarpe Arten gleichermaßen durch die Kalkung gefördert. Die laufenden Untersuchungen zeigen jedoch, daß die Entwicklung der ersteren stagniert, sie werden sogar von den letzteren zurückgedrängt.

### 3.2 Mittlerer Deckungsgrad der einzelnen Arten in Abhängigkeit von der Kalkung

Die Stetigkeitsangaben lassen nur Rückschlüsse darauf zu, wie häufig eine Art bei den einzelnen Kalkungsvarianten gefunden wurde, nicht jedoch, mit welcher Artmächtigkeit sie auftritt. Um auch diese zu berücksichtigen, wurden für einige ausgewählte Arten sogenannte "mittlere Deckungsgrade" berechnet und graphisch dargestellt (Abb. 1 und 2)<sup>3</sup>. Jeder mittlere Deckungsgrad stellt den Mittelwert aus den einzelnen Deckungsgraden der 10 Vegetationsaufnahmen der jeweiligen Kalkungsvarianten dar<sup>4</sup>.

Die Reihenfolge der einzelnen Kalkungsvarianten wurde so verändert, daß die Flächen mit gleicher Kalksorte nebeneinanderstehen, innerhalb jeder Kalksorte wurde nach steigender Dosis geordnet.

Abbildung 1 zeigt den mittleren Deckungsgrad von *Epilobium angustifolium* (Weidenröschen), einer typischen Pflanze der Kahlschlag-Vegetation, und von *Brachythecium rutabulum*, einem sehr häufigen Moos nährstoffangereicherter Standorte. Es wird deutlich, daß bei bestimmten Kalkungsvarianten der Deckungsgrad beider Arten erhöht ist, so vor allem bei den Varianten 7 (15 t Muschelkalk + 1,5 t Hyperphos), 9 (5 t manuell ausgebrachte Dolomit-Suspension) und 13 (9,5 t Tonmineral-Dolomit-Gemisch). Auf der Nullfläche und bei geringen Kalkgaben, so bei der 3 t Muschelkalk-Variante und bei der 1,6 t Dolomit-Suspensionsvariante, überraschenderweise auch bei der 6 t Dolomit-Suspensionsvariante, fehlen beide Arten.

<sup>3</sup> Wir danken Herrn Dipl.Biol. J. Tauchert, AG EISENBEIS, für seine freundlich gewährte Unterstützung bei der elektronischen Datenverarbeitung.

<sup>4</sup> Zur Berechnung wurden bei den Deckungsgraden 1 - 5 einfach die Zahlenwerte benutzt; für "+" wurde schematisch "0,5", für "r" "0,1" angesetzt.

Ähnliche Tendenzen lassen sich in den anderen Untersuchungsgebieten und auch bei anderen Arten (*Rubus fruticosus*, *Stellaria media*) nachweisen.

Abbildung 2 illustriert beispielhaft das Verhalten derjenigen Arten, die durch die Kalkungsmaßnahmen in ihrer Vitalität beeinträchtigt werden. *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere) und *Campylopus flexuosus* kommen von Natur aus nur auf sehr basenarmen Standorten vor. Unmittelbar im Anschluß an die Kalkgaben ließen sich bei der Heidelbeere Blattnekrosen beobachten (Braunfärbung und Absterben der Blätter vom Randbereich her), höhere Dosen führten zum Absterben ganzer Äste und Pflanzen. Zur Zeit beginnen sich die überlebenden Individuen zu regenerieren, der Deckungsgrad ist bei den Varianten Nr. 5 (9 t Muschelkalk), 9 und 10 (5 t Dolomit-Suspension) sowie 12 (10 t silikatisches Gesteinsmehl) und 12 (9,5 t Tonmineral-Dolomit-Gemisch) noch deutlich erniedrigt. Hoch ist der Deckungsgrad dagegen auf der Nullfläche und bei den einzelnen 3 t-Varianten. *Campylopus flexuosus* zeigt ein ähnliches Verhalten, nur schreitet hier die Regeneration erst sehr langsam voran: Während auf der Nullfläche bis zu 5 cm dicke, kompakte Pflaster gedeihen, finden sich auf den gekalkten Parzellen nur dünne, lockere Schichten von erkennbar reduzierter Vitalität.

*Vaccinium* und *Campylopus* stellen zwei der auffälligsten Beispiele für Schädigungen einzelner Arten infolge der durchgeführten Kalkungsmaßnahmen dar. Ferner sind Schäden bei einigen weiteren Moosarten zu beobachten (*Polytrichum formosum*, *Leucobryum glaucum*, *Orthodicranum montanum*); sie treten bezeichnenderweise immer bei den gleichen Kalkungsvarianten auf.

Bei den Höheren Pflanzen sind 3 Jahre nach Ausbringung des Kalkes sonst keine Schäden mehr zu erkennen.

### 3.3 Veränderungen der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation im Überblick

In Tabelle 3 und 4 werden abschließend die Veränderungen der Artenzusammensetzung im Überblick gezeigt. Die Reihenfolge der Kalkungsvarianten stimmt mit der in 3.2. überein.

Bei dieser Darstellungsweise wird deutlich, daß in einzelnen Fällen eine regelrechte Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen der Kalkungsdosis und der Häufigkeit von durch die Kalkung geförderten Arten besteht. Hingewiesen sei auf die Zunahme der Schlagflora-Elemente bei den Muschelkalk-Steigerungsvarianten im Hunsrück, eine noch deutlichere Zunahme beim Vergleich der 3 t mit der 15 t Muschelkalk/Hyperphos-Variante in der Eifel und im Sieger Bergland, sowie auf den starken Rückgang dieser Arten bei der manuellen Ausbringung der Dolomit-Suspension (im Vergleich zur Helikoperausbringung; Tab. 3).

Solche Beziehungen sind nicht immer zu erkennen, was jedoch angesichts der Vielzahl determinierender Parameter (Beleuchtungsintensität, Bodenfeuchtigkeit) nicht weiter verwundert.

Tabelle 3 und 4 zeigen ferner, daß die Bodenvegetation der 4 Untersuchungsgebiete durchaus unterschiedlich auf die Kalkungsmaßnahmen reagiert: Die deutlichsten

Veränderungen sind im Sieger Bergland und der Eifel zu beobachten. Im Hunsrück sind Anzahl und Stetigkeit der neu hinzukommenden Arten deutlich geringer, was sicher mit der starken Beschattung und allgemeinen Vegetationsarmut dieses Bestandes zusammenhängt. Im Pfälzer Wald sind in der Mooschicht nur wenige und in der Krautschicht fast keine Veränderungen zu beobachten, vermutlich bedingt durch die Trockenheit dieses Standortes. Die laufenden Untersuchungen zeigen, daß in diesem Jahr die Zahl der Vorkommen nitrophiler Pflanzenarten weiter zunimmt.

#### 4. Diskussion

Mit Hilfe dieser Untersuchungen soll abgeschätzt werden, welche Auswirkungen die Kalkungsmaßnahmen auf einen Teilbereich des Fichtenwald-Ökosystems, nämlich auf die Kraut- und Moosflora des Waldbodens, haben. Sie sind damit ein Beitrag zur Klärung der Frage, welche Kalkungsvariante bei großflächigem Einsatz zu bevorzugen wäre. Es existieren bereits einige Arbeiten, die sich mit der Auswirkung von Bestandeskalkungen auf die Bodenvegetation beschäftigen, hingewiesen sei z.B. auf SCHLÜTER (1966) und WENZEL (1989).

Die vorliegenden Aufnahmen erlauben bereits eine erste Beurteilung der Kalkungsauswirkungen; sie sollen zugleich Grundlage für eine längerfristige Beobachtung der Vegetationsveränderungen sein.

Aus der Sicht der Vegetationskunde müssen diejenigen Varianten, die zu starken Schäden an den bodenbesiedelnden Pflanzen führen, kritisch betrachtet werden. Es betrifft dies in erster Linie die manuell ausgebrachte 5 t Dolomit-Suspension und die 15 t Muschelkalk + Hyperphos-Variante. Es ist damit zu rechnen, daß bei großflächiger Ausbringung zahlreiche seltene Arten in Mitleidenschaft gezogen werden und - für das Ökosystem noch wichtiger - die gesamte Biozönose zu stark und zu schnell verändert wird. So dürfte z.B. das großflächige Absterben von *Leucobryum*, einer in Fichtenforsten nicht seltenen Art, vermutlich den Lebensraum zahlreicher Bodenlebewesen und auch den Wasserhaushalt des Waldbodens verändern.

Problematisch scheinen auch das 9,5 t Tonmineral-Dolomit-Gemisch sowie die Varianten mit silikatischem Gesteinsmehl + Magnesit zu sein; hiervon gibt es jedoch nur wenige Versuchsflächen, so daß eine abschließende Beurteilung noch nicht möglich ist. WENZEL (1989) konnte dagegen keine negativen Effekte in der Initialphase nach der Kalkung feststellen; in ihrem Untersuchungsgebiet scheint allerdings der Deckungsgrad der Mooschicht nur unbedeutend gewesen zu sein.

Bei den übrigen Varianten sind die direkten Folgeschäden der Kalkung geringer; zu berücksichtigen ist hier der im Zuge der Humusmineralisierung auftretende Ruderalisierungseffekt. Die Ausbreitung nitrophiler Arten, wie z.B. der Brombeere, könnte

zum Problem werden. Auf die Ausbreitung stickstoffliebender Arten weisen auch SCHLÜTER (1966) und WENZEL (1989) hin. Am günstigsten erscheinen daher niedrige Dosen (3 t Forsthüttenkalk grob, 3 t Muschelkalk), bei denen fast keine Schäden, aber doch eine deutliche Zunahme der Schlagflora-Elemente (und damit eine Wirkung) zu verzeichnen ist.

## 5. Zusammenfassung

1. Bei bestimmten Kalkungsvarianten, i.d.R. den höherdosierten, treten zahlreiche stickstoffliebende Pflanzen, oft ausgesprochene Mineralisierungszeiger, auf. Dies betrifft vor allem die Höheren Pflanzen, doch auch in der Moosschicht kommen bereits einige nitrophile Elemente vor.
2. Die Stetigkeit oder der Deckungsgrad einiger typischer Fichtenforst-Arten geht dagegen deutlich zurück. Diese Veränderungen sind v.a. bei den offenbar empfindlicheren Moosen zu beobachten.
3. Als Ursache des Deckungsrückganges lassen sich bei einzelnen Arten ganz konkrete Schäden als Folge der Kalkungsmaßnahmen beobachten.
4. Die laufenden Untersuchungen zeigen, daß es zu einer langsamen Regeneration der geschädigten Pflanzen und einer weiteren Ausbreitung der Schlagflora-Elemente kommt.

## Summary

1. After liming with large amounts numerous plants appear, which are characteristic for mobilized nitrogen and for mineralizing of the humus layer. This concerns in particular higher developed plants. In the moss layer some nitrophilous elements already appear.
2. In contrast to that the steadiness or the covering of some typical spruce forest species decrease clearly. These changes can be observed in particular with the obviously more sensitive mosses.
3. As reason for the decreasing covering of the single species concrete damages can be observed as consequence of liming measures.
4. The current investigations show that there is a slow regeneration of the damaged plants and a further spread of plant elements, which are characteristic for clearcut areas.

## 6. Literatur

SCHLÜTER, H., 1966: Untersuchungen über die Auswirkungen von Bestandskalkungen auf die Bodenvegetation in Fichtenforsten. Die Kulturpflanze (Berlin), 14, 47-60

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanz zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. In: Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Abt. Waldwachstum (Hrsg.): Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. Sammlung der Referate anlässlich des 1. Kolloquiums vom 14.05.1990, Trippstadt, S. 2-22

WENZEL, B., 1989: Kalkungs- und Meliorationseffekte im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme (Univ. Göttingen), Reihe A, Band 51

## 7. Anhang

Abbildungen 1 und 2

Tabellen 1 - 4

Zu Abb. 1 und 2:

Bedeutung der Varianten-Nummer

Variante 0: Nullfläche

Variante 1: 3t Hüttenkalk, fein

Variante 2: 3t Muschelkalk, Granulat

Variante 3: 3t Muschelkalk, grob

Variante 4: 5t Muschelkalk, grob

Variante 5: 9t Muschelkalk, grob

Variante 6: 3t Muschelkalk + 0,3t Hyperphos

Variante 7: 15t Muschelkalk + 1,5t Hyperphos

Variante 8: 1,6t Dolomit-Suspension

Variante 9: 5t Dolomit-Suspension, manuelle Ausbringung

Variante 10: 5t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung

Variante 11: 6t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung

Variante 12: 10t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit

Variante 13: 9,5t Tonmineral-Dolomit-Gemisch

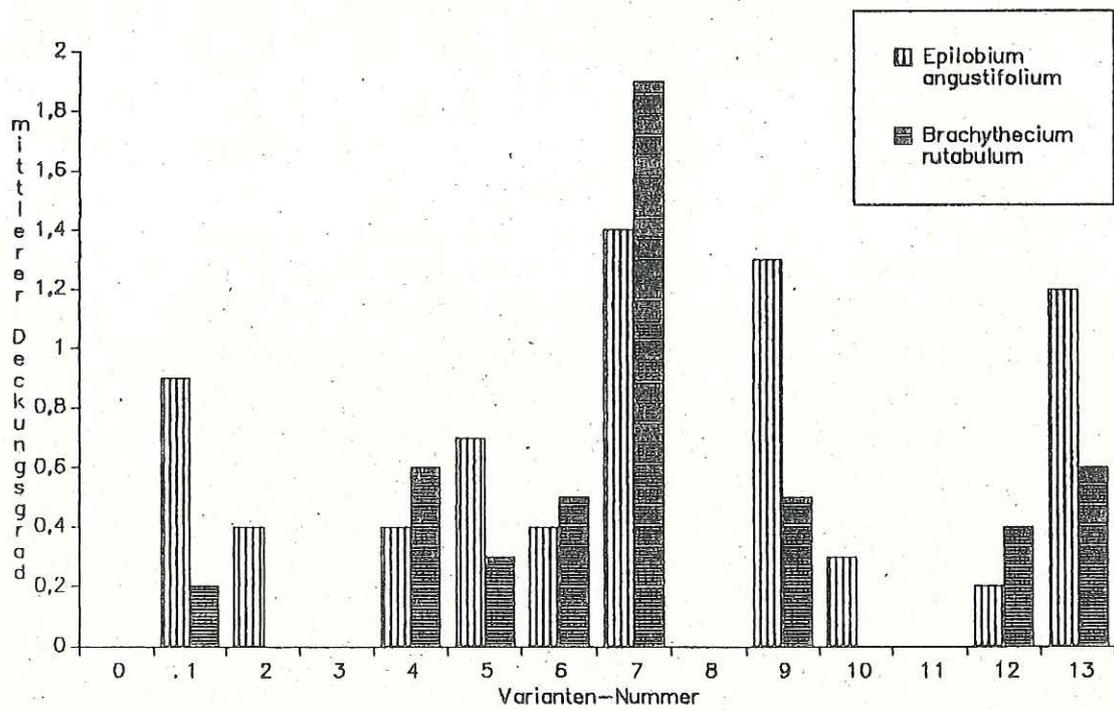


Abb. 1: Mittlerer Deckungsgrad von *Epilobium angustifolium* (Angiospermae) und *Brachythecium rutabulum* (Musci) bei verschiedenen Kalkungsvarianten

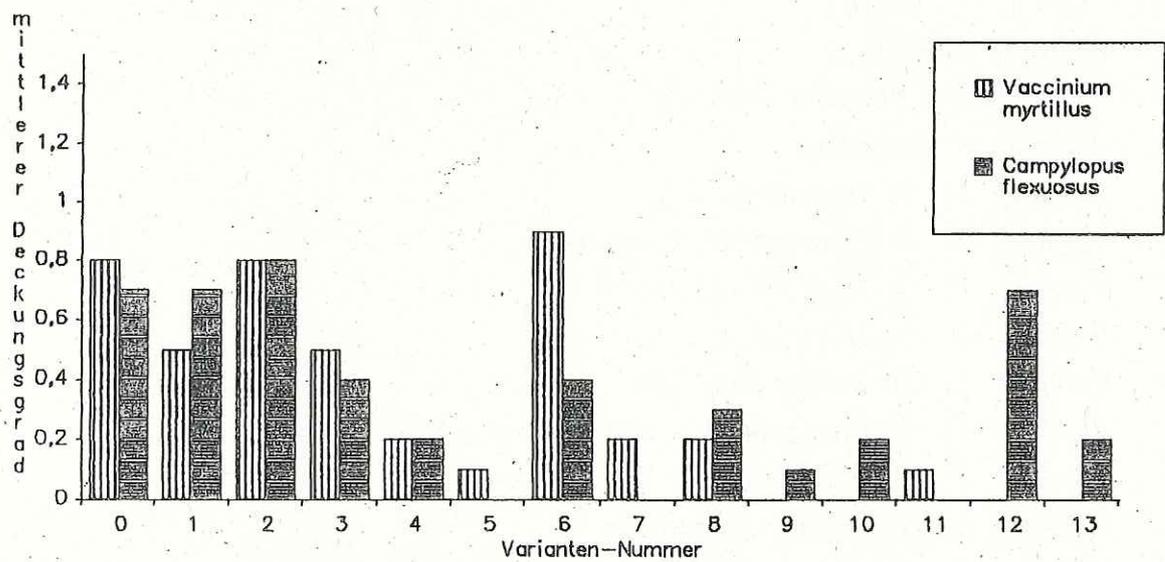


Abb. 2: Mittlerer Deckungsgrad von *Vaccinium myrtillus* (Angiospermae) und *Campylopus flexuosus* (Musci) bei verschiedenen Kalkungsvarianten

Tab. 1: Stetigkeit der Höheren Pflanzen auf den verschieden gekalkten Varianten  
(Eifel, Sommer)

Varianten-Nummer <sup>5</sup>	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Gruppe 1</b>														
<i>Picea abies</i> juv.	4	4	5	3	3	5	5	4	5	3	4	3	4	4
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1	.	1
<i>Betula</i> sp. juv.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	1
<i>Quercus spec.</i> juv.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<b>Gruppe 2</b>														
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	4	1	5	2	1	2	2	1	2	3	4	3	4
<i>Dryopteris dilatata</i>	4	3	4	2	3	3	3	2	3	2	3	1	3	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	2	3	4	2	1	2	1	2	1	.	1	1	2
<i>Galium harzycicum</i>	1	4	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	3	.
<i>Carex pilulifera</i>	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	.	2	1
<i>Luzula luzuloides</i>	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	.	1
<b>Gruppe 3</b>														
<i>Agrostis tenuis</i>	1	1	2	1	1	1	1	1	2	.	.	1	2	1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	1	.	1	.	.	1	1	.	.	.	.	1	.
<i>Juncus effusus</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Senecio fuchsii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<b>Gruppe 4</b>														
<i>Rubus idaeus</i>	1	1	2	.	3	3	2	1	3	2	1	1	1	1
<i>Epilobium angustifolium</i>	.	.	1	2	3	3	1	2	5	4	1	.	1	.
<i>Digitalis purpurea</i>	.	1	.	.	.	1	.	.	.	1	1	2	1	.
<i>Epilobium montanum</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	3	3	1	1	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	1	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.	1
<i>Stelaria media</i>	.	.	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	.	.	.	1	.	.	1	.	2	.	.	.	.
<i>Moehringia trinervia</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	1	.
<i>Salix caprea</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
<i>Sambucus</i> sp. juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.

Zahl der Aufnahme pro Parzellennummer: 10 (Nullfläche: 15)

Gruppe 1: Gehölzjungwuchs

Gruppe 2: Typische Fichtenforst-Begleitarten

Gruppe 3: Arten die infolge der Kalkung möglicherweise in Ausbreitung begriffen sind

Gruppe 4: Typische Pflanzenarten der Schlagflora sowie 3 weitere nitrophile Arten

<sup>5</sup> Auf den einzelnen Parzellen wurden im Dezember 1988 folgende Kalk-Varianten ausgebracht:

0: Nullfläche; 1: 3 t Muschelkalk grob; 2: 3 t Muschelkalk Granulat; 3: 3 t Muschelkalk + 3 dt Hyperphos; 4: 3 t Hüttenkalk; 5: 9,5 t Tonmineral-Dolomit-Gemisch; 6: 5 t Muschelkalk grob; 7: 9 t Muschelkalk grob; 8: 15 t Muschelkalk + 1,5 t Hyperphos; 9: 5 t Dolomit-Suspension, manuelle Ausbringung; 10: 5 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung; 11: 6 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung; 12: 10 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit; 13: 1,6 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung

Tab. 2: Stetigkeit der Moose auf den verschiedenen gekalkten Varianten (Eifel, Sommer)

Varianten-Nummer	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Gruppe 1</b>														
<i>Polytrichum formosum</i>	4	5	5	4	5	5	5	4	5	3	3	2	2	3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	2	1	3	1	4	1
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	4	2	4	3	4	4	2	3	3	5	3	3	2	2
<i>Dicranum scoparium</i>	2	4	2	1	1	3	3	2	2	1	2	2	1	1
<i>Lophocolea bidentata</i> s.l.	2	1	2	4	2	2	2	1	3	2	2	2	1	2
<i>Lophocolea heterophylla</i>	2	1	3	2	3	2	2	3	3	2	2	2	2	2
<i>Campylopus flexuosus</i>	4	4	5	3	4	2	1	1	.	1	2	.	4	3
<i>Mnium hornum</i>	2	2	3	.	.	3	5	4	3	1	1	1	3	.
<i>Pholia nutans</i>	2	.	.	1	3	2	2	.	1	2	2	1	3	.
<i>Dicranella heteromalla</i>	.	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	2	.
<i>Lepidozia reptans</i>	1	1	1	1	1	2	1	1	.	.	.	.	.	2
<b>Gruppe 2</b>														
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	1	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	.	.
<i>Orthodontium lineare</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	2
<i>Campylopus pyriformis</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plagiothecium laetum</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Eurhynchium praelongum</i>	.	.	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.
<i>Herzogiella seligeri</i>	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.
<i>Tetraphis pellucida</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Sphagnum quingef./nemoreum</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leucobryum glaucum</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Calliergonella cuspidata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Dicranaceae juv.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<b>Gruppe 3</b>														
<i>Brachythecium rutabulum</i>	1	.	.	2	2	3	2	2	5	2	.	1	3	.
<i>Ceratodon purpureus</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	2	1	.	.	1	.
<i>Bryum / Ceratodon</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	3	.	.	1	.
<i>Funaria hygrometrica</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	1	2	.	.	.	.
<i>Brachythecium velutinum</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	1	.
<i>Amblystegium serpens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.
<i>Barbula unguiculata</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Marchantia polymorpha</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
<i>Atrichum undulatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Bryum sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.

Zahl der Aufnahmen pro Parzellennummer: 10 (Nullfläche: 15)

Gruppe 1: Typische Fichtenforst-Begleitarten

Gruppe 2: Im Untersuchungsgebiet nur selten auftretende Arten

Gruppe 3: Typische Moosarten kalk- und / oder nährstoffreicher Standorte

Tab. 3: Übersicht über das Auftreten von Schlagflora-Elementen innerhalb der 4 Untersuchungsgebiete

1. Gruppe: PW = Pfälzer Wald
2. Gruppe: H = Hunsrück
3. Gruppe: SB = Sieger Bergland
4. Gruppe: E = Eifel

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
PW	.	-	.	.	.	.	.	.	.	-	Se	.	-	-	.	-	Sr	-	
H	.	-	Dp Se	.	Dp Se	Dp Sr Se	Dp Sr Se E	Hy Mt Dp Sr Se E	.	.	.	Mm Sr Se E	.	.	.	.	.	.	.
SB	Sr Ri	Sc Hy Mt Dp Sr Se Em Ea	.	Hy St Dp Sr Se Ea	Mm Mt Hy Sr Se Em Ea	St Dp Sr Ri Se Em Ea	Hy St Dp Sr Se Em Ea	Hy St Dp Sr Se Em Ea	Mm Sc Hy Rf St Dp Sr Ri Se Em Ea	.	Hy Rf St Dp Sr Ri Se Em Ea	.	.	Hy Dp Sr Se Em Ea	.	.	.	.	Dp Ri
E	Ri Ea	Ri Se Ea	.	Ri Dp Ea	Dp Ri Ea	Ri Em Ea	Sc Ri Se Em St Ea	Rf Sc St Ri Em Ea	.	Rf Em Ea	Dp Se Ri Em Ea	Dp Ri Em Ea	Rf Mt Dp Ea	.	.	.	Mt Dp Ri Ea	Rf Mt Dp Ri Ea	.

Erklärung der Abkürzungen vgl. Tabelle 4.

Tab. 4: Übersicht über das Auftreten nitrophiler Moose innerhalb der 4  
 - Untersuchungsgebiete

1. Gruppe: PW = Pfälzer Wald
2. Gruppe: H = Hunsrück
3. Gruppe: SB = Sieger Bergland
4. Gruppe: E = Eifel

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
PW											BC C F				BC C F Br				
H					Br		F	Bv		-								BC	-
						Ba C F Br			BC BC			C F Br							
SB									Au BC Ba C As Br						Au C Br				
		Bv Br		Au Br	Br	Au C Br	C Br	Au C Br			Au Br								Ba C F Br
E									BC C Bv F Br		BC C F Br								Au BC C Bv Br
	Br	Br	-			Br	Br	Br					Br	-	-		Br		-

## Erläuterung zu den Tabellen 3 und 4:

- Spalte 1: Nullfläche  
Spalte 2: 3 t Hüttenkalk, fein  
Spalte 3: 3 t Forsthüttenkalk, grob  
Spalte 4: 3 t Muschelkalk, Granulat  
Spalte 5: 3 t Muschelkalk, grob  
Spalte 6: 5 t Muschelkalk, grob  
Spalte 7: 9 t Muschelkalk, grob  
Spalte 8: 3 t Muschelkalk + 3 dt Hyperphos  
Spalte 9: 15 t Muschelkalk + 1,5 t Hyperphos  
Spalte 10: 1,6 t Dolomit-Suspension  
Spalte 11: 5 t Dolomit-Suspension, manuelle Ausbringung  
Spalte 12: 5 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung  
Spalte 13: 6 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung  
Spalte 14: 3 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit  
Spalte 15: 6,5 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit  
Spalte 16: 10 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit  
Spalte 17: 9,5 t Tonmineral-Dolomit-Gemisch  
Spalte 18: 20 t silikatisches Gesteinsmehl

## Bedeutung der Abkürzungen:

- Auf der betreffenden Parzelle nicht festgestellt

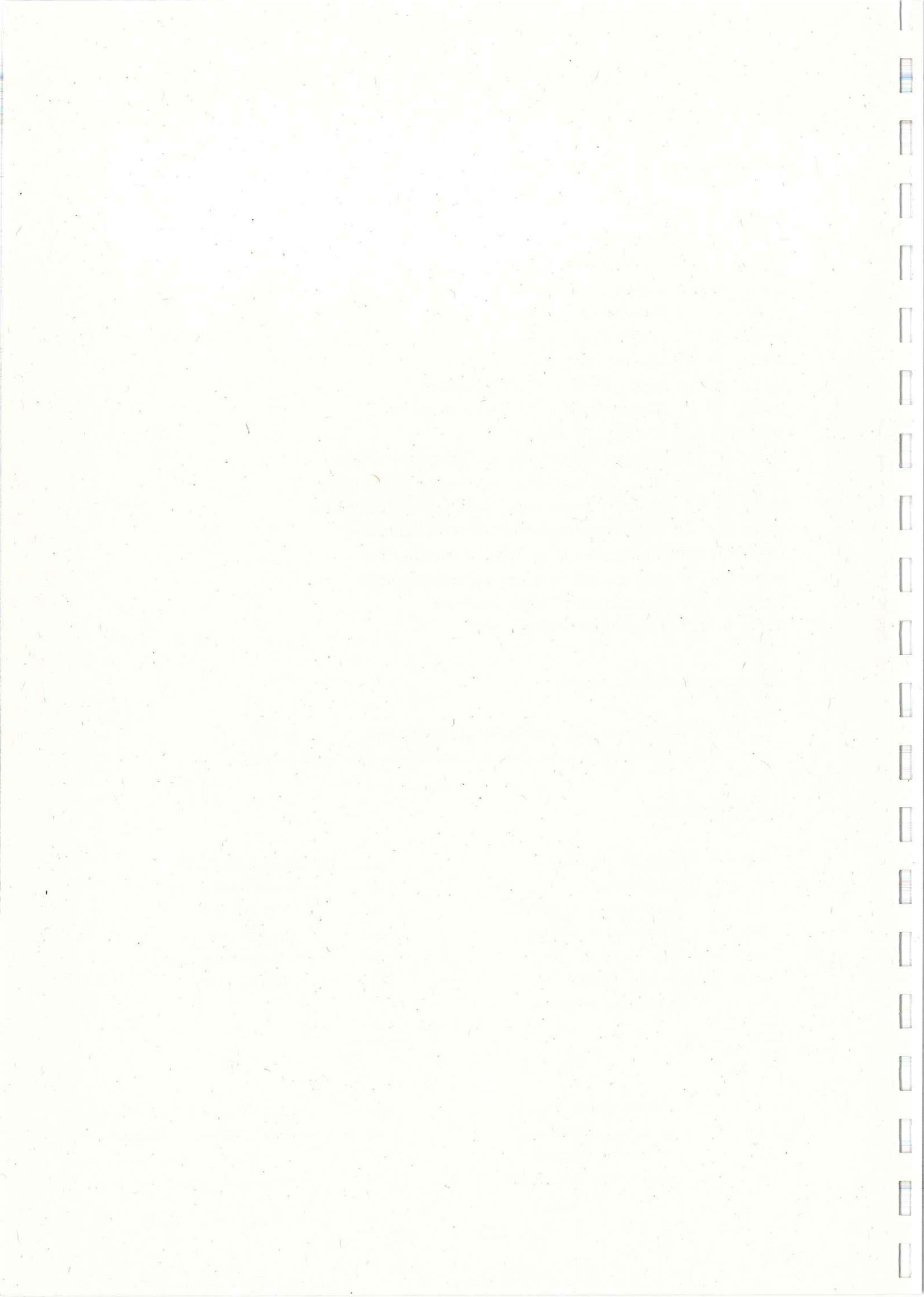
- Diese Kalkungsvariante ist in der Versuchsanlage nicht vertreten

## Höhere Pflanzen:

Dp	=	<i>Digitalis purpurea</i>	Rf	=	<i>Rubus fruticosus</i>
E	=	<i>Epilobium</i> sp.	Ri	=	<i>Rubus idaeus</i>
Ea	=	<i>Epilobium angustifolium</i>	Sc	=	<i>Salix caprea</i>
Em	=	<i>Epilobium montanum</i>	Se	=	<i>Senecio sylvaticus</i>
Hy	=	<i>Hypericum pulchrum</i>	Sr	=	<i>Sarothamnus scoparius</i>
Mm	=	<i>Mycelis muralis</i>	St	=	<i>Stellaria media</i>
Mt	=	<i>Moehringia trinervia</i>			

## Moose:

As	=	<i>Amblystegium serpens</i>	Br	=	<i>Brachythecium rutabulum</i>
Au	=	<i>Atrichum undulatum</i>	Bv	=	<i>Brachythecium velutinum</i>
Ba	=	<i>Bryum argenteum</i>	C	=	<i>Ceratodon purpureus</i>
BC	=	<i>Bryum</i> oder <i>Ceratodon</i>	F	=	<i>Funaria hygrometrica</i>



## Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihre Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen

Annette Kolk, Roland Kubiak und Klaus Werner Eichhorn<sup>1</sup>

**Keywords:** Bodenmikroflora, mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivität, DMSO-Reduktion, Mikrokolorimetrie, Waldkalkung, organische Auflage, Ah-Horizont, Bodentemperatur, Bodenfeuchte, pH-Wert

### 1. Einleitung

Die Bodenmikroorganismen spielen als Mineralisierer der organischen Substanz und Produzenten der, anhand dieser Prozesse freigesetzten, pflanzenverfügbaren Nährstoffe eine wichtige Rolle im Ökosystem Boden. Gerade bei Waldböden, die infolge anhaltender Versauerung zunehmend an Nährstoffen verarmt und, im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen, kaum gedüngt oder bearbeitet werden, ist es deshalb von besonderem Interesse und Ziel der im folgenden vorgestellten Arbeit zu untersuchen, inwiefern die Bodenmikroflora in Waldböden durch anthropogene Einflüsse wie z.B. Kalkung beeinflusst wird.

### 2. Material und Methoden

Das untersuchte Probenmaterial stammt von den, im Rahmen des *"vergleichenden Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen in säurebelasteten Waldökosystemen"* angelegten Versuchsflächen in der Nähe von Hochspeyer bzw. Idar-Oberstein, die sich sowohl hinsichtlich der Bodenarten als auch in Bezug auf Vegetation und Klima deutlich voneinander unterscheiden (SCHÜLER, 1990). Vierteljährlich (jeweils im April, Juli, Oktober und Januar) werden aus allen Parzellen mit Hilfe eines Wurzelbohrers (System MURACH, Göttingen) Proben aus dem Oh- und Ah-Horizont entnommen und die relative Feuchte, die pH-Werte (SCHINNER et al., 1991), sowie die mikrobielle Biomasse nach der SIR-Methode von ANDERSON und DOMSCH (1978) bestimmt. Ferner wurden als Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität saurer bzw. gekalkter Waldbodenproben mit hohen Gehalten an organischer Substanz die DMSO-

<sup>1</sup> Landes-Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Abt. Phytomedizin in 6730 Neustadt a.d.W.

Reduktion (ALEF und KLEINER, 1989), und die Mikrokalorimetrie (RASTIN et al., 1991) erprobt.

### 3. Darstellung und Diskussion der bisherigen Ergebnisse

#### 3.1. Ergebnisse aus den vierteljährlichen Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse

Bereits nach Ablauf des 1. Versuchsjahres (1989/90) wird deutlich, daß die mikrobielle Biomasse in den Oh-Auflagehorizonten beider Standorte stets wesentlich höher ist als in den Ah-Mineralbodenhorizonten, und daß sie sich im Jahresverlauf von Parametern, wie Bodenfeuchte und Bodentemperatur, beeinflußt zeigt (siehe Tab. 1 bzw. Abb. 1).

Tab. 1: Mikrobielle Biomasse (mg C<sub>mikrobiell</sub>/kg TB)

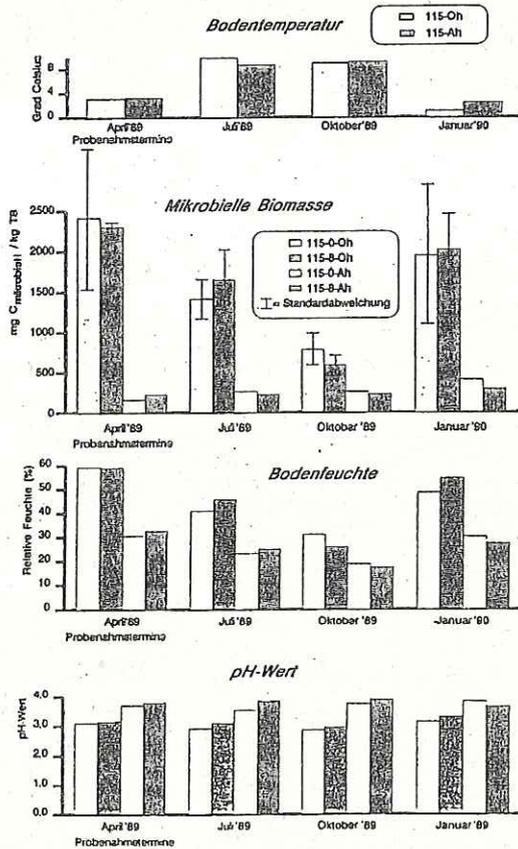
Probe	1989/90	1990/91	1991/92
318-Oh	307 - 4419	782 - 4457	708 - 2380
318-Ah	80 - 804	138 - 868	148 - 471
115-Oh	585 - 3035	1389 - 5291	1299 - 4833
115-Ah	122 - 246	276 - 1111	331 - 754

318 = Standort Hochspeyer; 115 = Standort Idar-Oberstein

Zwischen mikrobieller Biomasse und pH-Wert lassen sich nach nur vier Probenahmeterminen noch keine Korrelation feststellen. Signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Kalkungsvarianten und der unbehandelten Kontrolle treten mit einer Ausnahme (Variante 5 = 6,5 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit, 115-Oh) sowohl im pH-Wert als auch in der mikrobiellen Biomasse jeweils nur temporär, d.h. nicht an allen vier Probenahmeterminen, auf. Eine Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse durch die unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen kann nach dem ersten Versuchsjahr nicht statistisch abgesichert werden.

Nach dem 2. Versuchsjahr (1990/91) zeigt sich bei Zusammenfassung sämtlicher, bis zu diesem Zeitpunkt erfassten Daten, folgendes Bild: Eine positive Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und der mikrobiellen Biomasse ist in den Oh-Horizonten beider Standorte in allen Varianten, in den Ah-Horizonten bei ca. 42 % (Hochspeyer) bzw. ca. 55 % (Idar-Oberstein) der untersuchten Parzellen vorhanden. Zur Bodentemperatur hingegen kann keine derartige Beziehung festgestellt werden.

I. Versuchsjahr: Standort Idar-Oberstein



I. Versuchsjahr: Standort Hochspeyer

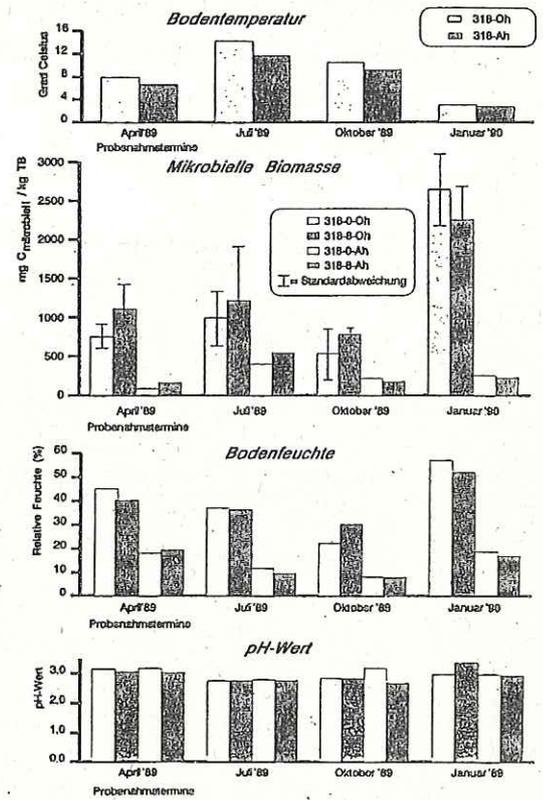


Abb. 1: Bodentemperatur, Bodenfeuchte, pH-Wert und mikrobielle Biomasse auf den Standorten Hochspeyer und Idar-Oberstein im Jahresverlauf 1989/90 (Mittelwerte aus 3 Wiederholungen aus den unbehandelten Parzellen = Variante 0 und der Kalkungsvariante mit 15 t CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> + 1,5 t Hyperphos = Variante 8).

Positive Korrelationen zwischen dem pH-Wert und der mikrobiellen Biomasse (mit höheren pH-Werten geht ein Anstieg der Biomassewerte in den entsprechenden Proben einher) können im Oh-Horizont der Versuchsfläche Hochspeyer bei 8 von 11 untersuchten Proben, im Ah-Horizont desselben Standortes bei 1 Probe und beim Standort Idar-Oberstein bei 7 von 10 Oh-Proben statistisch abgesichert werden. Im Ah-Horizont der Versuchsfläche Idar-Oberstein wird hingegen bis auf die Variante 9 (= 5 t Dolomit-Suspension) stets eine negative Korrelation zwischen dem pH-Wert und der mikrobiellen Biomasse festgestellt: ein Anstieg des pH-Wertes geht mit einer Abnahme der mikrobiellen Biomasse einher und umgekehrt. Eine mögliche Erklärung für diesen Sachverhalt ist, daß die mikrobielle Biomasse in dieser Bodenschicht hauptsächlich aus säureliebenden Organismen besteht (Pilze und Hefen), deren Lebensbedingungen durch einen kalkungsbedingten pH-Anstieg negativ beeinflusst werden. In der unbehandelten Kontrollparzelle liegt der umgekehrte Fall vor: Die hier fortschreitende, natürliche Versauerung bietet den säureliebenden Organismen optimale Bedingungen, was sich in einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse bemerkbar macht. Bei beiden Standorten zeigen sich in den Oh-Horizonten in einigen Varianten auch positive Korrelationen zwischen dem pH-Wert und der Bodenfeuchte, was auf eine bessere

Löslichkeit und Verteilung der Puffersubstanzen bei höheren Bodenwassergehalten hindeutet. Korrelationen zwischen dem pH-Wert und der Bodentemperatur sind, falls vorhanden, stets negativ, was für eine höhere Effektivität der Kalke bei niedrigen Temperaturen spricht (Tab. 2)

Tab. 2: Korrelationen zwischen dem pH-Wert als kalkungsabhängigem Parameter sowie den Faktoren Bodenfeuchte, Bodentemperatur und mikrobieller Biomasse - Daten aus dem I. und II. Versuchsjahr (Korrelationsanalyse nach PEARSON)

Probe	Variante	Korrelation mit		
		mikrobielle Biomasse	Bodenfeuchte	Bodentemperatur
318-Oh pH-Wert	1	+0,76 ***	+0,55 *	-
	2	+0,54 *	+0,64 **	-
	3	+0,66 **	-	-
	4	+0,59 *	+0,76 **	-
	5	+0,82 ***	+0,53 *	-
	6	+0,61 **	-	-
	7	+0,84 ***	+0,85 ***	-
	8	+0,96 ***	+0,72 **	-
	9	-	-	-0,59 *
	10	-	-	-0,66 **
318-Ah pH-Wert	6	+0,50 *	-	-
115-Oh pH-Wert	0	-	-	-0,57 **
	1	+0,82 ***	+0,53 *	-
	2	+0,49 *	+0,57 *	-0,52 *
	3	+0,86 **	+0,75 ***	-
	4	-	-	-0,70 **
	5	-	+0,52 *	-
	6	+0,78 ***	+0,50 *	-
	7	+0,93 ***	+0,70 **	-
	8	+0,93 ***	+0,60 **	-
	10	+0,77 ***	+0,60 **	-
115-Ah pH-Wert	0	-0,51 **	-	-
	1	-0,60 **	-	-
	2	-0,90 ***	-	-0,53 *
	3	-0,59 *	-	-
	4	-0,83 ***	-	-
	5	-0,70 **	-	-
	6	-0,81 ***	-	-
	7	-0,87 ***	-	-
	8	-0,77 ***	-	-
	10	-0,61 *	-	-

Signifikanzniveau: \*\*\*  $\leq 0,1\%$ , \*\*  $\leq 1\%$ , \*  $\leq 5\%$ ; 318 = Hochspeyer; 115 = Idar-Oberstein

Anhand der Ergebnisse dieser statistischen Betrachtungen sollen für zukünftige Versuche zur Differenzierung und Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse wenige Varianten ausgewählt werden. Letztendlich wird für solche Versuche stets die Variante 8, mit der höchsten Menge ausgebrachter Puffersubstanzen, (15 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 1,5 t Hyperphos), im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle herangezogen.

Interessante Ergebnisse zeigen sich jedoch auch bei anderen Varianten: So werden bei 318-Oh in den Varianten 1 (= 3 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) und 5 (= 6,5 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit) genauso gute Korrelationen zwischen pH-Wert und mikrobieller Biomasse festgestellt wie bei den Varianten 7 (= 9 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) und 8 (= 15 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 1,5 t Hyperphos), in denen wesentlich höhere Kalkmengen ausgebracht wurden. Bei 115-Oh finden sich in den Varianten 1 (= 3 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), 3 (= 3 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 3 dt Hyperphos), 6 (= 5 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) und 10 (5 t Dolomit-Suspension, Helikopter-Ausbringung) ähnlich gute Korrelationen zwischen obengenannten Parametern wie bei den Varianten 7 (= 9 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) und 8 (= 15 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 1,5 t Hyperphos). Das bedeutet, daß große Mengen Puffersubstanz, im Vergleich zu bisher praxisüblichen Mengen, nicht unmittelbar nach der Ausbringung auffallende Effekte erzielen, sondern daß sie vielmehr längerfristig und meist im Zusammenhang mit Feuchtigkeitsschüben wirksam werden.

Auch nach Abschluß des 3. Versuchsjahres (1991/92) wurde eine statistische Verrechnung der bisher erhaltenen Daten vorgenommen. Die Varianzanalyse (Mittelwertvergleich zwischen den einzelnen Kalkungsvarianten und der unbehandelten Kontrolle = 0-Variante) zeigt zum einen, daß eine Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse, bzw. des Boden-pH-Wertes, durch Kalkungsmaßnahmen sich auch bei langfristiger Beobachtung auf verschiedenen Standorten, hauptsächlich in der Oh-Auflage bemerkbar macht, zum anderen wird deutlich, daß bei Standorten, die sich in Bezug auf Vegetation, Klima und Boden voneinander unterscheiden, jeweils andere Kalkungsmaßnahmen eine Wirkung erkennen lassen: So werden im Oh-Horizont des Standortes Idar-Oberstein bei den Varianten 3 (= 3 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 3 dt Hyperphos), 5 (= 6,5 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit), 7 (= 9 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) und 8 (= 15 t  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  + 1,5 t Hyperphos) signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle, sowohl im pH-Wert, als auch in der mikrobiellen Biomasse festgestellt, während dies in der Oh-Auflage des Standortes Hochspeyer nur für die Variante 10 (= 5 t Dolomit-Suspension, Helikopterausbringung) der Fall war (Tab. 3)

Aus der Korrelationsanalyse mit den Faktoren Bodenfeuchte, pH-Wert und mikrobielle Biomasse werden folgende Ergebnisse ersichtlich: In den Oh-Auflagehorizonten beider Standorte besteht eine positive Korrelation der mikrobiellen Biomasse mit der Bodenfeuchte (Über den Einfluß der Bodentemperatur kann an dieser Stelle noch keine Aussage getroffen werden, da die Bodentemperaturdaten aus dem III. Versuchsjahr gegenwärtig noch nicht vorliegen und somit nicht verrechnet werden konnten). Ein Einfluß der Bodenfeuchte auf den Ah-Mineralbodenhorizont macht sich eher beim Standort Hochspeyer bemerkbar, da es

sich hier um einen Sandboden mit geringerer Wasserhaltekapazität als der Idar-Obersteiner Lehm handelt, der durch eine stellenweise kaum vorhandene Streuauflage weniger gut vor Verdunstung und Austrocknung geschützt ist.

Tab. 3: Varianzanalyse mit DUNNETT-Test  
(auf der Grundlage der Daten von 1989 - 1992)

Probe	betrachteter Parameter	Variante	Signifikanzniveau
115-Oh	mikrobielle Biomasse	8	****
		7	****
		5	*
		3	*
115-Ah	mikrobielle Biomasse	-	-
318-Oh	mikrobielle Biomasse	10	****
318-Ah	mikrobielle Biomasse	10	*
115-Oh	pH-Wert	9	*
		8	****
		7	****
		6	*
		5	****
		3	*
115-Ah	pH-Wert	-	-
318-Oh	pH-Wert	10	**
		9	*
		8	**
		5	****
318-Ah	pH-Wert	11	**

Signifikanzniveau \*\*\*\*  $\leq 0,1\%$ , \*\*  $\leq 1\%$ , \*  $\leq 5\%$ ; 318 = Hochspeyer, 115 = Idar-Oberstein

Korrelationen zwischen der mikrobiellen Biomasse und dem pH-Wert waren bei den Oh-Auflagehorizonten beider Standorte (115-Oh: 5 von 11 Varianten; 318-Oh: 8 von 14 Varianten) sowie bei 318-Ah (1 von 14 Varianten) stets positiv, in der Ah-Schicht der Versuchsfläche Idar-Oberstein mit zwei Ausnahmen, stets negativ (siehe Tab. 4). Experimente zur Differenzierung der mikrobiellen Biomasse sollen hier Aufschluß geben, ob dieser Sachverhalt womöglich durch eine vollkommen anders strukturierte Bodenmikroflora als in den anderen Proben bedingt ist.

Korrelationen zwischen dem pH-Wert und der Bodenfeuchte wurden ausschließlich in den Oh-Horizonten festgestellt.

Tab. 4: Korrelationsanalyse nach PEARSON  
(auf der Grundlage der Daten von 1989-1992)

Probe	Variante	Korrelation mit	
		mikrobielle Biomasse	Bodenfeuchte
318-Oh pH-Wert	1	+/0,70 ***	+/0,53 **
	2	+/0,42 *	-
	3	+/0,60 **	-
	4	+/0,47 *	+/0,63 ***
	5	+/0,62 ***	+/0,41 *
	6	+/0,54 **	-
	7	+/0,75 ***	+/0,77 ***
	8	+/0,91 ***	+/0,66 ***
318-Ah pH-Wert	6	+/0,59 **	-
115-Oh pH-Wert	1	+/0,84 ***	+/0,56 **
	2	+/0,40 *	-
	3	+/0,76 **	+/0,50 **
	5	-	+/0,48 *
	6	+/0,73 ***	+/0,50 **
	7	-	+/0,72 ***
	8	+/0,93 ***	+/0,60 **
	10	+/0,73 ***	+/0,53 **
115-Ah pH-Wert	0	-/0,52 ***	-
	1	-/0,52 **	-
	2	-/0,81 ***	-
	3	-/0,49 *	-
	4	-/0,80 ***	-
	5	-/0,60 **	-
	6	-/0,55 ***	-
	7	-/0,82 ***	-
	8	-/0,72 ***	-
	10	-/0,52***	-

Siknifikanzniveau: \*\*\*  $\leq 0,1\%$ , \*\*  $\leq 1\%$ , \*  $\leq 5\%$ ; 318 = Hochspeyer, 115 = Idar-Oberstein

### 3.2 Ergebnisse aus Untersuchungen zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität von Waldbodenproben

Die meisten Methoden der modernen Bodenmikrobiologie wurden an landwirtschaftlichen (Mineral-) Böden entwickelt und angewendet und lassen sich meist nicht ohne weiteres auf die Anwendung zur Untersuchung von Waldböden bzw. Auflagehorizonten übertragen, in denen mit extrem niedrigen pH-Werten und sehr hohen Gehalten an organischer Substanz besondere Verhältnisse herrschen.

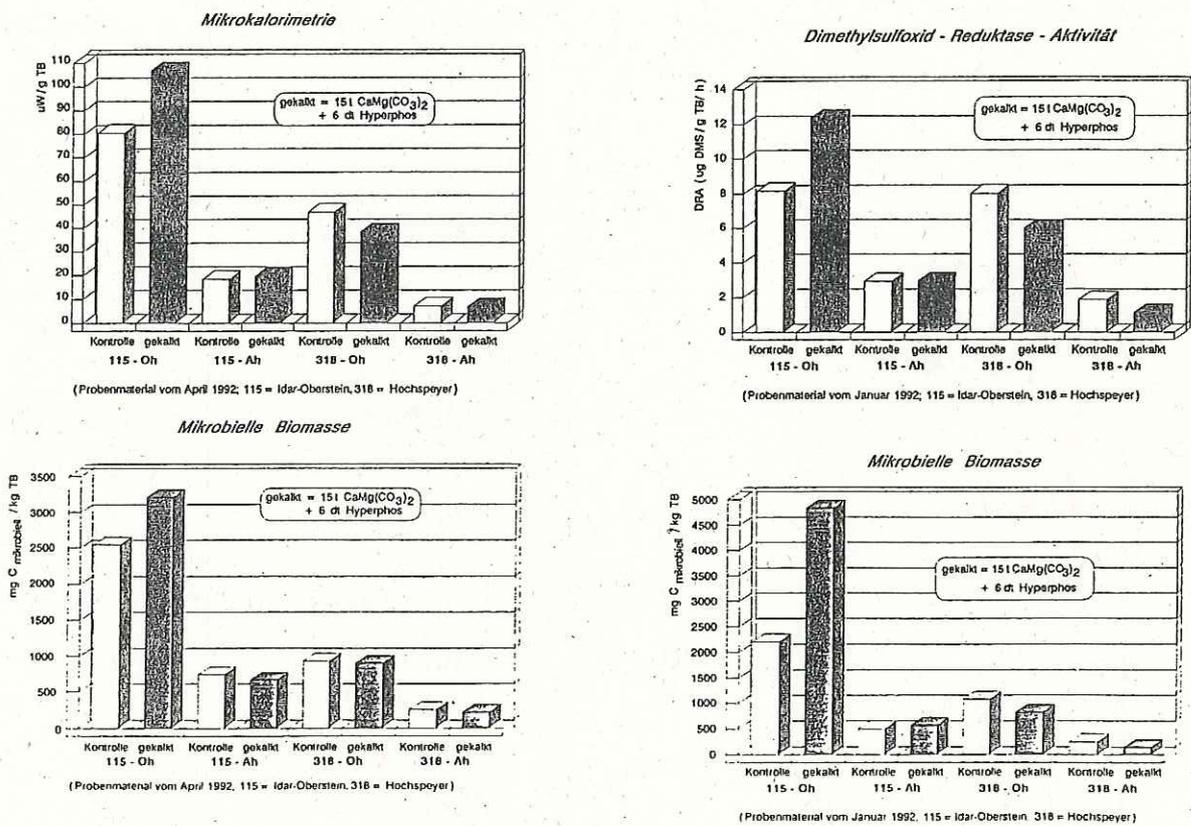


Abb. 2: Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität von unbehandelten bzw. gekalkten Waldbodenproben verschiedener Standorte anhand DMSO-Reduktion und Mikrokalorimetrie im Vergleich zur SIR Methode zur Biomassebestimmung

Als Methoden, die zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität von Waldböden besser geeignet sind als die Bestimmung der *Dehydrogenaseaktivität* nach THALMANN (1968) erwiesen sich die Bestimmung des *DMSO-Reduktionsvermögens* (= *Dimethylsulfoxid Reduktase-Aktivität* oder *DMSO-Reduktion*) nach ALEF und KLEINER (1989) und die

*Mikrokalorimetrie.* Bei beiden Verfahren wird die Reaktion, deren Umfang als Maß für die mikrobielle Aktivität bestimmt wird, weder durch niedrige pH-Werte noch durch hohe Gehalte an organischer Substanz beeinflusst und die gemessenen Werte zeigen jeweils eine gute Korrelation mit den Ergebnissen aus der Biomassebestimmung nach der SIR-Methode von ANDERSON und DOMSCH (1978) (Abb. 2).

#### 4. Zusammenfassung

Eine Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse bzw. des Boden-pH-Wertes durch Kalkungsmaßnahmen wird auch nach drei Versuchsjahren an zwei verschiedenen Versuchsstandorten (Idar-Oberstein und Hochspeyer) hauptsächlich in der Streuauflage festgestellt. In dieser Schicht werden an beiden Standorten bei einigen Kalkungsvarianten positive Korrelationen zwischen der mikrobiellen Biomasse und dem pH-Wert festgestellt, während im Ah-Horizont des Standortes Idar-Oberstein durchweg negative Korrelationen zwischen den genannten Parametern registriert werden.

Auf beiden, in Bezug auf Vegetation, Klima und Boden sehr unterschiedlichen Standorten lassen jeweils andere Kalkungsvarianten eine Einflußnahme auf die vorhandene Bodenmikroflora erkennen.

Da auch Bodenparameter wie Feuchte und Temperatur die mikrobielle Biomasse beeinflussen, ist es oftmals schwierig, bestimmte Effekte als Folge der Kalkung zu deuten. Hierüber soll ein Laborversuch unter definierten Bedingungen Aufschluß geben.

SIR-Messung, DMSO-Reduktion und Mikrokalorimetrie stellen geeignete Methoden dar, um die mikrobielle Aktivität von Waldböden (auch Auflagehorizonte) zu charakterisieren.

#### Summary

After three years of investigations on two different sites the influence on the microbial biomass resp. on the soil pH by liming measures is to be seen mainly in the humus layer. Positive correlations between the biomass and the pH are seen in the humus layer at both investigation sites with some liming variants, while mainly negative correlations between the named parameters have been registered in the upper mineral soil horizon of only one site. At both sites, which are different in vegetation, climate and soil, other liming variants show an influence on the existing soil microflora.

As soil parameters like humidity and temperature influence the microbial biomass it is often difficult to interpret certain effects as consequence of liming. A laboratory test under defined conditions shall give information on this.

SIR-measurements, DMSO-reduction and microcalorimetry represent adequate methods in order to characterize the microbial activities of forest soils.

## 5. Literatur:

ALEF, K. und KLEINER, D., 1989: Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. *Biol. and Fert. of Soils*, 8, 349-355

ANDERSON, J.P.E. und DOMSCH, K.H., 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 215-221

RASTIN, N., URBAINCZYK, G., SCHLECHTE, G. und HÜTTERMANN, A., 1991: Soil biological and biochemical activities in different forest ecosystems and their dependence on certain soil and environmental factors. *Soil Biol. and Biochem.*, 23,

SCHINNER, F., ÖHLINGER, R. und KANDELER, E., 1991: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkung von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Versuchskonzept und -durchführung, erste bodenchemische Auswirkungen. 1. Kolloquium, Mainz, 1990

## Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Hunsrück

- Zwischenbericht -

Norbert Fritsch und Gerhard Eisenbeis <sup>1, 2, 3</sup>

**Keywords:** Waldkalkung, Fichtenbestand, Bodenfauna, Mesofauna, Acari, Collembola, Protura, pH, Calcium, Magnesium, Nitrat

### 1. Einleitung

Hier sollen erste Ergebnisse der Bodenmesofauna-Untersuchungen innerhalb des Waldkalkungsprojektes "Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen" der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz vorgestellt werden. Da die Datenauswertung noch nicht abgeschlossen ist, werden an dieser Stelle nur die Daten der Versuchsanlage im Hunsrück bei Idar-Oberstein (Fichte) von 1988 bis 1991 betrachtet, wobei der Schwerpunkt auf den Bodenmesofaunagruppen liegt.

Auf den einzelnen Versuchspartzellen wurden Ende 1988 verschiedene Puffersubstanzen (Dolomit, Forsthüttenkalk, silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit) in unterschiedlich hoher Menge, mit unterschiedlichem Vermahlungsgrad, als Trockensubstanz und auch als Suspension ausgebracht (SCHÜLER in diesem Band; SCHÜLER, 1990; SCHÜLER, 1991). Daraus ergeben sich zehn Behandlungsvarianten neben der unbehandelten Kontrolle.

Von allen Flächen liegt eine Reihe chemischer Daten vor, die den Zustand und die Veränderungen der Streu und des Bodens in chemischer Hinsicht belegen. Aus der Fülle

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstr. 21, D-6500 Mainz

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält vorläufige Ergebnisse der von Herrn Dipl.-Biol. Dipl.-Geol. Norbert Fritsch begonnenen Dissertationsschrift.

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten in Mainz sowie der Forstlichen Versuchsanstalt in Trippstadt für die Unterstützung der Arbeit.

dieser Daten wurden hier die Ionengehalte des Sickerwassers aus der Streuschicht und aus dem Oberboden (10 cm Tiefe) als aktuell auf die Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln direkt oder indirekt einwirkende Stoffe für den Vergleich mit den Daten aus der Bodenmesofauna-Untersuchung benutzt; die chemischen Daten wurden von Herrn Dr. Schüler zur Verfügung gestellt.

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Bodenmesofauna. Sie umfaßt die Tiergruppen eines "mittleren" Größenbereichs zwischen etwa 0,4 bis 4mm; zu ihr zählen die hier behandelten Milben (Acari) und einige Gruppen der Urinsekten wie die Springschwänze (Collembola), die Beintastler (Protura) und die Doppelschwänze (Diplura). Es wird der Status der Herbstfauna über mehrere Jahre mit den für diesen Zeitraum vorliegenden chemischen Daten verglichen.

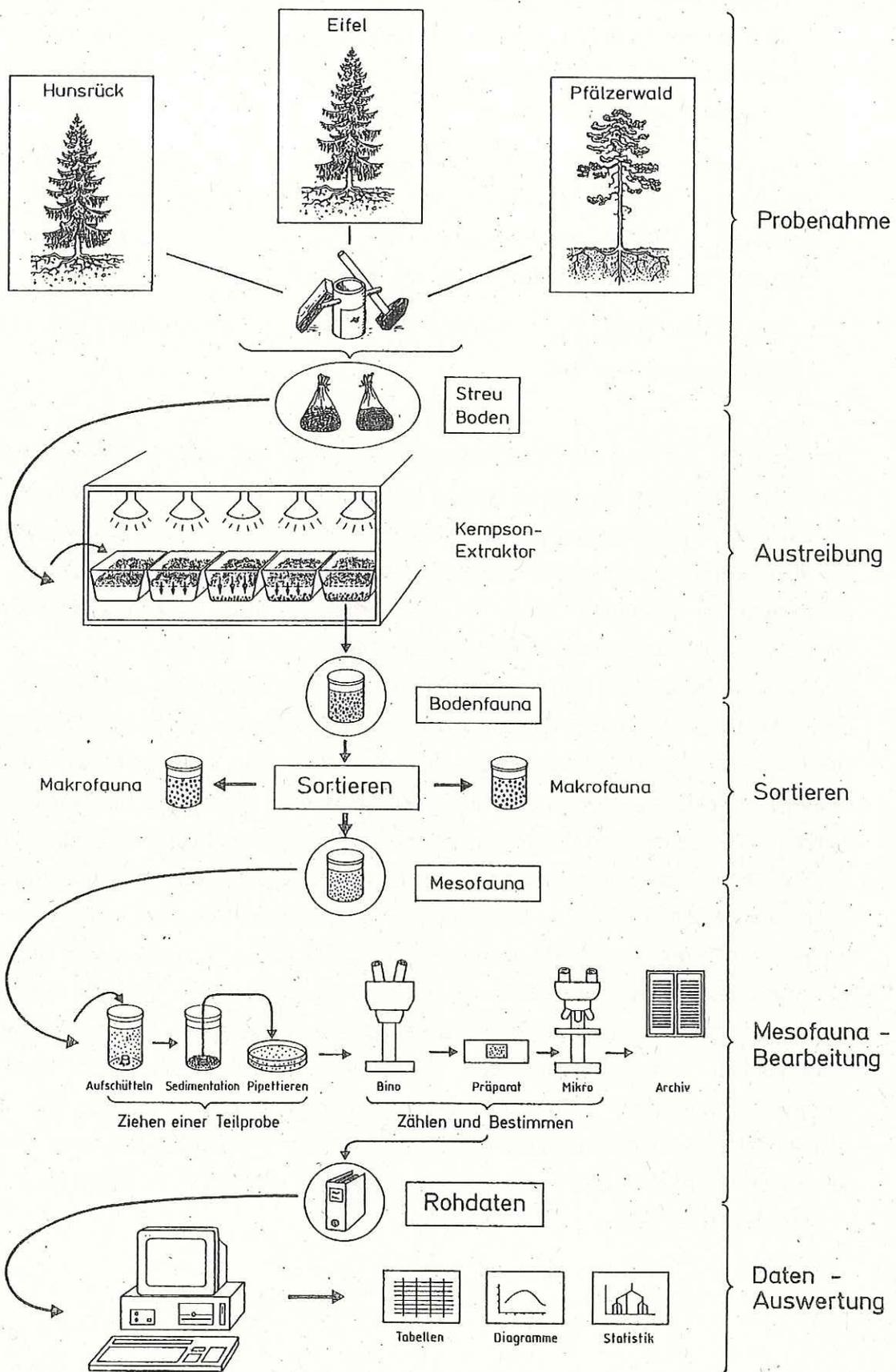
Der Interpretation der Daten liegt die Vorstellung einer Wirkungskette von der Puffersubstanz über die Bodenlösung zur Bodenfauna zugrunde, wobei zwischen der Bodenlösung und der Bodenfauna sowohl direkte Beziehungen als auch indirekte über veränderte Zersetzungs- und Nahrungsbedingungen denkbar sind.

## 2. Arbeitsablauf

Verschiedene methodische Wege wurden verfolgt, um zur Klärung der Frage nach den Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna zu gelangen. Der Hauptweg, auch gemessen am Arbeitsumfang, entspricht der Bearbeitung der routinemäßig von der Arbeitsgruppe genommenen Proben, die man in diesem Zusammenhang als Standardproben bezeichnen kann. Den gesamten Arbeitsablauf bei den Standardproben kann man in fünf Arbeitsgänge gliedern: Probenahme, Austreibung, Sortieren, Mesofauna-Bearbeitung und Datenauswertung (veranschaulicht in Abb.1).

1. Die Probenahme erfolgte von 1988 bis 1991 jeweils im Herbst/Winter auf den Versuchsanlagen in Eifel, Hunsrück und Pfälzerwald; es wurden Streu- und Bodenproben genommen.
2. Diese Proben wurden an der Uni Mainz in eine Kempson-Apparatur eingestellt. Aufgrund von Temperatur-, Feuchtigkeits- und Helligkeitsgradienten fand eine Austreibung der Bodenfauna statt.

Abb.1 (folgende Seite): Arbeitsablauf bei der Untersuchung der Bodenmesofauna - von der Probenahme bis zur Datenauswertung



3. Durch Auslese bzw. Sortieren unter dem Stereomikroskop wurde das Tiermaterial in verschiedene taxonomische Gruppen der Makrofauna (4-40 mm) und die Mesofauna (0,4-4 mm) getrennt. Hier soll nur der weitere Arbeitsablauf bei der Mesofauna dargestellt werden.
4. Die Mesofauna-Bearbeitung umfaßt eine Reihe von Arbeitsschritten wie das Ziehen einer Teilprobe, Sortieren der taxonomischen Gruppen innerhalb der Mesofauna, Zählen und Bestimmen der Tiere und die Archivierung der Präparate; sie endet in der Auflistung der Rohdaten.
5. Mit Hilfe eines PC's wurden die Rohdaten aufgearbeitet und einer Datenauswertung zugeführt.

Die Wahl des Herbstes als Untersuchungszeitraum erfolgte aus verschiedenen Gründen. Zunächst einmal fand die ursprüngliche Beprobung im Herbst (Anfang Dezember) statt. Die folgenden Beprobungen sollten, um einen Referenzwert aus der Zeit vor der Kalkung zu haben aufgrund der bestehenden Populationsdynamik der Tiere, ungefähr im gleichen phänologischen Zeitraum, Mitte bis Ende Herbst, liegen. Die Vergleichbarkeit der jährlichen Beprobungen schien dadurch eher gewährleistet zu sein.

Ein anderer Grund ist in der gleichmäßigeren Durchfeuchtung des untersuchten Substrats zu sehen. Dadurch konnten in den Streulysimetern und den Saugkerzen in 10 cm Tiefe zur Untersuchung des Sickerwassers aus der Streu und dem Oberboden mit größerer Wahrscheinlichkeit auch wirklich Lösungen gesammelt und daraus Stoffgehalte ermittelt werden - Trockenheit im Sommer oder Frost im Winter bedingen z. T. den Ausfall der Proben. Bis auf die Daten für den Boden im Herbst 1989 stehen somit die Analysewerte des Sickerwassers für Streu und Oberboden von 1988 bis 1991 zur Verfügung.

Eine weitere Folge der gleichmäßigeren Durchfeuchtung ist auch in der durch starke, einschneidende Witterungseinflüsse - ebenfalls Trockenheit im Sommer oder Frost im Winter - vermutlich nicht beeinträchtigten Bodenmesofauna zu sehen. Es handelt sich hauptsächlich um ausgesprochene Feuchtlufttiere, die unter der kühl-feuchten Herbstwitterung ihre größte Diversität entfalten können. Infolge der besseren, gleichmäßigeren Durchfeuchtung erschien die Ausbeute bei der Beprobung - sowohl für die Bodenlösung als auch für die Bodenmesofauna - günstiger und damit die Effektivität der Untersuchung höher.

### 3. Ergebnisse

Im Laufe der Untersuchung (von Ende 1988 bis Ende 1991) wurden allein aus den Standardproben der Versuchsanlage Idar-Oberstein/Hunsrück fast 80.000 Milben gezählt und knapp 30.000 Collembolen bestimmt; insgesamt konnten 44 verschiedene Collembolenarten gefunden werden.

Im folgenden werden zunächst die Gehalte des Sickerwassers aus Streu und Oberboden als Bodenlösung der Besiedlungsdichte (Abundanz) der Bodenmesofaunagruppen gegenübergestellt. Anschließend wird die Entwicklung der Abundanz und der Dominanz (relativer bzw. prozentualer Anteil einer Gruppe an der Gesamtbesiedlungsdichte) der einzelnen Bodenmesofaunagruppen näher betrachtet. Zum Schluß werden Zusammenhänge zwischen den Bodenmesofaunagruppen und ausgewählten Stoffgehalten der Bodenlösung, insbesondere Ca, Mg und  $\text{NO}_3$ , aufgezeigt.

#### 3.1. Gegenüberstellung Bodenlösung - Bodenmesofauna

In den Abbildungen Hunsrück-Streu und Hunsrück-Boden (Abb. 2 u. 3) wird die Entwicklung der Bodenlösung der Entwicklung der Bodenmesofauna gegenübergestellt. Ausgangspunkt sind die Verhältnisse im Herbst 1988 kurz vor der Kalkung. Danach sind in gleicher Weise die Verhältnisse des ersten, zweiten und dritten Jahres nach der Kalkung, d.h. 1989 bis 1991, dargestellt - jeweils der Herbstaspekt.

Die Anordnung der Varianten in den Abbildungen richtet sich nach dem pH-Wert des Sickerwassers aus der Streu im Herbst 1989, d.h. also dem ersten hier betrachteten Termin nach der Kalkung im erwartungsgemäß am stärksten beeinflussten Stratum. Es ergibt sich eine Staffelung der Varianten von der unbehandelten Kontrolle (pH-Wert 4,09) über die nur gering beeinflusste Variante 4 mit 3t/ha Forsthüttenkalk (pH-Wert 4,37) über eine Gruppe von Varianten mit pH-Werten zwischen 4,90 und 5,44 (Varianten 9, 2, 1, 6, 3 und 10) zu der Variante 5 mit 6,5 t silikatischem Gesteinsmehl (pH-Wert 5,78), Variante 7 mit 9 t/ha Dolomit (pH-Wert 5,81) und Variante 8 - die crash-Variante - mit 15 t/ha Dolomitstaub-Phosphat (pH-Wert 6,20).

Die Spanne der pH-Werte reicht bei diesem Termin also von 4,09 bis 6,20, d.h. über 2,11 pH-Einheiten. Die hieraus abgeleitete Reihenfolge wurde für alle Jahre und die beiden Straten Streu und Boden sowohl für die Bodenlösung als auch für die Bodenmesofauna beibehalten.

Bei der Bodenmesofauna kamen nur Mesofaunagruppen zur Darstellung, nicht jedoch die ebenfalls ausgewerteten Collembolenarten. Aufgrund ihrer zahlenmäßigen Überlegenheit sind die Milben und die Collembolen die wichtigsten Mesofaunagruppen. Deutlich

dahinter zurück treten die Proturen - was ihre Bedeutung als evtl. Indikatoren im Boden nicht schmälern soll - und die Dipluren; letztere konnten wegen ihres zu spärlichen Vorkommens nicht genauer ausgewertet werden.

Die Daten der Mesofaunagruppen für das Jahr 1988 sind als Mittelwert aus 18 Parallelen des Herbsttermins für alle Parzellen der späteren Varianten zu verstehen, die übrigen als Mittelwerte des Herbsttermins (Mitte Nov.) aus 6 Parallelen für die Varianten (außer V 9 und V 10 im Jahre 1989, dort nur 3 Parallelen) und 9 Parallelen für die Kontrolle. Die Kalkung selbst, d.h. die Ausbringung der Puffersubstanzen erfolgte Mitte bis Ende Dez. 1988 (bzw. Mitte Mai bis Anfang Juni auf V 9 und V 10). In der rechten oberen Ecke der Abbildung Hunsrück-Streu (Abb. 2) und Hunsrück-Boden (Abb. 3) sind die Varianten und die aufgebrauchten Puffersubstanzen aufgelistet.

Vor der Kalkung lagen die pH-Werte in der Streu auf fast allen Parzellen des Versuchsgeländes zwischen pH 4 - 4,5, nur die etwas abseits gelegenen Parzellen der Varianten 9 und 10 weisen pH-Werte deutlich über 4,5 auf (pH 4,77). In den Übersichtsdiagrammen sind vor dem Hintergrund der pH-Werte die Gehalte von sechs Ionen des Sickerwassers dargestellt. Für saure Bodenverhältnisse sind insbesondere höhere Mangan- und Aluminiumgehalte typisch, während im Stickstoffhaushalt Ammonium vorherrscht. Nach der Kalkung ist besonders der Gehalt des meist als Dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) eingebrachten Calciums und Magnesiums interessant, wodurch wiederum die Zersetzung der Streu und damit die Nitrifikation angeregt wird, weswegen dann höhere Nitratgehalte zu erwarten sind. Dementsprechend wurden für diese Betrachtung die sauren Kationen  $\text{Mn}^{2+}$  und  $\text{Al}^{3+}$ , die basischen Kationen  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  und die Stickstoffträger  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  ausgewählt. Die Daten entsprechen den Mittelwerten der Quartalsmischproben für den Herbst (X, XI, XII) der jeweiligen Untersuchungsjahre.

Die Gehalte in der Streu für alle ausgewählten Stoffe waren 1988 bis auf geringe Erhöhungen bei Variante 9 sehr niedrig ( $< 5 \text{ mg/l}$ ). Demgegenüber wirkt die Erhöhung des pH-Wertes und der Gehalt an Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  im 1. Jahr nach der Kalkung regelrecht dramatisch. Der pH-Wert steigt bis zu 2,1 pH-Einheiten von 4,1 (Kontrolle) auf 6,2 (V 8). Die Gehalte von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  steigen ungefähr gleichsinnig, die Gehalte von Mn, Al und  $\text{NH}_4$  fallen gegensinnig auf Werte nahe Null.

Abb. 2 und 3 (folgende Seiten): Gegenüberstellung von chemischen Parametern der Bodenlösung und Abundanzen der Bodenmesofaunagruppen in der Streu (Abb. 2) und im Oberboden (Abb. 3)

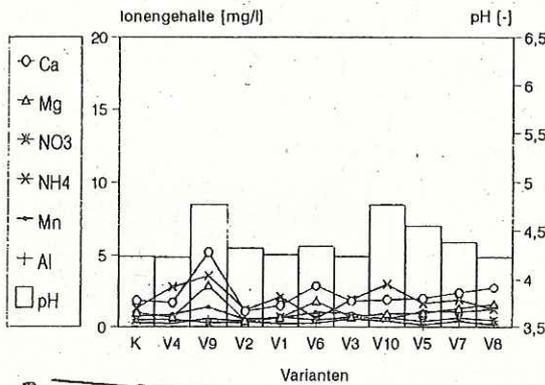
# Hunsrück - Streu

Übersicht über die Entwicklung der Bodenlösung und der Bodenmesofauna in der Streu der Versuchsanlage Hunsrück von 1988 (vor der Kalkung) bis 1991 (3. Jahr nach der Kalkung) - jeweils Herbstaspekt.

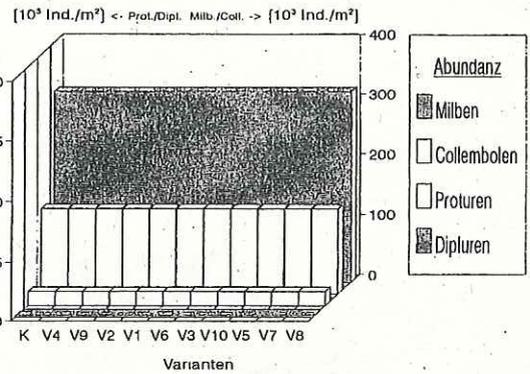


- K - Kontrolle
- V1 - 3 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V2 - 3 t/ha Dolomitstaub (Granulat)
- V3 - 3 t/ha Dolomit + Phosphat
- V4 - 3 t/ha Forsthüttenkalk
- V5 - 6,5 t/ha silikat. Gesteinsmehl
- V6 - 5 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V7 - 9 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V8 - 15 t/ha Dolomitstaub + Phosphat
- V9 - 3 t/ha Dolomit als Suspension/S.
- V10 - 3 t/ha Dolomit als Suspension/H.

## Bodenlösung

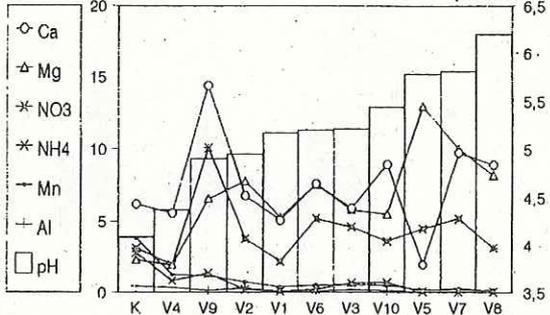


## Bodenmesofauna

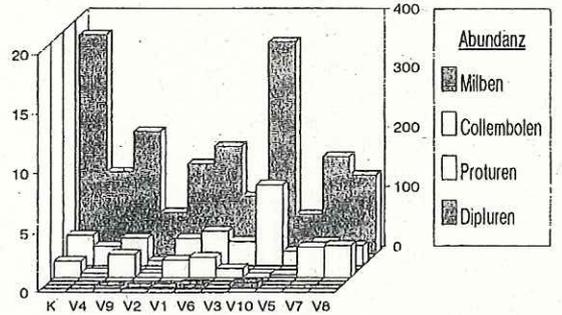


## Kalkung!

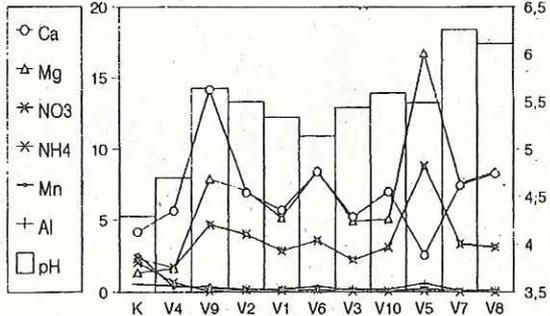
## Bodenlösung



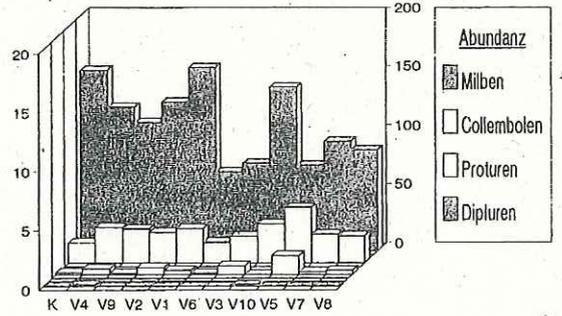
## Bodenmesofauna



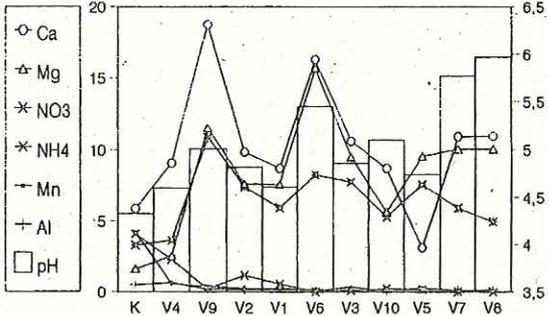
## Bodenlösung



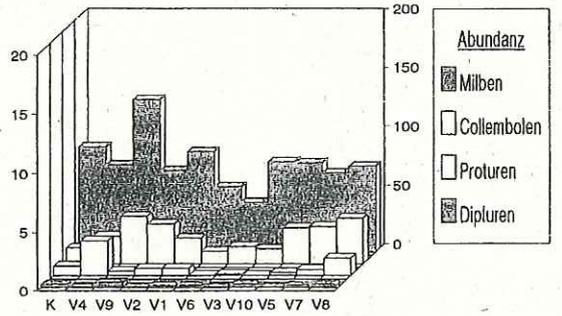
## Bodenmesofauna



## Bodenlösung



## Bodenmesofauna



# Hunsrück - Boden

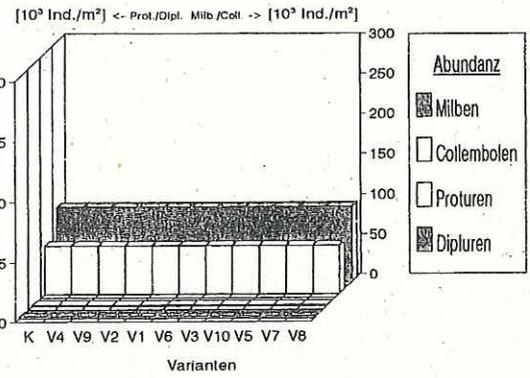
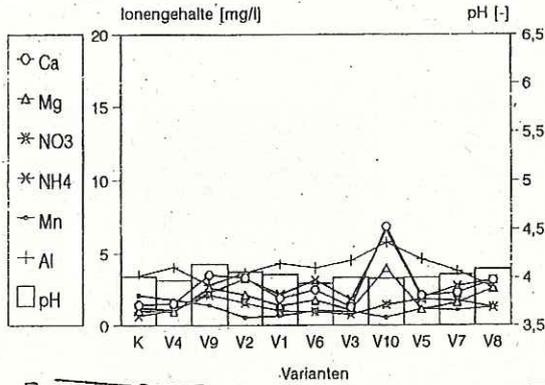
Übersicht über die Entwicklung der **Bodenlösung** und der **Bodenmesofauna** im Oberboden der Versuchsanlage Hunsrück von 1988 (vor der Kalkung) bis 1991 (3. Jahr nach der Kalkung) - jeweils Herbstaspekt.



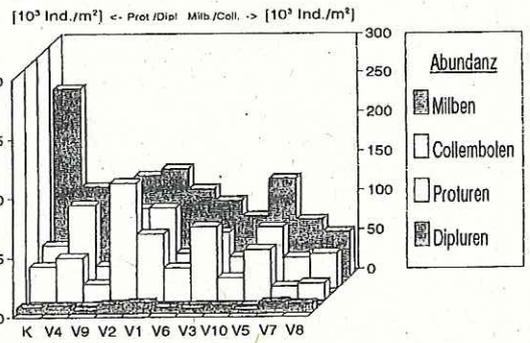
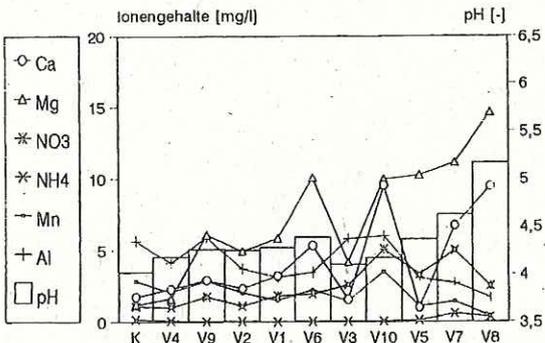
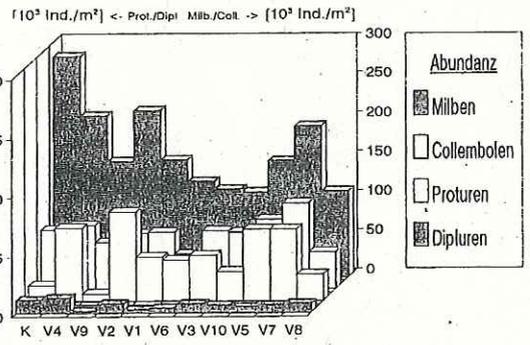
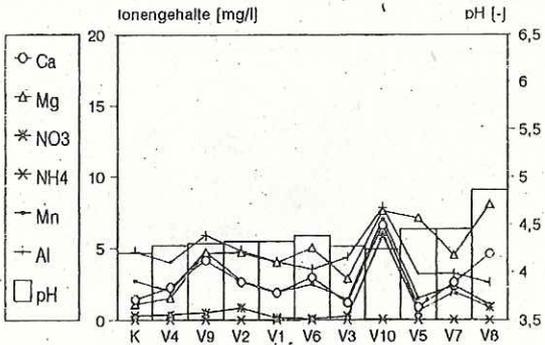
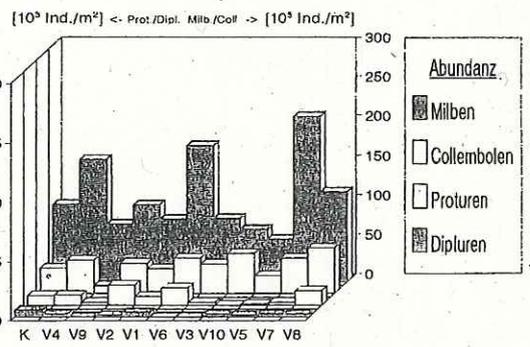
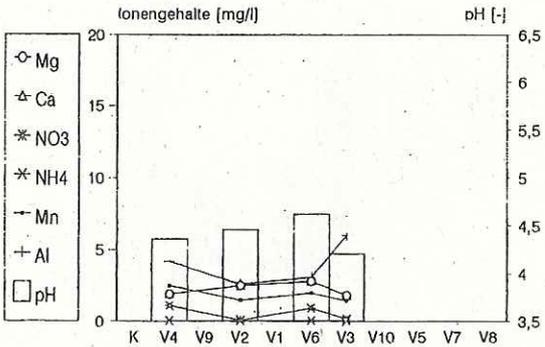
- K - Kontrolle
- V1 - 3 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V2 - 3 t/ha Dolomitstaub (Granulat)
- V3 - 3 t/ha Dolomit + Phosphat
- V4 - 3 t/ha Forsthüttenkalk
- V5 - 6,5 t/ha Silikat, Gesteinsmehl
- V6 - 5 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V7 - 9 t/ha Dolomit (0-2mm)
- V8 - 15 t/ha Dolomitstaub + Phosphat
- V9 - 3 t/ha Dolomit als Suspension/S.
- V10 - 3 t/ha Dolomit als Suspension/H.

## Bodenlösung

## Bodenmesofauna



**Kalkung!**



Auffallend dabei ist die überdurchschnittliche Erhöhung der Ca-, Mg- und  $\text{NO}_3$ -Gehalte bei Variante 9 - hier wurde eine Dolomitsuspension mit dem Schlauch direkt auf den Waldboden gespritzt und hat für dieses und die folgenden Jahre einen außergewöhnlich starken, rasch wirksamen und anhaltenden Effekt auf die Bodenlösung. Variante 10 - die gleiche Dolomitsuspension, jedoch per Helikopter auf das Blätterdach der Bäume gesprüht - zeigt einen wesentlich milderen Effekt. Ebenfalls auffallend ist die Variante 5 - 6,5 t/ha silikat. Gesteinsmehl - mit dem höchsten Mg-Gehalt und gleichzeitig dem geringsten Ca-Gehalt aller Varianten und der Kontrolle. Das liegt wohl an der Zusammensetzung der Puffersubstanz, bei der Mg gegenüber Ca deutlich vorherrscht, und der Feinkörnigkeit (0-0,06 mm) des Materials, wodurch Mg in der löslichen Phase gleichfalls stark vorherrscht und Ca zurückdrängt.

Im 2. Jahr nach der Kalkung pausen sich die Auffälligkeiten des Vorjahres durch (s. V 9 und V 5). In erster Linie hinsichtlich des pH-Wertes kristallisieren sich aber nun deutlicher drei Gruppen heraus: nicht bis sehr gering beeinflusst die Kontrolle und die Variante 4 (Forsthüttenkalk), mittel die Varianten 9 bis 5 (s. Abb. 2), stark und anhaltend beeinflusst die höchstdosierten Varianten 7 und 8 (9 bzw. 15 t/ha Dolomit). Ebenso klar erkennbar ist der gegensinnige Verlauf der Gehalte von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  einerseits (steigend) und von Mn, Al und  $\text{NH}_4$  andererseits (fallend).

Im 3. Jahr nach der Kalkung sackt der pH-Wert bei vielen Varianten auf ein niedrigeres Niveau ab - außer bei den höchstdosierten Varianten 7 und 8 sowie bei Variante 6 (5 t/ha Dolomit), die nun gegenüber den anderen, schwächer dosierten Varianten scheinbar etwas verspätet deutlich höhere Werte aufweist. Wenn man nur die pH-Werte in Rechnung stellt, scheint die Wirkung der Kalkung nach 3 Jahren deutlich abgeschwächt zu sein - abgesehen von den o. g. hochdosierten Varianten. Die Ionengehalte von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  liegen aber weiterhin hoch und sogar z. T. noch merklich höher als in den Vorjahren.

Die Bodenmesofauna zeigt in der Streu im Jahre 1988, also vor der Kalkung, die Abstufung der Besiedlungsdichte der Mesofaunagruppen gegeneinander, wie sie in sauren Nadelwäldern mit ungünstigen Humusformen, d.h. mit mächtigen, sauren Humusauflagen, nicht anders zu erwarten ist (s.u.).

Ebenso dramatisch wie der Anstieg des pH-Wertes und der Gehalte von Ca, Mg, und  $\text{NO}_3$  in der Bodenlösung ist der Einbruch der Abundanz der Milben im 1. Jahr nach der Kalkung. Lediglich die Variante 10 (5 t/ha Dolomitsuspension per Helikopter) erreicht den Kontrollwert - die einzige Variante, bei der der Waldboden nicht direkt von der Puffersubstanz getroffen wird; sie scheint auch hier einen milderen Effekt widerzuspiegeln (allerdings standen hier nur 3 Parallelproben im Gegensatz zu 6 wie üblich zur Verfügung). Bei den Collembolen gibt es z. T. ebenfalls Einbrüche - bei Variante 2 und 5 (jeweils sehr feinkörniges Material).

Im 2. Jahr nach der Kalkung sind die Unterschiede zur Kontrolle nicht mehr so groß, wenn auch bei den Milben besonders bei den hochdosierten Varianten 5, 6, 7 und 8 ganz klare Abundanzrückgänge festzustellen sind; wenn man die "milde" Variante 10 nicht berücksichtigt, erkennt man eine starke Abstufung von den schwächeren Varianten (links) zu den stärkeren (rechts). Die Collembolen erscheinen gleichmäßiger und ohne Einbrüche über die Varianten verteilt zu sein.

Nach 3 Jahren scheinen die Milben in der Streu eher um einen Mittelwert zu Schwanken, während die Collembolen sich einheitlich verhalten, was vielleicht auch nur als schwanken aufzufassen ist. Insgesamt ist in diesem Jahr die Abundanz der Mesofauna in der Streu geringer als vorher - auch bei der Kontrolle; dies mag mikroklimatische Gründe haben und ein Abbild von Vertikalbewegungen im Boden sein oder mit einem vorzeitigen allgemeinen, witterungsbedingten Rückgang zu erklären sein. Auf jeden Fall sind die Unterschiede stärker verwischt. Hier scheint wie beim pH-Wert, die Wirkung der Kalkung verpufft zu sein. Die allgemein geringeren Abundanzen besonders bei den Milben haben womöglich mit den allgemein höheren Gehalten von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  zu tun.

Im Boden ergibt sich für die Bodenlösung insgesamt ein ähnliches Bild wie für die Streu beschrieben, jedoch ist die Entwicklung hier wahrscheinlich um einige Jahre verzögert und zudem gedämpft.

Vor der Kalkung waren die chemischen Verhältnisse im Sickerwasser des Bodens auf allen Parzellen praktisch gleich - abgesehen von den Parzellen der späteren Variante 10, bei der die Bodenlösung sowohl für Ca und Mg als auch für Al höhere Werte aufwies. Der pH-Wert liegt überall um 4,0. Der Herbst des ersten Jahres nach der Kalkung war offenbar zu trocken, so daß nicht genügend Sickerwasser bzw. Bodenlösung für die Analyse auf allen Varianten gewonnen werden konnte.

Im 2. Jahr nach der Kalkung zeigt sich der für die Streu bereits beschriebene Effekt der Varianten 9 (5 t/ha Dolomitsuspension) und 5 (6,5 t/ha Silikat. Gesteinsmehl), aber in schwächerem Maße. Auch die Gehalte von Ca und Mg erhöhen sich nur leicht, und das höchstens bei der Variante 9 bzw. den höherdosierten Varianten 6, 7 und 8.  $\text{NO}_3$  bleibt gleich und Mn, Al und  $\text{NH}_4$  fallen nur ganz leicht. Ebenso wenig ändert sich der pH-Wert; nur die crash-Variante 8 zeigt eine merkliche Erhöhung. Die Variante 10, die schon vor der Kalkung auffiel, schert auch hier aus, was möglicherweise nicht an der Kalkung liegt.

Erst im 3. Jahr nach der Kalkung sind die bereits nach einem Jahr in der Streu festgestellten Veränderungen und Trends auch im Boden klar zu erkennen. Der pH-Wert erhöht sich gegenüber der Kontrolle (4,0) bei fast allen Varianten leicht, bei den stärker dosierten Varianten 5, 6 und 7, und ganz besonders 8 (5,2) auch deutlich. Die Gehalte von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  steigen, die Gehalte von Mn und Al fallen,  $\text{NH}_4$  bewegt sich

sowieso in der Nähe von Null. Insgesamt sind die Gehalte im Boden viel niedriger als in der Streu, doch die Tendenzen laufen etwa parallel - allerdings mit ca. zwei Jahren Verzögerung.

Für die Mesofaunagruppen im Oberboden gilt grundsätzlich Entsprechendes wie für die Streu. Doch das erste Jahr nach der Kalkung bringt im Großen und Ganzen keine überraschenden Veränderungen. Nur die Varianten 9 und 5 (s. o.) verraten vielleicht aufgrund ihrer besonders geringen Milben- und Collembolendichte (gleichzeitig!) einen Einfluß der Kalkung. Insbesondere die niedrige Abundanz der Collembolen ließe sich mit einer schnellen Infiltration bei der Variante 9 in Verbindung bringen. Auf den Parzellen der Variante 5 ( 6,5 t/ha silikat. Gesteinsmehl) konnte in diesem Jahr eine kompakte, verklebte Schicht des Gesteinsmehles beobachtet werden, die wie eine Sperrschicht gewirkt haben könnte.

Im 2. Jahr nach der Kalkung zeichnet sich bei den Milben im Boden eine klarer Rückgang gegenüber der Kontrolle ab; bei den anderen Gruppen uneinheitlich. Viel deutlicher als die entsprechenden Gehalte der Bodenlösung es erwarten lassen, scheinen Milben auf die Veränderungen zu reagieren.

Nach 3 Jahren schließlich hebt sich die Kontrolle sehr stark von allen behandelten Varianten ab. Die Milben zeigen einen hohen Kontrollwert, kraß davon abgesetzte Werte für die Abundanz bei allen Varianten, wobei die crash-Variante den niedrigsten Wert erreicht.

Zwischen der Bodenlösung und der Bodenmesofauna im Oberboden herrscht offensichtlich eine klare Parallelität. Die Reaktion der Bodenmesofauna, am deutlichsten bei den Milben, scheint im Boden nach 2 Jahren bereits klar erkennbar einzusetzen , und sich nach drei Jahren voll auszuprägen. Damit ist die Entwicklung der Bodenmesofauna im Boden ungefähr um 1 Jahr gegenüber der Streu verzögert und nicht gedämpft.

### 3.2. Abundanz- und Dominanzentwicklung der Bodenmesofauna

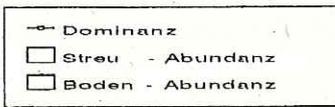
Wenn man die Abundanzen der Bodenmesofaunagruppen nicht nach Streu und Boden getrennt und darüberhinaus für sich allein, unabhängig von Einflüssen der Bodenlösung, betrachtet, gelangt man zu ähnlichen Folgerungen.

Zunächst soll die Entwicklung der Abundanz der Milben in Streu und Boden etwas detaillierter beschrieben werden. Unmittelbar vor der Kalkung betrug die Abundanz der Milben im Durchschnitt aller Versuchspartellen ca. 412.000 Ind./m<sup>2</sup>. Ein Jahr nach der Kalkung lag sie auf der Kontrollfläche bei 466.000 Ind./m<sup>2</sup>, außer der Behandlungsvariante 10 (5t/ha Dolomitsuspension per Helikopter im Mai '89) mit 422.000 Ind./m<sup>2</sup> lagen die Werte für alle anderen Behandlungsvarianten deutlich unter dem Kontrollniveau, die Variante 5 (6,5t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit) sogar nur bei 121.000 Ind./m<sup>2</sup>.

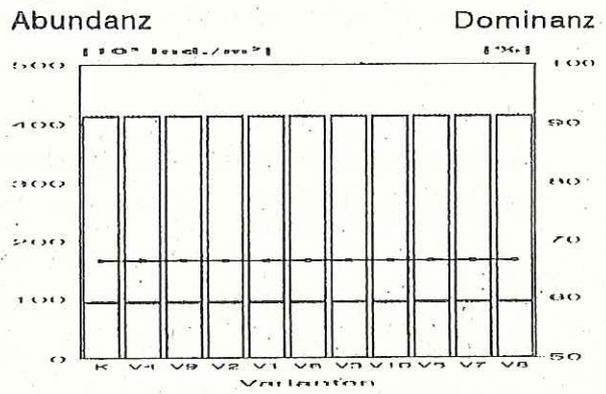
Abb.4: Abundanz- und Dominanzentwicklung der Milben in der Streu und im Oberboden



## Hunsrück - Milben

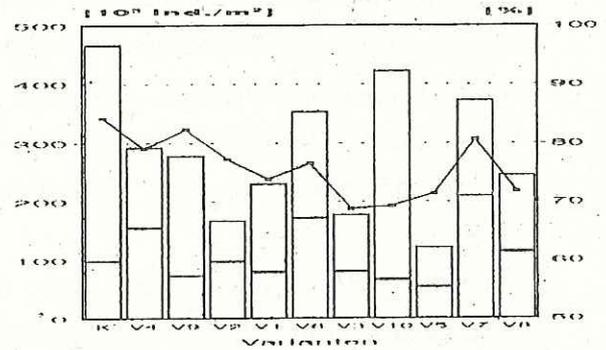


'88

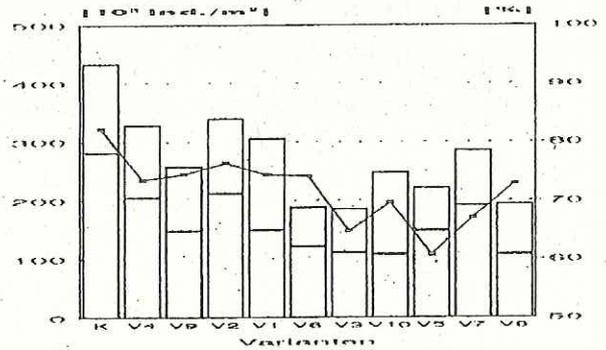


Kalkung!

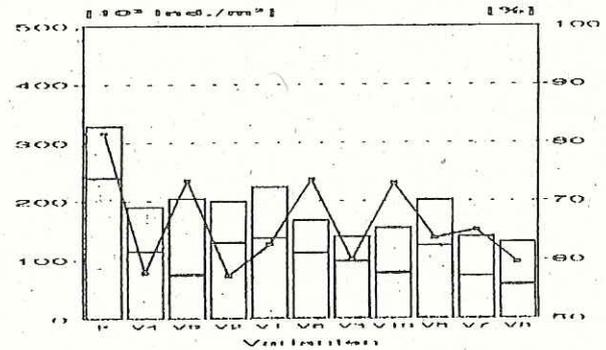
'89



'90



'91



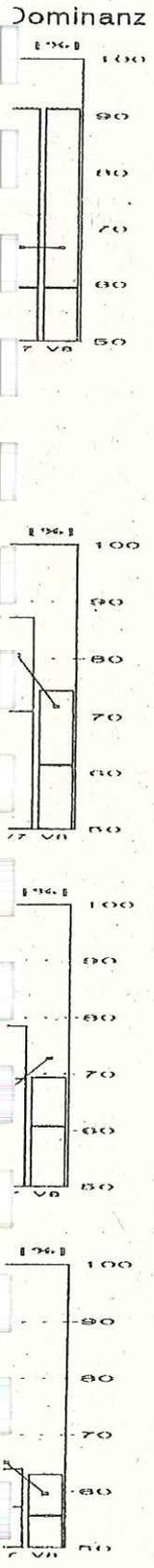
Die gleiche Tendenz wurde auch zwei Jahre nach Versuchsbeginn, d.h. Ende 1990, wieder festgestellt; die Abundanz der Milben auf der Kontrollfläche erreichte 434.000 Ind./m<sup>2</sup>, während der nächstniedrige Wert um fast 100.000 Ind./m<sup>2</sup> geringer war und meist zwischen 200.000 bis 250.000 Ind./m<sup>2</sup> umfaßte. Nach drei Jahren, Ende 1991, lag der Kontrollwert bei 329.000 Ind./m<sup>2</sup>, die Werte der Behandlungsvarianten folgten mit über 100.000 Ind./m<sup>2</sup> weniger zwischen 130.000 bis 220.000 Ind./m<sup>2</sup>.

Es läßt sich also feststellen, daß die Besiedlungsdichte der Milben auf den Behandlungsvarianten gegenüber der Kontrolle und dem Ausgangszustand deutlich zurückgegangen ist. Im ersten Jahr ist der Rückgang uneinheitlich und es ergeben sich große Differenzen zwischen den einzelnen Varianten; es treten hier sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Abundanzen aller Behandlungsvarianten aller Jahre auf. Im zweiten Jahr zeichnet sich ein genereller Rückgang gegenüber der Kontrolle ab, der sich im dritten Jahr bestätigt und verstärkt und einer Nivellierung der Besiedlungsdichte der Milben auf mindestens 100.000 Ind./m<sup>2</sup> weniger als auf der Kontrolle entspricht. Man könnte in diesem Entwicklungsgang der Abundanz eine Störung im ersten Jahr nach der Kalkung und ein Einpendeln auf ein niedrigeres Niveau in den Folgejahren sehen.

Die Abundanzentwicklung bei den Collembolen ist ungleich schwerer zu fassen (Abb.5). Generell ist nicht der gleiche Rückgang wie bei den Milben erkennbar. Die Besiedlungsdichten der Behandlungsvarianten schwanken scheinbar um den Wert der Kontrolle, und zwar in allen Untersuchungsjahren. Bei einem Rückgang der Milben und gleichzeitig mehr oder weniger konstanter Besiedlungsdichte der Collembolen vergrößern die Collembolen sogar ihren Dominanzanteil, d.h. ihren Anteil an der Gesamtpopulation der Mesofauna; auf der Kontrolle liegt die Dominanz der Collembolen bei 15 - 20 %, auf den Behandlungsvarianten zwischen 20 - 40 %, wobei die Werte 1989 am niedrigsten und 1991 am höchsten sind. Allerdings wird hieraus auch deutlich, daß die Dynamik der Milben die Dynamik der Dominanz der übrigen, wesentlich weniger zahlreichen Gruppen bestimmt.

Gerade die Dominanzwerte der Milben liefern bei der Korrelation mit den bodenchemischen Parametern z.T. hohe Korrelationsfaktoren, die einen direkten oder indirekten Zusammenhang wahrscheinlich machen und vielleicht als Maß für die Umformung der Bodenfauna unter dem Einfluß der Waldkalkung dienen könnten.

Die Collembolen wirken als Gruppe über den Untersuchungszeitraum und in den verschiedenen Varianten relativ stabil. Auch Indices, die sich auf die Struktur der Collembolengemeinschaft beziehen, d.h. die sich aus der Artenzusammensetzung und der Dominanzstruktur ableiten lassen, zeigen keinen Zusammenbruch der Population an, wie man nach einem plötzlichen Stoffeintrag von mehreren Tonnen pro Hektar hätte erwarten können.



Als Belege dafür können einerseits die Diversitätsindices (Hs nach Shannon-Wiener) und andererseits die Renkonen-Indices (Dominanzidentität) gelten. Die Diversität oder Artenmannigfaltigkeit der Kontrolle und der Varianten liegen im selben Größenbereich und zeigen keine klare Tendenz. Die Dominanzidentitäten, die die Übereinstimmung verschiedener Flächen hinsichtlich ihres Arteninventars und der Dominanzverhältnisse der gemeinsamen Arten wiedergeben, erreichen recht hohe Werte von gewöhnlich 60-80 % in der Streu zwischen der Kontrolle und den Varianten.

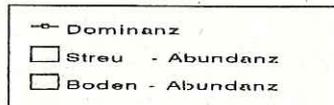
Da bei den Collembolen auch die Daten für die einzelnen Arten vorliegen, kann die Datenanalyse auf Artbasis vielleicht noch etwas Licht in das Verhalten der Gruppe unter Bedingungen der Kalkung bringen.

Wenn man die Interpretation für die Proturen nachvollziehen kann und sich die Abundanzen der Collembolen nochmals anschaut, kann man hier einen prinzipiell ähnlichen Verlauf feststellen.

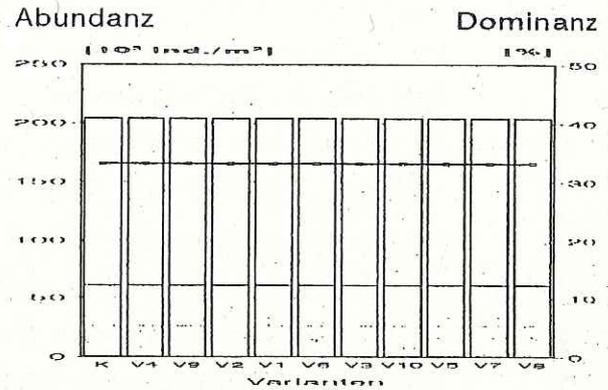
Abb. 5: Abundanz- und Dominanzentwicklung der Collembolen in der Streu und im Oberboden



## Hunsrück - Collembolen

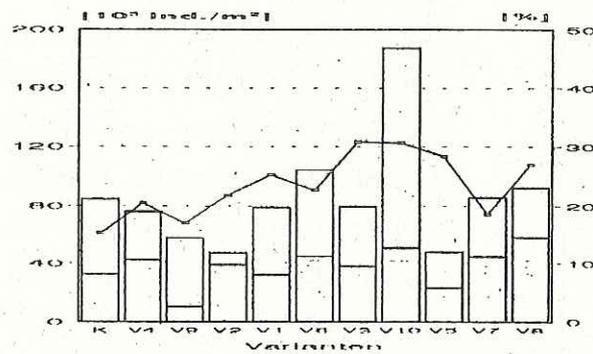


'88

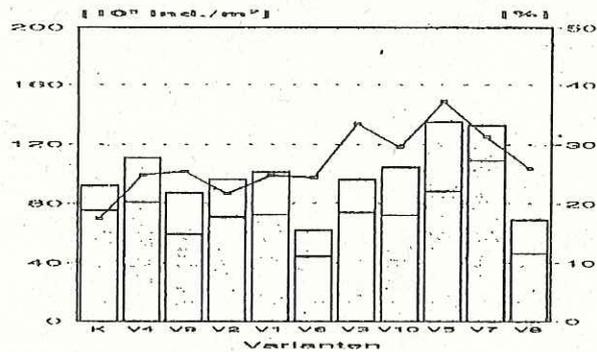


Kalkung!

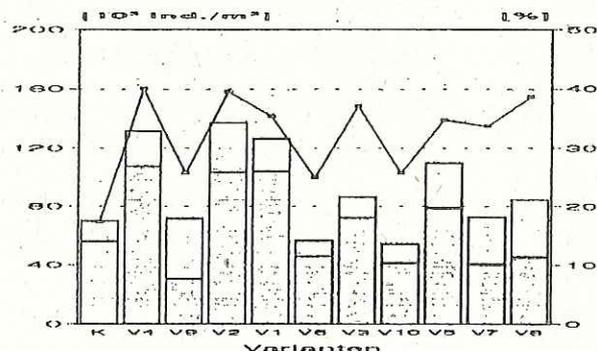
'89



'90



'91





# Hunsrück - Proturen

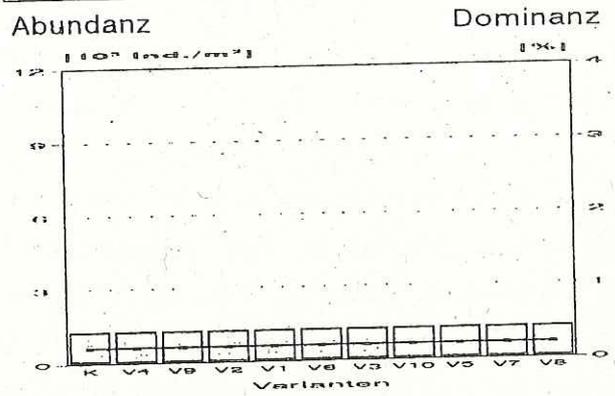
Bei den im folgenden beschriebenen Proturen ist dieser Verlauf allerdings viel deutlicher als bei den Collembolen. Insbesondere das Jahr 1991 zeigt die gleiche Tendenz, d.h. einen eventuellen Optimalbereich bei leicht erhöhten Werten.

Die Proturen sind echte Bodentiere und kommen darum auch vornehmlich im Oberboden vor, weniger in der Streu; das zeigen bis auf 1989 alle Untersuchungsjahre.

Vor der Kalkung beträgt die Abundanz im Mittel knapp 1.300 Ind./m<sup>2</sup> (Abb.6). Im ersten Jahr nach der Kalkung schwankt sie zwischen 0 und 4.000 Ind./m<sup>2</sup>, meist liegt sie bei etwa 2.000 Ind./m<sup>2</sup>. Danach wurden höhere Abundanzen festgestellt; 1991 maximal etwas mehr als 8.000 Ind./m<sup>2</sup>, 1991 über 10.000 Ind./m<sup>2</sup> - beide Werte stammen von der Variante 2. Im 2. Jahr nach der Kalkung betrifft die Abundanz-erhöhung fast alle Varianten (außer V 9), nicht aber die Kontrolle.

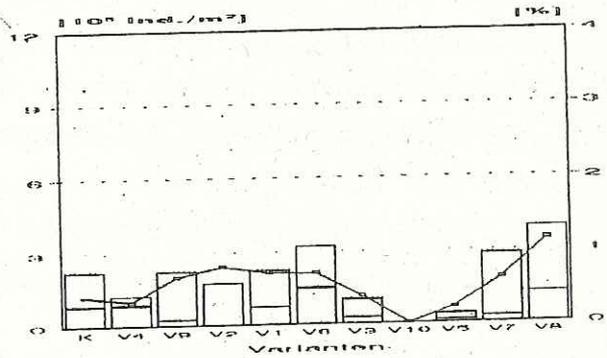
-●- Dominanz  
 □ Streu - Abundanz  
 □ Boden - Abundanz

'88

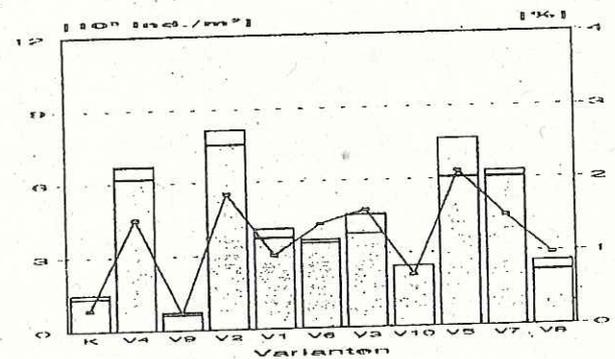


**Kalkung!**

'89



'90



'91

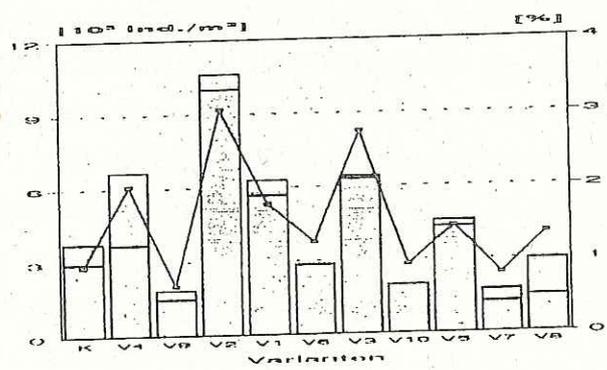


Abb.6: Abundanz- und Dominanzentwicklung der Proturen in der Streu und im Oberboden

Im 3. Jahr nach der Kalkung weisen vor allem die schwächer dosierten Varianten höhere Abundanzen als die Kontrolle auf, die höher dosierten haben dagegen geringere Besiedlungsdichten als die Kontrolle.

Die Wirkung der Kalkung erreicht wahrscheinlich erst im zweiten Jahr nach der Kalkung den Oberboden. Dies könnte im ersten Jahr die Ähnlichkeit aller Varianten und der Kontrolle hinsichtlich der Abundanz der Proturen erklären. Im zweiten Jahr scheinen sie jedoch allgemein mit einer Erhöhung der Abundanz auf die Kalkung zu reagieren. Im dritten Jahr ist das Bild differenzierter. Nur die Varianten mit mehr oder weniger schwacher Kalkung, d.h. die schwächer dosierten Varianten, zeigen eine positive Reaktion der Proturen. Sowohl die Kontrolle ohne Kalkung und somit sehr geringem Ca-, Mg- und Nitrat-Gehalt als auch die höher dosierten Varianten mit entsprechend höheren Gehalten haben geringere Abundanzen; bei letzteren könnte man eine negative Reaktion der Proturen folgern. Demnach würden die Proturen bei mittleren Nährstoffgehalten und mäßig saurem Milieu (pH 5,5) am besten gedeihen - so 1990 auf fast allen Kalkungsvarianten, 1991 nur noch auf den schwächeren.

Vergleicht man diese Befunde mit den Werten für die Bodenlösung, dann kann man hier eine Parallelität zwischen den chemischen Parametern im Boden und den Proturen entdecken. Die Proturen hätten demzufolge einen Optimalbereich, der hinsichtlich des pH-Wertes und der Nährstoffgehalte über der Kontrolle und unter den stärkeren Kalkungsvarianten (jedenfalls ab dem dritten Jahr nach der Kalkung) anzusiedeln wäre.

### 3.3 Zusammenhänge zwischen Bodenlösung und Bodenfauna

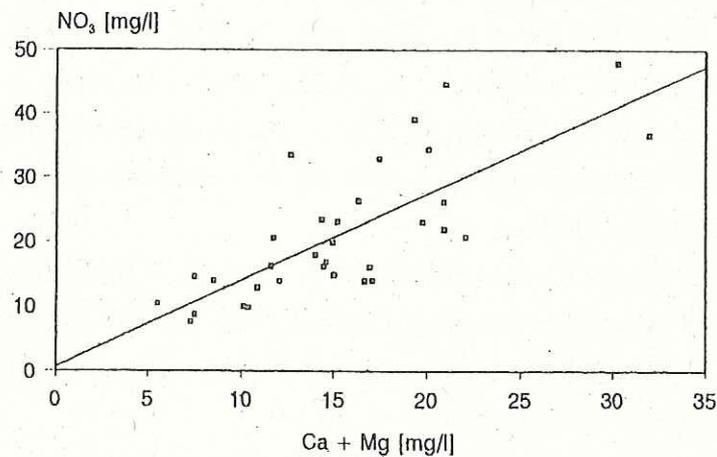
Aus den Übersichtsdarstellungen (Abb. 2 und 3) sind bereits viele Tendenzen in der Bodenlösung und bei der Bodenmesofauna ablesbar. Durch die Zusammenschau verschiedener Tendenzen ergeben sich vermutliche Zusammenhänge.

Die Auswirkung der Kalkung auf die Bodenlösung in der Streu besteht zunächst in der Erhöhung des Ca- und/oder Mg-Gehaltes infolge der Zufuhr dieser Stoffe von außen. Damit gekoppelt ist die Erhöhung des pH-Wertes um bis zu zwei pH-Einheiten von ca. pH 4 auf pH 6. Mit steigendem pH-Wert sind die sauren Kationen Mn und Al in der Bodenlösung nur noch in sehr geringem Maße verfügbar, da sie erst bei stärker sauren Bedingungen in Lösung gehen. Die veränderten Zersetzungsbedingungen äußern sich in der Veränderung des Stickstoffhaushalts. Im sauren, nährstoffarmen Milieu dominiert  $\text{NH}_4$  (Ammonifikation) und zeigt bei pH-Erhöhung einen drastischen Rückgang parallel zur Entwicklung bei Mn und Al. Bei Zufuhr von Ca und/oder Mg beobachtet man einen Anstieg des organisch gebundenen Stickstoffs in der Bodenlösung und ebenso einen

linearen Anstieg des Nitrats (Nitrifikation), das dann bereits im schwach sauren, nährstoffreicheren Milieu dominiert.

Sowohl der Ca- Gehalt als auch der Mg-Gehalt korreliert gut mit dem Nitrat-Gehalt. Am deutlichsten ist aber die Beziehung zwischen dem Gehalt der Summe der basischen Kationen Ca und Mg und dem Nitrat-Gehalt (in der Streu  $r = 0,76$ , Abb. 7; im Boden  $r = 0,68$ ). Dieser Effekt beruht wohl darauf, daß sie sich in ihrer Wirkung auf die Zersetzung bzw. Nitrifikation gegenseitig verstärken oder ergänzen. Bestimmte Puffersubstanzen wie z. B. silikatisches Gesteinsmehl (Variante 5) setzen sehr viel Mg frei, dafür aber kaum Ca. Dennoch bewirken sie einen deutlichen Anstieg des Nitrat-Gehaltes, der in diesem Fall auf das Mg zurückzuführen ist.

Abb.7: Korrelation zwischen dem Gehalt von Ca + Mg und dem Gehalt von Nitrat in der Streu



Alle Bodenmesofaunagruppen reagieren auf die Ca und/oder Mg- Zufuhr und die in der Folge gestiegenen pH-Werte und Nitrat-Gehalte tendenziell gleich, mit deutlichem Abundanzrückgang zumindest bei hohen Werten. Dieser generelle Zusammenhang wird aus den Abbildungen 8, 9 und 10 plausibel und durch die Korrelationsfaktoren zwischen den o.g. Parametern und den Abundanz der Mesofaunagruppen belegt.

Tab.1: Korrelationsfaktoren zwischen einigen chemischen Parametern der Bodenlösung und den Abundanz der Bodenmesofaunagruppen

	Milben		Collembolen		Proturen	
	Streu	Boden	Streu	Boden	Streu	Boden
pH	-0,21	-0,40	0,08	-0,29	0,05	-0,25
Ca	-0,01	-0,55	0,03	-0,53	0,02	-0,49
Mg	-0,38	-0,67	-0,04	-0,46	-0,03	-0,30
Ca + Mg	-0,25	-0,68	-0,01	-0,53	-0,01	-0,41
NO3	-0,19	-0,50	0,03	-0,24	0,04	-0,25

Der Rückgang der Milben war bereits aus den Abb. 2 und 3 ersichtlich und ein Zusammenhang mit Parametern der Bodenlösung schien gegeben. Für die Collembolen und Proturen waren diese Tendenzen nicht so offensichtlich.

Wenn man die Abundanzen der Bodenmesofaunagruppen gegen den pH-Wert, den Ca-Gehalt, den Mg-Gehalt, den Gehalt der Summe von Ca und Mg und den Nitrat-Gehalt aufträgt, läßt sich der korrelative Zusammenhang zwischen den Bodenmesofaunagruppen und o. g. chemischen Parametern veranschaulichen; alle diese chemischen Parameter erhöhen sich bei der Kalkung.

Die Milben zeigen in der Streu und im Boden negative Korrelationen. Sie sind die einzige Gruppe, die überhaupt in der Streu mit einem relativ klaren Abundanzrückgang reagiert, nämlich gegenüber Mg mit einem Korrelationsfaktor von  $r = -0,38$ . Schlüsselt man die Korrelationen nach den einzelnen Jahren auf, so beträgt der Faktor für 1989  $r = -0,52$ , für 1990 sogar  $r = -0,63$  und für 1991  $r = -0,14$ . Überraschend ist dagegen die anscheinende Indifferenz gegenüber dem Ca-Gehalt ( $r = -0,01$ ). Entsprechend bewegt sich die Korrelation mit Ca + Mg in einem mittleren Bereich ( $r = -0,25$ ). Für den pH-Wert und den Nitrat-Gehalt ergeben sich nur leichte negative Tendenzen ( $r = -0,21$  bzw.  $r = -0,19$ ).

Im Boden reagieren die Milben offensichtlich wesentlich stärker auf die ansteigenden Werte mit Abundanzrückgang. Dies läßt sich für alle Parameter gut belegen; am besten für Ca + Mg und Mg allein ( $r = -0,68$  bzw.  $r = -0,67$ ). Auch gegenüber Ca ergibt sich eine deutliche Abnahme ( $r = -0,55$ ).

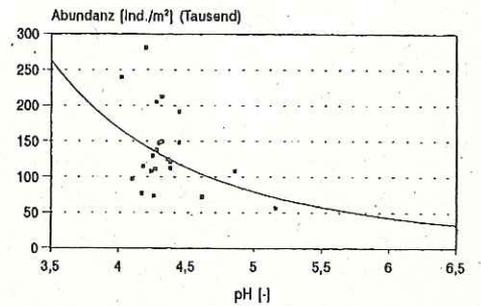
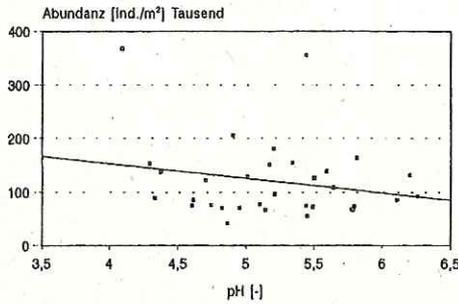
Die Collembolen verhalten sich in der Streu gegenüber allen Parametern scheinbar indifferent, ebenso wie die Proturen, deren Abundanz oft mit der Abundanz der Collembolen parallel verläuft. Im Boden reagieren sie ähnlich wie die Milben, die Collembolen jeweils etwas deutlicher negativ als die Proturen. Bei beiden Gruppen ist besonders die Korrelation mit dem pH-Wert und dem Nitrat-Gehalt nicht so ausgeprägt negativ wie bei den Milben ( $r = -0,24$  bis  $-0,29$ ), während für den Ca-Gehalt praktisch die gleichen Werte ( $r = -0,49$  bis  $-0,53$ ) erreicht werden. Auch die ausgesprochen starke und deutliche Abnahme der Milben bei steigendem Mg-Gehalt vollziehen die Collembolen und Proturen etwas undeutlicher nach. Dies mag mit dem oben vermuteten Optimalbereich zwischen Kontrolle und höherdosierten Varianten zusammenhängen.

Abb. 8, 9 und 10 (folgende Seiten): Korrelationen der chemischen Parameter pH-Wert, Ca-, Mg-, Ca + Mg - und  $\text{NO}_3$ -Gehalt mit den Abundanzen der Milben (Abb. 8), der Collembolen (Abb. 9) und der Proturen (Abb. 10); Daten der Jahre 1989 - 1991

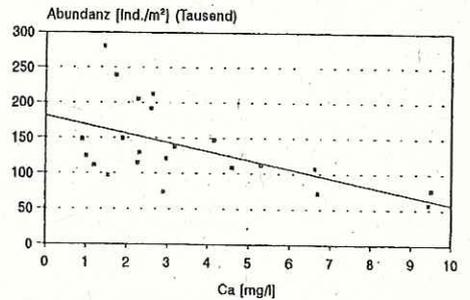
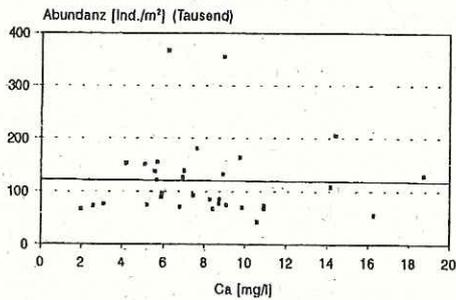
# Hunsrück - Milben

Streu

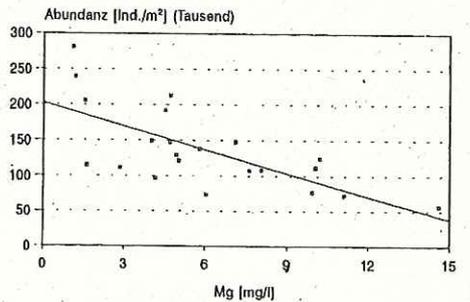
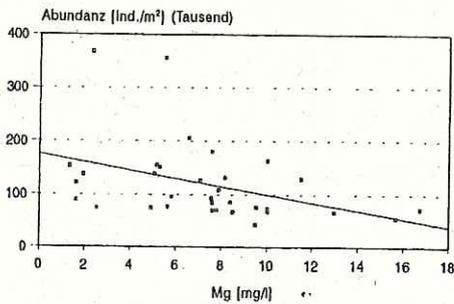
Boden



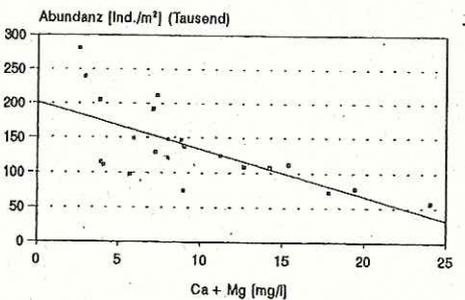
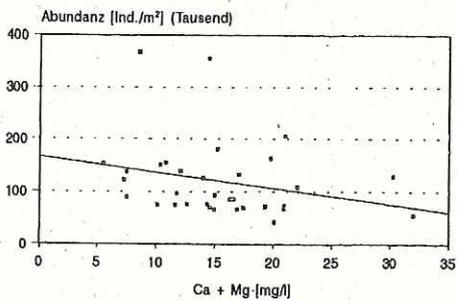
pH



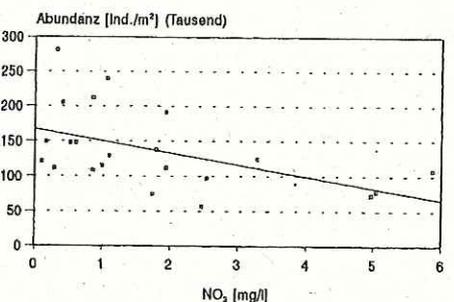
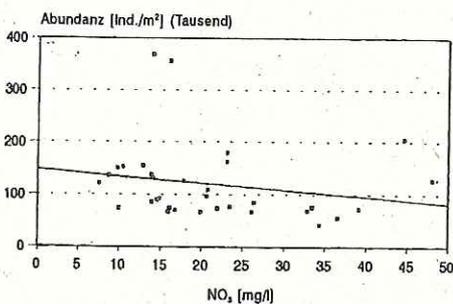
Ca



Mg



Ca + Mg

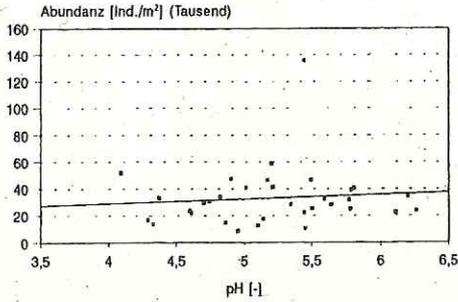


NO<sub>3</sub>

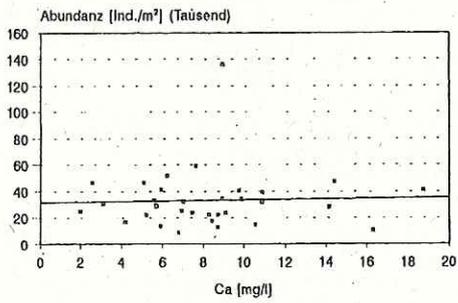
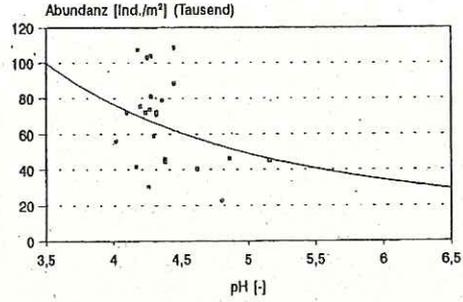
# Hunsrück - Collembolen

Streu

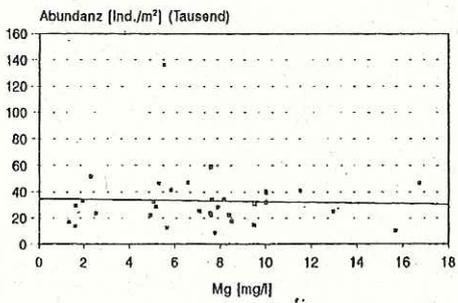
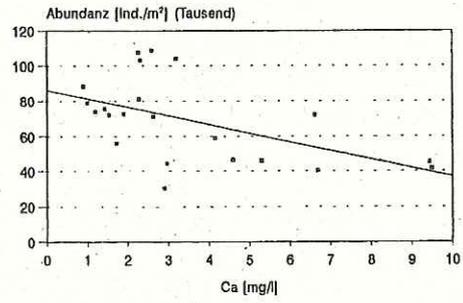
Boden



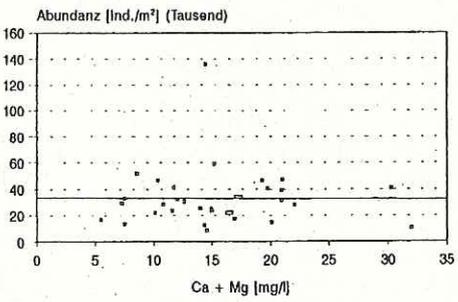
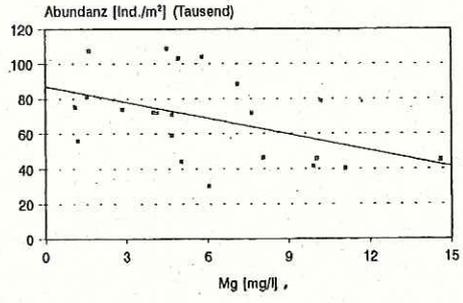
pH



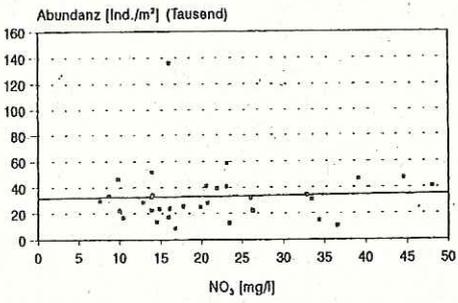
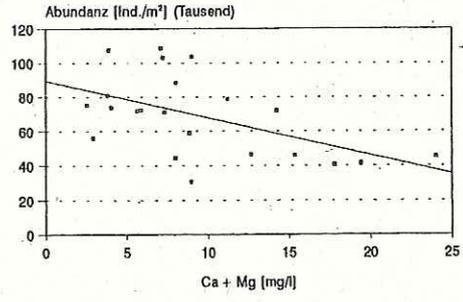
Ca



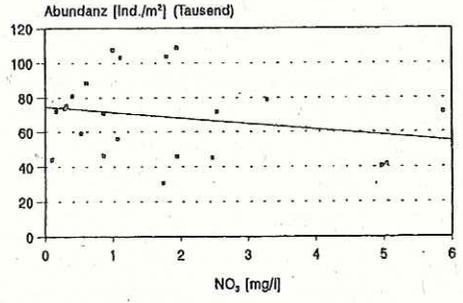
Mg



Ca + Mg



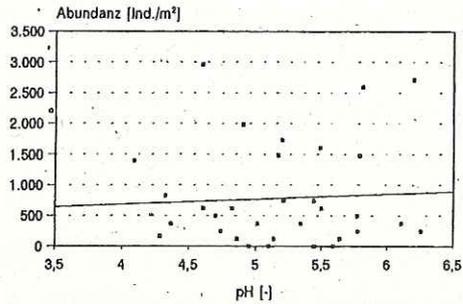
NO<sub>3</sub>



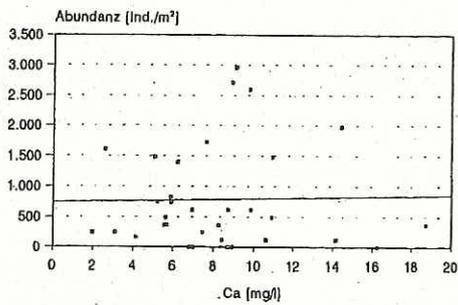
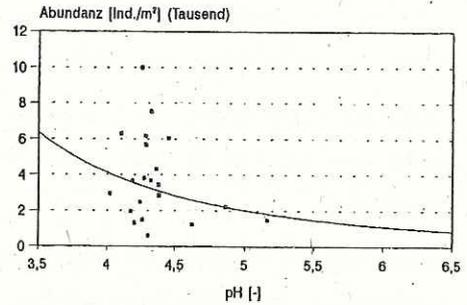
# Hunsrück - Proturen

## Streu

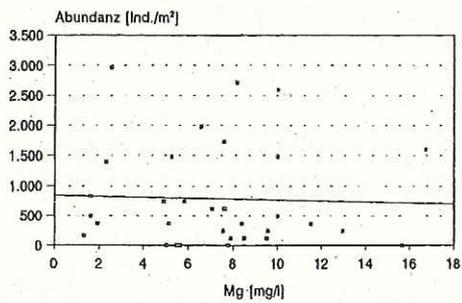
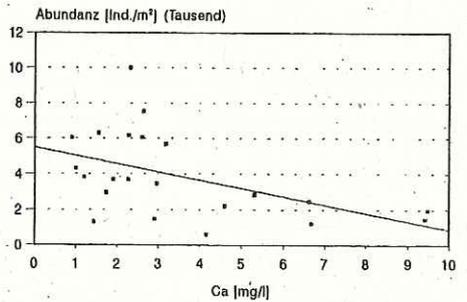
## Boden



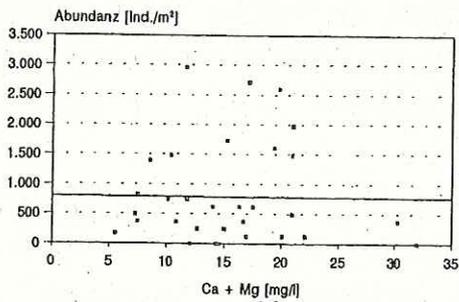
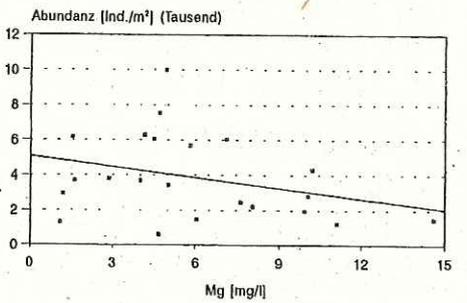
pH



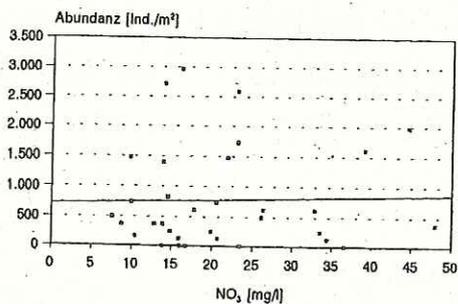
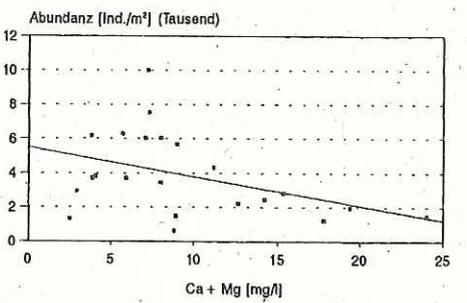
Ca



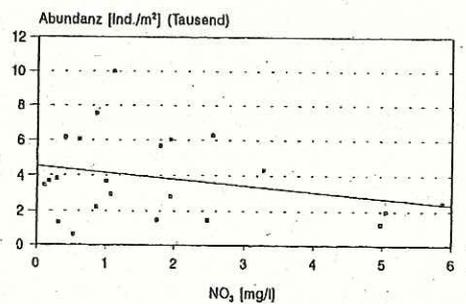
Mg



Ca + Mg



NO<sub>3</sub>



Aus der Korrelation der chemischen Parameter der Bodenlösung mit der Abundanz der Bodenmesofaunagruppen folgt, daß alle Mesofaunagruppen negativ zumindest auf hochdosierte Kalkung antworten, d.h. mit deutlichen Abundanzrückgängen. In der Streu verhalten sich Collembolen und Milben im Mittel der Jahre mehr oder weniger indifferent, während die Milben auch hier klare Abnahmen d.h. negative Tendenzen zeigen. Im Boden allerdings weisen die Mesofaunagruppen in der Reihenfolge der Stärke ihrer Beeinflussung oder Beeinträchtigung - Milben, Collembolen und Proturen eindeutig negative Tendenzen auf. Insbesondere die Milben, die am stärksten betroffen zu sein scheinen, reagieren sehr empfindlich und definiert negativ auf eine Erhöhung des Mg-Gehaltes.

Aus diesen Befunden ist insgesamt ein Rückgang der Bodenmesofauna nach der Kalkung abzuleiten, der korreliert ist mit dem Anstieg der chemischen Parameter pH-Wert, Ca-, Mg- und Nitrat-Gehalt im Sickerwasser. Der Rückgang der Abundanzen der Bodenmesofaunagruppen als solcher besagt nicht, daß es sich hierbei um eine Schädigung der Bodenfauna handelt. Vielmehr scheint ein Prozeß der Umformung der Bodenfauna in Anpassung an das veränderte chemische Milieu und die veränderten Zersetzungs- und Lebensbedingungen stattzufinden.

Der Rückgang der Milben und der Mesofaunagruppen allgemein infolge der Kalkung ist grundsätzlich zu erwarten. WALLWORK (1970) spricht bei einem Boden mit Rohhumus oder Moder als Humusform und niedrigem pH-Wert von einem Mesofaunaboden, der charakterisiert ist durch Milben und Collembolen als bedeutendste Tiergruppen der Bodenfauna. Bei einer Entwicklung der Humusform eines Bodens in Richtung mullartiger Moder bzw. Mull mit höherem pH-Wert und höheren Nährstoffgehalten verliert die Mesofauna in dem Maße an Bedeutung wie die Makrofauna (Regenwürmer, Asseln, Tausendfüßler etc.) gewinnt.

Somit stehen die Befunde auch im Einklang mit jenen, die sich aus einem Vergleich zwischen der Moderbodenfauna im Solling und der Mullbodenfauna im Göttinger Kalkbuchenwald ergeben (SCHAEFER & SCHAUERMANN, 1990; ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN, 1986).

Ob es sich um eine Umformung der Bodenfauna oder eine generelle Schädigung der Bodenfauna handelt, kann man einerseits aus der detaillierten Auswertung der Daten der Collembolenarten oder andererseits aus der gleichzeitigen Entwicklung der Bodenmakrofauna schließen. Die positive Reaktion der Makrofauna (s. Beiträge zur Makrofauna in diesem Band), insbesondere der Regenwürmer, deutet auf eine Umformung der Bodenzoozönose hin.

#### 4. Zusammenfassung

Innerhalb des Waldkalkungsprojektes der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz wurden auch die Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna untersucht. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf den Untersuchungsstandort Hunsrück/Rheinland-Pfalz, den Untersuchungszeitraum von unmittelbar vor der Kalkung (Herbst 1988) bis zum dritten Jahr nach der Kalkung (Herbst 1991) und die Bodenmesofaunagruppen der Milben (Acari), der Springschwänze (Collembola) und der Beintastler (Protura) in Beziehung zur Waldkalkung.

Durch die Kalkung steigt der pH-Wert, sowie der Ca-, Mg- und  $\text{NO}_3$ -Gehalt im Sickerwasser der Streu und des Bodens an - je nach Menge, Beschaffenheit und Zusammensetzung der eingesetzten Puffersubstanz. Diesen chemischen Parametern werden die Abundanzen der Bodenmesofaunagruppen gegenübergestellt und Zusammenhänge, aus dem Verlauf der Abundanzentwicklung und der Korrelation zwischen den chemischen Parametern und den Gruppenabundanzen abgeleitet.

Die Milben reagieren mit einem drastischen Rückgang der Abundanz, zuerst in der Streu, dann im Boden. Ihre Abundanz ist mit dem pH-Wert und den Gehalten von Ca, Mg und  $\text{NO}_3$  negativ korreliert, am deutlichsten mit dem Mg-Gehalt. Die Collembolen und Proturen reagieren insgesamt nicht so ausgeprägt negativ auf die Kalkung und haben eventuell bei schwächerer Kalkung einen Optimalbereich. Unter dem Einfluß der Waldkalkung scheint sich eine Umformung der Bodenfauna zu vollziehen.

#### Summary

A study of the effects of liming on soil fauna was carried out as part of a forest liming project at the forest research institute Rheinland-Pfalz. The results presented here originate from the test area Hunsrück/Rheinland-Pfalz (spruce forest) and from the sampling period starting immediately before liming in autumn 1988 and ending three years after liming in autumn 1991. Population studies of the soil mesofauna in relation to forest liming were carried out on mites (Acari), springtails (Collembola) and proturans (Protura).

As a result of liming, the pH-value of, as well as the calcium, magnesium and nitrate levels in the water draining through the litter and soil layers increase relative to the composition and consistency of the buffer substance as well as the amount distributed. The interrelation between these chemical parameters and the abundance of the mesofauna

mentioned above has been analysed and correlations according to the development of the latter have been made.

The mite population decreased drastically in the litter layer first and then in the soil. Their abundance is negatively correlated to the pH-level and calcium, magnesium and nitrate content. Collembola and Protura do not react quite so negatively to liming and may even find low levels of it as ideal conditions.

The soil fauna appears to transform itself under the influence of liming.

## 5. Literatur

ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J., 1986: Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. S. 225-266, E.Ullmer, Stuttgart.

SCHAEFER, M. & SCHAUERMANN, J., 1990: The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* 34, 299-314.

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen, Versuchskonzept und erste Auswirkungen. Kolloquiumsbericht der Forstl. Versuchsanstalt, Trippstadt, 14.05.1990.

SCHÜLER, G., 1991: Der Einsatz von Gesteinsmehl zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 18/91, 5-75.

WALLWORK, J.A., 1970: Ecology of soil animals. 283 S., McGraw-Hill, London, New York.

## Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna Ergebnisse aus einem Fichtenstandort im Hunsrück bei Idar-Oberstein

- Zwischenbericht -

Jens Tauchert und Gerhard Eisenbeis<sup>1, 2, 3</sup>

**Keywords:** Forstkalkung, Bodenschutzkalkung, Fichtenforst, Bodenfauna, Makrofauna, Lumbricidae, Coleoptera

### 1. Einleitung

Die Untersuchung gliedert sich in das breit angelegte Versuchskonzept (Az.: FVA 5182) der Forstlichen Versuchsanstalt zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen ein (s.a. SCHÜLER, 1990, 1991 und 1992 - in diesem Heft). Über einen Beobachtungszeitraum von zunächst 5 Jahren (1988-1993) sollen Veränderungen an der Bodenfauna nach der Ausbringung verschiedener Puffersubstanzen in unterschiedlichen Aufwandmengen festgestellt werden. Hierzu wurden zoologische Untersuchungen zur Beprobung der Bodenmakro- und -mesofauna begonnen.

Der vorgelegte Bericht stellt Daten zur Abundanz und Dynamik der Bodenmakrofauna eines Waldstandortes im Hunsrück bei Idar-Oberstein vor (vgl. auch andere Beiträge in diesem Heft). Neben der Erfassung von Veränderungen auf Gruppenbasis konzentrieren sich die Untersuchungen auf die Coleoptera und andere kleinere Gruppen, die nach Möglichkeit bis auf das Artniveau bearbeitet werden sollen. Die Arbeiten sind noch nicht abgeschlossen, weshalb hier nur erste Ergebnisse zum Verhalten einiger Makrofaunagruppen gezeigt werden.

---

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstraße 21, D-6500 Mainz

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält vorläufige Ergebnisse der von Herrn Dipl. Biol. Jens Tauchert begonnenen Dissertationsschrift

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten sowie der Forstlichen Versuchsanstalt Trippstadt für die Förderung und Unterstützung unserer Arbeit.

## 2. Material und Methode

Seit Dezember 1988 wurden von unserer Arbeitsgruppe drei Dauerversuchsflächen des Projekts "Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen" beprobt. Die hier vorgestellte Arbeit bezieht sich nur auf den Fichtenstandort im Hunsrück (FA Idar-Oberstein, Abt. 105b).

Es handelt sich um einen 69-jährigen Fichtenforst mit geringer Krautschicht und ohne Strauchschicht. Die Humusform liegt zwischen Moder und rohhumusartigem Moder, wie es für nährstoffarme Böden mit schwerabbaubarer Nadelstreu typisch ist (pH 3,9 in A<sub>h</sub>). Die mittlere Höhe der Versuchspartzen beträgt 545 m üNN (Datenerhebung nach dem Gutachten Dr. KNEIDL, 1988).

Die Parzellenanlage besteht aus acht 0,1 ha großen Doppelpartzen, auf die Ende 1988 verschiedene Kalke in unterschiedlicher Menge manuell ausgebracht wurden, zwei 0,2 ha großen Partzen, die Ende Mai und Anfang Juni 1989 mittels Helikopter und Schlauchausbringung mit einer Kalksuspension behandelt wurden und drei 0,2 ha großen, nichtbehandelten Kontrollpartzen (zur Auflistung der Kalkvarianten siehe Fußnote 4).

Von jeder Kalkvariante einschließlich der Kontrollfläche wurden je 6 Stichproben pro Quartal mit Hilfe eines Bodenbohrers (Ø 15 cm) gewonnen. Die Einzelproben wurden in je zwei Teilproben, Streuauflage und Oberboden (5 cm), getrennt und im Labor in einem Kempsonextraktor einer dynamischen Hitzeextraktion unterzogen (KEMPSON et al., 1963).

Parallel dazu wurde im Frühjahr und Herbst 1990 und 1991 der Standort mit Hilfe von Bodenfallen (Barberfallen) beprobt, um die Auswertung auf Vertreter der epigäischen Fauna ausweiten zu können. Diese Ergebnisse werden zu einem späterem Zeitpunkt besprochen.

Die Makrofauna (hier: alle Insecta, Myriapoda, Arachnida exkl. Acari, Oligochaeta) wurde unter dem Binokular nach Großgruppen sortiert, ausgezählt und bestimmt. Es folgten Berechnungen zur mittleren Abundanz (Individuen/m<sup>2</sup>), Dominanz, Diversität und Evenness sowie eine vorläufige statistische Absicherung der Ergebnisse, soweit dies mit dem Zahlenmaterial möglich war. Vergleichende Berechnungen zur Korrelation einzelner Tiergruppen mit den Daten bodenchemischer Parameter sind geplant (die Daten wurden uns freundlicherweise von der FVA Trippstadt überlassen).

### 3. Ergebnisse

Im Zeitraum zwischen Dezember 1988 und November 1991 wurden im Standort Hunsrück mit Hilfe der Bodenstechproben ca. 35000 Individuen der Bodenmakrofauna ausgelesen. Über 8000 Tiere gehörten zur Ordnung der Coleoptera (Käfer). Davon waren etwa 1/3 adult und 2/3 im Larvenstadium.

#### Lumbricidae

Die Lumbricidae sind wichtige Vertreter der Saprophytophagen, da sie die Mineralisation beschleunigen und pflanzliches Material durch die Darmassage für andere Zersetzer besser verfügbar und verwertbar machen. Die meisten Lumbricidae reagieren sehr empfindlich auf Kalkmangel und kommen in stark versauerten Waldböden nur in geringen Abundanzen vor. Meist handelt es sich dabei um epigäische Arten der *Dendrobaena octaedra*-Assoziation, welche vorzugsweise die Streu besiedeln.

Bereits in der zweiten Vegetationsperiode nach erfolgter Kalkung war auf einigen der gekalkten Parzellen ein schwacher Anstieg der Abundanzen zu erkennen. In der dritten Vegetationsperiode waren die Abundanzunterschiede zur unbehandelten Variante als "signifikant" (U-Test;  $\alpha < 5\%$ ) einzustufen (Abb. 1, Tab. 1).

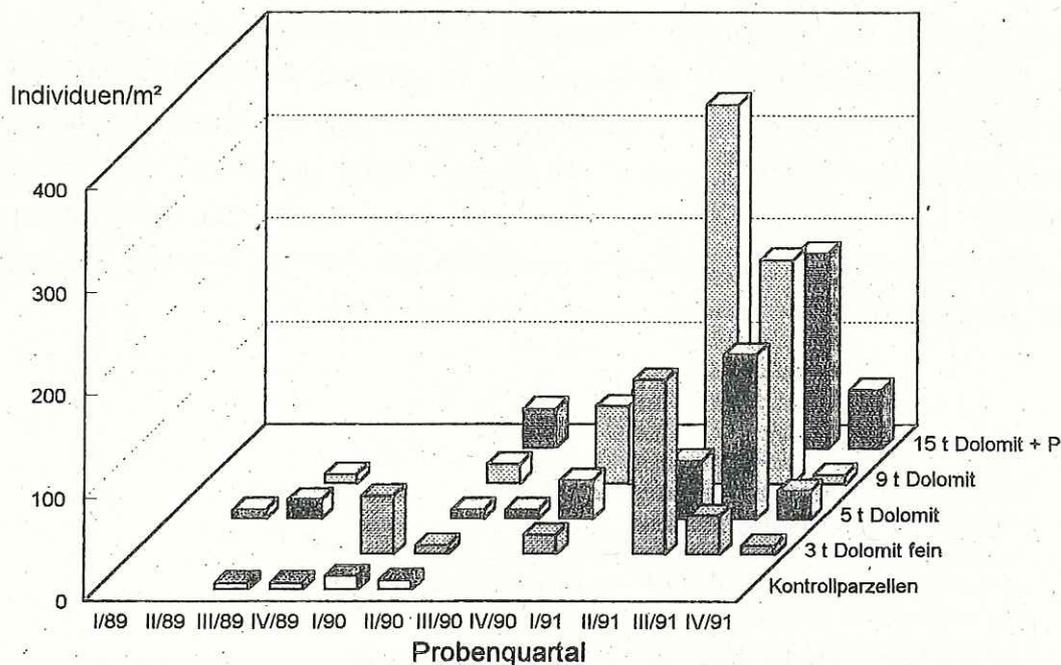


Abb. 1: Abundanzen der Lumbricidae im Fichtenforst Hunsrück. Es sind nur Parzellen dargestellt, die mindestens eine signifikante Abweichung von den Kontrollparzellen zeigen.

Tab. 1: Die Abundanz (mittlere Siedlungsdichte pro Quadratmeter) der Lumbricidae (Regenwürmer) im Fichtenforst bei Idar-Oberstein <sup>4</sup>

Probesternmin	Parzellennummer										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
12.1988											
05.1989				9			9			19	19
08.1989	6			9			19	9			38
11.1989	6									19	
02.1990	13	94	57	19	9						57
05.1990	9	9	9		19		9	19	38		113
08.1990				9			9				
11.1990			19	28	19		38	75	57	38	28
05.1991		9	<b>170</b>	19	38		<b>57</b>	<b>368</b>	66	47	85
08.1991		28	38	28	47	9	<b>160</b>	<b>217</b>	<b>189</b>	160	19
11.1991		19	9			9	28	9	57		28

Signifikante Abweichungen ( $\alpha < 5\%$ ; U-Test) zur Kontrollparzelle sind fettgedruckt

Auffällig ist jedoch auch das Ergebnis für Parzelle 5 (6,5 t silikatisches Gesteinsmehl). Sie zeigt eine deutliche Lücke in der Tabelle der Abundanzen, z.T. sinken diese fast noch unter die der Nullparzelle. Betrachtet man die Kationengehalte des Sickerwassers der Streu (Lysimeterdaten; Dreijahresmittel), so zeichnen sie sich einerseits durch einen vergleichsweise sehr niedrigen Calciumgehalt (3,25 mg/l H<sub>2</sub>O) und andererseits durch einen sehr hohen Magnesiumgehalt (18,92 mg/l H<sub>2</sub>O) aus (Werte der Kontrollfläche: Calcium 5,18 mg/l H<sub>2</sub>O, Magnesium 1,87 mg/l H<sub>2</sub>O). Die Abundanzwerte der Lumbricidae im Hunsrück korrelieren vermutlich mit einer Verzögerung von zwei Jahren mit den Ca-Gehalten des Sickerwassers in der Streu (Abb. 2).

<sup>4</sup> **Behandlung der einzelnen Parzellen:**

- 0 unbehandelt (Kontrollparzellen)
- 1 3 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 0 - 2 mm Handausbringung
- 2 3 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> Granulat 0 - 0.09 mm Handausbringung
- 3 3 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 0 - 2 mm + 3 dto Hyperphos (=100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)
- 4 3 to Forsthüttenkalk grob Handausbringung
- 5 6,5 to silikatisches Gesteinsmehl (Pholin) Handausbringung
- 6 5 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> Wellen 0 - 2 mm Handausbringung
- 7 9 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> Wellen 0 - 2 mm Handausbringung
- 8 15 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> Wellen 0 - 2 mm + 1,5 t Hyperphos (=500 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) Handausbringung
- 9 5 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>-Suspension (= 3 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> TS) "Rosal" Schlauchausbringung am 8.6.89
- 10 5 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>-Suspension (= 3 to CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> TS) "Rosal" Helikopterausbringung am 19.5.89

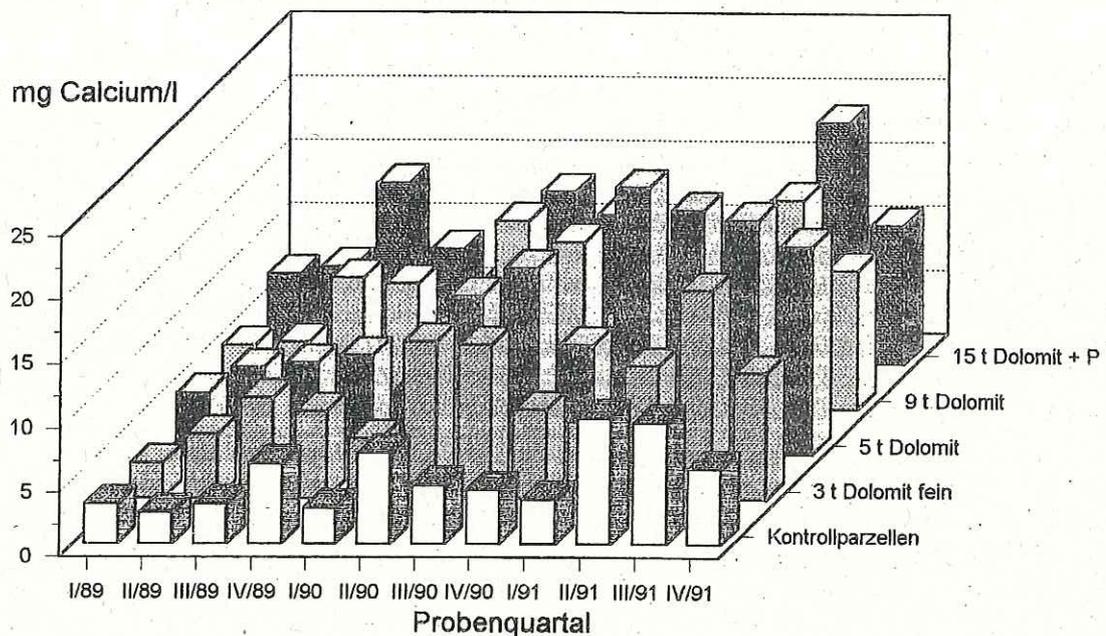


Abb. 2: Calcium-Gehalt des Sickerwassers der Streu [mg Ca/l] (gemessen durch FVA Trippstadt). Es werden nur die in Abbildung 1 gewählten Parzellen dargestellt.

Nur wenige der gefundenen Lumbriciden waren adult, meist handelte es sich um nicht eindeutig bestimmbare bzw. unbestimmbare Juvenile. Bisher wurden nur Vertreter von *Dendrodrilus rubidus* (Savigny) und *Lumbricus rubellus* Hoffmeister festgestellt.

### Coleoptera

In den Bodenstechproben fanden sich bisher 43 Coleoptera Arten aus 12 Familien (Artenliste siehe Tab. 3). Betrachtet man die Ordnung Coleoptera als eine Gesamtheit, so sind anhand der Abundanzwerte (Tab. 2) und Indexberechnungen bisher keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Parzellen zu erkennen. Betrachtet man die Diversitätswerte (Spannweite 1,82-2,31), so sind diese vergleichsweise niedrig (Coleopteren-Zoozönose auf vier Standorten des Lennebergwaldes 3,31-3,59), die Evenesswerte hingegen liegen bei einem Durchschnitt von 0,7 (Maximalwert = 1) relativ hoch. Bei etwa 3/4 der Arten betrug die Häufigkeit weniger als 1% (= subrezent), die Hälfte der Arten war nur mit einem Individuum ( $\approx 0,05\%$ ), d.h. sporadisch, vertreten. Zur Gruppe der dominanten und subdominanten Coleoptera gehören die Staphylinidae *Geostiba circellaris*, *Atheta fungi*, *Atheta myrmecobia* und *Mniusa incrassata*, sowie der Curculionidae *Barypeithes araneiformis*. Es wurden nur 4 Arten der Carabidae gefunden, wobei *Pterostichus pumilio* mit 2,5% Anteil an der Gesamtindividuenzahl der häufigste Laufkäfer war.

Tab. 2: Ökologische Parameter der Coleoptera-Imagines. Die Werte entstammen einer Aufsummierung von Quartalsbeprobungen aus drei Jahren<sup>4</sup>

	Parzellenummer										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
mittlere Abundanz	171	172	190	139	171	174	163	194	147	150	157
Artenzahl	19	20	17	13	15	18	17	17	17	15	14
Diversität	2,08	2,31	2,23	2,09	2,05	2,19	2,09	2,12	2,06	1,94	1,82
Eveness	0,71	0,77	0,79	0,82	0,76	0,76	0,74	0,75	0,73	0,72	0,69

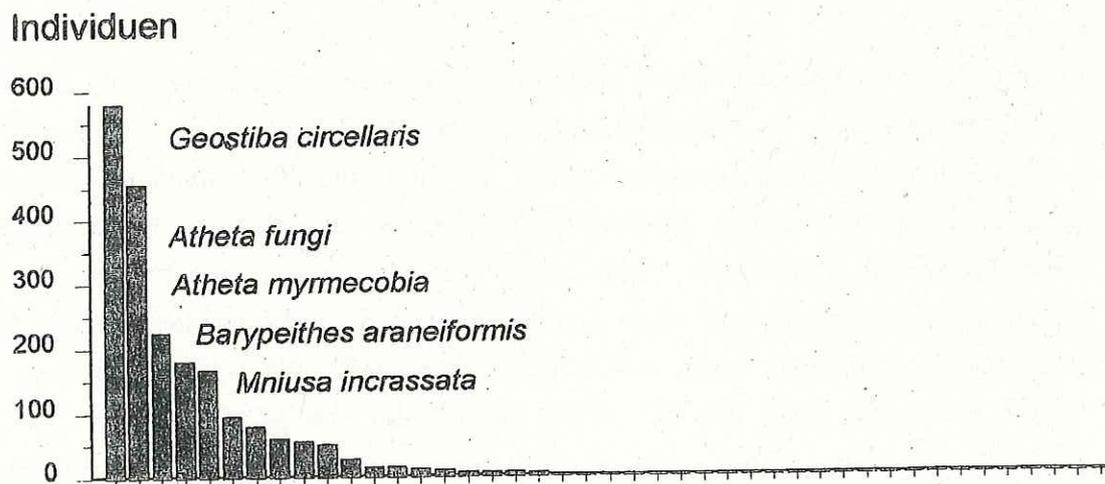


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Coleoptera-Arten im Fichtenforst Hunsrück.

<sup>4</sup> Parzellenbehandlung siehe Tab. 1, Fußnote 4

Tab. 3: Artenliste der Coleoptera-Imagines (Bodenbohrungen im Fichtenstandort  
Hunsrück 1989-91)

CARABIDAE

- Dromius agilis* (Fabricius) 1787  
*Notiophilus biguttatus* (Fabricius) 1779  
*Pterostichus oblongopunctatus*  
(Fabricius) 1787  
*Pterostichus pumilio* (Dejean) 1828

PTILIIDAE

- Acrotrichis intermedia* (Gillm. 1845)

SCYDMAENIDAE

- Cephenium gallicum* Ganglb.  
*Neuraphes elongatulus* (Müll. et Kunze)  
*Scydmorephes minutus* Chaud.

STAPHYLINIDAE

- Amischa analis* (Grav.)  
*Atheta fungi* (Grav.)  
*Atheta myrmecobia* (Kr.)  
*Atheta pittionii* Scheerp.  
*Gabrieus nigritulus* (Grav.)  
*Geostiba circellaris* (Grav.)  
*Lathrobium longulum* Grav.  
*Mniusa incrassata* Muls. Rey  
*Mycetoporus solidicornis* Woll.  
*Omalius caesum* Grav.  
*Othius myrmecophilus* Kiesw.  
*Othius punctulatus* (Gze.)  
*Oxypoda annularis* Mannh.  
*Philonthus mannerheimi* Fauv.  
*Stenus impressus* Germ.  
*Tachyporus chrysomelinus* (L.)  
*Xantholinus tricolor* (F.)

ELATERIDAE

- Athous subfuscus* (Müller)  
*Dalopius marginatus* (L.)

CANTHARIDAE

- Malthodes hexacanthus* Kies.

CRYPTOPHAGIDAE

- Atomaria linearis* Steph.  
*Atomaria rificornis* (Marsh.)  
*Cryptophagus postpositus* Sahlb.

COCCINELLIDAE

- Propylaea quatordecimpunctata* (L.)

LATHRIDIIDAE

- Cartoderema elongata* Curt.

CHRYSOMELIDAE

- Batophila rubi*

SCOLYTIDAE

- Hylastes cunicularius* Erichson

CURCULIONIDAE

- Barypeithes araneiformis* Schrk.  
*Ceutorhynchus spec.*  
*Polydrusus atomarius* (Ol.)  
*Rhynchaenus fagi* (L.)  
*Metopiorrhynchus veterator* Uytt.  
*Othiorhynchus singularis* (L.)  
*Strophosoma melanogrammum* (Forst.)  
*Trachodes hispidus* (L.)

#### 4. Diskussion

##### Lumbricidae

Die Lumbriciden der einheimischen Wälder werden aufgrund ihrer vertikalen Verteilung drei Lebensformtypen zugeteilt (BOUCHÉ, 1971). Die epigäischen Arten leben vor allem in der oberen Streuschicht, endogäische Arten bewohnen vorzugsweise den Oberboden und anözische Arten, z.B. *Lumbricus terrestris* L., graben tiefe senkrechte Gänge, in die sie Material von der Oberfläche und den oberen Schichten einziehen und verarbeiten. Die ökologische Bedeutung endogäischer Arten wie *Aporrectodea caliginosa* (Savigny) wurde jedoch lange unterschätzt. Mittlerweile wurde bekannt, daß sie durch ihre horizontale Grabtätigkeit stärker zur Bioturbation beitragen, als bisher angenommen (SCHEU, 1989).

*A. caliginosa* lebt vorzugsweise in Böden mit niedrigeren spezifischen Dichten (WOLTERS & SCHAUERMANN, 1989), so daß sie im Standort Hunsrück mit seinem lehmig-festen Boden wahrscheinlich nicht das geeignete Substrat vorfindet. Kalkgaben auf den sauren Buchen- und Fichtenböden des Solling führten in keinem Fall zu einer Besiedlung durch *A. caliginosa*, obwohl diese Art auf nahegelegenen Wiesenstandorten beheimatet ist. Bodenverdichtung und eine fehlende Krautschicht schließen wahrscheinlich diese Art im Wald aus. Typisch für saure Waldböden sind hingegen Angehörige der *Dendrobaena octaedra*-Assoziation, gekennzeichnet durch die epigäischen Arten *Dendrobaena octaedra* (Savigny), *Dendrodrilus rubidus* (Savigny) und *Lumbricus rubellus* Hoffmeister. Sie erreichen meist mittlere Dichten von weniger als 10 Ind./m<sup>2</sup> (PETERS, 1985). Diese Artengemeinschaft verstärkt zwar signifikant den Abbau von frischer Streu, trägt aber umgekehrt zu einer Erhöhung des Stickstoffgehalts der Bodenlösung bei (WOLTERS & SCHAUERMANN, 1989). Es kommt zu keiner nennenswerten Bioturbation und Veränderung der räumlichen Bodenstruktur, was Konsequenzen für die ökologische Qualität des oberen Wurzelraumes hat. Die Autoren sprechen sogar von einer Destabilisierung unter diesen Verhältnissen und schlagen begleitende meliorative Maßnahmen vor, z.B. Bodenauflockerung und Schaffung einer Krautschicht, um die Lebensbedingungen endogäischer Regenwürmer zu verbessern.

Bei unseren Untersuchungen wurden nach einer Latenzphase von zwei Jahren auf den stark gekalkten Parzellen Steigerungen der Abundanzwerte festgestellt, wobei sogar einmal die Werte eines Kalkbuchenwaldes (JUDAS, 1989) übertroffen werden. Allerdings handelte es sich meist um kleinere Individuen, weshalb die Biomasse der Regenwürmer insgesamt noch gering ausfallen dürfte. Weiterhin ist zu beachten, daß durch die geringe Probtiefe (maximal 12 Zentimeter) sicher nicht alle Lumbriciden erfaßt wurden. Tiefergrabende endogäische Formen, wie *A. caliginosa*, werden dabei

nicht registriert. Bei Untersuchungen im Göttinger Kalkbuchenwald wurden in den von uns untersuchten Straten nur 29% der gesamten Lumbriciden lokalisiert, 64 % befanden sich in Tiefen bis ein Meter, weitere 7 % tiefer als ein Meter (JUDAS, 1989).

Die geringe Abundanz der Regenwürmer auf den 0-Parzellen (Spannweite 0-13 Ind./m<sup>2</sup>) ist typisch für einen sauren Rohhumus/Moderboden. Die meisten Arten können darin ihren Calciumbedarf nicht mehr decken, und nur wenige werden mit diesen Bedingungen überhaupt fertig. *D. rubidus* oder *L. rubellus* werden in diesem Zusammenhang als säuretolerante Ubiquisten und *D. octaedra* sogar als extrem säureunempfindlich genannt. Dennoch bedeutet die Erhöhung des Calciumspiegels auf den mit Dolomit behandelten Flächen auch für diese Arten eine Verbesserung der Bedingungen, auf die sie mit einem Anstieg der Abundanzen reagieren. Hier liegt der verfügbare Calcium-Gehalt deutlich über dem der 0-Parzellen. Umgekehrt läßt sich die Depression der Lumbricidae auf Parzelle 5 (silikatisches Gesteinsmehl) mit dem niedrigen Calcium-Gehalt des Sickerwassers erklären. Die Calcium-Konzentration liegt hier sogar unter der Konzentration der 0-Parzelle, da Magnesium im Überschuß vorhanden ist und das wenige, noch vorhandene Calcium durch Austauschvorgänge ersetzt wird. Ähnliche Reaktionen von Tiergruppen wurden auch auf den übrigen Standorten festgestellt (s.a. andere Beiträge in diesem Heft).

Der hohe Anteil juveniler Tiere deutet daraufhin, daß es sich hier um eine im Aufbau befindliche Population handelt, die ausschließlich von Vertretern der obengenannten *Dendrobaena octaedra*-Assoziation gebildet wird. *D. octaedra* und *D. rubidus* sind beides Arten mit hoher Reproduktionsrate, so daß nur wenige Adulttiere in Inselhabitaten (Baumstubben, Totholz) ausreichen, um bei verbessertem Bodenzustand die Umgebung wiederzubesiedeln. Ein Stillstand der Abundanzsteigerung ist nach Literaturdaten jedoch erst nach mehreren Jahren zu erwarten.

Bereits BASSUS (1964) fand eine "absolut häufigere Anzahl von Lumbricidae" auf gekalkten Flächen. HAUSSER & WITTICH (1969) beobachteten einen Anstieg der Lumbriciden-Abundanz von 0 auf 60 Ind./m<sup>2</sup> bei Calcium-Gabe. KLEINSCHMIT (1962) untersuchte einen Fichtenforst, der mit 0 t, 3 t, 6 t und 11 t Calciumoxid/ha gekalkt wurde. Nach 6 Vegetationszeiten waren die Lumbricidae wie folgt verteilt:

0 t Calciumoxid/ha :	0 Lumbricidae/m <sup>2</sup>
3 t Calciumoxid/ha :	31 Lumbricidae/m <sup>2</sup>
6 t Calciumoxid/ha :	50 Lumbricidae/m <sup>2</sup>
11 t Calciumoxid/ha :	77 Lumbricidae/m <sup>2</sup>

Hier ergab sich eine fast lineare Korrelation zwischen der Kalkmenge und der Lumbricidae-Abundanz. FRANZ & LOUB (1959) fanden bei einer Kalkmenge von 2 t Calciumcarbonat/ha einen Anstieg der Lumbricidae von 2 auf 56 Ind./m<sup>2</sup>. Bei Untersuchungen von SCHAUERMANN (1985) stieg die Abundanz der Lumbricidae

nach der Kalkung noch drastischer an. Betrug die Abundanz auf der Vergleichsfläche 1 Ind./m<sup>2</sup>, so stieg sie auf der Kalkungsfläche auf 397 Ind./m<sup>2</sup>. HARTMANN et al. (1989) fanden eine signifikant höhere Lumbricidendichte im Vergleich zu den unbehandelten Flächen ein Jahr nach der Kalkung (gekalkt: 297 Ind./m<sup>2</sup>; ungekalkt: 152 Ind./m<sup>2</sup>). IRMLER & HEIDEMANN (1989) untersuchten 2 verschiedene Kalkmengen in schleswig-holsteinischen Wäldern und fanden, daß die Siedlungsdichte der Lumbricidae von 6-7 Ind./m<sup>2</sup> bei Boden-pH 3 auf circa 55 Ind./m<sup>2</sup> bei pH 5 steigt. Bei Experimenten im Höglwald in Südbayern folgte auf eine Applikation von 4 t Dolomit/ha eine Steigerung der Biomasse und Besiedlungsdichte um das 18-19 fache. Bei dieser Untersuchung 4 Jahre nach der Kalkung wurden ebenfalls hauptsächlich juvenile Tiere gefunden. Die gesteigerte Aktivität der Regenwürmer führte zu einer bereits deutlichen Umformung der organischen Auflage (MAKESCHIN, 1991). Weitere Arbeiten zur Beeinflussung der Lumbricidae durch Kalkung siehe: FRANZ, 1953; GUSSONE, 1987; KREIMES & THIELEMANN, 1986; MÄRKEL & BÖSENER, 1969; OHNESORGE & BÖSENER, 1954.; RONDE, 1957; TRAITTEUR-RONDE, 1961.

Die auf dem Hunsrück-Standort in der dritten Vegetationsperiode festgestellten Abundanzspitzenwerte übertreffen die Literaturdaten z.T. sehr deutlich. Es bleibt abzuwarten, auf welchem Niveau sich die Population einpendelt. Bei einer Abnahme der Konzentration der basischen Kationen (vor allem von Ca) muß langfristig auch wieder mit einem Rückgang der Regenwurmpopulation gerechnet werden. Genaueres Zahlenmaterial für den Standort Hunsrück soll eine Beprobung mit der klassischen Formalin-Methode und der Oktett-Methode (THIELEMANN, 1986) liefern. Bei letzterer handelt es sich um eine Elektrofangmethode, bei der acht Elektroden mit Hilfe einer Batterie, oder eines Stromgenerators, ein oszillierendes elektrisches Feld aufbauen, und dadurch die Lumbricidae quantitativ aus dem Boden getrieben werden.

## Coleoptera

Methodenbedingt wurden vor allem permanent euedaphische und temporär das Edaphon aufsuchende Coleoptera-Imagines erfaßt. Schon aus diesem Grund liegt die Artenzahl niedriger als bei anderen Untersuchungen über Fichtenwälder, bei denen hauptsächlich mit Barberfallen und/oder Bodenphotoektoren gearbeitet wurde.

Aus coleopterologischer Sicht ist jedoch der Fichtenforst allgemein aufgrund seiner einseitigen Lebensbedingungen als artenarm einzustufen (RABELER, 1967), was auch in den niedrigen Diversitätswerten zum Ausdruck kommt. Die relativ hohen Evenesswerte ergeben sich wahrscheinlich durch eine gleichmäßige Verteilung der meisten Käferarten. Es gibt nur eine geringe Anzahl stenotoper Käfer, wie z.B. *Strophosoma*

*melanogrammum* oder *Barypeithes araneiformis*, die ausschließlich auf Nadelwälder beschränkt sind. Die meisten der gefundenen Arten sind als euryök einzustufen, wie z.B. *Atheta fungi* und *Geostiba circellaris*, die in Wäldern, Wiesen und sogar auf Ackerland gefunden werden.

Bei Kalkungsversuchen im Fichtenaltbestand Höglwald wurde in der 2. und 3. Vegetationsperiode eine Aufnahme der Carabidae mit Hilfe von Barberfallen durchgeführt. Von 26 Carabidenarten war allein *Carabus auronitens* als "Fichtenart" ein typischer Bewohner des Standorts. Als Reaktion auf eine Kalkung mit 4 t Dolomit wurde dort nur ein Anstieg der Aktivitätsdichte zweier Arten gefunden (MAKESCHIN & HABEREDER, 1991).

Es ist schwierig ohne Kenntnis der abiotischen Faktoren, wie Temperatur und Feuchtigkeit, die gefundenen Werte zu interpretieren. Nach ALBERT et al. (1987) können Abundanzschwankungen bei Konsumenten höherer Ordnung auch eine Reaktion auf natürliche Fluktuationen der Beute sein. Hierbei ist es schwierig zwischen natürlicher und anthropogen verursachter Fluktuation zu trennen. Die bisher gefundenen, einander sehr ähnlichen Abundanzwerte der Coleoptera bedürfen noch einer detaillierteren Auswertung (zum Beispiel nach verschiedenen Trophiestufen getrennt: Prädatoren, Phytophagen, Saprophagen). Ferner sollen Korrelationsberechnungen auf Artbasis mit der Veränderung der aktuellen bodenchemischen Parameter weitere Aufschlüsse über die Veränderungen in der Coleopteren-Zoozönose liefern.

## 5. Zusammenfassung

Im Rahmen des *vergleichenden Kompensationsversuches* werden in der Versuchsanlage Idar-Oberstein die Auswirkungen der Waldkalkung auf die Abundanz und Dynamik der Bodenmakrofauna, insbesondere Regenwurm- (Lumbricidae) und Käferarten (Coleoptera) in einem Fichtenbestand untersucht.

Beginnend mit der zweiten Vegetationsperiode nach der Kalkung treten vorwiegend epigäische Regenwurmart (*Dendrodrilus rubidus* S. und *Lumbricus rubellus* H.) mit zunehmenden Abundanzen auf. Die Abundanzwerte korrelieren vermutlich mit einer gewissen Verzögerung mit der Konzentration des Elementes Calcium in der Streuauflage. Die Abundanzen der Coleoptera-Arten haben sich nach der Kalkung kaum verändert. Sie bedürfen noch einer detaillierteren Auswertung, bspw. differenziert nach Prädatoren, Phytophagen und Saprophagen.

## Summary

In the *comparative compensation experiment* the effects of forest liming on abundance and dynamic of the soil macrofauna, in particular on the earthworm and beetle species, were investigated in a spruce stand at the experiment site Idar-Oberstein.

Beginning with the second vegetation period after liming mainly some earthworm species (*Dendrodrilus rubidus* S. and *Lumbricus rubellus* H.) appear with increasing abundance. With a certain delay the abundance probably correlates with the concentration of the element calcium in the humus layer.

The abundance of the coleoptera species did hardly change after liming. They still need a detailed analysis.

## 6. Literatur

ALBERT, A.M., ALBERT, R. und BOGENSCHÜTZ, H., 1987: Boden- und streulebende Waldarthropoden als Zeigerindikatoren für Belastungen von Ökosystemen Zielsetzung und Methodik des Projektes Bechtaler Wald. Verh. Ges. Ökol. (Gießen 1986), 16, 63-67.

BASSUS, W., 1964: Zur Bodenfauna degradiertener Kiefernbestände. Pedobiologia, 3, 245-255.

BOUCHÉ, M. B., 1971: Relations entre les structures spatiales et fonctionnelles des écosystèmes, illustrées par le rôle pedobiologique des vers de terre. In: Pesson, P.: La vie dans les sols. Paris, 187-209.

FRANZ, H. & LOUB, W., 1959: Bodenbiologische Untersuchungen an Walddüngungsversuchen. Cbl. ges. Forstwesen, 76, 129-162.

FRANZ, H., 1959: Das biologische Geschehen im Waldboden und seine Beeinflussung durch die Kalkdüngung. Allg. Forstzeitung, 70, 178-181.

GUSSONE, H. A., 1987: Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Wald. Der Forst- und Holzwirt, 6, 158-163.

HARTMANN, P., FISCHER, R. & SCHEIDLER, M., 1989: Auswirkungen der Kalkdüngung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. Verh. Ges. Ökol., 17, 585-589.

HAUSSER, K. & WITTICH, W., 1969: Ergebnisse eines Düngungsversuchs zu 66jährigen Fichten auf einem typischen Standort des oberen Bundsandsteins im Württ. Schwarzwald. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 140, 25-34, 49-62, 88-99.

- IRMLER, U. & HEYDEMANN, B., 1989: Der Einfluß von Kalkmergelbehandlung auf die Bodenfauna dreier schleswig-holsteinischer Waldtypen. *Verh. Ges. Ökol.*, 17, 591-596.
- JUDAS, M., 1989: Populationsökologie der Regenwürmer (Lumbricidae) in einem Kalkbuchenwald: Abundanzdynamik und Bedeutung von Nahrungsressourcen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, 53, 140 pp.
- KEMPSON, D., LLOYD, M. & GHELARDI, J., 1963: A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia*, 3, 1-21.
- KLEINSCMIT, J., 1962: Untersuchung von Kalkdüngungsversuchsflächen im Lehrforstamt Escherode. *Forstarchiv*, 33, 25-29.
- KREIMES, K. & THIELEMANN, U., 1986: Der Einfluß von Walddüngemaßnahmen auf Vertreter der Bodenfauna von Waldökosystemen. IMA-Querschnittseminar Restabilisierungsmaßnahmen - Düngung - KfK-PEF, 34-49.
- MÄRKEL, K. & BÖSENER, R., 1960: Die Bedeutung der Bodentierwelt für die Bedeutung von Bestandeskalkungen. *Forst & Jagd*, 10, 179-181.
- MAKESCHIN, F., 1991: Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae: Oligochaeta) im Fichtenaltbestand Höglwald. - In: Kreutzer, K.; Göttlein, A. (Hrg.): *Ökosystemforschung Höglwald*. - 117-127, Hamburg, Berlin.
- MAKESCHIN, F. & HABEREDER, U., 1991: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die Laufkäfer (Carabidae: Coleoptera) im Fichtenaltbestand Höglwald. - In: Kreutzer, K.; Göttlein, A. (Hrg.): *Ökosystemforschung Höglwald*. - 128-134, Hamburg, Berlin.
- MARTIN, M. H. & COUGHTREY, P.J., 1982: *Biological monitoring of heavy metal pollution*. Applied Science Publishers, London.
- OHNESORGE, L. & BÖSENER, R., 1954: Änderung der Waldbodenfauna unter dem Einfluß einer Düngung mit Branntkalk. *Allg. Forstzeitschrift*, 51, 569-570.
- PETERS, D., 1985: Die Regenwurmfauna verschieden genutzter Böden im Raum Krefeld. *Decheniana*, 138, 118-134.
- RABELER, W., 1967: Zur Charakterisierung einer Fichtenwaldbiozönose. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 2, 205-236.
- RONDE, G., 1957: Studien zur Waldbodenkleinfauna. *Forstwiss. Cbl.*, 76, 95-126.

SCHAUERMANN, J., 1985: Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. Allgemeine Forstzeitschrift, 43, 1159-1160.

SCHEU, S. & SPRENGEL, T., 1989: Die Rolle endogäischer Regenwürmer im Ökosystem Kalkbuchenwald und ihr Zusammenwirken mit saprophagen Makroarthropoden (Zur Funktion der Fauna in einem Mullbuchenwald 5). Verh. Ges. Ökol., 17, 237-243.

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Pufferstoffen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen, Versuchskonzept und erste bodenchemische Auswirkungen. - Kolloquiumsbericht der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Trippstadt 14.05.1990.

SCHÜLER, G., 1991: Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 18 / 19, 5-75.

THIELEMANN, U., 1986: Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia, 29, 296-302.

TRAITTEUR-RONDE, G., 1961: Bodenzoologische Untersuchungen von Stickstoff-Formen-Vergleichsversuchen in Baden-Württemberg. Allgemeine Forst und Jagdzeitung Heft 12, 303-311.

WOLTERS, V. & SCHAUERMANN, J., 1989: Ergebnisse neuerer, ökosystemarer Untersuchungen an Buchenbeständen im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 49, 153-157.

# Untersuchungen zum Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna

## Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Adenau in der Eifel

- Zwischenbericht -

Mechthild Engel und Gerhard Eisenbeis <sup>1</sup>, <sup>2</sup>, <sup>3</sup>

**Keywords:** Forstkalkung, Bodenschutzkalkung, Fichtenforst, Bodenfauna, Makrofauna, Boden-Photoelektrode, Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Scolytidae

### 1. Einleitung

Die Untersuchung gliedert sich in das breit angelegte Versuchskonzept (Az.: FVA 5182) der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz zur Minderung von Luftschadstoffen in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen ein (SCHÜLER, 1990 und 1991). Über einen Zeitraum von 5 Jahren (1988 - 1993) soll der Einfluß der Bodenschutzkalkung auf relevante Gruppen der Bodenfauna nachgewiesen werden.

Die Untersuchung stellt vorläufige Ergebnisse zur Abundanz und Dynamik der Bodenfauna eines Fichtenforstes bei Adenau in der Eifel vor (s.a. Beiträge von WEBER & EISENBEIS und TAUCHERT & EISENBEIS, 1992 - im gleichen Heft). Neben der Erfassung von Veränderungen auf Ordnungsbasis konzentriert sich die Untersuchung auf die bodenbiologisch wichtige Ordnung der Diptera (Zweiflügler), deren Bearbeitung nach Möglichkeit bis zum Artniveau erfolgt. Die Arbeiten sind noch nicht abgeschlossen, weshalb hier nur erste Ergebnisse vorgestellt werden.

### 2. Material und Methode

Die Versuchsflächen befinden sich in 590 m Höhe in der östlichen Hocheifel bei Adenau. Der Boden ist eine Podsol-Braunerde (pH  $A_h/eh$  3,4), hervorgehend aus den Ausgangssubstraten Staublehm über Hangschutt der Brohltalschiefer über Brohltalschiefer. Das Jahresmittel der Temperatur beträgt 12,6 °C. Die jährliche Niederschlagsmenge schwankt zwischen 750 und 950 mm. Es handelt sich um einen knapp 60jährigen reinen Fichtenbestand. Vegetationskundlich ist er als Luzulo-Fagetum

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstr. 21 D-6500 Mainz

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält vorläufige Ergebnisse der von Frau Mechthild Engel begonnenen Dissertationsschrift.

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten in Mainz sowie der Forstlichen Versuchsanstalt in Trippstadt für die Unterstützung der Arbeit.

(Hainsimsen-Buchenwald) ausgewiesen (Gutachten Dr. KNEIDL, 1988). Unter anderem weist das Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* L. (Heidelbeere) auf starke Versauerung und das Vorkommen von *Funaria hygrometrica* Hedw. (Drehmoos) auf anthropogene Störungen des Bestandes hin (Vegetationskundliche Aufnahme durch Dr. FISCHER<sup>4</sup>). Vom Dezember 1988 an (= Probennahme vor den Kalkungen) wurden auf den Versuchsflächen quartalsweise Boden- und Streuproben entnommen. Die Bodenfauna wurde mit Hilfe eines modifizierten Kempson-Extraktors (KEMPSON et al., 1963) ausgetrieben. Diese Methode lieferte seit dem Sommer 1989 extrem geringe Individuenzahlen, so daß eine weitere statistische Auswertung unmöglich wurde. Sie wurde daher im Frühjahr 1991 eingestellt und bereits ab dem Frühjahr 1990 durch die Methode der Boden-Photoelektoren (FUNKE, 1971; BEHRE, 1989) ersetzt (Abb. 1)<sup>5</sup>.

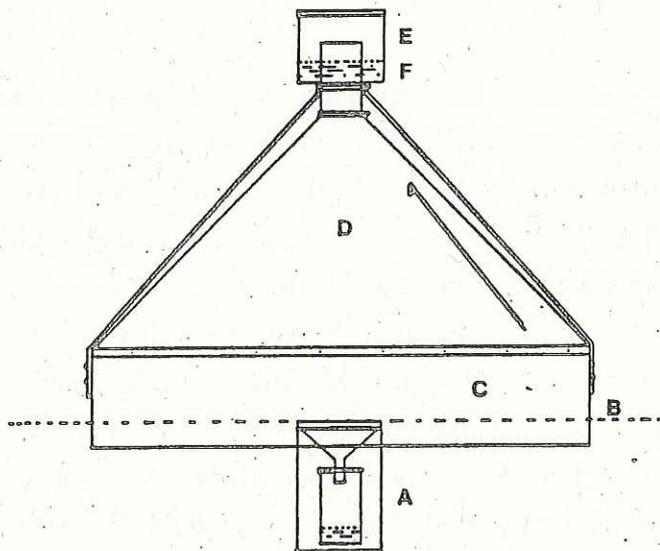


Abb. 1: Schema eines Boden-Photoelektors  
 A: Barberfalle  
 B: Erdoberfläche  
 C: Bodenring aus Kunststoff mit rauher Innenfläche  
 D: schwarzer Zeltstoff  
 E: Kopfdose aus weißem Kunststoff mit transparentem Deckel  
 F: Fangflüssigkeit 1%ige Pikrinsäure mit Netzmittel  
 (verändert nach DÖRR, 1991)

Über die höheren und damit statistisch auswertbaren Fangzahlen hinaus bieten Boden-Photoelektoren eine Reihe weiterer Vorteile: Sie eignen sich vor allem zur quantitativen

<sup>4</sup> Wir danken Herrn Dr. E. Fischer/Bonn für die vegetationskundliche Aufnahme.

<sup>5</sup> Wir danken den Mitarbeitern des Forstamtes Adenau für die Unterstützung, insbesondere Frau Schneider für die Leerung der Kopfdosen.

Erfassung der Stratenwechslers. Dies sind Tiere, die ihre Larvalentwicklung in Boden, Streu oder Krautschicht durchlaufen und als Imagines (geschlechtsreife Tiere) dem Licht zustreben und den Hauptteil der Fänge in den Kopfdosen der Eklektoren ausmachen. Aus diesem Grunde werden Diptera und Hymenoptera repräsentativ erfaßt. Die Auswertung ergibt neben dem Arteninventar flächen- und zeitbezogene Populationsdaten. Während sich in den Boden- und Streuproben fast ausschließlich die dort lebenden Larven der Diptera befinden, erfassen die Kopfdosen der Eklektoren deren Imagines. Da nur die Imagines bis zur Art bestimmt werden können und die Kenntnis der Arten für die Berechnung einiger ökologischer Indizes und die ökologische Bewertung vielfach notwendig ist, liegt darin ein weiterer entscheidender Vorteil dieser Methode. Jeder Eklektor ist darüber hinaus mit einer Barberfalle (BARBER, 1931) ausgestattet. Sie dient dem 'Wegfang' der epigäischen Räuber (z.B. Spinnen, Laufkäfer), damit diese die frischgeschlüpften Stratenwechslers nicht auf dem Weg in die Kopfdosen erbeuten können. Als Fangflüssigkeit wurde 1%ige Pikrinsäure und das Netzmittel Agepon (Fa. Agfa) als Fangflüssigkeit verwendet.

Im Standort Adenau wurden 7 Parzellen für die Untersuchung mittels Boden-Photoektoren ausgewählt. Dabei handelte es sich um folgende Kalkungsvarianten:

Parzelle	Kalkungsvariante	Datum der Kalkung
0	unbehandelte Kontrolle	
1	3 t / ha $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 0-2 mm	Dez. 1988
2	3 t / ha $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 0-0,09 mm	Dez. 1988
7	9 t / ha $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 0-2 mm	Dez. 1988
9	5 t / ha $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ 0-0,09 mm Suspension ('Rosal')	Juni 1989
12	10 t / ha silikatisches Gesteinsmehl ('Pholin')	Dez. 1988

Jede dieser Parzellen wurde mit 4 runden Boden-Photoektoren mit einer Grundfläche von jeweils 1 qm ausgestattet. Die Leerungen der Kopfdosen erfolgten von Mitte März bis Mitte November zweiwöchentlich. Nach den Wintermonaten fand jeweils Anfang März eine Probennahme statt.

Die Untersuchung des Standortes Adenau mittels Eklektoren wurde nach zwei Untersuchungsperioden (1. Untersuchungsperiode: März 1990 - März 1991, 2. Untersuchungsperiode: März 1991 - März 1992) in diesem Jahr abgeschlossen. Die weiteren Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf die Fänge aus den Boden-Photoektoren.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Tiergruppen der Boden-Photoelektorfänge

Sämtliche Individuen der Bodenmakrofauna wurden zunächst bis auf das Niveau 'Ordnung' bestimmt und ausgezählt. Insgesamt konnten während der zwei Untersuchungsperioden ca. 120.000 Tiere in den Eklektoren gefangen werden, die sich auf 15 Ordnungen verteilen (Tab. 1).

Tab. 1: Ordnungen der Bodenmakrofauna aus den Boden-Photoelektoren

1	Araneae	(Echte Spinnen)
2	Pseudoscorpiones	(Afterskorpione)
3	Opiliones	(Weberknechte)
4	Chilopoda	(Hundertfüßler)
5	Diplopoda	(Doppelfüßler)
6	Psocoptera	(Staubläuse)
7	Thysanoptera	(Fransenflügler)
8	Heteroptera	(Wanzen)
9	Homoptera	(Gleichflügler)
10	Planipennia	(Netzflügler)
11	Coleoptera	(Käfer)
12	Hymenoptera	(Hautflügler)
13	Lepidoptera	(Schmetterlinge)
14	Diptera	(Zweiflügler)
15	Gastropoda	(Schnecken)

Während der beiden Untersuchungsjahre ergab sich ein Anteil von rund 27.000 Diptera, was 23% der insgesamt selektierten Bodenmakrofauna entspricht. Die Diptera-Imagines konnten bisher 54 Familien zugeordnet werden; Tab. 2 gibt die vorläufige Familienzusammensetzung wieder.

Die sehr aufwendige Artbestimmung ist noch im Gange.

Tab. 2: Diptera-Familien aus den Boden-Photoektoren

Unterordnung Nematocera (Mücken):

1	Trichoceridae	(Wintermücken, Winterschnaken)
2	Tipulidae	(Schnaken)
3	Limoniidae	"
4	Ceratopogonidae	(Gnitzen)
5	Chironomidae	(Zuck-, Schwarm-, Schwarz-, Zuckfußmücken)
6	Psychodidae	(Schmetterlingsmücken)
7	Anisopodidae	(Pfriemenmücken)
8	Bibionidae	(Haarmücken)
9	Bolitophilidae	(Pilzmücken)
10	Diadocidiidae	"
11	Keroplastidae	"
12	Macroceridae	"
13	Sciophilidae	"
14	Mycetophilidae	"
15	Mycetobiidae	"
16	Sciaridae	(Trauermücken)
17	Scatopsidae	(Dungmücken)
18	Cecidomyiidae	(Gallmücken)

Unterordnung Brachycera (Fliegen):

19	Rhagionidae	(Schnepfenfliegen)
20	Therevidae	(Stilet-, Luchsfliegen)
21	Asilidae	(Raubfliegen)
22	Empididae	(Tanzfliegen)
23	Hybotidae	"
24	Dolichopodidae	(Langbeinfliegen)
25	Phoridae	(Buckel-, Renn-, Randnervfliegen)
26	Platypezidae	(Sohlen-, Tummel-, Rollfliegen)
27	Pipunculidae	(Augenfliegen)
28	Syrphidae	(Schwebfliegen)
29	Psilidae	(Nacktfliegen)

30 Sepsidae	(Schwingfliegen)
31 Lauxaniidae	(Polier-, Faulfliegen)
32 Chamaemyiidae	(Blattlausfliegen)
33 Pallopteridae	Zitterfliegen)
34 Lonchaeidae	(Lanzenfliegen)
35 Sphaeroceridae	(Dungfliegen)
36 Tephritidae	(Bohr-, Fruchtfliegen)
37 Dryomycidae	(Baumfliegen)
38 Drosophilidae	(Taufliegen)
39 Chloropidae	(Gelbkopf-, Halmfliegen)
40 Agromycidae	(Minierfliegen)
41 Clusiidae	
42 Acartophthalmidae	
43 Heleomycidae	(Sumpf-, Scheufliegen)
44 Opomycidae	(Saft-, Wiesenfliegen)
45 Milichidae	(Nistfliegen)
46 Carnidae	
47 Ephydriidae	(Sumpffliegen)
48 Asteiidae	(Feinfliegen)
49 Anthomyiidae	(Blumenfliegen)
50 Scathophagidae	
51 Muscidae	(Echte Fliegen)
52 Fanniidae	
53 Calliphoridae	(Schmeißfliegen)
54 Tachinidae	(Raupen-, Schmarotzerfliegen)

### 3.2 Jahresschlüpfabundanzen ausgewählter, häufig auftretender Ordnungen der Boden-Photoelektorfänge

#### Diptera

Die Jahresschlüpfabundanzen der Diptera liegen zwischen 345 und 882 Individuen/qm/Jahr. Sie weisen in beiden Untersuchungsjahren auf Parzelle 12 die signifikant niedrigsten Abundanzen auf. Der ähnlich niedrige Wert von Parzelle 9 läßt sich statistisch nicht absichern. Die Abundanzen auf den Parzellen 1, 2 und 7 entsprechen etwa denen der Parzelle 0. 1991 weisen die Parzellen 1 und 2 deutlich

höhere Werte als die Kontrolle auf. Allerdings lassen sich diese Daten ebenfalls nicht statistisch absichern (Abb. 2).

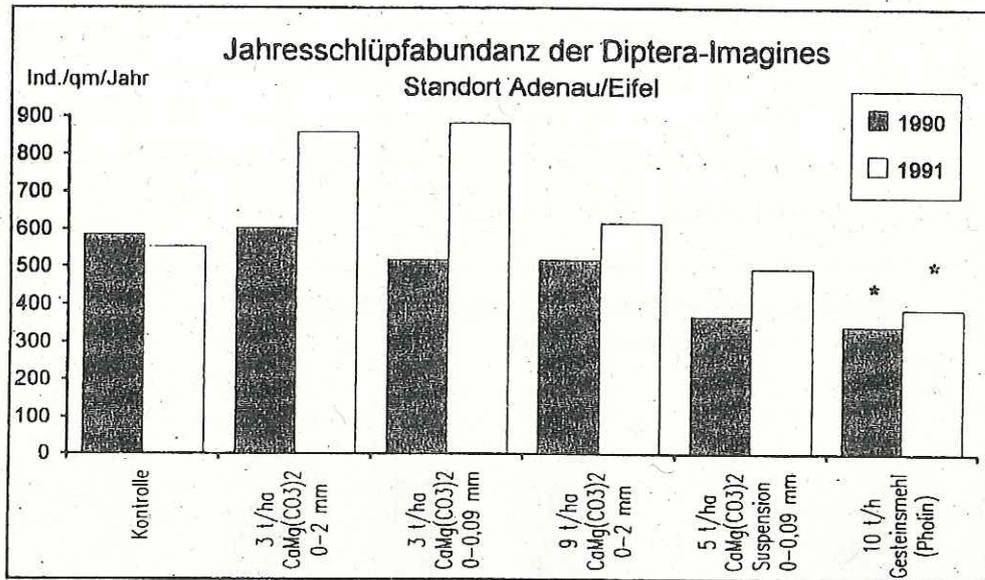


Abb. 2: Jahresschlüpfabundanz der Diptera-Imagines

### Hymenoptera

Ihre Jahresschlüpfabundanzen schwanken zwischen 166 und 384 Individuen/qm/Jahr. Wie die Diptera weisen auch sie in beiden Untersuchungsjahren auf Parzelle 12 die niedrigsten Abundanzen auf. Es läßt sich allerdings in diesem Fall kein signifikanter Unterschied zur Kontrolle feststellen. Die meisten Tiere schlüpfen 1990 und 1991 auf den Parzellen 2 und 7. In keinem Fall ergeben sich signifikante Unterschiede (Abb. 3).

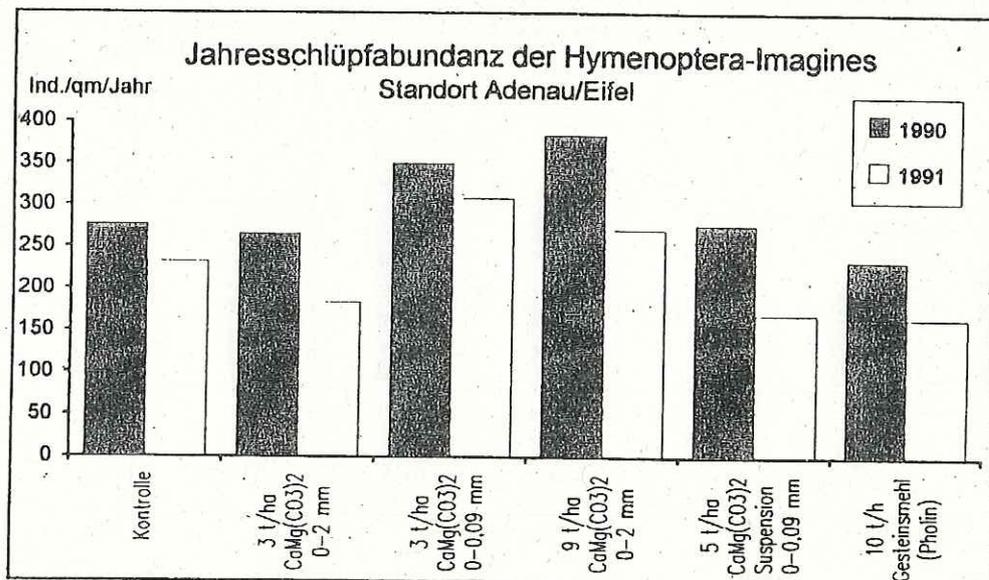


Abb. 3: Jahresschlüpfabundanz der Hymenoptera-Imagines

## Coleoptera und Scolytidae

Die Jahresschlüpfabundanz der Coleoptera (Käfer) schwanken zwischen 116 und 491. Die Jahresschlüpfabundanz der Scolytidae (Borkenkäfer) liegen zwischen 1 und 158. 1990 weist Parzelle 2 für beide Tiergruppen signifikant niedrigere Abundanz als Parzelle 0 auf. Die höchsten Abundanz der Coleoptera besitzt Parzelle 0, die der Scolytidae Parzelle 9. 1991 liegen für beide Tiergruppen die niedrigsten Werte auf Parzelle 1, die höchsten Werte auf Parzelle 9. Ein signifikanter Unterschied zur Parzelle 0 läßt sich jedoch nicht nachweisen (Abb. 4 und Abb. 5).

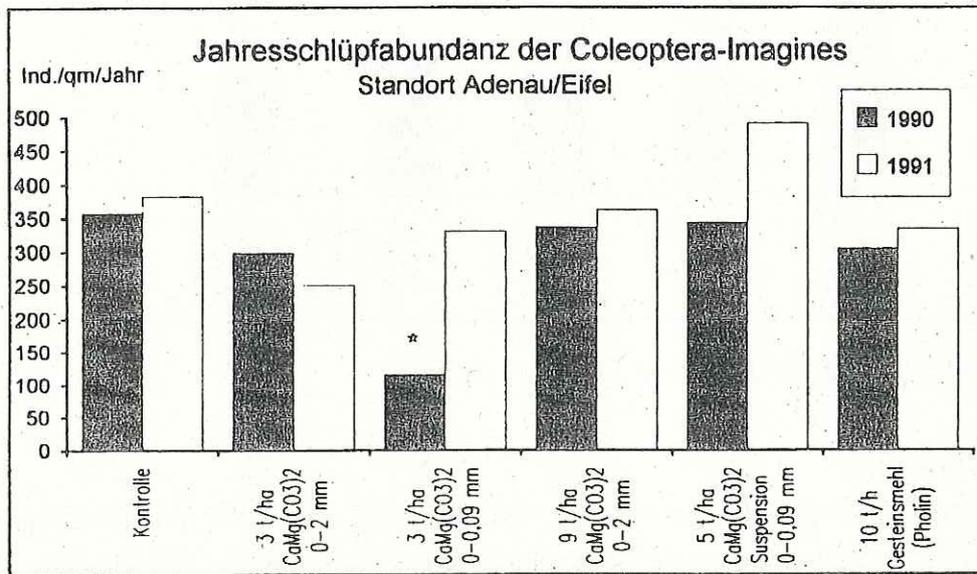


Abb. 4: Jahresschlüpfabundanz der Coleoptera-Imagines

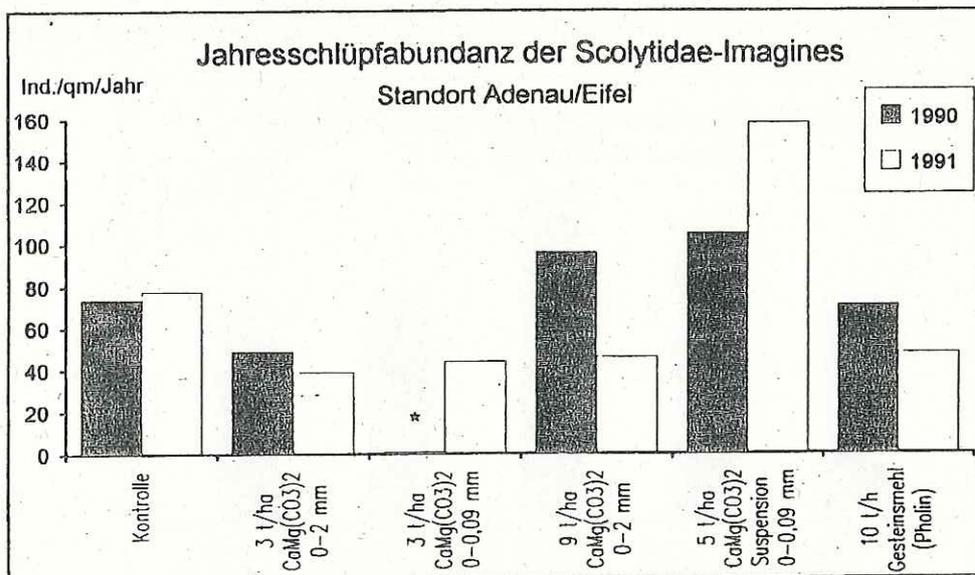


Abb. 5: Jahresschlüpfabundanz der Scolytidae-Imagines

#### 4. Diskussion

Bodentiere besitzen im Waldökosystem eine besondere Bedeutung, da sie durch mechanische Zerkleinerung und chemische Zersetzung des Bestandsabfalls zusammen mit Pilzen und Bakterien den Streuabbau vollziehen und damit die Nährstoffe den höheren Pflanzen wieder zugänglich machen. Darüber hinaus tragen sie durch Durchlüftung und Durchmischung des Bodens zur Bodenfruchtbarkeit bei (FUNKE & JANS, 1986).

##### Diptera

Die Diptera zählen zu den individuenreichsten Populationen der Bodenmakrofauna von Wäldern. Sie besitzen Vertreter sämtlicher trophischer Gruppen, vor allem der Phytosaprophagen. In bodensauren Buchen- und Nadelwäldern kommt ihnen eine entscheidende Rolle innerhalb der streuzersetzenden Bodenmakrofauna zu. Ihre Larven, vor allem die der Nematocera (Mücken), nehmen hier als Primärersetzer die Position der Regenwürmer, Tausendfüßler, Asseln und Schnecken ein (ALTMÜLLER, 1977 und 1979; FUNKE, 1983). Ohne ihre Vorarbeit können unter den hiesigen Klima- und Bodenverhältnissen Pilze und Bakterien den Bestandsabfall nicht verarbeiten.

Darüber hinaus sind die Diptera von großem Interesse, weil sie in Ermangelung geeigneter Fangmethoden (Boden-Photoelektoren wurden erst 1971 von FUNKE entwickelt.) und Schwierigkeiten bei der Determination nur wenig bearbeitet sind.

Die Schlüpfabundanzen der Diptera liegen mit einer Spanne zwischen 345 und 882 Ind./qm/Jahr deutlich im unteren Bereich der aus anderen Fichtenforsten ermittelten Daten. Diese schwanken zwischen ca. 300 und 35.000 Ind./qm/Jahr. Diese hohen Individuenzahlen sind unter anderem mit Massenentwicklungen der gegenüber Trockenheit sehr empfindlichen Sciaridae (Trauermücken) korreliert (siehe EISENBEIS & FELDMANN, 1991) (Abb. 6). Somit resultieren die niedrigen Schlüpfabundanzen wahrscheinlich auch aus den extrem trockenen letzten Jahren.

Interessant ist die Tatsache, daß Diptera und Hymenoptera in beiden Untersuchungsjahren übereinstimmende Tendenzen bezüglich aller Kalkungsvarianten zeigen. Vor allem weisen beide Tiergruppen die niedrigsten Werte in Parzelle 12 (10 t/ha Gesteinsmehl, Pholin) auf. Der Unterschied ist für die Diptera sogar signifikant. Welche Dipterenfamilien und -arten mit ihren unterschiedlichen Funktionen im Ökosystem Fichtenwald von diesem Rückgang betroffen sind, ist Gegenstand der laufenden Untersuchungen. Auch die Einbeziehung der klimatischen Daten, der bodenphysikalischen und bodenchemischen Messungen steht noch aus, um möglichen Ursachen für die niedrigeren Abundanzen näher zu kommen. Dies gilt auch für die nachfolgend vorgestellten Tiergruppen.

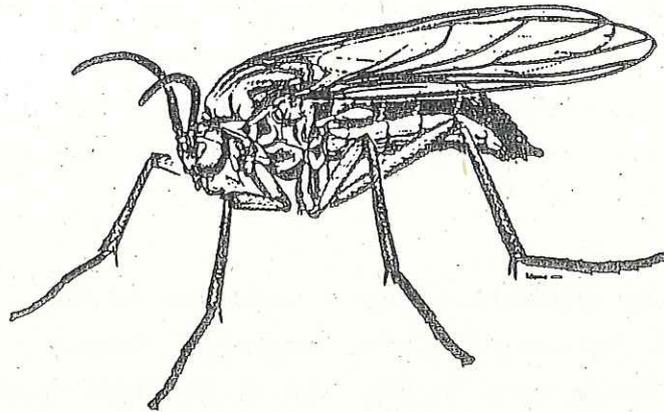


Abb. 6: Weibchen von *Sciara* sp. aus der Familie Sciaridae, einer der trockenheitsempfindlichsten und häufigsten Diptera-Familien im Ökosystem Fichtenwald (Zeichnung nach MC ALPINE et al., 1981: 223)

Eine erste Durchsicht der mittlerweile zugänglichen bodenchemischen Daten aus den Streulysimeter- und Saugkerzenproben läßt bereits die Sonderstellung der Parzelle 12 erkennen. Sie unterscheidet sich hinsichtlich einer Reihe von Werten, unter anderem Mg, Cu, Pb,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$  und dem pH, deutlich von der unbehandelten Kontrolle und den nur mäßig gekalkten Parzellen. Auffällig sind beispielsweise die durchgängig hohen Mg-Gehalte sowohl in den Streulysimetern als auch in den Saugkerzen. Daß das Magnesium möglicherweise eine größere Rolle als bisher angenommen für die Dominanz und Abundanz von Bodentiergruppen spielt, läßt sich auch dem Beitrag von FRITSCH & EISENBEIS (1992 - in diesem Heft) entnehmen. Die pH-Werte auf den Versuchspartzen entsprechen zwar im Mittel weitgehend denen der Kontrolle, weisen aber auf Parzelle 12 eine hohe Standardabweichung auf. Die Maximalwerte der Streulysimeter reichen bis 6,1 (1. Quartal 1988), die der Saugkerzen bis 7,7 (4. Quartal 1991). Dem erhöhten pH-Status entspricht auf faunistischer Ebene der Rückgang der Primärzersetzer unter den Diptera.

Ob und in welchem Maße andere Tiere, wie Regenwürmer, Tausendfüßler, Asseln etc., hier die Stelle der Diptera als Primärzersetzer übernehmen, wäre Aufgabe einer neuen, sich anschließenden Untersuchung.

### Hymenoptera

Bei den gefangenen Hymenoptera handelt es sich fast ausschließlich um wenige mm große, wahrscheinlich parasitisch lebende Arten. Formicoidea (Ameisen) finden sich nur ausnahmsweise in den Kopfdosen.

Die Schlüpfabundanz der Hymenoptera von 166 bis 384 Ind./qm/Jahr liegen leicht über den Werten von 105 bzw. 285 Ind./qm/Jahr, die ebenfalls mittels Boden-Photoektoren in zwei Fichtenforsten des Solling ermittelt wurden (ELLENBERG et al., 1986). Sie erreichen bei weitem aber nicht die Werte von 600 Ind./qm/Jahr, die THIEDE (1977) für Nadelwälder angibt. Das Verhalten der Hymenoptera hinsichtlich ihrer Jahresschlüpfabundanz entspricht dem der Diptera.

### Coleoptera und Scolytidae

Die Coleoptera (Käfer) stellen eine wesentliche zoophage und phytophage Komponente im Waldökosystem dar. Von ihnen werden in den Kopfdosen jedoch nur die stratenwechselnden Arten repräsentativ erfaßt. Zu ihnen gehören unter anderem Vertreter der Scolytidae (Borkenkäfer), Coccinellidae (Marienkäfer), Curculionidae (Rüsselkäfer) und Elateridae (Schnellkäfer).

Mit 116 bis 491 Ind./qm/Jahr nimmt die Schlüpfabundanz der Coleoptera im Vergleich mit Boden-Photoektorfängen aus anderen Fichtenwäldern eine mittlere Position ein. In Fichtenstandorten des Solling erreichten die Coleoptera beispielsweise Abundanz von 206 bzw. 380 Ind./qm/Jahr (ELLENBERG et al., 1986). THIEDE (1977) ermittelte in Fichtenforsten Coleopterdichten von bis zu 933 Ind./qm/Jahr.

Die gefangenen Coleoptera und speziell die Scolytidae zeigen einheitliche Tendenzen bezüglich der verschiedenen Kalkungsvarianten. Diese sind dem Verhalten der Diptera und Hymenoptera teilweise entgegengesetzt. So finden sich die signifikant niedrigsten Jahresschlüpfabundanz 1990 auf Parzelle 2 (3 to  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  0-0,09 mm).

## 5. Zusammenfassung

Seit Dezember 1988 wird der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna, speziell die Ordnung Diptera (Zweiflügler), in einem Fichtenforst bei Adenau in der Eifel im Rahmen des 'Vergleichenden Kompensationsversuchs zur Minderung der Auswirkung von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen' untersucht.

Innerhalb von zwei Untersuchungsjahren wurden mittels Boden-Photoektoren 120000 Tiere gefangen, die sich auf 15 Ordnungen verteilen. Dabei ließen sich die Diptera

bisher in 54 Familien aufgliedern. Bezüglich einer Reaktion auf die Kalkgaben verhielten sich die Diptera und Hymenoptera (Hautflügler) am eindeutigsten. Sie zeigten 1990 und 1991 übereinstimmend die niedrigsten Jahresschlüpfabundanzen auf Parzelle 12 (10 t/ha Gesteinsmehl). Die höchsten Abundanzen sind auf den Parzellen 1 (3 t/ha  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  0-2 mm), 2 (3 t/ha  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  0-0,09 mm) und 7 (9 t/ha  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  0-2 mm) zu verzeichnen. Eine weitere Auswertung und Interpretation dieser ersten Ergebnisse kann erst nach weiteren statistischen Analysen, der Berücksichtigung der Familien- und Artzusammensetzung der Tiergruppen sowie der übrigen biotischen und abiotischen Einflußfaktoren erfolgen.

### Summary

Since december 1988 the influence of liming measures on the soil macrofauna in particular on the species *diptera* has been examined in a spruce forest in the Eifel within the scope of the *comparative compensation experiment in order to decrease the effects of acidic air pollution input in forest ecosystems*.

Within two years about 120.000 animals has been caught. They were attributed to 15 orders. In this connection the *diptera* could be divided in 54 families. Concerning a reaction on the liming *diptera* and *hymenoptera* behaved most definite. In 1990 and 1991 they showed unanimously the lowest abundances on plots with 10 t/ha silicate rockmeal. The highest abundances were found on the plots with 3 - 9 t/ha dolomite. Further evaluations and interpretations of these first results can only be made after further statistic analysis. It is also necessary, to consider the family and the species structure as well as the other biotic and abiotic factors of influences.

### 6. Literatur

ALTMÜLLER, R., 1977: Ökoenergetische Untersuchungen an Dipterenpopulationen im Buchenwald. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976, 133-138

ALTMÜLLER, R., 1979: Untersuchungen über den Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald (Luzulo Fagetum). Pedobiologia, 19, 245-78.

BARBER, H., 1931: Traps for cave-inhabiting insects. J. Mitchell Society, 46, 259-266.

BEHRE, G.F., 1989: Freilandökologische Methoden zur Erfassung der Entomofauna (Weiter- und Neuentwicklung von Geräten). Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, 42, 238-242.

DÖRR, L., 1991: Abundanz und Dynamik verschiedener Bodenarthropoden des Lennebergwaldes bei Mainz. Dissertation, Mainz.

EISENBEIS, G. & FELDMANN R., 1991: Zoologische Untersuchungen zum Status der Bodenfauna im Rhein-Main-Gebiet - Der Lennebergwald bei Mainz. In: Licht, W. & Klos, S.: Das Ökosystem Lennebergwald bei Mainz. Pollichia 23.

ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (Hrsg.), 1986: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. E. Ulmer, Stuttgart.

FUNKE, W. & JANS, W., 1986: Der Einfluß von Kalk-, Mineraldüngergaben und künstlicher Beregnung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. IMA-Querschnittsseminar "Restabilisierungsmaßnahmen-Düngung" Kernforschungszentrum . Karlsruhe 50-56.

FUNKE, W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Studies, 2, 81-93.

FUNKE, W., 1983: Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder - Abundanz und Biomasse - Eklektorfauna. Ver. Ges. Ökol., 11, 111-129.

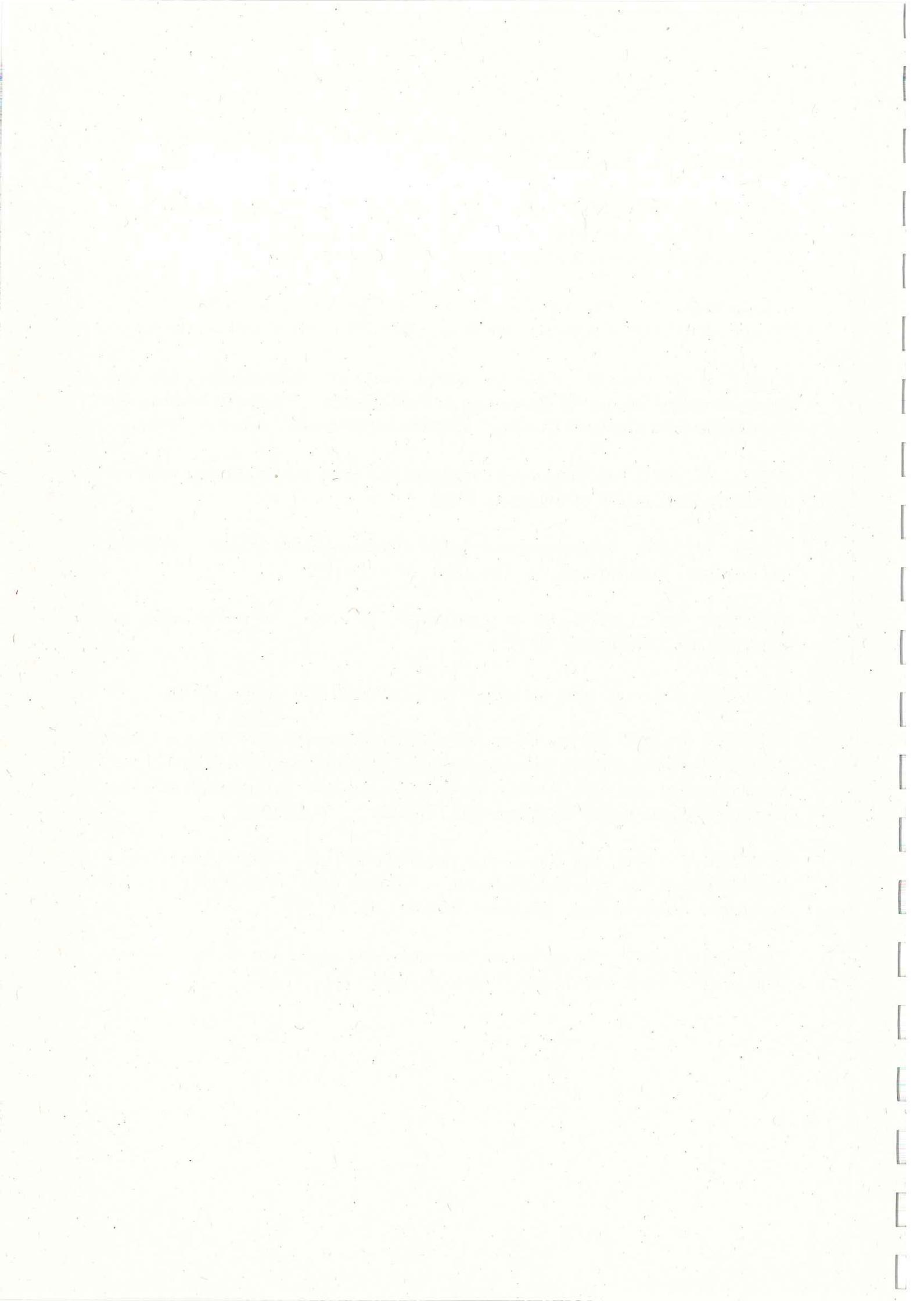
KEMPSON, D., LLOYD, M. & CHELARDY, R., 1963: A new extractor for woodland litter. Pedobiologia, 3, 1-21.

McALPINE, J.F. et al. 1981: Manual of Nearctic Diptera. Hull Quebec, Canada.

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffer-substanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen, Versuchskonzept und erste bodenchemische Auswirkungen. Kolloquiumsbericht der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Trippstadt 14.05.1990.

SCHÜLER, G., 1991: Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 18 / 19, 5-75.

THIEDE, U., 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Syst., 104, 137-202.



# Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzer Wald

- Zwischenbericht -

Michael Weber und Gerhard Eisenbeis<sup>1 2 3</sup>

**Keywords:** Waldkalkung, Kiefern-Buchen-Mischwald, Bodenmakrofauna, Oligochaeta, Araneae, Pseudoscorpiones, Isopoda, Chilopoda, Diplopoda

## 1. Einleitung

Die Untersuchung gliedert sich in das breit angelegte Versuchskonzept (Az.: FVA 5182) der Forstlichen Versuchsanstalt zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen ein (SCHÜLER, 1990 und 1991). Über einen Beobachtungszeitraum von 5 Jahren (1988-1993) sollen Veränderungen an der Bodenfauna nach der Ausbringung verschiedener Puffersubstanzen in unterschiedlichen Aufwandmengen festgestellt werden. Hierzu wurden zoologische Teiluntersuchungen zur Beprobung der Bodenmakrofauna und -mesofauna auf drei Waldstandorten begonnen.

Die vorgestellte Untersuchung stellt vorläufige Ergebnisse zur Abundanz und Dynamik der Bodenmakrofauna eines Waldstandortes im nördlichen Pfälzer Wald vor. Zur Makrofauna werden Tiere in einem Größenbereich zwischen 4 und 80 mm gerechnet, u.a. Regenwürmer, Spinnentiere (ohne Milben), Asseln, Tausendfüßer und die Mehrzahl der Insekten, während die Milben und Springschwänze den Großteil der Mesofauna ausmachen. Entsprechend der großen Zahl unterschiedlicher Tiergruppen ergeben sich für die Bodenmakrofauna vielfältige Aufgaben im Bereich der Bodenoberfläche und im Boden, weshalb die Makrofauna bisher Gegenstand zahlreicher eigenständiger Untersuchungen war (DUNGER, 1958; PETERSEN & LUXTON, 1982; MEYER et al., 1984; FRANKE,

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstr. 21, D-6500 Mainz.

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält vorläufige Ergebnisse der von Herrn Dipl.-Biol. Michael Weber begonnenen Dissertationsschrift.

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten in Mainz sowie der Forstlichen Versuchsanstalt in Trippstadt für die Unterstützung der Arbeit.

1989). So nehmen die der Makrofauna zugerechneten Tiergruppen in unterschiedlichem Ausmaß an der Primär- und Sekundärzersetzung der jährlich anfallenden Streu teil (Saprophage). Ferner beteiligen sie sich an der für die Bodenstruktur wichtigen Bioturbation und übernehmen als Zoophage regulative Aufgaben in der Bodenlebensgemeinschaft.

Neben der Erfassung von Veränderungen auf Gruppenbasis konzentrieren sich die Untersuchungen auf spezielle zoophage Tiergruppen wie Araneae, Pseudoscorpiones und Chilopoda, welche bis zum Artniveau untersucht werden. Die Arbeiten sind noch nicht abgeschlossen, weshalb hier nur erste Ergebnisse zum Verhalten bestimmter Makrofaunagruppen vorgestellt werden.

## 2. Untersuchungsgebiet, Arbeitsmethoden, Tiergruppen

Das in dieser Arbeit vorgestellte Untersuchungsgebiet liegt im Wuchsbezirk Nördlicher Pfälzer Wald (3821). Es handelt sich um einen 64 Jahre alten Kiefernbestand mit unter- und zwischenständiger Buche auf mäßig frischer Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in colliner Stufe (Höhe über NN 398m). Der am Oberhang gelegene Standort weist eine Hangneigung von 2-3 Grad in südlicher Richtung auf. Die Humusform ist als rohhumusartiger Moder anzusprechen ( $\text{pH-CaCl}_2$  [Oh-Ah]  $\approx$  2,7). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8-9 °C, der mittlere Jahresniederschlag liegt zwischen 650-700 mm. (Daten nach einem Gutachten von Dr. KNEIDL, 1988). Die natürliche Waldgesellschaft ist ein artenarmer Hainsimsen-Eichen-/Buchenwald (Querco-Fagetum).

Die eingezäunte Versuchsanlage wurde in Parzellen unterteilt, auf die ab März 1989 verschiedene Puffersubstanzen ausgebracht wurden. Neben 3 unbehandelten Flächen (Nullprobe) wurden 11 Versuchsflächen mit Kalk verschiedener Körnung und Zusammensetzung behandelt. Mit Ausnahme der Parzellen 9 und 10 setzt sich jede Versuchsfläche aus zwei Teilparzellen zusammen. (Nähere Einzelheiten zur Parzellenanlage siehe SCHÜLER, 1990). Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die eingesetzten Kalkvarianten. Nach einer Vorbeprobung im Dezember 1988 wurden ab April 1989 bis zum Oktober 1991 quartalsweise auf jeder Teilparzelle 3 Bodenstechproben gezogen (auf den Flächen 9 und 10 jeweils 6), die nach einer Auftrennung in eine Streu- ( $O_1$ ) und eine Bodenprobe ( $A_h$ ) in einen modifizierten Kempson-Apparat zur Austreibung der Bodenfauna eingesetzt wurden. Als Konservierungsflüssigkeit diente 1%ige Pikrinsäure, die nach Beendigung der Austreibung durch 70%iges Ethanol ersetzt wurde. Das so gewonnene Tiermaterial wurde im Labor zunächst nach Tiergruppen (Ordnungen / Familien) sortiert und quantitativ erfaßt. Besonderes Gewicht wurde dabei auf die Makrofauna gelegt, jedoch wurden auch

bodenzoologisch relevante Taxa der Mesofauna, wie z.B. die Enchytraeidae (Kleinringelwürmer) berücksichtigt. Die Reaktionen der unten aufgeführten Tiergruppen auf die ausgebrachten Puffersubstanzen werden im folgenden kurz vorgestellt:

Oligochaeta:	Enchytraeidae Lumbricidae	Myriapoda:	Diplopoda Chilopoda
Isopoda:	Oniscoidea	Arachnida:	Araneae Pseudoscorpiones

Tab. 1: Die Kalkvarianten

	ohne Düngezusätze		mit Düngezusätze
1	3 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (0 - 2 mm)	3	3 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (0 - 2 mm) 3 dt Hyperphos (= 100 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )
2	3 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Granulat (0 - 0,09 mm)	4	3 t Forsthüttenkalk (0 - 3,15 mm) gr
6	5 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (0 - 2 mm)	5	6,5 t silikatisches Gesteinsmehl mit Magnesit (0 - 0,06 mm) <i>Pholin</i>
7	9 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (0 - 2 mm)	8	15 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (0 - 0,09 mm) 15 dt Hyperphos (500 Kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )
		9	5 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Suspension (Schlauc (= 3 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> TS) (0 - 0,0 mm) + 3 % Dicalciumphosphat <i>Rosal</i>
		10	5 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Suspension (Helikop (= 3 t CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> TS) (0 - 0,0 mm) + 3 % Dicalciumphosphat <i>Rosal</i>
		11	9,5 t Tonmineral-Dolomitgemisch (0 - 0 mm) <i>Meliotonit</i>

### 3. Beschreibung der Tiergruppen, Ergebnisse

#### Die Oligochaeta (Ringelwürmer)

Die zwischen ca. 1 und 50 mm großen Kleinringelwürmer (Enchytraeidae) sind Substratfresser, die überwiegend von Bakterien und Pilzen leben. Sie erreichen auf nährstoffarmen, sauren und feuchten Böden Individuendichten von über 130.000 Ind./m<sup>2</sup> (DUNGER, 1983).



Die von uns ermittelten Individuendichten (Abundanzen) lagen mit maximal 2550 Ind./m<sup>2</sup> deutlich unter diesen Zahlenwerten, jedoch muß hierbei berücksichtigt werden, daß die Extraktion nach der Kempson-Methode für die Enchytraeidae nur unzureichende Ergebnisse liefert. Wie aus der Abbildung 1 zu ersehen ist, sind die Abundanzen der Enchytraeidae im Untersuchungszeitraum auf allen Flächen (auch auf den Nullflächen) rückläufig. Die Parzelle 11 weist 1991 die geringste Abundanz auf, während Parzelle 5 die höchste Siedlungsdichte besitzt. Der stärkste Rückgang ist auf den Parzellen 2 und 3 zu verzeichnen.

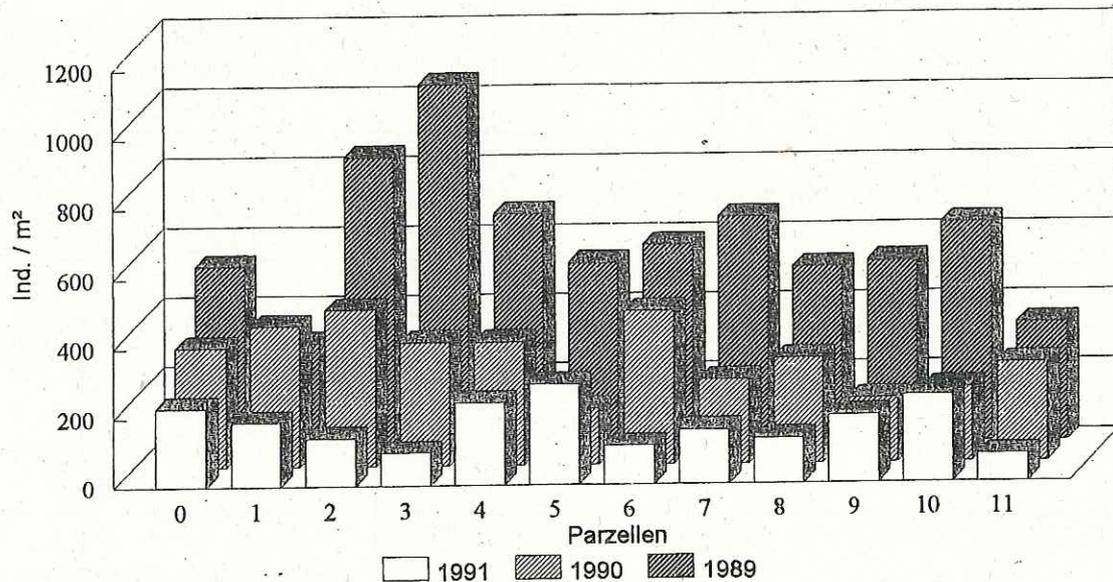


Abb. 1: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Enchytraeidae

#### Die Lumbricidae (Regenwürmer)

Die mit einer Größe von bis zu 200 mm und einer Individuendichte von 100 Ind./m<sup>2</sup> (Nadelwald) bis zu 300 Ind./m<sup>2</sup> (Laubwald) unsere Böden besiedelnden Regenwürmer (Lum-

bricidae) ernähren sich hauptsächlich von abgestorbenen organischen Stoffen, vor allem pflanzlichen Ursprungs. Einige Arten tragen durch ihre grabende Tätigkeit (z. T. bis zu 2m Tiefe) für eine Durchmischung des mineralischen Bodenhorizontes mit Humuspartikeln bei. Hierzu gehören z. B. *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora longa* und *Octolasion cyaneum*. Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Lumbricidae verteilen sich auf folgende Arten: *Aporrectodea [Allolobophora] rosea*, *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodrillus [Dendrobaena] rubidus rubidus*, *Eisenia [Dendrobaena] eiseni* (?), *Lumbricus rubellus*. Dabei handelt es sich ausschließlich um epigäische Formen, die an saure Standorte angepaßt sind. In Abbildung 2 ist auf den unbehandelten Teilflächen ein leichter Rückgang der Lumbricidae zu erkennen. Die gekalkten Flächen zeigen, mit Ausnahme der Parzelle 5, einen Anstieg der Individuenzahlen. Besonders deutlich ist dies auf den Flächen 3 und 8 zu erkennen.

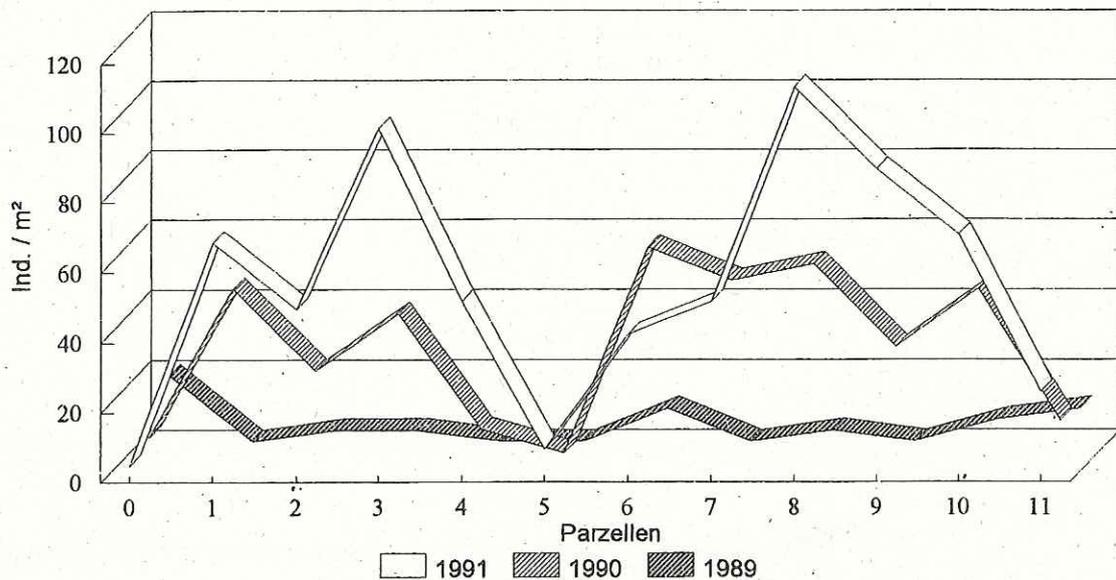
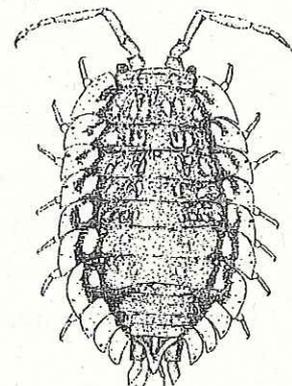


Abb. 2: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Lumbricidae

### Die Isopoda (Asseln)

Die Vertreter der Asseln besiedeln überwiegend marine Lebensräume. Neben einigen limnischen Formen finden sich in der Gruppe der Isopoda auch Formen, die an das Leben auf dem Festland angepaßt sind. Diese, zu den Oniscoidea (Landasseln) zählenden Arten, weisen eine enge Bindung an ein bestimmtes Mikroklima auf. Bestimmende Faktoren dieser Mikrohabitatstrukturen sind



neben der Bodenfeuchtigkeit und dem pH-Wert, die Zusammensetzung der Bodenstreu. Ihre Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens resultiert aus der Tatsache, daß die Asseln zur Bildung von Kalkinkrustationen in ihrem Exoskelett auf die Verfügbarkeit von Kalk angewiesen sind. Eine weitere Einschränkung ihres Lebensraumes erfahren die Asseln durch ihre Ernährungsweise - ihre Hauptnahrung bildet der Detritus der Bäume und Sträucher (Falllaubfresser).

Auf den Untersuchungsflächen konnte durch Bodenbohrungen nur - *Philoscia muscorum* - nachgewiesen werden. Die Horizontalverteilung der Asseln ist sehr unregelmäßig, d.h. die Tiere sind aggregiert, was besonders auf die inadulten Formen zutrifft. Dennoch lassen die Werte in Abbildung 3 erkennen, daß die Population, im Gegensatz zu den Lumbricidae, auf der Fläche 5 einen Anstieg zu verzeichnen hat. Ebenso ist ein Anwachsen der Individuendichte auf den Parzellen 1, 8, 9 und 11 zu beobachten. Auf den Nullflächen sind die Werte rückläufig. Eine Korrelation der Individuenzahlen mit den bodenchemischen Parametern steht noch aus.

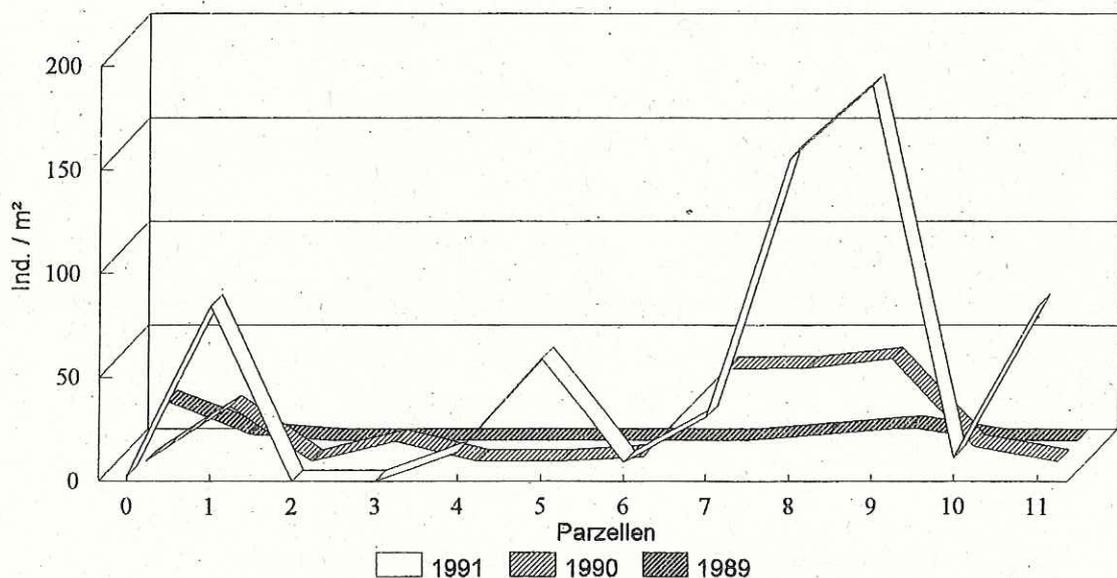


Abb. 3: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Isopoda

#### Die Myriapoda (Hundert-, Tausendfüßer)

Aus der Gruppe der Myriapoda wurden für diese Arbeit zwei, in ihrer Lebens- und Ernährungsweise grundverschiedene Gruppen ausgewählt. Während die Diplopoda (Tausendfüßer) als Zersetzer der Laubstreu zu den Saprophyten zu zählen sind, werden die räuberisch lebenden Chilopoda (Hundertfüßer) zu den Prädatoren des Waldbodens gezählt.

Innerhalb der Myriapoda sind die Vertreter der Diplopoda (Doppelfüßer) die bodenbiologisch relevanteste Gruppe. Diese Tiere sind, mit wenigen Ausnahmen, mit einem starken, kalkinkrustierten Panzer versehen, der es ihnen gestattet, den Boden zu durchwühlen und ihnen einen Schutz vor Austrocknung bietet. Sie ernähren sich vorzugsweise von abgestorbenem pflanzlichen Material, wobei sie leicht zersetzbare Streu eher angehen als Buchenlaub oder gar Nadelstreu.



Besonders die Glomeriden und Juliden produzieren Kotballen, die eine Mischung aufgeschlossener Streu und mineralischer Bodenteilchen enthalten, in denen es zur Bildung von Ton-Humus-Komplexen kommt. Die wühlende Tätigkeit der Diplopoda in Verbindung mit ihrer Nahrungswahl und Nahrungsverarbeitung macht sie bodenbiologisch interessant. Auch diese Gruppe ist von der Verfügbarkeit freien Kalziums abhängig (vgl. Isopoda), weshalb die Tiere stark versauerte Böden meiden. Diplopoden konnten nur in geringer Zahl nachgewiesen werden (siehe Abbildung 4). Die Abundanzen auf den Kalkflächen sind jedoch höher als auf den Nullflächen. Der "Spitzenwert" auf der Fläche 10 ist auf eine Bohrung im Juli 1991 zurückzuführen, die 120 (im Extraktor geschlüpfter) Larven lieferte. Eine Korrelation der Individuenzahlen mit den bodenchemischen Parametern steht noch aus.

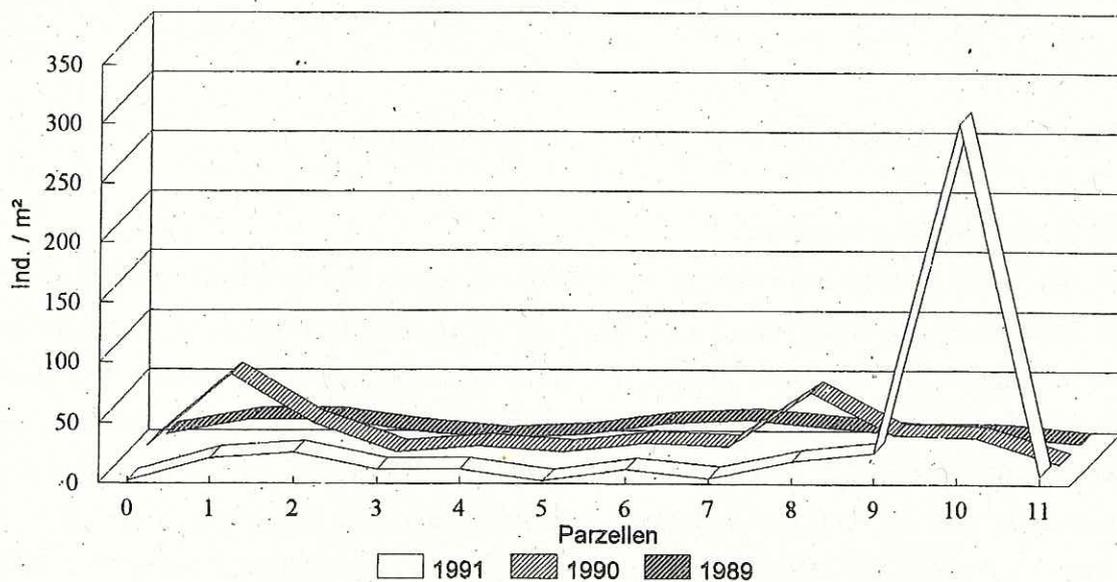


Abb. 4: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Diplopoda

Die unter dem Sammelbegriff *Chilopoda* zusammengefaßten, räuberisch lebenden Arten werden stark durch die Feuchtigkeitsverhältnisse am Standort beeinflusst. Ihre mittlere jährliche Individuendichte weist geringfügige Schwankungen auf. Eine eindeutige Zu- bzw. Abnahme auf den behandelten Flächen ist nicht zu erkennen (vgl. Abbildung 5), jedoch weist auch bei dieser Tiergruppe die Versuchsfläche 5 in allen drei Probenjahren die geringste Abundanz auf.

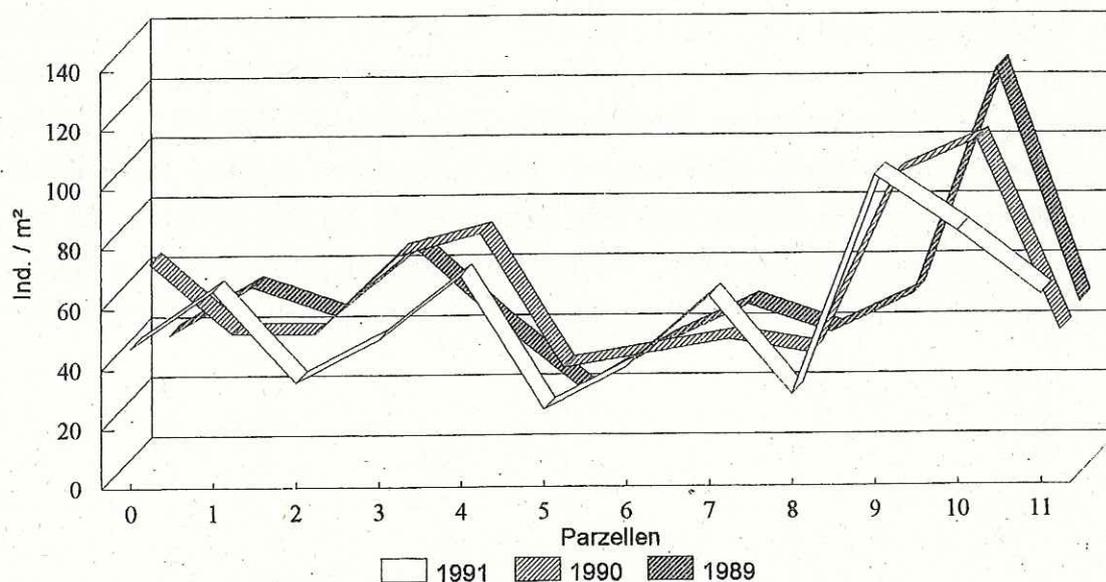
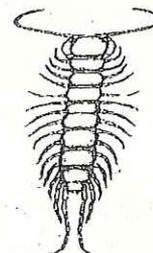
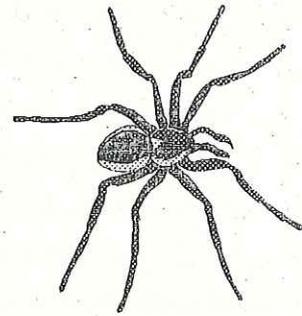


Abb. 5: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Chilopoda

#### Die Arachnida (Spinnentiere)

Die Araneae (Webspinnen) haben in Waldökosystemen die wichtigste Stellung innerhalb der Prädatoren. Sie sind vom Boden bis in die Baumwipfel in jedem Stratum die dominierenden Räuber und somit ein wichtiger Faktor im Gefüge des Nahrungsnetzes. Im Gegensatz zu den Lumbricidae oder Diplopoda lassen die Spinnen keine Rückschlüsse auf den Zustand des Bodens zu (pH-Wert). Ihre Individuendichte und Artzusammensetzung ist auch nicht sehr eng mit den vorhandenen Habitatstrukturen verknüpft (TRETZEL, 1952). Einige Arten besitzen eng begrenzte Ansprüche an ihren Lebensraum und das Nahrungsangebot, weshalb sie zur faunistischen Charakterisierung des Standortes herangezogen werden können.

Mit Hilfe der Bodenstechproben wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt 42 Arten aus 16 Familien nachgewiesen. Da es sich hierbei ausschließlich um endogäische und epigäische Formen handelt, ist die Artenzahl mit anderen Untersuchungen nur bedingt vergleichbar. Dominierend sind Arten aus der Familie der *Linyphiidae* (Baldachin-Netzspinnen), die, bei einer Größe von 0,8-1,5 mm, die Bodenstreu (O<sub>1</sub>) bewohnen. In den Bodenproben (A<sub>h</sub>) dominieren die *Hahniidae* (Bodenspinnen).



Die auf der Streu umherlaufenden *Lycosidae* (Wolfsspinnen) stellen die dritte Gruppe der dominierenden Arten. Die Vertreter dieser Familie unterscheiden sich von den zuvor genannten Familien dadurch, daß sie ihre Beute ohne Netze fangen und im Tagesverlauf große Strecken zurücklegen.

Für den zu beobachtenden Rückgang der Individuenzahlen der Araneae innerhalb des Untersuchungszeitraums (siehe Abbildung 6) haben wir noch keine abgesicherte Erklärung. Sowohl klimatische Faktoren, als auch die Abnahme der Streuschicht kommen hierfür in Frage.

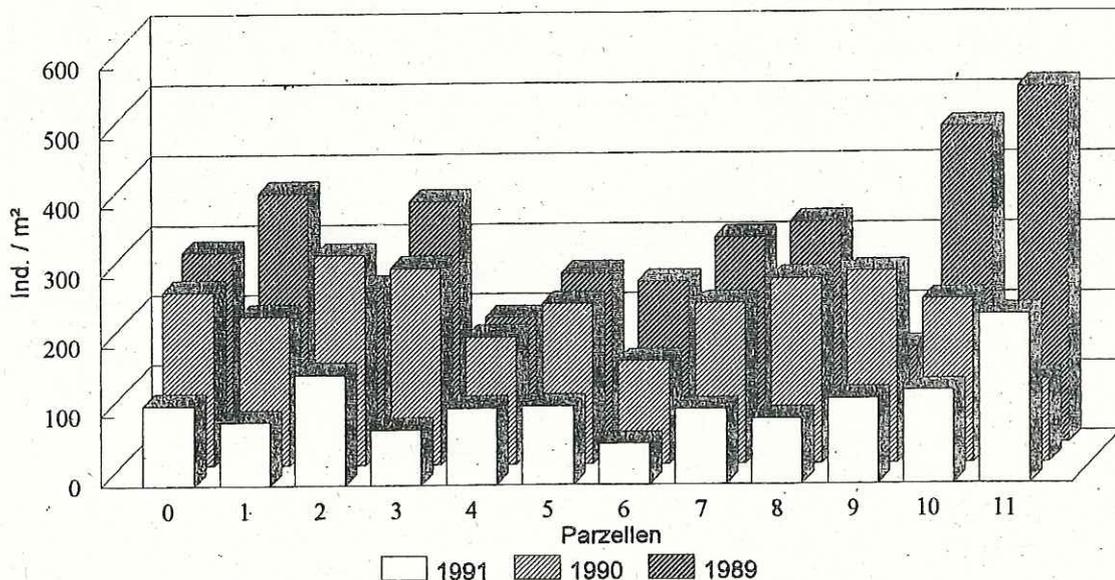


Abb. 6: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Araneae

Die nur 2-4 mm großen Pseudoscorpiones (Afterskorpione) leben bevorzugt in den Spalträumen der Bodenstreu und unter der Rinde abgestorbener Bäume. Sie ernähren sich von kleinen Arthropoden (Collembolen, Staubläusen), gehören also ebenfalls zu der Gruppe der Prädatoren. Die auf den Versuchsflächen nachgewiesenen 4 Arten (*Neobisium carcinoides*, *N. simile*, *Chthonius tetrachelatus* und *Pselaphochernes dubius*) sind ausnahmslos Bodenbewohner. Ihre mittlere jährliche Individuendichte hat im Probenzeitraum auf den Nullflächen abgenommen. Ein Rückgang der Population ist ebenfalls auf den Parzellen 5, 6 und 10 zu beobachten, während auf den Versuchsflächen 2, 3, 9 und 11 eine Zunahme zu verzeichnen ist.

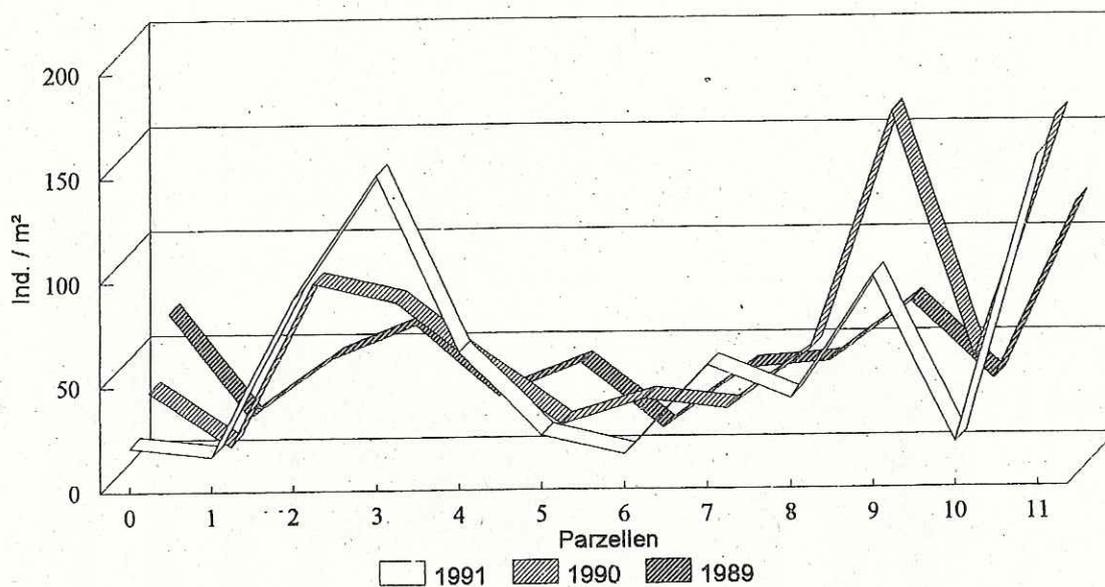
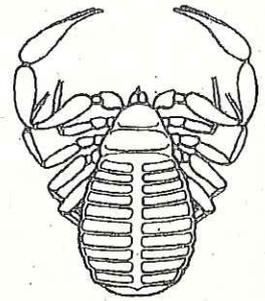


Abb. 7: Die mittleren jährlichen Abundanzen der Pseudoscorpiones

#### 4. Diskussion

Der Rückgang der Individuenzahlen der Enchytraeidae kann mit den bisherigen Befunden nicht nur auf die Ausbringung von Puffersubstanzen (Kalken) erklärt werden, da ein ebensolcher Rückgang auf den Nullparzellen zu beobachten ist. Diese Effekte können ihre Ursache auch in klimatischen Veränderungen haben (1990 u. 1991 trockenere Jahre, als 1989?). So haben Änderungen in der (Boden-) Feuchtigkeit und der Temperatur eine Vertikalwanderung der Enchytraeiden zur Folge (NURMINEN, 1967, SPRINGETT, 1963). Besondere Beachtung ist der Reaktion dieser Tiergruppe auf die Ausbringung von "Pholin" zu schenken, da die Enchytraeidae als einzige der untersuchten Tiergruppen eine Zunahme der Individuendichte auf der Parzelle 5 zeigen.

Eine Zunahme der Lumbricidae auf Kalkflächen beschreibt auch FUNKE (1991) für unterschiedliche Waldtypen. Jedoch betont er auch, daß eine Zunahme der Abundanz der Lumbricidae in vielen Fällen mit einem Rückgang der Biomasse einhergeht, d.h. mehr Tiere, aber kleinere Formen. Dieser Befund bleibt für den vorgestellten Standort noch nachzuprüfen. Die nachgewiesenen Wohndichten sind mit Literaturwerten vergleichbar. Nach DUNGER (1983) gelten für Kiefernwälder ca. 80 Ind./m<sup>2</sup>. Werte zwischen 18 und 38 Ind./m<sup>2</sup> fand ABRAHAMSEN (1972). Bei den Lumbricidae wird die geringe Abundanz auf der Versuchsfläche 5, verglichen mit den übrigen behandelten Parzellen, besonders deutlich.

Die Isopoden sind auf den Untersuchungsflächen nur in geringer Zahl anzutreffen. Auch diese Beobachtung deckt sich mit Befunden anderer Autoren. KREIMES & THIELEMANN (1986) korrelieren die geringe Abundanz bzw. das Fehlen der Isopoden auf den von ihnen untersuchten Flächen mit den Boden-pH-Werten.

Bei der Mehrzahl der Isopoden-Arten ist eine sehr ausgeprägte Bindung an bestimmte Pflanzengesellschaften nachweisbar. Die säureliebenden Wälder sind wesentlich arten- und individuenärmer als die Edellaubwälder; in den Nadelholzaufforstungen fehlen Asseln ganz (THIELE, 1956).

Die für die Diplopoden nachgewiesenen Abundanzen sind ebenfalls mit Daten, die für saure Böden der Mischwälder und der Kiefernwälder auf Sandboden gefunden wurden, vergleichbar. SCHALLNAß (1989) fand in einem Moderbuchenwald mit niedrigen pH-Werten und geringem Kalkgehalt max. Werte von 22 Ind./m<sup>2</sup>.

Über die Chilopoda ist noch recht wenig bekannt. AXELSSON et al. (1984) geben für einen Eichen-Mischwald in Schweden 14 Ind./m<sup>2</sup> an (Quadratprobe).

Die Abundanzen der Araneae sind ausgesprochen hoch. Dies trifft vor allem auf die Werte für 1989 zu. DUMPERT & PLATEN (1985) fanden bei Untersuchungen in einem Buchenwald (Luzulo-Fagetum) im Jahresmittel 128 Spinnen pro m<sup>2</sup> bei Maximalwerten von 246 Ind./m<sup>2</sup>. Obwohl diese Ergebnisse nicht direkt auf diesen Standort übertragbar sind, ist

dennoch festzustellen, daß die vorgefundenen Abundanzen für einen artenarmen Kiefern-Mischwald ausgesprochen hoch sind. Der Rückgang der Wohndichte von 1989 im Vergleich zu 1991 ist beim augenblicklichen Stand der Untersuchungen nicht eindeutig zu erklären. Wir vermuten jedoch auch bei dieser Tiergruppe einen Einfluß des sehr trockenen Klimas der Jahre 1990 und 1991. Bestärkt wird dieser Verdacht durch die Tatsache, daß es sich bei den meisten der vorgefundenen häufigeren Arten um hemihygrophile Formen (TRETZEL, 1952) handelt, also um Leitformen mittlerer Feuchtigkeit, wie sie für mesophile Laubwälder bezeichnend sind.

Die Pseudoscorpione konnten ebenfalls in hohen Abundanzen nachgewiesen werden. BRAUN & BECK (1986) erhielten bei ihren Untersuchungen in den Jahren 1977 bis 1984 in einem Buchenwald 2 Arten mit mittleren jährlichen Abundanzen zwischen 10 und 66 Ind./m<sup>2</sup> (Quadratproben). Neben den Nullparzellen weisen die Parzellen 1 und 5 einen kontinuierlichen Rückgang der Individuenzahlen im Beobachtungszeitraum auf. BRAUN & BECK (1986) konnten eine beträchtliche Fluktuation der durchschnittlichen Siedlungsdichte beobachten, die, wie sie herausfanden, von der Populationsentwicklung von *Neobisium carcinoides* bestimmt wurde. Die Steuerung dieser Populationsfluktuation sehen sie in Außenfaktoren, ohne diese derzeit angeben zu können. Sie vermuten, daß klimatische Faktoren für die beobachteten Schwankungen mitverantwortlich sind.

Wenngleich noch eine ganze Reihe von Teilaspekten näher zu untersuchen sind, wie zum Beispiel die Biomasseverhältnisse bei den Lumbriciden, die Korrelationen der Isopoden, Lumbriciden und Diplopoden mit den chemisch-physikalischen Veränderungen im Boden und die Abhängigkeit der Individuenzahlen von klimatischen Faktoren, sowie die Berechnung diverser Bioindizes für das Artenspektrum der Araneae, kann an dieser Stelle zum Ausdruck gebracht werden, daß die Kalkung die Populationen der hier vorgestellten Tiergruppen in unterschiedlicher Weise beeinflußt (hat). Einschränkend muß jedoch auch darauf hingewiesen werden, daß einige Formen in zu geringer Individuenzahl vorliegen (Isopoda), um qualitative Aussagen über die Auswirkungen der Kalkausbringung machen zu können.

Betrachtet man einzelne Gruppen, wie z.B. die Lumbriciden oder die Diplopoden, darf man von einer Stabilisierung dieser Populationen ausgehen. Dies wird sich positiv auf die Bodenqualität auswirken und sollte durch die zusätzliche Ausbringung von Laubstreu (Brennnessel, Holunder) unterstützt werden. Es besteht in diesem Zusammenhang die Hoffnung auf eine Restabilisierung der Böden der sehr stark gefährdeten Waldgebiete.

## 5. Zusammenfassung

Nach der Ausbringung von verschiedenen Puffersubstanzen werden in der Versuchsanlage Hochspeyer im *vergleichenden Kompensationsversuch* die Abundanz und dynamik der Bodenmakrofauna in einem Kiefern-Buchenbestand untersucht.

Die Kalkung beeinflusst die Bodenmakrofauna in unterschiedlicher Weise. Die Populationen einzelner Gruppen, wie die von epigäisch lebenden Regenwurmarten (Lumbricidae) und von Doppelfüßern (Diplopoda), die beide für die Bioturbation bedeutsam sind, werden stabilisiert. Andere Formen, z.B. die Asseln (Isopoda) kommen nur in so geringer Individuenzahl vor, daß qualitative Aussagen über die Kalkwirkung sehr unsicher sind.

### Summary

After distribution different buffer substances the abundance and dynamic of the soil macrofauna are investigated in a pine-beech stand of the experiment site Hochspeyer within the *comparative compensation experiment*.

Liming influences the soil macrofauna in a different way. The populations of different groups like Lumbricidae and Diplopoda, which are both of importance for the biological cycle, are stabilized. Other forms, for example Isopoda, just appear in such insignificant number, that statements about the liming effects are very insecure.

## 6. Literatur

ABRAHAMSEN, G., 1972: Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia*, 12, 26-82.

AXELSSON, B., LOHM, U. & PERSSON, T., 1984: Enchytraeids, lumbricids and soil arthropods in a northern deciduous woodland - a quantitative study. *Holarct. Ecol.*, 7 (2), 91-103.

BRAUN, M. & BECK, L., 1986: Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 9. Die Pseudoscorpione. *Carolinea*, 44, 139-148.

DUMPERT, K. & PLATEN, R., 1985: Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 4. Die Spinnenfauna. *Carolinea*, 42, 75-106.

DUNGER, W., 1958: Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. *Zool. Jb. Syst.*, 86 (1), 130-180.

DUNGER, W., 1983: Tiere im Boden. - : 280 S., 3. Aufl., Neue Brehm Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.

FRANKE, U., 1989: Lebensraum Buchenwaldboden. 5. Die Makrofauna. Verh. Ges. Ökol., 17, 71-75.

FUNKE, W., 1991: Tiergesellschaften in Wäldern - ihre Eignung als Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen. - KfK-PEF: Kernforschungszentrum Karlsruhe -Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, 84, 202 S.

KREIMES, K. & THIELEMANN, U., 1986: Der Einfluß von Walddüngemaßnahmen auf Vertreter der Bodenfauna von Waldökosystemen. - In: Hanisch, B.; IMA-Querschnittseminar 'Restabilisierungsmaßnahmen - Düngung', 34-49.

MEYER, E.; SCHWARZENBERGER, I.; STARK, G. & WECHSELBERGER, G., 1984: Bestand und jahreszeitliche Dynamik der Bodenmakrofauna in einem inneralpinen Eichenmischwald (Tirol, Österreich). Pedobiologia, 27, 115-132.

NURMINEN, M., 1967: Ecology of enchytraeids (Oligochaeta) in Finish coniferous forest soil. Ann. Zool. Fenn., 4, 147-157.

PETERSEN, H. & LUXTON, M., 1982: A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos, 39 (3), 287-388.

SCHALLNAB, H.J., 1989: Lebensraum Buchenwaldboden 6. Die Diplopoden. Verh. Ges. Ökol., 17, 77-81.

SCHÜLER, G., 1990: Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen, Versuchskonzept und erste bodenchemische Auswirkungen. Kolloquiumsbericht der Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt 14.05.90.

SCHÜLER, G., 1991: Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutz säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 18, 5 - 75, Trippstadt.

SPRINGETT, J.A., 1963: The distribution of three species of Enchytraeidae in different soils. In: Doeksen, J. & van der Drift, J., Soil Organisms, 414-418.

THIELE, H.-U., 1956: Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. Z. angew. Entomol., 39, 316-367.

TRETZEL, E., 1952: Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. S.-B. phys.-med. Sozietät Erlangen, 75, 36-131.

# Ökophysiologische Untersuchungen zum Einfluß forstlicher Puffersubstanzen auf die Kahlrückige Waldameise *Formica polyctena* (Först.) (Hymenoptera, Formicidae)

- Zwischenbericht -

Gerhard Eisenbeis, Thomas Wartusch und Wolfgang Rohe <sup>1, 2, 3</sup>

**Keywords:** *Formica polyctena* (Först.), Kahlrückige Waldameise, Kalkungs-  
experimente, Transpiration, Respiration, Mortalität, Raster-  
elektronenmikroskopie

## 1. Einleitung

Waldameisen genießen wegen ihrer großen Bedeutung für die Waldhygiene und ihrer Beteiligung am Stoffumsatz von Wäldern große Beachtung in der Öffentlichkeit. Unterstrichen wird dies, seitdem feststeht, daß die Waldameisen der *Formica*-Gruppe allgemein als gefährdet gelten müssen und ihre Aufnahme in die Rote Liste gerechtfertigt erscheint. *Formica polyctena*, auch als Kahlrückige Waldameise bekannt, gilt neben der Roten Waldameise *Formica rufa* (L.) als waldbaulich wichtigste Waldameise und wird entsprechend gehegt. Im Gegensatz zur letztgenannten Art, die meist in großen solitären Ameisenhügeln angetroffen wird, lebt *F. polyctena* in einem Nesterverband (WELLENSTEIN, 1990a). Aufgrund der hohen Anzahl der Nestbewohnerinnen kann aus demselben Kolonieverband wiederholt Tiermaterial entnommen werden. Für Laborexperimente steht darum ein homogeneres Ausgangsmaterial zur Verfügung, als es bei Entnahme von *F. rufa*-Arbeiterinnen der Fall wäre.

Kompensatorische Waldkalkungen gehören heute zur forstlichen Praxis und werden als Mittel angesehen, die aktuellen Säuredepositionen abzupuffern und einer weiteren Bodenversauerung entgegenzuwirken. Neben der Wahl verschiedener Kalkformen gibt es Unterschiede in der Form der Ausbringung und der Ausbringungsmenge, so daß allein die praktische Anwendung eine große Zahl von Varianten ermöglicht. Neben einer breiten Forderung zur Notwendigkeit der Waldkalkung gibt es auch kritische Stimmen, die diese Maßnahme als schwerwiegenden Eingriff in das Waldökosystem betrachten,

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstr. 21 D-6500 Mainz

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält Teile der Diplomarbeit von Thomas Wartusch

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten in Mainz sowie der Forstlichen Versuchsanstalt in Trippstadt für die Unterstützung der Arbeit.

wobei die Schäden auf verschiedenen Ebenen wirksam werden können (BUSCHINGER, 1989a,b, 1990; LENZ, & HABER, 1990; WELLENSTEIN, 1990b; WINTER, 1990). Aus zoologischer Sicht werden freilebende Arthropoden in Kraut-, Strauch- und Baumschicht - etwa Weberknechte, Blattläuse und Bienen - und die laufaktive epigäische Fauna als stark gefährdet betrachtet, da sie vielfach der unmittelbaren Wirkung der verschiedenen Puffersubstanzen, etwa Kalkstäuben oder -suspensionen ausgesetzt sind. Zu letzterer gehören auch unsere Waldameisen, die zwischen ihren am Boden befindlichen Nestern und den im Kronenraum der Nahrungsbäume lebenden Honigtaulieferanten, den Lachniden und Cocciden, hin- und herpendeln, wobei sie oft weite Distanzen über die sich am Waldboden und auf den Bäumen hinziehenden Ameisenstraßen zurücklegen müssen.

In der vorgelegten Untersuchung wurde der Frage nachgegangen, ob für *F. polyctena* die Kalkausbringung als unmittelbare Störgröße betrachtet werden muß, indem sich allein durch die physikalische Wirkung der Kalksubstanzen Veränderungen physiologischer Grundfunktionen, etwa der Atmung, der Transpiration und der Bewegungsfunktionen, oder sogar im normalen Verhalten ergeben. Im besonderen interessierte uns, ob es zu einer Verstopfung der Stigmata oder zu einer Erhöhung der cuticularen Permeabilität für Wasser durch feine Stäube kommt. Wenn letzteres zutrifft, sind Konsequenzen für die Wasserbilanz zu erwarten, die bei *F. polyctena* stets negativ verläuft (COENEN-STASS, 1984). Auf Wasserverluste reagiert sie empfindlich, weshalb sie auf stete Wasserzufuhr über die Nahrung angewiesen ist (KIRCHNER, 1964; GÖSSWALD & KLOFT, 1960). Desweiteren galt es, die Mortalitätsrate von Ameisengruppen in Testformicarien zu bestimmen und mit Hilfe des Rasterelektronenmikroskops die Kontamination der Cuticula durch die eingesetzten Kalksubstanzen zu überprüfen.

## 2. Material und Methode

Die Ameisen wurden mit Genehmigung der Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz in Neustadt - Az. 553-254 vom 24.4.1991 - im Bockwald (Abt. 1, U.Abt. b<sup>2</sup>, MTB 6213 des Forstamtes Kirchheimbolanden <sup>4</sup>, Wuchsbezirk Nordpfälzer Bergland) nahe der Ortschaft Kriegsfeld entnommen. Einzelheiten zur Einbringung in die Hälterungsformicarien und zum Transport nach Mainz siehe bei WARTUSCH (1991). Infolge des späten Projektbeginns im Spätsommer 1990 konnte zunächst nur eine kurze Beprobung von Herbsttieren vorgenommen werden. Erst nach der Winterruhe wurden

---

<sup>4</sup> Wir danken Herrn Forstamtsleiter Laubscher und seinen Mitarbeitern vom Forstamt Kirchheimbolanden für ihre Unterstützung.

die Versuche fortgesetzt mit neuen Tieren, die in der Folge Frühjahrstiere genannt werden.

### 2.1 Hälterung

Die Tiere wurden in offenen Hälterungsformicarien im Labor über mehrere Monate gehalten. Diese bestanden aus 60 x 80 cm großen Polyäthylenwannen, deren Boden mit Gips ausgegossen war. In diesem war ein Drainagesystem für die Bewässerung eingebaut, das neben den aufgestellten Wassertränken die Feuchthaltung in den Formicarien sicherstellte. Ferner war die obere Randzone der Innenwand mit Nivea-Creme bestrichen, um die Ameisen am Verlassen des Formicars zu hindern. Pro Formicar wurden ca. 1000 Ameisen eingesetzt. Weitere Einzelheiten der Hälterung sind bei WARTUSCH (1991) beschrieben.

### 2.2 Gravimetrie

Zur Messung der Transpirationsverluste diente eine schwingungsfrei aufgestellte, registrierende Ultramikrowaage (Typ 4431 von Sartorius, Empfindlichkeit 1  $\mu\text{g}$ ) mit Digital-Analogwandler (Typ 7087 von Sartorius) und Einkanalschreiber (Typ 300 von BBC-Goerz mit automatischer Rückstellung). Die Exposition der Ameisen erfolgte bei Zimmertemperatur (ca. 21  $^{\circ}\text{C}$ ) in trockener Luft über Phosphorpentoxid in einem Wägekäfig, der in einem Szintillationsvial aus Glas mit Schraubverschluß (Innenvolumen = 25 ml) aufgehängt war. Die Ameisen wurden aus den Bekalkungsexperimenten entnommen und konnten nach dem Einsetzen in die Waage im Wägekäfig beobachtet werden. Nach Wägebeginn folgte stets eine wenige Minuten dauernde Anpassungsphase, die in eine mehrstündige, nahezu lineare Phase des Gewichtverlustes überging. Die Messung erfolgte stets über zwei Stunden; aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde der Massenverlust während der zweiten Stunde herangezogen. Zeigten die Tiere überaktives oder passives Verhalten oder handelte es sich um sterbende oder säureverspritzende Tiere, wurden sie aus dem Versuch herausgenommen. Unter Heranziehung der Frischmasse zu Versuchsbeginn (=  $w_0$  in mg) und der nach Versuchsende bei 80  $^{\circ}\text{C}$  ermittelten Trockenmasse (=  $d_w$  in mg) ergab sich die im Tier zu Versuchsbeginn vorhandene Wassermasse (=  $m_0$  in mg). Diese diente als Basis für die Umrechnung der nach der Wägeaufzeichnung berechneten absoluten Transpirationsrate ( $\mu\text{g}/\text{min}$ ) in die Wassermassen-Verlustrate (=  $-m_0$  %/h).

### 2.3 Respirometrie

Für die Atmungsversuche wurde das Warburg-Respirometer, System MBII der Firma Plischke & Buhr KG Bonn, bestehend aus PC-Einheit, Modulbox und 14 Meßeinheiten (= Manometer mit Warburg-Kölbchen mit 5 ml Innenvolumen), Thermostat und 35 l-

Aquarium, verwendet. Vor der Messung wurde die Frischmasse der Tiere mit Hilfe einer mechanischen Mikrowaage (Typ 2405 von Sartorius, Empfindlichkeit 1 µg) bestimmt. In den auf 25 °C temperierten, volumenkonstanten Meßeinheiten werden auf elektronischem Wege Druckänderungen registriert. Zwei Manometer wurden in der Steuersoftware als Thermobarometer angemeldet, um die während der Messung auftretenden atmosphärischen Schwankungen zu kompensieren. Die Meßdauer betrug 200 min, wobei die Werte der dritten Stunde als Grundlage der Auswertung dienten. Das in der PC-Einheit installierte Programm berechnete daraus die Respirationsrate in µlO<sub>2</sub>/min/mg. Zur weiteren Handhabung und besonderen Anpassung der Apparatur an die Aufnahme je einer Ameise pro Manometer siehe WARTUSCH (1991).

#### 2.4 Bekalkung

Die Bekalkung erfolgte meist in kleineren Testformicarien mit 25 x 25 cm Grundfläche, in welchen ebenfalls eine Bodenplatte aus Gips mit integriertem Bewässerungssystem eingesetzt war. Darauf wurde trockener Waldboden (später Feinsand) aufgebracht, der unmittelbar vor der Ausbringung befeuchtet wurde. Auf das so vorbereitete Substrat wurden Ameisengruppen von ca. 30-40 Individuen gesetzt, denen auf kleinen Polyäthylendeckeln Wasser und Nahrung (Zucker, Honig und Heuschreckenkadaver) dargeboten wurde. Nach einer kurzen Eingewöhnungsphase erfolgte dann die Bekalkung in der praxisüblichen Konzentration von ca. 3,0 t/ha Trockensubstanz (Granulat und Stäube) bzw. 1,8 und 3,0 t/ha (Rosal-Suspension), wobei eine Kontamination aller im jeweiligen Versuch eingesetzten Ameisen beabsichtigt war. Die Aufbringung des Granulats erfolgte durch Einstreuen aus einem Becher. Nachfolgend wurde dann der anteilige Staubanteil des Granulats aus Abrieb, der sich stets am Boden des Wägegefäßes ansammelte, mit einem geschwenkten Sieb ebenfalls hinzugefügt. Die Aufbringung der Staubvarianten und der Suspension erfolgte mit einem geschwenkten Sieb. Folgende Testsubstanzen kamen zur Anwendung:

<u>Wellendolomit</u>	Korngröße 0 - 0,09 mm, 3 t/ha
<u>Wellendolomit</u>	Korngröße 0-2 mm, 3 t/ha (leicht erdfeucht, mit 25 % < 0,09 mm)
<u>Dolomit Granulat</u>	Korngröße (Sekundär-) 3 mm, d <sub>min-max</sub> 1 - 6 mm, 3 t/ha (Staubanteil aus Abrieb ≤ 5 %)
<u>Dolomit Suspension</u>	Korngröße in Wasser 0 - 0,09 mm, 1,8 t/ha oder 3 t/ha (Handelsname Rosal, ohne Düngezusatz)

## 2.5 Mortalitätstests

Die Mortalitätstests wurden zunächst in zwei Hälterungsformicarien begonnen, jedoch gestaltete sich hier die Auswertung durch verschiedene Störgrößen als sehr schwierig. Danach wurden 13 Versuchsserien mit je 4 Einzelserien in den kleineren Testformicarien angelegt, wovon elf mit direkter Kalkausbringung, eine mit direkter Kalkausbringung und nachfolgender täglicher Beregnung und eine mit vorausgehender Bekalkung und nachträglichem Ausetzen der Tiere durchgeführt wurde. Die Tests wurden über jeweils 5 oder 6 Tage geführt, tote Versuchstiere wurden täglich erfaßt. Als Bezugsgröße zur Berechnung der prozentualen Mortalitätsraten diente die zu Versuchsbeginn in den Formicarien vorhandene Zahl an Ameisen. Es wurden sowohl Herbst- als auch Frühjahrstiere behandelt.

## 2.6 Rasterelektronenmikroskopie

Die aus den Experimenten zur Transpiration und Respiration stammenden Tiere wurden bei Versuchsende bei 80 °C getrocknet, um die Trockenmasse zu ermitteln. Anschließend wurden sie für die Rasterelektronenmikroskopie präpariert und 2 x 3 min mit einem Sputter-Coater bedampft. Oft mußte bei den zu starken Aufladungen neigenden Objekten durch Auftragen von Leitsilber (feine Nadel) für eine leitende Verbindung zwischen den größeren Körperabschnitten gesorgt werden. Nur bei wenigen Tieren gelang es, störungsfreie Aufnahmen zu erzielen. Ein Teil der Objekte wurde vor der Behandlung mit Leitsilber gemäß nachfolgender Liste hinsichtlich der Kontamination mit Kalkpartikeln untersucht:

Antennenspitze	Fühlergrube
Mandibeln	Putzkämme
Gasterende	Gelenk Gaster-Petiolus
Gelenk Coxa-Trochanter	Gelenk Femur-Tibia
Kleine Stigmata auf den Metanotum	Große Stigmata auf dem Epinotum

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Allgemeine Beobachtungen

Die Ameisen reagierten auf die Ausbringung der Substanzen in die Formicarien sehr aggressiv, indem sie dem vermeintlichen Angreifer mit gezieltem Spritzen Ameisensäure entgegenschleuderten. Tiere mit geringen Schäden beruhigten sich jedoch bald und versuchten, sich durch Putzen von anhaftenden Teilchen zu befreien. Tiere mit größeren Schäden waren dazu kaum noch in der Lage, meist trat nach einer gewissen Frist der Tod ein. Störungen im Verhalten waren dabei häufig zu beobachten, was sich oft in heftigen Kämpfen zwischen den Arbeiterinnen äußerte.

##### 3.1.1 Granulat

Die Ameisen beruhigten sich vergleichsweise schnell. Entweder versuchten sie die Granulatkörner an den Rand des Formicars wegzutragen oder sie behandelten sie wie Nestmaterial. Durch künstliche Beregnung lösten sich die Körner langsam auf und zerfloßen zu Flecken, die sich mit dem Untergrund verbanden, ähnlich wie es bei getrockneten Rosaltropfen der Fall ist (s.u.).

##### 3.1.2 Wellendolomit 0-0,09 mm und 0-2 mm

Nach der Anwendung beider Staubkalkte wurden oft Einzeltiere mit starker bis sehr starker Kalkbedeckung vorgefunden (Tafel 2a,b). Besonders nach Bekalkung mit Wellendolomit 0-0,09 mm richtete sich die ausgelöste Aggression häufig gegen andere Versuchstiere. Etwa die Hälfte der Tiere verwickelte sich in Kämpfe, die teilweise bis zum Tod eines Kontrahenten führten. Nach der Kalkung bewegten sie sich deutlich langsamer als jene mit anderer Behandlung. Dieses Verhalten ließ sich auch noch am nachfolgenden Tag beobachten. In den Hälterungsformicarien begannen auch die wenig oder nicht geschädigten Tiere damit, den Kalk in tiefere Nestbereiche zu verlagern. Ein deutlich abgeschwächeres Bild ergab sich nach der Applikation von Wellendolomit 0-2 mm. Es wurden weniger Kämpfe beobachtet, jedoch bewegten sich die Tiere immer noch vergleichsweise träge. Durch anhaftende Kalkpartikel grau erscheinende Tiere konnten sich meistens wieder reinigen. Größere Kalkpartikel wurden vor allem von den Frühjahrstieren an den Rand des Formicars transportiert.

##### 3.1.3 Dolomit-Suspension (Rosal)

Rosal zeigte, wenn die Tiere unmittelbar mit größeren Tropfen getroffen wurden, ebenfalls eine starke Wirkung. Meist konnten sich die Tiere kaum aus bzw. von den Tropfen befreien. In dieser Phase verkleben sich die Tiere noch meist mit feinem Bodenmaterial, vor allem bei erhöhtem Sandanteil des Bodens. Kleinere Tropfen konnten

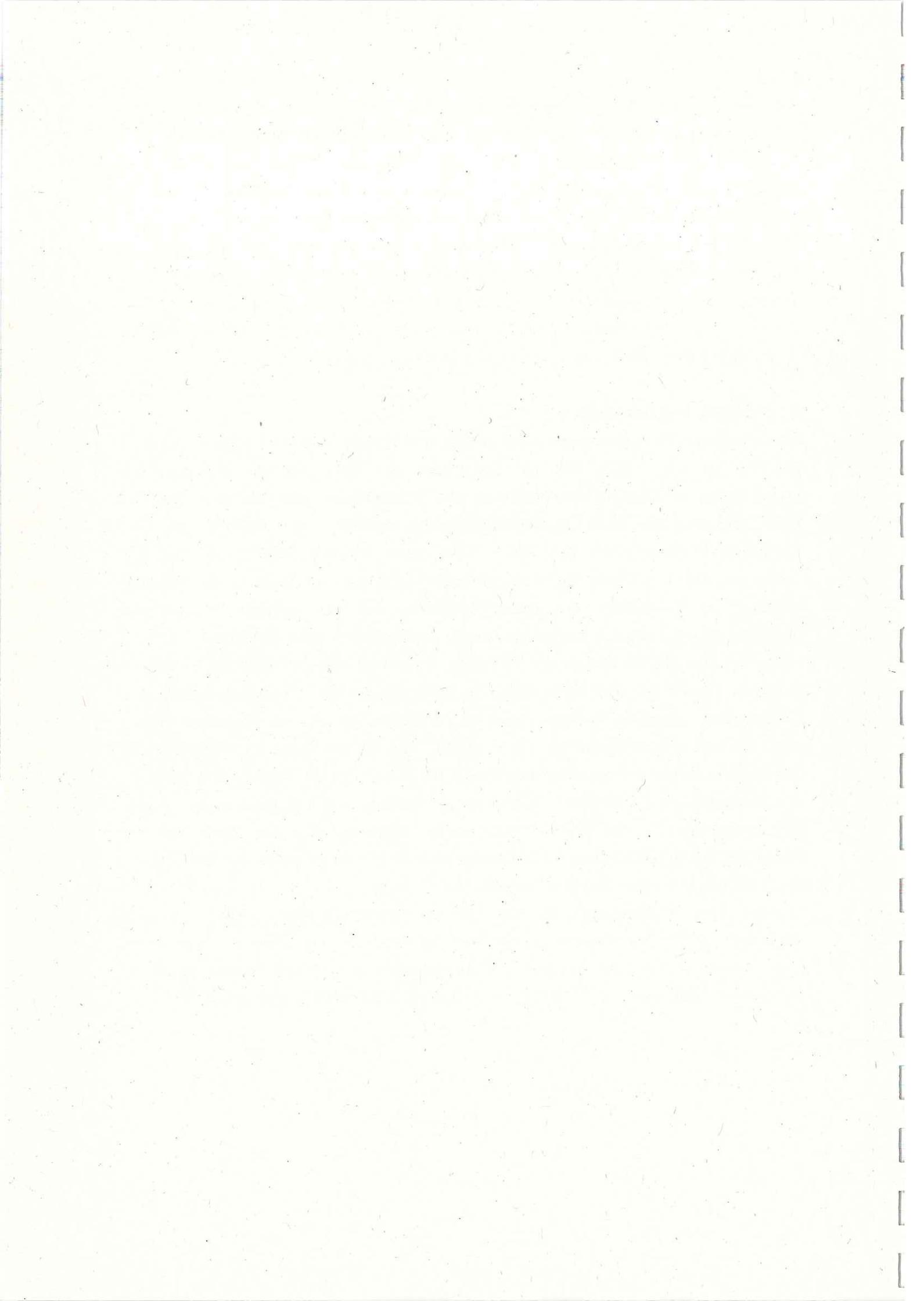
dann sogar zusammenfließen und die Tiere mehr oder weniger einschließen. Rosal erhärtet, da das Wasser sehr schnell von der Umgebung aufgesaugt wird, bereits nach ca. 15 min, so daß vitale Ameisen dann sogar wieder über die Tropfen hinweglaufen können. Es tritt aber insgesamt eine Art Versiegelung der Nestoberfläche ein, mit der Folge, daß die übliche Bioturbation des Nestmaterials wenigstens in den ersten Tagen nicht wie gewohnt erfolgen kann. Tiere, die sich nicht aus größeren Tropfen befreien konnten, verendeten meistens. Es wurde aber auch beobachtet, daß sie vor der Erhärtung durch heftige Putzbewegungen einen Tropfen abstreifen konnten. Viele waren auch z.T. nur von sehr vielen kleinen Tropfen bedeckt (Tafel 2c). Die langfristige Beobachtung ergab, daß ihnen mitunter durch Putzen eine Dekontaminierung gelang.

### 3.2 Transpirationmessungen

Die Transpirationsversuche wurden mit Herbst- und Frühjahrstieren durchgeführt (Tab. 1 und 2). Es zeigte sich, daß die Spannweite der Raten für die Abnahme der in den Tieren enthaltenen Wassermasse bis zu 7 %/h betragen kann (Wellendolomit, 0-2 mm), weshalb eine hohe Standardabweichung resultiert. Die Prüfung mit dem Kolmogoroff-Smirnoff-Test (SACHS, 1984) ergab Normalverteilung für fast alle Teilerien. Die Ergebnisse mit Wellendolomit 0-0,09 mm sind nicht in den Tabellen enthalten, weil aufgrund der hohen Mortalität und der geringen Vitalität der übriggebliebenen Tiere nur wenige Messungen durchgeführt werden konnten.

Betrachtet man die Mittelwerte der Teilerien, so bewegt sich die Mehrzahl im Bereich zwischen 3 und 4 %/h, nur bei Wellendolomit 0-2 mm wurden 4 %/h überschritten. Der t-Test lieferte jedoch nur in einem Falle, bei Herbsttieren bekalkt mit Wellendolomit 0-2 mm, ein hohes Signifikanzniveau ( $\alpha = 0,01$ ). Alle übrigen Werte unterscheiden sich statistisch nicht von der unbehandelten Probe, nur in der Tendenz liegen alle Mittelwerte der Teilerien über der Kontrolle. Ähnliches gilt für den Vergleich zwischen den Herbst- und Frühjahrstieren. Die Frühjahrstiere zeigen, abgesehen von den Werten für den Staubkalk, leicht erhöhte Durchschnittsraten. Jedoch besteht zwischen den Mittelwerten der Kontrolle kein signifikanter Unterschied ( $\alpha = 0,5$ ).

In Abb. 1 sind die Mittelwerte der Wassermassen-Verlustraten noch einmal vergleichend dargestellt, wobei das abweichende Ergebnis für den Staubkalk etwas deutlicher wird. Der Mittelwert für die wenigen Einzelmessungen mit Wellendolomit 0-0,09 mm behandelte Tiere liegt mit 7,5 %/h ( $n = 8$ ) deutlich höher als alle anderen Ergebnisse.



Tab. 1: Ergebnisse der Transpirationsmessungen an Herbsttieren von *Formica polyctena* (Först.) unter dem Einfluß verschiedener Kalke bei trockener Luft und 21 °C

Applikation	Transpirationsraten in -m <sub>0</sub> %/h						
	n	max	min	$\bar{x}$	s	α	nv
Kontrolle	18	5,54	1,36	3,03	1,04	-	ja
Granulat	23	5,46	2,50	3,18	1,26	>0,5	ja
Staub 0-2 mm	12	9,18	2,10	4,67	2,04	0,01	ja
Rosal	21	6,49	2,76	3,46	1,31	0,5	ja
Staub = Wellendolomit    nv = normalverteilt    m <sub>0</sub> = Ausgangswassermasse							

Tab. 2: Ergebnisse der Transpirationsmessungen an Frühjahrstieren von *Formica polyctena* (Först.) unter dem Einfluß verschiedener Kalke bei trockener Luft und 21 °C

Applikation	Transpirationsraten in -m <sub>0</sub> %/h						
	n	max	min	$\bar{x}$	s	α	nv
Kontrolle	7	4,15	2,65	3,43	0,57	-	ja
Granulat	11	4,56	2,68	3,72	0,68	0,5	ja
Staub 0-2 mm	8	6,54	3,24	4,28	1,09	0,10	ja
Rosal	14	7,89	2,24	3,76	1,51	0,5	ja
Staub = Wellendolomit    nv = normalverteilt    m <sub>0</sub> = Ausgangswassermasse							

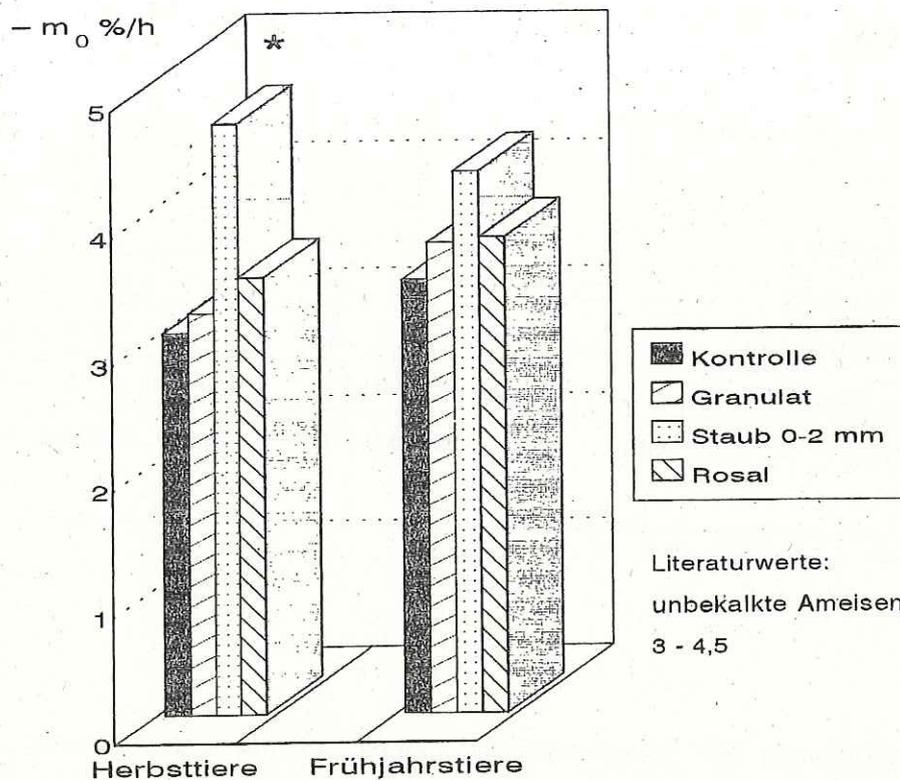


Abb. 1: Mittlere Transpirationsraten von *Formica polyctena* (Först.) in trockener Luft als prozentuale Abnahme der in den Tieren befindlichen Wassermasse  $m_0$   
 $m_0$  = Wassermasse normal hydratisierter Tiere  
 \* = signifikante Abweichung zur Kontrolle

### 3.3 Respirationsmessungen

Auch bei den Respirationsmessungen wurde nach Herbst- und Frühjahrstieren unterschieden (Tab. 3, 4; Abb. 2). Hier differieren jedoch die Kontrollwerte, die Frühjahrstiere wiesen eine höhere Respirationsrate auf ( $\alpha = 0,02$ ). Bezüglich der Kalkanwendungen ergaben sich bei den Herbsttieren auch rein numerisch so gut wie keine Unterschiede. Erst bei den Frühjahrstieren traten Abweichungen nach unten auf, die im Falle des Dolomitstaubes 0-2 mm sogar signifikant sind ( $\alpha = 0,02$ , Tab. 4).

Tab. 3: Ergebnisse der Respirationmessungen an Herbsttieren von *Formica polyctena* (Först.) unter dem Einfluß verschiedener Kalke

Applikation		Respirationsraten in $\mu\text{l}/\text{mg}/\text{h}$ $t = 25^\circ\text{C}$					
	n	max	min	$\bar{x}$	s	$\alpha$	nv
Kontrolle	58	1,71	0,30	0,84	0,37	-	ja
Granulat	45	2,05	0,23	0,83	0,38	>0,5	ja
Staub 0-2 mm	34	1,59	0,48	0,82	0,27	>0,5	ja
Rosal	49	1,37	0,28	0,84	0,42	>0,5	nein
Staub = Wellendolomit    nv = normalverteilt    Tiere in mäßiger Bewegung							

Tab. 4: Ergebnisse der Respirationmessungen an Frühjahrstieren von *Formica polyctena* (Först.) unter dem Einfluß verschiedener Kalke

Applikation		Respirationsraten in $\mu\text{l}/\text{mg}/\text{h}$ $t = 25^\circ\text{C}$					
	n	max	min	$\bar{x}$	s	$\alpha$	nv
Kontrolle	46	1,71	0,23	1,02	0,33	-	ja
Granulat	69	1,41	0,29	0,94	0,28	0,2	ja
Staub 0-2 mm	45	1,32	0,34	0,86	0,28	0,02	ja
Rosal	95	1,47	0,24	0,96	0,32	0,5	ja
Staub = Wellendolomit    nv = normalverteilt    Tiere in mäßiger Bewegung							

Tab. 5: Ergebnisse der Respirationmessungen an Frühjahrstieren von *Formica polyctena* (Först.) unter dem Einfluß verschiedener Kalke und täglicher Beregnung

Applikation	Respirationsraten in $\mu\text{l}/\text{mg}/\text{h}$ $t = 25^\circ\text{C}$						
	n	max	min	$\bar{x}$	s	$\alpha$	nv
Kontrolle	17	1,71	0,60	1,22	0,30	-	ja
Granulat	24	1,35	0,45	1,05	0,23	0,10	ja
Staub 0-2 mm	27	1,27	0,33	0,91	0,28	0,002	ja
Rosal	27	1,66	0,88	1,21	0,22	>0,5	ja
Staub = Wellendolomit    nv = normalverteilt    Tiere in mäßiger Bewegung							

An die normalen Bekalkungsversuche schlossen sich noch Beregnungsversuche an, bei denen die Formicarien nach der Kalkung täglich beregnet wurden (Tab. 5; Abb. 2). Auch hier bestätigte sich das abweichende Verhalten des Dolomitstaubes 0-2mm, bei dem sich die Respirationsrate auf dem 0,002 % Signifikanzniveau gegenüber der Kontrolle erniedrigte. Für das Granulat traten nur geringe Abweichungen auf (Tab. 4,5;  $\alpha \geq 0,1$ ), und Rosal schien einen noch geringeren Einfluß auszuüben (Tab. 4,5;  $\alpha \geq 0,5$ ).

### 3.4 Mortalitätsversuche

Die Mortalitätsversuche wurden in den kleineren Testformicarien mit überschaubaren Ameisengruppen von 30-40 Tieren durchgeführt. Betrachtet man die Ergebnisse aller Einzelserien, wie sie von WARTUSCH (1991) dargestellt wurden, so ergibt sich ein sehr breites Reaktionsspektrum. Hinzu kommt, daß, ähnlich wie bei den Transpirations- und Respirationsexperimenten, Herbst- und Frühjahrstiere unterschiedlich auf die Kalksubstanzen reagierten. Die Abb. 3-5 zeigen ausgewählte Ergebnisse von Einzelserien mit sehr unterschiedlicher Reaktion der Ameisen. In Abb. 3 (Herbsttiere) erfolgte bei

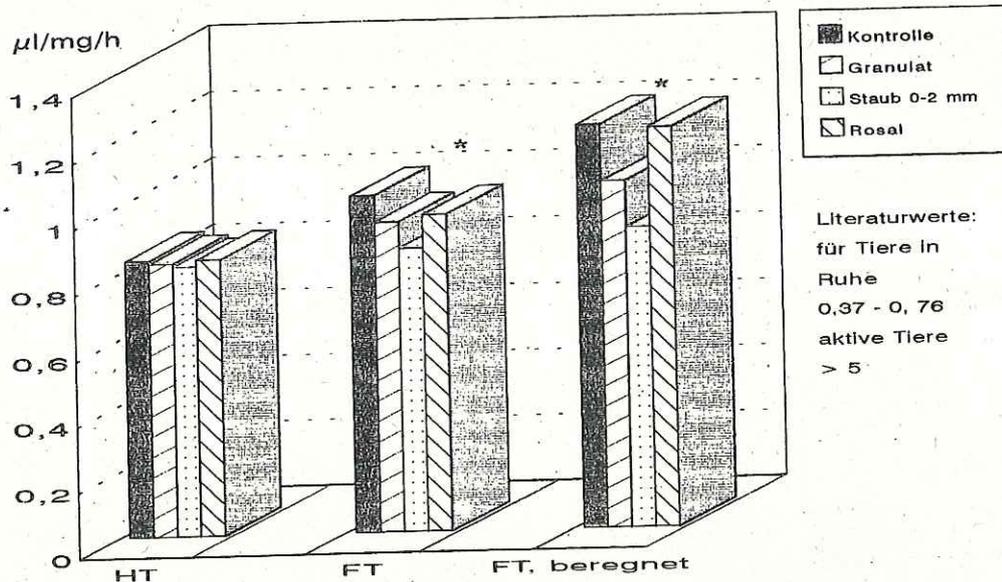
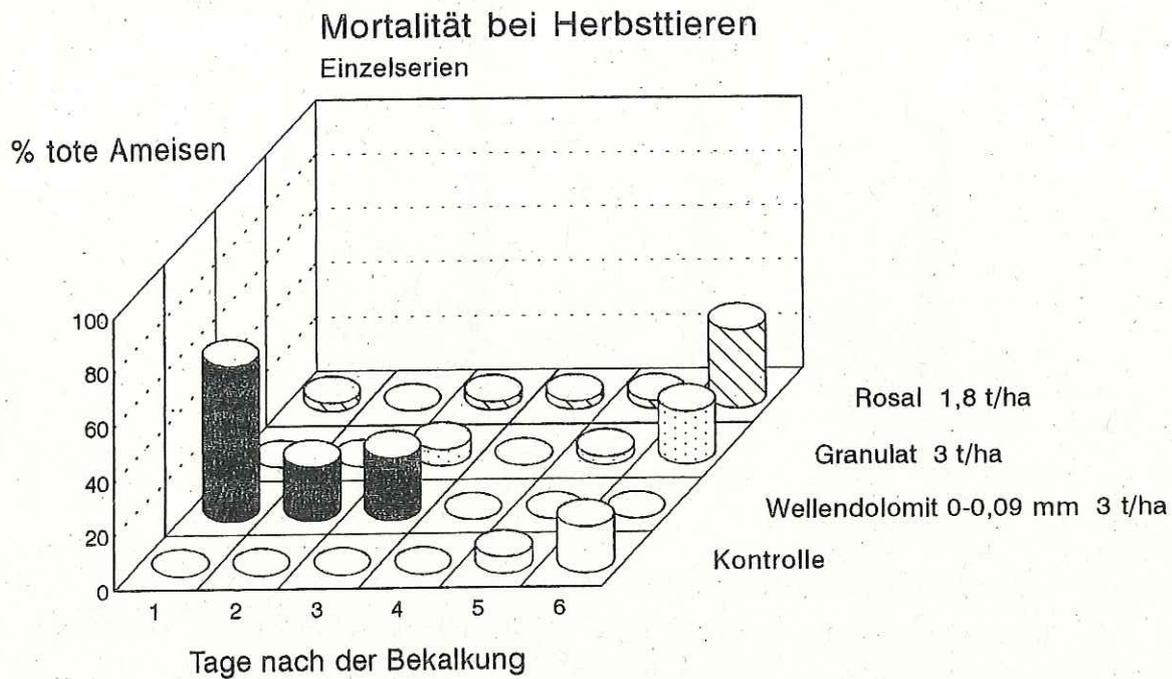
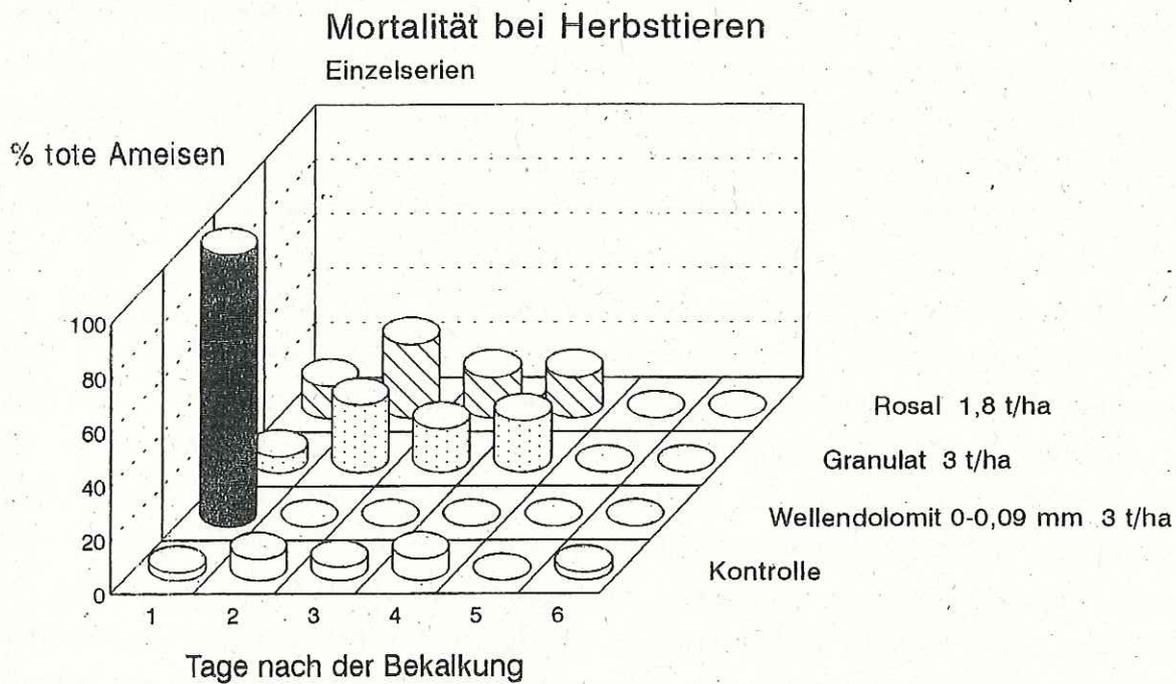


Abb. 2: Mittlere Respirationsraten von *Formica polyctena* (Först.) bei 25 °C und mäßiger Bewegung der Tiere (\* = signifikante Abweichung zur Kontrolle)  
HT = Herbsttiere FT = Frühjahrstiere

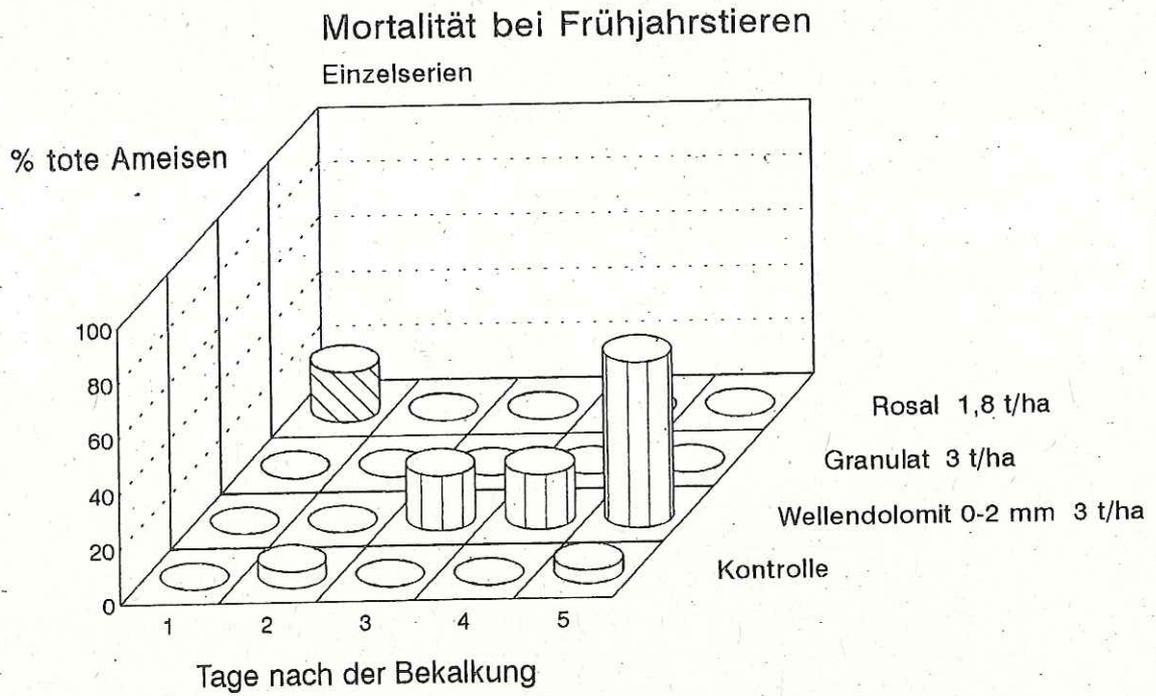
Wellendolomit 0-0,09 mm eine abgestufte Reaktion. Nach dem dritten Tag waren alle Tiere tot. Die beiden restlichen Varianten zeigten erst am 6. Tag eine deutlichere Reaktion, die sich aber in der Größenordnung nicht von der Kontrolle unterschied. In Abb. 4 (Herbsttiere) reagierten die Tiere auf Wellendolomit 0-0,09 mm noch heftiger, die Mortalität betrug bereits am ersten Tag 100 %. Die beiden anderen Kalkvarianten zeigten hier eine über die ersten vier Tage verteilte Reaktion mit bis zu 25 % Mortalität. Für die Kontrolle ergab sich eine durchgehende Mortalität auf niedrigem Niveau (< 10 %). In Abb. 5 (Frühjahrstiere) schließlich erfolgte nur beim Wellendolomit 0-2 mm eine deutliche Reaktion gegen Ende des Beobachtungszeitraumes. Auf Rosal reagierten die Tiere nur am ersten Tag mit rund 20 %, beim Granulat überlebten alle Tiere und auch bei der Kontrolle ergaben sich so gut wie keine Ausfälle. Andere Parallelserien an Frühjahrstieren ergaben sogar für Wellendolomit 0-2 mm eine vergleichbar niedrige Mortalität mit 0 % über die ersten 5 Tage und nur am 6. Tag wurden 3 % erreicht. Ergänzend zu diesen Versuchen, in welchen die Kalkausbringung unmittelbar in die mit Tieren besetzten Formicarien erfolgte (Direktbekalkung), wurden zwei Versuchsserien mit veränderten Bedingungen durchgeführt. Abb. 6 zeigt das Ergebnis, wenn nach der Kalkausbringung ein tägliche Beregnung folgte. Die Mortalität blieb fast durchgehend auf dem 0 %-Niveau. In Abb. 7 wurden die Tiere erst nach der Ausbringung der Kalke in die Testformicarien eingesetzt, um Hinweise



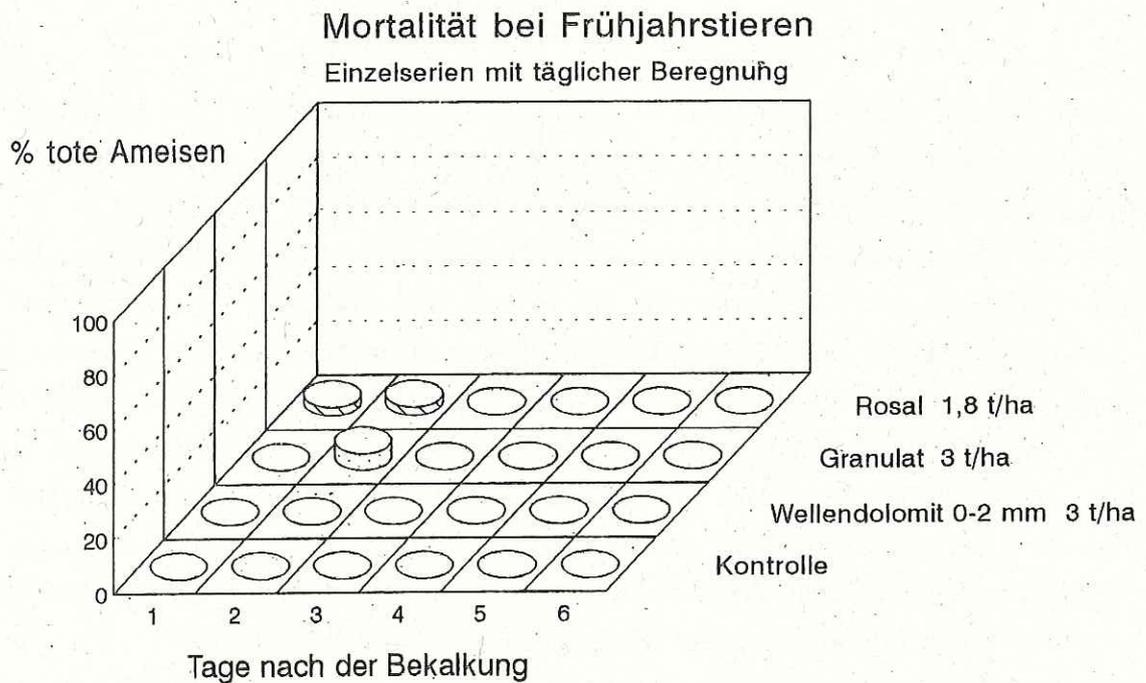
**Abb. 3:** Mortalitätsvergleiche nach Direktbekalkung in den Testformicarien  
(Ausgangszahl = 30-40 Tiere pro Einzelserie)



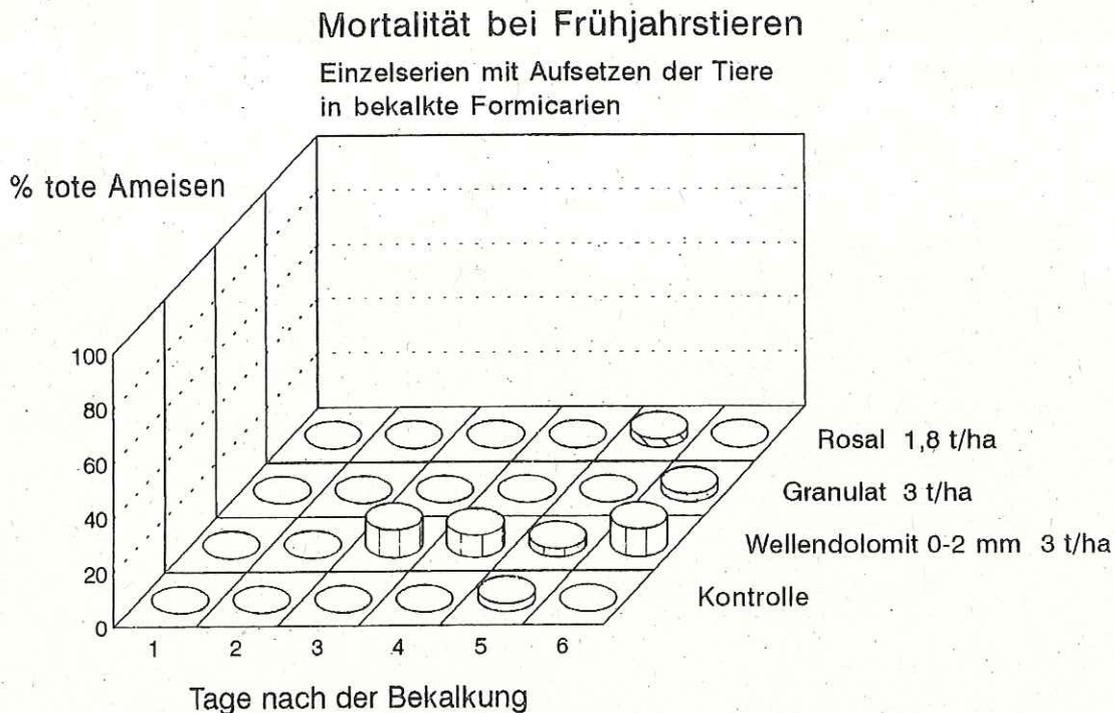
**Abb. 4:** Mortalitätsvergleiche nach Direktbekalkung in den Testformicarien  
(Ausgangszahl = 30-40 Tiere pro Einzelserie)



**Abb. 5:** Mortalitätsvergleiche nach Direktbekalkung in den Testformicarien  
(Ausgangszahl = 30-40 Tiere pro Einzelsérie)



**Abb. 6:** Mortalitätsvergleiche nach Direktbekalkung in den Testformicarien  
als Beregnungsvariante (Ausgangszahl = 30-40 Tiere pro Einzelsérie)



**Abb. 7:** Mortalitätsvergleiche nach dem Aufsetzen frischer Tiere in bereits bekalkte Testformicarien (Ausgangszahl = 30-40 Tiere pro Einzelserie)

über indirekte Schädwirkungen zu erhalten. Auch hier blieb die Mortalität auf vergleichsweise niedrigem Niveau, wenngleich die Tiere auf Wellendolomit 0-2 mm gegen Ende des Beobachtungszeitraumes Mortalitätsraten bis 10 % aufwiesen.

Um aus den zahlreichen Einzelserien ein etwas deutlicheres Resultat zu erhalten, wurden die Ergebnisse der Einzelserien für die Herbst- und Frühjahrstiere aufsummiert und gemittelt, wobei bei den Frühjahrstieren die beiden zuletzt beschriebenen Sonderversuche nicht berücksichtigt wurden. Abb. 8 zeigt das Ergebnis für die Herbsttiere (Mittelwerte aus 3-8 Einzelserien mit je 30-40 Tieren). Der eindeutigste Mortalitätsverlauf für die erste Versuchsphase ergab sich für Wellendolomit 0-0,09 mm, wo bereits am ersten Tag fast 60 % der eingesetzten Ameisen starben. Rosal 3 t/ha zeigte mit 40 % am ersten Tag ebenfalls noch eine sehr deutliche Reaktion, während für Rosal 1,8 t/ha bereits ein abgeschwächter Mortalitätsverlauf festzustellen war. Beim Wellendolomit 0-2 mm betrug die Mortalität am ersten Tag zwar "nur" 27,7 %, doch mit 32 % am zweiten und 16,3 % am dritten Tag wurde insgesamt eine noch höhere Gesamtmortalität (76 %) für die ersten drei Tage erreicht als beim Wellendolomit 0-0,09 mm (= 73,6 %). In den Tagen 4-6 kam es stets zu einer Stabilisierung der Raten.

### Mortalität bei Herbsttieren

Summation der Einzelerien

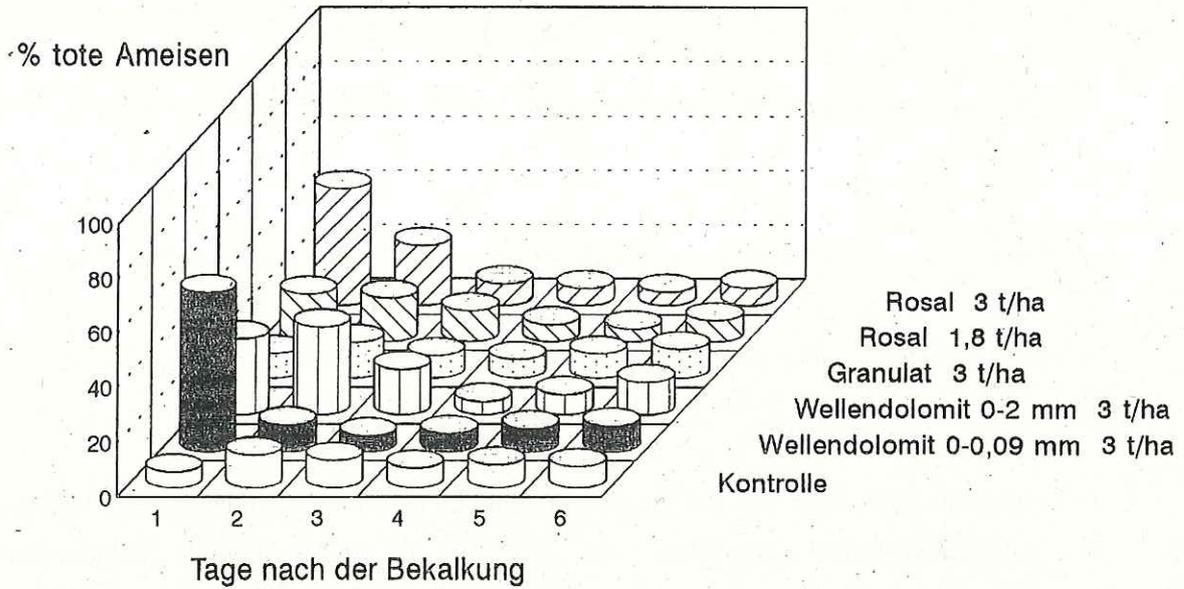


Abb. 8: Gesamtvergleich der Ergebnisse bei Herbsttieren nach Direktbekalkung in den Testformicarien

### Mortalität bei Frühjahrstieren

Summation der Einzelerien

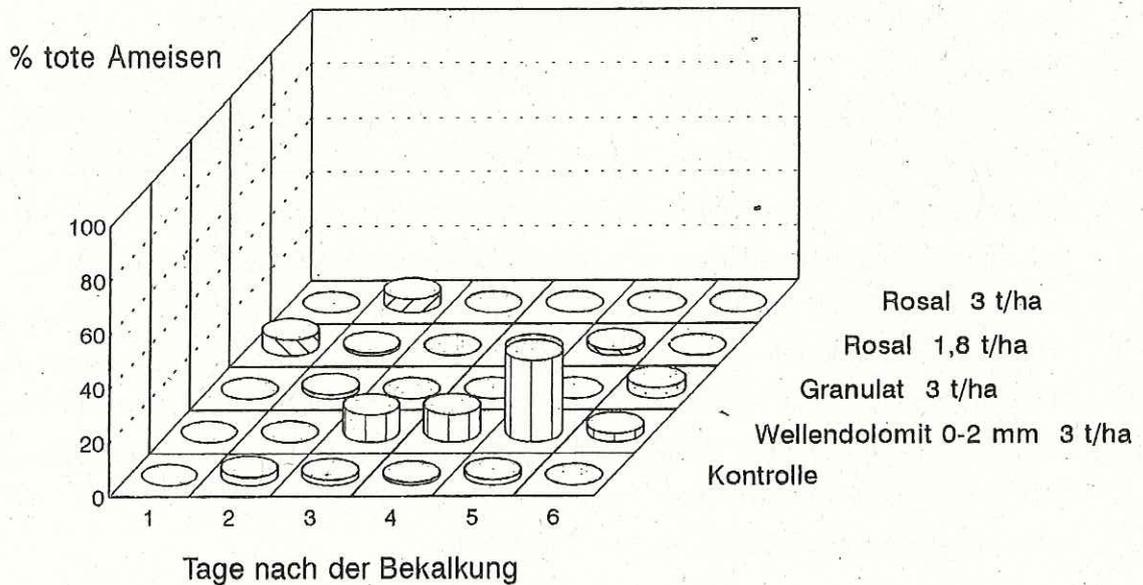


Abb. 9: Gesamtvergleich der Ergebnisse bei Frühjahrstieren nach Direktbekalkung in den Testformicarien

Die folgende Aufstellung listet die Gesamtmortalität für die Herbsttiere nach 6 Beobachtungstagen auf:

Kontrolle	Wellendolomit 0-0,09 mm 3t/ha	Wellendolomit 0-2 mm 3 t/ha
51,2 %	97 %	99,7 %
Granulat 3 t/ha	Rosal 1,8 t/ha	Rosal 3 t/ha
56,1 %	63,6 %	90,8 %

Es zeigt sich, daß auch für die Kontrolle eine nicht zu vernachlässigende Reduzierung des Ameisenbestandes eingetreten ist, was für die vergleichende Bilanzierung zu berücksichtigen ist. Granulat und Rosal 1,8 weisen gegenüber der Kontrolle vergleichsweise geringe Steigerungen der Mortalität auf. Bei den beiden Stäuben blieben nach dem 6. Tag so gut wie keine Tiere mehr übrig. Die Unterschiede zwischen den beiden Staubvarianten sind zwar nicht signifikant, wichtig ist aber, daß beide größenordnungsmäßig in etwa das gleiche Niveau erreichen. Allein die täglichen Raten für das Granulat heben sich deutlich von den übrigen Kalksorten ab und liegen im Bereich der Kontrollwerte. Letztere zeigten eine Spannweite zwischen 5,8 % und 12 %, was darauf schließen läßt, daß weitere Störgrößen in den Testformicarien wirksam waren, etwa in Form einer verminderten Vitalität der Versuchstiere.

Betrachtet man die Ergebnisse der Frühjahrstiere (Abb. 9; Mittelwerte aus 2-3 Einzelserien mit je 30-40 Tieren), so ergibt sich ein vollständig verändertes Bild. Außer Wellendolomit 0-2 mm blieben alle Varianten einschließlich der Kontrolle unter 10 % Gesamtmortalität. Nur beim Wellendolomit 0-2 mm ergab sich eine Gesamtmortalität von 50 %. Granulat, aber auch beide Rosalvarianten verhielten sich nahezu wie die Kontrolle. Ein Blick auf das Ergebnis der Sonderversuche (Abb. 6, 7), bei dem ebenfalls Frühjahrstiere getestet wurden, zeigt, daß auch hier ein ähnlicher abgeschwächter Mortalitätsverlauf zu beobachten war, so daß die in Abb. 9 gezeigte Summation aus Einzelserien eine weitere Bestätigung erhält. Bei den erst nach der Bekalkung in den Formicarien exponierten Tieren kam es wiederum nur beim Wellendolomit 0-2 mm zu einer beachtenswerten Steigerung der Mortalität.

### 3.5 Rasterelektronenmikroskopie

Die Rasterelektronenmikroskopie konnte aus zeitlichen Gründen nur als Pilotstudie durchgeführt werden. Die Durchmusterung von 16 Tieren führte zu folgendem Ergebnis:

	Wellen- dolomit 0-0,09 mm	Wellen- dolomit 0-2 mm	Granulat	Rosal
Antennenspitzen	++	±	-	± bis ++
Antennengruben	-	- 1 Tier +	-	-
Mandibeln	±	±	±	± (1 Tier ++)
Putzkämme	++	± bis ++	± bis +	± bis ++
Actinoporus	-	-	-	- (1 Tier ++)
Gelenk Gaster-Petiolus	± bis ++	± bis ++	±	± bis ++
Gelenk Coxa-Trochanter	+++	± bis +	±	± bis +++
Gelenk Femur-Tibia	++	+	-	- bis +++
Kleine Stigmen	++	-	-	- bis +++
Große Stigmen	++	+	-	- bis +++

Verschmutzungsgrade: +++ sehr stark, ++ stark, + noch deutlich, ± gering bis vereinzelt, - keine

Die Tabelle liefert erste Hinweise auf Schwerpunkte der Belegung mit Kalksubstanzen. Nicht gezielt erfaßt wurden Verklebungen und Verkrustungen von propriorezeptiven Borstenfeldern, die an vielen Körperstellen, meist in Gelenknähe, vorhanden sind. Fein verteilte Substanzen füllen dort oft krustenartig den freien Raum zwischen den zahlreichen Borstensensillen aus.

Tafel 1 zeigt Beispiele für die Ansammlung unterschiedlicher Kalkformen mit z.T. noch mäßigem Kontaminationsgrad. Fälle mit extremer Verklebung und Beschichtung, etwa wenn die Körperoberfläche mit dicken Klumpen bedeckt war, wurden zwar dokumentiert, können aber wegen fototechnischer Mängel noch nicht gezeigt werden. Eine intensivere rasterelektronenmikroskopische Studie ist noch vorgesehen, um einerseits ein noch breiteres Spektrum der Schäden darzustellen, andererseits sollen aber auch mögliche Reinigungseffekte durch die Putztätigkeit der Ameisen sichtbar gemacht werden.

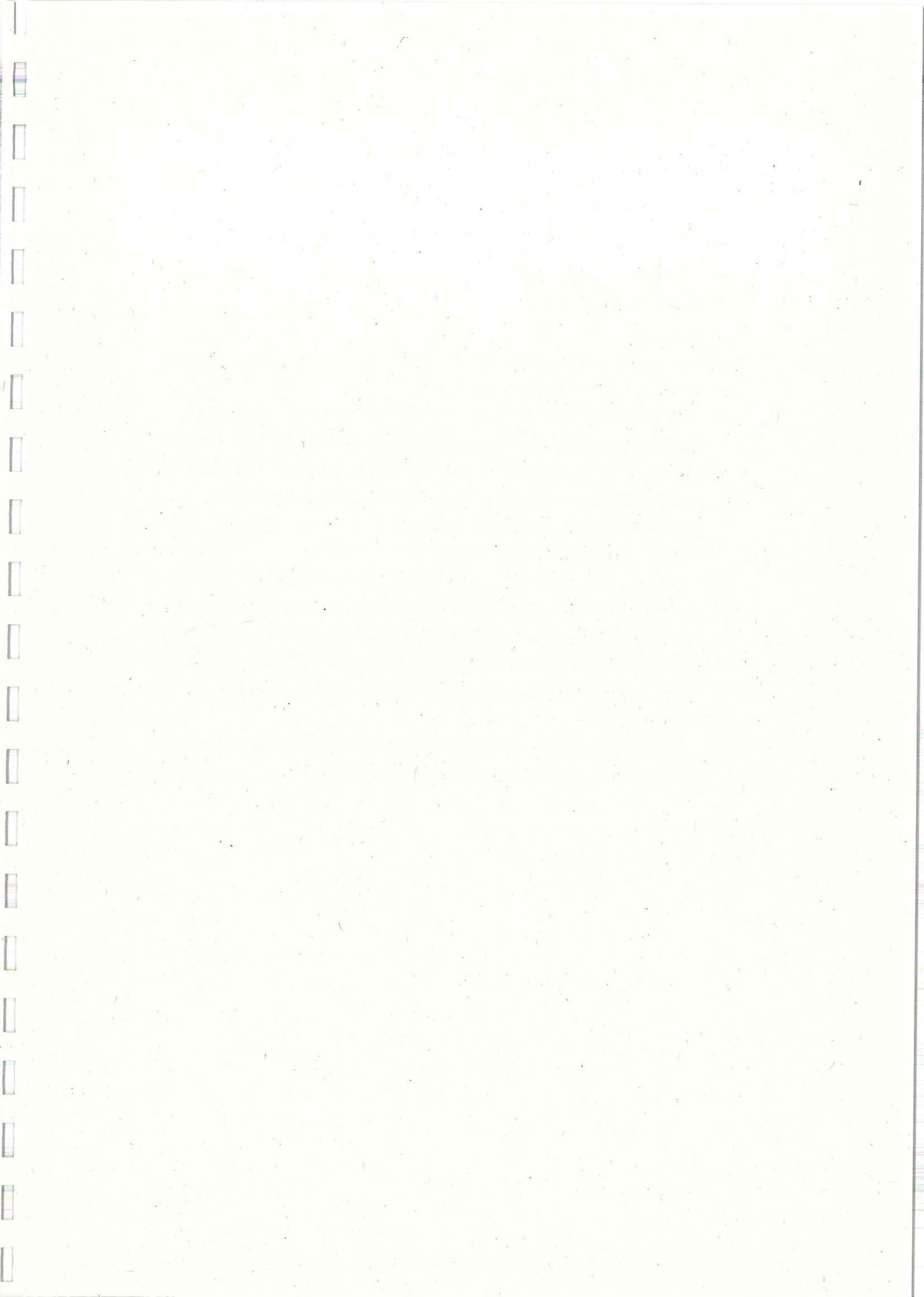
## 4. Diskussion

### 4.1 Transpiration

Für die Bilanzierung der Wasserverluste wurde die Rate der prozentualen Abnahme der Wassermasse gewählt, um die ökologische Situation hinsichtlich der Verweildauer bei trockenen Außenbedingungen besser abschätzen zu können. Setzt man ein durchschnittliches Verlustpotential von 30 % der in einem Tier befindlichen Wassermasse voraus (die Ausgangssituation wird als normal hydratisiert eingeschätzt), so bedeutet eine Wassermassen-Verlustrate von 3 %/h in trockener Luft, daß es bei diesen Bedingungen ca. 10 Stunden ohne externe Wasserzufuhr unbeschadet überdauern kann. Bereits bei einer nur geringfügigen Erhöhung der Rate, z.B. auf 6,5 %/h, vermindert sich die Verweildauer rein rechnerisch auf etwa 4,5 Stunden.

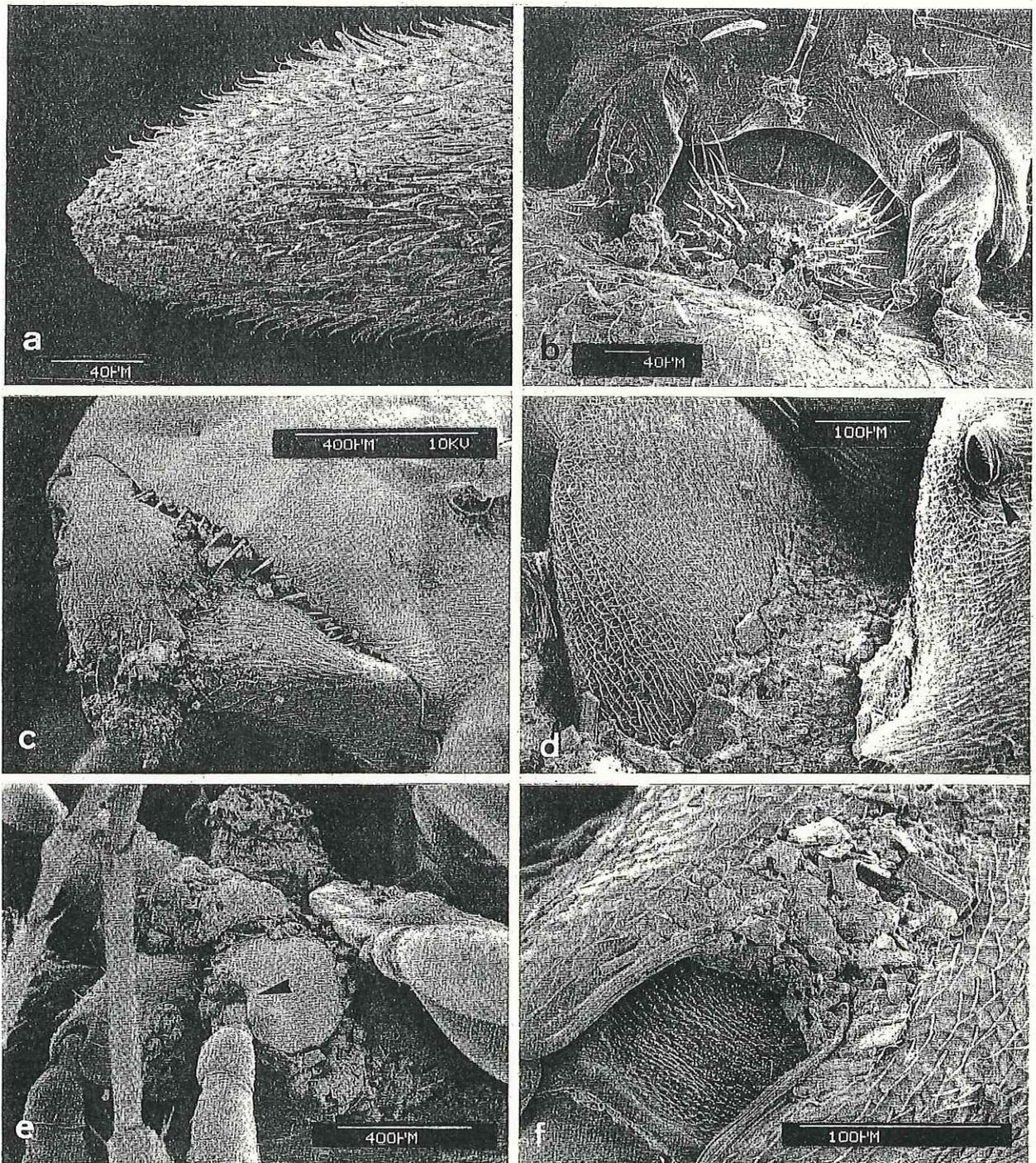
Die Durchführung der Transpirationsversuche in nahezu vollkommener trockener Luft hat den Vorteil, daß nur die Transpiration im engeren Sinne (Rückdiffusion = 0) gemessen wird und die Trennschärfe gegenüber Messungen in höherer Feuchte verbessert ist. Das in den Meßgefäßen herrschende Dampfdrucksättigungsdefizit ( $\Delta P \approx 19$  mmHg bei 21 °C) entspricht etwa Freilandbedingungen auf einer besonnten Bodenoberfläche bei 30 °C und 40 % relativer Luftfeuchte ( $\Delta P \approx 19$  mmHg). Auf den langen Wegen der Ameisen zu ihren Nahrungsbäumen können solche Bedingungen durchaus vorkommen.

Bodentiere mit einer unter Laborbedingungen ermittelten Wassermassen-Verlustrate zwischen 1 und 10 %/h gehören nach der Feuchteklassifizierung von EISENBEIS (1983, 1989) in den Bereich der Übergangsformen zwischen Feucht- und Trockenlufttieren. Beispiele hierfür sind etwa die Kellerassel *Porcellio scaber*, der Saftkugler *Glomeris marginata* und der schon mehr dem atmobiotischen Bereich zuzurechnende Collembole *Allacma fusca* (EISENBEIS & WICHARD, 1985). Extreme Feuchtlufttiere verlieren ihre Wassermasse mit deutlich mehr als 50 %/h, etwa euedaphische Collembolen mit ca. 300 %/h oder die feuchtesensible Zwergassel *Trichoniscus pusillus* mit rund 70 %/h. In diesen Fällen sind die Tiere stets nur wenige Minuten in trockener Luft überlebensfähig. Die Spannweite der Transpirationsraten von *F. polyctena* betrug in den Versuchen 1,4-9,2 %/h, die Durchschnittswerte lagen zwischen 3,0 und 4,7 %/h. COENEN-STASSS (1986) ermittelte Werte zwischen 3 und 4,2 %/h für dieselbe Art, und SIGAL & ARLIAN (1982) geben Werte von 1,2 - 4,5 %/h für eine andere *Formica*-Art. Die genannten Arten sind folglich eindeutig als Trockenluft-/Feuchtluft-Übergangsformen zu charakterisieren. Dies gilt nicht nur für die unbehandelten Tiere, deren mittlere Raten 3,0 %/h für Herbsttiere bzw. 3,4 %/h für Frühjahrstiere betragen, sondern auch für die mit den Kalkvarianten behandelten. Die Kalkungen bewirkten in der Tendenz ein leichtes

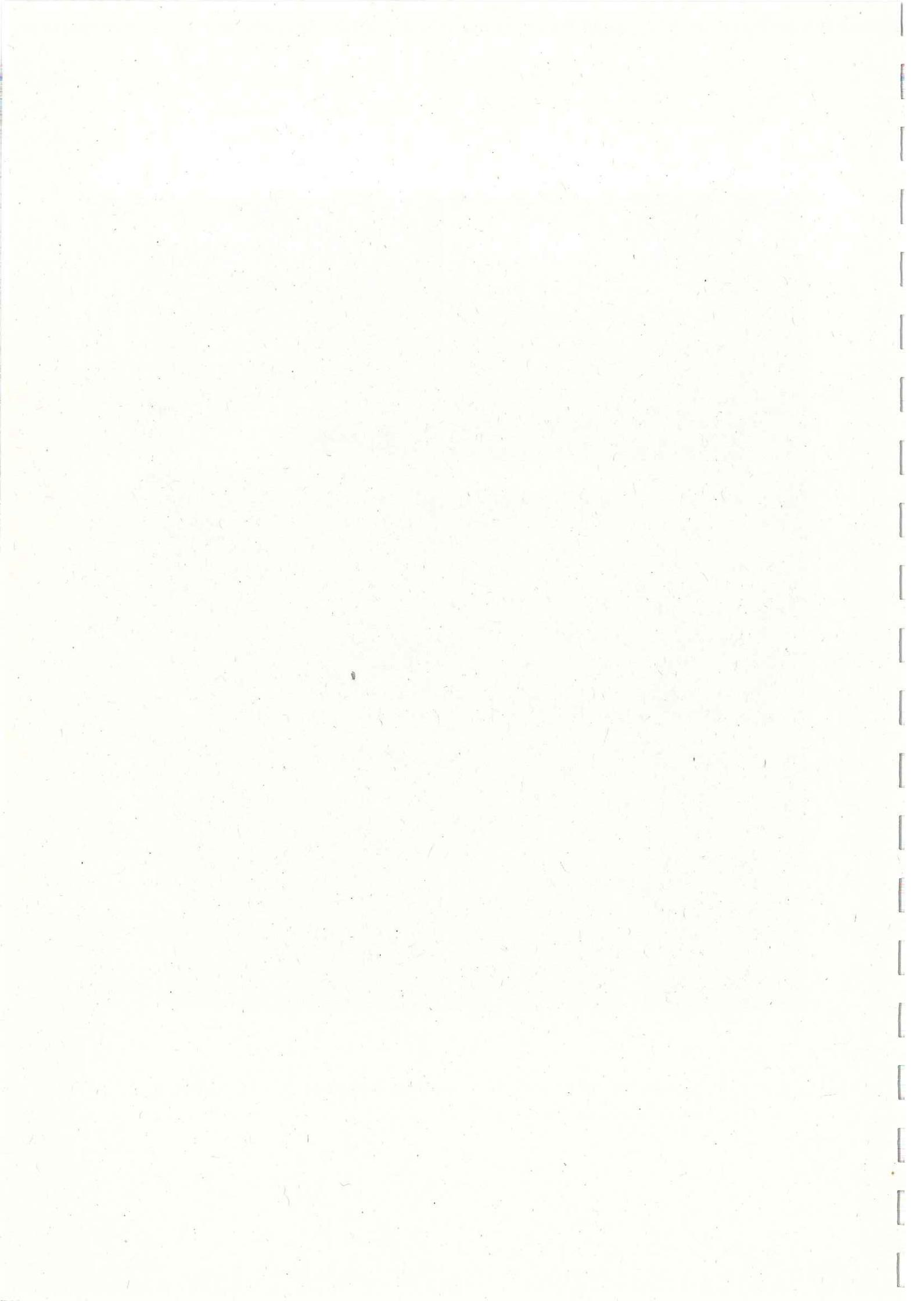


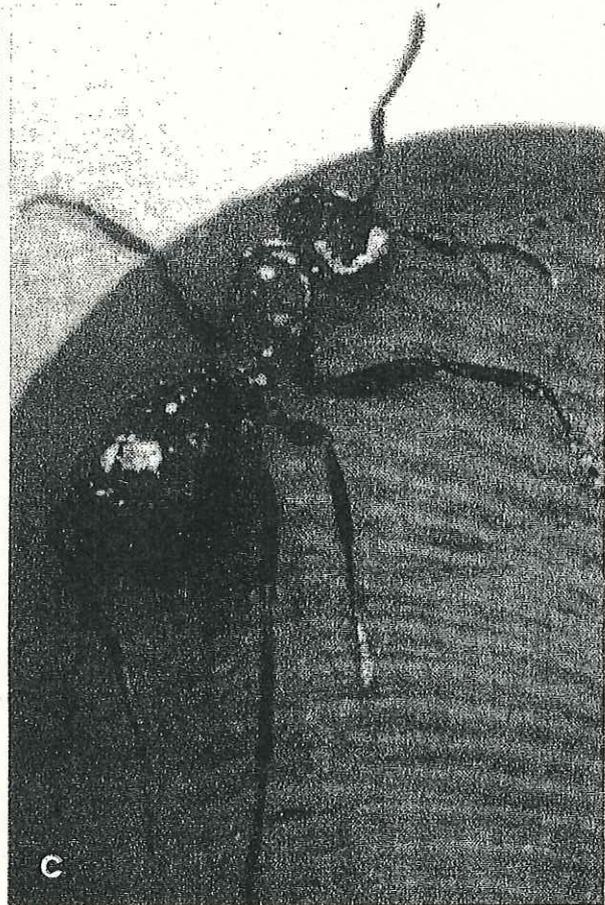
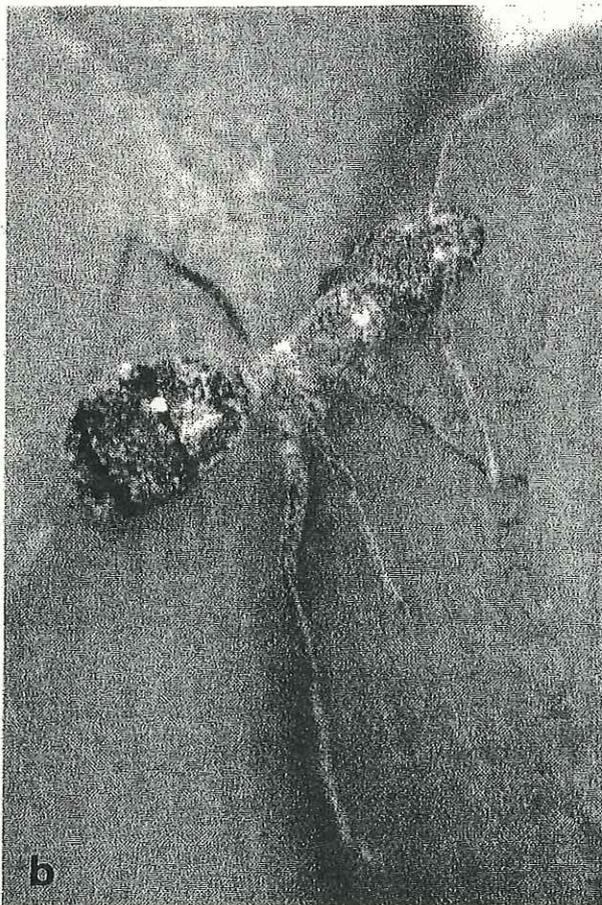
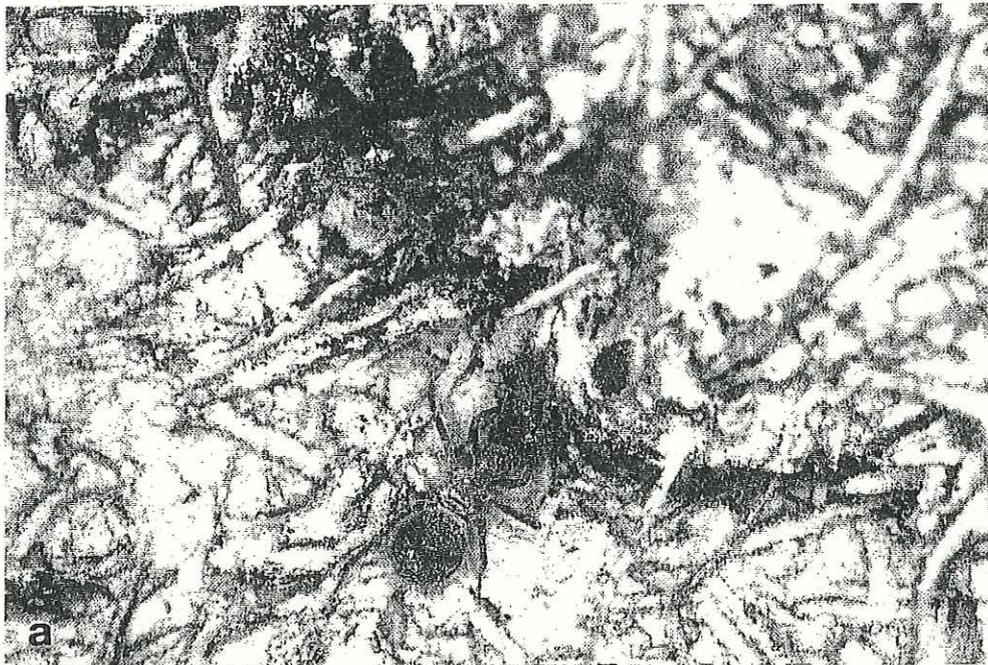
Tafel 1: Rasterelektronenmikroskopische Darstellung kontaminierter Oberflächen bei *Formica polyctena* (Först.)

- a Antennenspitze mit feinverteiltem Wellendolomit 0-0,09 mm zwischen Borsten- und Schuppensensillen.
- b Gelenk Gaster (Hinterleib) und Petiolussegment (Stiel-) in ventraler Ansicht mit mäßiger Belegung durch Wellendolomit 0-2 mm. Nicht nur die Funktion des Gelenks an sich, auch die beiden in Gelenknähe sichtbaren propriozeptiven Borstenfelder werden bei stärkerer Verkrustung vollkommen blockiert.
- c Mandibel mit Rosalablagerungen.
- d Übergang zwischen Stielschuppe (links) und dem Epinotum (rechts). Der schwarze Pfeilkopf markiert ein offenes Stigma auf dem Epinotum. Vor allem die Schuppenbasis ist durch Kalkablagerungen fest einzementiert.
- e Blick schräg auf die Ventralseite der Beinansätze mit starken Rosalablagerungen. Der Pfeilkopf zeigt auf eine Gelenkführung eines Coxalgelenks.
- f Gelenkführung eines Coxalgelenks ventral. Kalksplitter haben sich zwischen Umrandung und Gelenkhaut geschoben.

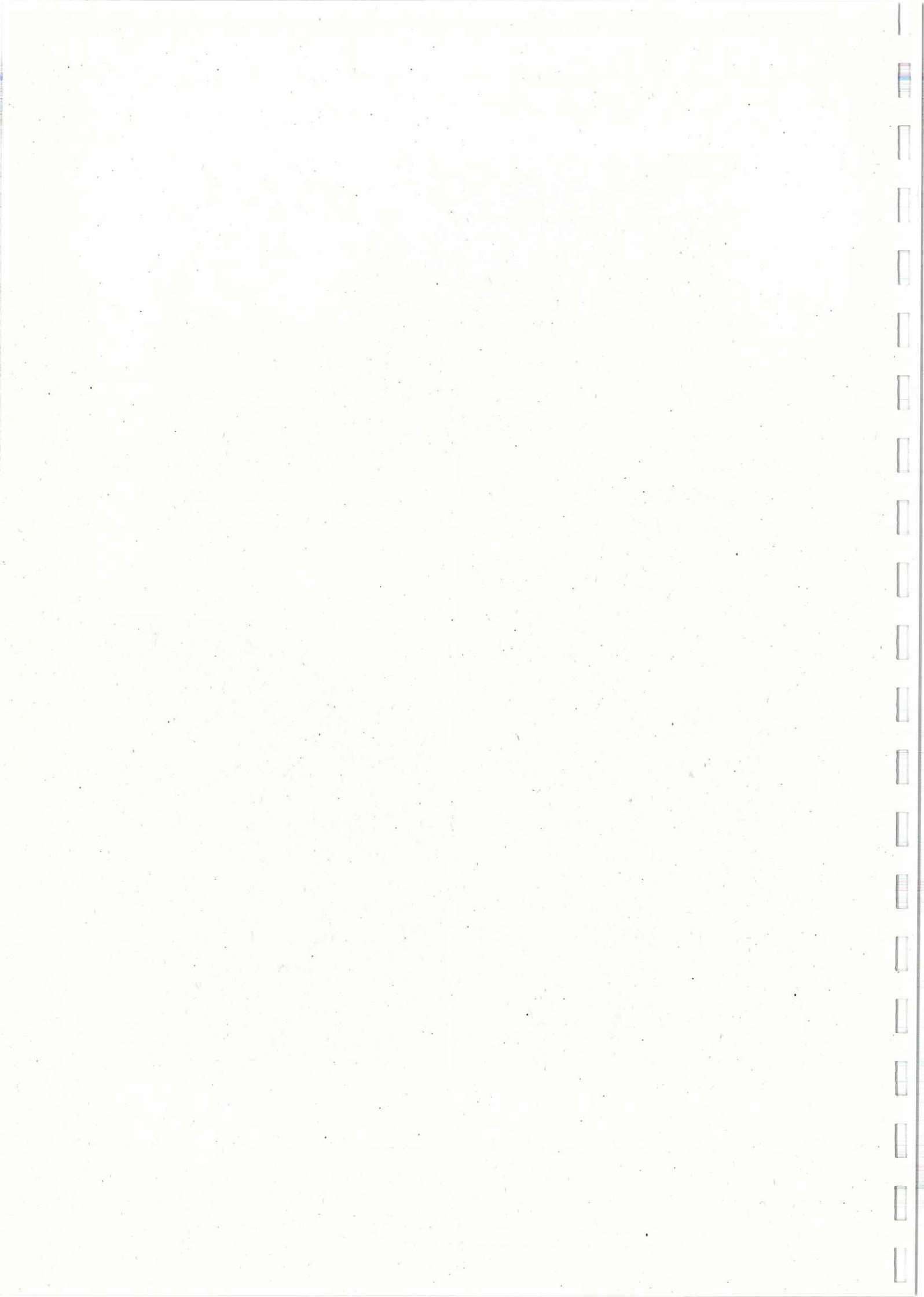


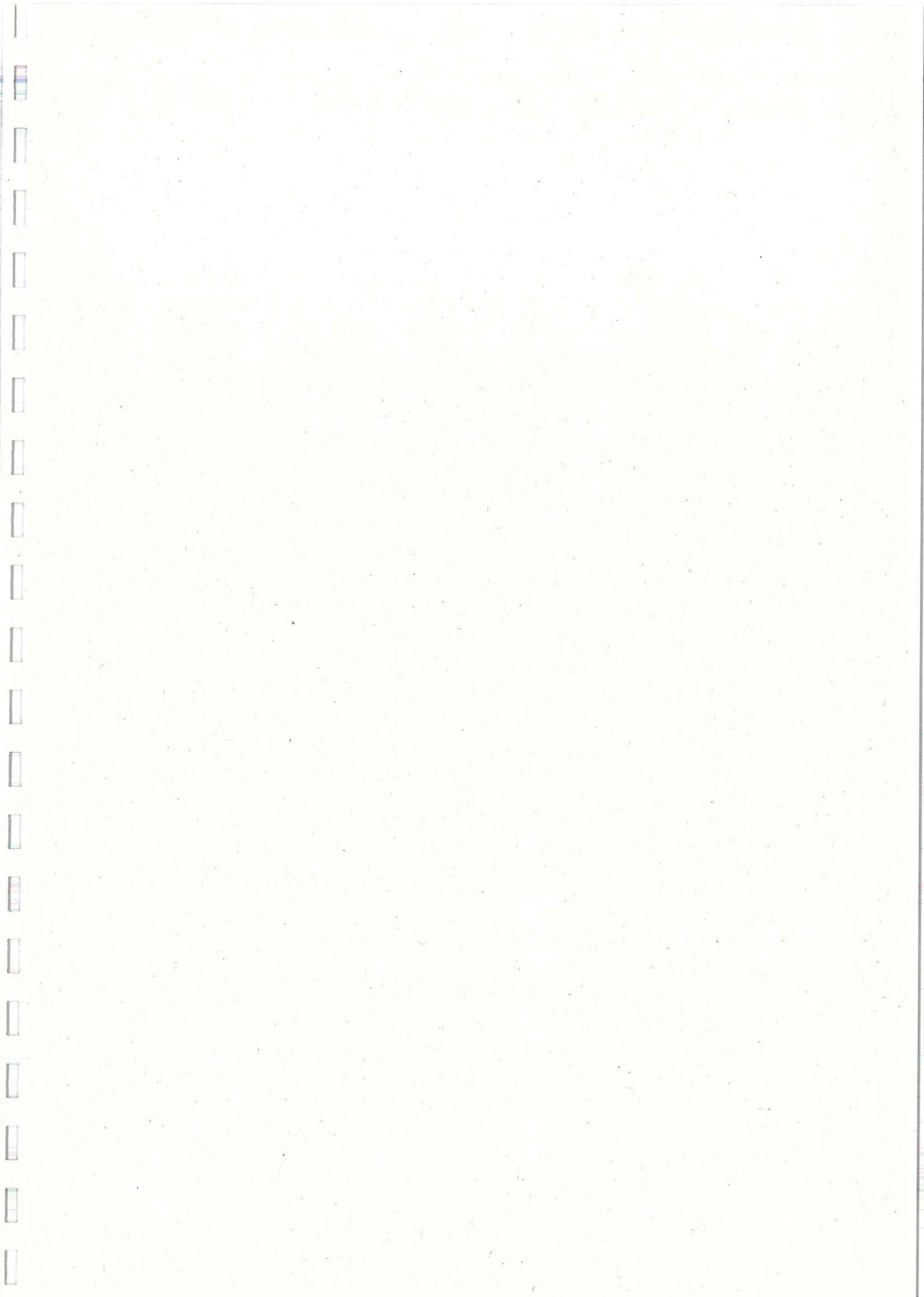
**Tafel 1:** Rasterelektronenmikroskopische Darstellung kontaminierter Oberflächen bei *Formica polycytena* (Först)





**Tafel 2:** a) Blick in ein Testformicar nach Bekalkung mit Wellendolomit 0-0,09 mm. An der im mittleren unteren Bildteil sichtbaren Ameise ist vor allem der gelenkige Stielbereich mit Schuppe von feinen Kalkablagerungen bedeckt.  
b) Mit Wellendolomit 0-2 mm bekalktes, nicht mehr überlebensfähiges Tier.  
c) Ameise mit feinen Rosaltropfen bedeckt.





Ansteigen der Raten, allerdings lieferte nur die Staubbekalkung mit Wellendolomit 0-2 mm eine signifikante Abweichung mit einer Steigerung auf 4,7 %/h. Leider standen nach der Behandlung mit Wellendolomit 0-0,09 mm infolge der hohen Mortalität nur wenige Einzeltiere zur Verfügung. Der aus 8 Werten errechnete Durchschnitt von 7,5 %/h läßt jedoch mindestens eine Verdopplung der normalen Transpirationsrate erwarten.

Bei einer ausreichenden Wasserversorgung der Ameisen sind die beschriebenen Steigerungen der Transpirationsraten, wenn 30 % Wasserverlust als unkritisch angesehen werden, insgesamt von geringer ökologischer Relevanz. Bei langandauernder Trockenheit kann die Erhöhung der Transpirationsrate jedoch zu einer merklichen Einschränkung des Aktionsradius führen. So könnte sich die Verweildauer in trockener Luft von 10 h für unbehandelte Ameisen auf < 5 h für kalkbestäubte Ameisen verringern. Berücksichtigt man dabei den mittleren Auslaufweg eines mittelstarken Nestes mit ca. 30-40 m am Boden und ebenso lang auf den Bäumen, so beträgt die wahrscheinliche Umlaufzeit 9-10 Stunden (HORSTMANN, 1974). Hinzu kommt der Zeitverlust durch das häufige Putzen und der oft beobachteten Gehbehinderung nach Kalkungsmaßnahmen. Demnach dürfte eine Verkürzung der Auslaufdauer insbesondere den Besuch der Trophobiosepartner in den Bäumen massiv beeinträchtigen. Da der Honigtau die wichtigste Nahrungsquelle der Waldameisen ist, wäre ein Rückgang der gesamten Waldameisenpopulation absehbar.

Untersuchungen der Transpirationsraten unbehauelter Ameisen zeigen, daß die Wasserdurchlässigkeit der Körperoberfläche weitgehend unabhängig von der Umgebungsfeuchte ist (COENEN-STASS, 1986; SIGAL & ARLIAN, 1982). Mit steigender Aktivität nimmt aber der Sauerstoffverbrauch zu und damit, bedingt durch längere Öffnungszeiten der Stigmen, auch der Wasserverlust. Dies liefert die Erklärung für die insgesamt leicht höheren Raten der gegenüber den Herbsttieren aktiveren Frühjahrstiere. Umgekehrt ist zu erwarten, daß die Transpirationsrate, vor allem wenn die Laufaktivität nach Staubbekalkung drastisch vermindert wird, abnimmt. Vermutlich wird dieser Effekt aber von der Wirkung feiner Stäube auf die Permeabilität der Cuticula mehr als kompensiert, so daß es rein Netto zu einem Anstieg der Transpiration kommt. Stäube, seien es Metallstäube oder amorphes Silikagel, können bei Insekten toxisch wirken, wenn sie neben der mechanischen Schädigung das molekulare Muster der äußeren Lipidschichten stören und zu einer Erhöhung der Permeabilität führen (GOWERS & LE PATOUREL, 1984; LE PATOUREL, 1986, LE PATOUREL et al., 1989, LE PATOUREL & ZHOU, 1990; CROGHAN & NOBLE-NESBITT, 1989, 1990; NOBLE-NESBITT, 1990). Eine solche Wirkung ist sogar erwünscht, wenn es um die Bekämpfung von Vorratsschädlingen geht. Mit Hilfe ausgebrachter Stäube soll die Wasserdurchlässigkeit der Körperoberfläche, etwa von Kornschädlingen, so drastisch erhöht werden, daß die

Tiere an Wasserverlusten zugrunde gehen. Je feiner die Partikelgröße, umso stärker erfolgt die Reaktion. Dies könnte für die schon von SCHMIDT (1986) und WINTER (1990) beobachtete Zunahme der schädigenden Wirkung durch feinere Kalkstäube bei Ameisen verantwortlich sein. Die von GOWERS & PATOUREL (1984) an dem Rüsselkäfer *Sitophilus granarius* nach Behandlung mit Silikagel beobachteten lang andauernden Putzbewegungen verschlechtern die Wasserbilanz zusätzlich. Dies dürfte auch für die Ameisen zutreffen, bei denen die weniger geschädigten Tiere ebenfalls längere Zeit mit der Reinigung beschäftigt sind.

#### 4.2 Respiration

Auch die Ergebnisse der Respirationmessungen rechtfertigen eine Trennung der Herbsttiere und Frühjahrstiere, da die Unterschiede durch eine Akklimatisierung an die Laborbedingungen nicht aufgehoben wurden (s.a. MAC KAY, 1982; MAC KAY & SASSMANN, 1984). Die Frühjahrstiere zeigten insgesamt eine höhere Aktivität, sichtbar in einer höheren Laufaktivität, ein Effekt, der sich durch eine Beregnung noch steigern ließ (Abb. 2). So liegt die mittlere Respirationsrate bei den Frühjahrstieren mehr als 20 %, bei den beregneten sogar um 45 % höher. Frühere Untersuchungen dienten meist der Ermittlung der Basalatemung, wobei auch mit CO<sub>2</sub>-betäubten Tieren gearbeitet wurde. Einige der bisher an *Formica*-Arten bestimmten Atmungsraten sind im folgenden aufgelistet:

Art	O <sub>2</sub> -Verbrauch in $\mu\text{l}/\text{mg}/\text{h}$	Bemerkungen
<i>Formica polyctena</i>	0,76	JENSEN, 1978
<i>Formica polyctena</i>	0,37	HOLM-JENSEN et al., 1980 Tiere mit CO <sub>2</sub> betäubt
<i>Formica polyctena</i>	0,84 - 1,22	Diplomarbeit WARTUSCH, 1991 Tiere mit mäßiger Bewegungsaktivität
<i>Formica rufa</i>	> 5	JENSEN & HOLM-JENSEN, 1980 Tiere laufaktiv
<i>Formica pratensis</i>	0,5 und 0,35	JENSEN, 1978

Die in dieser Arbeit ermittelten Respirationsraten stimmen gut mit den Literaturbefunden überein, ferner sind sie größenordnungsmäßig mit den aus allometrischen Gleichungen bestimmbaren Raten für Insekten mit entsprechender Körpermasse (PETERS, 1983) vergleichbar. Die in den Meßkäfigen zu beobachtende mäßige Bewegungsaktivität der Ameisen erklärt den leichten Anstieg der Raten gegenüber den niedrigen Werten der

Basalatmung. Es ist zu erwarten, daß die Tiere im Freiland noch weitaus höhere Raten zeigen.

Über Atmungsraten bekalkter Waldameisen liegen bisher noch keine Daten vor. Vergleicht man zunächst Herbst- und Frühjahrstiere miteinander, so zeigen erstere so gut wie keine Wirkung der Kalkung auf die Respirationsrate; die Abweichungen beim Wellendolomit 0-2 mm und Granulat gegenüber der Kontrolle sind minimal. Erst bei den aktiveren Frühjahrstieren ergaben sich beim Wellendolomit 0-2 mm signifikante Abnahmen in etwa bis auf das Niveau der Herbsttiere. Für das Granulat sind die Abweichungen zwar ebenfalls deutlich, aber nicht signifikant. Für Rosal ergab sich bei den unberechneten Frühjahrstieren nur ein geringer Effekt, bei den berechneten betrug die Abweichung zur Kontrolle sogar nur  $0,01 \mu\text{l}/\text{mg}/\text{h}$ . Im Falle der Staubbekalkung wurden die Schäden vermutlich bereits unmittelbar nach der Bekalkung wirksam, weshalb die nachfolgende Beregnung unwirksam blieb. Es ist offensichtlich, daß die Beregnung insgesamt eine stimulierende Wirkung auf die Aktivität der Ameisen ausübte. Aus den Ergebnissen der Staubbekalkung läßt sich nicht ableiten, ob es sich um direkte oder indirekte Schäden handelt. Denkbar wäre eine Reduktion der Respiration auf das Niveau der Basalatmung einfach dadurch, daß sich die staubbekalkten Tiere in den Meßgefäßen noch weniger bewegen als die unbehandelten. Dafür sprechen die Beobachtungen einer eingeschränkten Mobilität nach Staubbekalkung in den Formicarien. Dies wäre auch eine Erklärung für die niedrigeren Raten der Herbsttiere, die sich lokomotorisch inaktiver verhalten. Aus dem teilweise gegenläufigen Verhalten von Transpirations- und Respirationsraten kann man schließen, daß die Stigmenkontrolle durch die Behandlungen nicht beeinträchtigt wurde. Im Falle ständig geöffneter Stigmen wäre ein noch stärkerer Wasserverlust und eine Erhöhung der Respiration zu erwarten. Die Ergebnisse sprechen vielmehr dafür, daß der bei Staubanwendung beobachtete Anstieg der Transpiration durch die Erhöhung der cuticularen Permeabilität zustande kommt (s.a. SIGAL & ARLIAN, 1982).

Insgesamt ist die Spannweite der für alle Versuche berechneten Respirationsraten im unteren Bereich des bei Ameisen möglichen Potentials angesiedelt. Berücksichtigt man, daß bei laufenden Insekten eine Steigerung der Raten auf das 5- bis 10-fache stattfindet, dann wirkt sich eine Beeinträchtigung der Atmung sicherlich deutlicher aus, als es hier gezeigt werden konnte.

#### 4.3 Mortalitätsversuche

Die Mortalitätsversuche bestätigen im wesentlichen die Befunde von SCHMIDT (1986), was den Einfluß der Korngröße auf die Überlebensrate von *F. polyctena* betrifft. Betrachten wir die Ergebnisse der Herbsttiere, so bewirken beide verwendeten Staubkalke, Wellendolomit 0-0,09 mm 3 t/ha und 0-2 mm 3 t/ha eine vergleichsweise

hohe Gesamtmortalität, wobei die etwas gröbere Variante abgestuft reagiert, die feinere Variante bereits am ersten Tag nach der Kalkung eine sehr hohe Mortalität ( $\approx 60\%$ ) bewirkt. In der Summe überlebten bei den auf jeweils 5 oder 6 Tage angelegten Versuchen so gut wie keine Tiere. Im Einzelfall waren nach Behandlung mit Wellendolomit 0-0,09 mm 3 t/ha schon am ersten Tag nach der Kalkung alle Individuen tot. Sichtbares Zeichen für die durchgreifende Wirkung dieses Feinkalkes waren auch die heftigen Kämpfe, an denen sich ca. 50 % aller Tiere beteiligten und die häufig zum Tode eines Kontrahenten führten. Dies muß als Fehlverhalten gewertet werden, das wahrscheinlich durch die Blockierung und Ausschaltung von Sinnesfeldern, etwa der Chemorezeptoren auf den Antennen oder der zahlreichen propriozeptiven Sinnespolster ausgelöst wird. Es folgen im Schädigungsgrad (Gesamtmortalität) Rosal 3 t/ha (ca. 93 %), Rosal 1,8 t/ha (ca. 63 %) und Granulat 3 t/ha (ca. 56 %). Da die Gesamtmortalität der Kontrolle bei immerhin rund 50 % lag (Spannweite der Tagesmortalität zwischen 5,8 % und 12 %), ist das Granulat 3 t/ha zu bevorzugen; für Rosal 1,8 t/ha ist das Ergebnis ebenfalls noch vertretbar.

Ein vollständig verändertes Bild liefern die Mortalitätsstudien mit den Frühjahrstieren. Gegenüber der hier nur alleinig verwendeten Staubvariante Wellendolomit 0-2 mm 3 t/ha erreichten die übrigen Varianten einschließlich der Kontrolle in keinem Fall eine höhere Tagesmortalität als 6 %. An den meisten Tagen gab es überhaupt keine Ausfälle oder nur auf niedrigstem Niveau. Sonderversuche mit künstlicher Beregnung bzw. nachträglichem Aufsetzen der Tiere auf die Kalkungsflächen verstärkten diesen Befund. Die Beregnung senkte sogar beim Wellendolomit 0-2 mm 3 t/ha die Mortalitätsrate wie bei der Kontrolle auf 0 %, hingegen blieb sie beim Aufsetzversuch noch deutlich gegenüber den restlichen Varianten, wenn auch etwas abgeschwächt, bemerkbar (vgl. Abb. 6, 7 und 9). Über Gründe für die stärkere Resistenz der Frühjahrstiere gegenüber der Kontamination mit dem Kalk läßt sich nur spekulieren. Offenbar sind sie mit einer verbesserten Vitalität ausgestattet, was sich in der erhöhten Atmungsrate und gesteigerten Bewegungsaktivität niederschlägt. Dies kommt auch dem Putzverhalten zugute, das sogar Rosal-verklebte Tiere wieder reaktivieren läßt.

#### 4.4 Rasterelektronenmikroskopie

Die wenigen Aufnahmen, die bisher zur Verfügung stehen, decken zwar noch nicht das gesamte Schadensspektrum ab (eine tiefergehende Folgeuntersuchung ist z.Zt. in Bearbeitung), sie geben jedoch schon einen ersten Eindruck, wie massiv die Schäden an den Tieren auftreten können. Auch WINTER (1990) konnte bereits an wenigen Exemplaren ähnliche Schadsymptome mit Hilfe des Rasterelektronenmikroskops sichtbar machen. Das Eindringen feiner Partikel in die Gelenkspalten bis zu vollständiger Einzementierung beweglicher Körperteile, besonders im Stielbereich rufen für die Tiere

einen kaum zu bewältigenden Bewegungsstress hervor. Ein geordneter Bewegungsablauf ist nicht mehr gewährleistet. Werden dann auch noch durch Bedeckung und Verklebung wichtige Sinnesorgane außer Funktion gesetzt, kommt es zu völlig unkontrollierten Handlungsabläufen. Teilgeschädigte Tiere verwickeln sich zunehmend mit den Nestgenossen in Kämpfe mit tödlichem Ausgang. Durch systematisches Absuchen von 16 Tieren wurde ein erster Überblick über das Ausmaß der Schäden für die verschiedenen Kalksorten gewonnen. Regelmäßig die stärksten Schäden sind wiederum den beiden Staubvarianten zuzuschreiben, mit der größten Regelmäßigkeit und Intensität dem Wellendolomit 0-0,09 mm, während bei Granulat keine oder nur seltener solche beobachtet wurden. Rosal verhält sich intermediär und bildet dort dicke Verkrustungen, wo es in größeren Tropfen auf die Oberfläche gelangt. In solchen Fällen können auch die Stigmata völlig bedeckt werden, für die Tiere besteht dann keine Aussicht mehr zu überleben. Die Stäube lagern sich nicht nur an den Stigmenrändern ab, feinere Partikel dringen auch in die Öffnungen ein. Meistens waren die Öffnungen an den durchmusterten Tieren aber noch frei, so daß die Atmung gewährleistet zu sein schien. Für die Respirationmessungen wurden allerdings keine stark geschädigten oder sterbenden Tiere berücksichtigt. Da die Messungen keinen Hinweis für ein dramatisches Absinken der Respirationsrate lieferten, muß davon ausgegangen werden, daß diese Versuchstiere mehr oder weniger freie Stigmen besaßen. Schließlich erwiesen sich diejenigen Organe, deren Hauptaufgabe das Putzen ist, die Putzkämme, in zahlreichen Fällen selbst als so stark geschädigt, daß sie ihre eigentliche Funktion nicht mehr wahrnehmen können.

## 5. Zusammenfassung und Ausblick

Es wurden Teilpopulationen von Nestern der Kahlrückigen Waldameise *Formica polyctena* aus dem Waldgebiet Nordpfälzer Bergland ins Labor gebracht und in Hälterungsformicarien über mehrere Monate betreut. Die Bekalkungsversuche wurden anfänglich in Hälterungsformicarien, später in Testformicarien durchgeführt, die mit 30-40 Individuen besetzt wurden. Folgende in der forstlichen Praxis benutzte bzw. für Testzwecke verwendete Kalkformen wurden eingesetzt: Wellendolomit, Korngröße 0-0,09 mm, 3 t/ha; Wellendolomit, Korngröße 0-2 mm, 3 t/ha (leicht erdfeucht, bei 25 % < 0,09); Dolomit Granulat (5 % Staubanteil aus Abrieb); Dolomit Suspension (Handelsname Rosal) ohne Düngezusatz (0-0,09 mm Korngröße in Wasser) 1,8 t/ha oder 3 t/ha. Mit Hilfe einer registrierenden Ultramikrowaage wurden Messungen zur Transpiration durchgeführt. Die ermittelten Raten wurden als prozentuale Abnahme der in den Tieren befindlichen Wassermasse berechnet. Als Ergebnis konnte eine Tendenz zu

einer schnelleren Wasserabgabe nach der Kalkbehandlung festgestellt werden, wobei die beiden Staubvarianten am stärksten reagieren. Die Bilanzierung für den Wasserhaushalt ergab, daß im Falle längerer Trockenperioden eine Gefährdung der auf Wasserzufuhr angewiesenen Ameisen nach einer Kontamination mit Stäuben eintreten kann, indem sich die potentielle Aufenthaltsdauer in trockener Luft drastisch verringert. Frühjahrstiere zeigten gegenüber Herbsttieren ebenfalls eine Tendenz zu höherer Wasserabgabe, doch erwiesen sich die Unterschiede als nicht signifikant. Mit Hilfe einer elektronisch gesteuerten Warburg-Apparatur wurde ferner die Respirationsrate bestimmt. Messungen stark geschädigter Tiere und solcher, die als sterbend erkannt wurden, gingen jedoch nicht in die Wertung ein. Für die unbehandelten Frühjahrstiere ergaben sich z.T. signifikant höhere Raten, die mit Kalkstaub behandelten Tiere zeigten hingegen eine signifikante Absenkung der Raten. Eine Blockade der Stigmata ist bei diesen Tieren jedoch nicht anzunehmen. Insgesamt lagen die Raten geringfügig über den aus der Literatur bekannten Werten für den Ruhestoffwechsel, was mit der leichten Bewegungsaktivität der Tiere während der Messungen zu begründen ist. Es wurde diskutiert, daß sich die Atmungssituation bei stark bewegungsaktiven Tieren, deren Respirationsrate um ein Mehrfaches höher liegt, unter natürlichen Bedingungen nach Staubbekalkung drastischer verschlechtern könnte, als aus den Laborversuchen erkennbar. Zur Bestimmung der Mortalität wurden 13 Versuchsserien mit je vier Einzelserien à 30-40 Tieren durchgeführt. Die Auswertung der Einzelserien lieferte sehr konträre Ergebnisse, was das Verhalten gegenüber den Kalkvarianten betrifft. Die Berechnung der durchschnittlichen Gesamtmortalität zeigte ein etwas eindeutigeres Bild. Herbst- und Frühjahrstiere unterscheiden sich beträchtlich in ihrer Reaktion gegenüber den Kalken. Erstere erwiesen sich, die Kontrolltiere eingeschlossen, als deutlich empfindlicher. Bei den Staubvarianten betrug die Mortalität nahezu 100 %, bei Granulat nur 56 % (Kontrolle 52 %). Rosal zeigte ein intermediäres Verhalten. Die Frühjahrstiere verhielten sich, die Staubvariante ausgeschlossen, nahezu unempfindlich gegenüber der Kalkung. Mit Hilfe des Rasterelektronenmikroskops wurde versucht, Schwerpunkte der Kalkschäden an der Oberfläche der Tiere aufzuzeigen.

Als Fazit läßt sich aus den Ergebnissen ableiten, daß das zeitige Frühjahr für die Ausbringung von Puffersubstanzen günstiger als der Herbst ist, sofern für die Maßnahmen nur die Übergangszeit zur Verfügung steht. Die beste Zeit für Waldkalkungen bleibt aus zoologischer Sicht jedoch immer noch die vegetationsfreie Zeit, wenn die freilebende und epigäische Kleinfafa an geschützten Stellen überwintert. Dem Granulat ist eindeutig der Vorzug zu geben, Rosal in niedriger Konzentration dürfte zumindest für Spezialanwendungen ebenfalls geeignet sein. Von einer Ausbringung von Stäuben wird dringend abgeraten, da für die Kleinfafa große Schäden im Freiland zu befürchten sind, deren exakte Bilanzierung in letzter Konsequenz nicht gewährleistet ist.

Auch wenn die Bewertung einzelner Parameter ein eher abgeschwächtes Bild möglicher Schädwirkungen zeichnet, so können die Auswirkungen durch synergistische Effekte dennoch beträchtlich sein.

### Summary

Parts of populations of *Formica polyctena* were brought in the laboratory and investigated. After liming with different substances measurements about transpiration were made. The result was a tendency to a quicker water loss after liming treatment. Variants with very fine particle size fractions reacted most strongly. The balance for the water economy showed, that in case of longer droughts after contamination with dust an endangering of the ants dependent of water supply happen by drastic decrease of the potential duration of staying in dry air. In opposite to autumn animals spring animals show equally a tendency for higher water loss, but the differences proofed not to be significant. The respiration of the ants was also determined. For untreated spring animals partially significant higher respiration rates were observed, in contrast with lime treated animals did not show a significant decrease of the rates. A block of the stigmata cannot be supposed with these animals. In order to determine the mortality test series were realized. The evaluation of these series showed very contrary results concerning the behaviour towards the lime variants. Autumn animals proofed more sensitive. With finely ground material the mortality was nearly 100 %, with lime granulates only 56 % (control 52 %). Excluding the variant with fine material the spring animals behaved almost insensitive towards liming. With the help of an electron microscope it was tried to show the priorities of lime damages at the surface of the ants.

From the results can be summed up, that the early spring is more favorable for the distribution of buffer substances than autumn. From the zoological point of view the best time for forest liming is the winter period. Priority should be given to lime granulates.

## 6. Literatur

BUSCHINGER, A., 1989a: Bodenschutzkalkung im Wald: Wann und Wie?. Die Waldameise, 2, 59-61.

BUSCHINGER, A., 1989b: Und nochmals zum Thema Waldkalkung. Die Waldameise, 2, 83.

BUSCHINGER, A., 1990: Waldkalkung: Empfehlungen aus zoologischer Sicht. Forst und Holz, 14, 408-409.

COENEN-STASS, D., 1986: Investigations on the water balance in the red wood ant, *Formica polyctena* (Hymenoptera, Formicidae): workers, their larvae and pupae. Comp. Biochem. Physiol., 83A, 141-147.

CROGHAN, P.C. & NOBLE-NESBITT, J., 1989: A note on the diffusion of water across oil and wax layers and insect cuticles. J. exp. Biol., 143, 537-541.

CROGHAN, P.C. & NOBLE-NESBITT, J., 1990: Control of cuticular water permeability in insects. J. exp. Biol., 149, 505-510.

EISENBEIS, G. 1983: Kinetics of transpiration in soil arthropods. - In: Lebrun, Ph. et al.: New Trends in Soil Biology. pp. 626-627, Proc. VIII. Int. Coll. Soil Zoology, Louvain-La-Neuve 1982, Dieu-Brichart, Ottingnies-Louvain-La-Neuve.

EISENBEIS, G. 1987: Ökophysiologische Untersuchungen an Bodenarthropoden unter Berücksichtigung des Mikroklimas, der allometrischen Beziehung Körperoberfläche - Körpermasse und des Wasserhaushalts. - Habilitationsschrift, Bd. I, 612 S., Fachbereich Biologie, Mainz.

EISENBEIS, G. & WICHARD, W., 1985: Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden. - G. Fischer, Stuttgart, New York.

GÖSSWALD, K. & KLOFT, W., 1960: Untersuchungen mit radio-aktiven Isotopen an Waldameisen. Entomophaga, 5, 33-41.

GOWERS, S.L. & LE PATOUREL, G.N.L., 1984: Toxicity of deposits of an amorphous silica dust on different surfaces and their pick-up by *Sitophilus granarius* (L.) (Coleoptera: Curculionidae). J. Stored Prod. Res., 20, 25-29.

HOLM-JENSEN, I., JENSEN, T.F., & NIELSEN, M.G., 1980: The influence of temperature upon the rate of CO<sub>2</sub>-production in enflurane anaesthetized worker ants of *Formica rufa* L. Insectes soc., 27, 180-185.

HORSTMANN, K., 1974: Die Umlaufzeit bei den Außendienstarbeiterinnen der Waldameisen (*Formica polyctena* Foerster). *Waldhygiene*, 10, 241-246.

JENSEN, T.F., 1978: Annual production and respiration in ant populations. *Oikos*, 31, 207-213.

JENSEN, T.F. & HOLM-JENSEN, I., 1980: Energetic cost of running in workers of three ant species, *Formica fusca* L., *Formica rufa* L. and *Camponotus herculeanus* L. (Hymenoptera, Formicidae). -

KIRCHNER, W., 1964: Jahreszyklische Untersuchungen zur Reservestoffspeicherung und Überlebensfähigkeit adulter Waldameisenarbeiterinnen (Gen. *Formica*, Hym., Formicidae). *Zool. Jb. Physiol.*, 71, 1-72.

LE PATOUREL, G.N.J., 1986: The effect of grain moisture content on the toxicity of a sorptive silica dust to four species of grain beetle. *J. Stored Prod. Res.*, 22, 63-69.

LE PATOUREL, G.N.J., SHAWIR, M. & MOUSTAFA, F.I., 1989: Accumulation of mineral dusts from wheat by *Sitophilus oryzae* (L.) (Coleoptera: Curculionidae). *J. Stored Prod. Res.*, 25, 65-72.

LE PATOUREL, G.N.J. & ZHOU, J.J., 1990: Action of amorphous silica dusts on the German cockroach (*Blattella germanica*) (Orthoptera: Blattidae). *Bull. Ent. Res.*, 80, 11-17.

LENZ, R. & HABER, W., 1990: Kritische Anmerkungen zur Forstdüngung aus landschaftsökologischer Sicht. - *Natur und Landschaft*, 65 (7/8), 382-387.

MACKAY, W.P., 1982: An altitudinal comparison of oxygen consumption rates in three species of *Pogonomyrmex* harvester ants (Hymenoptera, Formicidae). *Physiol. Zool.*, 55, 367-377.

MACKAY, W.P. & SASSMANN, C.A., 1984: Paradoxical acclimation and seasonal comparisons of oxygen consumption rates in three species of *Pogonomyrmex* harvester ants (Hymenoptera, Formicidae). *J. Comp. Physiol B*, 154, 399-407.

NOBLE-NESBITT, J., 1990: Insects and their water requirements. *Interdisc. Sci. Rev.*, 15, 264-282.

PETERS, R.H., 1983: *The Ecological Implications of Body Size*. Cambridge University Press, Cambridge.

SACHS, L., 1984: *Angewandte Statistik*. - Springer, Berlin.

SCHMIDT, M., 1988: Laborversuche über Auswirkungen staubförmiger Kalkdünger auf die Kahlrückige Waldameise, *Formica polyctena* Först. (Hym., Formicidae). Anz. Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz, 59, 29-34.

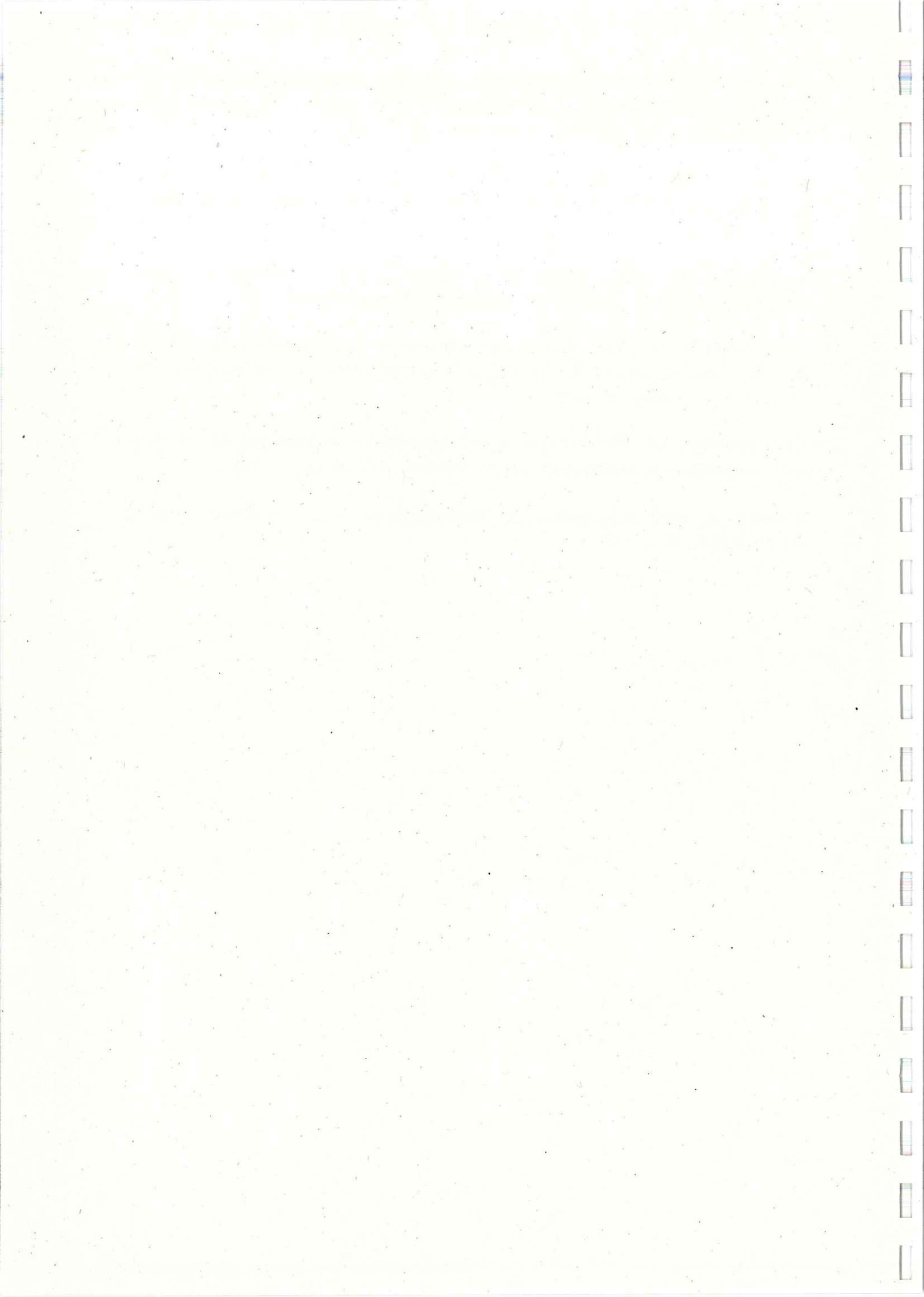
SIGAL, M.D. & ARLIAN, L.G., 1982: Water balance of the social insect *Formica exsectoides* (Hymenoptera, Formicidae) and its ecological implications. *Physiol. Zool.*, 55, 355-366.

WARTUSCH, T., 1991: Einfluß der Bodenkalkung auf die Physiologie sozialer bodenlebender Insekten. Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.

WELLENSTEIN, G., 1990a: Waldbewohnende Ameisen ihre Bedeutung, ihre Biologie, ihre Hege und ihr Schutz. Vereinigung der Landesverbände der Ameisenschutzwerke e.V., 47 S., 2. Auflage, Kempten.

WELLENSTEIN, G., 1990b: Kritische Stellungnahme zur Waldkalkung aus der Sicht des Forstzoologen. Erfahrungen aus Laborversuchen. *AFZ*, H. 30-31, 794.

WINTER, K., 1990: Auswirkungen der Waldkalkung auf oberirdisch lebende Insekten. *Forst und Holz*, H. 6, 148-151.



# Einfluß der forstlichen Bodenkalkung auf die Laufaktivität der Roten Waldameise *Formica rufa* L. (Hym., Formicidae) im Wuchsbezirk Nordpfälzer Bergland

- Zwischenbericht -

Wolfgang Rohe & Gerhard Eisenbeis<sup>1, 2, 3</sup>

**Keywords:** *Formica rufa* L., Rote Waldameise, Waldkalkung, Kalkungsexperimente, Laufaktivität, Simultanmessungen

## 1. Einleitung

Ein wichtiger Parameter für die Beurteilung der Vitalität von Ameisen ist ihre Laufaktivität. Bei den 'Außendienst'-Waldameisen steigert sich diese im Frühjahr während der zweiten Sonnungsphase, meist in der letzten Aprilhälfte. Innerhalb von ca. 14 Tagen steigt die im wesentlichen temperaturabhängige Laufaktivität, die sich aus den Komponenten des Aus- und Einlaufs zusammensetzt, auf die übliche Höhe an. HORSTMANN (1970) wies in diesem Kontext auf die Unabhängigkeit zwischen Schwankungen im Nahrungseintrag und der Laufaktivität hin. Von Anfang September bis Anfang November sinkt die Anzahl der auslaufenden Arbeiterinnen allmählich, und die Tiere gehen in die Winterruhe (HORSTMANN, 1972). Die Auslaufaktivität am Tage kann schon bei 6-8 °C beginnen (WELLENSTEIN, 1953). Die bei Sonnenaufgang vermehrt auslaufenden Tiere kommen überwiegend am frühen Vormittag zurück (HORSTMANN, 1974). Im Tagesverlauf erreicht die Differenz zwischen Aus- und Einlauf, etwa gegen Sonnenaufgang, ein Maximum, sowie 4-6 Stunden später ein Minimum. Schon bei schwachem Regen oder nach einem Regen kommen Ein- und Auslauf weitgehend zum Stillstand (HORSTMANN, 1970). Für den Zeitpunkt der Erhebung von Laufaktivitätsdaten eignen sich am besten die warmen Stunden des Nachmittags bei trockener Witterung, um hohe Aktivitätswerte mit geringer Differenz zwischen Ein- und Auslauf zu erhalten.

<sup>1</sup> Kontaktadresse: Privatdozent Dr. Gerhard Eisenbeis & Dr. Wolfgang Rohe, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Saarstr. 21, D-6500 Mainz

<sup>2</sup> Im Freiland half eine Vielzahl von Mitarbeitern bei den Simultanmessungen. Ihnen sei herzlich gedankt, insbesondere Frau U. Kasuch.

<sup>3</sup> Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten in Mainz sowie der Forstlichen Versuchsanstalt in Trippstadt für die Unterstützung der Arbeit.

Bei Berücksichtigung aller Umwege und Aufenthalte kann man die durchschnittliche Laufgeschwindigkeit von *Formica polyctena*-Arbeiterinnen (bei 15 °C) mit rund 16 m/h angeben (HORSTMANN, 1974). Dabei zeigen sie eine hohe Orts- und Arbeitsstetigkeit (HORSTMANN, 1973). Dies erlaubt, an derselben Ameisenstraße wiederholt Messungen durchzuführen.

Die vorliegenden Ergebnisse der Freilandversuche sollen eventuelle Schädigungen durch forstliche Puffersubstanzen an Waldameisen und Möglichkeiten zur Schadensminimierung aufzeigen. Gerade Ameisen als laufaktive Oberflächenbewohner sind durch staubartige Substanzen im forstlichen Anwendungsbereich potentiell gefährdet. Als Versuchsvölker wurden *Formica rufa*-Nester gewählt, da sie keine polydomen Kolonien bilden, wie z.B. *Formica polyctena* (Foerst.). Der bei der Kahlrückigen Waldameise übliche Austausch von Arbeiterinnen zwischen den Nesthügeln hätte einen Vergleich zwischen den bekalkten Nestern und den Kontrollnesthügeln verhindert. Die Ergebnisse dürften allerdings für beide Species Gültigkeit besitzen, da sie nahe miteinander verwandt sind. Grundlegende Unterschiede im Laufverhalten zwischen den beiden Arten sind nicht bekannt.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Charakteristik der Untersuchungsfläche

Die Freilandversuche wurden im Stadtwald Kirchheimbolanden (Forstamt Kirchheimbolanden <sup>4</sup>: Distr. III Natterbrunnen, MTB 6313) in der Abteilung Hauptquartier an *Formica rufa*-Nestern durchgeführt. Die Untersuchungsfläche umfaßte die Unterabteilungen b<sup>3</sup> und c<sup>2</sup>. In beiden sind geologisch Rhyolithverwitterungsböden anzutreffen. Die Höhe beträgt 380-400m ü NN. Die südlich (von SO bis SW) exponierte trockene Fläche mit Lehm als Bodenart, ist schwach geneigt (0-7°).

Der Baumbestand in beiden Unterabteilungen setzt sich hauptsächlich aus Eichen und europäischen Lärchen zusammen. In c<sup>2</sup> betrug das Baumalter 101 Jahre, in b<sup>3</sup> waren die Lärchen gleichaltrig. Zwischen den 81-jährigen Eichen und Kiefern fanden wir als Unterstand ebenso alte Birken und Hainbuchen.

In beiden Unterabteilungen trafen wir zahlreiche *Formica rufa*-Nester in hoher Dichte an. Weitere Waldameisen aus der *Formica rufa*-Gruppe wurden nicht festgestellt. Die Artdetermination erfolgte nach KUTTER (1977).

---

<sup>4</sup> Wir danken Herrn Forstamtsleiter Laubscher und seinen Mitarbeitern vom Forstamt Kirchheimbolanden für ihre Unterstützung.

Für die Versuchszeiträume 1990 und 1991 wurden je sechs *Formica rufa*-Nester in Sicht- und Rufweite ausgewählt. Alle Nester waren voll beschattet durch den Bestand aus Eichen und europäischer Lärche. Die Bodenbedeckung im Umkreis von ca. 20 m der untersuchten Nester enthielt immer Baumnadeln, Laub, Gräser und Baumstümpfe. Alle untersuchten Nester waren natürlich entstanden und ohne anthropogenen Nestschutz. Sie zeigten eine gute Vitalität (optisch geschätzt nach Belaufstärke und Nestumfang sowie -höhe).

## 2.2 Simultane Laufaktivitätsmessungen

In den Jahren 1990 und 1991 wurden je 4080 und 4920 Messungen (Minutenintervalle) durchgeführt.

Die Annäherung zu den Nesthügeln geschah unter besonderer Berücksichtigung der Ameisenstraßen, d.h. es wurde beobachtet und dann vorsichtig der Belaufsbereich gemieden. Ein Angriffsverhalten durch die Arbeiterinnen konnte dadurch verhindert werden. Der Verlauf der Ameisenstraßen veränderte sich nicht während der Beobachtungszeit in der Vegetationsperiode (mit einer Ausnahme: Nest 3/1991 nach Staubbekalkung). Die in der Einleitung angesprochene Ortsstetigkeit ist demnach zu bestätigen. Forstliche Kalamitäten oder die nestnahe Ablagerung von für Ameisen verwertbaren anthropogenen Abfalls wurden nicht beobachtet. Der Eintrag bei allen Nestern zeigte keine Auffälligkeiten.

Mit zwei Handzählern wurden gleichzeitig in Intervallen von je einer Minute alle aus- und einlaufenden Arbeiterinnen auf der am stärksten frequentierten, nestnahen Ameisenstraße (ca. 2 m vom Nest entfernt) am Waldboden erfaßt. Simultan erfolgte die Messung durch eine weitere Person an dem jeweiligen Kontrollnest. Dadurch ist der gemessene Wert im Vergleich unabhängig von der Tageszeit und der Temperatur. Der Beginn und das Ende der Zählung geschah durch Zuruf. Beide Beobachter konnten somit optisch ungestört die Arbeiterinnenanzahl ermitteln. Vor Versuchsbeginn erfolgten einige Probezählungen an Ameisenhügeln außerhalb der Versuchsfläche. Diese Vorlaufphase wurde bis zur Übereinstimmung der Zählergebnisse geübt.

Bei Störungen der Laufaktivität auf der Ameisenstraße durch andere Insektenarten wurde die Zählung unterbrochen, bis sich der Belauf (nach ca. 10 Minuten) wieder normalisierte. Der Zähler hatte ca. 1,5 m Abstand zur Ameisenstraße. Ein Drohen in Richtung des Beobachters war nicht feststellbar. Nach zehn Versuchsserien wurde der Standort gewechselt. Alle gewonnenen Daten wurden untereinander verglichen. Zum weiteren Versuchsablauf wurden Nestpaare mit vergleichbarer Belaufstärke gebildet.

## 2.3 Bekalkung

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Bekalkung der Nester für die erste Versuchsphase:

Nest 2:	<u>Wellendolomit</u>	Korngröße 0 - 0,09 mm, 3 t/ha	27.IX.1990
Nest 5:	<u>Dolomit Granulat</u>	Korngröße (Sekundärgrana) 3 mm, $d_{\min-max}$ 1 - 6 mm, 3 t/ha (Staubanteil aus Abrieb $\leq 5\%$ )	27.IX.1990
Nest 3:	<u>Dolomit Suspension</u>	Korngröße in Wasser 0 - 0,09 mm, 1,8 t/ha oder 3 t/ha (Handelsname Rosal, ohne Düngezusatz)	5.I.1990

Die Nester 2 und 5 zeigten den üblichen Arbeiterinnenbelauf unmittelbar vor der Kalkung. Auf der schneefreien Nestoberfläche von Nest 3 befand sich keine Ameise bei der Applikation. Die Bekalkungen erfolgten um die Tagesmitte bei trockener Witterung. Es wurde immer eine Fläche von 10 m<sup>2</sup> behandelt. Darin lag das Nest und die am stärksten belaufene Ameisenstraße mit dem Messpunkt (Tafel 1). Für alle Kalk-Varianten wurden vorher Auskünfte über die fachmännische Ausbringung bei Forstbeschäftigten und Zwischenhändlern eingeholt. Anhand von Bildmaterial konnte die übliche Praxis nachvollzogen werden. Die Staub- und Granulatapplikation erfolgte per Hand. Dabei konnte eine gleichmäßige Bekalkung der Versuchsfläche erreicht werden. Die Rosal-Suspension wurde mit Hilfe einer modifizierten Gießkanne ausgebracht.

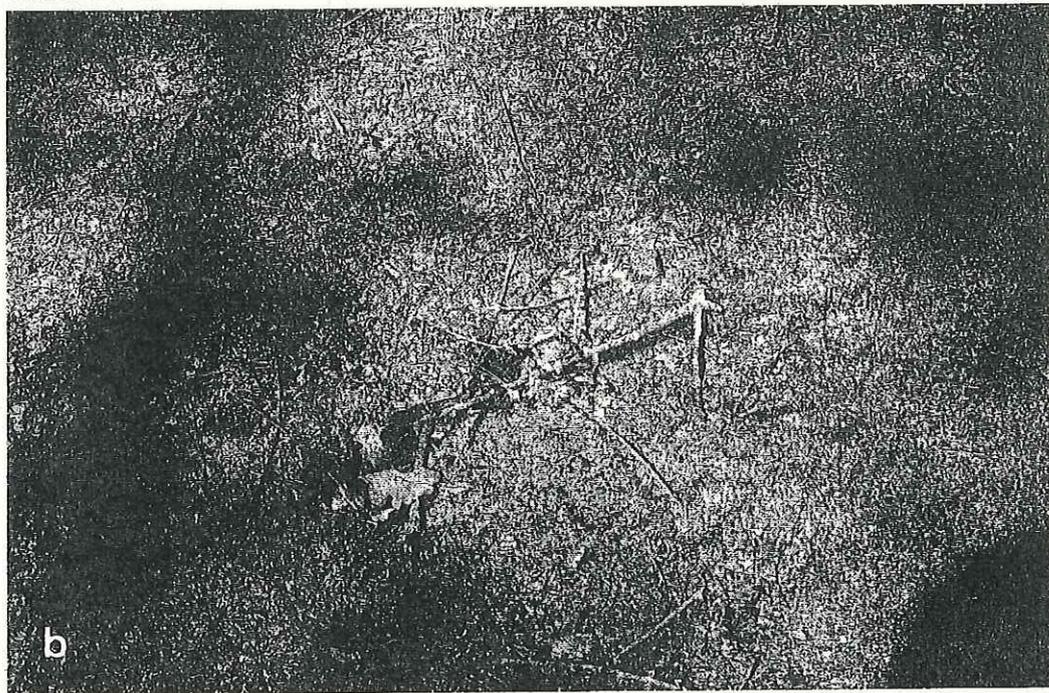
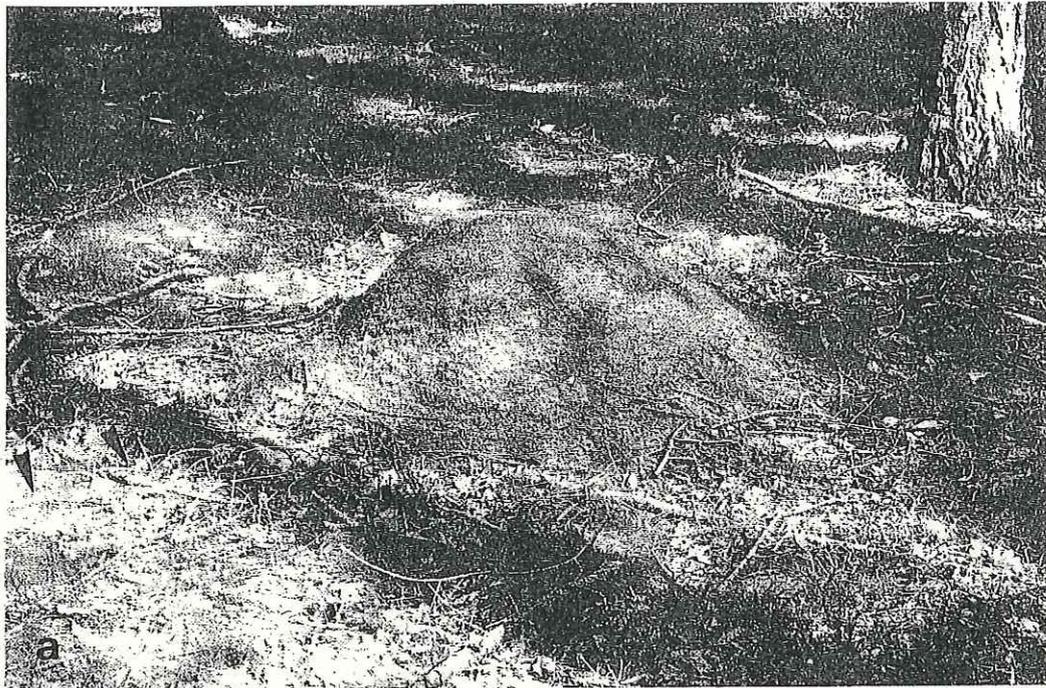
Auffällige Verhaltensänderungen der freilaufenden Arbeiterinnen nach der Applikation wurden dokumentiert.

Die simultanen Laufaktivitätsmessungen erfolgten nach den Bekalkungen an einem unbehandelten und an einem bekalkten Nest. Es wurden Nest 1 mit Nest 2 sowie Nest 5 mit Nest 6 verglichen. Die Meßphase erstreckte sich vom 18. IX. bis 17. X. 1990. Die Erhebung der Daten erfolgte bei trockenwarmer Witterung zwischen 10<sup>37</sup> und 17<sup>31</sup>, meist jedoch um die Mittagszeit.

Zwischen den Untersuchungsphasen, in der vegetationsfreien Zeit, wurden die Versuchsflächen in monatlichen Abständen aufgesucht, um Schäden an den Nesthügeln durch Spechte, Mäuse, Menschen und Schwarzwild zu dokumentieren.

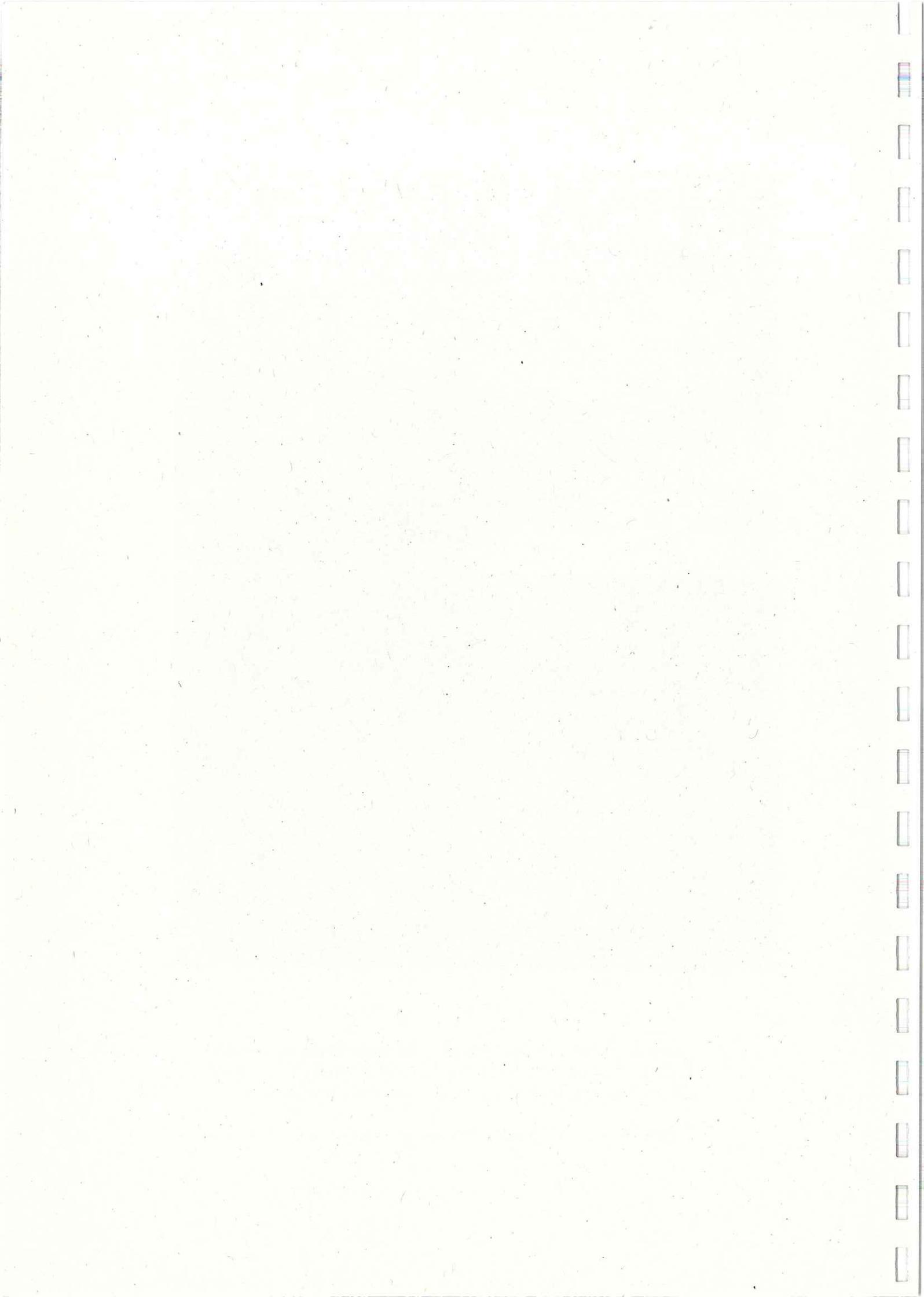
Nach der ersten Untersuchungsphase zogen alle Nester um. So mußten für die späteren Versuche neue Nester ausgewählt werden, das Untersuchungsgebiet wurde jedoch beibehalten.

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Bekalkung der Nester für die zweite Versuchsphase:



Tafel 1 a *Formica rufa*-Nesthügel kurz nach der Staubbekalkung (10 m<sup>2</sup>) in der Versuchsphase 1990. Zwischen den beiden Pfeilen lag der Meßpunkt auf der belauftsstärksten Ameisenstraße am Waldboden.

b *Formica rufa*-Nesthügeloberfläche kurz nach der Staubbekalkung.



Nest 3:	<u>Wellendolomit</u>	Korngröße 0 - 0,09 mm, 3 t/ha	19.VIII.1991
Nest 6:	<u>Dolomit Granulat</u>	Korngröße (Sekundärgrana) 3 mm, $d_{\min-\max}$ 1 - 6 mm, 3 t/ha (Staubanteil aus Abrieb $\leq 5\%$ )	20.VIII.1991

Die Applikation geschah in gleicher Weise wie im Jahr zuvor. Als Nestpaare im Versuchsablauf ergaben sich Nest 2 und 3 sowie Nest 5 und 6. Die Messungen dauerten vom 16. VIII. bis 7. IX. 1991. Die Erhebung der Daten erfolgte bei trockenwarmer Witterung zwischen 10<sup>00</sup> und 17<sup>10</sup>, meist jedoch um die Mittagszeit.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Erste Versuchsphase - 1990

##### 3.1.1 Vorlaufuntersuchungen

In den Vorlaufuntersuchungen wurde erstmals die simultane Laufaktivität zwischen allen möglichen Nestkombinationen ermittelt, um die jeweils günstigsten Paarungen für die Versuche herauszufinden. Angestrebt wurde eine annähernd gleiche absolute Belaufstärke (Ein- und Auslauf) mit mehr oder weniger parallelem Aktivitätsverlauf.

Die Abb. 1 - 4 verdeutlichen repräsentativ, daß das Laufverhalten in allen Nestern gleichartigen Schwankungen unterlag. Die Ursachen dafür dürften im wesentlichen in der Temperaturabhängigkeit zu suchen sein. Absolut betrachtet erwies sich Nest 5 gegenüber Nest 6 jedoch belaufsstärker, Nest 1 und Nest 2 waren nahezu gleichstark. Vor der Bekalkung zeigten alle beobachteten Nester einen deutlichen Abfall in der Laufaktivität.

##### 3.1.2 Simultane Laufaktivitätsmessungen nach der Bekalkung

Während der ersten Tage der Untersuchung gab es keinen Niederschlag. Am 30. IX. kam der erste Regen während der Beobachtungszeit.

Mittlere Einlauf- (E1) und Auslaufaktivität (A1) der Arbeiterinnen von Nest 1 vor der Kalkung

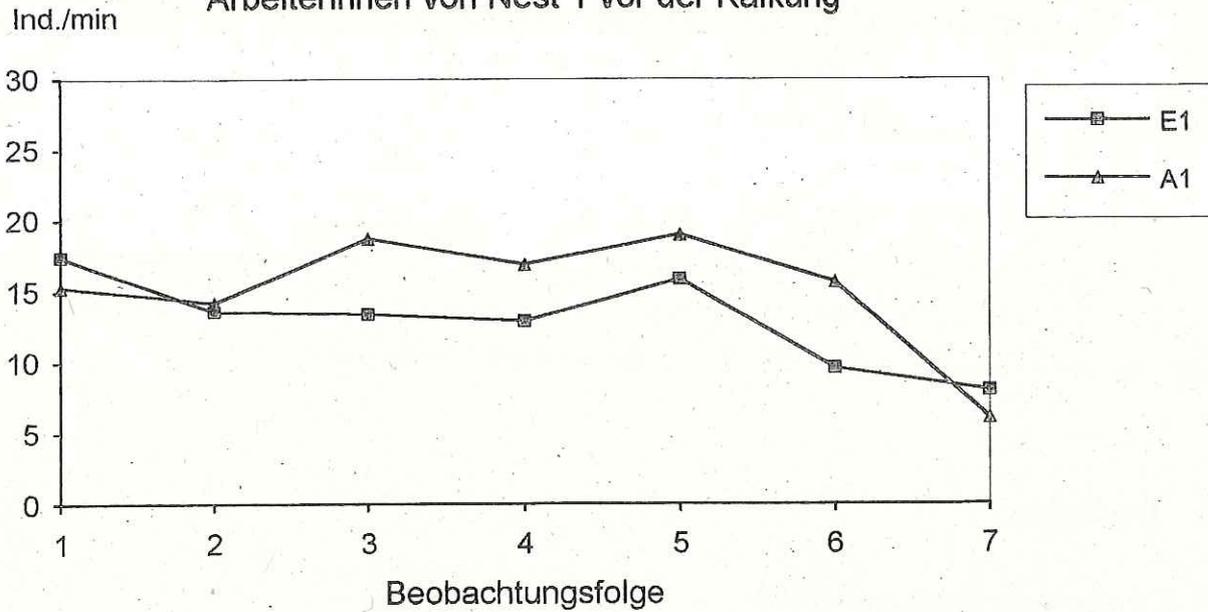


Abb. 1: Messungen der Laufaktivität von Nest 1 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Mittlere Einlauf- (E2) und Auslaufaktivität (A2) der Arbeiterinnen von Nest 2 vor der Kalkung

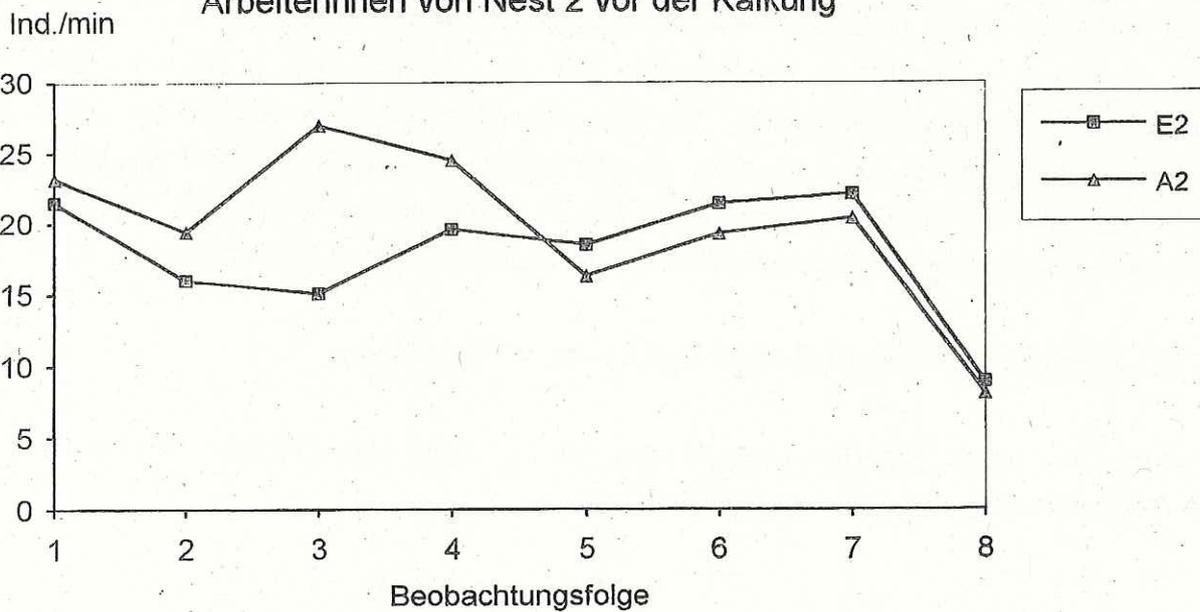


Abb. 2: Messungen der Laufaktivität von Nest 2 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Mittlere Einlauf- (E5) und Auslaufaktivität (A5) der Arbeiterinnen von Nest 5 vor der Kalkung

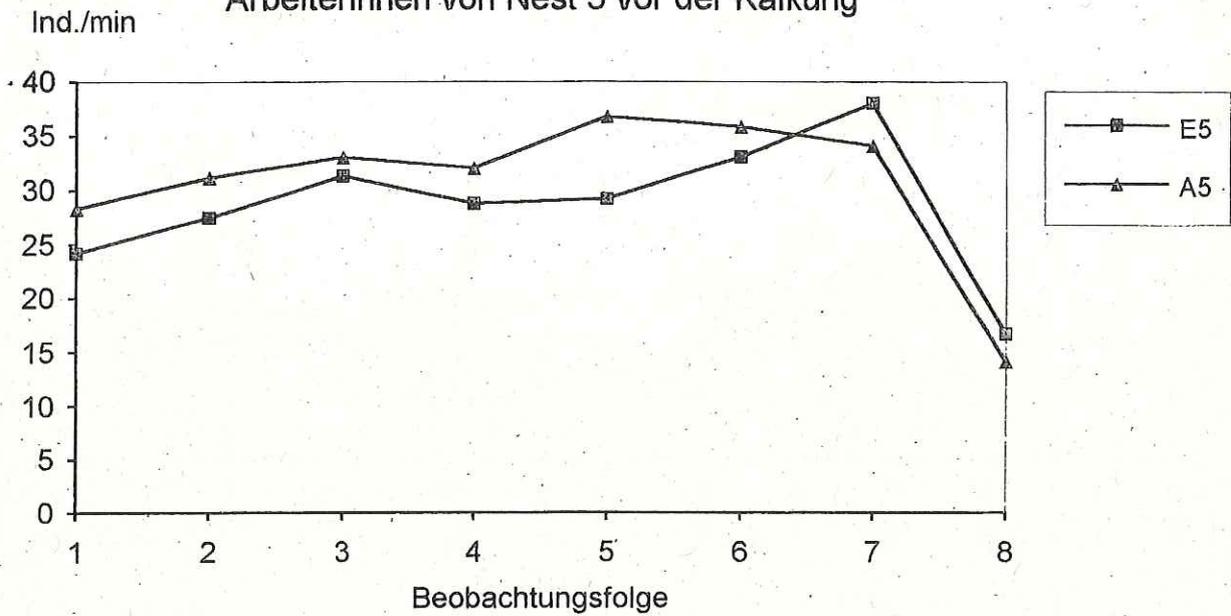


Abb. 3: Messungen der Laufaktivität von Nest 5 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Mittlere Einlauf- (E6) und Auslaufaktivität (A6) der Arbeiterinnen von Nest 6 vor der Kalkung

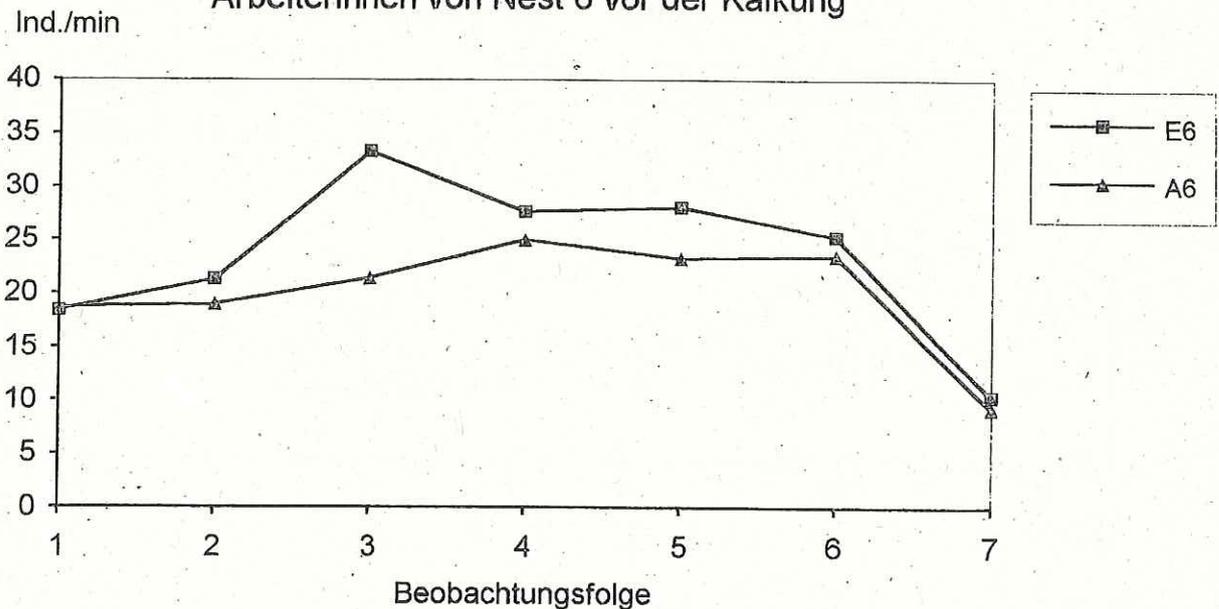


Abb. 4: Messungen der Laufaktivität von Nest 6 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Mittlere Auslaufaktivitäten der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2

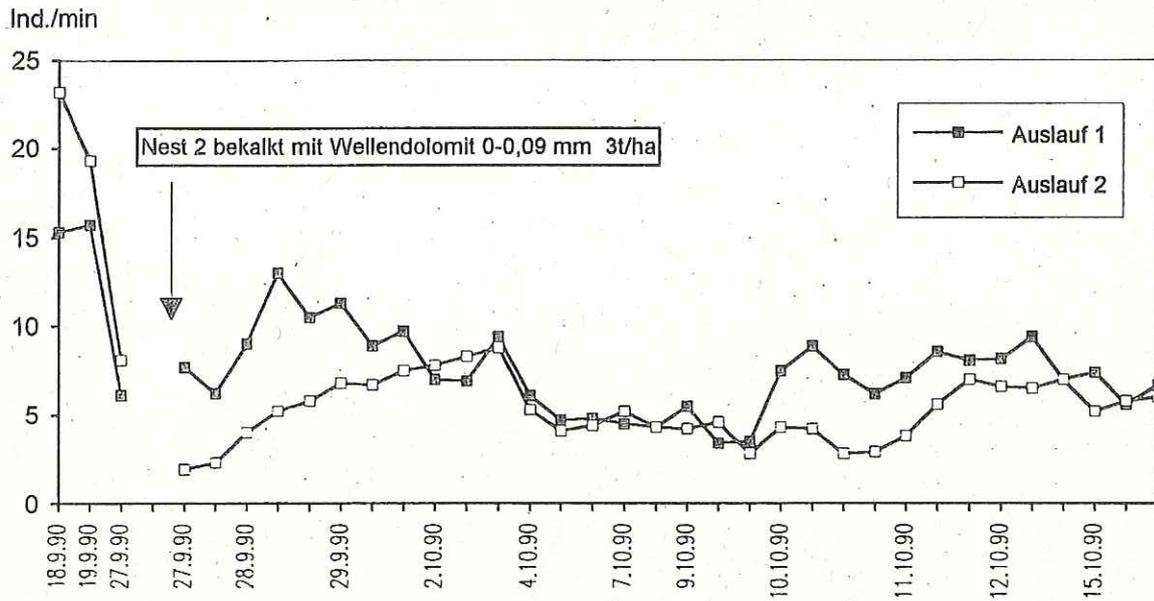


Abb. 5: Vergleich der Auslaufaktivitäten der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2 (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Mittlere Einlaufaktivitäten der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2

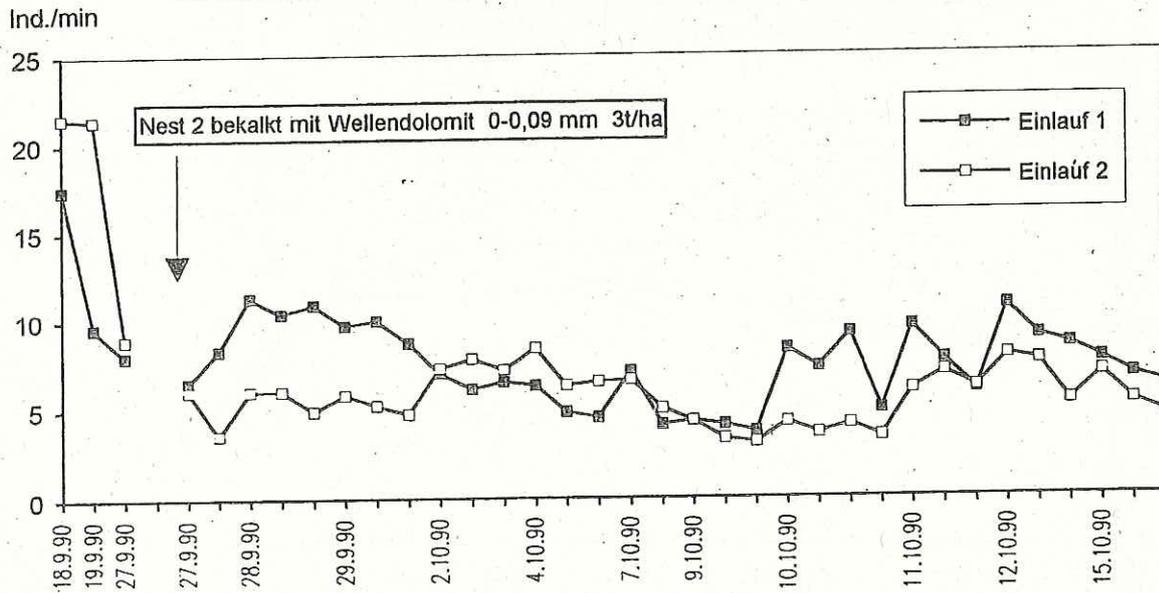


Abb. 6: Vergleich der Einlaufaktivitäten der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2 (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

Gesamtaktivität (Summe Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2

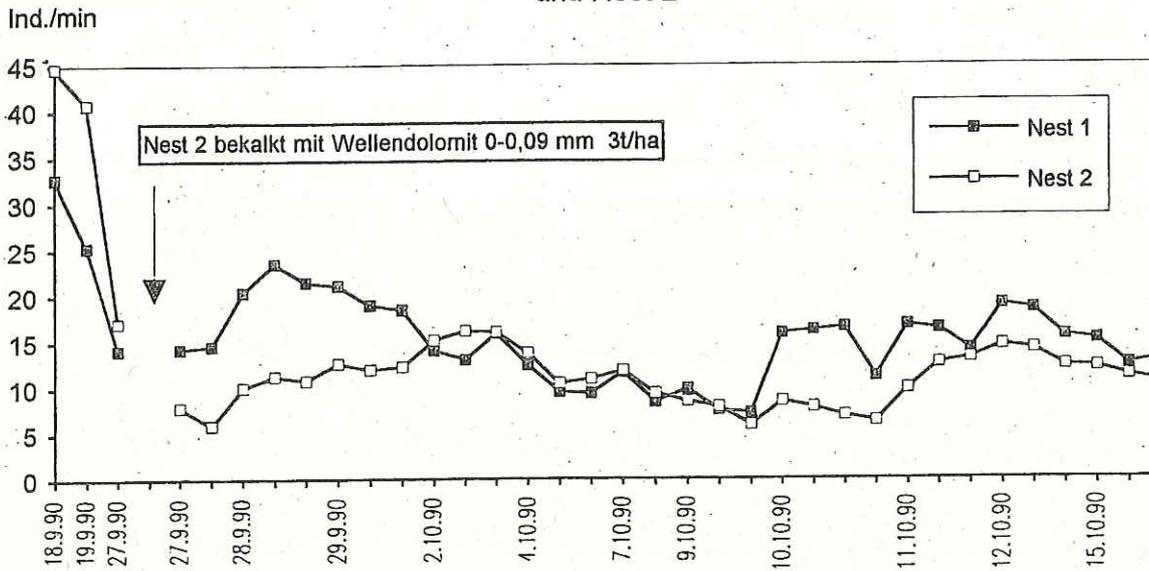


Abb. 7: Vergleich der Laufaktivitäten (Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 1 und Nest 2 (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 20 Minutenintervallen)

Gesamtaktivität (Summe Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 5 und Nest 6

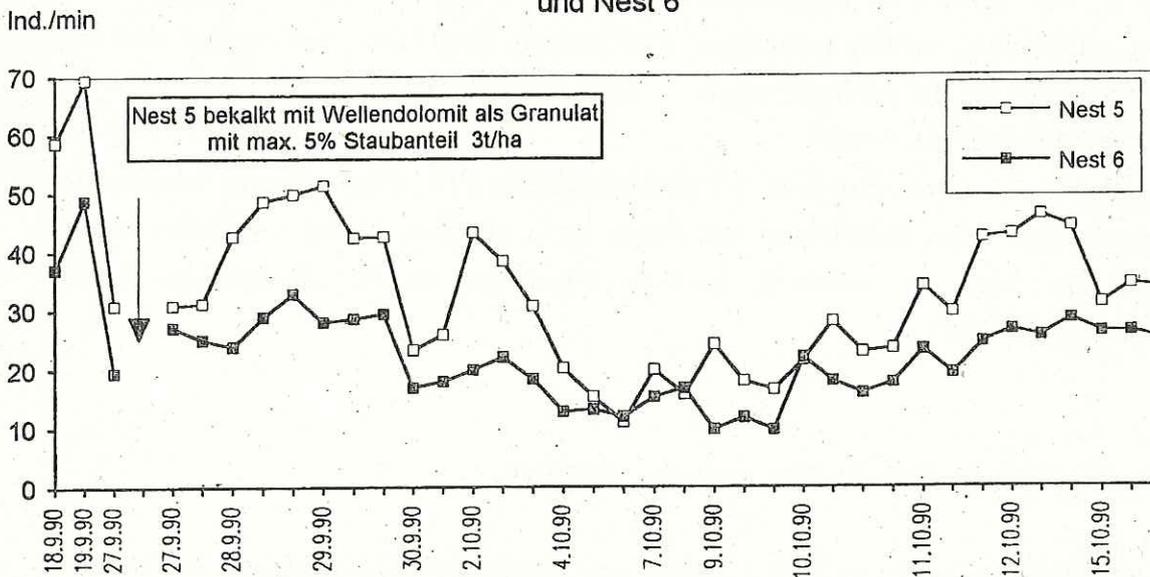


Abb. 8: Vergleich der Laufaktivitäten (Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 5 und Nest 6 (Versuchsphase 1990, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 20 Minutenintervallen)

Am 27. IX. um 13<sup>07</sup> wurde das Nest 2 staubbekalkt, als Kontrollnest diente Nest 1. In Abb. 5 sieht man, daß 40 Minuten nach der Applikation die Auslaufaktivität von Nest 2 auf weniger als ein Drittel der Aktivität vor Versuchsbeginn sank. Das vor der Bekalkung auslaufstärkere Nest 2 unterschritt damit deutlich die Auslaufaktivität von Nest 1 nach der Kalkung. Die Auslaufaktivität von Nest 1 blieb im gleichen Zeitraum unverändert. Zeitlich etwas später - 75 Minuten nach Versuchsbeginn - trat ein ähnlicher Effekt bei der Einlaufaktivität auf (Abb. 6). Die gesamte Laufaktivität der Arbeiterinnen von Nest 2 (Abb. 7) stieg nach der Bekalkung wieder langsam an. Am fünften Tag nach der Applikation war die Laufaktivität von Nest 2 wieder geringfügig größer als von Nest 1. Am 11. Tag nach der Bekalkung lag die Laufaktivität von Nest 2 wieder unterhalb von Nest 1. So blieb es auch bis zum Beobachtungsende, 18 Tage nach der Kalkung.

Nest 5 wurde am 27. IX. um 13<sup>19</sup> mit Wellendolomit als Granulat behandelt. Als Kontrollnest diente Nest 6. Die Aktivitätsmuster beider Nester zeichneten sich im Vorlauf durch einen hohen Grad an Übereinstimmung aus (Abb. 3, 4 und 8), was den zeitlichen Verlauf der Änderungen betraf (Parallelität des Kurvenverlaufs). Unmittelbar nach der Kalkung konnte keine absolute Abnahme der Laufaktivität von Nest 5 festgestellt werden. Im Vergleich zu Nest 6 allerdings erkennen wir eine relative Abschwächung des in der Vorlaufphase hinsichtlich der absoluten Belaufstärke dominierenden Nestes 5 (Abb. 3 und 4), die am folgenden Tage jedoch nicht mehr nachweisbar war.

Am 17. X. war deutlich ein allgemeiner Rückgang der Laufaktivität der Arbeiterinnen bei allen untersuchten Nestern feststellbar. Der mittlere Wert (Ein- und Auslauf addiert) von allen Nestern lag bei 6,3 Ind./min ( $n = 120$ ). Zwei Tage zuvor, am 15. X., betrug er noch 20,9 Ind./min ( $n = 120$ ).

Die Bekalkung mit Rosal erfolgte in der vegetationslosen Zeit. Eine sofortige Laufaktivitätsmessung nach Experimentbeginn war darum nicht möglich. In der folgenden Saison wechselte das Nest den Standort. Deshalb liegen zu der Rosalbehandlung keine Freilandergebnisse vor.

### 3.1.3 Beobachtungen unmittelbar nach der Kalkung

Nach der Staubbekalkung von Nest 2 konnte eine deutliche Beeinträchtigung der Fortbewegungsweise der Außendienstarbeiterinnen beobachtet werden. Die Orientierung war gestört und die Laufbewegungen waren langsamer sowie unsicherer, d.h. die Tiere stolperten häufiger als vor der Applikation des Kalkes. Außerdem bekämpften sich

mehrere Nestgenossinnen. Viele Ameisen zeigten ein intensives Putzverhalten. Ein Abtransport der Staubpartikel erfolgte nicht.

Auch bei den mit Granulat behandelten Arbeiterinnen von Nest 5 verlangsamte sich die Fortbewegungsgeschwindigkeit nach der Kalkung. Die Orientierung der Einzeltiere zeigte ebenfalls Störungen. Ein Verbeißen von Nestgenossinnen konnte nicht festgestellt werden. Nach ca. 10 Minuten trugen mehrere Arbeiterinnen Granulatkugeln aus dem Nesthügelbereich (= Nesthügelrand inklusiv des Erdauswurfringes).

#### 3.1.4 Schäden an Waldameisennesthügeln in der vegetationslosen Zeit

In der vegetationsfreien Zeit konnten wiederholt an den Nestern 1, 2, 4 und 6 Spechtschäden festgestellt werden. Als Beute wurden keine Ameisen sondern andere Nesthügelbewohner wie Rosenkäfer gesucht. Vereinzelt waren Hügel durch Fahrzeuge peripher geschädigt. Außerdem konnten an *Formica polyctena*-Nesthügeln in einer anderen Abteilung (Bockwald) Mäuselöcher nachgewiesen werden.

### 3.2 Zweite Versuchsphase - 1991

#### 3.2.1 Vorlaufuntersuchungen

Die umfangreichen Voruntersuchungen ergaben aufgrund ähnlicher Ausgangslaufaktivitäten die Nesterpaarungen 2 und 3 (Abb. 9) sowie 5 und 6 (Abb. 10). Die Nester 5 und 6 zeigten eine deutlich höhere Laufaktivität als die Nester 2 und 3. Dargestellt ist jeweils die gesamte mittlere Ein- und Auslaufaktivität pro Minute der belaufrichsten Ameisenstraße eines Nestes, errechnet als Mittelwert aus je 10 Minutenintervallen. Der parallele Kurvenverlauf, insbesondere von den Nestern 5 und 6, zeigt die simultane Beeinflussung der Arbeiterinnenlaufaktivität durch äußere Faktoren und die geringe Eigencharakteristik der Nestbevölkerungen.

#### 3.2.2 Simultane Laufaktivitätsmessungen nach der Bekalkung

Während der ersten Tage der Untersuchung gab es keinen Niederschlag. Am 23. VIII. regnete es leicht von 9<sup>00</sup> bis 10<sup>45</sup>.

Am 19. VIII. 1991 um 12<sup>10</sup> wurde Nest 3 mit Staubkalk behandelt (Abb. 11). Die ersten Messungen erfolgten nach zwei Minuten. Ein deutlicher Einbruch der gesamten

Laufaktivität war feststellbar. Der mittlere Einlauf sank auf 2,8 Ind./min und der Auslauf auf 1,5 Ind./min. Vor der Kalkung (11<sup>47</sup>) lauteten die entsprechenden Werte des Versuchsnestes 31,1 Ind./min. und 20,3 Ind./min. Die Laufaktivität der Arbeiterinnen des unbehandelten Kontrollnestes 2 nahm im Tagesverlauf nicht ab. Deren Aktivitätskurve zeigte lediglich die üblichen geringen Schwankungen. Dabei fiel der mittlere Minutenwert für Ein- bzw. Auslauf (nach 12<sup>00</sup>) nie unter 17 Ind./min..

Drei Stunden und 14 Minuten nach der Bekalkung zeigte das behandelte Nest 3 einen mittleren Einlauf von 8,8 Ind./min. und Auslauf von 7,9 Ind./min.

Der höchste Laufaktivitätswert von Nest 3 nach der Kalkung wurde am 21. VIII. (2 Tage nach der Applikation) protokolliert. Um 12<sup>00</sup> wurde der mittlere Einlauf mit 11,4 Ind./min. und der entsprechende Auslauf mit 10,2 Ind./min. ermittelt. Die zeitgleichen Werte von Nest 2 lauteten: 26,5 Ind./min. und 30,5 Ind./min.. Wahrscheinlich begann die Umzugsaktivität von Nest 3 um den 22. VIII. 1991. Danach sank die Laufaktivität auf der beobachteten Ameisenstraße rapide. Eine neue Ameisenstraße wurde stärker belaufen und führte direkt aus der bekalkten Fläche.

Die Behandlung von Nest 6 mit Granulat (Wellendolomit mit max. 5% Staubanteil) erfolgte am 20. VIII. 1991 um 11<sup>23</sup> (Abb. 12). Eine Minute danach konnten die ersten Werte protokolliert werden. Der mittlere Einlauf betrug 11,2 Ind./min. und der entsprechende Auslauf 6,5 Ind./min. je Minute. Vor der Kalkung (11<sup>05</sup>) lauteten die entsprechenden Werte des Versuchsnestes 46,8 Ind./min. und 40 Ind./min.. Die Laufaktivität der Arbeiterinnen des unbehandelten Kontrollnestes 5 nahm im Tagesverlauf nicht ab. Deren Aktivitätskurve zeigte lediglich die üblichen geringen Schwankungen. Dabei fiel der mittlere Minutenwert für Ein- bzw. Auslauf (nach 11<sup>00</sup>) nie unter 32 Ind./min.

Drei Stunden nach der Bekalkung zeigte das behandelte Nest 6 einen mittleren Einlauf von 27,5 Ind./min. und Auslauf von 28,2 Ind./min. Die zeitgleichen Werte von dem unbehandelten Nest 5 waren 45,2 Ind./min. und 36,5 Ind./min. Die kurz nach der Kalkung stark zurückgegangene Laufaktivität der Arbeiterinnen von Nest 6 hatte im Tagesverlauf wieder zugenommen. Am folgenden Tag (21. VIII. 1991) lag sie zwar immer noch unter der Aktivität von Nest 5, doch danach konnte kein Unterschied mehr festgestellt werden (s.a. Abb. 10).

Die beginnende Winterruhe deutete sich um den 7. IX. an. Die mittlere Laufaktivität (Ein- und Auslauf separat betrachtet) lag bei 19,2 Ind./min. (Nest 5, n = 60) und bei 20,1 Ind./min. (Nest 6, n = 60). Im Vergleich dazu die entsprechenden Werte vom 16. VIII.: 30 Ind./min. (Nest 5, n = 80) und 35,7 Ind./min. (Nest 6, n = 80).

### 3.2.3 Beobachtungen unmittelbar nach der Kalkung

Die in 3.1.3 erwähnten Beobachtungen konnten bestätigt werden.

### 3.2.4 Nesthügelumfangmessungen an Nest 3

Am 19. VIII. 1991 wurde Nest 3 staubbekalkt. Die Laufaktivität sank sofort (siehe 3.2.2). Am 27. VIII. 1991 konnte deutlich eine zweite Nestanlage außerhalb der bekalkten Fläche festgestellt werden. Das alte Nest wurde offensichtlich aufgegeben (Tab. 1), was für diese Jahreszeit (kurz vor der Winterruhe) außergewöhnlich ist. Das Wegesystem veränderte sich stark und die bekalkte, früher am häufigsten genutzte Straße wurde sukzessive aufgegeben (Abb. 11). Schließlich wurde der Belauf auf den drei ursprünglich vorhandenen Straßen nach und nach eingestellt und auf zwei neu angelegten Straßen entsprechend intensiviert. Der Streckenverlauf der neuen Straßen verlief nur über eine kurze Distanz bekalkten Waldbodens. Allgemein war eine Nestumzugstätigkeit zu beobachten.

Tab. 1: Nesthügelumfang und -höhe von Nest 3

Tag	Monat	Uhrzeit	Nestumfang	Nesthöhe
19.	VIII.	16 <sup>00</sup>	550 cm	54 cm
27.	VIII.	12 <sup>00</sup>	500 cm	55 cm
28.	VIII.	14 <sup>31</sup>	440 cm	52 cm
30.	VIII.	13 <sup>30</sup>	390 cm	51 cm
6.	IX.	17 <sup>10</sup>	390 cm	50 cm
7.	IX.	12 <sup>00</sup>	380 cm	49 cm

### Mittlere Laufaktivität der Arbeiterinnen von Nest 2 und Nest 3 vor der Kalkungsphase

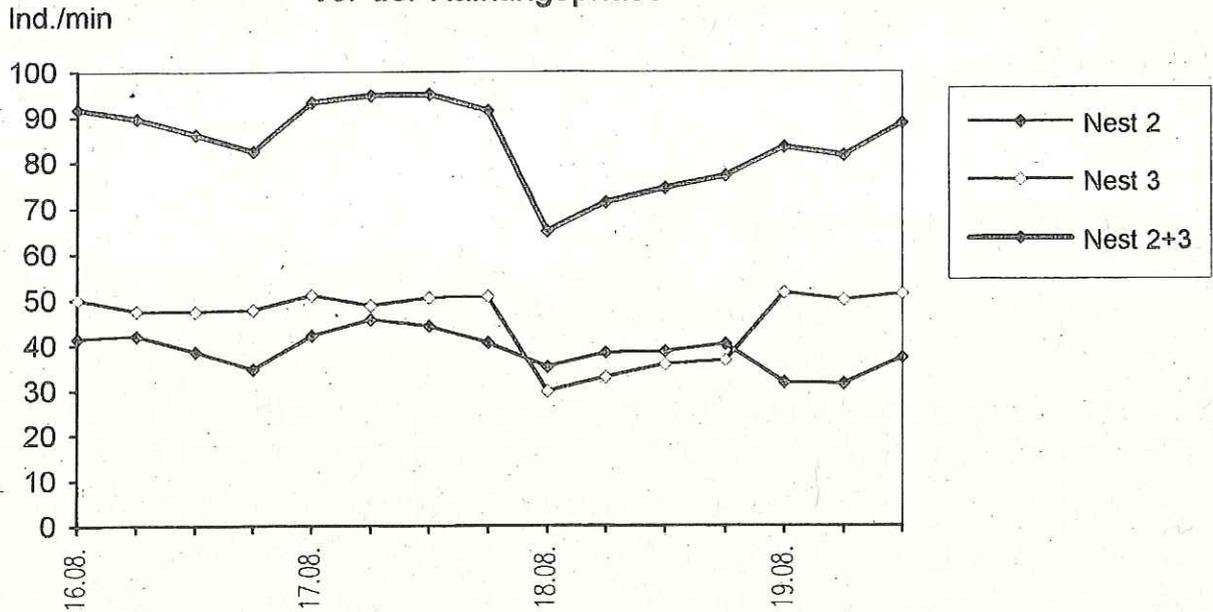


Abb. 9: Messungen der Laufaktivität von Nest 2 und Nest 3 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1991, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)

### Mittlere Laufaktivität der Arbeiterinnen von Nest 5 und Nest 6 vor der Kalkungsphase

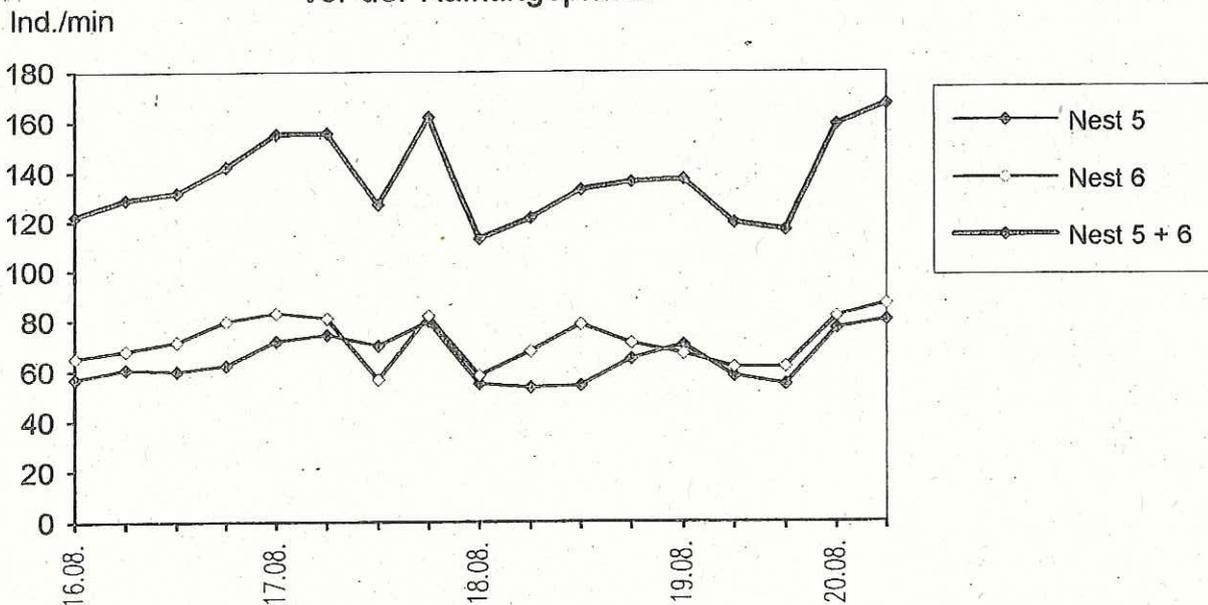
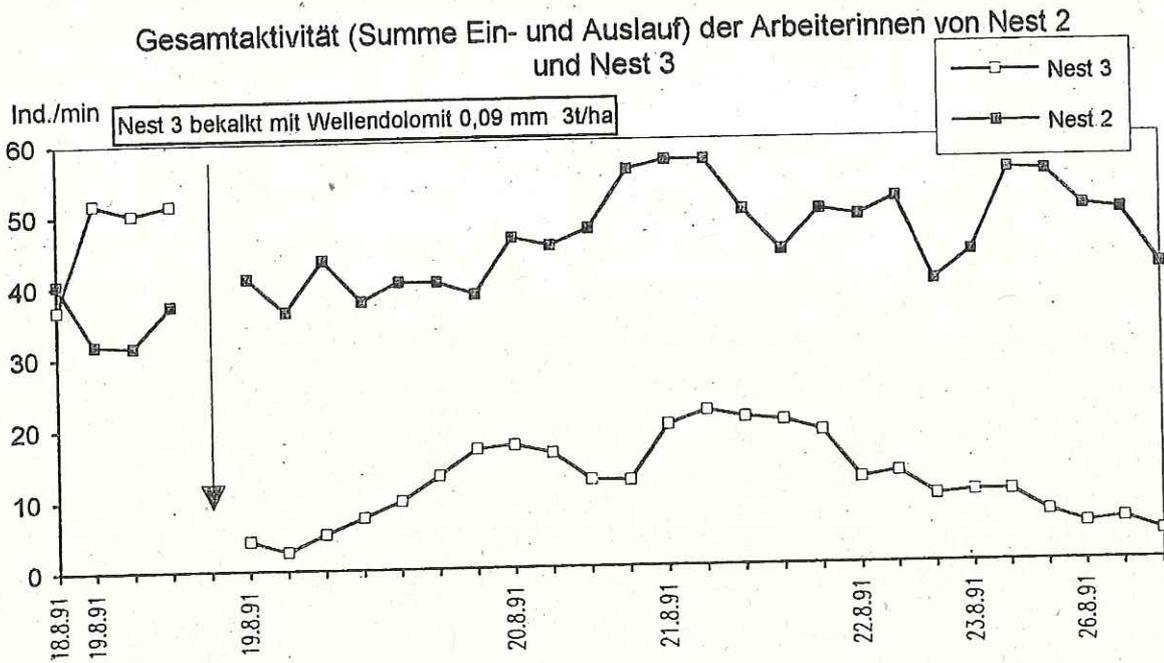
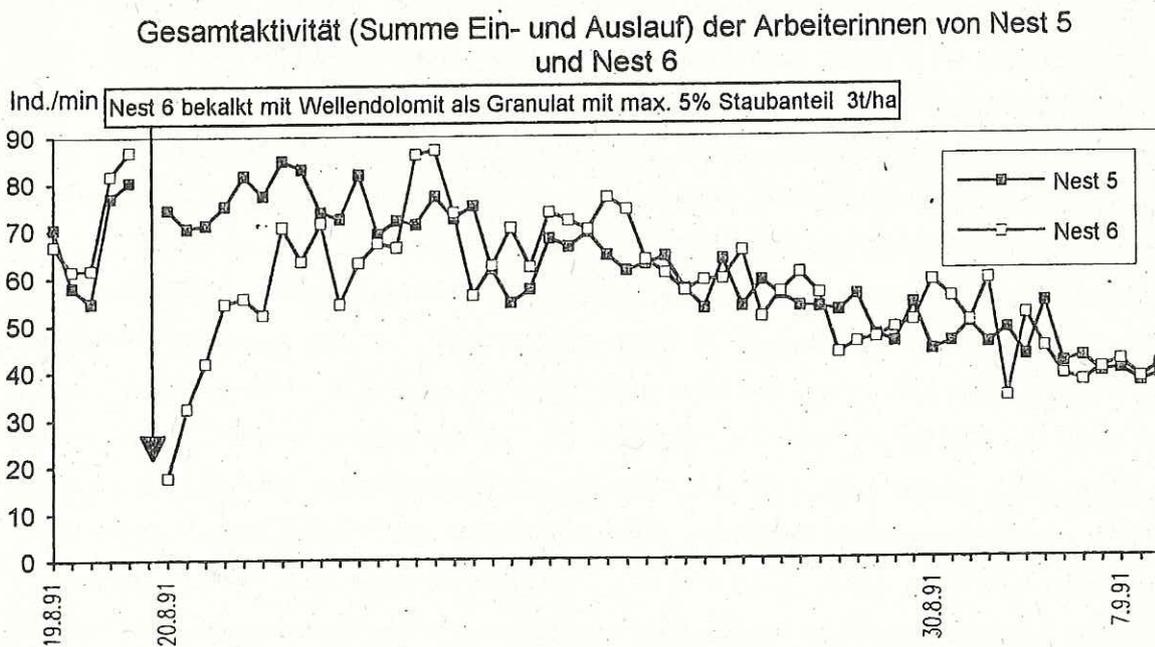


Abb. 10: Messungen der Laufaktivität von Nest 5 und Nest 6 vor der Kalkung (Vorlaufaktivität) (Versuchsphase 1991, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 10 Minutenintervallen)



**Abb. 11:** Vergleich der Laufaktivitäten (Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 2 und Nest 3 (Versuchsphase 1991, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 20 Minutenintervallen)



**Abb. 12:** Vergleich der Laufaktivitäten (Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von Nest 5 und Nest 6 (Versuchsphase 1991, simultane Datenerhebung; Diagrammpunkte: Mittelwerte aus je 20 Minutenintervallen)

## 4. Diskussion

### 4.1 Staubbekalkung

Neben Laborversuchen mit Staubbkalk (SCHMIDT, 1986; Beitrag EISENBEIS, WARTUSCH & ROHE, 1992 - in diesem Heft) sind auch Freilandversuche in der Literatur bekannt (WINTER, 1990). Dort wurde mit der gleichen Konzentration (3 t/ha) im Spätsommer gearbeitet. Als Parameter für die Auswirkungen der Kalkung auf die Ameisen wurde die Laufgeschwindigkeit (sek/m) auf einer Ameisenstraße auf ebenen Boden und am Stamm eines Hauptbelaufbaumes sowie der Beuteeintrag auf markierten Strecken gemessen. Aufgrund des poikilothermen Verhaltens der Ameisen wurden die Aktivitätswerte mit einem, aus Versuchen ermittelten Umrechnungsfaktor auf eine Standardtemperatur umgerechnet. Diese Vorgehensweise ist nach unserer Ansicht stärker fehlerbehaftet als die simultane Messung der Laufaktivitäten von Kontroll- und Versuchsnest. Das Verfahren der Geschwindigkeitsmessung erlaubt nur eine begrenzte Erhebung von Meßdaten. So läßt sich die unmittelbare Reaktion der Ameisen auf die Bekalkung wesentlich schlechter dokumentieren und die günstige Meßzeit im Tagesverlauf weniger intensiv nutzen. Da von WINTER weder Stichprobengrößen noch exakte Zeiträume (Zeitpunkt und Dauer nach der Kalkung) angegeben werden, sind die Daten mit den hier vorgestellten Erhebungen nicht vergleichbar. Die von WINTER mit 9% angegebene Erhöhung der Laufaktivität am Boden nach der Bekalkung erscheint uns unwahrscheinlich. Dies umso mehr, da sowohl am Nest als auch im Labor stets eine drastische Behinderung des Laufverhaltens und eine starke Verhaltensstörung - verminderte Orientierung im Raume als auch Zunahme des Kampfverhaltens aufgrund mangelnder Erkennung der eigenen Nestgenossinnen - beobachtet wurde (s.a. SCHMIDT, 1986 und Beitrag EISENBEIS, WARTUSCH & ROHE, 1992 - in diesem Heft).

In den hier geschilderten Versuchsphasen zeigten die Arbeiterinnen der staubbekalkten Nester einen deutlichen Rückgang in ihrer Laufaktivität. In der postexperimentellen Phase unterschieden sich jedoch die Jahre 1990 und 1991 erheblich. Beim ersten Versuch stieg nach der Bekalkung die Laufaktivität der Arbeiterinnen wieder langsam an. Zwischenzeitlich wurde dabei zwar die Aktivität des Kontrollnestes erreicht, die aber in der Vorlaufphase bestehende Dominanz der Laufaktivität des Versuchsnestes stellte sich jedoch nicht mehr ein (Abb. 1, 2 und 7). 1991 konnte noch eine stärkere Reaktion festgestellt werden, sowohl in unmittelbarer Reaktion auf die Kalkung als auch in der postexperimentellen Phase. Es kam zu keiner Erholung der Laufaktivität auf der beobachteten Straße im bekalkten Bereich, und es ergaben sich erste Anzeichen für die später vollzogene Verlagerung des Nestes aus dem bekalkten Bereich heraus. Die

ungewöhnliche Jahreszeit (Herbst) für dieses Verhalten barg sicherlich ein großes Risiko für das Volk mitten in den Vorbereitungen für die Winterruhe.

Aus myrmekologischer Sicht sollte eine Anwendung von Staubkalken außerhalb der Wintermonate, November bis Februar, unterbleiben (s.a. BUSCHINGER, 1989 a,b). Andernfalls wären die landesweit geschützten Waldameisen (nach Landespflegegesetz besonders geschützte Arten, z. B. PREUSS, 1982) durch Staubbekalkungen akut in ihrem Bestand gefährdet.

#### 4.2 Granulatbekalkung

WINTER (1990) gibt eine geringfügige Steigerung der Laufgeschwindigkeit einen Tag nach der Bekalkung an. Nach 8 Tagen sank sie gemäß Beschreibung im Text um 34 % (Boden) bzw. 13 % (Baum) und erreichte nach 14 Tagen 75 % bzw. 77 % der Laufgeschwindigkeit vor der Kalkung. Gemäß Abb. 5 in seiner Arbeit ergibt sich aber ein Widerspruch zum Verlauf der Laufgeschwindigkeit, indem dort am ersten Tag die Geschwindigkeit abnahm, 8 Tage danach das Maximum erreicht wurde und die Geschwindigkeit bis zum 14. Tag erneut abnahm.

Die von uns untersuchten Tiere verminderten in beiden Versuchsphasen unmittelbar nach der Applikation entweder ihre relative (1990) oder absolute (1991) Laufaktivität. Der weitere zeitliche Verlauf der Erholung der Laufaktivitäten in der postexperimentellen Phase unterschied sich im ersten Abschnitt (Abb. 8 und 12) - das bekalkte Nest der Versuchsphase 1990 zeigte kurzfristig eine gegenüber dem Kontrollnest erhöhte Laufaktivität -, danach kam es aber nach 5 bzw. 2 Tagen wieder zu einer Angleichung der Aktivitäten. Anschließend konnten zu den Kontrollnestern keine deutlichen Unterschiede mehr festgestellt werden. Die Ursache für den relativen bzw. absoluten Abfall der Laufaktivität nach der Bekalkung könnte möglicherweise im Staubanteil des Granulatalkes zu suchen sein. Eine Beseitigung dieser Gefährdungsursache könnte durch unmittelbare Befeuchtung vor der Ausbringung erreicht werden.

Die Laufstörungen der Arbeiterinnen durch die Kontamination mit Kalkpartikeln war wesentlich geringer und weniger lang anhaltend als bei der Staubbalkvariante. Außerdem konnte wiederholt der gezielte Abtransport von Granulatkugeln aus dem Nesthügelbereich durch Arbeiterinnen beobachtet werden. Nach Regenfall bzw. Morgentau zerfielen die Granulatkugeln zu kleinen 'Fladen'. Diese konnten von den Ameisen ohne Behinderung überquert werden.

Insgesamt gesehen erwies sich die Granulatalkung wesentlich schonender als die Staubbalkvariante. Insbesondere die Regeneration der Außendienstaktivitäten von Waldameisenarbeiterinnen scheint gewährleistet zu sein.

Alle Nester (auch die Kontrollnester) waren vor Beginn der zweiten Versuchsphase umzogen. Da uns keine Daten aus der Literatur als Vergleichsmaterial bekannt sind, ist eine Interpretation nicht möglich.

## 5. Zusammenfassung

In vorliegender Arbeit wurden Unterschiede in den simultan erhobenen Laufaktivitäten (Ein- und Auslauf) der Arbeiterinnen von je zwei *Formica rufa*-Völkern auf Ameisenstraßen am Waldboden als Parameter einer Beeinflussung durch Bekalkungsmaßnahmen untersucht. Insgesamt wurden 6 Nester pro Jahr untersucht. Es wurden folgende Substanzen verwendet: Staubkalk (Wellendolomit, Korngröße: 0 - 0,09 mm, 3 t/ha), Granulatkalk (Dolomit, Staubanteil:  $\leq 5\%$  durch Abrieb, 3 t/ha) und Dolomitsuspension ohne Düngezusatz (Handelsname: Rosal, 1,8 t/ha).

Die Freilandversuche in den Jahren 1990 und 1991 mit je 4080 und 4920 Messungen (Ind./min) wurden im Stadtwald Kirchheimbolanden (Nordpfälzer Bergland, Forstamt Kirchheimbolanden: Distr. III Natterbrunnen, MTB 6313) in der Abteilung Hauptquartier durchgeführt. Die staubbehandelten Nester zeigten gegenüber den Kontrollnestern einen deutlichen und langanhaltenden Rückgang der Laufaktivität. Ein Versuchsnest zog sogar während der Beobachtungszeit um. Die mit Granulat bekalkten Nester wiesen ebenfalls nach der Applikation im Vergleich zu den Kontrollnestern eine verminderte Laufaktivität auf, diese dauerte allerdings wesentlich kürzer als bei der Staubvariante. Nach 2 bis 5 Tagen war anhand der Laufaktivität kein Einfluß mehr nachweisbar. Zu Rosal konnten aufgrund von Nestumzugsaktivitäten keine Ergebnisse ermittelt werden.

Für die forstliche Praxis empfiehlt sich demnach die Verwendung von Granulat gegenüber Staubkalk. Die Verringerung der Laufaktivität unmittelbar nach der Granulatbekalkung beruht vermutlich auf dem Staubanteil durch Abrieb. Die Befeuchtung des Kalkgutes bei der Ausbringung könnte diese Beeinträchtigung verringern. Die Ausbringung der Puffersubstanzen sollte in der vegetationsfreien Zeit erfolgen, damit direkte Schäden an den Arbeiterinnen durch Kalkpartikel vermieden werden.

## Summary

On ant streets on the forest soil the activities of ants had been investigated by simultaneously observation after different liming measures with finely ground dolomite, dolomite granulate and dolomite suspension. In opposite to the control the ants out of the

hill treated with finely ground dolomite showed a clearly and long lasting decrease in their running activities. The ants out of the hills limed with granulates showed also a reduced running activity after application, however it lasted considerably less. The decrease in running activity immediately after granulate liming is probably due to the fine particle size fractions which are coming from abrasion. Due to hill moving activities no results could be found for the dolomite suspension.

For the forest practice the use of lime granulates is to be recommended. Moistening of dolomite meal can reduce the danger of damages. Liming in winter period helps to avoid damages of ants by dolomite particles.

## 6. Literatur

BUSCHINGER, A., 1989a: Bodenschutzkalkung im Wald: Wann und Wie? Die Waldameise, 2, 59-61.

BUSCHINGER, A., 1989b: .... und nochmals zum Thema Waldkalkung. Die Waldameise, 2, 83.

HORSTMANN, K., 1970: Untersuchungen über den Nahrungserwerb der Waldameisen (*Formica polyctena* Foerster) im Eichenwald. Teil I. Zusammensetzung der Nahrung, Abhängigkeit von Witterungsfaktoren und von der Tageszeit. *Oecologia*, 5, 138-157.

HORSTMANN, K., 1972: Untersuchungen über den Nahrungserwerb der Waldameisen (*Formica polyctena* Foerster) im Eichenwald. Teil II. Abhängigkeit vom Jahresverlauf und vom Nahrungsangebot. *Oecologia*, 8, 371-390.

HORSTMANN, K., 1973: Untersuchungen zur Arbeitsteilung unter den Außendienstarbeiterinnen der Waldameise *Formica polyctena* Foerster. *Z. Tierpsychol.*, 32, 532-543.

HORSTMANN, K., 1974: Die Umlaufzeit bei den Außendienstarbeiterinnen der Waldameisen (*Formica polyctena* Foerster). *Waldhygiene*, 10, 241-246.

KUTTER, H., 1977: Hymenoptera - Formicidae. *Insecta Helvetica, Fauna*, 6, 1-298, Zürich.

PREUSS, G., 1982: Waldameisen. - In: *Naturschutz-Handbuch Rheinland-Pfalz* 1, 1-344, Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt, Mainz.

ROHE, W. & EISENBEIS, G., 1991: Wirkung von Kalken auf Abundanz und Vitalität von Ameisenpopulationen. Teilprojekt: Freilandversuche. - Zwischenbericht erarbeitet

im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Trippstadt, Abteilung Waldwachstum (FVA 5182/0228/W): 1-44. Mainz.

SCHMIDT, M., 1986: Laborversuche über Auswirkungen staubförmiger Kalkdünger auf die Kahlrückige Waldameise, *Formica polyctena* Först. (Hym., Formicidae). Anz. Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz, 59, 29-34.

WELLENSTEIN, G., 1953: Ergebnisse 25jähriger Grundlagenforschung zur forstlichen Bedeutung der Roten Waldameise (*Formica rufa* L.). Mitt. biol. Z.anstalt, 75, 125-133.

WINTER, K., 1990: Auswirkungen der Waldkalkung auf oberirdisch lebende Insekten. Forst und Holz, 6: 148-151.

## Der vergleichende Kompensationsversuch

- Folgerungen für Bodenschutzmaßnahmen  
aus den Versuchsergebnissen 1988 - 1991 -

Gebhard Schüler

**Keywords:** Bodenschutzmaßnahmen, Waldkalkung, Kalkungsbedürftigkeit, Säurepufferung, Magnesiummangel, Bodenflora, Bodenfauna, Bodenvegetation, Stickstoffaustrag, Schwermetallimmobilisierung, Sickerwasserchemismus, Dolomit, Korngrößen, Granulat, Forsthüttenkalk, Dolomit-Suspension

### 1. Planung und Intensität von Bodenschutzmaßnahmen

Luftschadstoffdepositionen überschreiten häufig das auf der Auflösung von Karbonaten und der Silikatverwitterung beruhende natürliche Puffervermögen der Waldböden um ein Vielfaches (BLOCK et al., 1991a). Damit sind Verschiebungen und Engpässe im Nährelementhaushalt der Bäume, insbesondere bei Magnesium, verbunden.

*In Ergänzung zu den Maßnahmen der Luftreinhaltung werden Bodenschutzmaßnahmen zur Unterstützung der natürlichen Puffersysteme ergriffen.*

Die Streßbelastung für den Wald kann dann reduziert werden,

- wenn die Säuredepositionen beim Eintritt in die Waldböden neutralisiert werden,
- wenn Nährelemente (insbesondere Magnesium), die im Zuge der Bodenversauerung ins Minimum geraten, wieder in pflanzenverfügbarer Form in den Rhizosphärenbereich eingebracht werden und
- wenn biologische Kreislaufsysteme wieder aktiviert werden. Dadurch steigt insgesamt die Elastizität der Waldökosysteme gegenüber Säureeinträgen und es werden Nährelemente aus der organischen Biomasse (bspw. Kalium) rascher in pflanzenverfügbarer Form bereitgestellt.

Bodenschutzmaßnahmen müssen in abgestufter Form entsprechend des bei der Bodenzustandserhebung vorgefundenen Zustands der Waldböden ergriffen werden. Die Ausbringung von basischen Substanzen, z.B. die Kalkung der Wälder ist sicher die bekannteste Schutzmaßnahme. Sie steht jedoch nur neben anderen forstlichen Maßnahmen (EDER und SCHÜLER, 1991) mit ebenso hoher Bedeutung:

- Erhaltung von Laubholzbeständen auf karbonatreichen, smektitreichen oder vulkanischen Böden,
- Vermeidung von Kahlflächen,
- Verzicht auf flächige Bodenbearbeitung und auf Vernichtung von Schlagabraum, z.B. durch Verbrennen,
- Belassen von Biomasse in den Waldbeständen, z.B. Verzicht auf Vollbaumerntensysteme,
- Einbringen von nährstoffspeichernden Schutzpflanzendecken auf Kahlflächen, auf den sich die Bodenvegetation nur spärlich, bzw. verzögert einstellt,
- langfristige und natürliche Verjüngung von Altbeständen,
- Vermeidung von zur ökosysteminternen Versauerung neigenden Reinbeständen; Erhaltung natürlich angesamter Weichholzarten und künstliche Einmischung von Laubbäumen zur Förderung der Streuzersetzung,
- Vorbeugende Eingriffe zur Verhinderung von dunklen Dickungs- und Stangenholzphasen mit der Gefahr der Entkoppelung der Nährstoffkreisläufe,
- Wirtschaften in kleinräumlichen Strukturen.

Bei jeglichem Wirtschaften in säurebeeinflussten Wäldern muß beachtet werden, daß Nährstoffkreisläufe intakt bleiben, daß Nährelementexporte gering gehalten werden und daß Bestandstrukturen, die zu erheblicher ökosysteminterner Versauerung neigen, vermieden werden.

*Auf Standorten, welche im durchwurzelten Mineralboden schon stärker versauert sind, d.h. pH-Werte im durchwurzelten Bereich unter 4,2 und Basensättigungen unter 30 % aufweisen, und welche Humusformen mit nur geringer biologischer Aktivität aufweisen, tritt zu den waldbaulichen Maßnahmen die Bodenschutzkalkung hinzu.*

Die Bodenschutzkalkung sollte schwerpunktmäßig im Anhalt an die von BLOCK et al. (1991b) bei der Bodenzustandserhebung beschriebene Verteilung der Böden auf Gruppen unterschiedlichen Stabilitäts- und Elastizitätszustandes gegenüber Säuretoxizität und Nährelementengpässen durchgeführt werden. Die Kalkung ist vorerst auf die Gebiete zu konzentrieren, in denen die Böden mindestens stark versauert sind und wo nur noch geringe Elastizitäten gegenüber Säuretoxizität gefunden werden. Die Bodenschutzkalkung kann in größeren Behandlungseinheiten erfolgen, wenn die mit der Kalkung verbundenen Risiken minimiert werden.

Auf Standorten mit basenreichem Ausgangssubstraten, bei Verdacht auf große Mengen an mobilisierbarem Stickstoff, in Beständen, die zu einer raschen Humusmineralisierung neigen, und im Wiederholungsfall ist die *Kalkungsbedürftigkeit* nach den von REHFUESS (1989) oder nach den von BLOCK et al (1992) genannten Kriterien zu beurteilen.

**Übersicht 1: Abstufung der Kalkungsbedürftigkeit von Waldstandorten anhand von Bodenanalysen (nach BLOCK et al., 1992)**

<b>Kalkung sinnvoll , aber nicht vordringlich</b>	
<b>Humus:</b>	feinhumusarmer Moder und schlechter C/N-Verhältnis: > 17 C/P-Verhältnis: > 150
<b>Mineralboden (Tiefenbereich 10-60 cm):</b>	pH (Salz): < 4,2
<b>Basensättigung: &lt; 30 %</b>	
<b>Kalkung erforderlich</b>	
<b>Humus:</b>	feinhumusreicher Moder und schlechter C/N-Verhältnis: > 20 C/P-Verhältnis: > 250
<b>Mineralboden (Tiefenbereich 10-60 cm):</b>	pH (Salz): < 3,8
<b>Basensättigung: &lt; 20 %</b>	
<b>Vorräte in Humusauflage und Mineralboden (austauschbare Kationen) bis Wurzeltiefe:</b>	
Magnesium: < 150 kg/ha Calcium: < 400 kg/ha	
<b>Kalkung dringend erforderlich</b>	
<b>Humus:</b>	rohhumusartiger Moder und Rohhumus C/N-Verhältnis: > 25 C/P-Verhältnis: > 500
<b>Mineralboden (Tiefenbereich 10-60 cm):</b>	pH (Salz): < < 3,8
<b>Basensättigung: &lt; 10 %</b>	
H + Fe-Anteile an der AKe : > 2 % Ca + Mg-Anteile an der AKe: < 5 % Mg-Anteile an der AKe: < 1 %	
<b>Vorräte in Humusauflage und Mineralboden (austauschbare Kationen) bis Wurzeltiefe:</b>	
Magnesium: < 100 kg/ha Calcium: < 300 kg/ha	

## 2. Bewertung der ersten Versuchsergebnisse

Im *vergleichenden Kompensationsversuch* werden die Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf vier typischen kalkungsbedürftigen Waldstandorten untersucht (SCHÜLER, 1992a - in diesem Heft). Die Effektivität der Bodenschutzkalkung muß sich daran messen lassen, inwieweit die Zielsetzung von Bodenschutzmaßnahmen bei geringsten Risiken erreicht wird.

Aus den Versuchsergebnissen zeichnet sich insgesamt ab, daß die Bodenschutzkalkung mit 3 t/ha Dolomit 0-2 mm dem Ziel der *Kompensation der laufenden Luftschadstoffeinträge* und der *Unterstützung der Magnesiumversorgung der Waldbäume* auf den von BLOCK et al. (1991b) als mäßig bis stark versauert klassifizierten Standorte gerecht wird (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft). Nadelanalysen belegen, daß die Bäume nach der Ausbringung von Dolomit besser mit Magnesium versorgt werden (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft) und daß die Vitalität der Feinwurzeln gesteigert wird (SCHÜLER und ZWICK, 1992 - in diesem Heft). Die Untersuchungen von ALDINGER (1987) auf altgekalkten Flächen zeigen auch, daß die Magnesiumernährung der Bäume nach der Ausbringung von nur 3 bis 4 t/ha magnesiumhaltiger Kalke langfristig verbessert bleibt.

Die Zunahme der für intensive Umsetzungsprozesse mitverantwortlichen mikrobiellen Biomasse nach der Kalkung und die mögliche Verschiebung von Pilz- zu Bakterienpopulationen (KOLK et al., 1992 - in diesem Heft) deuten daraufhin, daß auch die *biologischen Kreislaufsysteme aktiviert werden*. Bei der Bodenfauna scheint sich nach der Waldkalkung eine Umformung in der Zusammensetzung als Reaktion auf das veränderte chemische Milieu zu vollziehen. So wirkt sich die Zuführung des von den Bäumen dringend benötigten Nährelementes Magnesium negativ auf verschiedene Mesofaunagruppen, insbesondere Milben, aus (FRITSCH und EISENBEIS, 1992 - in diesem Heft). Allerdings ist die Dominanz von Mesofaunagruppen charakteristisch für Böden mit schlechten Humusformen, während in mullartigen Humusformen die Makrofauna (Regenwürmer, Asseln, Tausendfüßler u.a.) an Bedeutung gewinnt (ENGEL und EISENBEIS, 1992, TAUCHERT und EISENBEIS, 1992, WEBER und EISENBEIS, 1992 - alle in diesem Heft). Die Arten der Makrofauna reagieren positiv auf die mit der Kalkung erfolgte Anreicherung des Elementes Calcium. Weniger eindeutig haben die Makrofaunaarten auf die silikatischen Gesteinsmehle reagiert. Bodentiere, welche der Makrofauna zuzuordnen sind, können eine Bioturbation in Gang setzen. Der so geleistete Transport von basischem Material in den Boden, ist der erste Ansatz einer *biologisch orientierten Bodenrestoration*. Die Untersuchungen haben allerdings auch gezeigt, daß sich die Populationen i.d.R. noch im Aufbau befinden und daß insbesondere tiefgrabende Arten noch fehlen. Die positiven Auswirkungen der Kalkung auf das Edaphon und deren

Einfluß auf die Elastizität der Waldböden müssen somit mehr unter einem langfristigen Aspekt betrachtet werden. Auch die Phosphatzugabe hat sich in den ersten 3 Jahren noch nicht in einer deutlich erhöhten Anregung der biologischen Kreislaufsysteme niedergeschlagen.

Die *Risikominimierung* bei jeder Kalkung setzt voraus, daß in den Waldökosystemen mobilisiertes Nitrat im biologischen Kreislauf gebunden wird (SAUTER und MEIWES, 1990). Die Ökosysteme dürfen dann nicht stickstoffgesättigt sein, d.h., der Stickstoffinput muß größer als der Output sein. Dies ist jedoch nur durch intensives Monitoring zu ermitteln. Hinweise auf die Elastizität der betreffenden Ökosysteme gegenüber freiem Nitrat ergeben sich aber auch aus der Zusammensetzung der Bodenvegetation und bei einer allgemein schwachen Stickstoffversorgung der Bäume. Insbesondere größere Dolomitmengen sollten nicht auf Flächen mit erheblichen Vorräten an leicht mobilisierbaren Streumengen oder in destabilisierten Beständen (bspw. gegenüber Sturmwurf, bzw. bei akutem Borkenkäferbefall) ausgebracht werden (KÖLLING, 1991), da eine mögliche Verlichtung mit erhöhtem Wassergenuß, also mit vermehrter mikrobiologischer Aktivität (KOLK et al., 1992 - in diesem Heft) verbunden ist, was wiederum die Nitrifikation anregt und die Gefahr von Nitratverlusten beträchtlich erhöht. In diesem Fall müssen im Rahmen von waldbaulichen Umbaumaßnahmen andere Stabilisierungskonzepte verfolgt werden. Unter dem Gesichtspunkt der Stickstoffbindung ist die von MATTERN (1992 - in diesem Heft) dargestellte Verschiebung der Zusammensetzung der Bodenvegetation in Richtung von Schlagflorengesellschaften und von nitrophilen Pflanzen positiv zu beurteilen. Starke Schäden an den vorhandenen bodenbesiedelnden Pflanzen als Folge der Ausbringung von erheblichen Mengen, sei es Dolomit oder Gesteinsmehl, sowie von hochreaktiven Puffersubstanzen, wie die Dolomit-Suspension, muß dagegen mit Skepsis begegnet werden. Hierbei wird das bei der Maßnahme vorhandene Speichersystem für mobilisierte Nährelemente außer Kraft gesetzt.

Bei der Ausbringung von silikatischen Gesteinsmehlen in hohen Dosierungen stimmt die leicht übersteuerte Mobilisierung von Nitrat bedenklich (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft). HILDEBRAND (1990) hat die Verwendung von Gesteinsmehlen in sensiblen Bereichen empfohlen, um Risiken für die Hydrosphäre gering zu halten. Seine Empfehlung beruht jedoch auf Untersuchungen von umgerechnet 6 statt 20 t/ha silikatischem Gesteinsmehl. Aufgrund der äußerst heterogenen Zusammensetzung verschiedener silikatischer Gesteinsmehle kann sowieso keine allgemeingültige Mengenempfehlung gegeben werden.

Da die Versauerung des Waldbodens auch Auswirkungen auf die Qualität der Sickerwässer (Versauerung, Aluminiumanreicherung, Schwermetallmobilisierung) hat, was zwangsläufig zu einer Belastung des Grundwassers unter Waldstandorten führt (FRINGS et al., 1989),

werden in Rheinland-Pfalz bevorzugt im Wald gelegene Wasserschutzgebiete gekalkt. Die Kalkung versauerter Waldökosysteme ist nach unseren Sickerwasseruntersuchungen eine wirkungsvolle *Vorsorgemaßnahme zur Immobilisierung von Schwermetallen* (SCHÜLER, 1992b - in diesem Heft). Auch wenn der Aluminiumgehalt im Sickerwasser aus dem Mineralboden nach der Kalkung nicht sofort deutlich zurückgeht, so muß dies der Gefahr gegenübergestellt werden, daß bei anhaltender Säurebelastung die Säurefronten in die Hydrosphäre durchbrechen (BLOCK et al., 1991b), wobei Aluminium als dominierendes Kation in die Quell- und Grundwässer ausgetragen werden dürfte. Mit der Kalkung soll auf längere Sicht der Tonmineralzerstörung Einhalt geboten werden, was mit einer geringeren Freisetzungsrate von Aluminium verbunden wäre. Der Boden muß dazu jedoch soweit mit basischen Substanzen angereichert werden, daß er aus dem überwiegend vorliegenden Aluminiumpufferbereich in den Silikat- oder Austauscherpufferbereich wechselt. Hierzu besteht allerdings nur sehr langfristig eine Chance.

*Auf sehr stark versauerten Standorten, insbesondere in den Höhenlagen der Mittelgebirge auf ärmerem Ausgangssubstrat (z.B. Quarzite, Buntsandstein etc.) ist die Bodenschutzkalkung möglichst um Maßnahmen zur Erhöhung der Elastizität des Waldbodens (nach ULRICH, 1987) und zur Stabilisierung des Nährelementhaushaltes zu erweitern. Eine schonende Bodenrestabilisierung kann durch die Ausbringung größerer Dolomitmengen in feiner Vermahlung eingeleitet werden.*

Weniger bodenchemische als technische Gründe, sowie Unverträglichkeiten bspw. gegen laufaktive Insekten im Ökosystem Wald stehen jedoch der Ausbringung großer Mengen von basischen Substanzen in staubfeinen Kornfraktionen entgegen (vgl. die Beiträge von ROHE und EISENBEIS, 1992 und EISENBEIS et al., 1992 - beide in diesem Heft). Einen Ausweg zur technischen Verteilung und größtmöglichen Verträglichkeit bietet die Ausbringung der - allerdings teureren - Granulate aus feinem Primärkorn an. Diese müssen transportstabil sein und zur Erhaltung der Wirkungsvorteile bei Feuchtigkeitseinwirkung sofort zerfallen. (LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1992). Um Schäden an laufaktiven Insekten, z.B. an Ameisen, zu vermeiden, sollten Kalke mit Staubanteilen nur außerhalb der Aktivitätszeiten, also im Winter ausgebracht werden. Da es allerdings technisch nicht möglich ist, in den Übergangszeiten wahlweise auf Granulatausbringung umzusteigen, wird empfohlen, bei beginnender Insektenaktivität den Feuchtigkeitsgehalt der Kalke um etwa 2 % zu erhöhen, was die Staubfraktionen bindet (Tafel 1).

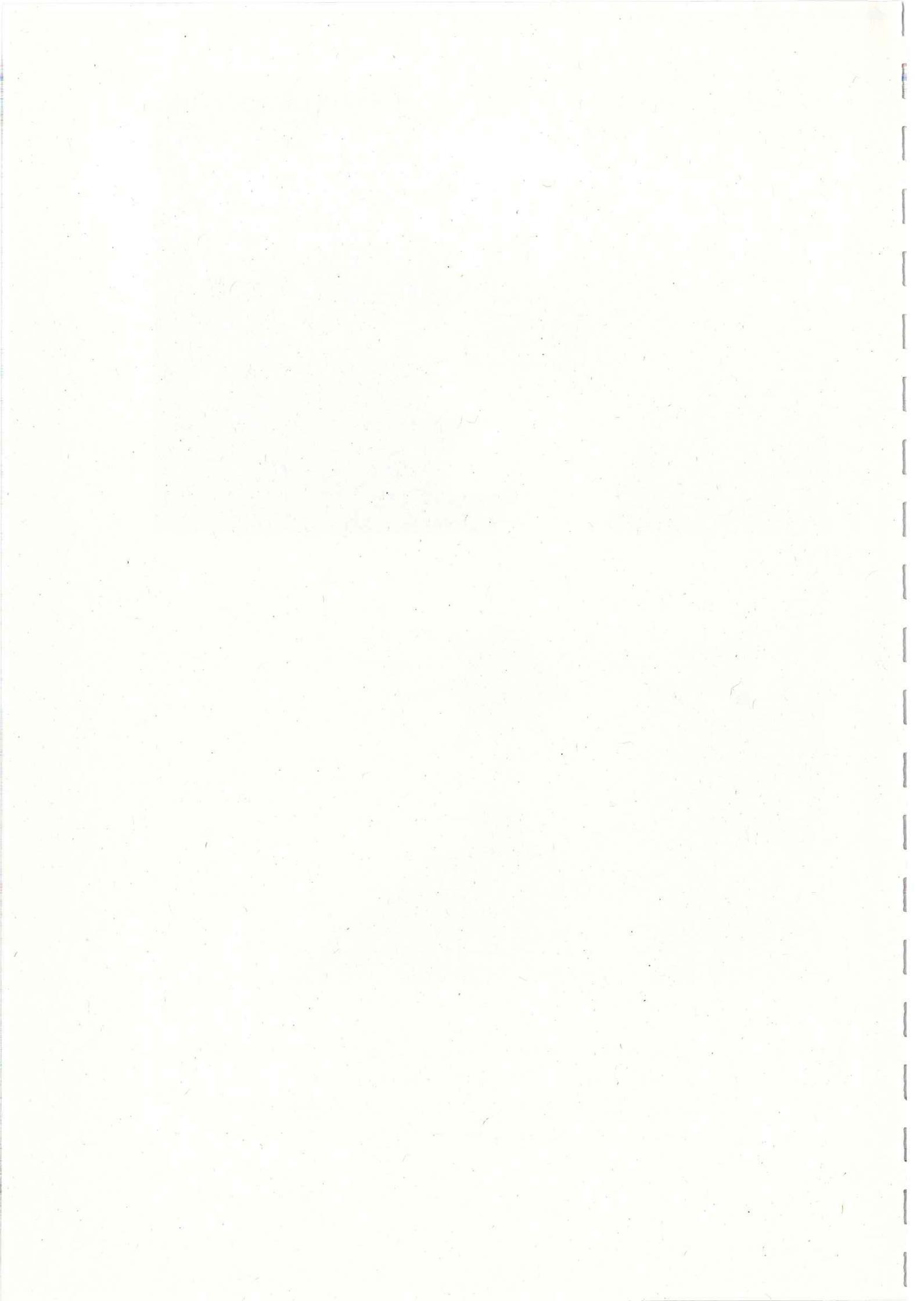
*Material, welches sich als wenig wirksam erwiesen hat, wie der grob gekörnte Forsthüttenkalk, sollte von den Bodenschutzmaßnahmen ausgeschlossen werden.*



- Tafel 1:**<sup>1</sup>
- a) Bei der Helikopterausbringung von Dolomit 0-2 mm ist die Staubentwicklung deutlich zu erkennen.
  - b) Nach der Anfeuchtung des Kalkes auf Feuchtigkeitsgehalte von ca. 5 % sind die Staubfraktionen weitgehend gebunden.

---

<sup>1</sup>Fotos von S. KLOSE



*Aus Vorsorgegründen sollte auch die hochreaktive Dolomit-Suspension nicht bei Bodenschutzmaßnahmen verwendet werden.* Hierbei besteht die Gefahr, daß die an sich positive Humusmineralisation übersteuert wird, so daß freigesetzte Nährstoffe und toxische Elemente, wie verschiedene Schwermetalle, aus dem System des biologischen Kreislaufes ausscheren.

### 3. Zusammenfassung

Die Auswirkungen der Kompensationskalkung im Wald werden unter den Gesichtspunkten des Bodenschutzes, der Waldernährung und des Sickerwasserschutzes im *vergleichenden Kompensationsversuch* begleitend zu den derzeitigen Praxismaßnahmen untersucht. Es soll gezeigt werden, welche der derzeit im Handel befindlichen basischen Substanzen und welche Aufwandmengen die negativen Auswirkungen der Luftschadstoffdepositionen in Waldökosystemen entscheidend und ohne gravierende Nachteile für die betroffenen Waldökosysteme mindern können. Die Erkenntnisse aus diesem Versuch sollen praktische Entscheidungshilfen für einen wirksamen Bodenschutzes geben.

Die praxisübliche Bodenschutzkalkung mit der Ausbringung von 3 t/ha Dolomit 0-2 mm vom Helikopter aus bewährt sich im Hinblick auf die Zielsetzung:

- *Neutralisation der sauren Luftschadstoffdepositionen an der Waldbodenoberfläche*
- *Transport von Magnesiumionen in den Wurzelraum zur Unterstützung der Magnesiumernährung der Bäume*
- *Erhöhung der Elastizität und Stabilität der Waldökosysteme durch Aktivierung biologischer Kreisläufe*
- *Reduktion von ökochemischen Risiken (Nitrat austräge, Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallkomplexen)*

Auf stark versauerten Standorten kann zusätzlich eine Erhöhung der Elastizität des Bodens und eine Stabilisierung des durch die angespannte Magnesiumversorgung gekennzeichneten Nährelementhaushaltes eingeleitet werden. Dies erfolgt, sofern die Standorte nicht zu erhöhter Nitratfreisetzung neigen, am besten durch die Ausbringung höherer Dolomitmengen in Granulatform mit feinem Primärkorn und eingeschränkt auch durch silikatische Gesteinsmehle.

Substanzen, welche wenig wirksam sind, wie der Forsthüttenkalk, oder welche Überreaktionen im Ökosystem provozieren, wie die Dolomit-Suspension, sollten nicht im Wald ausgebracht werden.

## Summary

Accompanying the measures of the forest service the effects of forest liming are investigated with regard to soil protection, to forest nutrition and to protect seeping water. The investigations should enable us to give practical advices for an effective soil protection, especially in the case of choosing among different basic substances and their needed amount.

With the usual liming with 3 t/ha dolomite with particle size fractions of 0 - 2 mm it is possible

- to compensate acidic air pollution input,
- to improve the forest nutrition with magnesium,
- to activate biological cycle systems and
- to immobilize toxic elements.

On severely acidified sites it is necessary to start with measures to improve the elasticity and stability of the soil. Provided that the soils are not saturated with nitrogen, this can be managed by liming with large amounts of finely ground dolomite and - restricted - with silicate rock meals.

Substances, which are not very effective, as coarsely ground slag lime, or which are not suitable to the forest ecosystem, as dolomite suspension, should not be used for soil protection.

## 6. Literatur

ALDINGER, E., 1987: Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkdl. Abh. (Univ. Freiburg), H. 19, 266 S.

BLOCK, J., HEIDINGSFELD, N., SCHRÖCK, H.-W., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., und FINGERHUT, M., 1991a: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 - . Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 16/91, 133 S.

BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. und ZOTH, R., 1991b: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 17/91, 237 S.

BLOCK, J., HEIDINGSFELD, N. und SCHÜLER, G., 1992: Ökochemische Kennwerte aus Boden- und Nadelanalysen zur Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit der Wälder und der Notwendigkeit zum Ausgleich von Nährelementmängeln. Unterlagen zum Seminar "Aktuelle Ergebnisse aus der Arbeit der Forstlichen Versuchsanstalt des Landes Rheinland-Pfalz" vom Juli 1992, Eigenvgl. der FVA Rh-Pf.

EDER, W. und SCHÜLER, G., Luftschadstoffe in Waldstandorten, ihre Auswirkungen und Gegenmaßnahmen. "Wald und Wasser" Tagungsber. des BWK, 24.05.1991, Kirchheimbolanden, 19-29

EISENBEIS, G., WARTUSCH, T. und ROHE, W., 1992: Ökophysiologische Untersuchungen zum Einfluß forstlicher Puffersubstanzen auf die Kahlrückige Waldameise *Formica polyctena* (Först.) (Hymenoptera, Formicidae). Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 189-218

ENGEL, M. und EISENBEIS, G., 1992: Untersuchungen zum Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Adenau in der Eifel -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 161-173

FRINGS, H., PLAUL, W. und RÖMER, G., 1989: Auswirkungen der Luftschadstoffe auf das Grundwasser in Waldstandorten. AFZ, 44, 957-959

FRITSCH, N. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Hunsrück -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 123-146

HILDEBRAND, E.E., 1990: Der Einfluß von Forstdüngungen auf die Lösungsfracht des Makroporenwassers. AFZ, 45, 604-607

KÖLLING, C., 1991: Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. AFZ, 46, 513-518

KOLK, A., KUBIAK, R. und EICHHORN, K.W., 1992: Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihrer Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 113-122

LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ, 1992: Merkblätter, Nr. 9, Bodenschutzkalkung. 2. Aufl., Eigenvgl., 23 S.

MATTERN, G., 1992: Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen und Moose) von Fichtenforsten. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 99-112

REHFUESS, K.E., 1989: Möglichkeiten und Grenzen von Düngung und Meliorationskalkung (als Maßnahmen gegen "neuartige" Waldschäden). Vortragsband des Internationalen Kongresses "Waldschadensforschung: Wissenstand und Perspektiven", Friedrichshafen, 2.-6.10.1989, II, 753-778

ROHE, W. und EISENBEIS, G., 1992: Einfluß der forstlichen Bodenkalkung auf die Laufaktivität der Roten Waldameise *Formica rufa* L. (Hym., Formicidae) im Wuchsbezirk Nordpfälzer Bergland - Zwischenbericht -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 219-238

SAUTER, U. und MEIWES, K.J., 1990: Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. FoHo, 45, 605-610

SCHÜLER, G., 1992a: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen -. Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 21/92, 5-26

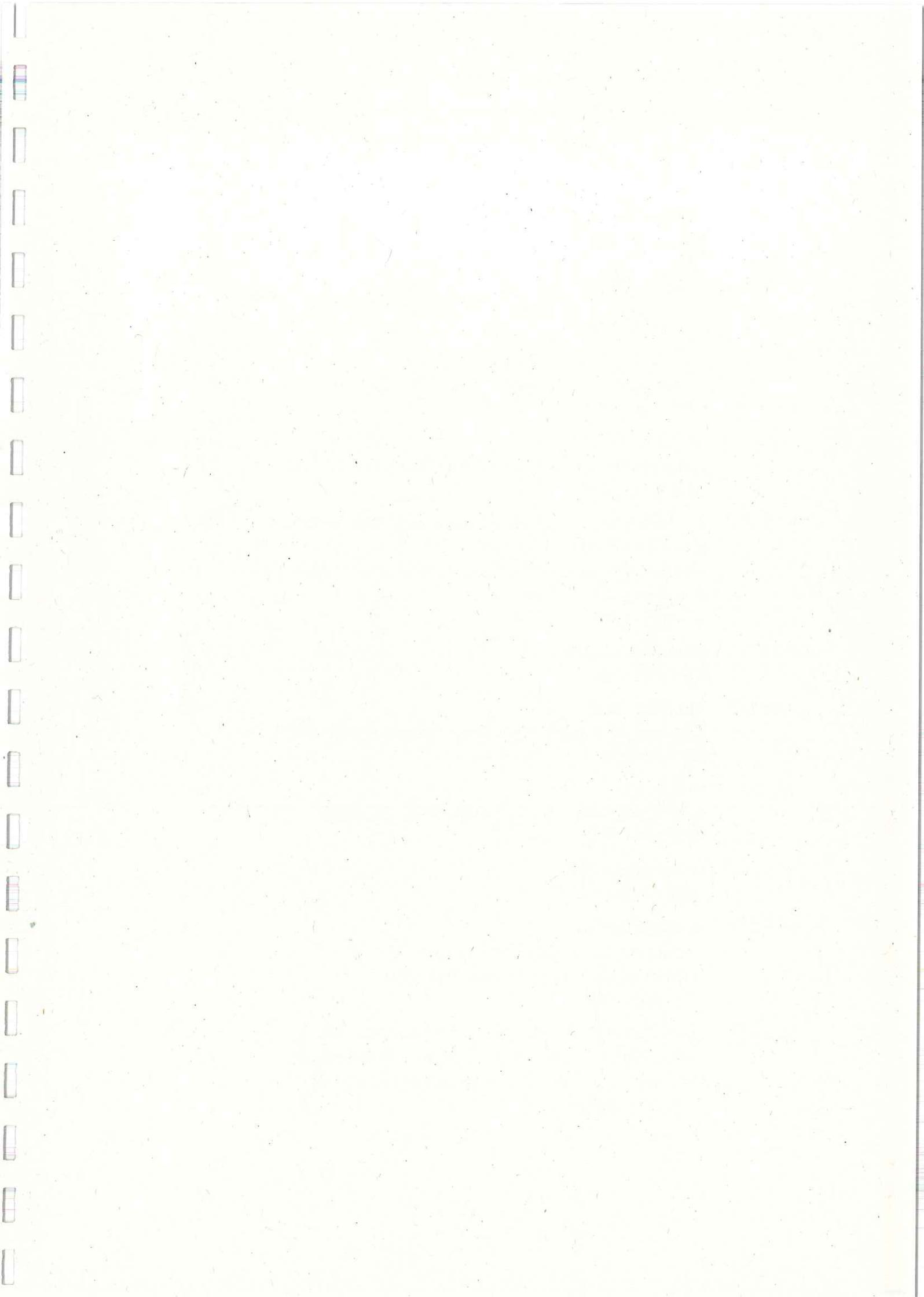
SCHÜLER, G., 1992b: Erste Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf den Sickerwasserchemismus in versauerten Waldökosystemen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 27-67

SCHÜLER, G. und ZWICK, N., 1992: Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 69-98

TAUCHERT, J. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus einem Fichtenstandort im Hunsrück bei Idar-Oberstein - Zwischenbericht -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 147-160

ULRICH, B., 1987: Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition. FA, 58, 232-239

WEBER, M. und EISENBEIS, G., 1992: Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzer Wald - Zwischenbericht -. Mitt. aus der FVA Rh-Pf., Nr. 21/92, 175-188



Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* erschienen:

- |         |  |          |
|---------|--|----------|
| 1/1987  | Jahresbericht 1984-1986<br>ISSN 0931-9662  |          |
| 2/1987  | BLOCK, STELZER:<br>Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen<br>ISSN 0931-9662  | DM 12,-- |
| 3/1987  | BLOCK, FRAUDE, HEIDINGSFELD:<br>Sondermeßprogramm Wald (SMW)<br>ISSN 0931-9662   | DM 12,-- |
| 4/1987  | BEUTEL, BLOCK:<br>Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986)<br>ISSN 0931-9662   | DM 12,-- |
| 5/1988  | Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste<br>von Wald und Forstwirtschaft<br>- Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als<br>Dienstszitz am 10.04.1987 -<br>ISSN 0931-9662 | DM 12,-- |
| 6/1988  | Jahresbericht 1987<br>ISSN 0931-9662   |          |
| 7/1988  | BEUTEL, BLOCK:<br>Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987)<br>ISSN 0931-9662   | DM 12,-- |
| 8/1988  | GERECKE:<br>Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz<br>ISSN 0931-9662  | DM 25,-- |
| 9/1989  | Jahresbericht 1988<br>ISSN 0936-6067   |          |
| 10/1989 | HEIDINGSFELD:<br>Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-<br>Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz<br>ISSN 0931-9662   | DM 25,-- |
| 11/1989 | BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN:<br>Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische<br>Untersuchungen zur Wipfleköpfung der Fichte<br>ISSN 0931-9662   | DM 12,-- |

- 12/1990 Jahresbericht 1989  
ISSN 0931-9662  
ISSN 0936-6067
- 13/1990 SCHÜLER DM 12,--  
Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch  
Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell ?  
ISSN 0931-9662
- 14/1990 BLOCK: DM 12,--  
Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-  
pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989  
ISSN 0931-9662
- 15/1991 Jahresbericht 1990  
ISSN 0931-9662  
ISSN 0936-6067
- 16/1991 BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, DM 12,--  
HEIDINGSFELD, SCHRÖCK:  
Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in  
Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm  
Wald, Ergebnisse 1983-1989  
ISSN 0931-9662
- 17/1991 BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD, ZOTH: DM 12,--  
Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und  
Waldböden in Rheinland-Pfalz  
ISSN 0931-9662
- 18/1991 SCHÜLER, BUTZ-BRAUN, SCHÖNE: DM 12,--  
Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von  
Waldbeständen  
ISSN 0931-9662
- 19/1991 AUTORENKOLLEKTIV: DM 12,--  
Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und  
Immissionsschäden im Vorderen Hunsrück - "SIMS" -  
ISSN 0931-9662
- 20/1992 Jahresbericht 1991  
ISSN 0931-9662  
ISSN 0936-6067

