

**FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR, WIEN**

Band 9

**G. GLATZEL, K. KATZENSTEINER,
E. LEITGEB UND H. HAGER
(HRSG.)**

**ORGANISCHE DÜNGUNG IM FORST
RAHMENBEDINGUNGEN UND
AUSWIRKUNGEN IHRER ANWENDUNG**
Ergebnisse einer Fachtagung in Mayerhofen im Zillertal
am 17. und 18. März 1994

**ORGANIC FERTILIZATION IN
FORESTS; FEASIBILITY AND EFFECTS
OF ITS APPLICATION.**

Results of a symposium in Mayerhofen i. Z., March 1994

Diese Tagung wurde von der
BIOCHEMIE Ges.m.b.H. Kundl
finanziell gefördert

MAI 1995

Glatzel G., K. Katzensteiner, E. Leitgeb und H.Hager (Hrsg.); 1995: Organische Düngung im Forst, Rahmenbedingungen und Auswirkungen ihrer Anwendung.

Forstliche Schriftenreihe, Univ. f. Bodenkultur, Wien; Band 9, 210 S.; Verleger: Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und Experimentelle Baumforschung, Universität für Bodenkultur, Wien. ISBN 3-900865-08-6.

Kurzfassung: Organische Düngung im Forst war das Thema einer Fachtagung in Mayerhofen i. Z. im März, 1994. In diesem Band werden die überarbeiteten und ergänzten Referate veröffentlicht. Die Beiträge umfassen historische Aspekte des Waldniederganges, die Rolle von Ernährungsstörungen bei der Entwicklung von Waldschäden, den gegenwärtigen Zustand der österreichischen Waldböden, die Auswirkungen der Anwendung organischer Dünger auf ökosystemare Prozesse in Wäldern (Bäume, Bodenbiologie, Bodenchemie, Sickerwasserchemie), die Anwendung in Hochlagenaufforstungen und Rahmenbedingungen für die Anwendung in Wäldern.

STICHWÖRTER: Walddüngung, Nährstoffmängel, Organische Dünger.

Glatzel G., K. Katzensteiner, E. Leitgeb und H.Hager (Eds.); 1995: Organic Fertilization in Forests; Feasibility and Effects of its Application.

Forstliche Schriftenreihe, Univ. f. Bodenkultur, Wien; Vol. 9, 210 p.; Published by the Austrian Society for Forest Ecosystem Research and Experimental Tree Research at the BOKU-University Vienna. ISBN 3-900865-08-6.

Abstract: Organic Fertilizer application in forests was subject of an international symposium in Mayerhofen i. Z. in March, 1994. In this volume the revised and extended papers presented at the symposium are published. The contributions cover historical aspects of forest deterioration, the role of nutritional disturbances in forest decline, the present status of forest soils in Austria, the effects of the application of organic fertilizers on forest ecosystem processes (trees, soil biology, soil chemistry and seepage water chemistry), the use in high altitude afforestation and the feasibility of fertilization in forests.

KEYWORDS: Forest fertilization, nutrient deficiency, organic fertilizers.

Vorwort der Herausgeber

Die seit den frühen achtziger Jahren immer deutlicher hervortretende Destabilisierung der Wälder stellt im Alpenraum ein gravierendes Problem dar. Das Erbe der historischen Landnutzung (Großkahlschläge für Protoindustrien, Waldweide und Streunutzung), aber auch die gegenwärtigen Einflüsse des Menschen (Immissionsbelastung und Klimaveränderungen) sind Ursachen für diese negative Entwicklung. Wie eine Vielzahl von Untersuchungen mittlerweile belegt, sind die beobachteten Waldschäden häufig mit Ernährungsstörungen verbunden. Unter diesen Bedingungen können mit gezielten Düngungsversuchen häufig gute Revitalisierungsergebnisse erzielt werden. Da im Allgemeinen in Wäldern die am geringsten belasteten Wassereinzugsgebiete liegen, ist bei der Revitalisierungsdüngung besonders auf den Grundwasserschutz zu achten. Organische Dünger stellen eine langsam fließende, an die biologische Aktivität der Böden und an das Wachstum der Pflanzen gekoppelte Nährstoffquelle dar. So werden Auswaschungsverluste minimiert und der nachhaltige Wirkungsgrad optimiert - Eigenschaften, die organische Dünger auch für die Anwendung in der Hochlagenaufforstung prädestinieren.

Die Biochemie Ges.m.b.H. Kundl hat in den vergangenen 15 Jahren intensive Forschungsarbeit in die Entwicklung organischer Spezialdünger investiert. Forschungsanstalten und Universitätsinstitute haben in Gefäßversuchen und in praxisnahen Freilandversuchen neben den Auswirkungen der Anwendung für Spezialkulturen und Schipisten auch Einsatzmöglichkeiten derartiger Produkte für den Forst getestet.

Da diese Versuche für Waldsanierung und Hochlagenaufforstung vielversprechende Ergebnisse brachten, bat uns die Biochemie Ges.m.b.H. Kundl, eine Tagung zu organisieren, in welcher einerseits diese Ergebnisse vorgestellt, andererseits die Rahmenbedingungen für eine Anwendung dieser Dünger erarbeitet werden sollten. Am 17. und 18. März 1994 wurde dann in Mayerhofen im Zillertal unter Mitwirkung von führenden Fachleuten aus dem deutschen Sprachraum und von Vertretern von Forstbehörden die Fachtagung 'Organische Düngung im Forst' abgehalten. Die Tagung war gut besucht und verlief sehr erfolgreich.

Der vorliegende Band bringt die überarbeiteten und ergänzten Manuskripte aller 12 Vorträge. Wir hoffen damit nicht nur den Symposiumsteilnehmern sondern auch allen an der Waldsanierungsproblematik interessierten Forstleuten und Umweltfachleuten einen Überblick über den aktuellen Wissensstand auf diesem Gebiet bieten zu können.

Den Autoren sei an dieser Stelle für die große Geduld bei der Erstellung und Revision der Manuskripte zu danken. Der Biochemie Ges.m.b.H. Kundl danken wir für die finanzielle Unterstützung der Tagung und die gelungene Organisation am Tagungsort.

Wien, im Mai 1995

*Gerhard Glatzel, Klaus Katzensteiner
Ernst Leitgeb und Herbert Hager*

INHALT

	SEITE
GLATZEL G.	
Nährstoffverarmung und Bodenversauerung in Waldökosystemen des österreichischen Alpenraumes <i>Nutrient depletion and soil acidification of Forest Ecosystems in the Austrian Alps</i>	1
HÜTTL R. F.	
Ernährungsstörungen in Wäldern - Ursachen und Therapie <i>Nutrition disturbance in forests</i>	19
MUTSCH F., ENGLISCH M. und KILIAN W.	
Der Zustand der Waldböden in Österreich.- Ausgewählte Ergebnisse <i>The Condition of Forest Soils in Austria - Selected Results</i>	35
NASCHBERGER S.	
Ökologische Bewertung organischer Forstdünger <i>Ecological Evaluation of Organic Forest Fertilizers</i>	51
KATZENSTEINER K.	
Walddüngungsversuche mit organischen Spezialdüngern <i>Forest Fertilization with Organic Slow Release Fertilizers</i>	65
ECKMÜLLNER O.	
Zuwachskundliche Auswertungen von Düngeversuchen mit organischen Düngern <i>Yield and Increment Studies on Fertilization with Organic Slow Release Fertilizer</i>	91
AESCHT E. und FOISSNER W.	
Auswirkungen organomineralischer Dünger auf Bodenorganismen des Böhmerwaldes in Oberösterreich <i>Effects of Organically Enriched Magnesite Fertilizers on Soil Organisms of the Bohemian Forest in Upper Austria</i>	107

HASELWANDTER K. und BERRECK M.

Variabilität von mikrobieller Biomasse und Ektomykorrhiza-Entwicklung
in gedüngten und ungedüngten Fichtenbeständen

*Variability of Microbial Biomass and Ectomycorrhiza Development
in Fertilized and Unfertilized Norway Spruce Stands.....147*

FLORINETH F.

Begrünung von Erosionszonen über der Waldgrenze in Südtirol

Erosion Control above the Tree Line in South Tyrol.....159

FUCHS J.

Wissenschaftliche Exaktversuche zur Frage des Aufkommens und
Wachstums von Fichtenpflanzen bei schwierigen Aufforstungen

*Scientific Experiments at the Question of Recovery and Growth of
Spruce at difficult Afforestations.....177*

WEISSBACHER J.

Der Einsatz organischer Dünger bei Hochlagenaufforstungen

Use of Organic Fertilizers for Afforestations in High Elevation Forests.....191

STÖHR D.

Rahmenbedingungen für die Walddüngung und den Einsatz von
Bodenhilfsstoffen in Tirol

Requirements for Fertilization in Protection Forests of Tyrol.....201

NÄHRSTOFFVERARMUNG UND BODENVERSÄUERUNG IN WALDÖKO- SYSTEMEN DES ÖSTERREICHISCHEN ALPENRAUMES

NUTRIENT DEPLETION AND SOIL ACIDIFICATION OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE AUSTRIAN ALPS

Gerhard GLATZEL

Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur, Peter Jordanstr.82,
A-1190 WIEN

SUMMARY

At the end of the last ice age, forests re-invaded Austria from their southerly retreats. Within a fairly short time most of the land below timberline was occupied by forests, worsening conditions for game and prehistoric hunters alike. Man reacted by clearing forests for agriculture, in the beginning for shifting pastures, later on for permanent fields. Both practices caused heavy erosion, as indicated by sediment stratigraphy. The use of metals brought the next change. For the first time wood was needed for mining and smelting. Prospectors roamed steep alpine valleys for ore and salt and mining villages created the demand for trade and local pastures at or above timberline. Forests were harvested both for wood and for accumulated plant nutrients to support agriculture. After wars and epidemics forests regained land, during famines forest were degraded and devastated. Industrialisation changed forest use again. In the beginning was a dramatic energy crisis and even the most remote forests were clear-cut to provide wood and charcoal. Human population pressure created an increased demand for food, which was barely met by utilising all sources of nitrogen and mineral nutrients. Litter raking, lopping of branches and grazing in forests caused soil acidification at higher rates than present deposition of air pollutants. Hard coal saved the forests and allowed the restoration of forests as the basis for sustainable income for forest owners. The use of mineral fertilizers in agriculture and modern agricultural techniques relieved forest from biomass harvesting for agricultural use. During the last few decades Austrian forests were opened by an extended network of roads. Ironically, the replacement of fuel wood by fossil fuels, which, at first, relieved the forests, caused severe problems later on. Forests in Austria are suffering from air pollution, caused by heavy use of hard coal and oil. At present new concepts of sustainability are developed as forest uses other than wood production become more important. There is an urgent need to restore degraded systems to diverse, multifunctional forests. On nutrient depleted, acidified soils this requires the use of soil amendments and fertilizer. Forest ecosystem restoration, however, is a complex task and all aspects of land use must be included in restoration planning.

KEYWORDS: Acidification, nutrient depletion, forest history

ZUSAMMENFASSUNG

Wenn man heute über Nährstoffverarmung und Bodenversauerung in Waldökosystemen spricht, denkt man vor allem an die schädliche Einwirkungen von Luftschadstoffen und vergißt allzuleicht, daß der Großteil der Wälder im Alpenraum bereits schwer degradiert war, als die Industrialisierung die Alpentäler erreichte. In diesem Beitrag soll daher vor allem auf jene Waldnutzungen eingegangen werden, die unmittelbar und direkt zur Nährstoffverarmung und Bodenversauerung führen. Um einen Überblick über die Gesamtentwicklung zu geben, scheint es sinnvoll, die wechselseitige Beeinflussung von Wald und Mensch seit der Wiedereinstellung unserer Wälder nach der Eiszeit zu geben.

STICHWÖRTER: Versauerung, Nährstoffverarmung, Forstgeschichte

Die Wiederbewaldung des Alpenraumes

Vor etwa 13.000 Jahren setzte weltweit starke Erwärmung ein und die Gletscher begannen, trotz einiger Klimarückschläge rasch abzuschmelzen. Auf den mineralstoffreichen Ablagerungen, die von den Gletschern als Moränen oder im Vorfeld als Löß zurückgelassen wurden, dominierten zunächst Gräser und Kräuter. Sie boten ideale Äsungsbedingungen für pflanzenfressende Wildtiere, deren große Herden leichte Beute für prähistorische Jäger wurden, wie Funde von Knochen und Steinwerkzeugen beweisen (Pittioni, 1980). Zunehmende Niederschläge begünstigten die Vernässung und Versumpfung abflußloser Mulden, die nach Rückzug der Gletscher zurückgeblieben, oder im Vorfeld der Gletscher durch Erosions- und Sedimentationsprozesse entstanden waren. Die klimatischen Voraussetzungen für den Wald waren bald wieder erreicht, doch es brauchte seine Zeit, bis sich Bäume von ihren Rückzugsgebieten bis zu uns ausgebreitet hatten (Kral, 1994). Zunächst faßten Weiden Fuß, deren wollige Samen vom Wind weit getragen werden. Bald folgten Kiefern und Birken, die bereits ausgedehnte, lichte Wälder bildeten und Gräser und Kräuter zurückdrängten. An feuchteren Standorten war die Erle ein wichtiges Pioniergehölz. Vor etwa 10.000 Jahren begannen Hasel, Eiche, Ulme, Ahorn und Fichte einzuwandern. Es entstanden die ersten dichten und finsternen Wälder und bald war alles Land, das unterhalb der klimatischen Waldgrenze lag und nicht zu steil oder vernäßt war, von endlosen Wäldern bedeckt. Für unsere Vorfahren brachte der Siegeszug der Wälder einschneidende Veränderungen. Mit den offenen Graslandschaften waren die großen Herden von Wildtieren verschwunden. Oberhalb der Waldgrenze gab es zwar noch Grasland, die hohe Schneelage im Winter machte aber Tieren und Jägern gleichermaßen zu schaffen. Da geschlossener Wald eine geringe Tragfähigkeit für Jäger und Sammler aufweist, waren die Menschen gezwungen, vermehrt entlang von Flüssen und Seen von Fischfang und mühsam gewordener Jagd zu leben. Es gibt aus dieser Zeit nicht allzu viele Funde und wir müssen annehmen, daß der Einfluß des Menschen auf größere, geschlossene Waldgebiete sehr gering war.

Waldrodung ermöglicht primitive Landwirtschaft

Die für Jäger und Sammler immer ungünstiger werdenden Lebensbedingungen führten zu einer völligen Umstellung der Lebensweise. Viehzucht und Ackerbau setzten sich immer mehr durch. In einer überwiegend bewaldeten Landschaft bedingte dies aber die Rodung des Waldes. Feuer war eine wirksame Methode, dem Wald fruchtbares Weide- und Ackerland abzuringen. Wälder vermögen innerhalb einiger Jahrhunderte beträchtliche Mengen an Pflanzennährstoffen in ihrer Biomasse anzuhäufen und den Boden mit Humus anzureichern. Nach dem Abbrennen der Bäume und Sträucher ist Waldboden locker, unkrautfrei und leicht bearbeitbar. Die aus der Asche gelösten Pflanzennährstoffe garantieren zunächst ausgezeichnete Erträge. Wenn später die Ernten als Folge von Vergrasung und Verunkrautung sowie Nährstoffverarmung zurückgingen, überließ man die nutzlos gewordenen Flächen wieder dem Wald und rodete andere Teile, die unter Wald wieder nährstoffreich und unkrautfrei geworden waren. Im geneigten Gelände führte Wanderfeldbau oft zu starker Bodenerosion und zur Anhäufung von Erosionsmaterial in Mulden und stehenden Gewässern.

Gegen Ende der Steinzeit gab es in günstigen Lagen bereits ständig bewohnte Siedlungen (Pittioni, 1980). Erstmals war in unserem Raum der Wald mehr als Jagdrevier und Kulturhindernis, er war zur Quelle für Bauholz geworden und lieferte Holz für das Brennen von Tontöpfen.

In der mittleren und jüngeren Steinzeit waren auch die Schattbaumarten Tanne und Buche eingewandert und hatten sich stark ausgebreitet. Unberührte Urwälder müssen damals schon mit Bäumen gewaltiger Dimensionen beeindruckt haben. Die Fortbewegung im Wald über die modernden Stämme gestürzter Baumriesen war ungleich schwieriger geworden als in den lichten Birken- und Kiefernwäldern der Altsteinzeit. Die Verjüngung derartiger Mischwälder erfolgt in den kleinen Lücken, die einzelne abgestorbene Bäume hinterlassen haben, was die Bedingungen für Wildtiere und Jäger weiter erschwerte.

Bergwerke und Metallverhüttung schaffen erstmals Nachfrage nach Holz

Die Entdeckung der Metalle für Werkzeuge und Waffen und die Entwicklung von Methoden zur Erzverhüttung brachte die nächste Wende für den Wald. Plötzlich brauchte man große Mengen von Holz für den Bergbau sowie die Verhüttung der Erze und erstmals rückte man dem Wald nicht mehr nur dort zuleibe, wo der Boden fruchtbar und das Klima mild war, sondern auch dort, wo Erzlagerstätten zu finden waren. Wilde Alpentäler und schroffe Berghänge wurden von bronzezeitlichen Prospektoren durchstreift und wo immer man auf Kupfer- und später Eisenerze stieß, entstanden Bergbausiedlungen. Der Wald lieferte Bauholz für die Siedlungen, Grubenholz für den Bergbau, Holz für den Wege- und Brückenbau und vor allem Energieholz für die Verhüttung. Die für komplizierte Verhüttungs- und Metallbearbeitungsvorgänge nötigen hohen Temperaturen wurden nur bei der Verbrennung von Holzkohle erzielt, die auch den Vorteil bot, daß sie wegen ihres geringen Gewichtes relativ leicht aus entlegenen Waldgebieten herangeschafft werden konnte. Neben den Gebrauchsmetallen wurden auch Edelmetalle, wie Silber und Gold abgebaut.

Trotz der intensiven Ausnützung der alpinen Weidegründe oberhalb der Baumgrenze für die Viehzucht und starker Rodungstätigkeit zur Erweiterung des Weidelandes an der Baumgrenze sowie zur Gewinnung von Ackerland und Wiesen in den Täler, konnte die Ernährung der Bergleute und Schmiede nur durch Nahrungszukäufe aus Gegenden mit günstigerem Klima gesichert werden. Der Handel wurde zu einem wichtigen Wirtschaftsfaktor und verbrauchte seinerseits Holz für den Bau und die Erhaltung von Wegen und sonstigen Transporteinrichtungen.

Neben den Metallen war auch Salz von großer Bedeutung. Der Energieverbrauch für die Gewinnung von Salz aus alpinen Lagerstätten war damals aber noch wesentlich geringer als heute, weil man Salz noch nicht laugte und eindampfte, sondern in Brocken aus dem Berg heraushaute und vermarktete.

Der Wald ist stark im Nehmen

Die Spanne zwischen Bronzezeit und dem Mittelalter brachte keine grundlegenden Veränderungen der Beziehungen zwischen Menschen und Wald. Der Wald wurde verstärkt gerodet, wenn die Bevölkerung zunahm; er kehrte zurück, wenn der Siedlungsdruck nachließ. Man hatte schon gelernt, daß die im Wald angehäuften Vorräte an Pflanzennährstoffen auch indirekt für die Landwirtschaft nutzbar gemacht werden konnten. In steilen Lagen brauchte man den Wald nicht zu roden sondern nur aufzulichten um Weide für das Vieh zu schaffen. Außerdem konnte man Zweige von den Bäumen abschlagen, um dem Vieh zusätzliches Futter zu verschaffen. Biomasse aus den Wäldern in Form von Streu wurde wohl bereits damals verwendet, um damit auf den Feldern den Nährstoffentzug durch die Ernte auszugleichen. Im Umfeld größerer Siedlungen dürften bereits in der Römerzeit Waldböden stark degradiert gewesen sein.

Die Dichte der menschlichen Bevölkerung lag vermutlich oft an der Grenze der ökologischen Tragfähigkeit. Es ist anzunehmen, daß mancherorts auch das Bau- und Brennholz knapp wurde, und daß es nicht immer leicht war, Holz für durch Krieg und Feuer zerstörte Siedlungen zu beschaffen. In der Kelten- und Römerzeit erreichten die Bevölkerungsdichte und die Erschließung mit Straßen einen ersten Höchststand. Neue Kulturpflanzen, wie Weinrebe und Nußbaum wurden eingebürgert. Kriege und Klimarückschläge (Kral, 1994) führten schließlich zum Zusammenbruch der römisch beeinflussten Hochkultur und der Wald nahm wieder Besitz von den verlassenen Siedlungen, Äckern und Weiden.

Der Urwald kehrt zurück

Während der Völkerwanderung des vierten bis sechsten Jahrhunderts war der österreichische Alpenraum stark entvölkert und wurde von den ziehenden Heerscharen meist umgangen. Die Bewaldung in den Tälern und in den Mittelgebirgen erreichte einen neuen Höchststand und großflächig zusammenhängende Urwälder bedeckten weite Landesteile.

Die Rodungswelle des Mittelalters

Gegen Ende des sechsten Jahrhunderts wurde unser Land aufs neue kolonialisiert. Von Nordwesten erfolgte die Besiedlung durch Alemannen und Bayern, von Osten und Südosten durch Slawen. Gründungslegenden von Klöstern berichten des öfteren von der Errettung verirrter Jäger aus der Unwegsamkeit undurchdringlicher Urwälder. Viele Wege führten damals über die Höhen der Berge, weil die dichtbewaldeten, oftmals sumpfigen oder von steilen Bergflanken verengten Täler mit den damaligen Mitteln nur schwer für den Verkehr erschließbar waren. Klöster spielten vielerorts eine entscheidende Rolle bei der Rodung und Urbarmachung der Urwälder. Wenn man ein Satellitenbild des Waldviertels studiert, kann man noch heute erkennen, wie der Wald konzentrisch um die Klöster und Siedlungen zurückgedrängt wurde.

Im Hochmittelalter hatte die Erschließung des österreichischen Alpengebietes einen neuen Höhepunkt erreicht, und das Bewaldungsprozent war vielerorts geringer als heute. Es ist anzunehmen, daß die verbliebenen Wälder ausgeplündert und degradiert waren. Aus dem Mittelalter ist bereits belegt, daß bestimmte Baumarten gezielt gefördert wurden, beispielsweise Weiden, um den Futterertrag für Bienen zu steigern und damit die Ernte an Bienenwachs für Kerzen zu erhöhen.

Da im Mittelalter auch der Bergbau eine neue Blüte erreicht hatte und vielerorts Holz ein knappes und rares Gut wurde, versuchten die Landesherrn ihren Zugriff auf die Holzreserven zu sichern. Während nach dem alten Römischen Recht Wald Gemeingut war, entstanden neue Rechtsordnungen, die den Landesherrn vielfältige Rechte der Waldnutzung einräumten (Johann, 1994).

Im Spätmittelalter und in der älteren Neuzeit bedingten Klimarückschläge, Hungersnöte, Seuchen und Kriege einen starken Rückgang der Bevölkerungsdichte. Oft wurden Gehöfte und Siedlungen aufgegeben oder nach der Zerstörung nicht wieder aufgebaut. Wiederum dauerte es nicht lange, bis der Wald verlorenes Terrain zurückerobert hatte. Am Ende des Dreißigjährigen Krieges hatte der Wald wieder viele Wiesen und Äcker zurückerobert und einen neuen Höchststand der Bewaldung erreicht.

Die große europäische Energiekrise

Die industrielle Revolution der jüngeren Neuzeit hatte entscheidenden und bedrohenden Einfluß auf den Wald. Menschliche und tierische Arbeitskraft wurde in den Alpentälern vermehrt durch Wasserkraft ergänzt und ersetzt. Holz blieb aber zunächst die einzige Quelle thermisch nutzbarer Energie. Zusätzlich zu den klassischen Verwendungszwecken im Bergbau und Hüttenwesen waren zahlreiche neue Abnehmer gekommen. Salz wurde aus dem Berg gelaugt und in Salinen durch Eindampfen der Salzlösung über Holzfeuern gewonnen. Eisen- und Stahlwerke erzeugten große Mengen an Schmiedewaren. Erste Dampfmaschinen wurden aus England herbeigeholt und in Manufakturen eingesetzt. Glashütten bedurften nicht nur der Energie des Holzes, sondern auch der Pottasche, die durch Verbrennen von Biomasse aus dem Wald gewonnen wurde. Laut Krummer-Schrott (1976) wurde für die Pottascheherstellung vorzugsweise Buchenholz verwendet, weil diese besonders reich an Pottasche war. Für die Pottaschengewinnung wurde bis zu 97 Prozent des zur Glasherstellung eingesetzten Holzes verbraucht, für den eigentlichen Schmelzvorgang nur 3 Prozent. Nach Brückner (1968) wurden im Schwarzwald bis zu 140 fm Holz für die Herstellung von 100 kg Glas verbraucht. Um den Energiebedarf der rasch wachsenden Industrie zu decken, waren gewaltige Mengen an Holz und Holzkohle notwendig. Dazu kam ein rasant steigender Bedarf an Bauholz und Brennholz für die expandierenden Städte und letztendlich auch ein nicht zu unterschätzender Holzbedarf des Militärs.

Um den unersättlichen Energiebedarf der Industrie zu stillen, ging man daran, bisher unzugängliche Wälder mittels aufwendiger Transportsysteme zu erschließen. Der Schwarzenberg'sche Schwemmkanal, der entlegene Teile des Böhmerwaldes über die kontinentale Wasserscheide hinweg zur Donau hin erschloß, war ein Wunderwerk der Ingenieurkunst, mit Tunnels für den Kanal und komplizierten Wasserspeicher- und -zubringssystemen. Seitentäler in den Alpen, deren Abschluß oft enge Schluchten bilden, wurden mit aufwendigen flußbaulichen Maßnahmen der Holztrift zugänglich gemacht. Lange Holzriesen halfen Steilgelände zu überwinden. Derart aufwendige technische Bauten, die selbst oft enorme Holzmengen verschlangen, waren nur dann rentabel, wenn ganze Einzugsgebiete auf einmal kahlgeschlagen wurden. Zu Ende des 18. Jahrhunderts war der Großteil der leichter zugänglichen Wälder kahlgeschlagen; in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurden auch die meisten Gebirgswälder

erschlossen. S. HAUSEGGER schreibt 1861 in einem bemerkenswerten Aufsatz über die Ökologie mitteleuropäischer Urwälder: "Es ist zweifelhaft, daß es im zivilisierten Europa überhaupt noch eigentliche Urwälder gibt. Schreiber dieses hat tief in den Karpaten, mitten in einem Meere von Waldungen, wo jetzt meilenweit keine menschliche Wohnung zu sehen ist, und mehr als sonst der Zustand vorausgesetzt werden könnte, Ruinen einstiger Wohnstätten und unverkennbare Spuren gefunden, daß dort, wo jetzt der angebliche Urwald steht, einst Ackerfeld war."

Folgen der großflächigen Abholzung in den Alpentälern waren verheerende Vermurungen und Hochwässer. Sie waren der Ausgangspunkt für die Wildbach- und Lawinenverbauung (Killian, 1994) und für gesetzliche Regelungen, die den Waldbesitzern Nutzungsbeschränkungen und Handlungsvorschriften auferlegten. 1852 wurde das Österreichische Reichsforstgesetz erlassen (Bobek und Johann, 1994) .

Der ständige Hunger in den Alpentälern

Um die seit dem 18 Jahrhundert auch in den Alpen stark wachsende Bevölkerung zu ernähren, mußte die Landwirtschaft große Mengen an Nahrungsmitteln produzieren. Da chemisch hergestellte Düngemittel noch unbekannt waren, wurden einmal mehr die Reserven der Wälder an Pflanzennährstoffen ausgebeutet, um die Landwirtschaft in Gang zu halten. Auf den großen Kahlschlagflächen wurden vor der Wiederaufforstung Getreide und Rüben gepflanzt (Fahrner, 1882), überall wurde streugenutzt und geschneitelt und die Waldweide erreichte entlegenste Gebiete. Bei uns degradierten laubbaumreiche Mischwälder zu lichten Kiefernbeständen, in England und Norddeutschland waren Wälder zu Heideland verkommen.

Einen ausführlichen Überblick über die vielfältige Nutzung der Wälder zu Mitte des vorigen Jahrhunderts gibt Joseph Wessely (1853) in seinem Monumentalwerk "Die österreichischen Alpenländer und ihre Forste". Neben den verschiedenen Sortimenten an Nutz- und Brennholz (auch Reisigbündel und Wurzelholz) werden Holzkohle, Holzasche, Lohrinde, Rindenbahnen, Bast, Zapfen und Baumsamen, Pech, Terpentin, Streu, Weideerträge, Wildheu, Produkte des Waldfeldbaues in Tief- und Hochlagen, Beeren, Wildobst und viele andere Produkte angeführt. Fast vergessen sind heutzutage

Kuriositäten wie Bootskufen aus ausgegrabenem Wurzelholz oder die hakenförmig gekrümmten Stämmchen künstlich niedergebogener Lärchenpflanzen, die zum Befestigen hölzerner Dachrinnen verwendet wurden. In Urgesteinsgebieten wurde daneben auch noch nach Quarzsteinen oder Quarzsand für die Glashütten gegraben. Zahlreiche Karrenwege, die heute noch als Hohlwegscharen im Wald erkennbar sind, ermöglichten den Abtransport der verschiedenen Waldprodukte.

Bei Wessely (1853) finden sich quantitative Angaben über die Belastung des Waldes durch die Landwirtschaft im Alpenraum im 18. und 19. Jahrhundert. Die Zunahme der Bevölkerung spiegelt sich in der Viehhaltung wieder. Im Jahr 1776 wurden in Tirol 170.000 Kühe gehalten, 1846 war die Zahl der Kühe auf 321.000 gestiegen. Im Jahr 1846 wurden nach der Statistik von Wessely (Seite 133) in Deutschtirol und Vorarlberg auf einer Gesamtwaldfläche von 1.068.000 Joch (das sind 614.000 ha), 1.469.000 Kubikklafter (das sind etwa 4.850.000 m³ Waldboden- und Reisig- Hackstreu) gewonnen. Aus diesen Angaben lassen sich Stickstoffaustrag und Bodenversauerung grob abschätzen. Der nachstehenden Schätzung liegen folgende Annahmen zugrunde

tatsächlich der Streunutzung zugängliche Fläche	60 Prozent
Trockenmasse eines rm Streu (Dieterich, 1925)	100 bis 150 kg
Stickstoffgehalt im Mittel (Glatzel, 1991)	1.0 bis 1.4 Prozent
Säureneutralisationskapazität (Glatzel, 1991)	1,4 mol je kg Streu

Je Hektar Waldboden ergeben sich daraus folgende Belastungen:

Entzogene Streumenge	13,2 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹
Biomassenentzug	1.320 bis 1.980 kg.ha ⁻¹ a ⁻¹
Stickstoffentzug	13,2 bis 27,7 kg. ha ⁻¹ a ⁻¹
Bodenversauerung	1,8 bis 2,8 kmol. ha ⁻¹ a ⁻¹

Im Vergleich mit Entzugsmengen bzw. Dünger- und Kalkbedarf moderner Landwirtschaft sind diese Mengen bescheiden. Die jährliche Bodenversauerung ist

aber doch deutlich größer als jene, die gegenwärtig im Durchschnitt des österreichischen Bundesgebietes durch die Deposition von Luftverunreinigungen zustande kommt. Auch die Stickstoffentzüge waren in vielen Gebieten größer als jene Mengen, die heute durch Deposition in die Wälder gelangen. Da Streunutzung, Schneitelung und Waldweide in vielen Gegenden über Jahrhunderte ausgeübt wurde, ist es nicht verwunderlich, daß Waldböden nachhaltig nährstoffverarmt sind und auch heute noch kümmerliche Fichten und Kiefernbestände tragen, wo einstmals gutwüchsige Laub-Nadel-Mischwälder stockten. Im Bericht über den Zustand der Tiroler Böden (1988) lassen sich dementsprechend noch die Nachwirkungen der historischen Biomassenausplünderung in den Analysendaten erkennen.

Die Nutzung der Wälder zur Sicherung der menschlichen Ernährung blieb auch im 19. Jahrhundert noch sehr wichtig (Anonymus, 1864). Viele Kahlschläge wurden vorübergehend für die Waldweide genutzt. Dadurch wurde zusätzliche Nahrung für die hungernden Menschen gewonnen, der Schaden am Wald durch Bodenverdichtung und Viehvertritt war aber gewaltig. Die Großkahlschläge waren oft sehr schwer wieder zu bewalden. Vielfach behalf man sich mit Schneesaaten von Fichtensamen aus für das Gebirge untauglichen Tieflagenherkünften, was man damals noch nicht wußte. Schattbaumarten, insbesondere die empfindlichen Tannen und Buchen verschwanden oft gänzlich aus den sekundären Beständen. Im Steilgelände entstanden Lawinenbahnen, die vielfach bis heute offen geblieben sind.

Der traurige Zustand der europäischen Wälder um die Jahrhundertwende vom 18. zum 19. Jahrhundert und der Profit, den die Holzproduktion versprach, führten zum Entstehen der modernen Forstwirtschaft. Zunächst in Deutschland und dann auch in Österreich wurden forstliche Ausbildungsstätten gegründet und Fakultäten für Forstwissenschaften etabliert. Angesichts der katastrophalen Engpässe bei Holz waren die Wiederaufforstung verwüsteter Wälder und die Melioration degradierter Waldböden sowie die Nachhaltigkeit des Holzertrages für den Bedarf von Bergbau, Industrie, Städten und Militär zentrale Ziele. Man ging damals erstmals daran, vernäbte Streuwiesen durch Trockenlegung mittels Grabennetzen für den Wald zu erschließen und ertragsarme Waldwiesen aufzuforsten.

In der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts war das Denken der Forstleute unter dem Einfluß der naturwissenschaftlichen Aufklärung und der Ehrfurcht vor der Allmacht der

Natur (Goethe) noch sehr auf Naturnähe ausgerichtet. PFEIL (1783 - 1859), einer der ersten großen Waldökologen, der das "Eherner Gesetz des Standörtlichen" formulierte, schreibt: "Fraget die Bäume, wie sie erzogen sein wollen, sie werden Euch besser darüber belehren, als die Bücher es thun" (Joachim, 1992). Hundeshagen (1821), der Verfasser der ersten "Enzyklopädie der Forstwissenschaften" definiert Forstwissenschaft als "die wissenschaftlich geordneten Grundsätze zu einer, den zeitlichen und örtlichen Zwecken des Menschen möglichst angemessenen Behandlung der Wälder. Das Wort 'Behandlung' ist hier im umfassenden Sinne, als Inbegriff alles Handelns gedacht, was jenen Zwecken entspricht. Diese sind die entfernteren Ursachen von menschlichen Bedürfnissen und an sich sehr mannigfaltig, folglich nicht bloß auf Produktengewinnung gerichtet, denn die Wälder werden ja auch als Schutzmittel gegen Lawinen, Stürme und als Beförderungsmittel der Gesundheit benutzt". Unter dem Einfluß romantischer Gartenbaukunst wurde der Waldästhetik großer Wert beigemessen (Borch, 1824).

Kohle und Chemie retten den Wald

Allen guten Vorsätzen und gesetzlichen Vorschriften über die Nachhaltigkeit zum Trotz wurden viele Wälder weiterhin ausgeplündert und verwüstet (Killian, 1994). Erst die zunehmende Verwendung von "Holzersatzstoffen", das ist die noch 1853 von WESSELY verwendete Bezeichnung für Braun- und Steinkohle sowie Torf, brachte eine erste Entlastung für den Wald. Später ermöglichten chemisch hergestellte Düngemittel das allmähliche Abgehen von der devastierenden Streunutzung und Schneitelung. Schon Justus Von Liebig (1840) hatte erkannt, daß Holz sehr arm an Pflanzennährstoffen ist und es daher für die Holzproduktion keiner Düngung bedarf, während Nahrungsmittel viel Eiweiß enthalten sollen und daher reich an Stickstoff und Mineralien sind und ohne Düngung nicht nachhaltig erzeugt werden können. Streunutzung, die dem Wald große Mengen an Stickstoff und Mineralstoffen entzog und damit zur Bodenversauerung und Nährstoffverarmung führte (Glatzel, 1991), hielt sich in manchen Gegenden Österreichs noch bis nach dem zweiten Weltkrieg.

Gegen Ende des 19. Jahrhunderts trat die energetische Verwertung von Holz immer mehr zurück und die Erzeugung von Nutzholz für das Bauwesen sowie die Säge- und Möbelindustrie trat in den Vordergrund. Daneben tat sich ein stetig wachsender Markt

für Industrieholz als Rohstoff der Papier- und Zellstoffherzeugung auf. Man konnte nun darangehen, die in der ersten Hälfte des Jahrhunderts in der Theorie entwickelten, aber wenig zum Tragen gekommenen Nachhaltigkeitskonzepte in die Tat umzusetzen. Die Naturwissenschaften und die ökonomischen Wissenschaften hatten inzwischen große Fortschritte gemacht und der Siegeszug von Technik und Chemie hatten den Eindruck entstehen lassen, daß es keine Grenzen für die Umsetzung menschlicher Planungen in der Natur gibt. Daher ging man jetzt nicht mehr von der Naturbeobachtung als Grundlage für die Waldbehandlung aus, sondern von ökonomischen Modellen. Die Baumarten wurden in Nutzholz und Unholz eingeteilt, wobei die Fichte in der Reihung der Nutzhölzer ganz vorne stand. Forstschutz und Schädlingsbekämpfung wurden wichtige Disziplinen. Es ist eine Ironie, daß extrem verfeinerte und überspitzte Nachhaltigkeitsmodelle, die dem Waldbesitzer jedes Jahr einen gleichbleibend hohen Einschlag sichern sollten, häufig zu jenen einförmigen Fichtenreinbeständen führten, deren extreme Anfälligkeit gegen Sturm, Schnee und Schädlinge zu so großen Mengen an außerplanmäßigen Nutzungen führen, daß die ursprünglich beabsichtigte, gleichmäßige Holzernte praktisch nicht möglich ist. Ökologisch denkende Forstleute wie Wessely (1853) und Hausegger (1861), die naturnahe Plenterwälder forderten, blieben einsame Rufer in der Wüste und wurden als rückschrittlich abgetan und verspottet.

Während der letzten vier Dezennien wurde der österreichische Wald mit einem gewaltigen Netz LKW-befahrbarer Forststraßen erschlossen, von dem nur wenige kleine und unzugängliche Flecken nicht berührt werden. Die Straßen entlasteten den Wald von Bringungsschäden und ermöglichten eine intensivere Waldpflege, sie führten aber auch zu Störungen des Bestandesinnenklimas und der Hanghydrologie und begünstigten Sturm- und Wildschäden.

Trotz all dieser Schwierigkeiten führten die Befreiung der Wälder von waldschädlichen Nebennutzungen und die Intensivierung der Waldpflege in allen Besitzkategorien, insbesondere aber im Bauernwald, zu einer stetigen Zunahme der Holzvorräte. Nach dem zweiten Weltkrieg nahm auch die Waldfläche durch Aufforstung landwirtschaftlicher Grenzertragsböden stark zu, ein Zuwachs, der die Abgänge durch Rodungen für Verkehrswege, Energiegewinnungsanlagen, Siedlungsraum und Sportstätten im Bundesdurchschnitt deutlich übersteigt. Die Zunahme der Waldfläche ist regional sehr unterschiedlich. Es gibt Gegenden, in denen die Landschaft

buchstäblich zuwächst, und dann wieder Gegenden, in denen ökologisch bedenkliche Verluste an Waldfläche und Waldvernetzungen eingetreten sind.

Kohle und Wild vernichten den Wald

Schon im vorigen Jahrhundert hatte man erkannt, daß die ätzenden Abgase von Kohlefeuerungen Waldbäume töten können. Man glaubte, daß es sich um ein lokales Phänomen handelt und entwickelte Entschädigungsverfahren, die den Waldbesitzern den Verlust an Holzzuwachs abgalt. Erst während der letzten beiden Dezennien erkannte man, daß die Luftverschmutzung als Folge der Verwendung fossiler Energieträger ein regionales und teilweise sogar globales Phänomen geworden war, das großflächig Waldschäden auslöste. Genauere Untersuchungen zeigten, daß Reinbestände auf degradierten Böden besonders betroffen sind. Das komplexe Zusammenwirken von prädisponierenden Standortsfaktoren, von Belastungen historischer Landnutzungsformen und von forstlichen Fehlern bedingt lokal große Unterschiede in Qualität und Intensität der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Waldbestände. Abgesehen von der direkten Schädigung der Blätter von Bäumen durch Luftschadstoffe, führen Säure- und Stickstoffeintrag (Glatzel, 1989) zu einer weiteren Versauerung der Waldböden und damit zum Untergang säureempfindlicher Bodenlebewesen und Pflanzenarten. Aufgrund der großen Filterwirkung von Baumbeständen übersteigt der Schwermetall- und Gifteintrag in Wälder den im Freiland gemessenen Wert beträchtlich.

Ein weiteres, vielerorts überaus ernstes Problem sind waldschädigend hohe Schalenwildbestände. Schlagweise Waldnutzung, die dem Wild reichlich Äsung bietet und eine Kulturlandschaft, die aus gedüngten Wiesen und Feldern im Frühsommer viel zusätzliche Nahrung bereitstellt, begünstigen hohe Wildstände. Die Ausrottung des Raubwildes im vorigen Jahrhundert und die bei uns praktizierte Form der Sport- und Erholungsjagd verhindern oftmals eine wirksame Reduktion. Langfristig sind für den Wald nicht die auffälligen, den Wert des Holzes mindernden Schältschäden das größte Problem, sondern der zunächst sehr unauffällige Verbiß von Keimlingen von Waldbodenpflanzen und Bäumen. Längerfristig kommt es dadurch zu extremen Verlusten an Biodiversität und zu überalteten Waldbeständen ohne Verjüngung. Diese

Probleme sind besonders in Schutzwäldern sehr gravierend und es ist zu befürchten, daß viele dieser Wälder zusammenbrechen werden, ohne hinreichend verjüngt zu sein.

Ausblick

Man kann begründet annehmen, daß derzeit in den österreichischen Wäldern mehr Holz stockt und mehr Holz zuwächst als zu irgend einem Zeitpunkt während der letzten zwei Jahrhunderte. Dennoch ist die Ertragssituation der Forstbetriebe nicht immer rosig, weil auf einem offenen Weltmarkt Holz aus der Exploitation von Primärwäldern und Holz aus großflächigen Plantagen mit Holz, daß in der reichgegliederten Kulturlandschaft des österreichischen Alpenraumes erzeugt wird, in Konkurrenz tritt.

Über die Frage der Holzproduktion hinaus gibt es Probleme, die den Wald als Ganzes treffen . Der Eintrag von anthropogenen Luftinhaltsstoffen in Waldökosysteme führt zu einer neuen Welle der Säurebelastung des Bodens und zu einer einseitigen Überdüngung der Bäume mit Stickstoff. Viele Ökosysteme können diese Einträge nicht mehr puffern und verändern sich daher zum Schlechteren. Die Veränderungen gehen langsam aber stetig, nach dem Prinzip der in ein Faß fallenden Wassertropfen vor sich, die das Faß letztlich zum Überlaufen bringen. Besonders betroffen sind Wälder auf armen Ausgangsgesteinen mit hohen Vorbelastungen aus Biomassenentzügen historischer Landnutzungspraktiken. In den warmen Gebieten im östlichen Flachland hat die Trockenlegung der Agrarlandschaft und teilweise auch die drainagierende Wirkung der Forststraßen dazu geführt, daß die Grundwasserstände gesunken sind und die Wälder in Trockenjahren besonders leiden. Sollte die vorhergesagte Erwärmung als Folge der Zunahme der Treibhausgase in der Atmosphäre wirklich eintreten, sind diese Wälder besonders gefährdet.

Eine schwere Altlast sind die zahlreichen sekundären Nadelbaumreinbestände auf ehemaligen Laubwaldstandorten, die als geplante Monokulturen, vielfach aber auch als Folge der Entmischung nach Großkahlschlägen und Schalenwildeinwirkung entstanden sind. Für den Waldbesitzer mag ihre geringe Stabilität und Schadanfälligkeit ein kalkulierbares Risiko sein, das durch höhere Erlöse aus dem Nadelholzverkauf aufgewogen wird. Für die Allgemeinheit werden sie aber immer problematischer, weil

bei großflächigem Zusammenbruch als Folge von Sturm- und Schneeschäden Kahlflecken entstehen, aus denen in bereits stickstoffgesättigten Waldgebieten, wie zum Beispiel dem oberösterreichischen Alpenvorland, erhebliche Nitratmengen in das Grundwasser gelangen.

Vielfach sind die Böden so schwer degradiert, daß die Wiederherstellung standortsgemäßer Mischbestände mit hohem Laubholzanteil nur mit großem Aufwand im Schutz von Zäunen und unter Verwendung von Bodenhilfsstoffen und Düngemitteln erfolgen kann. Trotz erheblicher Aufwendungen während der letzten Jahrzehnte sind die Schutzwälder der Alpen weiterhin besonders gefährdet. Unter Wild- und Weidevieheinfluß blieb die Verjüngung in vielen Schutzwäldern der Alpen über Jahrzehnte aus und es besteht die Gefahr, daß Schneeschub in immer lichter werdenden, vergrasten Beständen das Aufkommen von Bäumen überhaupt verhindert.

Wenn wir den Generationsvertrag ernst nehmen und unseren Nachkommen gesunde, nachhaltig und vielfältig nutzbare Wälder hinterlassen wollen, müssen wir bereit sein, unsere Wälder zu sanieren, auch wenn dies viel kostet. Keinesfalls dürfen wir uns zurücklehnen und darauf bauen, daß der Wald auch nach Eiszeiten und den schwersten Waldverwüstungen früherer Generationen doch immer wieder zurückgekommen ist. Unter dem Einfluß der Luftschadstoffbelastungen ist das Regenerationsvermögen der Waldökosysteme geringer geworden. Gleichzeitig sind die Ansprüche an den Wald gestiegen. Er wird heute nicht mehr nur als Lieferant des nachwachsenden Rohstoffes Holz gesehen, sondern auch in seinen vielfältigen Funktionen für die Reinhaltung von Luft und Wasser, für die Erhaltung der Biodiversität und für die Erholung des Menschen. Gemessen an den Geldmitteln, die wir für Verkehrswege, für Sport- und Freizeitanlagen außerhalb des Waldes ausgeben, sind die Aufwendungen für den Wald bescheiden. Die meisten Leistungen des Waldes für die Öffentlichkeit werden weder bewertet noch bezahlt. Noch nie in der Geschichte ist es einer so großen Zahl von Menschen im Alpenraum wirtschaftlich so gut gegangen und es ist zu bezweifeln, daß dieser Zustand auf Dauer aufrecht erhalten werden kann. Wir müssen daher, solange es noch möglich ist, geschädigte Wälder sanieren und versuchen, verödeten, verarmten Wäldern wieder einen Teil jener Vielfalt zurückzugeben, die sie einst hatten. Besondere Aufmerksamkeit müssen wir den Schutz- und Bannwäldern in den Alpen schenken, denn von ihrem Fortbestand hängt die Bewohnbarkeit vieler Täler ab. Letztendlich sollten wir den Mut aufbringen, einige

Wälder völlig außer Nutzung zu stellen, damit unsere Nachfahren einmal die Möglichkeit haben, Wald zu studieren, der im freien Kräftespiel der Natur, nur durch die nicht auszuschaltende menschliche Tätigkeit im Umfeld beeinflusst, herangewachsen ist.

Dieses Symposium soll eine Beitrag zu den Bemühungen um die Sanierung degradierter Wälder im Alpenraum sein. Es wird den Aspekt der Waldernährung behandeln, einen wichtigen Aspekt, aber natürlich nicht den einzigen. Sanierungskonzepte sind gesamthaft zu entwickeln und haben alle Bereiche der Waldbewirtschaftung und der Landnutzung zu berücksichtigen.

LITERATUR

- ANONYMUS, 1864: Der Wald als Retter in der Futternoth. - Österr. Vierteljahresschrift f. Forstwesen, 14:1-39.
- BERICHT ÜBER DEN ZUSTAND DER TIROLER BÖDEN, 1988. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, Austria.
- BOBEK, H.-P. und E. JOHANN, 1994: Forstgesetze. In: Österreichs Wald, 2. Aufl.- Wien: Österreichischer Forstverein, 190-199.
- BORCH, W.F. Freyherr von der, 1824: Die Aesthetik im Walde. Sylvan, Jahrbuch für Forstmänner, Jäger und Jagdfreunde. - Heidelberg und Leipzig: Karl Groos, 77-110.
- BRÜCKNER, J., 1968: Wald- und forstgeschichtliche Untersuchungen im Feldberggebiet des Südschwarzwaldes bis zum Beginn der planmäßigen Forstwirtschaft. - Diss. nat.-math. Fak. Univ. Freiburg i.Br.
- DIETERICH, V., 1925: Die Nebennutzungen. In H. WEBER (Hrsgb.) Handbuch der Forstwissenschaft, 2. Band, Produktionslehre. H-Laupp'sche Buchhandlung, Tübingen, S. 553-618
- FAHRNER, G., 1988: Zwischenfruchtbau in den Hochgebirgswäldern. Cbl. ges. Forstw. 8:30-41.
- GLATZEL, G., 1990: The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. - Plant and Soil 128:67-74.
- GLATZEL, G., 1991: The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. - Fertilizer Research 27:1-8.
- HAUSEGGER, S., 1861: Intensive Forstwirtschaft und ihre Folgen. - Österr. Vierteljahresschrift f. Forstwesen, 11:79-104 u. 248-277.
- HUNDESHAGEN, J. Ch., 1821: Forstliche Produktionslehre. - Tübingen: H. Knapp'sche Buchhandlung.
- JOHANN, E., 1994: Zur Entstehungsgeschichte des Eigentums am Wald. In: Österreichs Wald, 2. Aufl. - Wien: Österreichischer Forstverein, 51-78.

- KILLIAN, H., 1994: Vom Kampf gegen Wildbäche und Lawinen. In: Österreichs Wald, 2. Aufl.- Wien: Österreichischer Forstverein, 454-480.
- KRAL, F., 1994: Wald und Siedlungsgeschichte. In: Österreichs Wald, 2. Aufl. - Wien: Österreichischer Forstverein, 11-40.
- KRUMMER-SCHROT, I., 1976: Die Glashütten und ihre Gläser, Freiburg i. Br. , s. 79 ff.
- LIEBIG, J. von, 1840: Agriculturchemie. - Braunschweig: F. Vieweg u. Sohn.
- PITTIONI, B., 1980: Urzeit. In: Geschichte Österreichs, Kommission für die Geschichte Österreichs (Hrsg.), Band I/1. - Wien: ÖAW.
- WESSELY, J., 1853: Die Österreichischen Alpenländer und ihre Forste. - Wien: Braumüller.

GEZIELTE DÜNGUNG IN GESCHÄDIGTEN WALDBESTÄNDEN

FERTILIZATION OF DAMAGED FOREST STANDS

Reinhard F.Hüttl

Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung
PSF 101344
03013 Cottbus

SUMMARY

First indications for wide spread symptoms of nutrient deficiencies in forest areas had been reported since the mid-seventies for western and central Europe and for northern America. On sites low in base cation saturation trees mainly suffer from Mg deficiency and, to a lower extent, from an insufficient K-supply, particularly on loamy soils. Decline symptoms were related to direct effects of gaseous air pollutants such as SO₂, NO_x, NH₃ and O₃ causing physiological disfunctions of the foliage and, subsequently, disturbances of sugar assimilation and enhanced cation leaching. Indirect effects result from high proton and nitrogen depositions which negatively affect nutrient balances in forest stands due to enhanced cation leaching out of the rhizosphere, mobilization of acid cations and heavy metals and an excess N supply. In general, site and stand specific K- and Mg-fertilization succeeded in regenerating impacted deciduous and coniferous stands at all ages and showed a lasting improvement of the soil nutrient status, above ground biomass production and fine root vitality. Reactions of root growth to fertilization, however, were different for sulfuric and (half-) calcined Mg-fertilizers. No negative effects of moderate MgSO₄-fertilization on fine root vitality were detected so far, even on strongly acidified soils. On the contrary, root vitality improved and penetration of deeper soil horizons increased significantly. Thus, no indication for a long-term acidification as expected from MgSO₄-fertilization could be found. Fertilization with calcined Mg fertilizers preferably reinforced superficial root growth and did not promote root growth in deeper soil horizons. Thus, enhanced N-mineralization as caused by liming was not counterbalanced by an improved uptake of NO₃⁻ due to the missing root growth in the deeper soil.

KEYWORDS: Forest decline, fertilization, nutrition

ZUSAMMENFASSUNG

Von den ersten Anzeichen eines weitverbreiteten Nährstoffmangels in Waldgebieten West- und Mitteleuropas sowie Nord Amerikas wurde bereits seit Mitte der 70er Jahre berichtet. An Standorten mit niedriger Basensättigung leiden die Bäume hauptsächlich unter Magnesiummangel und, in geringerem Ausmaß, unter unzureichender Kaliumversorgung, besonders auf lehmigen Böden. Die Symptome der neuartigen Waldschäden werden direkt mit gasförmigen Luftschadstoffen, wie SO₂, NO_x, NH₃ und O₃, in Verbindung gebracht, welche physiologische Störungen im Nadel- bzw. Blattapparat auslösen und in weiterer Folge die Zuckerassimilation negativ beeinflussen sowie die Auswaschung von Kationen forcieren. Indirekte Auswirkungen resultieren aus hohen Protoneneinträgen und Stickstoffdepositionen, die das Nährstoffgleichgewicht in Waldbeständen durch erhöhtes Auswaschen von Kationen aus der Rhizosphäre, durch die Mobilisierung von sauren Kationen und Schwermetallen und durch übermäßiges Stickstoffangebot stören. Im Allgemeinen führte eine gezielte Magnesium- und Kaliumdüngung zu einer Vitalitätssteigerung der geschädigten Bäume aller Altersklassen und brachte eine nachhaltige Verbesserung des Nährelementangebotes im durchwurzelteten Solum, der Produktion oberirdischer Biomasse und der Feinwurzelvitalität. Die Reaktion des Wurzelwachstums auf die Düngung war vom verwendeten Dünger abhängig. Bislang konnten keine negativen Auswirkungen einer mäßigen Magnesiumsulfatdüngung auf die Feinwurzelvitalität, auch in stark versauerten Böden, nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu verbesserte sich die Vitalität der Wurzeln sowie die Erschließung tieferer

Bodenhorizonte signifikant. Somit gab es keine Anzeichen für negative Effekte einer langfristigen Versauerung, die durch die Magnesiumsulfatdüngung induziert wäre. Die Düngung mit magnesiumhaltigen Kalkdüngern stärkte bevorzugt das oberflächennahe Wurzelwachstum, aber nicht die Wurzelbildung in tieferen Bodenhorizonten. Die durch die Kalkung angeregte Stickstoffmineralisation und das damit verbesserte Nitratangebot konnte infolge einer nur unzureichenden Aufschließung tieferer Bodenhorizonte nicht angemessen verwertet werden.

STICHWÖRTER: Waldsterben, Düngung, Ernährung

1 Einleitung

Akute Ernährungsstörungen werden seit Mitte der 70er Jahre im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden beobachtet, die heute in Zentral- und Osteuropa aber auch in Nordeuropa und Nordamerika anzutreffen sind. Dabei dominiert der Mg-Mangel bei Nadel- und Laubbaumbeständen auf sauren basenarmen Böden. Auf lehmigen Böden tritt darüber hinaus K-Mangel auf. Von eher geringer Bedeutung sind Zn- und Mn-Mangelzustände. In manchen Regionen scheint zudem P-Unterversorgung an Bedeutung zu gewinnen. Historische Nadel- und Blattanalysenvergleiche dokumentieren, daß sich der Mg- und K-Versorgungszustand von Fichten, Tannen, Kiefern und Buchen in den letzten Jahrzehnten auf vielen Standorten deutlich verschlechtert hat und es sich somit in der Tat um neue Waldschadentypen handelt (vgl. Hüttl 1991, Hüttl und Schaaf 1995).

2 Ursachen

Zur Erklärung der mit akuten Mg- und/oder K-Ernährungsstörungen verbundenen Waldschadentypen lassen sich grundsätzlich 2 Wirkungspfade differenzieren: direkte und indirekte Schädwirkungen.

2.1 Direkte Schädwirkung

Gasförmige Luftschadstoffe, wie Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH_3) oder Ozon (O_3) können zu direkten Blatt- oder Nadelschäden führen. Dies kann erhöhte Auswaschungsverluste mobiler Nährionen, wie Mg^{2+} und K^+ aus diesen wichtigen Pflanzenorganen zur Folge haben. Nachweislich kann dieser Mechanismus durch saure Niederschläge noch verstärkt werden. Bei langjähriger Einwirkung

entsprechend hoher Schadstoffkonzentrationen können akute Ernährungsstörungen induziert werden. Allerdings wird dieser Effekt nur dort greifen, wo Bäume auf Standorten stocken, die eine zusätzliche Nährstoffaufnahme zum Ausgleich dieser Nährstoffverluste aufgrund unzureichender Verfügbarkeit nicht ermöglichen können. Bislang konnte dieser direkte Wirkungsmechanismus als alleinige Schadensursache nur lokal demonstriert werden.

2.2 Indirekte Schädigung

Von großer Bedeutung ist der indirekte Wirkungspfad, der durch den erhöhten Säure- und Stickstoffeintrag in die Waldökosysteme ausgelöst wird. Dadurch wird die Bodenversauerung beschleunigt, d.h. es kommt zur erhöhten Verlagerung und Auswaschung basisch wirksamer Nährkationen, wie Mg^{2+} , Ca^{2+} und K^+ . Gleichzeitig wird durch verbesserte Stickstoffverfügbarkeit das Wachstum der Bäume stimuliert. Auf nährstoffarmen Böden werden somit Ungleichgewichte im Nährstoffhaushalt bis hin zu akuten Ernährungsstörungen verursacht. Darüber hinaus spielt auch die direkte Aufnahme von N über die Krone aus der trockenen Deposition eine wichtige Rolle. Die Mehrzahl der europäischen Waldstandorte ist von Natur aus nährstoffarm und durch verschiedene wirtschaftliche Maßnahmen, die mitunter über viele Jahrhunderte praktiziert wurden, zusätzlich degradiert. Die aktuelle Beurteilung des Versorgungszustandes mit Nährelementen bewirtschafteter Waldbestände muß deshalb neben der Analyse der Standorts- bzw. Bestandesfaktoren immer auch forstgeschichtliche Aspekte berücksichtigen. Der Boden bzw. der Standort stellt den wichtigsten Einflußfaktor mit Blick auf ernährungsbedingte Waldschäden dar.

3 Mangelsymptome

Kalium- und Mg-Ernährungsstörungen bedingen deutliche aber vor allem auch spezifische Mangelsymptome (Evers und Hüttl 1991). Sie sind für die von neuartigen Waldschäden besonders betroffenen Baumarten (Fichte, Tanne, Buche, Eiche) ausführlich bei Hüttl (1991) und vielen anderen Autoren beschrieben. Hervorzuheben ist, daß sowohl Mg- als auch K-Mangel unter bestimmten Bedingungen zum völligen

Absterben von Waldbäumen führen kann. Bei N- und P-Mangel ist dies in der Regel nicht der Fall.

4 Gezielte Düngung

4.1 Nachhaltige Revitalisierungseffekte bei Nadel- und Laubbäumen

In Waldgebieten mit ernährungsspezifischen Schäden wurden seit Beginn der 80er Jahre zahlreiche diagnostische Düngungsversuche durchgeführt. Sie belegen, daß beispielsweise Mg- und K-Mangelzustände bei Fichte, Kiefer, Tanne, Douglasie und Buche durch gezielte Zufuhr rasch wirksamer Mg- bzw. K-Dünger in der Regel schnell zu beheben sind. Die Revitalisierung, die mit einer deutlichen Reduktion bzw. dem völligen Verschwinden der regenerierbaren Verfärbungssymptome einhergeht, erfolgt bei jungen Bäumen innerhalb weniger Monate. Bei älteren Individuen stellen sich diese Effekte erst nach ein bis zwei Jahren ein. Mit Hilfe gezielter Düngungsmaßnahmen werden neben der durch Nadel-/Blattanalysen belegten Verbesserung des Ernährungszustandes auch die austauschbaren Elementgehalte im gesamten durchwurzelbaren Bodenraum erhöht. Dadurch erreicht man eine nachhaltige Düngewirkung.

4.2 Mikroskopische Befunde

Die histologischen Studien an Nadeln geschädigter Fichten haben neue Zusammenhänge auf mikroskopischer Ebene nachgewiesen (Hüttl und Fink 1988; Fink 1995). Ernährungsstörungen werden nicht nur von äußerlich erkennbaren Mangelsymptomen begleitet, sondern bewirken vor allem Schäden im Zellgewebe, und zwar im innersten Nadelbereich, dem zentralen Leitbündel. Bei der Untersuchung von Nadeln geschädigter Fichten waren Veränderungen im Phloem festgestellt worden - in dem Gewebe also, das für den Abtransport der Photosyntheseprodukte (Zucker) aus den Nadeln zuständig ist. Stark vergilbte Nadeln weisen einen vollständigen Kollaps dieser Phloemzellen auf. Dies bedeutet, daß trotz der in vergilbten Nadeln nach wie vor auf niedrigem Niveau ablaufenden Photosynthese die gebildeten Zucker nicht mehr aus den Nadeln für das Stamm- und Wurzelwachstum abgeleitet werden können, sondern

als Stärke in den Chloroplasten des Mesophylls eingelagert werden. Zunächst vermutete man, daß es sich bei der Verursachung dieser Phloemschäden um eine Infektionskrankheit ausgelöst durch phloemspezifische Viren handeln könnte. Mit Hilfe von Mangelexperimenten konnte jedoch gezeigt werden, daß diese Veränderungen eindeutig auf Mg- oder K-Mangel zurückzuführen sind.

Wie oben ausgeführt, lassen sich Mg- wie auch K-Mangel durch gezielte Mg- bzw. K-Düngung häufig rasch und nachhaltig beheben. Die mikroskopische Analyse ehemals vergilbter und nach Düngung wiederergrüner Fichtennadeln bestätigt dies. Ausgelöst durch die verbesserte Aufnahme der gedüngten Nährelemente, die durch das Xylem in Wasser gelöst in das zentrale Leitbündel gelangen, kam es zur Bildung neuer Phloemzellen und damit wieder zur ungehinderten Verlagerung der Photosyntheseprodukte aus den Nadeln zum Baumwachstum. Bei Mg- und K-Mangelsymptomen bewirkt demnach die gezielte Düngung nicht nur eine äußere Gesundung (Wiederergrünung) der Bäume sondern auch eine bemerkenswerte Regeneration im Zellgewebe. Die Abbildungen 1 bis 4 untermauern sehr eindrucksvoll diese wichtigen neuen Befunde.

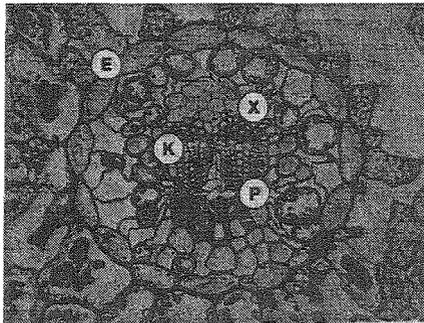


Abbildung 1: Zentrales Leitbündel einer zweijährigen gesunden Fichtennadel aus dem Südschwarzwald (Forstbezirk Staufen); E = Endodermis, X = Xylem, K = Kambium, P = Phloem (Foto: Fink; vgl. Hüttl und Fink 1988)

Figure 1: Vascular bundle of 2-year-old healthy needles of Norway spruce (Picea abies (Karst. (L.)) from the southern Black Forest (forest site: Staufen); E=Endodermis; X=Xylem, K=Cambium; P=Phloem. (Foto Fink; cf. Hüttl, R.F. and Fink, S.; 1988)

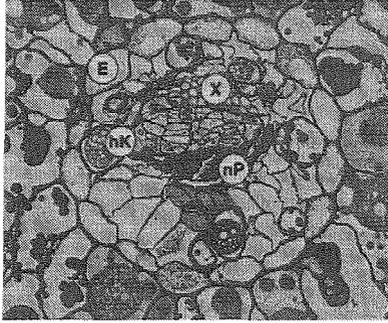


Abbildung 2: Zentrales Leitbündel einer zweijährigen gelbspitzigen Fichtennadel aus dem Südschwarzwald (Forstbezirk Staufen); E = Endodermis, X = Xylem, hK = hypertrophiertes Kambium, nP = nekrotisches (= kollabiertes) Phloem (Foto: Fink; vgl. Hüttl und Fink 1988)

Figure 2: Vascular bundle of 2-year-old needles of Norway spruce (Picea abies (Karst. (L.)) with pronounced symptoms of tip-yellowing from the southern Black Forest (forest site: Staufen); E=Endodermis; X=Xylem, K=Cambium; P=Phloem. (Foto Fink; cf. Hüttl, R.F. and Fink, S.; 1988)

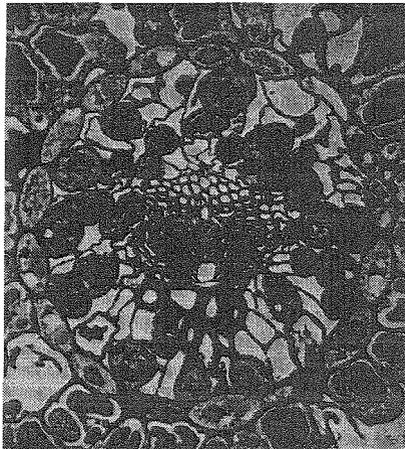


Abbildung 3: Zentrales Leitbündel einer zweijährigen, aufgrund von K-Mangel vergilbten Fichtennadel mit nekrotischem Phloem und hypertrophiertem Kambium (Foto: Fink; vgl. Zöttl et al. 1989)

Figure 3: Vascular bundle of experimentally induced K-deficiency in 2-year-old needles of Norway spruce (Picea abies (Karst. (L.)) showing a chlorotic Phloem tissue and a hypertrophic cambium. E=Endodermis; X=Xylem, K=Cambium; P=Phloem. (Foto Fink; cf. Zöttl et al.; 1989)

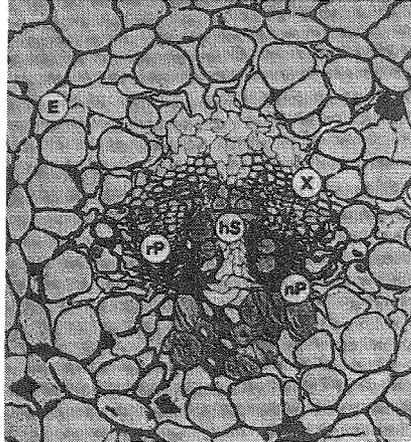


Abbildung 4: Zentrales Leitbündel einer dreijährigen Fichtennadel nach Wieder-
 ergrünung infolge Mg-Düngung aus dem Düngungsversuch Staufeu (Südschwarzwald); im Anschluß an das nekrotische Phloem (nP) hat sich
 neues Phloem durch Kambiumtätigkeit regeneriert (rP); erkennbar sind noch
 hypertrophierte Strasburger-Zellen (hS) im geschädigten älteren Phloem; zur
 besseren Sichtbarmachung der Zellwände wurde in diesem Schnitt der
 Zellinhalt entfernt (Foto: Fink; vgl. Hüttl und Fink 1988)

Figure 4: Vascular bundle of 3-year-old needles of Norway spruce (Picea abies (Karst. (L.)) after regeneration of the necrotic phloem caused by Mg fertilization in a fertilizer experiment at Staufeu (Southern Black Forest); next to the necrotic phloem (nP) new phloematic tissue has been established by differentiation of cambial cells. Still hypertrophic „Strasburger“ cells (hS) can be seen in older phloematic tissue. For better visualization of cell walls, cell lumina were eliminated in these cross sections. (Foto Fink; cf. Hüttl, R.F. and Fink, S.; 1988)

4.3 Befunde zum Wurzelwachstum

Ernährungsphysiologische Experimente von Ericsson (1995) mit verschiedenen ernährten Birken- und Fichtenkeimlingen ergaben, daß es bei Mg-Mangel zwar zur Aufrechterhaltung des Höhenwachstums andererseits aber zu einer signifikanten Abnahme des Dickenwachstums und der Feinwurzelbildung kam. Dieser Effekt wurde auch bei K-Mangel festgestellt. Dagegen bewirkte N- wie auch P-Mangel eine erhöhte Kohlenstoffverlagerung in die unterirdische Biomasse. Dadurch wurde bei N- und P-Mangelbäumen das Feinwurzelwachstum wie auch die Tiefendurchwurzelung

verbessert. Durch das verstärkte Wurzelwachstum und die damit verbundene Durchdringung tieferer Bodenbereiche können Mangel Elemente vermehrt aufgenommen werden. Damit verbunden ist eine vorübergehende Abnahme des Wachstums der oberirdischen Pflanzenteile. Dagegen kommt es bei anhaltendem Mg- bzw. K-Mangel aufgrund des geringeren Wurzelwachstums und der deutlich reduzierten Durchwurzelung des Bodens zu einer sich ständig verringernden Aufnahme der Mangel Elemente.

Es überrascht deshalb nicht, daß Mg- bzw. K-Mangel zum Absterben von Bäumen führen kann, während dies bei N- und P-Mangel kaum beobachtet wird (Abb. 5).

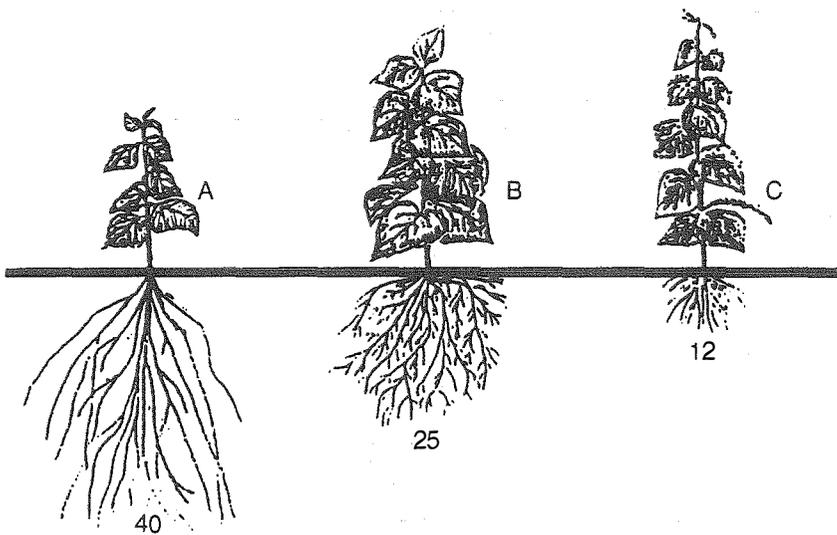


Abbildung 5: Wurzelverteilung und Anteil der unterirdischen Biomasse (%) an der Gesamttrockensubstanz von Birkensämlingen in Nährlösungskultur bei N-Mangel (A), optimaler Ernährung (B) und Mg-Mangel © (nach Ericsson 1995)

Figure 5: Root distribution and portion of below ground biomass (%) relative to total dry mass of birch seedlings in nutrient solutions comparing induced N and Mg deficiency (A and C, respectively) with optimal nutrient supply (B). (c.f. Ericsson; 1995)

Aus Mg-Düngungsversuchen in Fichtenbeständen ist bekannt, daß die Regenerationserscheinungen im Bereich der oberirdischen Baumteile mit einer bemerkenswerten Verbesserung des Wurzelwachstums einhergehen (Abb. 6 und 7).

Dies betrifft sowohl die Wurzelbiomasse als auch die Tiefendurchwurzelung. Letztere hängt offensichtlich mit der raschen Verfügbarkeit schnell löslicher Mg-Dünger im gesamten durchwurzelbaren Bodenraum zusammen (Abb. 8).

Diese wie zahlreiche andere Untersuchungen belegen, daß auch in sauren basenarmen Substraten eine moderate sulfatische Mg-Düngung zumindest bei Fichte keine Feinwurzel- oder Mykorrhizaschäden verursacht. Auch bewirkt diese Maßnahme keine langfristige Versauerung des Ober- oder Unterbodens (Abb. 8). Vielmehr ist nach gezielter $MgSO_4$ -Düngung mit einem verbesserten Wurzelwachstum auch im tieferen Mineralboden zu rechnen.

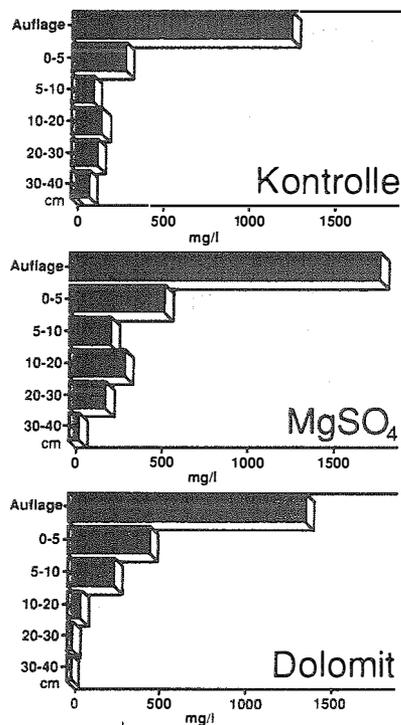


Abbildung 6: Diagnostischer Düngungsversuch Oberwarmensteinach (Fichtelgebirge): Feinwurzelverteilung ($\varnothing < 2\text{mm}$) der drei Versuchsglieder vier Jahre nach der Düngung (vgl. Tabelle 1) (aus Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)

Figure 6: Diagnostic fertilizer experiment at Oberwarmensteinach (Fichtel-Mountains; NE Bavaria): Comparison of fine root ($\varnothing < 2\text{mm}$) distribution of non-fertilized Norway spruce and trees fertilized with $MgSO_4$ and $CaCO_3 \cdot MgO$ four years after application. (cf. Schaaf, W., Kaupenjohann, M., and Zech, W., 1991)

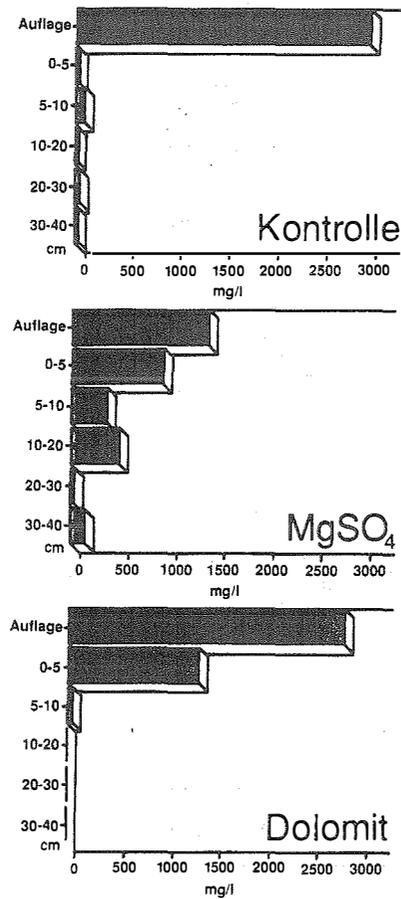


Abbildung 7: Diagnostischer Düngungsversuch Oberwarmensteinach (Fichtelgebirge): Verteilung der Grobwurzeln (> 2 mm) der drei Versuchsglieder vier Jahre nach der Düngung (aus Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)

Figure 7: Diagnostic fertilizer experiment at Oberwarmensteinach (Fichtel-Mountains; NE Bavaria): Comparison of large root ($\varnothing > 5\text{mm}$) distribution for non-fertilized Norway spruce compared to trees fertilized with MgSO_4 and CaCO_3 . MgO four years after application. (cf. Schaaf, W., Kaupenjohann, M., and Zech, W., 1991)

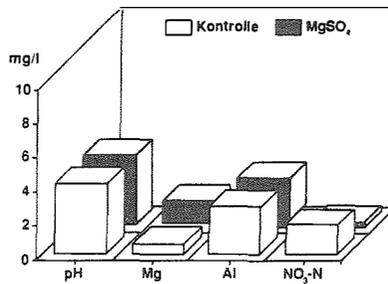


Abbildung 8: pH-Werte, Mg-, Al- und NO₃-N-Gehalte in der Bodenlösung aus 35 cm Tiefe für die zwei Versuchsglieder am Standort Oberwarmensteinach, Fichtelgebirge (Mittelwerte des Zeitraumes bis 2 Jahre nach Düngung; aus Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)

Figure 8: Diagnostic fertilizer experiment at Oberwarmensteinach (Fichtel-Mountains; NE Bavaria): 2-year mean values for pH and Mg, Al, and NO₃- contents in the soil solution of the mineral soil (depth 35 cm) for non-fertilized Norway spruce and trees fertilized with MgSO₄. (cf. Schaaf, W., Kaupenjohann, M., and Zech, W.; 1991)

Andererseits mehren sich die Hinweise, daß es bei der Applikation Mg-haltiger Kalke (MgCO₃) aufgrund der in der Regel langsamen Tiefenwirkung von Oben-auf-Kalkungen zu einer Reduktion der Feinwurzelbiomasse gekoppelt mit einer Verlagerung des Feinwurzelwachstums in die organische Auflage und die obersten Mineralbodenhorizonte kommen kann (Abb. 6 und 7). Mit Bezug auf das unterschiedliche Feinwurzelwachstum gedüngter und gekalkter Bestände kann es in mit Stickstoff gesättigten oder übersättigten Waldökosystemen zu Veränderungen bei der Stickstoffauswaschung kommen.

Wie Tabelle 1 zeigt, bewirkt Mg-Kalkung in derartigen Systemen eine deutliche Erhöhung der Stickstoffverluste, während die MgSO₄-Düngung zu einer merklich geringeren Nitratauswaschung führt. Dies hängt neben der durch Kalkanwendung erhöhten Nitratbildung ganz offensichtlich mit den Unterschieden bei der Feinwurzelbiomasse und der Tiefendurchwurzelung von gedüngten bzw. gekalkten Beständen zusammen.

In diesem Zusammenhang ist allerdings hervorzuheben, daß die hier dargelegten Beziehungen sich lediglich auf vergleichbare Standort- und Bestandesverhältnisse auch bei Berücksichtigung der historischen Standortbewirtschaftung übertragen lassen.

Unter anderen Bedingungen ist unter Umständen mit anderen Reaktionen zu rechnen. Dies gilt für alle hier diskutierten Resultate.

Tabelle1: Wirkung unterschiedlicher Mg-Dünger auf den N-Austrag zwei verschiedener Fichtenstandorte im Fichtelgebirge. *: Kieserit; **: halbgebrannter Dolomit,***: Mittelwerte einer zweijährigen Meßperiode nach Düngung (1984-1986), ****: Mittelwerte (Trinkwassergrenzwert $11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N} \cdot \text{l}^{-1} = 50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$), n.b.: nicht bestimmt. (aus Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)

*Table 1: Effects of different Mg fertilizer on N-output from two Picea abies (Karst. (L.)) stands in the Fichtel-Mountains, NE Bavaria (from Schaaf, W., Kaupenjohann, M., and Zech, W., 1991). *:Kieserit,** half-calcined lime,*** Mean values of a two-year measuring period following fertilization (1984-1986),**** Mean values (limit for drinking-water $11,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N} = 50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$), n.b. not measured (from Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)*

Standort	Oberwarmensteinach			Wülfersreuth		
	Dünger	MgSO ₄	CaCO ₃ MgO	Dünger	MgSO ₄	CaCO ₃ MgO
Aufwandmenge (kg Mg · ha ⁻¹)	0	160	1800	0	160	1800
Ausbringung	-	5/83	5/83	-	5/83	5/83
N-Austrag ^{***} (kg · ha ⁻¹ · a ⁻¹)	19,7	2,5	53,5	11,1	2,2	43,7
NO ₃ -N (mg · l ⁻¹) ^{****}	n.b.	n.b.	8,5	n.b.	n.b.	7,5

4.4 Befunde zum Baum-/Bestandswachstum

Gezielte Mg-Düngung führt zu einer Regeneration der ober- und unterirdischen Baumkompartimente. Damit verbunden ist ein verbessertes Baum- bzw. Bestandeswachstum. Die in Tabelle 1 für einen rund 40jährigen gelbspitzigen Fichtenhochlagenbestand des Fichtelgebirges dargelegten reduzierten Nitratauswaschungsverluste nach MgSO₄-Düngung sind mit einer verstärkten N-Aufnahme und dadurch bedingt mit besserem Wachstum der Bäume zu erklären. Bereits sechs Jahre nach der MgSO₄-Düngung war eine hochsignifikante Steigerung

des Höhenwachstums sowie eine merkliche Zunahme des Dickenwachstums eingetreten (Abb. 9). Bei den gekalkten Fichten dieser Versuchsanlage konnte dagegen keine Verbesserung des Baum- bzw. Bestandeswachstums nachgewiesen werden, was im Einklang mit der reduzierten Feinwurzelbiomasse und der geringeren Tiefendurchwurzelung sowie der deutlichen gesteigerten Nitratauswaschung der Kalk-Parzelle steht.

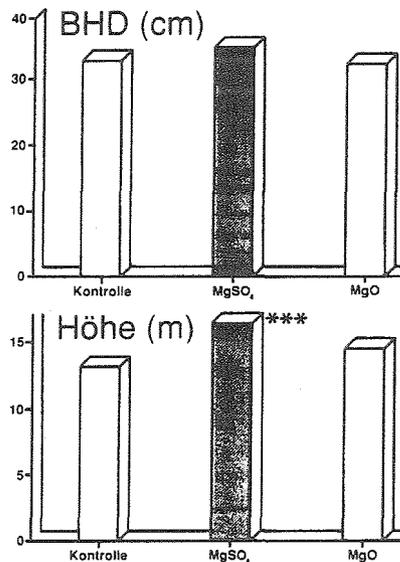


Abbildung 9: Diagnostischer Düngungsversuch Oberwarmensteinach: Zuwachsparemeter sechs Jahre nach Düngung (BHD = Brusthöhen-durchmesser) *** hochsignifikanter Unterschied (aus Schaaf, Zech und Kaupenjohann 1991)

Figure 9: Diagnostic fertilizer experiment at Oberwarmensteinach (Fichtel-Mountains; NE Bavaria): Comparison of increments of height and diameter (1.3 m) for non-fertilized Norway spruce and trees fertilized with $MgSO_4$ and $CaCO_3 \cdot MgO$ four years after application. (cf. Schaaf, W., Kaupenjohann, M., and Zech, W.; 1991)

5 Schlußfolgerung

Mg-Mangel führt bei Nadel- und Laubbäumen zu ganz spezifischen Veränderungen. Bei der am besten untersuchten Fichte kommt es neben der sichtbaren Nadelverfärbung (Gelbspitzigkeit) und den damit häufig verbundenen Nadelverlusten

(mittlerer/innerer Kronenbereich) in vergilbten Nadeln zu einem Kollaps des Phloems, zu einer deutlich reduzierten Kohlenstoffverlagerung in die unterirdische Biomasse und damit verbunden zu einer Abnahme des Feinwurzelswachstums. Mg-Mangel tritt nur dann auf, wenn im Boden Mg-Mangel herrscht. Erhöhte Aluminiumgehalte können Mg-Mangel noch verschärfen, nicht aber induzieren. Sehr hohe Stickstoffverfügbarkeit kann zu Nährstoff-Ungleichgewichten und somit zur Induktion von Mg-Mangel führen. Durch gezielte, gut verfügbare Mg-Zufuhr läßt sich der Mg-Mangel in Wäldern in der Regel rasch beheben. Bei Nadelbäumen kommt es neben dem Wiederergrünen vergilbter Nadeln zur Regeneration des Phloemgewebes und zu einer Normalisierung der Kohlenstoffverlagerung. Damit geht eine Steigerung des Baumwachstums sowie der Feinwurzelbildung gekoppelt mit einer merklich verbesserten Tiefendurchwurzelung einher. In N-gesättigten Systemen werden nach gezielter, rasch verfügbarer Mg-Düngung als Folge erhöhter N-Aufnahme durch die Bäume reduzierte Nitratverluste aus dem durchwurzelten Solum beobachtet. In Verbindung mit der gesteigerten Mg-Aufnahme resultiert daraus eine weitere Verbesserung des Baum- bzw. Bestandeswachstums. Ein größeres und tiefer reichendes Wurzelsystem wird nach gezielter Mg-Düngung durch die nachhaltig verbesserte Mg-Verfügbarkeit im gesamten durchwurzelbaren Boden erreicht und bewirkt die gewünschte bessere Stabilität und Resistenz der Bestände gegen Trockenheit, Frost und Sturm. Die einmalige gezielte Mg-Zufuhr in geschädigten Fichtenbeständen wirkt nunmehr über zehn Jahre und damit nachhaltig. Wie Mg-Mangel in der Regel durch gezielte Mg-Düngung auf allen Ebenen des Waldökosystems rasch und nachhaltig beseitigt werden kann, so führt auch die gezielte K-Düngung bei K-Mangel zu vergleichbaren Resultaten. Da K-Mangel mit Ausnahme auf schlufflehmreichen Standorten ein seit langem bekanntes Phänomen ist, liegen zur K-Düngung langfristige Erfahrungen vor (vgl. Hüttl 1991).

6 LITERATUR

- ENDE, H.P., 1991: Wirkung von Mineraldünger in Fichten- und Buchenbeständen des Grundgebirgsschwarzwaldes. Freiburger Bodenkundl. Abh., 27, 98 S.
- ERICSSON, T., 1995: Growth and shoot: root ratio of seedlings in relation to nutrient availability. Plant and Soil (im Druck).
- EVERS, F.H. und HÜTTL, R.F., 1991: Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen, Symptome, Behebung. Waldschutzmerkblatt, 16, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, 8 S.
- FINK, S., 1987: Mikroskopische Nadelanalysen als Hilfsmittel zur Klärung der Beteiligung biotischer und abiotischer Faktoren bei den Waldschäden. Kernforschungszentrum Karlsruhe, PEF-Bericht 5, 113 - 122.

- FINK, S., 1995: Structural aspects of Mg-deficiency. In: Hüttl, R.F. und Schaaf, W.: Mg-deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers (Buchserie; im Druck).
- HÜTTL, R.F., 1991: Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Habil. Schrift. Freiburger Bodenkundl. Abh., 28, 440 S.
- HÜTTL, R.F. und Fink, S., 1988: Diagnostische Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Forstw. Cbl., 107, 173 - 183.
- HÜTTL, R.F. und Fink, S., 1991: Pollution, nutrition and plant function. In: Porter, J.R. und Lawlor, D.W. (Hrsg.), Plant growth: Interactions with nutrition and environment. Society for Experimental Biology, Seminar Serie, 43, 207 - 226.
- HÜTTL, R.F. und Schaaf, W., 1995: Mg-deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers (Buchserie; im Druck).
- SCHAAF, W., ZECH, W. und KAUPENJOHANN, M., 1991: Nitrogen output of declining Norway spruce stands in NE Bavaria. GSF-Bericht, 43/91, 130 - 155.
- ZÖTTL, H.W., HÜTTL, R.F., FINK, S., TOMLINSON, G.H. und WISNIEWSKI, J., 1989: Nutritional disturbances and histological changes in declining forests. Water, Air and Soil Pollution, 48, 87 - 109.

...

DER ZUSTAND DER WALDBÖDEN IN ÖSTERREICH
AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE
THE CONDITION OF FOREST SOILS IN AUSTRIA
SELECTED RESULTS

Franz MUTSCH, Michael ENGLISCH, Walter KILIAN

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien
 Seckendorff-Gudentweg 8, A-1131 Wien

SUMMARY

The presented results are based on 514 sample plots of the Austrian Forest Soil Monitoring System. Nitrogen supply and humus, acidification status and base saturation, and heavy metals as indicators of immissions are discussed. Correlations between mean nitrogen indicator values according to Ellenberg and the C/N-ratio can be confirmed. Using C/N-ratio and stock of total nitrogen the nitrogen supply of Austrian forest ecosystems is estimated. For evaluation of the acidification status of forest soils the base saturation is used: Nearly 30 % of all soils are classified as very acid with a base saturation ≤ 18 %. These poor soils include mostly semipodzols and podzols (about 20 % of all soils) on acid bedrock and in high altitudes, naturally developed and with healthy forest communities, well adapted to these soil conditions during long periods. The remaining 10 % are degraded soils with active acidification processes, where site conditions and the profile development are obviously not according to the high level of acidification. The indications of Pb and Cd contents are, that all over the federal territory a different but incessant pollution takes place. The pollution increases significantly with the exposure (altitude) of the sample plots and can be put down to the fact of long range transport.

KEYWORDS: Soil monitoring, humus forms, C/N-ratio, soil acidification, heavy metal immissions

ZUSAMMENFASSUNG

Die hier vorgestellten Ergebnisse basieren auf 514 Probepunkten der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur. Der Stickstoffhaushalt und Humus, Säurestatus und Basensättigung sowie die Schwermetalle als Immissionsindikatoren werden besprochen. Beziehungen zwischen der mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg und dem mittleren C/N-Verhältnis werden festgestellt. Mit Hilfe des C/N-Verhältnisses und der Gesamt-Stickstoffvorräte wird versucht, die Stickstoffversorgung von Waldökosystemen abzuschätzen. Zur Beurteilung des Säurestatus von Waldböden wird die Basensättigung herangezogen. Dabei stellt sich heraus, daß knapp 30 % aller Böden eine sehr geringe Basensättigung (≤ 18 %) aufweisen. Ein Teil (etwa 20 %) dieser stark sauren und entbasten Böden sind naturbedingte Podsole und Semipodsole der Hochlagen bzw. saurer Silikatgesteine mit daran gut angepaßten natürlichen Waldgesellschaften. Es verbleiben rund 10 % stark saure Böden, deren Profilaufbau und Standortbefund nicht im Einklang mit der hohen Azidität steht. In diesen Fällen spielen vermutlich sekundäre Versauerung und Bodendegradation eine größere Rolle. Die gefundenen Pb- und Cd-Gehalte deuten auf eine sich über das ganze Bundesgebiet erstreckende, jedoch unterschiedliche Immissionsbelastung hin. Die Belastungen nehmen mit der Exposition der Probefläche (der Seehöhe) deutlich zu und sind daher vermutlich auf Fernimmissionen zurückzuführen.

STICHWÖRTER: Bodeninventur, Humusformen, C/N-Verhältnis, Bodenversauerung, Schwermetallimmissionen

Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien, Bd. 9, 1995

ÖGWEB (Österr. Ges. f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung) ISBN 3-900865-08-6

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt durchgeführte Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) brachte erstmals einen umfassenden Überblick über die Waldböden Österreichs. Eine umfangreiche Besprechung dieser Ergebnisse und Bewertungen des Bodenzustandes ist in den Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt veröffentlicht. Die Publikationen der Einzeldaten der Felderhebung und Laboranalysen sind für 1995 vorgesehen (Englisch, 1995; Mutsch, 1995).

Daß es zu einer solchen großangelegten Untersuchung des Waldbodens kam, ist auf das gestiegene Umweltbewußtsein und die Wertschätzung des Bodens als Lebensgrundlage zurückzuführen: Die Erhaltung des Bodens stellte und stellt ein vorrangiges Ziel der österreichischen Agrar- und Umweltpolitik dar. Zur Planung und Durchführung von Bodenschutzmaßnahmen ist aber die Kenntnis des aktuellen Zustandes des Bodens bzw. (der Richtung) seiner Veränderungen Voraussetzung. Folgerichtig stehen Bodenzustandsinventuren im Aufgabenkatalog des österreichischen Bodenschutzkonzeptes an vorderster Stelle.

Auf nationaler Ebene ist die WBZI Teil des Waldschadens-Beobachtungssystems (WBS), einem multidisziplinären Projekt der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, welches der Kontrolle des Gesundheitszustandes des Waldes und der Ursachenermittlung der Waldschädigungen dient (Neumann, 1991).

International ist die WBZI im Rahmen eines Kooperationsabkommens der ECE (Wirtschaftskommission für Europa) über die europaweite Erfassung des Waldzustandes (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests in the ECE-Region) eingebunden.

In diesem Beitrag werden Ergebnisse über den Stickstoff- und Humushaushalt, über die Bodenversauerung und über Schwermetalle als Immissionsindikatoren vorgestellt.

2 METHODIK

In einem Rasternetz von 8,7 x 8,7 km, welches einer systematischen Auswahl aus dem Rasternetz der österreichischen Forstinventur entspricht, wurden insgesamt 514 Probeflächen untersucht (Abbildung 1). Von diesen wurden standorts-, boden- und

vegetationskundliche Daten erhoben und von den Bodenproben chemische und physikalische Analysen durchgeführt. Die Bodenprobenahme erfolgte getrennt nach Auflagehumus und Mineralboden, wobei Letzterer in die Tiefenstufen 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und 30-50 cm unterteilt wurde. Folgende Parameter wurden analysiert: pH, Karbonat, organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, Hauptnährelemente und Schwermetalle im Salpetersäure-Perchlorsäure-Auszug, austauschbare Kationen und Korngrößen. Insgesamt wurden rund 100.000 Felddaten und 100.000 Labordaten ausgewertet. Eine detaillierte Methodenbeschreibung findet sich in Englisch et al. (1992).

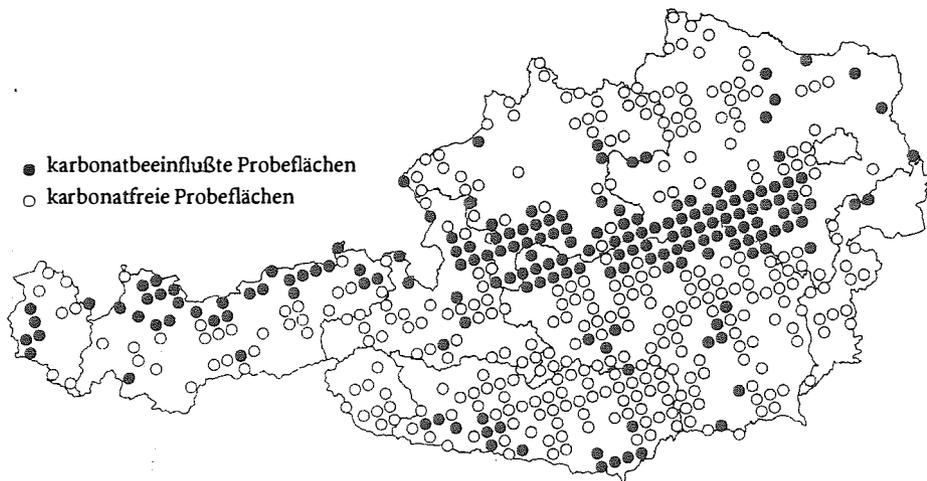


Abbildung 1: Lage der Probeflächen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur.

Figure 1: Location of the sample plots of the Austrian Forest Soil Monitoring System.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Stickstoffhaushalt und Humus

Der Stickstoff ist jenes Element, welches das Pflanzenwachstum am stärksten beeinflusst. Er kann sowohl als Kation als auch als Anion aufgenommen werden. Bei der Beurteilung des Stickstoffhaushaltes von Waldökosystemen muß sowohl die Möglichkeit

des Stickstoffmangels als auch von Stickstoffüberschuß ins Kalkül gezogen werden: Speziell Waldökosysteme waren im Lauf der Evolution durch Stickstoffmangel limitiert und die Waldvegetation hat sich dieser Situation angepaßt. Im jüngster Zeit kam es durch Emissionen von Industrie, Kraftfahrzeugen und Landwirtschaftsbetrieben zu einer Trendumkehr.

Humusform und Bodenvegetation sind Indikatoren für den aktuellen Zustand eines Waldökosystems. Abhängig von der Umsetzungsdynamik und den Umsetzungsprozessen innerhalb des Oberbodens kommt es zur Bildung von Humussubstanzen, Ton- Humuskomplexen und zur Umlagerung durch biologische Aktivität und Infiltration. Während es bei günstigen Verhältnissen zur raschen Umsetzung und Einbringung der Abbausubstanz in den Boden kommt, ist bei ungünstigen Verhältnissen die Umsetzung nur langsam und die Nährelemente werden dem Stoffkreislauf entzogen.

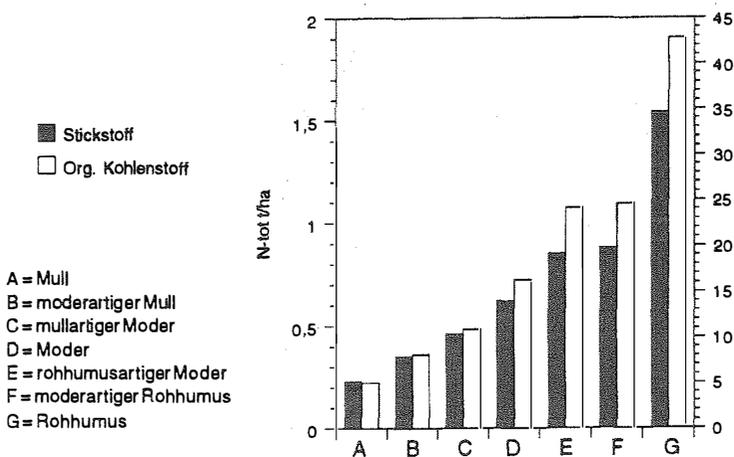


Abbildung 2: Mittlere Stickstoff- und Kohlenstoffvorräte von Humusformen in der Auflage in t/ha.

Figure 2: Mean supply of nitrogen and organic carbon in humus forms in the surface layer in t/ha.

Am Beispiel der verschiedenen Humusformen soll die unterschiedliche Umsetzungsdynamik der organischen Substanz veranschaulicht werden. Zum Ausdruck kommt dies sowohl in den unterschiedlichen Gewichten an organischem Kohlenstoff (mit dem Fak-

tor 1,72 multipliziert entspricht dieser der organischen Substanz) und dem Stickstoffvorrat (Abbildung 2) als auch in den Nährelementvorräten insgesamt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Verteilung der Probeflächen (n) der WBZI auf häufige Humusformen und deren mittlere (Nähr)Elementvorräte [kg/ha].

Table 1: Distribution of sample plots (n) of WBZI corresponding to humus forms in connection with mean values of nutritive elements [kg/ha].

Humusform	n	Elementvorrat des Auflagehumus in kg/ha					
		C	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
Mull	53	5100	230	30	40	400	110
Moderartiger Mull	28	8200	330	40	50	760	130
Mullartiger Moder	46	10900	440	70	70	620	220
Moder	234	16100	610	60	60	530	200
Rohhumusartiger Moder	56	24300	880	70	70	390	160
Moderartiger Rohhumus	22	24500	890	80	80	650	280
Rohhumus	24	40400	1450	150	150	1570	270

Die ökologisch günstig einzustufende Humusform Mull (Abbildung 2, A) weist deutlich niedrigere Stickstoffvorräte auf als die weniger günstige Humusform Moder (Abbildung 2, D) und sehr viel niedrigere Stickstoffvorräte als die ungünstig einzustufende Humusform Rohhumus (Abbildung 2, G). Die Vorräte an anderen Nährelementen verhalten sich ähnlich (Tabelle 1). Aus Abbildung 2 ist außerdem deutlich erkennbar, daß noch stärker als die Stickstoffvorräte die Vorräte an organischem Kohlenstoff (organischer Substanz) vom Mull über den Moder zum Rohhumus hin zunehmen, d. h., daß das C/N-Verhältnis vom Mull zu Rohhumus hin weiter wird (es steigt von 22 auf 28), sich also der Abbau (die Veratmung) des Humus verlangsamt. Der Rohhumus fungiert als ein für das Ökosystem kaum zugänglicher Speicher an Nährelementen. Deshalb korreliert die Stickstoffzahl, die den Versorgungsgrad der Pflanzen mit Stickstoff (allgemein mit Nährstoffen überhaupt) ausdrückt (Ellenberg et al., 1991), auch nicht mit den absoluten Stickstoffgehalten (Abbildung 3), sondern mit dem C/N-Verhältnis (Abbildung 4), welches die Aktivität des Bodenlebens und somit die Zurverfügungstellung von Stickstoff (Nährstoffen) viel besser dokumentiert. (Die Skala der Stickstoffzahl reicht von 1 [stickstoffarm] bis 9 [übermäßige Stickstoffversorgung]). Engere C/N-Verhältnisse zeigen im Verein mit steigenden Stickstoffzahlen nach Ellenberg günstigere Umsetzungsbedingungen (= günstigere Humusform) an (Tabelle 2).

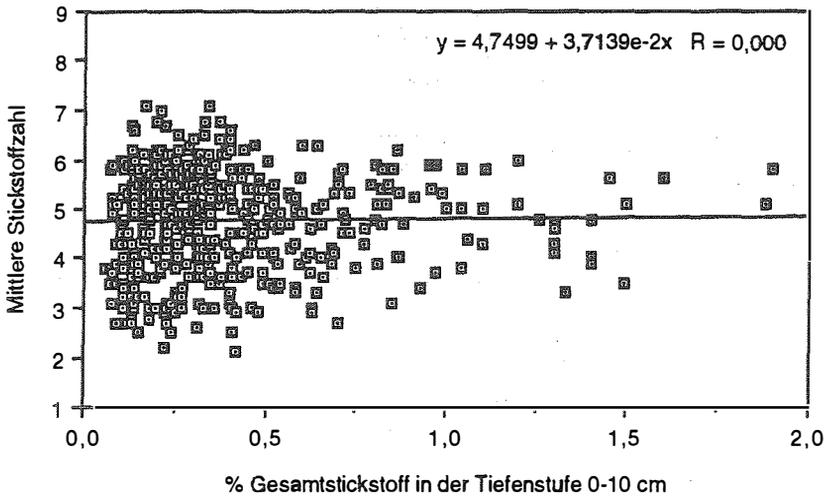


Abbildung 3: Beziehung zwischen der mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg und dem Stickstoffgehalt der Tiefenstufe 0-10 cm (aus Karrer, 1992).

Figure 3: Correlation between mean indicator values for nitrogen supply and total nitrogen amounts in the depth layer 0-10 cm (from Karrer, 1992).

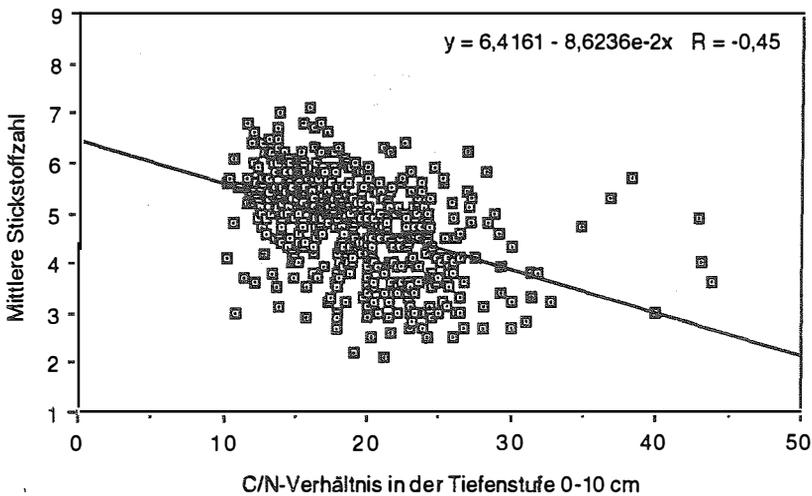


Abbildung 4: Beziehung zwischen der mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg und dem C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-10 cm (aus Karrer, 1992).

Figure 4: Correlation between mean indicator values for nitrogen supply and C/N-ratio in the depth layer 0-10 cm (from Karrer, 1992).

Das C/N-Verhältnis gilt deshalb als ein wesentlicher Parameter zur Klassifizierung von Humusformen. Es liegt in Waldböden meist zwischen 12 und 35 und ist damit im Vergleich zu Acker- und Grünlandstandorten weit.

Tabelle 2: Mittleres C/N-Verhältnis der Tiefenstufe 0-10 cm und mittlere Stickstoffzahl nach Ellenberg für verschiedene Humusformen.

Table 2: Average value for C/N-ratio of depth layer 0-10 cm and mean indicator value for the nitrogen supply (Ellenberg) of different humus forms.

Humusform	C/N-Verhältnis 0-10 cm	Stickstoffzahl nach Ellenberg
Mull	15,1	5,6
Moderartiger Mull	17,0	5,4
Mullartiger Moder	18,2	5,3
Moder	19,4	4,7
Rohhumusartiger Moder	22,6	4,2
Moderartiger Rohhumus	22,7	3,5
Rohhumus	23,4	3,9

Stickstoffvorräte und C/N-Verhältnis erlauben zusammen mit der mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg eine Anschätzung der N-Versorgung von Waldökosystemen. Während bei engen C/N-Verhältnissen im Oberboden die Netto-Mineralisationsrate (Prozentsatz des N-Vorrats, der in einer Zeiteinheit pflanzenverfügbar nachgeliefert wird) bis zu 8 % steigt, liegen durchschnittliche Raten bei 1-2 %; bei C/N-Verhältnissen, die weiter als 25 sind, ist die Mineralisation stark eingeschränkt. Stellt man einen jährlichen N-Bedarf von Waldökosystemen von 50-75 kg.ha⁻¹.a⁻¹ diesen Werten gegenüber, so sind bei geringen Mineralisationsraten von 1 % rechnerische N-Vorräte von etwa 4t/ha erforderlich, um den N-Bedarf zu decken. Es muß daher bei N-Vorräten unter diesem Wert und C/N-Verhältnissen über 25 mit N-Mangel gerechnet werden. Dies trifft auf etwa 3 % aller untersuchten Probeflächen zu und umfaßt vorwiegend die Bodentypen podsolige Braunerde und Semipodsol (Englisch, 1992).

Längerfristige Veränderungen im Ökosystem durch anthropogenen N-Eintrag (Nährstoffungleichgewichte, Versauerung) können nur durch wiederholte Messungen von Parametern wie dem C/N-Verhältnis in oberflächennahen Bodenschichten bzw. in den Nadeln/Blättern festgestellt werden. Großflächig wurde N-Überschuß noch nicht nach-

gewiesen. Er tritt derzeit höchstens lokal in der unmittelbaren Umgebung von Industrien oder Landwirtschaftsbetrieben auf.

3.2 Säurestatus und Basensättigung

Der Säurestatus von Waldböden ist ein wichtiger Aspekt des Bodenzustandes, der vor allem unter dem Schlagwort "Bodenversauerung" in Zusammenhang mit den Waldschädigungen diskutiert wird. Dabei umschließt der Begriff Bodenversauerung einen Komplex verschiedener Vorgänge, die sich nicht mit einem einzigen Meßwert definieren lassen. Bodenversauerung beschreibt eine Veränderung, Dynamik und nicht einen Zustand zu einem definierten Zeitpunkt.

Als Kenngröße ist neben dem pH-Wert vor allem die Basensättigung (BS - der Anteil der basenbildenden Kationen an der Kationenaustauschkapazität) für den Säurestatus des Bodens und sein Puffervermögen von Bedeutung. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) umfaßt die Summe aller an Tonmineralien und Humus austauschbar gebundenen Kationen, welche in die basenbildenden Kationen K, Ca und Mg sowie in die säurebildenden Kationen Mn, Al, Fe und das Proton unterteilt werden. Die Basensättigung läßt sich nach folgender Formel berechnen:

$$\text{BS (in \%)} = \frac{\text{K+Ca+Mg}}{\text{K+Ca+Mg+Mn+Al+Fe+H}} \quad [\text{Ionenäquivalent}]$$

Diesen Zusammenhang zwischen pH und Basensättigung zeigt Abbildung 5 am Beispiel von vier Vegetationstypen. Die für die verschiedenen Vegetationstypen untersuchten Bodenparameter pH und Basensättigung sind immer positiv korreliert. Höhere pH-Werte und höhere Basensättigung charakterisieren die Böden des einen Vegetationstyps, jeweils mittlere bzw. niedrige Werte dieser Parameter die Böden der anderen Vegetationstypen.

Für die Bewertung der WBZI wurden 6 Basensättigungsklassen eingeführt, die sich bei der Auswertung und Interpretation bewährt haben, gleichzeitig aber auch zur Diskussion gestellt werden sollen:

≤ 6 %	extrem niedrig	18,1 - 30 %	mäßig ausreichend
6,1-12 %	sehr niedrig	30,1 - 99 %	ausreichend - sehr hoch
12,1-18 %	niedrig	> 99 %	basengesättigt

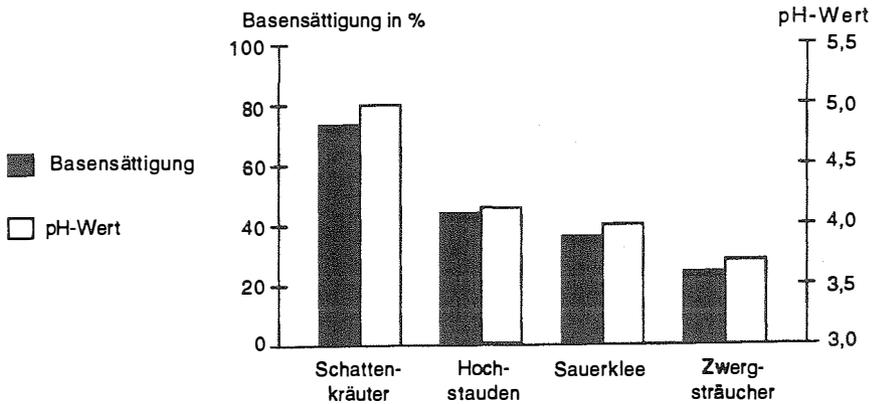


Abbildung 5: Charakterisierung von Vegetationstypen anhand der pH-Werte sowie der Basensättigung der entsprechenden Böden (Tiefenstufe 0-10 cm).
 Figure 5: Characterization of vegetation types by means of pH-values and base saturation of the corresponding soils (depth layer 0-10 cm).

Mit der Basensättigung in Zusammenhang steht die Basensumme (Summe von austauschbar gebundenem K, Ca und Mg, angegeben in mmol Ionenäquivalent pro Gramm Feinboden). Nachfolgende Klassengrenzen wurden für die Auswertung der WBZI gewählt:

≤ 2	extrem niedrig	21 - 40	mittel
2,1 - 10	sehr niedrig	41 - 160	hoch
11 - 20	niedrig	> 160	sehr hoch

Daß die niedrigeren Basensättigungsbereiche differenzierter betrachtet werden als die hohen, ist auch ein Indiz dafür, daß den Wäldern die nährstoffärmeren, schlechteren Böden verblieben sind, die Landwirtschaft hingegen gezielt die ertragreicheren, besseren Böden für sich beansprucht hat. Auf diesen Böden sind die Wälder aber gut angepaßt und haben eine breite ökologische Vielfalt entwickelt.

Rund 35 % der österreichischen Waldböden sind karbonatbeeinflußt und damit ausreichend basengesättigt. Von den 65 % karbonatfreien Böden sind rund 40 % in allen Tiefenstufen zumindest ausreichend basengesättigt (BS > 30 %). Daher besitzen etwa

60 % aller untersuchten Probeflächen eine für Waldböden zufriedenstellende Basensättigung. Knapp 30 % aller Böden befinden sich hingegen für fast alle Tiefenstufen im Bereich extrem niedriger bis niedriger Basensättigung ($BS \leq 18\%$; Abbildung 6).

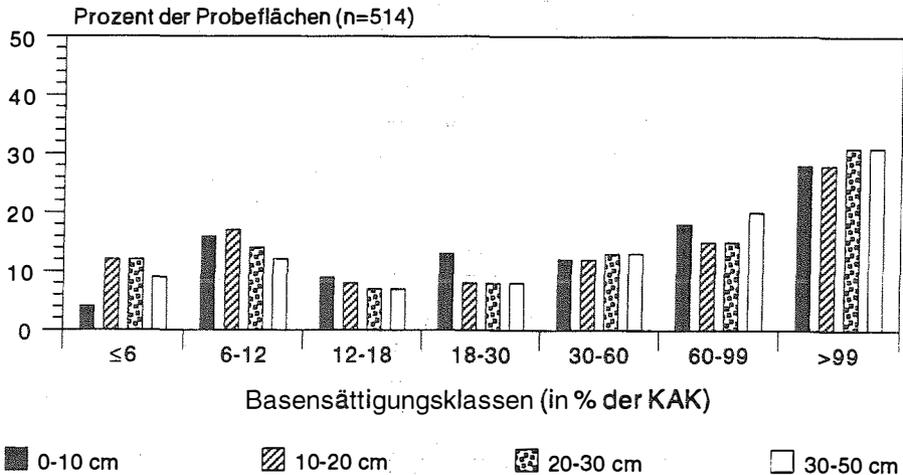


Abbildung 6: Prozentuelle Verteilung der Probeflächen auf Basensättigungsklassen, getrennt nach Tiefenstufen.

Figure 6: Distribution of sample plots according to classes of base saturation with respect to depth layers.

Betrachtet man die Mediane der Basensättigung für Bodentypengruppen, so erkennt man, daß ein Teil dieser stark sauren und entbasten Böden naturbedingte Podsole und Semipodsole der Hochlagen bzw. saurer Silikatgesteine mit gut angepaßten natürlichen Waldgesellschaften sind (substrat- bzw. klimabedingte Podsole und Semipodsole). Insgesamt machen diese beiden Bodentypen aber nur knapp 20 % aller Bodentypen aus (Abbildung 7).

Es verbleibt daher eine Differenz von etwa 10 % stark sauren und basenarmen Böden, deren Profilaufbau und Standortsbefund nicht im Einklang mit ihrer hohen Azidität stehen. Bei diesen Böden spielen vermutlich sekundäre Versauerung und Bodendegradation eine größere Rolle. Die wesentlichen Ursachen sind - regional mit unter-

schiedlicher Wichtung - in Streunutzung, Baumartenwechsel, Waldweide und atmosphärischem Säureeintrag zu suchen (Kilian, 1992).

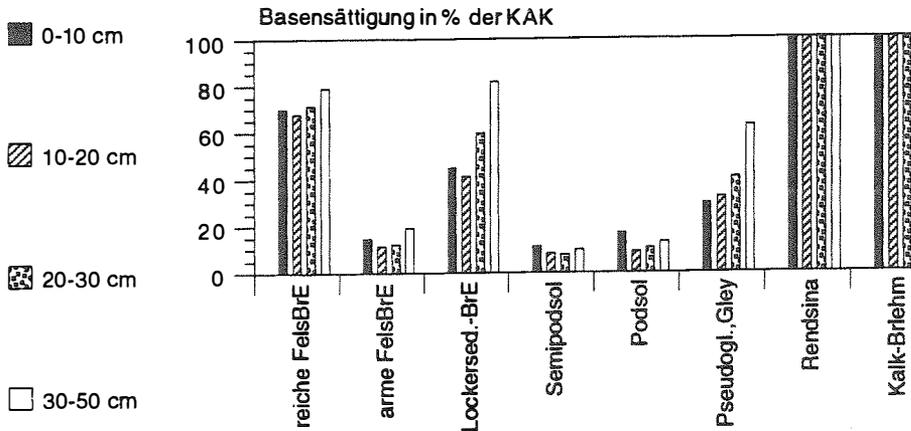


Abbildung 7: Mediane der Basensättigung getrennt nach Bodentypengruppen und Tiefenstufen.

Figure 7: Medians of base saturation for groups of soil types and with respect to depth layers.

3.3 Schwermetalle und Immissionen

Die Schwermetallausstattung ist ein wesentliches Kriterium des Bodenzustandes. Einerseits kann es im Zusammenhang mit der Bodenversauerung zum Austrag von für das Pflanzenwachstum wichtigen Schwermetallen kommen, andererseits sind die Wälder dafür bekannt, daß sie mittels ihrer rauhen Oberfläche und ihrer im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen meist exponierteren Lage die über den Luftpfad transportierten Stoffe (u.a. Schwermetalle) verstärkt auskämmen und im Waldboden akkumulieren, was dort zu toxischen Anreicherungen führen kann.

Im Rahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur wurden die Schwermetalle Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb und Cd untersucht. Co, Cr und Ni liegen meist innerhalb der aus der Literatur bekannten Spannen. Einige leicht erhöhte Werte sind lithogenen Ursprungs. Auch die essentiellen Schwermetalle Mn, Cu und Zn weisen großteils

durchschnittliche Gehalte auf. Auf einem geringen Prozentsatz der Flächen ist eine Mangelversorgung der Pflanzen mit diesen Spurenelementen möglich. Höhere Gehalte sind ebenfalls meist lithogener Herkunft. Vereinzelt spielen bei Zink vermutlich Immissionseinflüsse eine Rolle. Die Pb- und Cd-Gehalte deuten hingegen auf eine sich über das ganze Bundesgebiet erstreckende, jedoch unterschiedliche Immissionsbelastung hin. Dabei stehen die diffusen, über das Land ausgebreiteten Fernimmissionen und nicht die Immissionen aus lokalen, verhältnismäßig leicht zuordenbaren Quellen zur Diskussion.

Der Abbildung 8 sind die Anreicherungsfaktoren einiger Schwermetalle von Auflagehumus und Oberboden im Vergleich zum weitgehend natürlichen Gehalt des Unterbodens zu entnehmen. Die hohen Anreicherungsfaktoren insbesondere des sehr immobilen und von Pflanzen kaum aufnehmbaren Pb, aber auch die von Cd stützen die Immissionshypothese.

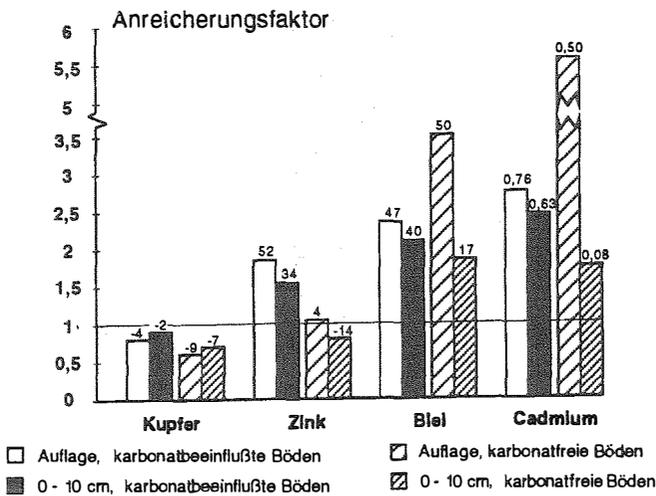


Abbildung 8: Anreicherungsfaktoren von Cu, Zn, Pb und Cd im Auflagehumus und Oberboden (0-10 cm) im Vergleich zur Tiefenstufe 30-50 cm. Die Zahlen oberhalb der Balken geben die Absolutdifferenzen an.

Figure 8: Enrichment factor of Cu, Zn, Pb and Cd in the surface layer and upper soil (0-10 cm) in comparison to the depth layer 30-50 cm. The number above the bars shows the absolute differences in ppm.

Sollten tatsächlich Fernimmissionen Ursache für solche Schwermetallanreicherungen in Humusaufgaben und Oberboden sein, so müßten die Pb- und Cd-Gehalte umso höher sein, je exponierter ein Standort ist, d.h. von je mehr Niederschlägen und je mehr Luftströmungen ein Standort betroffen ist. Da diese Wetterereignisse mit der Seehöhe zunehmen, müßten höher gelegene Regionen im allgemeinen belasteter sein als tieferliegende.

Tatsächlich ergeben sich hochsignifikante Zusammenhänge zwischen den Seehöhen von Probeflächen und ihren Pb- und Cd-Gehalten. Cu zeigt diese Zusammenhänge nicht (Abbildungen 9-11).

Es ist anzunehmen, daß in Abhängigkeit von Exposition und Bestand auf Österreichs Waldböden bis heute etwa 10-100 kg/ha Pb und 0,1-1 kg/ha Cd deponiert wurden. Während bei Pb mit Ausnahme extrem saurer Standorte eine mehr oder weniger kontinuierliche Akkumulation stattfindet, ist bei Cd, selbst in nur schwach sauren Böden, gleichzeitig mit Auswaschung zu rechnen (Mutsch, 1992).

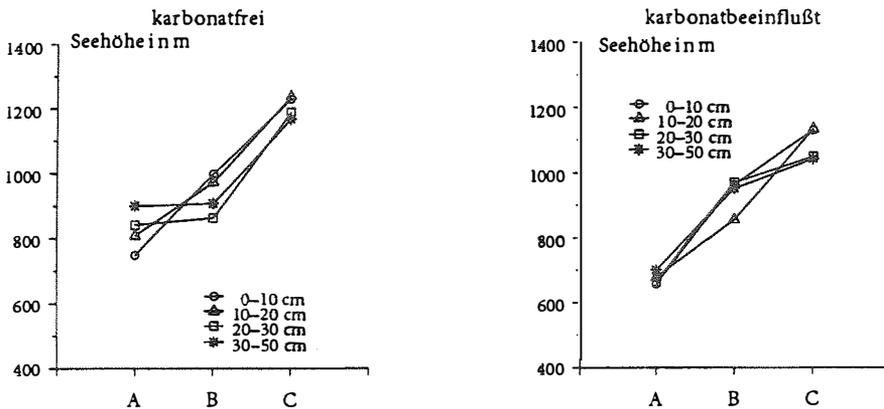


Abbildung 9: Pb-Konzentration und mittlere Seehöhe von Probeflächen (A, B, C); karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Böden (A: Probeflächen mit niedrigen Bleigehalten, bis 20er Perzentil, B: Probeflächen mit mittleren Bleigehalten, 40er bis 60er Perzentil, C: Probeflächen mit hohen Bleigehalten, ab 80er Perzentil)

Figure 9: Pb-concentration and average altitude of sample plots (A, B, C); carbonate-free and carbonate-influenced soils (A: plots with low Pb concentrations, B: Plots with medium Pb concentrations, C: Plots with high Pb concentrations)

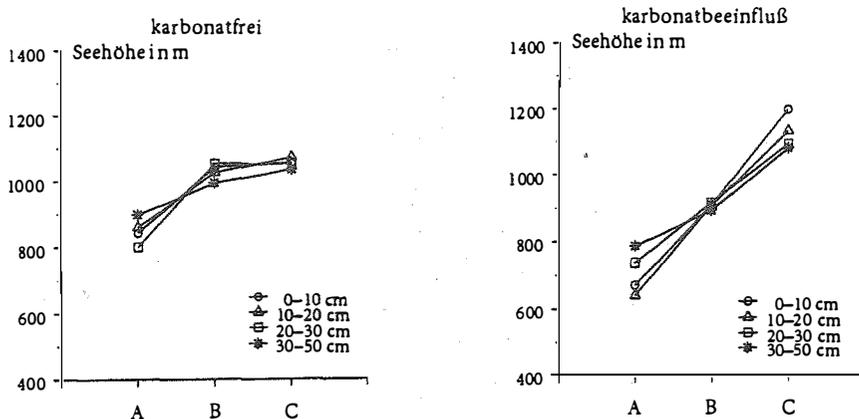


Abbildung 10: Cd-Konzentration und mittlere Seehöhe von Probeflächen (A, B, C); karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Böden (A: Probeflächen mit niedrigen Cd-gehalten, bis 20er Perzentil, B: Probeflächen mit mittleren Cd-gehalten, 40er bis 60er Perzentil, C: Probeflächen mit hohen Cd-gehalten, ab 80er Perzentil)

Figure 10: Cd-concentration and average altitude of sample plots (A, B, C); carbonate-free and carbonate-influenced soils (A: plots with low Cd concentrations, B: Plots with medium Cd concentrations, C: Plots with high Cd concentrations)

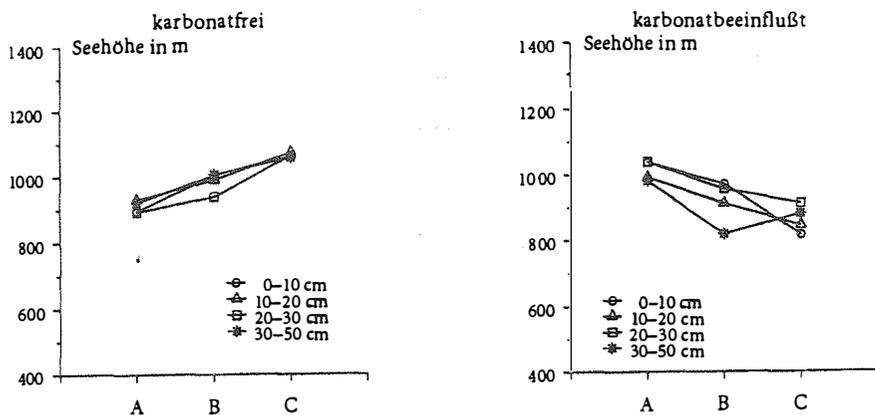


Abbildung 11: Cu-Konzentration und mittlere Seehöhe von Probeflächen (A, B, C); karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Böden (A: Probeflächen mit niedrigen Cu-gehalten, bis 20er Perzentil, B: Probeflächen mit mittleren Cu-gehalten, 40er bis 60er Perzentil, C: Probeflächen mit hohen Cu-gehalten, ab 80er Perzentil)

Figure 11: Cu-concentration and average altitude of sample plots (A, B, C); carbonate-free and carbonate-influenced soils (A: plots with low Cu concentrations, B: Plots with medium Cu concentrations, C: Plots with high Cu concentrations)

Für beide Schwermetalle gilt, daß eine unmittelbare Toxizität für die Biosphäre des Waldes durch die immissionsbedingten Anreicherungen zur Zeit nur in Ausnahmefällen gegeben scheint. Es geht bei der Bewertung dieser Ergebnisse auch nicht um die Überschreitung von Grenzwerten, die, abhängig von vielen Faktoren, verschieden zu bewerten sind, sondern um den erbrachten Nachweis bereits bestehender, weiträumiger Fernimmissionen. Diese enthalten nicht nur Schwermetalle, sondern zweifelsfrei viele weitere schädliche Komponenten. Die Alpen als Wetterscheide in Europa und da vor allem die empfindlichen Hochlagen, sind von (Schwermetall)Immissionen besonders betroffen.

Mit verbesserten analytischen Methoden, insbesondere der Isotopentrennungsanalyse, soll es in Zukunft möglich sein, geogene und immittierte (anthropogene) Schwermetalleinträge besser zu unterscheiden, standortsbezogen zu quantifizieren, sowie u. U. sogar die Schwermetallherkunft zu klären.

4 LITERATURVERZEICHNIS

- ELLENBERG H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WEBER und D. PAULISSEN, 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 17: 1-22.
- ENGLISCH M., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil III: Atmogene Hauptnährstoffe. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168: 45-58.
- ENGLISCH M., 1995: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Datenband Standorts- und Bodenerhebung. Berichte der FBVA. In Vorbereitung.
- ENGLISCH M., G. KARRER und F. MUTSCH, 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I. Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168: 5-22.
- KARRER G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168: 193-242.
- KILIAN W., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil V: Säurehaushalt - austauschbare Kationen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168: 89-144.
- MUTSCH F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VI: Schwermetalle. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168: 145-192.
- MUTSCH F., 1995: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Datenband - Analyseergebnisse - Rangklassifikationen. Berichte der FBVA. In Vorbereitung.

NEUMANN M., 1991: Waldschaden-Beobachtungssystem. FBVA-Berichte 49: 7-13.



ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG ORGANISCHER FORSTDÜNGER

ECOLOGICAL EVALUATION OF ORGANIC FOREST FERTILIZERS

Stefan NASCHBERGER

Biochemie Ges.m.b.H., Abt. Düngemittelvertrieb/Düngerentwicklung
A-6250 Kundl

SUMMARY

Biosol, a fertilizer derived from fungal mycelium, was compared with various organic fertilizers on the basis of a number of ecological parameters. The slow and uniform release of nitrogen and the low heavy metal content are significant features which confirm its status as an ecologically sound product superior to all the other tested fertilizers. Further distinctive characteristics include the high organic substance content and a C/N ratio of 10 - 5 : 1, with positive influence on the humus balance which this produces. Authorisation for use in areas with water utilisation and approval as a fertilizer for "bio-cultivation" are also indicative of a high ecological standard.

KEYWORDS: organic fertilizer, nitrate, heavy metals, hygiene, solvents, roughage

ZUSAMMENFASSUNG

Biosol, ein Dünger auf Basis von Pilzmycel, wurde mit verschiedenen organischen Düngern anhand einer Reihe ökologischer Parameter verglichen. Für die Platzierung als ökologisch unbedenkliches Produkt, das allen gegenübergestellten Düngern überlegen ist, sprechen vor allem die langsame und gleichmäßige Stickstofffreisetzung sowie die niedrigen Schwermetallgehalte. Wichtige Kriterien wie hoher Gehalt an organischen Substanzen, ein C/N-Verhältnis von 10 - 5 : 1 und die damit verbundene positive Beeinflussung der Humusbilanz, sind weitere Unterscheidungsmerkmale. Die Anwendungserlaubnis in Gebieten mit Wassernutzung sowie die Anerkennung als Dünger für den "Bio-Landbau" ergänzen schließlich den hohen ökologischen Standard.

STICHWÖRTER: organische Dünger, Nitrat, Schwermetalle, Hygiene, Lösungsmittel, Ballaststoffe

1 EINLEITUNG

In zahlreichen Studien wird die gute Eignung organischer Dünger als Starthilfe für Aufforstungen und geschwächte Ertrags- und Altbestände belegt. Auch in der Landwirtschaft werden die Vorteile eines langsamwirkenden Düngers zunehmend geschätzt.

Sowohl in Österreich als auch in der EU gehen seit Jahren die Mengenumsätze der Mineraldünger zurück. Im Gegensatz dazu steigen die Verkaufszahlen bei den organisch und organisch/mineralischen Düngern. Ursache für diese Entwicklung ist einerseits ein generelles Umdenken in Richtung "naturnaher" Bodenbewirtschaftung, andererseits wird seitens der Agrarpolitik das Förderungswesen verstärkt auf nachhaltige Wirtschaftsweisen ausgerichtet. Darüberhinaus ist der Fortschritt auf dem

Gebiet der Verwertung von Neben- und Abfallprodukten einer der Gründe, warum verstärkt organische Dünger auf den Markt drängen.

Nachdem die Landwirtschaft durch den Einsatz von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln in ein erhebliches Problem der Überproduktion geraten ist und gleichzeitig damit ökologische Probleme, wie hohe Nitrat- und Pestizidrückstände (Insam und Berreck, 1993; Normann-Schmidt, 1993) im Bodenwasser, einhergehen müssen neue Dünger besonders unter dem Aspekt der ökologischen Unbedenklichkeit überprüft werden.

Rohstoffe organischer Dünger:

- Wirtschaftsdünger aus der Massentierhaltung
- Nebenprodukte aus der Fermentations-, Futtermittel- und Lebensmittelindustrie
- Abfälle aus der Müll- und Klärschlammverwertung

2 ÖKOLOGISCHE PARAMETER

2.1 Stickstoff

Bei vielen organischen Düngern liegt der Stickstoff zu einem nicht unerheblichen Teil in gelöster Form vor. Dazu gehören frischer Stallmist, Hühnerdung sowie Gülle und Jauche.

Andere Dünger wiederum weisen zwar eine weitestgehend organische N-Bindung auf, bei schneller Mineralisation kann es aber trotzdem zu überhöhten Nitratwerten kommen; in diese Kategorie fallen Fleisch- und Blutmehle sowie Bakterienbiomassen. Für diese Düngertypen ist ein C/N-Verhältnis von unter 4 : 1 typisch.

Für Forstkulturen sowie für alle landwirtschaftlichen Kulturen mit einem relativ niedrigen, aber gleichbleibenden N-Bedarf ist ein C/N-Verhältnis von 10 - 5 : 1 ideal. Diesem Erfordernis entsprechen Pilzbiomassen am ehesten (Tab. 1). Durch die Bindung des Stickstoffs im Protein und Chitin ergibt sich bei Düngern aus Pilzmycel eine Zweikomponentenwirkung, womit der - bei vielen Kulturen zu Beginn der generativen Phase leicht erhöhte - Stickstoffbedarf auch noch abgedeckt wird.

Tabelle 1: Untersuchungszeugnis der LUVA Tirol
 Table 1: Examination certificate of LUVA Tyrol

- LUVA TIROL -
 6200 ROTHOLZ 46

Rotholz, am 28.1.1993

Fernruf: 05244/5151

Sachbearbeiter: DI Palfrader

Analysen-Zahl: 92 U 152 / 92 Z 12

UNTERSUCHUNGSZEUGNIS

Einsender: Biochemie Ges.m.b.H., Düngemittelvertrieb,
 6250 Kundl

Art und Bezeichnung der Probe: P 1: BIOSOL

Tag der Einsendung: 22. Juli 1992

Wassergehalt der angelieferten Probe: 8,7 %

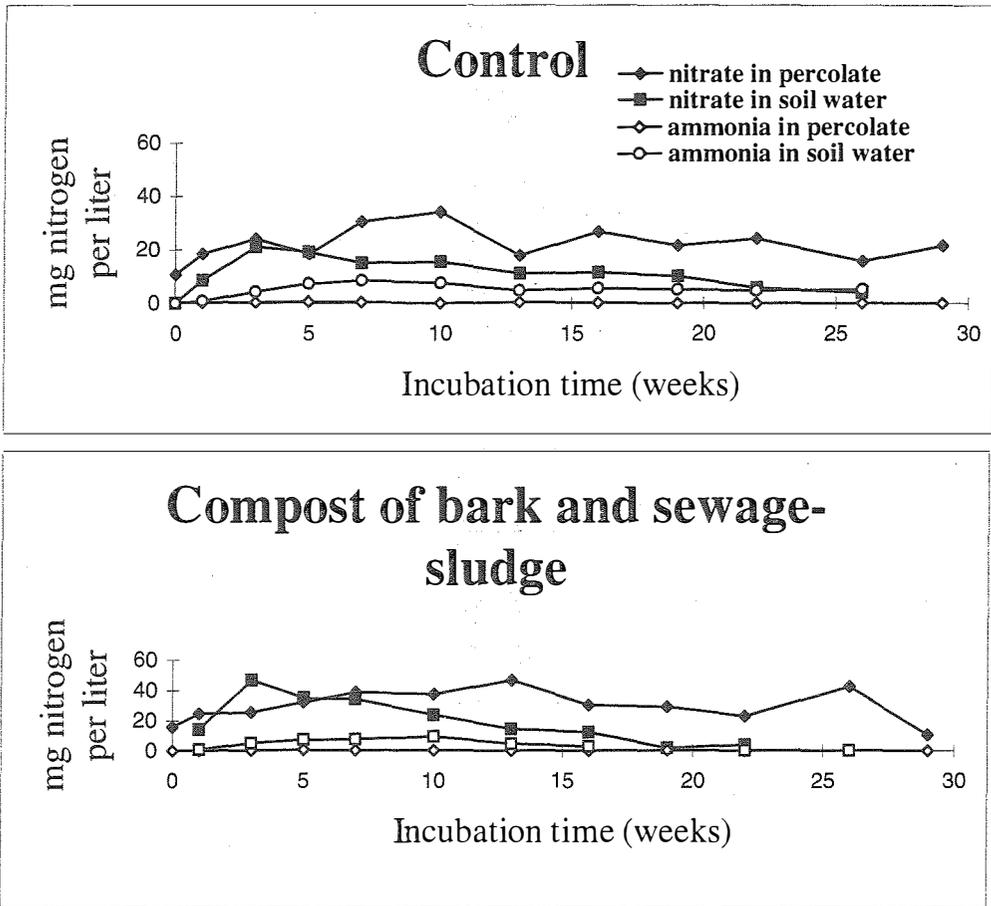
pH-Wert: --

ANGABEN IN %, berechnet auf	TROCKENMASSE
Rohasche	16,97
Glühverlust	83,03 = 83 % ORG. SUBSTANZEN
Stickstoff gesamt	6,9
Ammoniumstickstoff	0,5
Nitratstickstoff	0,03
Kohlenstoff gesamt	39
Phosphorpentoxid	1,3
Calciumoxid	0,74
Kaliumoxid	4,7
Magnesiumoxid	1,5
Natriumoxid	0,83
Chlorid	0,12

C : N - Verhältnis 5,7 : 1

ANGABEN IN PPM, berechnet auf	TROCKENMASSE
Kupfer 9	Chrom ---
Zink 13	Nickel < 20
Mangan 9	Blei < 20
Eisen 130	Cadmium < 0,01
Kobalt < 20	Quecksilber < 0,02
Aluminium < 130	Bor gesamt 5,9

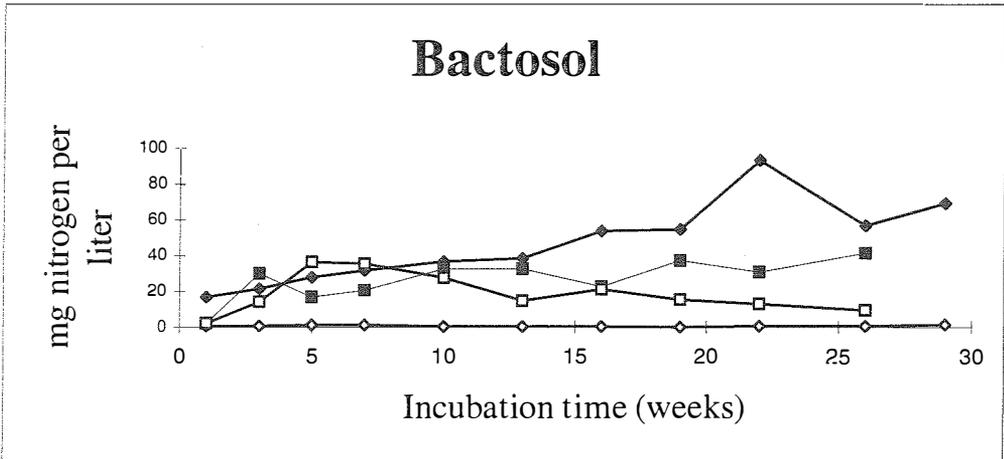
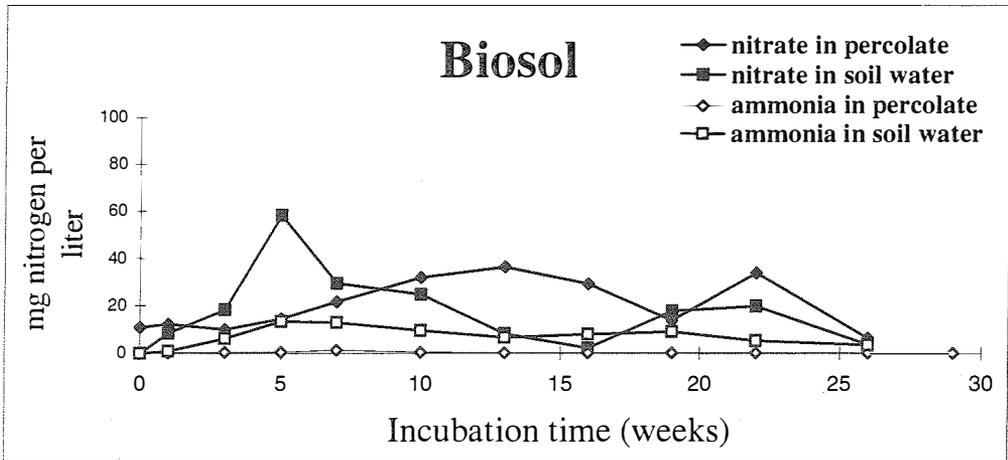
VITAMINE: Cholin	1620 mg/kg	SIDEROPHORE:	20000 ppb
B2	16 mg/kg		
Inosit	67 mg/kg		



Poster, Jahrestagung Ecological Society of America, Madison, WI, 31.07.-04.08.1993. H. INSAM, M. BERRECK, P. MERSCHAK, K. HASLWANDTER Inst. f. Mikrobiologie, Univ. Innsbruck, 6020 Innsbruck, Austria

Abbildung 1: Nitrat- und Ammoniumgehalt von Boden- und Sickerwasser in der Kontroll- und Rinden/Klärschlammkompost-Variante

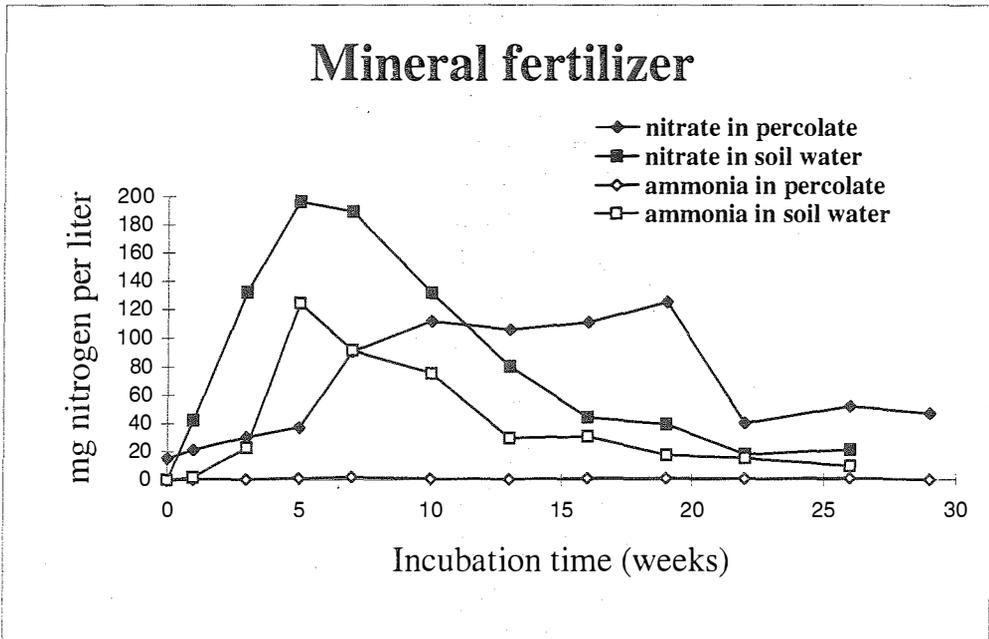
Figure 1: Nitrate and ammonia content of soil water and percolate of the control treatment and the compost of bark and sewage sludge treatment



Poster, Jahrestagung Ecological Society of America, Madison, WI, 31.07.-04.08.1993. H. INSAM, M. BERRECK, P. MERSCHAK, K. HASELWANDTER Inst. f. Mikrobiologie, Univ. Innsbruck, 6020 Innsbruck, Austria

Abbildung 2: Nitrat- und Ammoniumgehalt von Boden- und Sickerwasser in der Biosol- und der Bactosol-Variante

Figure 2: Nitrate and ammonia content of soil water and percolate of the Biosol- and the Bactosol treatment



Poster, Jahrestagung Ecological Society of America, Madison, WI, 31.07.-04.08.1993. H. INSAM, M. BERRECK, P. MERSCHAK, K. HASELWANDTER Inst. f. Mikrobiologie, Univ. Innsbruck, 6020 Innsbruck, Austria

Abbildung 3: Nitrat- und Ammoniumgehalt von Boden- und Sickerwasser in der Mineraldünger-Variante

Figure 3: Nitrate and ammonia content of soil water and percolate of the mineral fertilizer-treatment

In Abbildung 2 ist die gleichmäßige N-Freisetzung bei einem Dünger aus Pilzbiomasse (Biosol) dargestellt (Insam und Berreck, 1993). Als Kontrast dazu ist der Verlauf der N-Werte in der Bodenlösung nach Ausbringung eines löslichen Mineraldüngers gegenüberzustellen (Abb. 3).

Während die Kontroll- und Biosol-Nitratwerte im Sickerwasser im Bereich der Trinkwasser-Toleranzwerte liegen, erreicht Bactosol (Bakterienbiomasse) geringfügig darüber liegende Werte. Mineraldünger scheiden aufgrund ihres Lösungsverhaltens als Dünger für Gebiete mit Wassernutzung aus. Eine Splitting der Düngergaben würde zwar das Problem relativieren, ist aber bei Forstkulturen nicht praktikabel.

Neben diesen Unterschieden bei der N-Freisetzung werden von Normann-Schmidt (1993) weitere gewichtige Argumente gegen mineralische N-Düngung vorgebracht. So erfordert der Nitrat-Kalium-Antagonismus zusätzliche Kalidüngergaben.

Bei organischer Düngung wird dieser Antagonismus wegen des Humateffektes und der langsamen N-Freisetzung unterbrochen.

Weiters werden an Nachteilen der Mineral-N-Düngung angeführt:

- Anreicherung von Aminosäuren und Amiden in der Pflanze
- erhöhter Befall durch Schadorganismen
- degenerierte Chloroplasten
- Verminderung der Lebensfähigkeit des Mykorrhizapilzes

2.2 Schwermetalle

Auch wenn das ökologische Potential der überwiegend essentiellen Elemente wie Zink, Kupfer, Chrom usw. keinesfalls dramatisiert werden darf, so ist doch bei Cadmium und Quecksilber größte Vorsicht geboten. Bei Düngern aus der Massentierhaltung liegen häufig überhöhte Kupfer- und Zinkwerte (Batteriehaltung von Hühnern in Zinkkäfigen) vor, ein Gefährdungspotential geht aber von solchen Produkten nicht aus. Kritisch wird es lediglich bei Düngern bzw. Bodenverbesserungsmitteln aus der Müll- und Klärschlammverwertung.

Als Orientierung können die von Prof. Klocke aufgestellten Toleranzwerte (Tabelle 2) für Böden dienen. Bezieht man diese auf mg/kg TS-organischer Dünger, kann es nicht zu einer Anreicherung im Boden führen. Die im österreichischen Düngemittelgesetz geltenden Richtlinien nehmen ausreichend auf die Schwermetallproblematik Rücksicht.

2.3 Hygienische Unbedenklichkeit

Natürlich sind Wirtschaftsdünger mit dem gesamten Spektrum der Krankheitskeime des Tierstalles bzw. der Hühnerfarm belastet. Bei Anwendung auf Sportflächen, Freizeitgelände oder Gemüsekulturen ist darauf Bedacht zu nehmen. Organische Dünger auf pflanzlicher Basis wie Rizinusschrot oder solche aus der Fermentationsindustrie sind dafür gut geeignet.

2.4 Lösungsmittel-, Pestizid- und andere Rückstände

Bei spezifischen Herkünften (z.B. Ölpreßkuchen) werden seitens des Gesetzgebers entsprechende Grenzwerte für Lösungsmittel vorgeschrieben. Pestizidrückstände können bei Rindenkompost oder pflanzlichen Abfällen auftreten, wenn in der Vegetation Pestizide in größerem Umfang angewendet wurden; bei Anwendung im biologischen Landbau sind die gültigen Richtlinien zu beachten bzw. entsprechende Gutachten anzufordern. Mikrobielle Biomassen aus der Antibiotika-

Fermentationsindustrie müssen bei uneingeschränkter Anwendungserlaubnis absolut frei von Restantibiotika sein.

Tabelle 2: Orientierungsdaten (Richtwerte) von Elementen in Kulturböden (Klocke, 1980)

Table 2: Aproximate contents of some elements in cultivated soils (Klocke, 1980)

<u>Gesamtgehalt im lufttrockenen Boden in mg/kg</u>					
Element		häufig	besondere, bzw. kontaminierte Böden	tolerierbar (Richtwert)	
As	Arsen	0,1	- 20	< 8.000	20
B	Bor	5	- 20	< 1.000	25
Be	Beryllium	0,1	- 5	< 2.300	10
Br	Brom	1	- 10	< 600	10
Cd	Cadmium	0,01	- 1	< 200	3
Co	Cobalt	1	- 10	< 800	50
Cr	Chrom	2	- 50	< 20.000	100
Cu	Kupfer	1	- 20	< 22.000	100
F	Fluor	50	- 200	< 8.000	200
Ga	Gallium	0,1	- 10	< 300	10
Hg	Quecksilber	0,01	- 1	< 500	2
Mo	Molybdän	0,2	- 5	< 200	5
Ni	Nickel	2	- 50	< 10.000	50
Pb	Blei	0,1	- 20	< 4.000	100
Sb	Antimon	0,01	- 0,5	?	5
Se	Selen	0,01	- 5	< 1.200	10
Sn	Zinn	1	- 20	< 800	50
Tl	Thallium	0,01	- 0,5	< 40	1
Ti	Titan	10	- 5.000	< 20.000	5.000
U	Uran	0,01	- 1	< 1.000	50
V	Vanadium	10	- 100	< 1.000	50
Zn	Zink	3	- 50	< 20.000	300
Zr	Zirkon	1	- 300	< 6.000	300

Prof. Dr. Dieter Sauerbeck : "Funktion, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulterer Sicht" Verlag W. Kohlhammer GmbH., Stuttgart und Mainz, 1985

2.5 Salzgehalt

Speziell in Trockengebieten werden Dünger mit einem LOW SALT INDEX verlangt. Damit kann trotz geringer Niederschläge eine ausreichende Nährstoffversorgung ohne Gefahr von Verbrennungen sichergestellt werden. Der Pilzbiomasse-Dünger "Biosol" weist nur etwa 1/4 der Salzbelastung von Mineraldüngern auf, womit - trotz niedrigerem Nährstoffgehalt - in Summe eine stark verringerte Salzbelastung resultiert.

Insbesondere bei Aufforstungskulturen ist dieses Kriterium von großer Bedeutung (Tab. 3).

Tabelle 3: Löslichkeit von Düngern
Table 3 Solubility of fertilizers

DÜNGER	LÖSUNGS- RÜCKSTAND	ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT (1/10) mS/cm
BIOSOL	73,5	11,60 *
NITRAT/ AMMONIUM	24,0	50,60
12 : 12 : 17 + 2	13,8	46,70
AMMONIUM- PHOSPHAT	17,2	36,60

* **LOW SALT INDEX**

Für Nadelgehölze besonders wichtig.

2.6 Ballaststoffe

Ballaststoffe haben teils obligaten und teils fakultativen Schadstoffcharakter. Ihr Wesen läßt sich am besten in Verbindung und in Kombination mit den obligaten Nährstoffen verstehen. Von den Nährstoffen werden vorwiegend die nachfolgenden zugeföhrt: Stickstoff (NO₃ , NH₄), Phosphor, Kalium, Magnesium, Schwefel und Calcium sowie Spurenelemente. Die Bindung dieser Nährstoffe ist teils kationisch (NH₄, K, Mg, Ca) und teils anionisch (PO₄ , SO₄ , NO₃). Leider lassen sich die Verhältnisse in Mineraldüngern nicht vollständig ausgleichen, es verbleiben daher immer Ballaststoffe, die weder für den Boden noch für die Pflanze relevant sind. Von den unerwünschten anionischen Fremdstoffen sind in erster Linie das Chlorid und eventuell das Sulfat zu nennen, der wichtigste kationische Ballaststoff ist das Natrium. Das Chlorid belastet den Boden und wirkt auf die Mehrzahl der Pflanzenarten hemmend, da diese überwiegend chlorophob sind.

Ballast ist darüberhinaus jeder Nebengemengteil. Das bekannteste ist im 40er bzw. 60er Kali als Kochsalz enthalten. Es wirkt über die beiden Komponenten Natrium und Chlorid. Das Problem der Ballaststoffe ist somit ein qualitatives und quantitatives.

Während bei Mineraldüngern fast immer Ballaststoffe enthalten sind, trifft dies bei organischen Düngern nur dann zu, wenn aufgrund der Herkunft unerwünschte Begleitstoffe enthalten sind. Auch die Art der Nährstofffreisetzung kann zum Entstehen von Ballaststoffen im Boden führen.

2.7 Wassernutzung und biologischer Landbau

Ein weiteres Qualitätsmerkmal ist die Erlaubnis zur Anwendung in Gebieten mit Wassernutzung sowie die Eignung als Dünger für den biologischen Landbau. Dem Gutachten von Prof.Dr.med. M. Dierich, Institut für Hygiene der Universität Innsbruck, kann über die Anwendung von Biosol folgende Zusammenfassung entnommen werden:

"Aus Sicht der Hygiene besteht in bezug auf die bakteriologische Beschaffenheit von BIOSOL kein Einwand als Verwendung für Düngezwecke, auch in Einzugsbereichen von genutzten Wasserversorgungen."

Im biologischen Landbau sind Zukaufdünger zwar nicht dem Prinzip des geschlossenen Nährstoffkreislaufes entsprechend, in vielen Fällen, insbesondere bei viehlosen Betrieben (Weinbau, Getreidebau usw.), ist die Notwendigkeit einer Ergänzungsdüngung jedoch gegeben. Das Gutachten der LUVA-Rotholz (Goller, 1993) umfaßt in der Zusammenfassung folgende Aussage:

"Aufgrund vorstehender Abwägungen wird seitens der befaßten Anstalt gegen den fachgerechten Einsatz des Materials (Biosol) als zukaufbarer organischer Dünger bzw. Bodenverbesserer für den 'Biologischen Landbau' kein sachlicher Einwand gesehen."

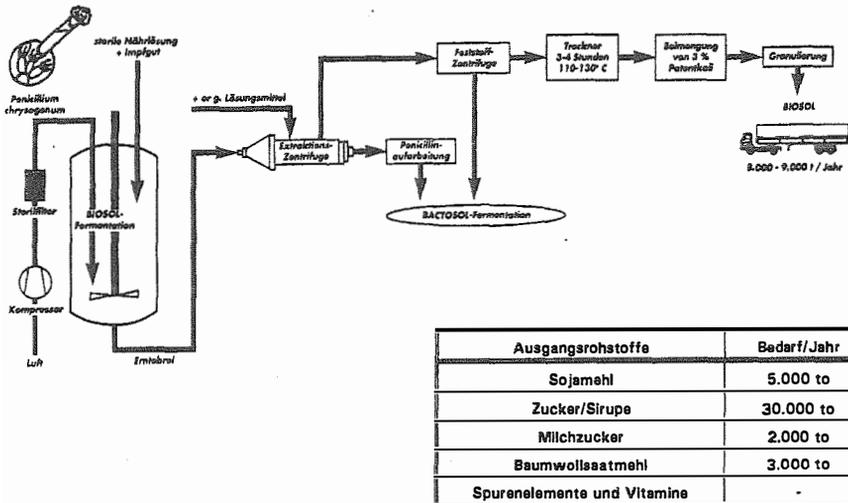
3 BIOSOL-FERMENTATIONSPROZESS

Der in Tabelle 4 dargestellte Düngervergleich spricht deutlich für Produkte auf der Basis von Pilzmycel. In der Folge werden daher die Herstellung sowie spezifische Eigenschaften von Biosol kurz dargestellt (Abbildung 4):

Zur Fermentation von Penicillin werden hochwertige Rohstoffe wie Sojamehl, Rübenzucker, Stärkesirup, Milchzucker, Baumwollsaatmehl sowie Spurenelemente und

Vitamine eingesetzt. Nach mehrtätiger Fermentationsdauer entsteht aus dem Rohstoff einerseits Pilzbiomasse und andererseits wird Penicillin in die flüssige Phase abgeschieden.

Fermentation von BIOSOL



8C11590-1/1/6

Abbildung 4: Fermentation von Biosol
Figure 4: Fermentation of Biosol

Tabelle 4: Vergleich verschiedener Dünger
 Table 4 Comparison of several fertilizers

ÖKOLOGIE - DÜNGERVERGLEICH

Dünger	org. Substanz.	N : P : K	N-H ₂ O löslich	Schwermetalle	Hygiene	Zul. Wasserschutzgeb.	Düngerwirkung	Ballaststoffe
BIOSOL	80 - 90 %	7 : 1,5 : 3,5	< 0,5 %	entspr. Futtermittel	o.K.	o.K.	nachhaltig	o.K.
STALLMIST FRISCH VEROTTET	70 - 80 % 60 - 70 %	2 : 1,5 : 2,0 2,5 : 1,3 : 2,8	~ 0,5 % ~ 0,3 %	o.K. o.K.	- ±	- -	nachhaltig nachhaltig	o.K. o.K.
HÜHNERMIST	60 - 80 %	4 : 5 : 6 (2 : 5 : 2)	1 - 2 %	ZINK	-	-	schnell und nachhaltig	o.K.
ALGENDÜNGER	60 - 70 %	1 : 0,5 : 3	?	o.K.	o.K.	o.K. (?)	?	Na 7 %
MINERALDÜNGER	0	12 : 12 : 17 + 2	voll löslich	o.K.	o.K.	-	schnell	ca. 50 %
KLÄRSCHLAMM	40 - 70 %	N 0,2 - 2,0 % P ₂ O ₅ 1,0 - 4,0 % K ₂ O 2,0 - 4,0 %		Blei Cadmium Zink	-	-	?	ca. 50 %

Durch Trocknung bei 110 - 130 °C und einer Verweildauer von 3 - 4 Stunden entsteht ein absolut penicillinfreier Rohstoff für organische Dünger. Nach Beimengung von 3 % Patentkali wird schließlich das normale Biosol - bei Biosol-Kaliarm unterbleibt die Beimengung - granuliert und in die Verkaufspackungen abgefüllt.

Aus dem Analysenzertifikat (Tab. 1) kann ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis entnommen werden. Besonders zu beachten ist die nahezu ausschließlich organische Bindung des Stickstoffes, der hohe Anteil an organischen Substanzen (> 80 %) und die, im Bereich von Futtermitteln liegenden, Schwermetallwerte. Biosol ist sicherlich einer der wenigen Dünger, die neben einer Zulassung als Düngemittel auch eine solche als Futtermittelzusatz besitzen.

4 BIOSOLANWENDUNG UND BODENGESUNDHEIT

Langjährige Studien zeigen, daß der Pilzmyzeldünger "Biosol" eine konstante Verbesserung des Humusgehaltes um jährlich 0,1 - 0,2 % bewirkt. Noch bedeutsamer ist die Verbesserung der Verfügbarkeit von Phosphor und Kalium (Tab. 5). Diese als Humateffekt bekannte Wirkung wird von Illmer (1993) und Mersi und Schinner (1993) anhand von Laborversuchen ansatzweise erklärt. Durch Proteinausscheidungen und organische Säuren werden offensichtlich die beiden häufig in großen Reserven vorhandenen Nährstoffe der Pflanzen zugänglich gemacht. Im Sinne einer nachhaltigen Bodenbewirtschaftung muß das erste Ziel die Ausnutzung der Bodenreserven sein und nur wenn dies nicht ausreicht, kommt die Nährstoffzufuhr in Betracht. Es ist verwunderlich, daß die Wissenschaft erst in allerletzter Zeit diese Möglichkeit der Nährstoffmobilisierung entdeckt hat.

Mit Biosol wird die Dynamik der bodenbiologischen Prozesse ganz generell verbessert, sowohl von Insam und Haselwandter als auch von Glatzel, Aescht und Foissner (1995, alle in diesem Band) werden dazu umfangreiche Untersuchungen vorgelegt. Von Haselwandter wurde auch die Wirkung auf die Mykotrophie untersucht, ein leicht positiver Effekt ist zu erkennen.

Weiters kann mit großer Sicherheit angenommen werden, daß Biosol auch die pflanzliche Widerstandskraft erhöht, langjährige Praxisbeobachtungen legen diesen Schluß nahe.

Tabelle 5: Auswirkungen der Aufwandsmenge von FYM (Kuhdung) auf einige Bodeneigenschaften

Table 5: Effects of the amount of FYM (cow dung) on some soil characteristics

FYM (Kuhdung) (t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	pH	el. Leitf. (dSm ⁻¹)	Max. Wasser- bindungsver- mögen (%)	Organ. C (%)	Verfügb. P (ppm) ^a	Verfügb. K (ppm) ^b
sandiger Lehmboden						
0	7.0	0.17	41.9	0.36E	18	96
10	6.9	0.29	47.2	0.43	23	127
30	6.9	0.32	51.3	0.47	26	132
50	7.0	0.34	52.5	0.59	30	150
Tonlehmboden						
0	7.2	0.22	42.8	0.43	29	105
10	7.0	0.22	53.5	0.51	36	180
30	7.0	0.32	53.7	0.52	35	200
50	7.2	0.40	57.5	0.57	31	245

a Olsen 0.5 M NaHCO₃, extrahierbar

b 1 N Ammoniumazetat, austauschbar

Quelle: nach Bhriyuvanshi (1988)

R. Prosad, N.N. Goswami : "Soil Fertility, Restoration and Management for sustainable agriculture in South Asia" *Advances in Soil Science, Soil Restoration, Volume 17*

5 LITERATUR

- AESCHT E. und FOISSNER, W., 1994: Auswirkungen organomineralischer Dünger auf Bodenorganismen des Böhmerwaldes in Oberösterreich. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Bd. 7, 1994
- GOLLER H.J., 1993: "Gutachten Düngemittel 'Biosol'", LUVA Rotholz, September 1993, 01 - 07
- HASELWANDTER K., und BERRECK M., 1994: Wirkung organischer Düngemittel auf Bodenmikroorganismen und die biologische Aktivität in Waldböden. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Bd. 7, 1994
- ILLMER P., 1993: Mikrobielle, nicht enzymatische Phosphormobilisierung aus anorganischen Phosphaten. Mitteilungen der Österr. bodenkundl. Gesellschaft, Heft 48/49 "Bodenbiologie in Österreich", 04. - 05.10.1993, Linz, 53-67
- INSAM H. und BERRECK M., 1993: "Danger of groundwater pollution after fertilizing alpine forests?". Poster, Jahrestagung ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA, Madison, 31.07. - 04.08.1993
- MERSI W.V. und SCHINNER F., 1993: Bakterielle Kaliummobilisierung aus illitischen Tonmineralen. Mitteilungen der Österr. bodenkundl. Gesellschaft, Heft 48/49, Bodenbiologie, 409 - 415
- MERSI W.V. und SCHINNER F., 1993: Pilzliche Kalium-Mobilisierung aus illitischen Tonmineralen. Mitteilungen der Österr. bodenkundl. Gesellschaft, Heft 48/49, "Bodenbiologie in Österreich", 04. - 05.10.1993, Linz, 53 - 67
- NORMANN-SCHMIDT S., 1993: Auf der Suche nach umweltgerechter Landwirtschaft, 2. Teil GWF Wasser-Abwasser, 397 - 415, 134 (1993), No. 7

WALDDÜNGUNGSVERSUCHE MIT ORGANISCHEN SPEZIALDÜNGERN

FOREST FERTILIZATION TRIALS WITH ORGANIC SLOW RELEASE FERTILIZERS.

Klaus KATZENSTEINER

Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur Wien

Peter-Jordanstraße 82, A - 1190 Wien

SUMMARY

In field fertilization trials the effects of organic slow release fertilizers on tree nutrition, soil water chemistry and ground cover vegetation were tested. There were only minor effects on tree nutrition in the Lech-trials on carbonatic substrate though tree growth showed a marked response. In Bohemian Massif trials on acidic substrates the combination of organic fertilizers with magnesite derived products led to a balanced nutrition of trees. The single application of organic fertilizers caused nitrate leaching with seepage water, while the combination with magnesite suppressed this effect. In this case only minor leaching occurred compared with mineral NPK-fertilizers. Forest floor vegetation showed almost no response in the pastured forests of Lech, which were originally already very rich in number of species. In the poor secondary Norway spruce stands of the Bohemian Forest a number of species indicating mobilization of nutrients invaded the trial plots.

KEYWORDS: Norway spruce, *Picea abies* (Karst.), Fertilization, Soil water chemistry, Tree nutrition, Ground cover Vegetation.

ZUSAMMENFASSUNG

In mehrjährigen Freilandversuchen wurde die Wirkung von organischen Spezialdüngern bzw. ihren Kombinationen mit magnesitischen Kalken auf Baumernährung, Bodenwasserchemismus und Zusammensetzung der Bodenvegetation auf unterschiedlichen Substraten untersucht. In den Versuchen Lech auf Karbonatböden waren die Auswirkungen auf Baumernährung nur gering, obwohl die Bäume deutliche Zuwachsreaktionen auf die Düngung zeigten. In den Versuchen in der Böhmisches Masse bewirkten Kombinationen organischer Dünger mit magnesitischen Kalken eine harmonische Ernährung der Waldbäume. Alleinige Anwendung organischer Dünger führte zu Nitratauswaschung, die Kombination mit magnesitischen Kalken schwächte dieses Problem deutlich ab. Im direkten Vergleich mit herkömmlichen NPK-Mineraldüngern ist jedoch aufgrund der verzögerten Nährstofffreisetzung die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser deutlich geringer. Die Bodenvegetation zeigte in den artenreichen Weidewäldern in Lech im Versuchszeitraum von fünf Jahren keine Reaktion auf die Düngung während in den artenarmen sekundären Fichtenwäldern des Böhmerwaldes eine Reihe von Mobilisierungszeigern auftraten.

STICHWÖRTER: Fichte, *Picea abies*, Düngung, Bodenwasser, Baumernährung, Bodenvegetation.

1 EINLEITUNG

In zahlreichen Untersuchungen, die zum Thema neuartige Waldschäden durchgeführt wurden, zeigte sich, daß Ernährungsstörungen häufig Ursache oder Begleiterscheinungen von Kronenverlichtungen und/oder Verfärbungen von Nadeln bzw. Blättern der Waldbäume sind. Insbesondere Magnesiummängel sind auf basenarmen Ausgangssubstraten weit verbreitet (i.e. Hüttl, 1991), wobei dieser Mangel erst im Verlauf der letzten zwanzig Jahre in größerem Umfang auftrat. In Österreich wurde Magnesiumunterversorgung vor allem im Kristallin der Böhmisches Masse sowie im Hausruck- und Kobernaußerwald beobachtet (Katzensteiner, 1992, 1994; Katzensteiner, unpubl. Daten; Kilian, 1992). An den Probepunkten des österreichischen Bioindikatornetzes tritt, trotz der rezent eher hohen atmogenen Einträge, häufig Stickstoffunterversorgung neben Phosphor- und Kaliummängeln auf (Stefan, 1992). Vor allem auf Karbonatstandorten sind P- und K-Mängel verbreitet.

Nährstoffentzüge durch historischer Landnutzungsmaßnahmen dürften eine Hauptursache für Nährstoffmängel darstellen (Glatzel, 1990). Daneben bedingt die Dominanz von flachwurzelnenden Fichtenmonokulturen auf potentiellen Mischwaldstandorten durch schlechte Bodenerschließung, Bodenversauerung und Immobilisierung von Nährstoffen im Auflagehumus eine Verschärfung der Mangelsituation. Die Basenversorgung der Waldbäume wird zusätzlich durch Bodenversauerung und Nährstoffauswaschung als Folge des Eintrages langzeitwirksamer Luftschadstoffe negativ beeinflusst. Darüber hinaus gibt es Hinweise, daß durch die steigenden Stickstoffeinträge Ernährungsstörungen, vor allem Magnesiummängel induziert werden (Schulze, 1989).

Andererseits gibt es eine Anzahl experimenteller Untersuchungen, in welchen durch gezielte Düngungsmaßnahmen die Nährstoffversorgung und in weiterer Folge der Vitalitätszustand von Waldbäumen deutlich verbessert werden konnte (Übersicht in Zöttl und Hüttl (eds.), 1991; Nielsson et al (eds.), 1995). Allerdings können dabei unerwünschte Nebeneffekte wie Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser

(Kreutzer, 1995, Katzensteiner et al., 1995), Verminderung der Frosttoleranz der Waldbäume oder eine ungünstige Verschiebung der Artengarnitur in der Bodenvegetation in den behandelten Waldbeständen oder benachbarten Ökosystemen auftreten. Aus diesen Gründen werden Revitalisierungsverfahren gesucht, welche eine optimale Verbesserung der Ernährungssituation der Waldbäume bei begrenzten negativen Nebeneffekten gewährleisten. Hohe Erwartungen werden dabei in sogenannte Slow Release Dünger mit einer verzögerten Nährstofffreisetzung gesetzt. Organische Dünger stellen im Sinne einer Kreislaufwirtschaft als Rückstände industrieller Verwertungsprozesse von biogenen Rohstoffen eine vielversprechende Alternative zu konventionellen Mineraldüngern dar. In der vorliegenden Arbeit werden Ergebnisse von Düngungsversuchen mit organischen Spezialdüngern der Biochemie Ges.m.b.H. Kundl evaluiert.

2 MATERIAL UND METHODEN

Um die Anwendungsmöglichkeit der organischen Spezialdünger BIOSOL und BACTOSOL der Biochemie Ges.m.b.H. Kundl (Naschberger 1995, dieser Band) für die Walddüngung zu testen, wurden einerseits in subalpinen Schutzwaldbeständen auf Karbonat (Versuche LECH), andererseits in montanen Fichtenbeständen auf Silikat (Versuche Bärenstein, Pfliegerwiese und Sulzberg) Düngungsversuche angelegt.

Die Versuchsflächen Lech 5 und 6 liegen in den nördlichen Kalkalpen im Gemeindegebiet Lech am Arlberg. Allgemeine Standortparameter sind Tabelle 1 zu entnehmen. Der subalpine Fichtenbestand zeigt auf beiden Flächen die für diese Höhenlage unter Beweidungseinfluß typische Rottenstruktur mit Wechsel von dichten Baumgruppen und sehr lichten Zwischenflächen. Die Altersstruktur der Bestände ist sehr heterogen, das Alter der Bäume ist teilweise höher als 200 Jahre. Die Kronenverlichtung war im Jahr der Versuchsanlage mit einem durchschnittlichen Kronenzustandsindex von 1.6 nach Pollanschütz (1985) überdurchschnittlich hoch.

Tabelle 1: Versuchsstandorte

Table 1: Experimental sites

Fläche	Lech 5	Lech 6	Bärenstein	Pflegerwiese	Viehberg I	Viehberg II
SH (m)	1.550		1.000	950	1.000	1.000
Relief	Exp: SSE, Terasse u. angrenzende Hangteile; Kleinrelief: Dolomitschutthöcker, Mulden	Talboden u. eben-flach NE-geneigter, Unterhang, Horizontüberhöhung gegen S Kleinrelief stark gegliedert (Rücken, Mulden, Tälchen)	ebene Plateaulage, Kleinrelief regelmäßig	eben bis schwach W-geneigt, Kleinrelief: Bifangpflugstreifen v. Aufforstung	mäßig geneigter ESE-Mittelhang, Kleinrelief: unregelmäßig (blockreich + künstliche Bodenverwundungen)	mäßig geneigter WSW-Mittel- und Unterhang unregelmäßig (blockreich + künstliche Bodenverwundungen)
Ausgangsmaterial f. Bodenbildung	Dolomitischer Hangschutt/Terrassenschotter mit Mergel- u. Toneinschlüssen	kalkig-dolomitisches, tlw. mergeliges Moränenmaterial, stellenweise von Hangschutt und Bachschotter überdeckt	Periglazial überprägte Reste älterer Bodenbildungen auf Eisgarner Granit (0,60 % MgO, 0,91 % CaO)		tlw. periglazial überprägte Reste älterer Bodenbildungen auf Freistädter Granodiorit u. Gneis/ u. GneisGneis (0,71 % MgO, 2,73 % CaO)	
Böden	sehr flachgründige, skelettreiche Rendسينen auf dolomitschutthöckern (Erosion durch Viehtritt), Pechrendسينa u. Übergänge zu pseudovergleyten Braunerden in Mulden. Humustyp: Moderartiger Mull bis (in Mulden hydromorpher) Moder	flach bis mittelgründige, feuchtere Varianten von Rendسينa u. Rendسينa-Braunerde/Braunlehmverzahnungen, z.T. hydromorph überprägt (nivigebene Vergleymerkmale in Schneetälchen) Humustyp: moderartiger Mull bis (in Mulden hydromorpher) Moder	mittel- bis tiefgründige, pseudovergleyte podsolige Braunerden bis Semipodsole, Skelettingehalt im Oberboden bis 30 %, Humustyp: Moder bis Rohhumus	tiefgründige, skelettarmer (10-20 %) pseudovergleyte, saure Braunerde, Humustyp: rohhumusartiger Moder, bei stärkerer Auflichtung u. Vergrasung: mullartiger Moder	skelettreiche (20-30%), seicht- bis mittelgründige Semipodsole bis Podsole, NE-Teil der Fläche Hangwasserzug (pseudovergleyung); Humustyp: Rohhumus bis Moder	skelettreiche (30-50%), seicht- bis mittelgründige Semipodsole bis Podsole, Humustyp: Rohhumus bis Moder

Das Fehlen der Naturverjüngung zu Versuchsbeginn ist vermutlich auf Wild- und Weideeinfluß, aber auch mangelnde Samenproduktion und ungünstige Keimbettbedingungen zurückzuführen. Nadeluntersuchungen zeigten ausgeprägte Stickstoffmängel und eine nicht ausreichende Phosphorernährung der Fichten auf beiden Flächen. Die unterschiedlichen Licht- und Bodenverhältnisse bedingen ein kleinflächiges Mosaik von Gräsern, Kräutern und Zwergsträuchern in der Bodenvegetation. Bodechemische Untersuchungen belegen die große Heterogenität der Böden; besonders auf der Fläche 5, aber auch teilweise auf Fläche 6 ist eine deutliche Oberflächenversauerung erkennbar (Tabelle 2).

Tabelle 2: Bodenchemische Kennwerte Versuch Lech (Arithmetische Mittelwerte und Standardabweichungen; K,Ca, Mg austauschbar im 1 m Ammonacetatauszug).

Table 2: Chemical soil characteristics Lech fertilization trials (Arithmetic means and standard deviations; K, Ca, Mg: $NH_4C_2H_3O_2$ exchangeable).

Horizont	pHKCl	pHH ₂ O	N [%]	K [mg.100g ⁻¹]	Ca[mg.100g ⁻¹]	Mg[mg.100g ⁻¹]
Lech 5 A (n=6)	4,6 (1,26)	5,3 (1,21)	1,47 (0,71)	16,4 (18,0)	344 (305)	90 (76)
AB/C (n=4)	5,8 (1,50)	6,6 (1,44)	0,22 (0,14)	6,5 (4,6)	191 (122)	43 (23)
C (n=2)	7,3	8,0	0,04	0,8	151	28
Lech 6 A (n=8)	5,4 (1,18)	6,2 (1,15)	0,96 (0,67)	8,8 (3,1)	394 (257)	102 (47)
B (B/C) (n=8)	5,9 (1,77)	6,7 (1,46)	0,22 (0,19)	3,4 (2,6)	182 (127)	33 (35)
C (n=1)	7,2	8,1	0,09	1,6	251	30

Das Versuchsflächen Bärenstein, Pfliegerwiese und Viehberg liegen im nordöstlichen Oberösterreich im Bereich der Böhmisches Masse. Die Bestände Bärenstein und Pfliegerwiese gehören zur Stift Schlägl'schen Forstverwaltung, einem Betrieb der ein von OFM Reininger (1987) entwickeltes Schirmschlagverfahren, die sogenannte 'Zielstärkenutzung' praktiziert. Schneebruchschäden und die starken Nutzungseingriffe führten auf diesen beiden Flächen zu einem sehr geringen Bestockungsgrad.

Der Viehberg (FV Czernin Kinsky) wurden 1988, zwei Jahre vor Versuchsanlage zur Einleitung der Naturverjüngung femelartig aufgelichtet (VIEHBERG I (130 Jahre; 81 % Fichte, 17 % Kiefer und 1 % Tanne; Ertragsklasse 4,6; 575 Stämme je ha; 21,2 m Oberhöhe; 24,7 m².ha⁻¹ Grundflächendichte; Überschirmungsgrad 83 %) bzw. VIEHBERG II (140 Jahre; 87 % Fichte, 1 % Kiefer und 12 % Tanne; Ertragsklasse 5; 575 Stämme je ha, 29,4 m Oberhöhe; 29,4 m².ha⁻¹ Grundflächendichte); Überschirmungsgrad 79 %). zusätzlich wurden plätzeweise Bodenverwundungen durchgeführt. Exakte ertragskundlichen Kenndaten der Versuchsstandorte LECH, BÄRENSTEIN und PFLEGERWIESE können Eckmüllner (1995, dieser Band) entnommen werden.

Während die Bestände Bärenstein, Sulzberg und Pfliegerwiese aus Wiesenaufforstungen hervorgingen, dürften sich die Bestände am Sulzberg aus Naturverjüngung nach Kahlschlägen entwickelt haben. Holzkohle in allen Bodenprofilen vom Viehberg deutet auf das verbreitete Verbrennen von Schlagrückständen in der Vergangenheit. Streunutzung war in allen Versuchsgebieten bis zum 2. Weltkrieg verbreitet. Niedrige Vorräte austauschbarer basischer Kationen sind vermutlich auf diese Landnutzungspraktiken zurückzuführen. Ebenso zeigt die Dominanz von *Vaccinium myrtillus*, *Vitis idaea*, *Avenella flexuosa*, *Nardus stricta*, tlw. *Calluna vulgaris*, und am Viehberg zusätzlich *Calamagrostis villosa* die Degradation der Standorte an. Die Böden sind extrem und tiefreichend versauert, besonders die Vorräte an austauschbaren Ca und Mg sind sehr gering (Tab. 3). Aufgrund der Boden- und Klimaverhältnisse würde die potentielle natürliche Waldgesellschaft auf diesen vier Standorten ein Abietetum mit einem wechselnden Buchen- und Fichtenanteil bilden. Während am Viehberg die Fichtenherkünfte an die klimatischen Verhältnisse angepaßt sind, zeigen alle anderen Bestände ausgeprägte Schneebruchschäden.

Die Nadelspiegelwerte auf den Flächen Bärenstein und Pfliegerwiese zeigten ausgeprägte Mg- und Ca-Mängel bei relativ guter N-, P- und K-Versorgung im Jahr der Versuchsanlage. In den Jahren 1991/92 waren, ebenso wie am Viehberg auch die N-Gehalte relativ niedrig (Abb. 2). Alle vier Flächen wiesen ausgeprägte Symptome neuartiger Waldschäden wie Nadelvergilbung und Kronenverlichtung auf.

Tabelle 3: Nährstoffmengen (C, N total, K, Ca, Mg total in der Aufl., BaCl₂-austauschbar im Mineralboden) (g.m⁻²) und pH-Werte: pH-Werte Oberboden u. Unterboden

Table 3: Nutrients (C, N total, K, Ca, Mg total in Humuslayer, BaCl₂-exchangeable in the mineral soil) (g.m⁻²)

	Bärenstein	Pflegerwiese	Viehberg I	Viehberg II
<i>Auflagehumus</i>				
TM	8.340	6.950	11.571	15.817
C	3.388	1.732	4.341	6.407
N	141	90	161	239
K	9,8	9,5	15,5	15,7
Ca	8,8	4,8	13,6	24
Mg	6,5	7,4	5,6	5,7
<i>Mineralboden (bis 50 cm Tiefe)</i>				
TM Feinb.	322.300	365.250	354.445	235.008
C	17.000	12.350	9.870	9.515
N	640	770	392	343
K	11,9	17,7	6,9	4
Ca	12	12,1	9,8	6,6
Mg	4	5,4	2,8	1,8
pH _{H₂O}	3,9 (0-5 cm)	4,1 (0-5 cm)	4,3 (0-5 cm)	4,0 (0-5 cm)
	4,3 (30-40 cm)	4,4 (30-40 cm)	4,7 (30-40 cm)	4,6 (30-40 cm)
pH _{CaCl₂}	2,8 (0-5 cm)	4,4 (0-5 cm)	3,3 (0-5 cm)	3,1 (0-5 cm)
	4,0 (30-40 cm)	3,9 (30-40 cm)	4,5 (30-40 cm)	4,3 (30-40 cm)

Die Versuchsanlage und die Untersuchungsmethoden sind in Tabelle 4 dargestellt.

Um den Einbau der applizierten Dünger in die oberirdische Biomasse abzuschätzen, wurden für den Versuch Bärenstein mittels allometrischer Funktionen von Eckmüllner (1995, dieser Band) Biomassenkompartimente für die 1992 gefällten Versuchsbäume hochgerechnet. Nadelmassen wurden aus der Beziehung Nadeltrockenmasse [kg] = -10 + 0,1 * Splintfläche in Brusthöhe [cm²] (Eckmüllner, 1990) errechnet. Die Verteilung der Nadelmasse auf Nadeljahrgänge wurde nach der visuell durchgeführten Entnadelungsansprache durchgeführt. Da nur von Nadeln chemische Analysedaten zur Verfügung standen, wurden für die restlichen Kompartimente Literaturwerte (Raisch, 1983, Münch et al., 1990) herangezogen.

Tabelle 4: Versuchsdesign und Auswertung

Table 2: Experimental design and analysis

Fläche	Lech 5 & 6	Bärenstein & Pfliegerwiese	Viehberg I und II
Design	Randomisiertes Blockdesign; Kleinflächen ((700 m ² rund um Zentralstamm (n. Sterba, 1970,1978)); Lech 5: 6, Lech 6: 9 Wiederholungen je Variante. Düngung im September 1985 u. Juni 1987	Randomisiertes Blockdesign; Kleinflächen (100 m ² rund um Zentralstamm (n. Sterba, 1970,1978));Bärenstein 11, Pfliegerwiese 9 Wiederholungen je Variante. Düngung im Juni 1987	Parzellenversuch (1200 m ² je Parzelle) mit 4 Wiederholungen je Variante. Randomisiertes Blockdesign. Düngung: Juni 1991.
Varianten	ungedüngte Kontrolle NPK (15:5:18 +3%MgO): je 400 kg im Sept. 85 und Juni 87 Biosol: je 1000 kg im Sept. 85 und Juni 1987	ungedüngte Kontrolle Biomag 2000 kg.ha ⁻¹ Bactosol 3000 kg.ha ⁻¹ + Biomag 2000 kg.ha ⁻¹	ungedüngte Kontrolle Biomag KR 2000 kg.ha ⁻¹ Bactosol 2000 kg.ha ⁻¹ NPK 1000 kg.ha ⁻¹ Biomag KR + Bactosol (je 2000 kg.ha ⁻¹) Biomag KR + NPK (2000 + 1000 kg.ha ⁻¹)
Bodenwasser	-----	Keramik-Saugkerzenlysimeter (Soil moisture Equ. Corp.) in 30 & 60 cm. 3 Wiederholungen zu 2 Lysimeter und Tiefenstufe je Variante (nur Bärenstein)	Saugkerzenlysimeter in 15, 30 und 60 cm Bodentiefe
Nadeln	Herbst 1985, 1987, 1988 vom 7. Wirtel Makronährstoffe in 1. Nadeljahrgang.	Herbst 1986, 1988, 1992 vom 7. Wirtel Makronährstoffe in 1. - 4. Nadeljahrgang	Jährlich Makronährstoffe in 1. Nadeljahrgang
Kronenverlichtung	Jährliche Ansprache nach Pollanschütz (1985)	Jährliche Ansprache nach Pollanschütz (1985)	Jährliche Ansprache nach Pollanschütz (1985)
Zuwachs	s. Eckmüllner, dieser Band	s. Eckmüllner, dieser Band	Nur Ausgangssituation: BHD- und Höhenmessung in Probekreisen (r = 20 m)
Bodenvegetation	n. Braun-Blanquet, Sommer 1990 (Lech 5: 4 Parzellen, Lech 6: 7 Parzellen je Variante); Makronährstoffe <i>Vaccinium</i> : 1988	n. Braun-Blanquet, Sommer 1991 (Bärenstein: 11, Pfliegerwiese: 6 Parzellen je Variante)	-----

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Mineralstoffernährung

Versuch Lech:

Gemessen an von Hüttl (1986) nach Literaturwerten zusammengestellten Grenzwerten zur Beurteilung des Ernährungszustandes von Fichtenbeständen zeigen die Flächen Lech 5 und 6 ausgeprägte Stickstoff- und z.T. Phosphormängel.

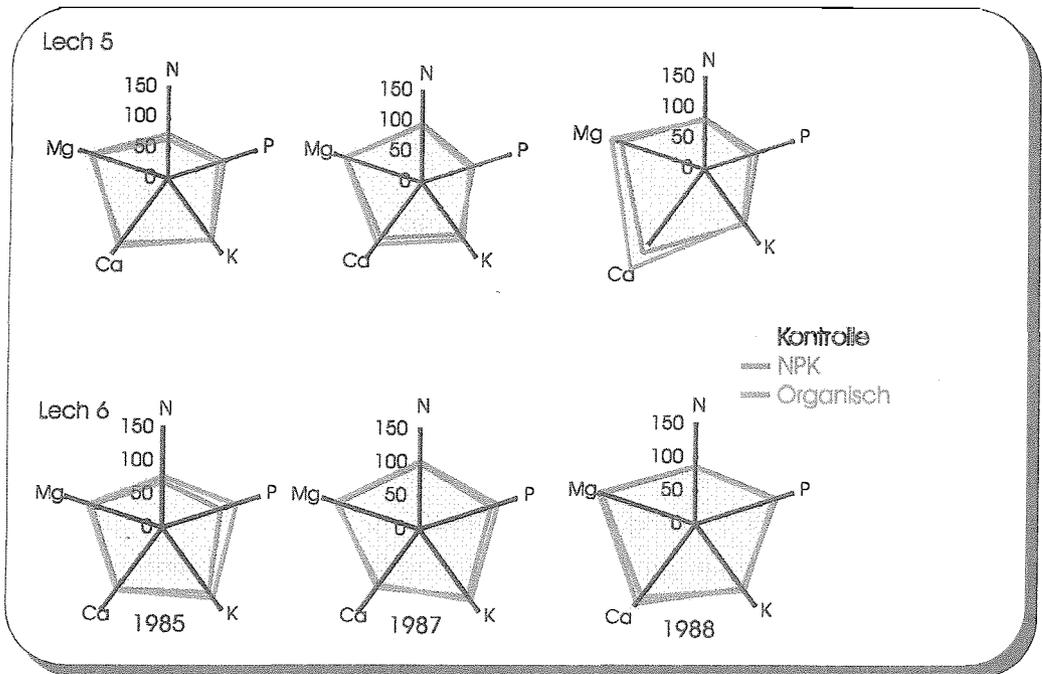


Abbildung 1: Nährstoffspiegelwerte der Versuchsbäume in Lech (100 % entspricht optimaler Ernährung nach Hüttl, 1986).

Figure 1: Nutrient levels in current needles in Lech (100 % meaning optimal nutrition).

Sowohl Mineraldüngung als auch organische Düngung verbesserte die Ernährungssituation gemessen an den Nadelspiegelwerten nur kurzfristig. Verdünnungseffekte durch erhöhten Zuwachs (Glatzel et al., 1990/91, Eckmüller, dieser Band) aber

auch der Einbau von N und P in die Konkurrenzvegetation (s. Tab. 5) führen zu einer Angleichung der Nadelspiegelwerte im vierten Untersuchungsjahr.

Tabelle 5: Mineralstoffspiegelwerte von Heidelbeerblättern [mg.g⁻¹ TM]

Table 5: Mineral nutrient levels of *Vaccinium myrtillus* leaves [mg.g⁻¹ DM]

Fläche	Element	Kontrolle	NPK	BIOSOL	Sig.
Lech5	N	15,6	16,6	16,8	n.g.
Lech6		16,6b	17,9ab	18,3a	*
Lech5	P	1,04	1,10	1,10	n.g.
Lech6		1,06b	1,25ab	1,37a	**
Lech5	K	7,34	8,74	8,72	n.g.
Lech6		7,50	9,0	8,71	n.g.
Lech5	Ca	9,53	8,62	8,92	n.g.
Lech6		8,11	7,84	8,37	n.g.
Lech5	Mg	2,74	2,3	2,63	n.g.
Lech6		2,14	1,89	2,13	n.g.

Zusätzlich dürfte die Zapfenproduktion im Mastjahr 1988 zu einer Abnahme der Nadelspiegelwerte geführt haben. Wie die Untersuchungen im Solling gezeigt haben, beträgt nach Mastjahren der Anteil an Zapfen am Gesamtstreufall bis zu 30 % (Ellenberg et al., 1986). Der Nährstoffeinbau in Zapfen und Samen beträgt nach Strebel (1960) 10-15 kg N, 2-3 kg P und 11-16 kg K je ha im Mastjahr.

Der Einbau von Nährstoffen in die Bodenvegetation stellt auf diesen Flächen mit hohem Begrünungsgrad ein wichtiges Speicherglied dar, wodurch Verluste aus dem System minimiert werden.

Versuch Böhmisches Masse:

Die Auswirkungen der Düngungsmaßnahmen auf die Nadelspiegelwerte wurden bereits in Katzensteiner et al. (1995) detailliert dargestellt. Die ausgeprägten Mg-Mängel sind durch selektive Nährstoffzufuhr einfach zu beheben, wobei die Mg-Gehalte

über die Untersuchungsjahre kontinuierlich zunehmen (Abb. 2). Eine spezifische Mg-Zufuhr führt jedoch zu Verdünnungseffekten von P und K, wobei möglicherweise Antagonismen bei der Aufnahme eine Rolle spielen.

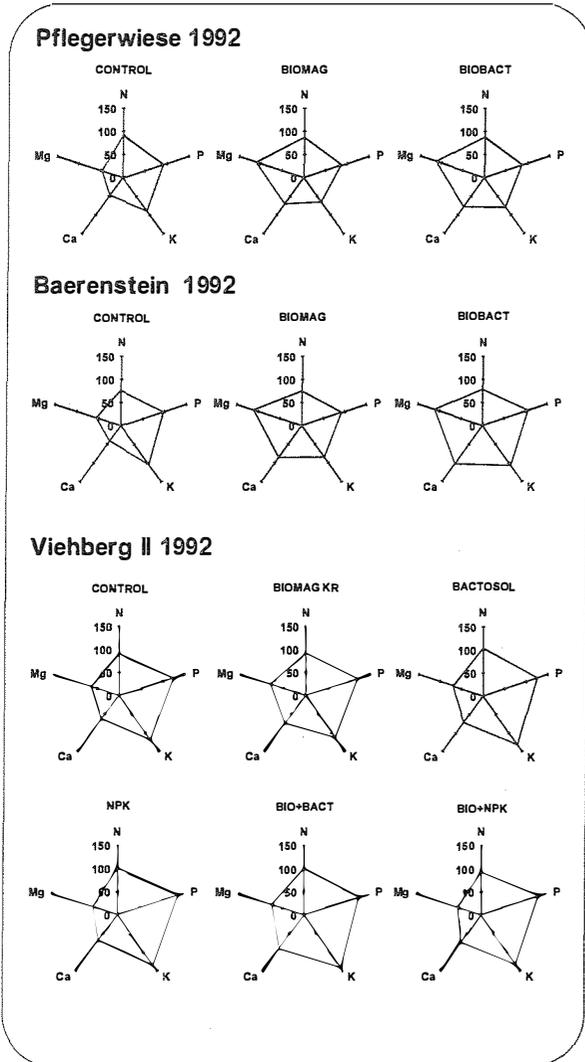


Abbildung 2: Nährstoffspiegelwerte der Versuchsbäume in der Böhmisches Masse (100 % entspricht optimaler Ernährung nach Hüttl, 1986).

Figure 2: Nutrient levels in current needles Bohemian Massif (100 % meaning optimal nutrition).

Eine ausgewogene Ernährung kann durch die Kombination von organischen Düngern und Magnesiumdüngern erreicht werden, wobei, wie im Versuch Lech, N wiederum als limitierendes Element auftritt. Trotz hoher N-Depositionsraten - die Flüsse mit

dem Kronendurchlass betragen 1987 $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - waren im Jahr 1992 die N-Nadelspiegelwerte extrem niedrig. Die Untersuchungsreihe zeigt auch den in der Literatur seit langem bekannten Einfluß der Jahreswitterung auf die Nährstoffgehalte der Nadeln (i.e. Wehrmann, 1961, Evers, 1972), wobei die Korrelation mit Klimadaten zeigt, daß eine gute Wasserversorgung während des Austriebes und eine trockene Sommerperiode zu niedrigen N-Gehalten führen. Dies dürfte auf Verdünnungseffekte beim Austrieb und nachfolgend geringe N-Verfügbarkeit infolge Trockenheit zurückzuführen sein.

3.2 Bodenwasserchemismus

Bodenwasseranalysen stehen nur von den Versuchsflächen Bärenstein und Viehberg zur Verfügung. In beiden Versuchen zeigte sich, daß die Kombination des organischen Düngers mit einem Magnesitprodukt zur pH-Wert-Stabilisierung und als Mg-Quelle zu einer deutlichen Erhöhung der Nitratgehalte in der Bodenlösung führt (Abbildung 3 und 4). Diese Erhöhung tritt jedoch mit einer zeitlichen Verzögerung von einer Vegetationsperiode auf und klingt, wie sich im Versuch Bärenstein zeigte, im dritten Jahr nach Düngung wieder ab. Die Anwendung des organischen Düngers ohne pH-Wert-stabilisierende Kalke führt, wie der Versuch Viehberg zeigt, zu einer weitaus höheren Nitratbelastung des Sickerwassers. Die Kombination mit dem Magnesitdünger führte im Verhältnis nur zu einer geringen Anhebung der Nitratgehalte. Wieweit unterschiedliche Reaktionen der Bodenmikroorganismen die Nitrat auswaschung beeinflussen, kann aus den vorliegenden Begleituntersuchungen nicht schlüssig abgeleitet werden. Auf dem Bärenstein war in den ersten Vegetationsperioden nach Düngung eine Reduktion, ab dem dritten Jahr eine Anhebung der mikrobiellen Biomasse zu verzeichnen (Haselwandter und Berreck, dieser Band). Am Viehberg (Insam et al., 1994) war eine geringe Reduktion der mikrobiellen Aktivität in der reinen Bactosol-Variante gegenüber einer geringen Anhebung in der Kombinationsvariante zu verzeichnen (Insam et al. 1994). Die Stickstoffnettomineralisation im O-Horizont war jedoch in der reinen Bactosolvariante am höchsten.

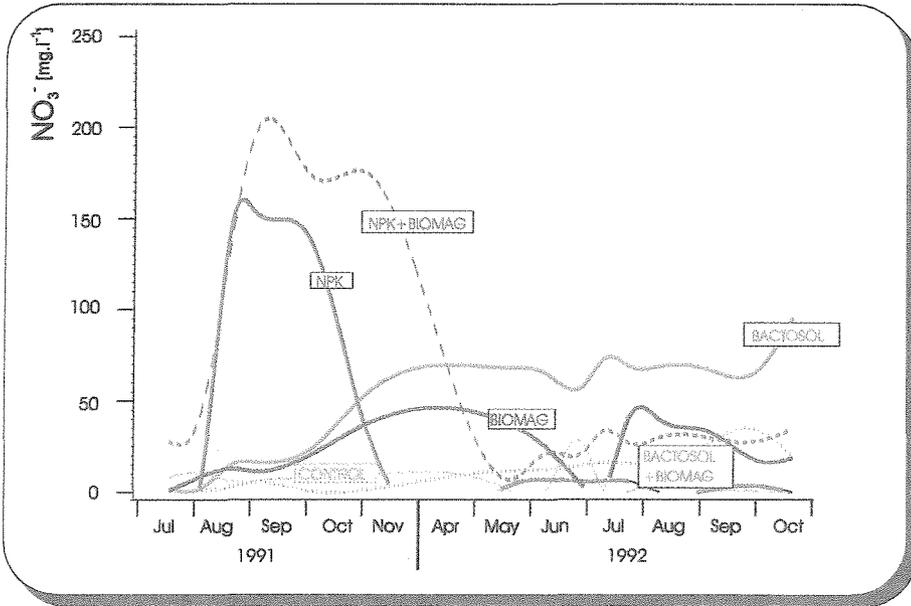


Abbildung 3: Nitratgehalte in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe im Versuch Viehberg.

Figure 3: Nitrate-contents in the soil solution in the Viehberg fertilization trial.

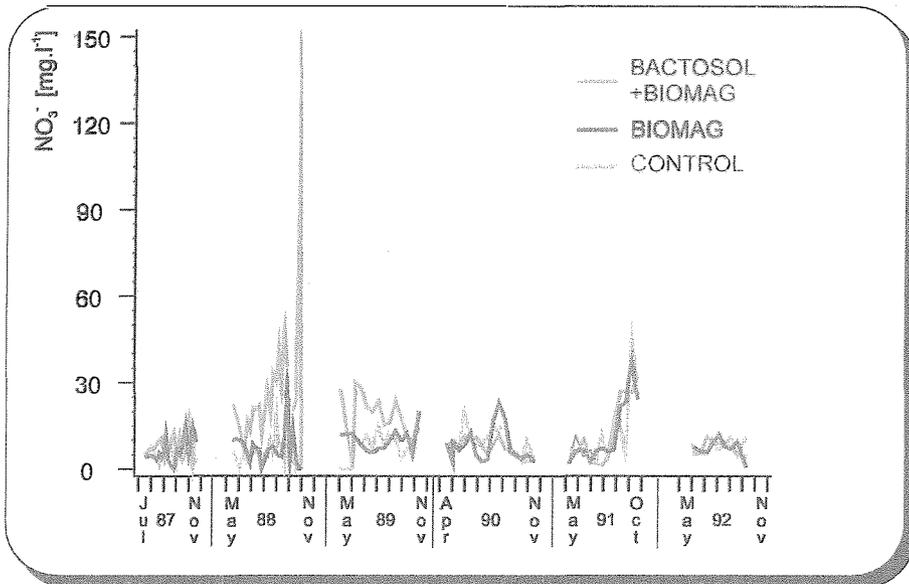


Abbildung 3: Nitratgehalte in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe im Versuch Bärenstein.

Figure 3: Nitrate-contents in the soil solution in the Bärenstein fertilization trial.

Der Vorteil einer organischen Düngung im Vergleich zu einer Mineralsalzdüngung ist Abbildung 3 zu entnehmen. Auf durchlässigen Substrat am Viehberg wird freies Nitrat aus dem NPK-Dünger rapid in tiefere Bodenschichten verlagert, während die Stickstofffreisetzung aus dem organischen Dünger an mikrobielle Prozesse gebunden ist. Da günstige Bedingungen für die mikrobiellen Umsetzungsprozesse und für das Baumwachstum gleich sind, ist bei dieser Düngungsform mit einem optimalen Nährstoffeinbau in die Vegetation zu rechnen. Voraussetzung dafür ist allerdings ein günstiges bodenchemisches Milieu (geringe Al^- und H^+ -Gehalte).

3.3 Nährstoffbilanzen im Versuch Bärenstein

Entsprechend der niedrigen Bonität und des geringen Bestockungsgrades des Versuchsbestandes liegen die Biomassen im Vergleich zu Literaturwerten im unteren Bereich (Tab.6). Die Gesamtnadelmasse änderte sich infolge der Düngung nicht gravierend. Die Werte sind jedoch mit 'Hochrechnungsfehlern' behaftet. Allerdings zeigen auch Literaturdaten (Mälkönen und Kukkola, 1991), daß sich durch eine stickstoffbedingte Düngung wohl die Holzproduktion, die Nadelmasse aber nur gering verändert. Die auf gleiche Ausgangssituation hochgerechneten Volumszuwächse (Schaftholz i.R.) zeigten zwar deutliche Mehrleistungen der gedüngten Bäume (Eckmüllner, dieser Band), die für die Nährstoffbilanzen verwendeten 'echten' Vorräte liegen jedoch in der Kontrollvariante am höchsten. Ein Vergleich der Vorräte unterschätzt daher in diesem Fall vermutlich den tatsächlichen Nährstoffeinbau in die Biomasse. Im konkreten Versuch liegen die N-Gehalte in der Bactosol + Biomag-Variante $15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ höher als in der ungedüngten Kontrollvariante. Untersuchungen über Gehaltsänderungen in den anderen Kompartimenten liegen nicht vor, sind aber vor allem für Feinreisig und Rinde wahrscheinlich. So konnten Melin und Nomnik (1988) bei Stickstoffdüngungsversuchen mit N^{15} markierten Düngern in Schweden bis zu 44 % der applizierten Stickstoffmenge von $150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in der oberirdischen Biomasse wiederfinden (die insgesamt wiederaufgefundenen Mengen in

oberirdischer Biomasse und Boden lagen zwischen 76 und 92 %). Das Verteilungsmuster zeigt dort ca. die Hälfte des N in den Nadeln und ein Viertel in den Zweigen und Ästen. Einen weiteren wesentlichen Pool, der nicht erfaßt wurde, stellen die Feinwurzeln dar. So konnte Raspe (1992) zeigen, daß N-Düngung einen verstärkten Einbau in die Feinwurzelmasse in der Größenordnung von 10 % des ausgebrachten N (Ausbringungsmenge $150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) erreichen kann.

Tabelle 6: Nährstoffspeicherung in der oberirdischen Biomasse [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

Table 6: Nutrient distribution in the aboveground biomass [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

	Behandlung	Schaftholz	Schaftrinde	Äste	Zweige	Nadeln	Gesamt
Biomasse	Kontrolle	94.528	5.992	5.739	6.540	13.110	125.909
	Biomag	85.525	5.430	4.895	5.542	12.041	113.434
	Biomag + Bactosol	93.403	5.908	5.486	6.244	13.757	124.798
N	Kontrolle	18,9	19,8	17,3	49,1	135,5	241
	Biomag	17,1	17,9	14,7	41,6	135,7	227
	Biomag + Bactosol	18,7	19,6	16,5	46,8	150,3	252
P	Kontrolle	2,8	3,3	2,3	5,2	16,4	30
	Biomag	2,6	3	2	4,4	12,1	24
	Biomag + Bactosol	2,8	3,2	2,2	5	17,6	31
K	Kontrolle	47,2	13,2	8,6	32,7	72	174
	Biomag	42,8	13	7,3	27,7	48,3	139
	Biomag + Bactosol	46,7	12	8,3	31,2	69,9	168
Ca	Kontrolle	47,2	42	17,3	26,2	19,7	152
	Biomag	42,8	38,1	14,7	22,1	33,9	152
	Biomag + Bactosol	46,7	41,4	16,5	25	52,1	182
Mg	Kontrolle	9,4	5,4	1,7	4	5,7	26
	Biomag	8,6	4,9	1,5	3,3	9,6	28
	Biomag + Bactosol	9,3	5,3	1,7	3,7	11,2	31

Wesentlich deutlicher als bei N tritt der Düngungseffekt bei den sonstigen Hauptnährelementen auf, wobei die P- und K-Gehalte nur durch die kombinierte Düngung am selben Niveau gehalten werden, während die Aufnahme dieser Elemente durch die alleinige Mg-betonte Kalkung deutlich diskriminiert wird. Kalzium wird in den Nadeln der kombiniert gedüngten Bäume deutlich angereichert (+ 150 %), die Magnesiummengen in den Nadeln werden ebenfalls beinahe verdoppelt.

Insgesamt ist die Möglichkeit unter den auf dieser Fläche gegebenen Bedingungen N in die Bestandesbiomasse einzubauen limitiert. Selbst wenn bei optimistischer Schätzung zusätzlich 40 - 50 kg N in die Biomasse eingebaut werden, verbleiben weitere 100 kg N entweder im Boden oder werden ausgewaschen. Allerdings entspricht diese N-Menge nur dem atmosphärischen N-Eintrag von etwa 5 Jahren. Denitrifizierung spielt unter aeroben Bedingungen in Waldökosystemen eine untergeordnete Rolle (Davidson et al., 1990).

Positiv ist die verbesserte Basenversorgung der Nadeln zu vermerken, die wiederum in weiterer Folge eine günstigere Umsetzung des Bestandesabfalls zur Folge haben dürfte.

3.4 Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenvegetation

Versuchsfläche Lech (nach Pichler (1992), interner Zwischenbericht):

Die Aufnahmen (Tab A 1) zeigen den Artenreichtum des Untersuchungsgebietes. Auffällig ist der hohe Orchideenreichtum der Versuchsflächen. Ein Vergleich der Artenliste mit der Liste der in Vorarlberg geschützten Pflanzen zeigt, daß 10 vollkommen (in der Liste fett gedruckt und unterstrichen) und 8 teilweise (fettgedruckt) geschützte Pflanzenarten auf den Versuchsflächen vorkommen.

Eine diskriminanzanalytische Trennung der Behandlungsvarianten auf dem Artniveau brachte keine eindeutige Trennung. Ein Mittelwertsvergleich der hochstetig vorkommenden Arten zeigte aber einen signifikant geringeren Anteil von *Galium anisophyllum* und *Deschampsia caespitosa* in der BIOSOL-gedüngten Variante.

Da die Bodenvegetation auf Licht- und Oberbodenverhältnisse sehr empfindlich reagiert, kann mit Hilfe von Zeigerwerten nach Ellenberg et al. (1991) der Standortszustand hinsichtlich Licht, Feuchte, pH-Wert (Reaktion) und Stickstoffverfügbarkeit ermittelt werden. Anhand der gemittelten Zeigerwerte konnten signifikante Unterschiede in der Licht-, Feuchte- und Stickstoffzahl zwischen den Untersuchungsflächen LECH 5 (L-Zahl = 5,3-7,0; R-Zahl = 4,7-6,2; N-Zahl = 3,1-4,3; F-Zahl = 4,8-5,4) und LECH 6 (L-Zahl = 5,0-6,3; R-Zahl = 4,4-6,2; N-Zahl = 3,6-5,1; F-Zahl = 5,1-6,2) festgestellt werden, wobei Fläche 5 die trockenere, lichtere und stickstoffärmere Einheit darstellt. Arten wie *Linum catharticum*, *Thymus praecox*, *Teucrium chamaedris*, *Melampyrum sylvaticum* und *Calluna vulgaris* lassen bereits auf die sehr schlechte Stickstoffversorgung schließen. Obwohl die mittleren Reaktionszahlen, die ein Maß für den Oberboden-pH-Wert darstellen, sehr ähnlich sind, weist die Artengarnitur beider Flächen ein weites Spektrum von Starksäurezeigern (*Calluna vulgaris*, *Campanula barbata*) bis hin zu Basen- und Kalkzeigern (*Acinos alpinus*, *Arabis ciliata*, *Leucanthemum atratum*) auf. Eine statistisch signifikante Unterscheidung der einzelnen Behandlungsvarianten über die mittleren Zeigerwerte der Versuchspartellen war nicht möglich. Keine der Behandlungsvarianten zeigte eine auffällige Abweichung, die mittleren Zeigerwerte besaßen über alle drei Varianten hinweg eine hohe Gleichmäßigkeit.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß auf den artenreichen Karbonatstandorten LECH nach fünf Jahren keine gravierenden Veränderung des Artenspektrums durch die Düngungsmaßnahmen erfolgte. Dies ist sicherlich zum Teil auf die extreme kleinstandörtliche Variabilität der Versuchsflächen zurückzuführen, die typisch für subalpine Waldgesellschaften auf Kalk ist und andere Einflüsse überlagert,

zum anderen ist der Beobachtungszeitraum noch relativ kurz. Höhere Dosierungen bzw. häufigere Anwendung von Düngern kann durchaus Veränderungen im Artenspektrum verursachen und zum Verschwinden von an stickstoffarme Standorte adaptierten Arten, wie sie viele Orchideen darstellen, führen.

Versuchsflächen Bärenstein und Pflegerwiese

Anders liegt die Situation in den artenarmen, sekundären, degradierten Fichtenwäldern der Böhmisches Masse (Tab A2). Durch die Anhebung des pH-Wertes und die Erhöhung der biologischen Aktivität (Aeschl und Foissner, 1995, Haselwandter und Berreck, 1995 dieser Band) kommt es infolge einer Mobilisierung des Auflagehumus zu signifikanten Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenvegetation, wobei stickstoffliebende Störungszeiger bzw. Arten die einen günstigen Oberbodenzustand anzeigen, wie *Rubus* sp., *Epilobium angustifolium*, *E. montanum*, *Taraxacum officinale* agg., auftreten. Dieser verbesserte Oberbodenzustand kann langfristig jedoch nur über eine standortsgerechte Mischbestockung, die eine gut umsetzbare Streu liefert, aufrecht erhalten werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine Verbesserung der Ernährungssituation von Waldökosystemen, welche durch historische Landnutzung, falsche Baumartenwahl und rezente Luftschadstoffbelastung einseitige Nährstoffmängel aufweisen, ist durch Düngung prinzipiell möglich. Die in dieser Arbeit dargestellten Versuche haben gezeigt, daß eine harmonische Düngung mit organischen Düngern bzw. Bodenhilfsstoffen im Hinblick auf Grundwasserschutz einer konventionellen Mineraldüngung überlegen ist. Derartige Maßnahmen sind jedoch auf die jeweiligen Bodenverhältnisse abzustimmen. So ist auf sauren Substraten eine organische Düngung nur bei gleichzeitiger Anwendung pH-stabilisierender Kalke zu empfehlen da sonst ebenfalls Nitratprobleme auftreten können. Ziel von Walddüngungsmaßnahmen sollte im Einzelfall nicht nur eine

kurzfristige Stabilisierung des Ernährungszustandes sein. Düngung kann nur Teil eines umfassenden Waldsanierungskonzeptes sein, dessen Ziel eine Annäherung an eine standortgerechte Waldgesellschaft ist. Unter diesem Aspekt sind auch Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation, welche den aktuellen Standortzustand häufig gut widerspiegelt, zu werten.

5 LITERATUR

- AESCHT E. und W. FOISSNER, 1995: Auswirkungen organomineralischer Dünger auf Bodenorganismen des Böhmerwaldes, Oberösterreich. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 9, 107-146.
- DAVIDSON, E.A., D.D. MYROLD und P.M. GROFFMAN, 1990: Denitrification in temperate forest ecosystems. Proceedings of the 7th North American Forest Soils Conference, 196-220.
- ECKMÜLLNER, O., 1990: Benadelung und Splintflächen von Fichten aus Wuchsgebieten Österreichs. Holzzentralblatt 90/18, 266-267.
- ECKMÜLLNER, O., 1995: Zuwachskundliche Auswertung von Düngungsversuchen mit organischen Düngern. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 9, 91-106.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER und D. PAULISSEN, 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 248 S.
- ELLENBERG, H., R. MAYER und J. SCHAUERMANN, 1986: Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 507 S.
- EVERS, F.H., 1972: Die jahresweisen Fluktuationen der Nährelementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung für die Interpretation nadelanalytischer Befunde. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 143, 68--74
- GLATZEL, G., 1990: The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. Plant and Soil 128, 67-74.
- GLATZEL, G., K. HASELWANDTER, K. KATZENSTEINER, H. STERBA and J. WEISSBACHER, 1990/91: The use of organic and mineral fertilizers in reforestation and in revitalization of declining protective forests in the Alps. Water, Air, and Soil Pollution 54, 567-576.
- HASELWANDTER, K. und M. BERRECK, 1995: Variabilität von mikrobieller Biomasse und EktoMykorrhizaentwicklung in gedüngten und ungedüngten Fichtenbeständen. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 9, 147-158.
- HÜTTL R.F., 1986: Forest Fertilisation: Results from Germany, France and the Nordic Countries. The Fertiliser Proceedings 250, 40 S.
- HÜTTL R.F., 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 28, 440 S.

- INSAM, H., K. HASELWANDTER, M. BERRECK, B. GIRSCHICK und S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN: Revitalisierungsdüngung von Fichtenbeständen: Einfluß auf mikrobielle Umsetzungsprozesse und Biomasse. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 7, 83-98.
- KATZENSTEINER K., 1992: Mineralstoffernährung Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes. Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumborschung, Wien, 195 S.
- KATZENSTEINER, K., 1994: Mineralstoffernährung und Bodenzustand in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes (Oberösterreich). Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 7, 57-66.
- KATZENSTEINER K., O. ECKMÜLLNER, R. JANDL, G. GLATZEL, H. STERBA, A. WESSELY und R.F. HÜTTL, 1995: Revitalization experiments in magnesium deficient Norway spruce stands in Austria. *Plant and Soil* 168-169, 489-500.
- KILIAN, W., 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur: Säurehaushalt, austauschbare Kationen. *Mitt. der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien* 168/I, 89-142.
- KREUTZER, K., 1995: Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168/169, 447-470.
- MÄLKÖNEN E. and M. KUKKOLA, 1991: Effect of long-term fertilization on the biomass production and nutrientstatus of scots pine stands. *Fertilizer Research* 27, 113-127.
- MELIN, J. und H. NÖMMIK, 1988: Fertilizer nitrogen distribution in a *Pinus sylvestris/Picea abies* Ecosystem, Central Sweden. *Scand. J. For. Res* 3, 3-15.
- MÜNCH, D., K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL, 1990: Nadelvergilbung, Elementverteilung und Wachstum von Fichten eines Hochlagenstandortes im Südschwarzwald. *Allg. Forst- u. J.-Ztg* 161, 210-218.
- NASCHBERGER, S., 1995: Ökologische Bewertung organischer Forstdünger. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 9, 51-64.
- NIELSSON, L.O., R.F. HÜTTL und U.T. JOHANSSON (eds.), 1995: Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 685 p.
- POLLANSCHÜTZ J., 1985: Instruktionen für die Feldarbeit der Waldzustandsinventur nach bundeseinheitlichen Richtlinien 1984-1988. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien, 69 S.
- RAISCH, W., 1983: Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald). *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 11, 238 S.
- RASPE, S., 1992: Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderung nach Düngung. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 29, 197 S.
- REINIGER, H., 1987: Zielstärken-Nutzung. Österreichischer Agrarverlag Wien, 163 S.
- SCHULZE E. D., 1989: Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783.
- STEFAN, K., 1992: Der Ernährungszustand der Wälder in Österreich. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur 5, 79-87.

- STREBEL, O., 1960: Mineralstoffernährung und Wuchsleistung von Fichtenbeständen (*Picea Abies*) in Bayern. Forstwiss. Cbl. 79, 17-42.
- WEHRMANN, J., 1961: Die Auswirkung der Trockenheit von 1959 auf die Nährelementversorgung bayerischer Kiefernbestände. Forstwiss. Cbl. 80, 272-287.
- ZÖTTL, W. und HÜTTL, R.F., 1991: Management of Nutrition in Forests under Stress. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 668 p.

Tabelle A1: Bodenvegetation auf den Versuchsflächen Lech
 Table A1: Vegetation in the Lech fertilization trials

	Lech 5			Lech 6		
	Control	NPK	Biosol	Control	NPK	Biosol
<i>Acinos alpinus</i>			*			*
<i>Aconitum napellus</i>		*		*	*	*
<i>Adenostyles alliaria</i>				*	*	*
<i>Adenostyles glabra</i>				*	*	*
<i>Agrostis schraderana</i>	*		*	*	*	*
<i>Agrostis tenuis</i>	*		*	*	*	*
<i>Ajuga reptans</i>		*	*	*	*	*
<i>Alchemilla conjuncta</i> agg.	*	*	*	*	*	*
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.				*	*	*
<i>Angelica sylvestris</i>					*	*
<i>Antoxanthum alpinum</i>	*					*
<i>Antoxanthum odoratum</i>		*			*	*
<i>Anthyllis vulgaris</i>			*			*
<i>Arabis ciliata</i>			*			
<i>Asplenium viride</i>					*	
<i>Aster bellidiastrum</i>				*	*	
<i>Athyrium filix femina</i>			*		*	*
<i>Avenella flexuosa</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Blechnum spicant</i>	*			*	*	
<i>Briza media</i>			*			
<i>Calamagrostis varia</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Callamagrostis villosa</i>		*	*			
<i>Calluna vulgaris</i>	*	*	*			*
<i>Campanula barbata</i>	*	*	*			*
<i>Campanula rotundifolia</i>				*	*	*
<i>Campanula scheuchzeri</i>	*	*	*	*		*
<i>Carduus defloratus</i>	*	*	*	*		*
<i>Carduus personata</i>		*				
<i>Carex alba</i>			*			
<i>Carex canescens</i> agg.				*	*	
<i>Carex digitata</i>						*
<i>Carex ferruginea</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Carex flacca</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Carex montana</i>	*		*			
<i>Carex nigra</i>						*
<i>Carex ornithopoda</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Carlina acaulis</i>			*	*		
<i>Centaurea montana</i>		*	*			
<i>Centaurea scabiosa</i>			*			
<i>Cephalanthera longifolia</i>					*	
<i>Cerastium holosteoides</i>				*		*
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>				*	*	*
<i>Chaerophyllum villarsii</i>	*	*	*	*		*
<i>Cirsium acaule</i>	*	*	*			
<i>Cirsium palustre</i>		*				*

Tabelle A1: Fortsetzung

Table A1: continued

	Lech 5			Lech 6		
	Control	NPK	Biosol	Control	NPK	Biosol
<i>Cirsium rivulare</i>	*		*	*	*	
<i>Coeloglossum viride</i>				*		
<i>Convallaria majalis</i>	*					*
<i>Corallorhiza trifida</i>						*
<i>Cypripedium calceolus</i>			*			
<i>Daphne mezereum</i>	*	*		*		
<i>Daphne striata</i>	*	*				
<i>Deschampsia cespitosa</i>	*		*	*	*	
<i>Digitalis grandiflora</i>		*				*
<i>Dryopteris assimilis</i>		*		*		*
<i>Dryopteris carthusiana</i>	*		*	*	*	*
<i>Dryopteris dilatata</i>		*	*			
<i>Dryopteris filix-mas</i>		*	*			
<i>Epipactis helleborine</i>			*			
<i>Erica herbacea</i>	*	*	*		*	
<i>Euphrasia picta</i>					*	
<i>Euphrasia rostkoviana</i>		*	*			
<i>Festuca rubra</i> agg.	*	*	*	*	*	*
<i>Fragaria vesca</i>		*		*	*	*
<i>Galium anisophyllum</i>	*		*	*	*	*
<i>Gentiana asclepiadea</i>			*			
<i>Gentiana lutea</i>				*		
<i>Gentianella campestris</i>	*		*		*	*
<i>Geranium sylvaticum</i>	*			*	*	*
<i>Globularia nudicaulis</i>			*			
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>					*	*
<i>Gymnadenia conopsea</i>	*					*
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>				*		
<i>Helianthemum alpestre</i>			*			
<i>Helleborus niger</i>	*			*	*	*
<i>Herminium monorchis</i>	*					*
<i>Hieracium bifidum</i>	*	*		*	*	*
<i>Hieracium hoppeanum</i>			*			
<i>Hieracium pilosella</i>	*					
<i>Hieracium sylvaticum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Homogyne alpina</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Huperzia selago</i>	*	*	*	*		*
<i>Hypericum maculatum</i>				*	*	
<i>Knautia dipsacifolia</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Leontodon hispidus</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Leucanthemum halleri</i>		*	*			
<i>Leucanthemum ircutianum</i>	*	*	*			*
<i>Ligusticum mutellina</i>						*
<i>Linum catharticum</i>			*			
<i>Listera ovata</i>						*
<i>Lonicera alpigena</i>				*		

Tabelle A1: Fortsetzung

Table A1: continued

	Lech 5			Lech 6		
	Control	NPK	Biosol	Control	NPK	Biosol
<i>Lonicera nigra</i>				*		
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	*	*	*	*	*	*
<i>Luzula multiflora</i> agg.	*		*			*
<i>Luzula pilosa</i>				*	*	*
<i>Luzula sylvatica</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Lycopodium annotinum</i>	*			*	*	*
<i>Maianthemum bifolium</i>			*	*	*	
<i>Melampyrum pratense</i>						*
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Melica nutans</i>			*			
<i>Moneses uniflora</i>				*		
<i>Monotropa hypopitys</i>					*	
<i>Nardus stricta</i>	*					
<i>Orthilia secunda</i>				*	*	*
<i>Oxalis acetosella</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Paris quadrifolia</i>	*					
<i>Parnassia palustris</i>	*		*	*		*
<i>Petasites albus</i>				*	*	
<i>Peucedanum ostruthium</i>		*	*			
<i>Phleum rhaeticum</i>			*	*	*	*
<i>Phleum pratense</i>			*	*		*
<i>Phyteuma spicatum</i>					*	*
<i>Picea abies</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Pimpinella major</i>	*	*	*			*
<i>Pinus mugo</i>			*	*		
<i>Plantago lanceolata</i>			*			*
<i>Plantago media</i>		*	*			*
<i>Poa alpina</i>	*			*	*	*
<i>Poa nemoralis</i>	*					
<i>Polygala alpestris</i>				*		
<i>Polygala chamaebuxus</i>	*	*			*	
<i>Polygonatum verticillatum</i>	*		*		*	*
<i>Polygonum viviparum</i>			*		*	*
<i>Polystichum lonchitis</i>		*		*		*
<i>Potentilla aurea</i>			*	*	*	*
<i>Potentilla erecta</i>	*	*		*	*	*
<i>Prenanthes purpurea</i>				*	*	*
<i>Prunella grandiflora</i>		*	*	*	*	*
<i>Pseudorchis albida</i>	*		*			
<i>Ranunculus acris</i>			*	*	*	*
<i>Ranunculus lanuginosus</i>				*		*
<i>Ranunculus nemorosus</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Ranunculus montanus</i>						*
<i>Ranunculus repens</i>				*		
<i>Rosa pendulina</i>	*	*	*			
<i>Rubus saxatilis</i>	*	*	*			*

Tabelle A1: Fortsetzung

Table A1: continued

	Lech 5			Lech 6		
	Control	NPK	Biosol	Control	NPK	Biosol
<i>Salix waldsteiniana</i>	*		*	*		
<i>Saxifraga rotundifolia</i>				*	*	*
<i>Scabiosa lucida</i>			*			
<i>Senecio fuchsii</i>				*		
<i>Senecio hercynicus</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Sesleria varia</i>	*		*			
<i>Silene vulgaris</i>					*	
<i>Soldanella alpina</i>			*	*	*	*
<i>Solidago virgaurea</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Sorbus aucuparia</i>			*	*	*	*
<i>Sorbus chamae-mespilus</i>	*	*	*	*		
<i>Succisia pratensis</i>	*		*			
<i>Taraxacum officinale</i> agg.				*		
<i>Teucrium chamaedrys</i>				*		
<i>Thelypteris limbosperma</i>			*			
<i>Thymus praecox</i>			*	*	*	
<i>Trifolium pratense</i>	*	*	*	*	*	
<i>Trollius europaeus</i>			*	*	*	*
<i>Tussilago farfara</i>		*	*			*
<i>Vaccinium myrtillus</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Vaccinium uliginosum</i> agg.		*		*		
<i>Vaccinium vitis-idea</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Valeriana montana</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Veratrum album</i>	*		*	*	*	*
<i>Veronica chamaedrys</i>					*	
<i>Veronica officinalis</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Veronica serpyllifolia</i>					*	
<i>Viola biflora</i>		*		*	*	*
<i>Viola hirta</i>			*			
<i>Viola reichenbachiana</i>				*	*	

Tabelle A2: Reaktion der Bodenvegetation Bärenstein und Pfliegerwiese
 Table A2: Reaction of ground cover vegetation Bärenstein and Pfliegerwiese

Art	Bärenstein: 11 Flächen je Variante				Pfliegerwiese: 6 Flächen je Variante				F-Test
	Kontrolle	Biomag	Bactosol	c2	Kontrolle	Biomag	+ Bactosol	c2	
<i>Abies alba</i>	5 (0,04)	6 (0,05)	8 (0,29)	ns	(*)				
<i>Abies alba S</i>	2	0	1	ns					
<i>Agrostis tenuis</i>	0	0	1	ns		2 (0,03)	4 (0,67)	5 (1,45)	ns *
<i>Ajuga reptans</i>						0	0	4 (0,47)	** ns
<i>Athyrium filix femina</i>	0	1	0	ns		0	2	3	ns
<i>Avenella flexuosa</i>	11 (4,12)	11 (4,03)	11 (4,20)	ns	ns	4 (0,66)	3 (0,25)	3 (0,25)	ns ns
<i>Betula pubescens</i>	1	1	1	ns					
<i>Blechnum spicant</i>	0	1	0	ns					
<i>Calamagrostis villosa</i>	1	2	3	ns		0	2	0	ns
<i>Calluna vulgaris</i>	7 (0,39)	6 (0,47)	4 (0,36)	ns	ns				
<i>Carex brizoides</i>						2 (0,23)	4 (0,46)	3 (0,41)	ns ns
<i>Carex pilulifera</i>	4 (0,14)	10 (1,18)	10 (0,94)	**	***	6 (0,10)	4 (0,47)	2 (0,03)	* ns
<i>Carex sp.</i>	0	1	0	ns					
<i>Cirsium sp.</i>						0	0	2	ns
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	1	ns					
<i>Deschampsia cespitosa</i>						0	4 (0,47)	5 (0,68)	** ns
<i>Dryopteris carthusiana</i>	0	1	0	ns		1	0	0	ns
<i>Dryopteris dilatata</i>	10 (1,07)	10 (1,16)	10 (1,16)	ns	ns	5 (0,28)	5 (0,65)	6 (0,70)	ns ns
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	1 (0,01)	4 (0,36)	*	*	0	0	2	ns
<i>Epilobium montanum</i>	0	2	2	ns					
<i>Fagus sylvatica</i>	2 (0,01)	5 (0,04)	6 (0,05)	ns	ns	2 (0,03)	4 (0,06)	2 (0,03)	ns ns
<i>Fagus sylvatica S</i>	1	0	1	ns		0	1	0	ns
<i>Frangula alnus</i>	7 (0,20)	7 (0,06)	8 (0,20)	ns	ns	4 (0,07)	4 (0,07)	5 (0,08)	ns ns
<i>Frangula alnus S</i>	10	7	10	ns		1	0	0	ns
<i>Galium sp.</i>						0	0	1	ns
<i>Hieracium sylvaticum</i>	0	1	0	ns		0	1	0	ns
<i>Hypericum maculatum</i>						0	2	0	ns
<i>Juncus effusus</i>	0	1	0	ns		1	0	0	ns
<i>Luzula sp.</i>	1	0	1	ns					
<i>Lycopodium clavatum</i>	6 (1,07)	6 (0,98)	8 (1,02)	ns	ns				
<i>Nardus stricta</i>	6 (0,27)	5 (0,15)	3 (0,02)	ns	ns				
<i>Picea abies</i>	10 (0,09)	10 (0,20)	9 (0,08)	ns		2 (0,03)	6 (0,07)	3 (0,25)	* (*)
<i>Picea abies S</i>	0	1	1	ns					
<i>Quercus robur</i>	0	0	3	*					
<i>Rubus fruticosus agg</i>	0	0	1	ns					
<i>Rubus idaeus</i>	0	3 (0,13)	7 (0,06)	**	ns	1 (0,01)	6 (1,27)	6 (1,60)	* **
<i>Salix sp.</i>	0	1	0	ns					
<i>Sambucus racemosa</i>						0	1	2	ns
<i>Scrophularia nodosa</i>						0	0	1	ns
<i>Senecio fuchsii</i>						0	1	3	ns
<i>Senecio sp.</i>	0	1	0	ns					
<i>Sorbus aucuparia</i>	9 (0,30)	10 (0,31)	10 (0,31)	ns	ns	2 (0,03)	4 (0,07)	4 (0,27)	ns ns
<i>Sorbus aucuparia S</i>	8	7	9	ns		1	0	0	ns
<i>Taraxacum officinale agg</i>	0	8 (0,51)	11 (0,64)	*	*	0	2 (0,03)	5 (0,28)	** ns
<i>Urtica dioica</i>	0	1	0	ns					
<i>Vaccinium myrtillus</i>	11 (3,19)	11 (3,35)	10 (2,29)	ns	*	6 (0,50)	6 (0,50)	6 (0,50)	ns ns
<i>Vaccinium vitis idea</i>	8 (0,83)	9 (0,85)	9 (0,73)	ns	ns	1	0	0	ns
<i>Veronica officinalis</i>	0	0	2	ns		0	0	1	ns
Arten	17	29	26			15	18	22	

Anzahl der Flächen in welchen die Art vorkommt:

c2 Test

Für stetig vorkommende Arten Mittelwert in Klammer, F-Test (IW 0,1: (*); IW 0,05: *; IW 0,01: **; IW 0,001: ***)

(Artmächtigkeitswerte von Braun Blanquet; transformiert: + = 0,1; 1 = 1,3; 2 = 2,3; 3 = 3,7; 4 = 4,2)

ZUWACHSKUNDLICHE AUSWERTUNGEN VON DÜNGEVERSUCHEN MIT ORGANISCHEN DÜNGERN

YIELD AND INCREMENT STUDIES ON FERTILIZATION WITH ORGANIC SLOW RELEASE FERTILIZER

Otto ECKMÜLLNER

Institut für Waldwachstumsforschung Universität für Bodenkultur Wien
Peter-Jordanstraße 70, A-1190 Wien

SUMMARY

After a general overview concerning the design and the evaluation of fertilization trials, several Norway spruce plots were treated for restoration with organic fertilizer. The result of the study is that organic fertilizer exhibited higher increment rates versus mineral fertilizer. Especially on dry sites with low soil depth the increment rates are higher and dendrochronological investigations showed that this effect was mainly due to a more efficient use of the growth important month during a growing season. No tendencies of an extended growth period, like earlier beginning in spring or extended growing activities in autumn could be detected. The health conditions of the investigated trees are determined by the vigour-index, which results from the basal area - sapwood area ratio of the previous year. Because sapwood area is a good estimator for the tree's needle mass the vigour-index is used as measure for determining the efficiency of the needle mass. Comparing the results of the vigour-index increase, the plots treated with organic fertilizer exhibited higher increment rates versus plots treated with mineral fertilizer.

KEYWORDS: Fertilization, Norway Spruce, forest decline, restoration, organic Fertilizer

ZUSAMMENFASSUNG

Nach einer allgemeinen Übersicht über die Anlage und Auswertung von Düngungsversuchen wird auf mehrere Versuche zur Revitalisierung von Fichtenbeständen mit organischen Düngemitteln eingegangen. Dabei stellt sich heraus, daß die Wirkung der organischen Düngemittel besser als jene von Mineraldüngern ist, der Düngungserfolg, gemessen am Mehrzuwachs, ist höher. Dies trifft vor allem auf trockenen und seichtgründigen Standorten zu. Dendrometerauswertungen zeigen eine bessere Ausnutzung der wachstumsstarken Monate. Das heißt der Mehrzuwachs wird in der Hauptwachstumsperiode geleistet. Es konnte kein Hinweis auf eine Verlängerung der Wachstumsperiode, weder früheres Austreiben noch längeres Wachstum im Herbst, festgestellt werden. Als Maß für den Gesundheitszustand der Bäume wird der Vigour-Index herangezogen. Dieser berechnet sich aus dem Anteil den die Kreisfläche des letzten Jahres (also dem letzten Kreisflächenzuwachs) an der Splintfläche einnimmt. Da die Splintfläche ein guter Schätzer für die Nadelmasse des Baumes ist, stellt der Vigour-Index ein Maß für die Effizienz der grünen Nadelmasse dar. Organische Düngemittel erhöhen den Vigour-Index signifikant stärker als dies mineralische Dünger vermögen.

STICHWÖRTER: Düngung, Fichte, neuartige Waldschäden, Sanierung, organische Düngemittel.

1 ZUR ANLAGE VON DÜNGEVERSUCHEN

Weihe (1968) formulierte folgende Forderungen bezüglich Düngungsversuchen: "Eindeutige Versuchsergebnisse sind dann zu erwarten, wenn die Meßgenauigkeit hoch ist und die Varianz eingeengt wird."

Nun läßt sich eine hohe Meßgenauigkeit durch zwei grundsätzlich verschiedene Methoden realisieren:

- erstens durch Verwendung von Dendrometern (Dauermaßbänder), wie zum Beispiel das Dial-Dendro ANDRAE (1992). Die Genauigkeitssteigerung dieses Verfahrens liegt vor allem in der exakt festgelegten Meßposition. Ist das Dauermaßband einmal montiert, so verändert es seine Lage am Stamm nicht mehr, die damit gemachten Messungen sind zumindestens als Relativwerte fehlerfrei.
- zweitens durch Zuwachsanalysen, sei dies durch Entnahme von Bohrkernen oder durch Aufmessung ganzer Stammanalysen mit mehreren Stammscheiben, wobei letzteres logischerweise auch das Ende der Versuchsanlage bedeutet, da das Verfahren zerstörerisch ist. Auch bei der Bohrkernentnahme ist eine Wiederholung nur beschränkt möglich, weil es zum Teil zu starken Wachstumsstörungen kommen kann (Schweingruber, 1983). Die Aufmessung der Bohrkern- oder Stammscheiben mit präzisen Jahrringmeßanlagen (Johann, 1977) gewährleistet die hohe Meßgenauigkeit. Von Verfahren, die die Durchmesser (BHD) der Bäume in Zeitintervallen mehrfach messen, ist abzuraten, da die sich daraus ergebenden Meßgenauigkeiten (Eckmüller, 1993) unter anderem bei weitem jeden Behandlungserfolg überdecken können.

Zur Einengung der Varianzen kommen auch zwei grundsätzlich verschiedene Verfahren in Betracht:

- erstens durch Stratifizierung, das heißt durch Bildung von möglichst homogenen Gruppen. Dies kann nun durch Einzelbaummerkmale, wie zum Beispiel soziologische Stellung, Kronenprozent, Kronenverlichtungsstufe und so weiter, oder durch Bestandesmerkmale wie Bonität, Bestockungsgrad, Standorts- oder Vegetationseinheit usw. erfolgen.

Die Grenzen der Stratifizierung sind allerdings sehr schnell erreicht; versucht man zum Beispiel nach folgenden drei Merkmalen zu stratifizieren:

- soziologische Stellung nach Kraft (1884) in 5 Klassen
- topologische Einheiten in 7 Klassen (Katzensteiner, 1994)
- Kronenverlichtungen (Pollanschütz et al., 1985) in 5 Klassen wobei die Klasse 5 = tot nicht in Betracht kommt, demnach 4 Klassen. So ergeben sich daraus bereits $5 \times 7 \times 4 = 140$ Gruppen. Der Umfang solcher Versuchsanlagen steigt mit der Anzahl an Klassen extrem schnell an, sodaß "saubere" Versuchsanlagen kaum mehr möglich bzw. finanzierbar sind.

- zweitens durch Verwendung eines kovariaten Merkmales, wie dies ABETZ (1980) und STERBA (1970) aufgezeigt haben. Als kovariante Merkmale kommen folgende Größen in Betracht:

Brusthöhendurchmesser oder Kreisfläche zu Beginn der Versuchsanlage, soziologische Stellung im Bestand, Kronenprozent und andere, am besten geeignet ist jedoch nach STERBA (1970) der Zuwachs der Wachstumsperiode unmittelbar vor dem Versuchsbeginn. Die Varianzreduktion infolge der Verwendung eines kovariaten Merkmales ist direkt durch das Bestimmtheitsmaß (R^2) welches die Beziehung (Regression) zwischen dem kovariaten Merkmal als unabhängige Variable und der Zielvariablen als abhängiger Variable charakterisiert, gegeben. Folgendes Beispiel verdeutlicht welchen Effekt diese Varianzreduktion auf den notwendigen Stichprobenumfang hat.

Beispiel: 50 % Ausgangsvarianz, ein Mehrzuwachs von 20 % soll als statistisch signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit 5 %) erkannt werden. Es wurde nur eine Behandlung durchgeführt und dazu eine Nullvariante erhoben. 26 Beobachtungen je Behandlungsvariante wären notwendig um diesen Mehrzuwachs nachweisen zu können. Unter Verwendung eines kovariaten Merkmales mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,6 reduziert sich die Anzahl notwendiger Beobachtungen auf 7 pro Variante, bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,9 auf 2 Wiederholungen je Variante.

Da nun Möglichkeiten einer hohen Meßgenauigkeit und auch eine Varianzeinengung aufgezeigt wurden, muß allerdings auch auf die Realisierbarkeit dieser Verfahren eingegangen werden.

So stehen auch zur Anlage von Düngungsversuchen zwei grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten offen:

Einmal der klassische Parzellenversuch, bei diesem muß folgendes angemerkt werden: nur die Anzahl an Parzellen stellt die Wiederholung im statistischen Sinn dar, die Anzahl der Bäume je Parzelle dient lediglich zur Steigerung der Meßgenauigkeit innerhalb der Parzellen, ist ansonsten jedoch vollkommen irrelevant. Oft wird leider auch von Experten fälschlicherweise die Anzahl der Bäume in den Parzellen als Wiederholung im statistischen Sinn verwendet, siehe zuletzt Kramer und Kätsch (1993) und andere. Diese Vorgangsweise ist jedoch falsch und muß ganz vehement verurteilt werden.

Die vorher angeführten Kriterien: Verwendung von Dendrometern, Bohrkern- bzw. Stammanalysen, Stratifizierung, Einsatz eines kovariaten Merkmals sind zum Teil mit sehr hohem Aufwand (sowohl Zeit als auch Geld) verbunden und setzen sehr große, in sich homogene Bestände voraus (wie sie in Mitteleuropa kaum auffindbar sind) und der Einsatz von kovariaten Merkmalen ist durch die Möglichkeit wie BHD oder Kreisfläche am Versuchsbeginn mit Bestimmtheit zum Zuwachs von 0,1 - 0,3 bzw. 0,2 - 0,5 nicht sehr effizient.

Dem gegenüber steht der Einzelbaumversuch, der in allen diesen Gesichtspunkten ausgesprochen gut abschneidet, jedoch auch mit einem deutlichen Manko behaftet ist: Verschiedene Autoren wie zum Beispiel Abetz (1980), Sterba (1970) und andere rechnen bei Einzelbaumversuchen nur mit Versuchsdauern von 5 - 10 Jahren, danach können sich bereits schwerwiegende Veränderungen im Bestand ergeben, wie zum Beispiel geänderte soziologische Stellung, H/D-Werte, Kronenprozente und so weiter, die folglich die Verwendung des Zuwachses vor der Behandlung (Bestimmtheitsmaße zum Zuwachs und der Behandlung von 0,6 - 0,9) nicht mehr als gänzlich unabhängig von anderen Größen erscheinen läßt.

Daraus ergibt sich folgende Empfehlung:

- zur Anlage von langfristigen Versuchen wird man Parzellenversuche mit entsprechenden hohem Aufwand anlegen müssen.
- zur schnellen und exakten Testung von Behandlungsmaßnahmen wird man mit Einzelbaumversuchen eine wirtschaftliche Alternative verwenden können.

Jedoch muß man sich in beiden Fällen über die Anzahl an notwendigen Wiederholungen im klaren sein. Diese wird zwischen 5 - 30 je nach Anzahl der zu vergleichenden Behandlungsvarianten liegen.

2 DATENMATERIAL UND METHODIK

Die Beschreibung der Versuchsanlagen sowie der standörtlichen Gegebenheiten kann Katzensteiner (1994, im selben Band) entnommen werden - in allen hier angeführten Versuchen handelt es sich um Einzelbaumversuche.

Im Versuch Lech/Arlberg wurden an jedem Stamm zwei Bohrkerne versetzt im rechten Winkel entnommen und mit dem Digital - Positiometer System JOHANN (1977) gemessen. Bei den Versuchen Pfliegerwiese und Bärenstein wurden die behandelten Bäume geschlägert und an ihren Stammanalysen mit Entnahme von drei Stammscheiben (wobei an den Stammscheiben auch der Splintholzbereich gemessen wurde) je Baum durchgeführt. Die sich aus den Messungen ergebenden Zuwächse wurden unter Verwendung des Zuwachses vor der Behandlung als kovariates Merkmal durch Varianzanalysen ausgewertet. In allen Versuchen waren auch Dendrometer zur Qualitätskontrolle (raschere Ergebnisse) montiert.

In der Tabelle 1 sind die wichtigsten Bestandesparameter der untersuchten Bestände angeführt. Die Erhebung dieser Daten erfolgte mittels Winkelzählproben mit Zählfaktor 4 nach Bitterlich (1959).

Tabelle 1: Ertragskundliche Bestandesmerkmale

Table 1: Summary statistics of the stands

Bestand/Stand	Lech	Lech	Pfliegerwiese	Bärenstein
Variable	trocken/dry	frisch/fresh		
Alter/Age	-200	-200	31	81
Höhe/Height	21,9	26,4	12,0	19,0
N/ha	270	278	1415	422
G/ha	34,3	51,0	24,9	18,1
dg	40,2	48,3	15,0	20,3
EKL/SI	3,9	6,1	7,7	3,8
Best./ rel. dens.	0,73	0,96	0,98	0,56

3 ERGEBNISSE

3.1 Der Versuch "Lech/Arlberg"

In diesem Versuch werden die durch den Kreisflächenzuwachs vor Versuchsbeginn berichtigten Mittelwerte der Kreisflächenzuwächse nach der Behandlung mit einem organischen Dünger (Biosol, Biochemie Kundl) und einem Mineraldünger (Vollkorn Blau, Chemie Linz) dargestellt. Der Versuch wurde in zwei Beständen durchgeführt, die sich vor allem durch den Wasserhaushalt unterscheiden: eine der zwei Flächen ist sehr durch Trockenheiten geprägt, die andere eher als frisch einzustufen.

Die wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Beständen liegen in:

- der Startreaktion: - die frische Fläche zeigt für beide Behandlungsvarianten eine sehr schnelle Umsetzung der Düngemittel, schon im Jahr der Applikation kommt es zu Mehrzuwächsen (Abb. 1), das Optimum wird 3 bis 5 Jahre später erreicht, wobei die Unterschiede zwischen Mineraldünger und organischen Dünger nur zufällig sind. Hingegen zeigt der Mineraldünger einen ausgeprägteren Wirkungsgang (langsamer Start dann rascher Anstieg, aber schnelle Kulmination der Mehrzuwächse) als der organische Dünger, der (wenn auch statistisch nicht nachweisbar) einen ausgeglichenen Wirkungsverlauf zeigt.

- die trockene Fläche zeigt vergleichsweise in den ersten zwei Jahren keinerlei Reaktion (Abb 2), ab dem dritten Jahr dafür stellen sich starke Mehrzuwächse ein.

- die Größenordnung der Mehrzuwächse:

So liegt der Mehrzuwachs im Durchschnitt der 5 Beobachtungsjahre auf der frischen Fläche bei 13,3 % für den organischen Dünger und 16,0 % für den Mineraldünger, wobei der Unterschied zwischen den Düngungs-Varianten im Gegensatz zur Nullfläche (signifikant bei 1 % Irrtumswahrscheinlichkeit) statistisch (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) nicht signifikant ist.

Auf der trockenen Fläche kommt es zu 20,9 % (organischer Dünger) und 6,2 % (Mineraldünger) zu statistisch nachweisbaren Mehrzuwächsen, wobei sich auch die zwei Düngungsvarianten signifikant unterscheiden.

**Lech
trockene Fläche**

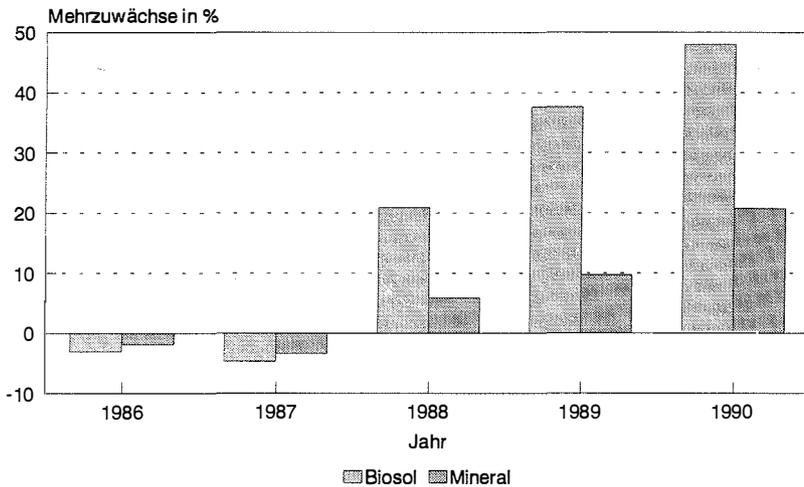


Abbildung 1: Kreisflächenmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in %) im Versuch Lech auf der trockenen Fläche
Figure 1: Additional Cross-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Lech on the dryer Site

**Lech
frische Fläche**

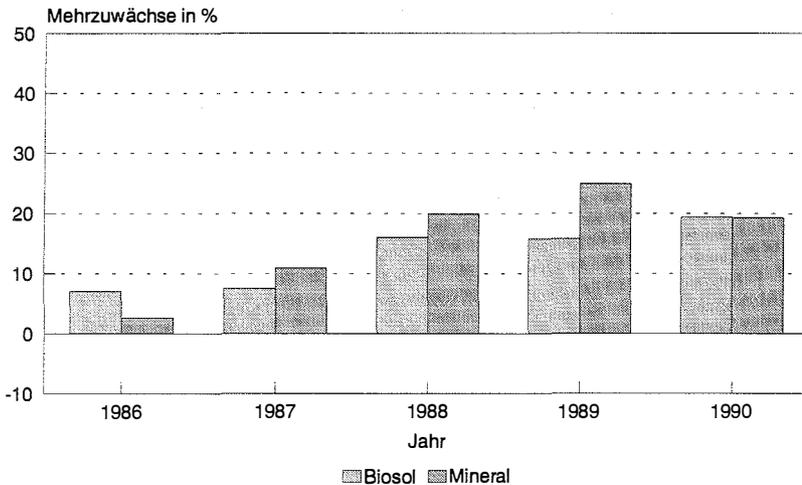


Abbildung 2: Kreisflächenmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in %) im Versuch Lech auf der frischen Fläche
Figure 2: Additional Cross-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Lech on the fresh Site

3.2 Der Versuch "Pflegerwiese/Bärenstein"

Im Versuch Pflegerwiese/Bärenstein konnten, da Stammanalyse durchgeführt wurden, auch verschiedene Zuwachskomponenten analysiert werden. Weil noch dazu die Splintfläche erhoben wurde, konnte auch der Vigour-Index nach Münster-Swendsen (1987) als Vitalitätsmaß herangezogen werden.

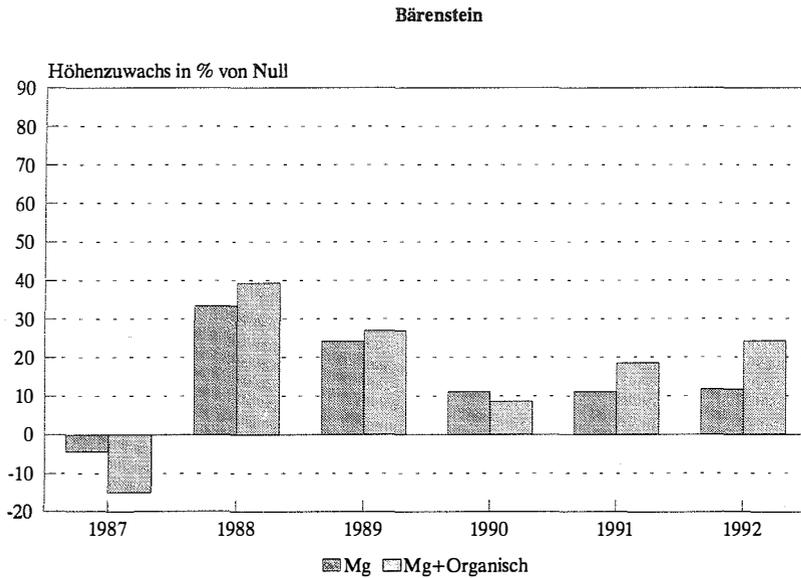


Abbildung 3: Höhenmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in Prozent) im Versuch Schlägl im älteren Bestand

Figure 3: Additional Height-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Schlägl in the older Stand

Pflegerwiese

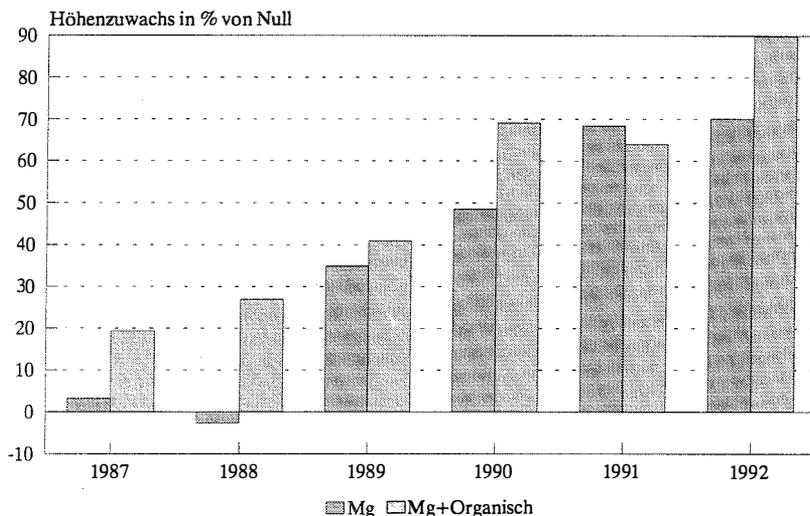


Abbildung 4: Höhenmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in Prozent) im Versuch Schlägl im jüngeren Bestand

Figure 4: Additional Height-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Schlägl in the younger Stand

In den Abbildungen 3 und 4 ist der Mehrzuwachs des Höhenzuwachses gegenüber den unbehandelten Bäumen dargestellt. Erwartungsgemäß reagieren die jüngeren im Höhenzuwachs deutlich stärker, als die älteren Bäume. So ist auch der Mehrzuwachs infolge der Düngung im älteren Bestand nicht signifikant (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) im jüngeren Bestand jedoch hoch signifikant (0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit) wobei sich aber die zwei Düngungsvarianten nicht signifikant (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) voneinander unterscheiden.

Etwas anders verhält sich die Situation für den Volumszuwachs als integrale Zuwachskomponente. So sind alle Volumszuwächse (Abb. 5 und 6) hoch signifikant (0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit), und die zwei Behandlungsvarianten unterscheiden sich auch signifikant (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit).

Bärenstein

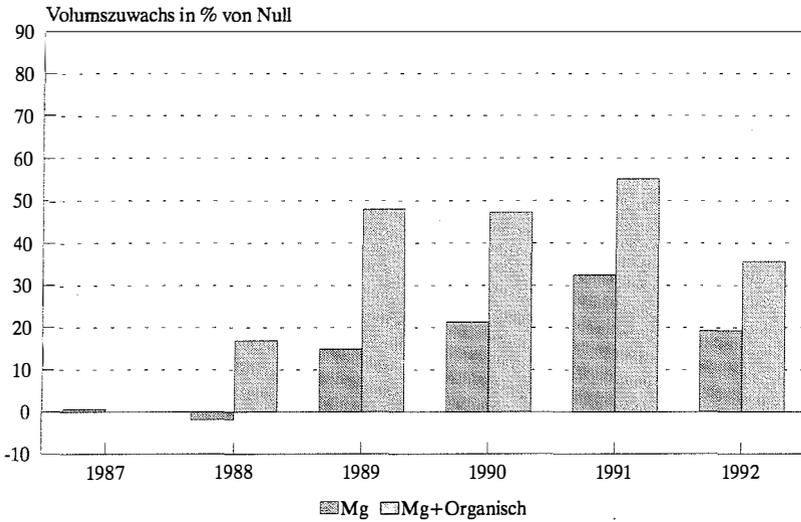


Abbildung 5: Volumsmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in %) im Versuch Schlägl im älteren Bestand
 Figure 5: Additional Volum-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Schlägl in the older Stand

Pflegerwiese

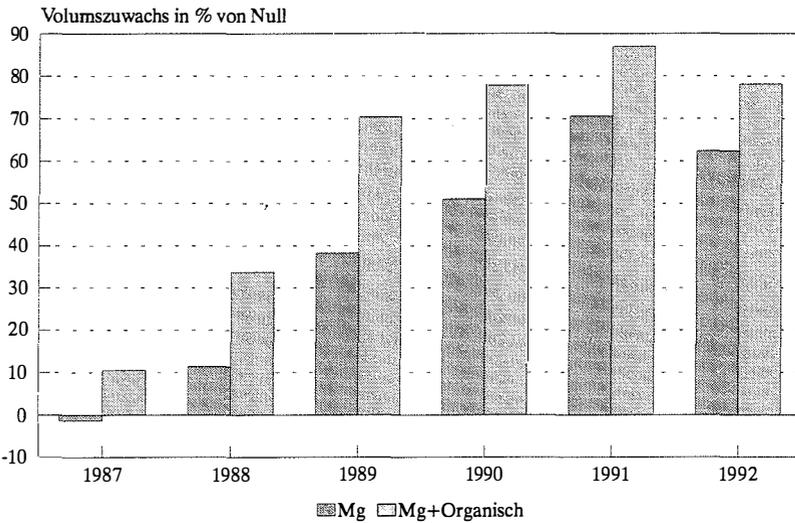


Abbildung 6: Volumsmehrzuwächse der Düngungsvarianten gegenüber den unbehandelten Bäumen (in %) im Versuch Schlägl im jüngeren Bestand
 Figure 6: Additional Volum-Increment caused by fertilization in percent of the untreated Trees in Schlägl in the younger Stand

Für die Fläche Bärenstein wurde darüberhinaus der Jahresgang der Zuwächse bzw. Mehrzuwächse ausgewertet, dies war durch die Dendrometerablesungen möglich. Auf den anderen Flächen war das aus Altersgründen (Pflégeweise - zu jung) aber auch durch Probleme der Ablesung (Lech/Arlberg - zum größten Teil wurde der Nonius nicht oder falsch abgelesen) nicht möglich. Die Abbildungen 7 und 8 zeigen den durch kovariaten berichtigten Zuwachs absolut und relativ gegenüber dem Jahresgesamtwuchs. Aus den Absolutwerten läßt sich recht deutlich der behandlungsbedingte Mehrzuwachs erkennen. Die Relativwerte zeigen hingegen unabhängig von der Behandlung so gut wie keine Unterschiede.

Letztlich wurde für die Versuche Pflégewiese und Bärenstein der Vigour-Index als Vitalitätsmaß 6 Jahre nach der Düngapplikation verglichen. Die Abbildungen 9 und 10 zeigen den Vigour-Index in Brusthöhe und am Kronenansatz 1992 also zum Fällungsdatum. Die Abstufungen mit den Düngungsvarianten sind alle signifikant (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit), das heißt nicht nur die Düngungsvarianten unterscheiden sich von der Nullfläche, sondern auch untereinander.

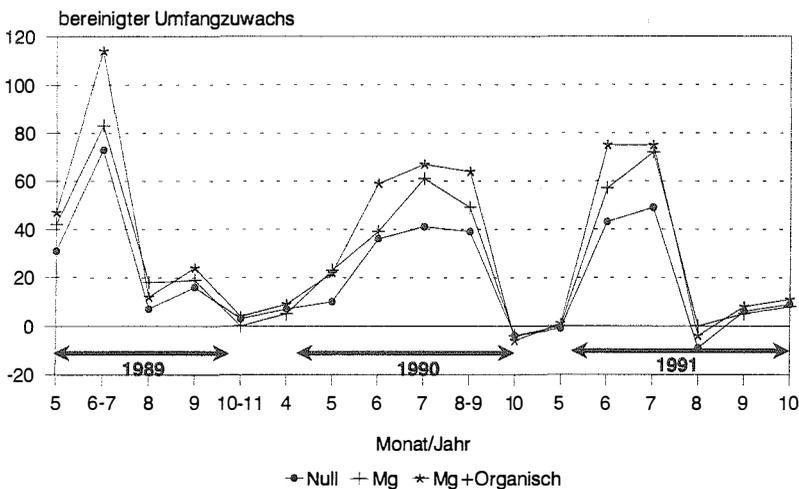


Abbildung 7: Verteilung des Umfangzuwachses in verschiedenen Beobachtungsjahren im Versuch Schlägl im älteren Bestand

Figure 7: Distribution of the Perimeter-Increment in different years in Schlägl in the older Stand

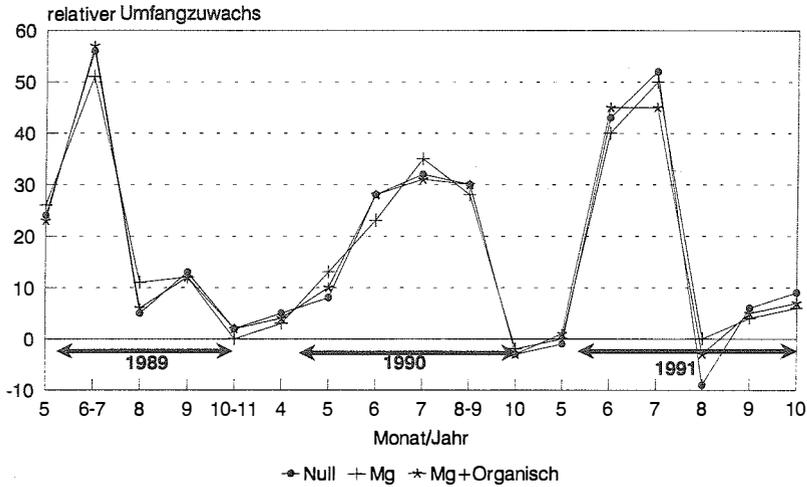


Abbildung 8: Verteilung des relativen Umfangzuwachses (der jeweilige Jahreszuwachs ist 100% gesetzt) in verschiedenen Beobachtungsjahren im Versuch Schlägl im älteren Bestand

Figure 8: Distribution of the percental Perimeter-Increment (the total increment of an year is set to 100%) in different years in Schlägl in the older Stand

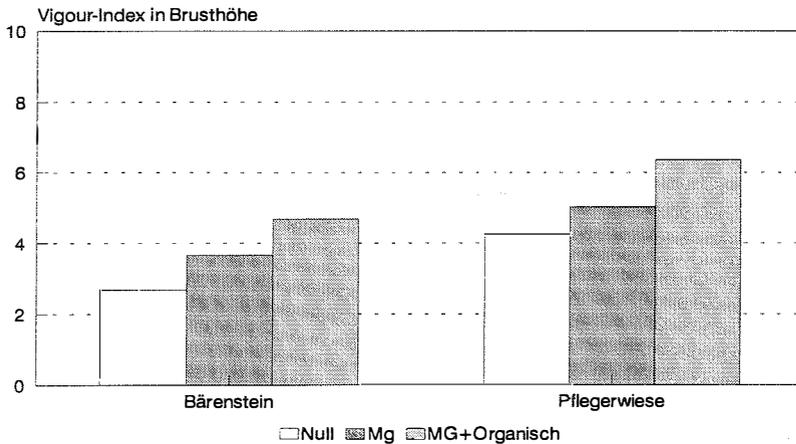


Abbildung 9: Unterschiede im Vigour-Index, gemessen in Brusthöhe zum Zeitpunkt der Fällung (1992) zwischen den Düngungsvarianten im Versuch Schlägl in den zwei Beständen

Figure 9: Differences of the Vigour-Index measured in breastheight at felling-time (1992) between the different fertilization treatments in Schlägl in the two Stands

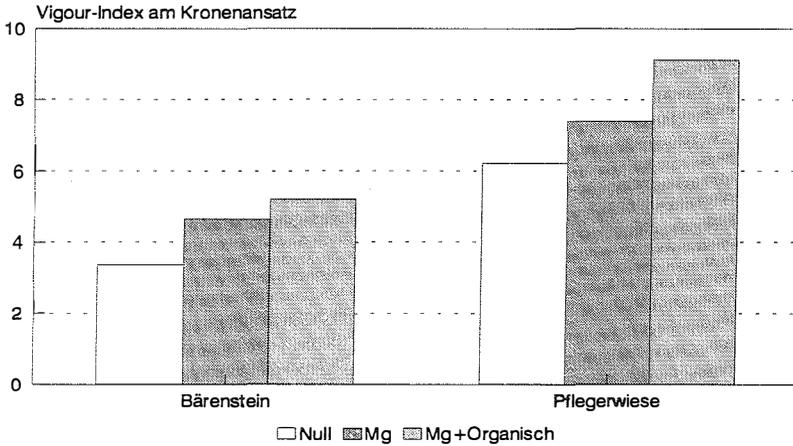


Abbildung 10: Unterschiede im Vigour-Index, gemessen am Kronenansatz zum Zeitpunkt der Fällung (1992) zwischen den Düngungsvarianten im Versuch Schlägl in den zwei Beständen

Figure 10: Differences of the Vigour-Index measured at the base of the living Crown at felling-time (1992) between the different fertilization treatments in Schlägl in the two Stands

4 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Allgemein es werden durch Dünger Mehrzuwächse erzielt, dies beweisen auch fast fast alle anderen Düngungsversuche.

Aus dem Versuch "Lech/Arlberg" läßt sich (wenn auch etwas gewagt) der Schluß ziehen, daß die organischen Dünger vor allem auf besonders seichtgründigen (schlechten) Standorten den Mineraldüngern in der Größenordnung aber auch im Verlauf des Düngungserfolges überlegen sind.

Die Dendrometerauswertungen zeigen recht eindrucksvoll, daß die Mehrzuwächse auf eine bessere Ausnutzung der wachstumsgünstigen Perioden zurückzuführen sind, nicht einmal tendenziell zeigen sich früher Austrieb im Frühjahr oder längeres Wachstum im Herbst, durch den Düngemittleinsatz.

Einer speziellen Diskussion bedarf es beim Vigour-Index, dieser beschreibt den Anteil den die Kreisfläche des letzten Jahres an der Splintfläche einnimmt (Münster-Swendsen, 1987).

Etliche Autoren (Eckmüllner, 1988; Eckmüllner, 1990; Lick, 1993 etc.) konnten zeigen, daß ein sehr straffer Zusammenhang zwischen der Splintfläche und der Nadelmasse eines Baumes besteht. Demnach ist die Splintfläche ein Maß für die Nadelmasse (Blattmasse) - daraus ergibt sich aber die Folgerung, da der Kreisflächenzuwachs des letzten Jahres als Maß für die absolute Effizienz der Nadelmasse angesehen werden muß, ist der Quotient dieses Zuwachses zur Splintfläche (stellvertretend für die Nadelmasse) ein gutes Relativmaß für die Leistungsfähigkeit eines Baumes, und eignet sich daher zum Vergleich verschieden behandelter Bäume.

Nun zeigt dieser Vigour-Index eine sehr deutliche Abstufung zwischen den Behandlungsvarianten (alle Unterschiede gesichert bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit). Demzufolge ist Düngung geeignet, die Vitalität der Bäume zu erhöhen. Wobei dies bei organischen Düngern durch die vermutlich kontinuierliche Aufnahme von Mineralstoffen stärker ausgeprägt ist, als bei Mineraldüngern.

5 FOLGERUNGEN

Die wenigen mit organischen Düngern (anerkannter und kontrollierbarer Herkunft) durchgeführten Versuche weisen auf eine bessere Wirkung (als Mineraldünger) dieser Mittel hin, dies vor allem auf sehr schlechten (seichtgründigen, sauren usw.) Standorten. Weitere Untersuchungen können vielleicht mehr Aufschluß über das Wirkungsgefüge solcher Applikationen zur Waldschadenssanierung geben.

6 LITERATUR

- ABETZ P., 1980: Dickenwachstum von Fichten auf einer Versuchsfläche. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde.
- ANDRAE F., 1992: Dial-Dendro - Ein neues Dendrometer für genaue Zuwachsmessungen. FOB-Schriftenreihe Heft 27
- BITTERLICH W., 1959: Relaskoptechnik. Cbl.f.d.ges.Forstw. 76: 1-35
- ECKMÜLLNER O., 1988: Zuwachsuntersuchungen an Fichte im Zusammenhang mit neuartigen Waldschäden. Dissertation, Univ.f. Bodenkultur, Wien.
- ECKMÜLLNER O., 1990: Benadelung und Splintflächen von Fichten in Waldgebieten Österreichs. Holz-Zentralblatt 18: 266-267
- ECKMÜLLNER O., 1993: Die Verwendung betrieblicher Stichprobeninventuren für die Waldschadensforschung. FIW-Forschungsberichte Öst.Ges.f. Waldökosystem- und exp. Baumforschung, Wien- 1992/2: 82-90
- JOHANN K., 1977: Eine neue Jahrringmeßanlage für Bohrkerne und Stammscheiben. Forstarchiv 48: 204-206

- KATZENSTEINER K., 1994: Mineralstoffernährung und Bodenzustand in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes (Oberösterreich). In Führer, E. und F. Neuhuber (HRSG.) : Zustandsdiagnose und Sanierungskonzepte für belastete Waldstandorte in der böhmischen Masse - Ergebnisse einer FIW-Fallstudie. Öst.Ges.f. Waldökosystem- und exp. Baumforschung, Wien 7: 57-66
- KRAFT G., 1884: Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover.
- KRAMER H. und KÄTSCH C., 1993: Grünästung und Düngung von Fichten bei extrem starker Stammzahlverminderung. AFJZ 164: 36-46
- LICK H., 1993: Untersuchungen zu Nadelmasse und Spätholzbreite in Schlägl und Glein. FIW-Forschungsberichte Öst.Ges.f. Waldökosystem- und exp. Baumforschung, Wien- 1992/2: 67-81
- MÜNSTER-SWENDSEN M., 1987: Index of Vigour in Norway Spruce (*Picea Abies* Karst.). Journal of Applied Ecology 24: 551-561
- POLLANSCHÜTZ J., KILIAN W., NEUMANN M. und. SIEGEL G., 1985: Instruktionen für die Feldarbeiten der Waldzustandsinventur nach bundeseinheitlichen Richtlinien. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien.
- SCHWEINGRUBER F.H., 1983: Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie. Haupt Bern-Stuttgart, 234 S.
- STERBA H., 1970: Untersuchungen zur Frage der Anlage und Auswertung von Einzelstammdüngungsversuchen. Cbl.f.d.ges.Forstw. 87: 166-189
- WEIHE J., 1968: Der Einzelbaumdüngungsversuch. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde.



AUSWIRKUNGEN ORGANOMINERALISCHER DÜNGER AUF BODENORGANISMEN DES BÖHMERWALDES IN OBERÖSTERREICH

EFFECTS OF ORGANICALLY ENRICHED MAGNESITE FERTILIZERS ON SOIL ORGANISMS OF THE BOHEMIAN FOREST IN UPPER AUSTRIA

E. AESCHT* und W. FOISSNER**

* Biologiezentrum, Oberösterreichisches Landesmuseum,
J.-W.-Klein-Strasse 73, A-4040 Linz

** Universität Salzburg, Institut für Zoologie,
Hellbrunnerstrasse 34, A-5020 Salzburg

SUMMARY

The effects of organically enriched magnesite fertilizers on soil organisms of a declining spruce forest (Upper Austrian part of the Bohemian Forest) were investigated during a 5-y-period using a completely randomized block design. For revitalization 2000 kg ha⁻¹ BIOMAG® (90% magnesite and 10% dried fungal biomass; „biomag plots") and 3000 kg ha⁻¹ BACTOSOL® (dried bacterial biomass) + 2000 kg ha⁻¹ biomag („bactosol-biomag plots"), respectively, were applied once to an old and a young stand. The treatments caused a mean pH-rise of about 0.9 units. The biomasses of testaceans and the individual numbers of ciliates significantly decreased in some variants. Likewise, community structures were changed: individual numbers of acidophilic testacean species decreased, circumneutral species increased; mycophagous and bacteriovorous ciliates increased or decreased depending on species. These changes could be related, apart from the pH-increase, to altered numbers and kinds of food organisms, viz. fungi and bacteria, as indicated by an increased catalase and protease activity and a decreased phosphatase and cellulolytic activity. The abundances of rotifers and proturans significantly increased in the bactosol-biomag plots of the old stand, those of earthworms in all treatments. Nematodes, mites, springtails, and enchytraeids were hardly affected. In general, soil fauna and enzyme activities were influenced more distinctly by the bactosol-biomag than by the biomag treatment.

KEY WORDS: Norway spruce forest, soil fauna, soil enzymes, organic and magnesite fertilizers, organo-mineral fertilizers.

ZUSAMMENFASSUNG

In einer fünfjährigen Studie wurden die Auswirkungen organisch angereicherter Magnesitdünger auf Bodenorganismen des oberösterreichischen Teils des Böhmerwaldes untersucht. Der Versuchsplan entsprach einer vollständig randomisierten Blockanlage. In einem jungen und einem alten Bestand, die beide neuartige Waldschäden aufwiesen, wurden jeweils 2000 kg ha⁻¹ BIOMAG® (90% Magnesit und 10% getrocknete Pilzbiomasse; „Biomag-Variante") und 3000 kg ha⁻¹ BACTOSOL® (getrocknete Bakterienbiomasse) + 2000 kg ha⁻¹ Biomag („Bactosol-Biomag-Variante") aufgebracht. Die Behandlung bewirkte einen pH-Anstieg von etwa 0.9 Einheiten. Die Biomassen der Schalenamöben (Testaceen) und die Individuenzahlen der Wimpertiere (Ciliaten) verringerten sich in einigen Varianten signifikant. Ihre Gemeinschaftsstrukturen veränderten sich ebenfalls: bei den säuretoleranten Testaceen-Arten verminderte sich die Individuenzahl, während sie bei den circumneutralen Arten anstieg; bei den Ciliaten zeigten je nach Art Pilz- und Bakterienfresser erhöhte oder verminderte Abundanzen. Diese Änderungen sind, abgesehen vom pH-Anstieg, auf Veränderungen in der Anzahl und Art der Nahrungsorganismen, nämlich Pilze und Bakterien, zurückzuführen, worauf erhöhte Katalase- und Proteaseaktivitäten und verminderte Phosphatase- und Zellulaseaktivitäten hinweisen. Die Abundanzen der Rädertiere (Rotatorien) und Beintastler (Proturen) erhöhten sich in der Bactosol-Biomag-Variante des Altbestandes signifikant, die der Regenwürmer in allen Behandlungen. Fadenwürmer (Nematoden), Milben (Acarî), Springschwänze

(Collembolen) und Enchyträen wurden kaum beeinflusst. Generell zeigte die Bactosol-Biomag-Düngung deutlichere Effekte als die Biomag-Variante.

STICHWÖRTER: Fichtenwald, Bodentiere, Bodenenzyme, organische Dünger, Magnesitdünger, organomineralische Dünger.

1 EINLEITUNG

Der Böhmerwald weist neuartige Waldschäden auf, die unter anderem mit Magnesiummangel zusammenhängen (Katzensteiner et al., 1992). Ähnliche Schädigungen sind weltweit zu beobachten, besonders in industrialisierten Regionen. Düngung und Kalkung werden vielfach als geeignet angesehen, ernährungs- und depositionsbedingte Schäden zu mildern oder zu beseitigen (z. B. Huettl, 1989; Kilian und Glatzel, 1989). Diese Maßnahmen haben allerdings oft unerwünschte Nebenwirkungen, wie Nitratauswaschung, Mobilisierung von Schwermetallen und/oder Beeinträchtigung der Bodenlebewesen, vor allem wenn schnell lösliche Substanzen eingesetzt werden (Funke, 1986, 1991). Dünger mit langsamer Nährstofffreisetzung sollen diese Risiken minimieren (Kilian und Glatzel, 1989; Katzensteiner, 1991): Roh- und Kaustermagnesit werden beispielsweise bei Magnesiummangel und Bodenversauerung gegeben, während Zusätze von organischem Material das Bodenleben fördern sollen.

In einer interdisziplinären Studie wurden von 1987-1992 die Auswirkungen organisch angereicherter Magnesitdünger auf die Bodentiere, die Mykhorrisa und mikrobielle Parameter (Berreck und Haselwandter, 1994; Haselwandter und Berreck, in diesem Band) sowie die Bodenchemie und den Waldzustand untersucht (Katzensteiner, 1991; Katzensteiner et al., 1992; in diesem Band). Die bodenzoologischen Untersuchungen umfaßten alle wichtigen tierischen Streuzersetzer in sauren Nadelwäldern, nämlich Nacktamoeben (Gymnamoebia), Schalenamoeben (Testaceen), Geißeltiere (Flagellaten), Wimpertiere (Ciliaten), Rädertiere (Rotatorien), Fadenwürmer (Nematoden), Milben (Acarinen), Springschwänze (Collembolen) und kleine Borstenwürmer (Enchyträen). Regenwürmer, Asseln und Tausendfüßer fehlen weitgehend in sauren Böden (Petersen und Luxton, 1982; Schaueremann, 1985; Ellenberg et al., 1986; Schaefer, 1986, 1991; Meyer et al., 1989). Da nach pH-Regulierung aber häufig eine starke Zunahme der Regenwurmaktivität beobachtet wurde (Huhta, 1979; Schaueremann, 1985; Persson, 1988; Makeschin, 1990, 1991), erfolgte fünf Jahre nach der Applikation der Spezialdünger eine zweimalige und zwei Jahre später eine einmalige Untersuchung dieser Tiergruppe. Besonders gründlich – auf Artniveau und in je etwa 300 Proben – wurden die tierischen Einzeller (Protozoen) bearbeitet, da sie in stark versauerten Böden über 50% der Zoomasse repräsentieren und deshalb große Bedeutung im Zerset-

zirkelkreislauf haben (Meisterfeld, 1980; Dunger, 1983; Funke, 1986; Foissner, 1987, 1994; Meyer et al., 1989; Schönborn, 1986a, b, 1992). Die Biomasse und Produktion der Schalenamöben (Testaceen) sind unter solchen Bedingungen sogar besonders hoch. Aktive Wimpertiere (Ciliaten) besiedeln die oberste Streuschicht und werden daher aufgebrachten Substanzen direkt ausgesetzt. Beide Protozoengruppen haben überdies relativ hohe Artenzahlen – jeweils um die 60 –, die potentiell einen weiten Bereich von Effekten indizieren. Auf die Nadelstreu (0-3 cm) bezogene enzymbiologische Analysen sollten schließlich dazu beitragen, einige mögliche Einflußfaktoren auf die Protozoen genauer zu erfassen (Details siehe Aesch und Foissner, 1993, 1994).

2 VERSUCHSFLÄCHEN, MATERIAL UND METHODEN

2.1 Beschreibung der Versuchsflächen und Versuchsanlagen

Die Versuchsflächen und die Düngungsvarianten wurden vom Institut für Waldökologie der Universität für Bodenkultur (Univ.-Prof. Dr. Glatzel; Dr. Katzensteiner) und der Biochemie Kundl ausgewählt. Die beiden Probeflächen, ein älterer (>80 Jahre, Bärenstein) und ein jüngerer (>40 Jahre, Pfliegerwiese) Fichtenbestand, befinden sich im Revier Obernhof des Forstamtes Schlägl in etwa 1000 m Meereshöhe.

Eine detaillierte Charakterisierung der Böden und Versuchsflächen gibt Katzensteiner (in diesem Band), aus denen wir die wichtigsten Daten herausgreifen: Die Bodentypen reichen von pseudovergleyter Braunerde bis Semipodsol auf Eisgamer Granit. Die Bodenprofile und -eigenschaften sind in den beiden Beständen unterschiedlich: Der Humustyp ist Moder bis Rohhumus im Altbestand und Moder im Jungbestand; die Höhe der organischen Auflage variiert von 5-10 cm im alten Bestand und 2-7 cm im jungen; der A-Horizont mißt 12-18 cm bzw. 2-15 cm. Die Streuauflage enthält im alten Bestand 30000 kg Kohlenstoff, 1400 kg Stickstoff, 70 kg Phosphor, 100 kg Kalium, 90 kg Kalzium und 63 kg Magnesium pro Hektar; die entsprechenden Werte für den jungen Bestand sind 18500 kg Kohlenstoff, 900 kg Stickstoff, 45 kg Phosphor, 95 kg Kalium, 50 kg Kalzium und 73 kg Magnesium. Über die Temperatur- und Niederschlagswerte im Untersuchungszeitraum informiert Abbildung 1. Der Versuchsplan entspricht einer vollständig randomisierten (zufällig angeordneten) Blockanlage (vgl. Köhler et al., 1984; Sachs, 1984). Pro Bestand wurden 18 Standorte mittels Zufallszahlengenerator bestimmt, wobei jeder Block alle drei Varianten umfaßte.

2.2 Dünger und Düngungsvarianten

2.2.1 Düngerformen

- a) BACTOSOL®, vormals ARA, getrocknete bakterielle Biomasse, Nährstoffzusammensetzung (laut Etikett 1987): rund 60% organische Substanz, 4-6% organisch gebundener Stickstoff, 3-5% Phosphor (P_2O_5), 3-5% Kalium (K_2O), 1.5-2.5% Magnesium (MgO) und 6% Kalzium (CaO).
- b) BIOMAG®, Zusammensetzung (laut Etikett 1987): 80% Rohmagnesit K 35, 10% Kaustermagnesit KM 85 und 10% Biosol. BIOSOL® besteht aus 70% getrockneter, granulierter Biomasse des niederen Pilzes *Penicillium chrysogenum*, 5-7% organisch gebundenem Stickstoff, 1-2 % Phosphor, 3-4% Kalium, 0.5-1.5% Magnesium, 3-5% Kalzium sowie Spurenelementen und Vitaminen.

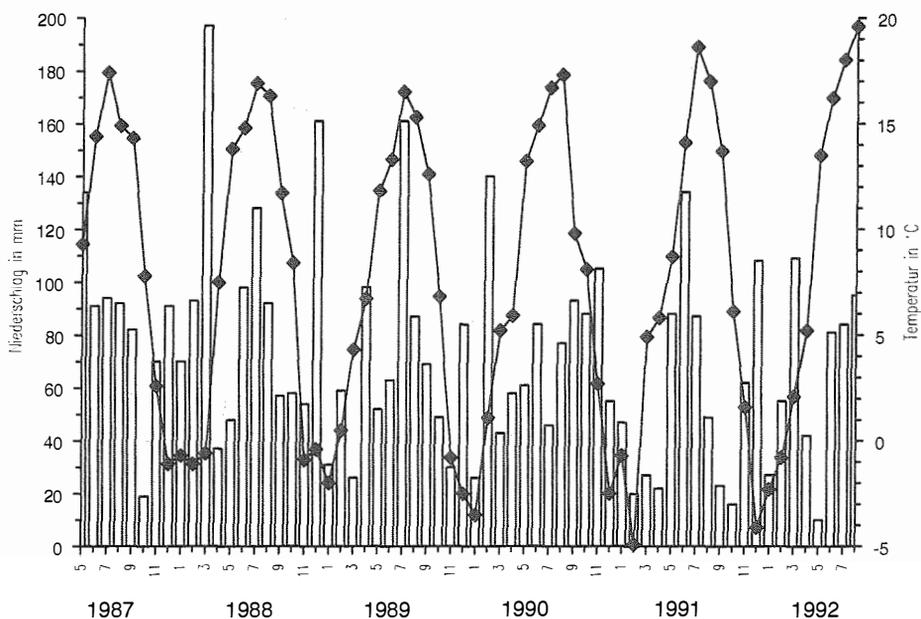


Abbildung 1: Monatsmittel der Niederschläge und Lufttemperatur für den Untersuchungszeitraum, aufgezeichnet in der Station Schlägl (750 m NN).

Figure 1: Monthly means of precipitation and air temperature during the investigation period, recorded from the station Schlägl (750 m above sea level).

2.2.2 Düngungsvarianten und deren Bezeichnung im Text

Die Düngung des alten Bestandes erfolgte am 3. 6. 1987, die des jungen von 4. - 6. 6. 1987.

[K] = ungedüngte Kontrolle des Altbestandes;

[k] = ungedüngte Kontrolle des Jungbestandes;

[M] = Biomag-Variante (20 kg 100 m⁻²) des Altbestandes;

[m] = Biomag-Variante (20 kg 100 m⁻²) des Jungbestandes;

[O] = Bactosol (30 kg 100 m⁻²)-Biomag (20 kg 100 m⁻²)-Variante des Altbestandes;

[o] = Bactosol (30 kg 100 m⁻²)-Biomag (20 kg 100 m⁻²)-Variante des Jungbestandes.

2.3 Probenahme und Untersuchungsmethodik

Die Düngung erfolgte in einem Radius von 5.64 m um Zentralstämme (33 im alten und 27 im jungen Bestand), die mit zwei gelben Kunststoffbändern und einer Nummer gekennzeichnet waren. Zur Probenahme stand somit ein Areal von 100 m² zur Verfügung. Die Probenahmen für die Mikrofauna erfolgten in der 1., 6., 19., 50., 70., 123., 177., 204. und 231. Woche nach der Düngung, für die Mesofauna zwei und fünf und für die Makrofauna fünf und sieben Jahre nach der Düngung (Tab. 1-3, 6). Es wurde vor allem die organische Auflage untersucht, wo die meisten Tiere konzentriert sind. Aufgrund von Literaturdaten wurden für die einzelnen Organismengruppen folgende Bodenschichten entnommen und getrennt ausgewertet:

0-3 cm (Spatel): Nackt- und Schalenamöben, Flagellaten, Ciliaten, Nematoden, Rota-
torien;

0-5 cm (Stechzylinder B 4.8 cm): Milben, Collembolen;

0-9 cm (Metallrohr B 3 cm): Enchyträen;

3-9 cm (Metallrohr B 3 cm): Testaceen;

5-10 cm (Stechzylinder B 4.8 cm): Milben, Collembolen, Proturen;

Organische Auflage und A-Horizont: Regenwürmer.

Aus jeder Versuchsfläche wurden etwa 8 Teilproben (Einstiche) entnommen und kurz vor der Verarbeitung zu einer Mischprobe vereinigt. Weitere Details siehe Aesch-
t und Foissner (1993, 1994).

2.3.1 Anorganische Parameter und Bodenenzyme

Je 50 g der Mischproben wurden zur Bestimmung der Bodenfeuchte (in % Feuchtma-
sse des Bodens) im Wärmeschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.
Der pH-Wert wurde vom getrockneten Boden in 0.01 M CaCl₂-Lösung mit einer Glas-

elektrode gemessen (Blum et al., 1986). Da die Nadeln sehr voluminös waren, wurde 1 g Substrat in 20 ml CaCl_2 -Lösung suspendiert. Der restliche Boden der 6 Mischproben pro Variante wurde zu einer „Gesamtprobe“ vereinigt und für die enzyrobiologischen Analysen etwa 8 Wochen luftgetrocknet. Die Bestimmung der Enzymaktivitäten führte Frau M. Traunmüller unter der Leitung von Herrn Univ.-Doz. Dr. T. Peer (Institut für Botanik der Universität Salzburg) durch. Die Aktivitätsmessungen von Katalase, Protease, Phosphatase und Zellulase erfolgten nach Beck (1971), Speier et al. (1980), Hoffmann (1968) und Hofmann (1979).

Zur Ermittlung des Raumgewichtes wurden von jeder Variante je zwei Quader mit einer Kantenlänge von 25 x 25 cm in den Bodentiefen 0-3 cm und 3-9 cm (= 1875 cm³ bzw. 3750 cm³) ausgestochen, luftgetrocknet und gewogen.

2.3.2 Quantitative Analyse der Bodentiere

Die aktiven Nacktamöben und Flagellaten (0-3 cm) wurden in der Mischprobe am Tag der Probenahme unter dem Mikroskop (Phasenkontrast) bei 630facher Gesamtvergrößerung direkt ausgezählt. Dazu wurden 0.1 g Boden eingewogen und mit 5 ml Bodeneluat suspendiert; davon wurden 10 µl in eine Thoma-Zählkammer überführt und darin 1 µl ausgezählt. Dieser Vorgang wurde 9mal wiederholt, also insgesamt 10 µl (= 0.0002 g Feuchtmasse) ausgewertet. Das Suspensionsmedium wurde aus ungedüngtem Boden des Untersuchungsgebietes bereitet (250 g Boden in 1 l destilliertem Wasser kochen, filtrieren und sterilisieren) und kurz vor Gebrauch mit Leitungswasser etwa 1:5 verdünnt (= Bodeneluat).

Ciliaten, Nematoden und Rotatorien (0-3 cm) wurden ebenfalls am Tag der Probenahme unter dem Mikroskop ausgezählt, jedoch bei 40facher Gesamtvergrößerung (Objektiv-Eigenvergrößerung 4:1, Okular-Vergrößerung 10:1). Dazu wogen wir 0.1 g Boden der Mischprobe ein und verdünnten je nach Individuendichte mit einigen ml Bodeneluat. Nachdem diese Menge ausgezählt war, wogen wir die gleiche Menge für die 2. und dann für die 3. Variante ein. Dieser Vorgang wurde 4mal wiederholt, also 0.4 g Feuchtmasse pro Variante ausgezählt (Aescht und Foissner, 1992a).

Für die Zählung der Testaceen (0-3 cm, 3-9 cm) wurden je 0.5 g Boden mit phenolischer Anilinblau-Lösung fixiert. Die Färbung mit Anilinblau ermöglicht eine Unterscheidung belebter und unbelebter Gehäuse. Ausgezählt wurde 0.005 g Feuchtmasse; diese kleinen Mengen erhält man durch entsprechende Verdünnung (Aescht und Foissner, 1992b).

Die Extraktion der Mikroarthropoden – Milben, Collembolen und Proturen (0-5 cm, 5-10 cm) – erfolgte mit einem Berlese-Tullgren-Apparat aus 4-10 Stöchzylinderproben pro Variante (Kopeszki, 1993).

Die Enchyträen (0-9 cm) wurden nach der Wassertauchmethode von Graefe (1984) aus 25 g Bodenfeuchtmasse extrahiert.

Die Untersuchung der Regenwürmer (O- und A-Horizont) erfolgte im Juli und September 1992 auf je sechsmal und im Juni 1994 auf je viermal einem Viertel Quadratmeter pro Variante. Im Juli 1992 wurden im Altbestand die durch einen Rahmen abgegrenzten Probenflächen mit einem Reizstoff begossen (0.2% Formalin, 10 l auf 1/4 m², in 3 Intervallen zu je 10 min) und mindestens 30 min beobachtet. Danach wurden die organische Auflage und der A-Horizont per Hand ausgelesen. Da sich die Handauslese als effektiver erwies, wurde später auf die Formaldehyd-Austreibung verzichtet. Überdies zeigte sich, daß im Mineralboden keine vertikal grabenden Regenwürmer oder deren Gänge vorkamen; wir beschränkten uns deshalb später auf die Auslese in der Streulage.

2.3.3 Determination der Arten, Biomassen und Effizienz der Zählmethoden

Hinsichtlich der Determination der Testaceen und Ciliaten verfügen wir über Spezialkenntnisse. Die Berechnung der Biomassen der Testaceen und Ciliaten erfolgte durch Zurückführung der Form jeder Art auf einen einfachen geometrischen Körper. Da die spezifische Masse annähernd 1 g cm⁻³ beträgt, kann der Betrag des Volumens dem der Masse gleichgesetzt werden (Foissner, 1985).

Die direkte Zählung in frischen Bodenproben stellt eine brauchbare Methode für die Abschätzung der Abundanzen der ausgewählten Indikatorgruppen dar, während sie mit Kulturmethoden meist überschätzt werden (Foissner, 1987; Lüftenegger et al., 1987). Die Effektivität der Direktzählung wurde mit „Wiederfang“-Experimenten geprüft, wobei durchschnittlich 86% der Testaceen, 72% der Ciliaten, 85% der Nematoden und 47% der Rotatorien wiedergefunden wurden (Lüftenegger et al., 1987).

Die Untersuchung der Nacktamöben und Flagellaten wurde von Frau Dr. G. Lüftenegger vorgenommen. Für die Artbestimmung dieser Tiergruppen sind zum Teil aufwendige Kulturverfahren notwendig, weshalb sie nur summarisch erfaßt wurden. Über die Effizienz der Zählmethode gibt es bisher keine exakten Daten.

Die Bearbeitung der Mikroarthropoden erfolgte durch Herrn Dr. H. Kopeszki, Institut für Zoologie der Universität Wien. Die Collembolen wurden auf Familienniveau getrennt

(Kopeszki, 1993). Die Auslese-Effizienz des Berlese-Tullgren-Apparates wird mit 84% angegeben (Bird und Chatarpaul, 1986).

Zur Effizienz der Enchyträen-Austreibung mit der vereinfachten Wassertauchmethode gibt es keine exakten Versuche, jedoch lassen sich einige Arten bevorzugt oder nur damit gewinnen (Graefe, 1984). Diese von einem Spezialisten entwickelte Methode wird mittlerweile z. B. auch von der Arbeitsgruppe Univ.-Doz. E. Meyer, Institut für Zoologie der Universität Innsbruck, verwendet.

Zur Biomassebestimmung der Nacktamöben, Flagellaten, Rotatorien, Nematoden, Mikroarthropoden und Enchyträen wurden Durchschnittswerte pro Individuum herangezogen (Persson et al., 1980) und mit der Abundanz pro Quadratmeter multipliziert. Die Konvertierung Feucht/Trockenmasse erfolgte ebenfalls nach diesen Autoren, nämlich mit dem Faktor 1/5 (= 20%).

Die Regenwürmer wurden nach der Probenahme in 4%igem Formaldehyd abgetötet und am selben Tag gewogen. Die Determination der Arten erfolgte nach Graff (1953) und Müller (1965).

2.4 Streuabbauersuch

In der Methodik folgten wir von 1987 bis 1991 Herlitzius (1980, 1983a, b), der uns auch die Streubehälter (PVC-Ringe mit einem Innendurchmesser von 12 cm und einer Höhe von 5 cm) zur Verfügung stellte. Die Unterseite war mit Gaze von 1100 µm Maschenweite bespannt, um Vertreter der Makrofauna auszuschließen. Als Testsubstanz verwendeten wir wegen seiner leichten Abbaubarkeit Hasellaub (*Corylus avellana*), und zwar 3.6 g Blatt-Trockenmasse je Streubehälter.

Im letzten Untersuchungsjahr wurde das Laub in markierten, 20 x 20 cm großen Beuteln aus Nylongaze („litter bags“) mit 1 mm Maschenweite exponiert. Die Beutel wurden in die Streuauflage eingegraben, wodurch die Bodenorganismen von allen Seiten einwandern konnten.

Alle Streubehälter wurden jeweils für ein Jahr exponiert.

2.5 Statistische und zoözoologische Analyse

Die Prüfung auf Normalverteilung der Daten erfolgte mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test, jene auf Varianzgleichheit mit den Cochran-Test. Fallweise wurde eine Quadratwurzel-, log- oder log (x+1)-Transformation durchgeführt, um die Voraussetzungen der Varianzanalyse zu erfüllen. Ergab die zweifache Varianzanalyse einen Behand-

lungseffekt, folgten paarweise Vergleiche der Mittelwerte mit dem Grenzdifferenzen (LSD)-Test. Statistischen Verfahren und kritische Werte siehe Sachs (1984) und Köhler et al. (1984).

Zur näheren Kennzeichnung der Gemeinschaftstrukturen der Testaceen und Ciliaten wurden der Index von Morisita (1959) und einige andere Indizes (Renkonen's, Jaccard's, Bray und Curtis) verwendet, wobei der Kürze halber nur die Ergebnisse des am schärfsten trennenden Morisita-Index dargestellt werden. Zur Konstruktion der Dendrogramme diente die Upgma Clustermethode (Unweighted Pair-Group Method with arithmetic Averages; Sneath und Sokal, 1973).

Die Berechnungen erfolgten mit einem TI-52 SLR Taschenrechner von Texas Instruments und einem Commodore Personal Computer mit Hilfe des Software-Paketes Lotus 1-2-3.

3 ERGEBNISSE

3.1 Abiotische Faktoren (0-3 cm, 3-9 cm)

In der obersten Zone der Streuschicht (0-3 cm) stiegen im ersten Jahr nach der Düngung die pH-Werte hoch signifikant um mehr als eine Einheit von etwa 3 auf über 4 (Tab. 1). Die Kombination Bactosol und Biomag verursachte bis 1989, also etwa zwei Jahre lang, einen höheren pH-Anstieg als Biomag. Fünf Jahre nach der Düngung waren die pH-Werte der behandelten Flächen noch um 0.5-0.7 Einheiten höher als in den Kontrollen (Tab. 1). Die Untersuchung von Mischproben von je drei Wiederholungen pro Variante im Juni 1994, also sieben Jahre nach der Düngung, ergab für den Altbestand (etwa 0-3 cm) folgende pH-Werte: 3.3 [K], 3.4 [M] und 3.9 [O].

In 3-9 cm Bodentiefe zeichnete sich ein signifikanter pH-Anstieg erst ein und drei Jahre nach der Düngung im alten bzw. jungen Bestand ab (Tab. 1). Die verzögerte Reaktion im jungen Bestand ist sehr wahrscheinlich auf den viel dichteren Boden zurückzuführen; dort wiegt ein Quadratmeter etwa 53 kg gegenüber 32 kg im alten Bestand (entsprechend Lagerungsdichten von 0.88 bzw. 0.53 g cm⁻³). Die pH-Mittelwerte aller gedüngten Blöcke und Untersuchungsjahre waren im Altbestand um 0.3 und im jungen Bestand um 0.1 Einheiten höher als in den Kontrollen (Tab. 1).

Innerhalb der ersten vier Jahre war in den Kontrollen tendenziell ein Absinken des pH-Wertes (d.h. eine zunehmende Versauerung) zu verzeichnen; in beiden Beständen wurden 1991 in 3-9 cm Bodentiefe mit pH 2.2 bzw. 2.8 die niedrigsten Mittelwerte des

Untersuchungszeitraumes gefunden (Tab. 1). 1992 war dagegen auch in den Kontrollen eine deutliche Milderung der sauren Bodenverhältnisse um 0.2-0.7 Einheiten zu verzeichnen (gegen Meßfehler sprechen u.a. die gestiegenen Katalase- und Phosphatase-Aktivitäten); Behandlungsunterschiede wurden dadurch vielleicht etwas verwischt. Insgesamt war die organische Auflage aller Untersuchungsflächen mit pH-Werten zwischen 3.0 und 3.9 (Extremwerte 1992) jedoch nach wie vor als sehr stark sauer einzustufen (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Tabelle 1: Auswirkung der Dünger auf die Bodenreaktion (arithmetische Mittel von je 6 Wiederholungen). K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen. Neben den Mittelwerten sind jene Varianten angegeben, zu denen ein signifikanter Unterschied besteht ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$).

Table 1: Effect of fertilizers on soil reaction (arithmetic means from 6 replicates). K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand. Those variants which differ significantly are shown beside the means ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$).

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
PH-WERT	6/87	2.96	3.63 K***O***	4.33 K***M***	3.06	3.83 k*	3.95 k***
CaCl ₂ (0-3 cm)	7/87	2.98	3.58 K***O***	4.03 K***M***	3.12	3.71 k***o***	4.19 k***m***
	10/87	2.84	3.71 K***O***	4.05 K***M***	3.06	3.88 k***	4.10 k***
	5/88	2.86	3.83 K***O***	4.42 K***M***	3.03	3.94 k***	4.03 k***
	10/88	2.42	3.53 K***O*	3.86 K***M*	2.70	3.46 k***o**	3.83 k***m**
	10/89	2.75	3.69 K***	3.75 K***	3.06	3.90 k***	3.97 k***
	10/90	2.71	3.33 K***	3.46 K***	2.96	3.89 k***	3.80 k***
	5/91	2.59	3.33 K***	3.55 K***	2.84	3.48 k***	3.56 k***
	7/92	3.20	3.72 K***	3.90 K***	3.29	3.80 k***	3.92 k***
Gesamtmittel		2.81	3.59 K***O***	3.93 K***M***	3.01	3.77 k***o**	3.93 k***m**
PH-WERT	6/87	2.85	2.81	2.92	3.35	3.41	3.45
CaCl ₂ (3-9 cm)	7/87	2.82	2.90	2.97	3.40	3.45	3.49
	10/87	2.72	2.88	2.87	3.44	3.45	3.56
	5/88	2.75	2.98 K*	3.07 K**	3.38	3.41	3.48
	10/88	2.37	2.68 K**	2.61 K**	3.18	3.22	3.21
	10/89	2.67	2.96 K**O*	2.91 K**M*	3.40	3.41	3.43
	10/90	2.54	2.87 K**O*	2.90 K**M*	3.25	3.35 k*	3.36 k*
	5/91	2.25	2.73 K***	2.75 K***	2.89	3.05 k	3.06 k
	7/92	2.95	3.23 K***O*	3.35 K***M*	3.48	3.64 ko	3.77 k**m
Gesamtmittel		2.66	2.89 K***	2.93 K***	3.31	3.38 k**o*	3.42 k**m*

Die Bodenfeuchte war in den behandelten Varianten in den ersten drei Monaten nach der Düngung leicht erhöht, da das aufgebraachte Granulat eine stärkere Wasserrückhaltekraft als die Nadelstreu hat. Behandlungsbedingte Unterschiede im Raumgewicht wurden nicht festgestellt.

Tabelle 2: Auswirkung der Dünger auf die Bodenenzyme (Mischproben von je 6 Wiederholungen). K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; TM = Bodentrockenmasse; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen. Neben den Mittelwerten sind jene Varianten angegeben, zu denen ein signifikanter Unterschied besteht ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$).

Table 2: Effect of fertilizers on soil enzymes (bulk samples from 6 replicates). K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; TM = soil dry mass; capital letters designate the old stand, low letters the young stand. Those variants which differ significantly are shown beside the means ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$).

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
KATALASE ml O ₂ g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	12.9	16.3 K*O*	19.1 K*M*	12.5	13.9 k*o*	18.8 k**m*
	7/87	12.4	18.5 K*O*	22.4 K*M*	13.5	16.3 k*o*	20.2 k*m*
	10/87	21.2	29.1 KO	27.2 KM	18.1	18.7 o	25.5 km
	5/88	17.9	25.1 K*	23.6	21.3	24.6	26.9 k*
	10/88	28.4	25.4 K*	27.7	24.6	23.4	24.9
	10/89	30.8	32.2	32.3	29.3	29.5 o*	28.9 m*
	5/91	22.2	26.0	26.4 K	24.8	24.9	24.0
	7/92	32.3	32.6	36.3 K	30.9	31.7	31.1
Gesamtmittel		22.3	25.7 K**	26.9 K***	21.9	22.9 o*	25.0 k**m*
PHOSPHATASE mg Phenol g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	0.9	1.2 K	1.3 K*	0.7	1.0 k*o*	1.4 k*m*
	7/87	0.8	0.9 O*	0.5 K*M*	0.5	0.8 k*	0.7 k*
	10/87	2.2	1.7 KO	1.4 KM	0.8	0.6 ko	0.7 m
	5/88	1.3	1.0	0.9 K*	0.8	0.9 o*	0.7 m*
	10/88	2.7	1.5 K*	1.7	1.9	1.3 k*	1.5
	10/89	1.8	1.5	1.3 K*	1.2	1.3	1.2
	5/91	2.1	2.0	1.9 K*	2.4	1.9	1.6 k*
	7/92	2.9	2.6	2.6	2.2	1.7	1.6 k*
Gesamtmittel		1.8	1.5 K*	1.4 K**	1.3	1.2	1.2
PROTEASE µg Tyrosin- äquivalente g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	340	421 KO	827 KM	363	475 o	961 km
	7/87	2003	1177 KO	2773 KM	1497	1787 k	1683
	10/87	639	907 KO	1629 KM	939	1105 ko	1529 km
	5/88	216	252	409 K*	179	295 k*	265
	10/88	240	310	430 K*	312	352	419 k*
	10/89	2550	2997	2537	2343	2933 k*	2547
	5/91	2170	2060	2100	1900	2450	1920
	7/92	1660	2390 K*	2040	1820	1510	1470
Gesamtmittel		1227	1314	1593	1169	1363	1349
ZELLULASE mg Glukose g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	40.3	35.1 O	31.6 KM	36.3	30.6 k	32.1 k
	7/87	47.4	41.0 K*O	42.4 KM	31.1	47.7 k*o*	35.2 k*m*
	10/87	29.6	30.9	30.9 K	32.5	25.6 k	24.8 k
	5/88	38.8	31.8	32.5	36.5	30.2	29.7
	10/88	32.6	31.4	30.4	41.5	30.6	26.0
	10/89	46.0	44.1	37.9 K*	44.9	47.7 o*	40.8 m*
	5/91	42.6	32.0	28.2 K*	32.7	34.4	25.7
	7/92	38.4	36.3 O*	39.4 M*	43.5	34.8 k*	36.1
Gesamtmittel		39.5	35.3 K*	34.2 K**	37.4	35.2	31.3 k*

3.2 Enzymbiologische Analysen (0-3 cm)

Die Düngung führte zu einem leichten Anstieg der Katalase- und Proteaseaktivität und zu einem Rückgang der Phosphatase- und Zellulaseaktivität; statistisch absicherbar waren diese Änderungen aber nur in der Hälfte der untersuchten Serien (Tab. 2). In einzelnen Varianten bestanden jedoch noch fünf Jahre nach der Düngung signifikante Unterschiede zur Kontrolle: erhöht waren die Katalaseaktivität in [O] und die Proteaseaktivität in [M] um 12% bzw. 44%, vermindert hingegen die Phosphataseaktivität in [o] und die Zellulaseaktivität in [m] um 27 bzw. 20% (Tab. 2). Da bei allen Untersuchungsterminen dieselben Tendenzen auftraten, ergaben sich signifikante Differenzen der Gesamtmittelwerte (Tab. 2). Offenbar hatte eine geringfügige, jedoch nachhaltige Umstellung der Zusammensetzung und/oder Aktivität der Enzymproduzenten, also der Mikroflora, stattgefunden.

3.3 Bodenfauna

3.3.1 Nacktamöben und Flagellaten (0-3 cm)

Bei der einmaligen Probenserie zwei Jahre nach der Düngung waren die Individuenzahlen im alten Bestand in [K, O] relativ ähnlich, während sie sich in den Biomag-Flächen merklich, aber nicht signifikant, verringerten (Tab. 3). Im jungen Bestand war in den gedüngten Varianten eine etwa doppelt so hohe Anzahl von Amöben und Flagellaten festzustellen als in der Kontrolle. Statistisch absicherbar waren die Düngereffekte jedoch nur bei den Flagellaten.

Es traten auch einige, vermutlich methodische verursachte Nullproben auf (geringe Probenmenge, da wegen der Kleinheit dieser Organismen bei hoher Vergrößerung gezählt werden muß; langsame Bewegung und Verdeckung durch Bodenpartikel etc.).

3.3.2 Schalenamöben (0-3 cm, 3-9 cm)

Abundanz und Biomasse: In der unbehandelten Streuauflage des alten Bestandes variierte die Anzahl der aktiven Testaceen von 2430 bis 44252 und 6215 bis 20449 Individuen pro g Bodentrockenmasse in 0-3 cm bzw. 3-9 cm Bodentiefe; die entsprechenden Werte für den jungen Bestand waren 10841 bis 52182 und 1692 bis 19723. Diese Extremwerte deuten auf eine sehr ungleiche räumliche und zeitliche Verteilung. Im Oktober 1989 wurden beispielsweise 380 aktive *Corythion dubium* in 5 mg naturfeuchtem Boden gezählt. Der Abundanzmittelwert aller Kontrollen des alten Bestandes (0-3 cm) war um ein Drittel niedriger als der im jungen (Tab. 3). Die mittlere Biomasse

war hingegen höher, was auf voluminösere Arten, wie *Trigonopyxis arcula*, zurückzuführen war (Tab. 3). In 3-9 cm Bodentiefe war die durchschnittliche Individuenzahl im alten Bestand zweimal so hoch wie im jungen, die mittlere Biomasse war sogar mehr als dreimal so hoch (Tab. 3).

Tabelle 3: Auswirkung der Dünger auf die aktiven einzelligen Bodentiere (arithmetische Mittel von 3-6 Wiederholungen). Ind. = Individuen; K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; TM = Bodentrockenmasse; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen. Neben den Mittelwerten sind jene Varianten angegeben, zu denen ein signifikanter Unterschied besteht ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

Table 3: Effect of fertilizers on active single-celled soil animals (arithmetic means from 6 replicates). Ind. = individuals; K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; TM = soil dry mass; capital letters designate the old stand, low letters the young stand. Those variants which differ significantly are shown beside the means ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
GYMNAMOEBIA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/89	2469	1825	3001	757	1800	1418
TESTACEA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	7/87	10147	10280	9247	32573	20483	24927
	10/87	22983	23122	17734	25310	24742	21588
	5/88	13414	15209	10359	20369	26189	26690
	10/88	32021	29534	33442	37420	26518 k**	30199 k
	10/89	26676	40947 k**	37820 k*	32956	31649	44842
	10/90	18800	25284	23106	37708	22729 k**	22792 k**
	5/91	30721	47404	35151	32877	31889	29312
Gesamtmittel		21830	26455	23280	30804	26527	29112
Biomasse µg g ⁻¹ TM (0-3 cm)	7/87	273	202	218	399	231 k	180 k*
	10/87	508	356	306	407	300	261
	5/88	439	253	329	298	384	289
	10/88	770	842	608	758	682	440
	10/89	701	752	486	495	358	412
	10/90	640	581	487	607	332 k*	366 k*
	5/91	886	658	920	359	557	287
Gesamtmittel		586	510	456 K*	478	412	326 k*
Gesamtartenzahl (0-3 cm)	7/87	15	10	15	21	19	17
	10/87	22	18	15	15	12	15
	5/88	14	16	19	17	21	19
	10/88	23	22	24	27	20	21
	10/89	27	30	21	22	24	20
	10/90	23	24	22	22	24	23
	5/91	24	26	28	21	22	20
Gesamtmittel		21	20	20	21	20	19

Tabelle 3 Fortsetzung
Table 3 continued

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
Ind. g ⁻¹ TM (3-9 cm)	5/88	8097	10801	7873	2949	4390	7128
	10/89	15392	14758	19660	3548	3606	6046
	5/91	7955	10364	12785	10722	3937 k*	3065 k*
	7/92	13841	8068 k*o**	16748 m**	6444	4161	4925
Gesamtmittel		11990	11452	15277	6114	3999	5169
Biomasse µg g ⁻¹ TM (3-9 cm)	5/88	210	366	169	64	124	83
	10/89	274	139	235	42	62	53
	5/91	104	172	335	94	55	100
	7/92	536	128	233	89	68	44
Gesamtmittel		284	184	246	73	74	69
Gesamt- artenzahl (3-9 cm)	5/88	12	16	10	8	10	8
	10/89	14	15	13	10	10	10
	5/91	10	15	14	12	10	12
	7/92	15	13	14	13	10	13
Gesamtmittel		13	15	13	11	10	11
FLAGELLATA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/89	9553	5403	9634	1696	2263 ko	3830 k**m
CILIOPHORA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	909	710	519	121	176	275
	7/87	341	335	211	87	140	153
	10/87	1302	503 K**	445 K**	272	150	172
	5/88	549	213	233	117	273 k*	289 k*
	10/88	468	431	409	230	202	223
	10/89	461	200 K*	156 K**	254	213	165
	10/90	534	403	909	456	280	258
Gesamtmittel		641	395 K*	421 K*	241	212	220
Biomasse µg g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	5.8	3.3	3.6	0.9	1.3	3.6
	7/87	1.2	1.3	0.9	0.3	1.4	1.2
	10/87	4.6	2.6	2.9	1.0	0.8	0.7
	5/88	2.2	1.1	2.6	0.7	3.0 k*	2.0 k
	10/88	3.4	8.0	4.9	0.7	1.2	1.0
	10/89	1.7	2.2	2.2	1.0	1.8	1.2
	10/90	2.0	1.7	3.5	2.3	2.7	2.2
Gesamtmittel		3.6	3.4	3.5	1.4	1.9	1.8
Gesamt- artenzahl (0-3 cm)	6/87	35	31	31	18	21	21
	7/87	10	10	17	11	15	12
	10/87	22	22	24	16	16	17
	5/88	20	14	21	19	21	20
	10/88	29	28	33	15	18	17
	10/89	22	23	23	16	17	17
	10/90	12	13	16	23	26	24
Gesamtmittel		25	23	26	19	21	19

In der obersten Streuschicht (0-3 cm) ließen sich signifikante Düngereffekte auf die Abundanzen einmal (10/89) im alten und zweimal (10/88, 10/90) im jungen Bestand nachweisen: gegenüber den Kontrollen erhöhten sich die Individuenzahlen um 42% in [M] und 52% in [O], während sie sich im jungen Bestand um 19% in [o] und um 40% in [m] verminderten (Tab. 3). In 3-9 cm Bodentiefe traten signifikante Düngereffekte vier und fünf Jahre nach der Behandlung im jungen bzw. alten Bestand auf: die Abundanzen waren um 42% in [M], um 35% in [m] und um 71% in [o] niedriger als in den Kontrollen (Tab. 3). Die Gesamtmittelwerte waren jedoch in allen Varianten beider Bestände und Bodentiefen recht ähnlich und statistisch nicht signifikant verschieden (Tab. 3).

Die Biomasse der Testaceen unterschied sich in 0-3 cm Bodentiefe des jungen Bestandes zweimal signifikant von der Kontrolle (55% bzw. 42% niedriger), nämlich ein Monat nach der Düngung und drei Jahre später (Tab. 3). Ähnliche, aber statistisch nicht signifikante Unterschiede wurden auch in 0-3 cm des alten Bestandes und in 3-9 cm Bodentiefe beider Bestände gefunden. Die Gesamtmittel der Bactosol-Biomag-Varianten waren jedoch in beiden Beständen niedriger als in den Kontrollen (Tab. 3). Diese Diskrepanz zu den Individuenzahlen, die sich ja erhöhten, konnte mit Verschiebungen in den Gemeinschaftsstrukturen erklärt werden (Aescht und Foissner, 1994).

Gemeinschaftsstruktur: Insgesamt wurden 56 Testaceen-Taxa gefunden (Aescht und Foissner, 1994). In der unbehandelten Streuauflage (0-3 cm) dominierten hinsichtlich Abundanz und Frequenz *Corythion dubium* und *Trinema lineare*, kleine Bakterienfresser, die in beiden Beständen etwa 60% der Individuen stellten. Bei den übrigen Arten gab es in beiden Beständen zum Teil deutliche Unterschiede in der Abundanz und Frequenz, was wohl vorwiegend auf den Humustyp (Rohhumus im alten und Moder im jungen) zurückzuführen ist.

Die Artenzahlen waren in allen Varianten sehr ähnlich (Tab. 3). Die absoluten Werte verdecken jedoch Verschiebungen im Dominanzgefüge, die bereits kurz nach der Düngerausbringung auftraten und fünf Jahre später noch erkennbar waren (Aescht und Foissner, 1994): Die Individuendominanzen der Indikatorarten für saure Humusformen, wie *Corythion dubium*, *Euglypha* spp. und *Nebela tincta*, verminderten sich in den gedüngten Standorten signifikant (Tab. 4). Stark vermehrt hatten sich dort hingegen *Cryptodiffugia oviformis* und *Trinema* spp., die weniger sauren Boden anzeigen (Tab. 4).

Tabelle 4: Abundanz, Individuendominanz, Biomassedominanz und Frequenz wichtiger Testaceen-Arten in der Streuauflage (0-3 cm). BD = Biomassedominanz; F = Frequenz; ID = Median der Individuendominanz; Ind. = Individuen g^{-1} Bodentrockenmasse; K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen. Unterschiede zur Kontrolle: + = $p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

Table 4: Abundance, individual dominance, biomass dominance, and frequency of relevant testacean species in the litter layer (0-3 cm). BD = biomass dominance; F = frequency; ID = median of individual dominance; Ind. = individuals g^{-1} soil dry mass; K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand. Differences to control: + = $p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

Reaktionstyp		K	M	O	k	m	o
Säuretolerante Arten	ID%	47.5	28.2	23.2	44.0	28.8	27.5
<i>Corythion dubium</i>	Ind.	8724	6726 ⁺	4857 ^{***}	13575	7798 ^{**}	8100 ^{**}
	ID%	40.0	25.4	20.1	40.6	27.4	26.6
	BD%	7.5	6.7	5.3	14.2	9.5	12.6
	F%	97.4	100.0	100.0	97.2	100.0	97.2
<i>Nebela</i> spp.	Ind.	1628	734 ^{**}	756 ^{**}	1134	387 ^{**}	280 ^{**}
	ID%	7.5	2.8	3.1	3.4	1.4	0.9
	BD%	26.6	16.3	17.3	28.4	11.7	10.4
	F%	86.8	57.9	50.0	80.6	44.4	41.7
Circumneutrale Arten	ID%	25.5	45.2	50.2	32.8	49.6	53.7
<i>Cryptodifflugia oviformis</i>	Ind.	935	3698 ^{**}	3097 [*]	2305	4587 [*]	4337 ⁺
	ID%	4.3	14.0	12.8	6.9	16.1	14.2
	BD%	0.2	1.0	0.9	0.6	1.5	1.8
	F%	50.0	71.1	65.8	86.1	97.2	88.9
<i>Trinema</i> spp.	Ind.	4635	8263 ^{**}	9041 ^{**}	8663	9535	12035 ^{**}
	ID%	21.2	31.2	37.4	25.9	33.5	39.5
	BD%	7.0	16.7	18.6	17.8	25.7	42.6
	F%	92.1	100.0	97.4	100.0	100.0	100.0

Die Artenzahlen waren in allen Varianten sehr ähnlich (Tab. 3). Die absoluten Werte verdecken jedoch Verschiebungen im Dominanzgefüge, die bereits kurz nach der Düngerausbringung auftraten und fünf Jahre später noch erkennbar waren (Aeschl und Foissner, 1994): Die Individuendominanzen der Indikatorarten für saure Humusformen, wie *Corythion dubium*, *Euglypha* spp. und *Nebela tinctoria*, verminderten sich in den gedüngten Standorten signifikant (Tab. 4). Stark vermehrt hatten sich dort hingegen

Cryptodiffugia oviformis und *Trinema* spp., die weniger sauren Boden anzeigen (Tab. 4). Dies kam in der meist größeren Arten- und Abundanzidentität der behandelten Standorte zum Ausdruck; die Kontrollen clusterten in den einzelnen Probenreihen jeweils bei 40-70% Ähnlichkeit an die Behandlungen (Aeschl und Foissner, 1994). Die durchschnittlichen Ähnlichkeiten waren insgesamt recht hoch (Abb. 2, 3), weshalb eher von einem Trend als von einem ausgeprägten Effekt der Düngung auf die Gemeinschaftsstrukturen zu sprechen ist. Die Bactosol-Biomag-Behandlung führte zu etwas deutlicheren Verschiebungen in der Gemeinschaftsstruktur als die Biomag-Düngung (Aeschl und Foissner, 1994).

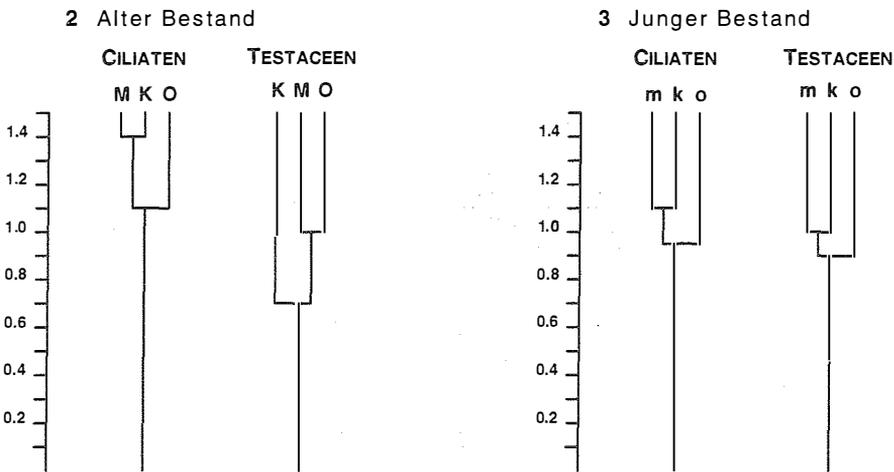


Abbildung 2, 3: Arten- und Abundanzidentität (Morisita-Index der Gesamtmittelwerte) der aktiven Protozoen (0-3 cm). K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante.

Figure 2, 3: Species and abundance similarity (Morisita index of all means) of active soil protozoans (0-3 cm). K, k = control, M, m = biomag treatment, O, o = bactosol-biomag treatment.

3.3.3 Wimpertiere (0-3 cm)

Abundanz und Biomasse: In der Kontrolle variierte die Anzahl der aktiven Ciliaten von 120 bis 1583 im alten und 21 bis 1106 Individuen pro Gramm Bodentrockenmasse im jungen Bestand; diese Extremwerte erscheinen recht ähnlich. Der Abundanzmittelwert aller Kontrollen des jungen Bestandes betrug jedoch nur ein Drittel des alten (Tab. 3); der Variationskoeffizient war mit 96% deutlich höher als im Altbestand (65%).

Die durchschnittliche Biomasse und Artenzahl waren im jungen Bestand 56% bzw. 24% niedriger als im alten.

Statistisch absicherbare Behandlungsunterschiede traten erstmals vier Monate nach der Düngung im alten Bestand auf (Tab. 3): Im Vergleich zur Kontrolle verringerte sich die Individuenzahl um 61% in [M] und um 66% in [O]. Verminderte Abundanzen ließen sich auch noch vier Jahre nach der Düngung feststellen. Das Gesamtmittel der Individuenzahlen war in beiden gedüngten Varianten signifikant um etwa 35% niedriger als in der Kontrolle (Tab. 3).

In den behandelten Flächen des jungen Bestandes erhöhten sich hingegen die Abundanzen gegenüber der Kontrolle um 45 bis 147% im ersten Jahr nach der Düngung. Die Individuenzahlen der gedüngten Varianten blieben im Untersuchungszeitraum relativ unverändert, während sie in den Kontrollen deutlich anstiegen. Die Gesamtmittel waren demnach in allen Varianten recht ähnlich (Tab. 3).

Im Gegensatz zur Abundanz war bei der Biomasse kein Unterschied erkennbar, was im wesentlichen auf Verschiebungen in der Gemeinschaftsstruktur, z. B. einer Abundanzsteigerung voluminöserer Arten, zurückzuführen war (Aescht und Foissner, 1993).

Gemeinschaftsstruktur: Insgesamt wurden mittels Direktzählung 64 aktive Ciliatenarten nachgewiesen, darunter auch eine neue Art (Aescht und Foissner, 1990, 1993). In der unbehandelten Streuaufgabe dominierten hinsichtlich Abundanz und Frequenz *Avestina ludwigi* und *Rostrophryides australis*, relativ kleine Pilzfresser, und *Cyclidium muscicola*, ein sehr kleiner Bakterienfresser. Die dominanten und häufigen Arten stimmten im alten und jungen Bestand, im Gegensatz zur Gesamtindividuenzahl, gut überein. Unterschiede in der Bodenentwicklung und der krautigen Pflanzendecke, die im jungen Bestand weitgehend fehlt, scheinen demnach mehr Einfluß auf die Quantität als die Qualität der Ciliatengemeinschaft zu haben.

Die Düngung führte zu keiner Änderung des Arteninventars, wohl aber zu deutlichen Verschiebungen in der Gemeinschaftsstruktur (Abb. 2, 3): In den behandelten Varianten zeigten *Avestina ludwigi*, *Rostrophryides australis* und *Cyclidium muscicola* sinkende Individuenzahlen und Dominanzen, während sie bei den Grossglockneriden, Peritrichen und *Colpoda*-Arten anstiegen (Tab. 5). Diese Verschiebungen waren in den vergleichsweise niedrigen Ähnlichkeitswerten des Morisita-Index schon in den ersten zwei Monaten nach der Düngung erkennbar (Aescht und Foissner, 1993). Änderungen der Individuenzahlen zeigten sich hingegen erst vier Monate nach der Düngung. Die Bacto-

sol-Biomag-Behandlung führte zu deutlicheren Verschiebungen in der Gemeinschaftsstruktur als die Biomag-Düngung (Abb. 2, 3).

Tabelle 5: Abundanz, Individuendominanz und Frequenz wichtiger mycophager und bakteriovorer Ciliatenarten in der Streuauflage (0-3 cm). F = Frequenz, ID = Median der Individuendominanz, Ind. = Individuen g^{-1} Bodentrockenmasse; K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen.

Table 5: Abundance, individual dominance, and frequency of relevant ciliate species in the litter layer (0-3 cm). F = frequency; ID = median of individual dominance; Ind. = individuals g^{-1} soil dry mass; K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand.

Nahrungstyp		K	M	O	k	m	o	Unterschied zur Kontrolle (%; K, k = 100%)			
								M	O	m	o
Pilzfresser	ID%	55	58	62	62	53	58	5	13	-14	-6
<i>Avestina ludwigi</i>	Ind.	95	97	59	47	42	30	2	-38	-11	-36
	ID%	15	25	14	20	20	14	66	-5	2	-30
	F%	94	86	81	94	83	81	-9	-14	-12	-14
<i>Rostrophryides australis</i>	Ind.	88	38	62	38	24	24	-57	-30	-37	-37
	ID%	14	10	15	16	11	11	-30	7	-28	-31
	F%	100	92	96	88	83	90	-8	-4	-6	2
Grossglockneridae	Ind.	55	34	47	17	24	38	-38	-15	41	124
	ID%	9	9	11	7	11	17	0	30	59	144
	F%	85	90	88	90	90	83	6	4	0	-8
Bakterienfresser	ID%	24	22	17	14	25	25	-8	-29	79	79
<i>Cyclidium muscicola</i>	Ind.	126	39	43	27	23	16	-69	-66	-15	-41
	ID%	20	10	10	11	11	7	-50	-48	-4	-35
	F%	100	83	92	79	92	73	-17	-8	16	-8
<i>Colpoda</i> spp.	Ind.	19	23	29	13	25	21	21	53	92	62
	ID%	3	6	7	5	12	10	93	130	119	76
	F%	38	44	58	33	58	71	17	56	75	112

3.3.4 Rädertiere (0-3 cm)

Unterschiede in der Anzahl der Rotatorien waren vor allem in den Bactosol-Biomag-Flächen statistisch absicherbar: im ersten Jahr nach der Düngung kam es zu einer Erhöhung der Individuenzahl, im jungen Bestand war gegen Ende des Untersuchungszeitraumes ein Rückgang festzustellen (Tab. 6). Der Gesamtmittelwert war jedoch nur in der Bactosol-Biomag-Variante des alten Bestandes signifikant um 34% höher als in der Kontrolle (Tab. 6).

3.3.5 Fadenwürmer (0-3 cm)

Bei den Nematoden waren ähnliche Düngereffekte wie bei den Rotatorien festzustellen; die Gesamtmittelwerte unterschieden sich jedoch nicht signifikant (Tab. 6).

Tabelle 6: Auswirkung der Dünger auf die vielzelligen Bodentiere (arithmetische Mittel von je 6 Wiederholungen). Ind. = Individuen; K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; TM = Bodentrockenmasse; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen. Neben den Mittelwerten sind jene Varianten angegeben, zu denen ein signifikanter Unterschied besteht ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

Table 6: Effect of fertilizers on multi-celled soil animals (arithmetic means from 6 replicates). Ind. = individuals; K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand; TM = soil dry mass. Those variants which differ significantly are shown beside the means ($p < 0.1$; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$)

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
ROTATORIA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	317	177	287	141	126	134
	7/87	156	184 O	294 K*M	119	132	118
	10/87	153	177 O	265 K*M	86	101	179
	5/88	60	68 O**	156 K**M**	76	165 k*	145 k*
	10/88	140	207	239	150	181	247
	10/89	203	151 O*	272 M*	164	229	229
	10/90	156	170	203	330	162 k*	147 k*
	5/91	245	177	203	342	234	155 k*
Gesamtmittel		179	164 O**	240 K*M**	176	166	169
NEMATODA							
Ind. g ⁻¹ TM (0-3 cm)	6/87	579	390	468	307	413	366
	7/87	241	253 O**	711 K**M**	290	355 o**	653 k**m**
	10/87	446	572	725 K*	489	579	542
	5/88	298	344 O	468 K*M	401	497	550 k*
	10/88	856	685	737	483	434	423
	10/89	1142	835	876	469	477	487
	10/90	356	316	254	591	518	432
	5/91	1021	502 K*	686 K*	684	527	473
Gesamtmittel		617	487	616	464	475	491
ACARINA							
Ind. m ⁻² (0-5 cm)	8/89	17231	11205	7894	20202	24362	13836
	7/92	8319	9507	11884	-	-	-
Ind. m ⁻² (5-10 cm)	8/89	2037	2037	2801	679	1188	5772
	7/92	1783	85	340	-	-	-

Tabelle 6 Fortsetzung
Table 6 continued

Parameter	Serie	K	M	O	k	m	o
COLLEMBOLA							
Ind. m ⁻²	8/89	8743	4584	5517	16298	14515	18420
(0-5 cm)	7/92	5942	4669	11459	-	-	-
Ind. m ⁻²	8/89	2716	1103	1698	1613	1613	4329
(5-10 cm)	7/92	1443	1273	170	-	-	-
PROTURA							
Ind. m ⁻²	8/89	170	0	85	1528	255	1698
(0-5 cm)	7/92	509	340 O*	1867 KM*	-	-	-
Ind. m ⁻²	8/89	0	85	255	0	85	170
(5-10 cm)	7/92	0	85	170	-	-	-
ENCHYTRAEIDAE							
Ind. m ⁻²	7/89	73855	51365	66181	18526	5037 k*	10558
(0-9 cm)	7/92	29848	73931	93785	51737	46258	62145
LUMBRICIDAE							
Ind. m ⁻²	7/92	2.7	35.3 K*	24.7 K	0.0	6.0	6.7
(O-Horizont)	9/92	3.3	36.0 K**	42.0 K**	4.7	20.0	17.3
Biomasse	7/92	0.7	8.6 K*	2.5	0.0	1.4	1.3
g m ⁻²	9/92	0.7	6.6 K**	6.9 K**	0.9	4.5	3.1
Frequenz	7/92	33	83	83	0	50	50
(%)	9/92	50	100	100	17	33	83

3.3.6 Milben (0-5 cm, 5-10 cm)

Die Anzahl der Milben unterschied sich in keiner der Varianten signifikant (Tab. 6). In 0-5 cm Bodentiefe war die Abundanz im Jahr 1992 in den behandelten Flächen jedoch um 14-43% höher als in der Kontrolle, während sich 1989 ein Rückgang der Individuenzahlen abzeichnete (Tab. 6). In 5-10 cm Bodentiefe reichten sich die Varianten [K] > [O] > [M].

3.3.7 Springschwänze (0-5 cm, 5-10 cm)

Auch bei den Collembolen ließen sich keine ausgeprägten (= statistisch absicherbaren) Düngerwirkungen feststellen (Tab. 6). Deutlicher, aber ebenfalls nicht signifikant, waren Verschiebungen im Dominanzgefüge, wobei die Bactosol-Biomag-Kombination auf die Entomobryidae (Abnahme) und Isotomidae (Zunahme) stärkere Auswirkungen zeigte als Biomag (Kopeszki, 1993). Beide Düngungsvarianten führten zu einem Rückgang der Onychiurinae in 0-5 cm Bodentiefe, aber zu einem Anstieg in 5-10 cm. Wegen der geringen Individuenzahl kann man jedoch kaum auf eine Vertikalwanderung infolge der Behandlung schließen, wie sie von Hagvar (1984) beobachtet wurde. Bei den Entomobryidae, Hypogastruridae und Isotomidae hatten sich die Dominanzverhältnisse

1992 gegenüber 1989 umgekehrt, d. h. die Entomobryidae nahmen zu und die Isotomidae ab.

3.3.8 Beintastler (0-5 cm, 5-10 cm)

Während Biomag die Abundanz der Proturen kaum beeinflusste, bewirkte Bactosol-Biomag fünf Jahre nach der Düngung eine signifikante Zunahme um 267% im Altbestand (Tab. 6).

3.3.9 Kleine Borstenwürmer (0-9 cm)

Bei den Enchyträen war 1989 in den gedüngten Blöcken, in [m] auch statistisch signifikant, ein Abundanzrückgang zu beobachten (Tab. 6). Bis 1992 erfolgte eine teilweise Trendumkehr, d.h. in den gedüngten Blöcken des alten Bestandes wurden 2-3mal mehr Enchyträen gefunden als in der Kontrolle; die Unterschiede waren jedoch wegen der großen Schwankungen nicht signifikant (Tab. 6). Im jungen Bestand traten in allen Varianten sehr ähnliche Individuenzahlen auf, das Maximum war ebenfalls in der Bactosol-Biomag-Variante zu verzeichnen.

Für die Probenserie 1989 hat freundlicherweise Herr Dipl.-Biol. Graefe (Hamburg) eine Artbestimmung und ökologische Charakterisierung durchgeführt, wobei zwei neue Arten entdeckt wurden (Tab. 7 und Bauer, 1993). Seinen Angaben zufolge waren die Versuchsflächen im Mühlviertel durch Stark- und Mäßigsäurezeiger gekennzeichnet, die zur Zersetzergemeinschaft Achaeto-Cognettietum gehören (Graefe, 1993). Wie nicht anders zu erwarten (pH-Werte!), fehlten Schwachsäure- und Basenzeiger ganz (Tab. 7). Die Dominanzstruktur hatte sich gegenüber der Kontrolle kaum geändert, sehr wahrscheinlich deshalb, weil das Milieu, trotz der pH-Erhöhung um eine Einheit, nach wie vor sehr stark sauer war.

3.3.10 Regenwürmer (O-Horizont)

Die Regenwurmfauna bestand nur aus *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus*; letzterer fehlte überdies im alten Bestand (Tab. 8). Im ungedüngten Boden (Kontrolle) fanden wir im Schnitt 0-4 Individuen (Maximum 28) mit weniger als 1 g Feuchtmasse pro Quadratmeter. Trotz der nur einmal durchgeführten Düngung mit relativ geringfügiger pH-Anhebung war in allen behandelten Flächen ein signifikanter, 5-12facher Anstieg der Regenwurmabundanz (Maximalwert 88 m⁻²) zu verzeichnen; die Biomassen waren um das 2-9fache höher (Tab. 6).

Tabelle 7: Artenbestand, soziologisches Verhalten (Sz), Reaktionszahl (R) und Dominanzklassen (D) der Enchytraeiden (0-9 cm Bodentiefe). Probenahme vom 24.10.1989, zwei Jahre nach der Düngung. AC = Assoziationscharakterart; B = Begleiter; OC = Ordnungscharakterart; VC = Verbandscharakterart; 1 (D) = < 1%; 2 (D) = 1-5%; 3 (D) = 5-15%; 4 (D) = 15-35%; 5 (D) = 34-100%; 1 (R) = Starksäurezeiger; 2 (R) = Säurezeiger; 3 (R) = Mäßigsäurezeiger. K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen.

Table 7: Species inventory, sociological characterization (Sz), response factor (R), and dominance classes (D) of enchytraeids (0-9 cm soil depth). Samples from 24.10.1989, i.e. two years after fertilization. AC = characteristic species of an association; B = companion; OC = characteristic species of an order; VC = characteristic species of an alliance; 1 (D) = <1%; 2 (D) = 1-5%; 3 (D) = 5-15%; 4 (D) = 15-35%; 5 (D) = 34-100%; 1 (R) = indicator of very acidic soils; 2 (R) = indicator of acidic soils; 3 (R) = low acidity indicator. K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand.

Sz	R	Arten	Dominanzklasse					
			K	M	O	k	m	o
AC	1	<i>Achaeta brevivasa</i> Graefe	–	3	–	–	–	–
AC	2	<i>Achaeta danica</i> Nielsen und Christensen	4	5	5	5	5	4
?	?	<i>Achaeta</i> (lt. Graefe eine neue Art)	2	2	2	4	4	5
?	?	<i>Cognettia clarae</i> Bauer	2	2	2	2	1	–
OC	1	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (Vejdovsky)	5	4	5	3	3	4
B	3	<i>Enchytraeus norvegicus</i> Abrahamsen	–	–	–	1	2	2
VC	2	<i>Marionina cambrensis</i> O'Connor	–	–	2	1	1	1
B	3	<i>Mesenchytraeus glandulosus</i> (Levinsen)	3	3	3	2	2	2
VC	2	<i>Mesenchytraeus pelicensis</i> Nielsen und Christensen	3	2	–	2	1	2
		Artenzahl	6	7	6	8	8	7

Parallel zu den Siedlungsdichten stiegen auch die Frequenzwerte (Tab. 6); das bedeutet, daß die horizontale Verteilung der Populationen auf den behandelten Flächen gegenüber den Kontrollen gleichförmiger war (vgl. Makeschin, 1991). Wahrscheinlich entwickelten sich die Populationen im alten Bestand aus Siedlungszentren in zersetztem Holz. *Lumbricus rubellus*, der im Jungbestand stark gefördert wurde (Dominanz und Frequenz in Tab. 8), dürfte von der nahen Wiese eingewandert sein. Die nicht signifikanten Unterschiede im jungen Bestand waren auf die stark geklumpfte Verteilung zurückzuführen (Frequenz in Tab. 6). Die Untersuchung von je vier Blöcken 1994, also sieben Jahre nach der Düngung, zeigte, daß der zuvor erkennbare Trend nicht nachhaltig gewesen war: im jungen Bestand wurde kein Regenwurm, im alten wurden einmal drei Exemplare in [O] und einmal ein Individuum in [M] – auf insgesamt 3 m² – gefunden.

Tabelle 8: Abundanz, Individuendominanz und Frequenz der Regenwürmer im September 1992, fünf Jahre nach der Düngung. K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen.

Table 8: Abundance, individual dominance, and frequency of earthworm taxa in September 1992, i.e. five years after fertilization. K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand.

	K	M	O	k	m	o
Individuen m⁻²						
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0.5	4.5	4.3	0.8	1.7	1.0
<i>D. octaedra</i> juvenil	0.3	4.5	6.2	0.2	0.7	1.3
<i>Lumbricus rubellus</i>	0	0	0	0	1.3	0.5
<i>L. rubellus</i> juvenil	0	0	0	0.2	1.3	1.5
Individuendominanz (%)						
<i>D. octaedra</i>	60	50	41.3	71.4	33.3	23.1
<i>D. octaedra</i> juvenil	40	50	58.7	14.3	13.3	30.8
<i>L. rubellus</i>	0	0	0	0	26.7	11.5
<i>L. rubellus</i> juvenil	0	0	0	14.3	26.7	34.6
Frequenz (%)						
<i>D. octaedra</i>	50	83	83	17	33	67
<i>D. octaedra</i> juvenil	33	100	100	17	17	67
<i>L. rubellus</i>	0	0	0	0	33	50
<i>L. rubellus</i> juvenil	0	0	0	17	50	83

Tabelle 9: Mittlere Individuenzahlen und Biomassen der Bodentiere in den Untersuchungsflächen. K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante; O, o = Bactosol-Biomag-Variante; Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand, Kleinbuchstaben jene im jungen.

Table 9: Mean individual numbers and biomasses of soil animal in the sites investigated. K, k = control; M, m = biomag treatment; O, o = bactosol-biomag treatment; capital letters designate the old stand, low letters the young stand.

Bodentiergruppe	K	M	O	k	m	o
Individuen m⁻²						
Mikrofauna	527500000	508100000	639900000	473700000	350400000	429000000
Mesofauna	24100	17200	20900	38800	41700	42300
Makrofauna	51900	62700	80000	35100	25700	36400
Bodentiere gesamt	527576000	508179900	640000900	473773900	350467400	429078700
Feuchtmasse (kg ha⁻¹)						
Mikrofauna	122.4	86.0	105.4	66.1	63.9	57.6
Mesofauna	4.2	3.1	3.5	6.5	7.3	6.8
Makrofauna	90.0	176.2	175.0	60.7	70.5	80.2
Bodentiere gesamt	216.6	265.3	283.9	133.3	141.7	144.6

3.3.11 Anzahl und Biomasse aller Bodentiere

In der sauren Fichtennadelstreu des Böhmerwaldes leben etwa 500 Millionen Bodentiere mit einem Gewicht von 3-4 g Trockenmasse pro Quadratmeter, entsprechend 133-216 kg Feuchtmasse pro Hektar (Tab. 9, 10). 99.9% der Individuen entfallen auf die Mikrofauna, den Rest bestreiten zu ungefähr gleichen Teilen die Meso- und Makrofauna (fast ausschließlich Enchyträen). Im Jungbestand verteilt sich die Biomasse je zur Hälfte auf die Mikro- und Makrofauna, im wesentlichen auf Schalenamöben und Enchyträen, während im Altbestand die Biomasse der Mikrofauna die der Makrofauna um 26% übertrifft (Tab. 9).

Bactosol-Biomag bewirkte im Altbestand einen 20%igen Anstieg der Individuendichte, in allen anderen Behandlungsvarianten waren niedrigere Abundanzen als in den Kontrollen festzustellen. Die Biomassen hingegen waren in allen behandelten Varianten erhöht, und zwar um 22-31% im alten Bestand und um 8% im jungen (Tab. 9), was fast ausschließlich auf die Makrofauna, besonders die Regenwürmer zurückzuführen war.

3.4 Streuabbau

Während der fünfjährigen Untersuchungsperiode war bei allen Varianten, auch in den Kontrollen, ein deutlicher Anstieg der Abbaurate zu verzeichnen (Abb. 4), vermutlich infolge günstiger großklimatischer Einflüsse (Abb. 1); 1992 mag auch der Methodenwechsel daran beteiligt gewesen sein. Statistisch absicherbare Unterschiede zwischen den Behandlungen zeigten sich jedoch bei keiner der verwendeten Methoden. Vielleicht wurden Unterschiede durch die starke Verpilzung der Haselblätter in den gedüngten Varianten verdeckt.

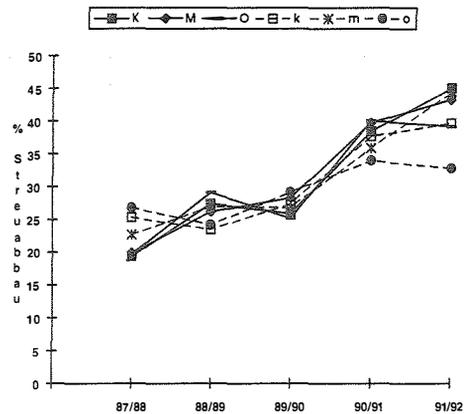


Abbildung 4: Jährlicher Streuabbau (Haselnußlaub) unter dem Einfluß abiotischer Faktoren und der Mikro- und Mesofauna.

Figure 4: Annual decomposition of hazelnut litter under the influence of abiotic factors and the micro-

4 DISKUSSION

4.1 Abundanzen und Biomassen wichtiger Bodentiere in Nadelwäldern

4.1.1 Protozoen

Nacktamöben, Flagellaten und Ciliaten werden in der Regel mit Kulturmethoden erfaßt, die zu einer Überschätzung der Abundanz der aktiven Individuen führen, weil sie oft nicht von den encystierten getrennt werden und die Trennung überhaupt grundsätzlich Schwierigkeiten bereitet (Foissner, 1987; Lüftenegger et al., 1987). Wir sind deshalb zu Direktzählungen übergegangen, deren Effizienz für Testaceen, Ciliaten, Nematoden und Rotatorien schon erwiesen ist (Kapitel 2.3.3). Für die Amöben und Flagellaten sind entsprechende Versuche noch ausständig; man kann aber davon ausgehen, daß besonders kleine Amöben und amöboide Flagellaten bei der Direktzählung leicht übersehen werden. Berücksichtigt man diese Unzulänglichkeiten, besonders aber, daß die meisten Autoren aktive und inaktive (Cysten) Zellen nicht getrennt haben, dann verwundert es nicht sehr, daß die direkt gezählten Individuendichten im Böhmerwald im unteren Bereich der Vergleichsdaten angesiedelt sind (Tab. 9). Starke Abundanzunterschiede kennzeichnen außerdem die beiden Bestände: die Anzahl der Amöben ist im Jungforst um etwa zwei Drittel, die der Flagellaten um vier Fünftel niedriger ist als im Altbestand. Die Ursache dafür könnte ein unterschiedliches Nahrungsangebot (Bakterien) sein. Die Amöben und Flagellatenabundanzen aus Schweden sind von Persson et al. (1980, sh. Tab. 10) auf alle Fälle überschätzt worden, weil aktive und cystierte Individuen nicht getrennt wurden (Foissner, 1987). Schönborn (1986b) zählte in frischen Rohhumussuspensionen 0.8 Nacktamöben pro 0.01 ml Boden; verwendet man für die Umrechnung unser Raumgewicht, so ergibt dies 248000 Individuen m⁻². Dieser Wert liegt noch beträchtlich niedriger als der vom Böhmerwald (Tab. 10). Vergleiche scheinen jedoch überhaupt schwierig zu sein, da die Dichte der Amöben innerhalb einer Woche auf das 5-10fache ansteigen kann (Meisterfeld, 1989). Die Abundanzen der Ciliaten sind mit jenen vergleichbar, die Petz und Foissner (1988) angeben. Im jungen Bestand beträgt die Populationsdichte nur etwa ein Drittel der des Altbestandes (Tab. 10), was auf das geringere Nährstoffangebot paßt (Kapitel 2.1). Die individuen- und biomassedominante Gruppe sind die Schalenamöben, deren Biomasse im alten Bestand höher ist als die aller vielzelligen Bodentiere zusammen (Tab. 10). Bei dieser Tiergruppe bestehen nur geringe Abundanzunterschiede zwischen altem und jungen

Forst; die um etwa 50% niedrigere Biomasse im jungen Bestand wird durch das Vordominieren kleiner Arten verursacht.

Tabelle 10: Abundanzen und Biomassen wichtiger Bodentiere in Nadelwäldern. Die Daten für Schweden sind Persson et al. (1980), jene für den Solling Ellenberg et al. (1986) entnommen. Die übrigen Angaben stammen aus verschiedenen Quellen (z. B. Volz, 1967; Abrahamsen, 1972; Bååth et al., 1980; Meisterfeld, 1980; Hagvar, 1982; Funke, 1986; Huhta et al., 1986a, b; Schönborn, 1986a, b; Persson 1988; Petz & Foissner, 1988; Meyer et al., 1989). Obere Zeile: Individuen (Ind.) x 1000 m⁻²; untere Zeile: mg Trockenmasse m⁻². Psdv. = pseudovergleyte.

Table 10: Individual numbers and biomasses of relevant soil animals in coniferous forests. Data from Sweden are from Persson et al. (1980), those from the Solling from Ellenberg et al. (1986). The other data are from different sources (z. B. Volz, 1967; Abrahamsen, 1972; Bååth et al., 1980; Meisterfeld, 1980; Hagvar, 1982; Funke, 1986; Huhta et al., 1986a, b; Schönborn, 1986a, b; Persson 1988; Petz & Foissner, 1988; Meyer et al., 1989). Upper line: individuals (Ind.) x 1000 m⁻²; lower line: mg dry mass m⁻². Psdv. = gleyic.

	Böhmerwald Altbestand	Böhmerwald Jungbestand	Schweden Kiefernwald	Solling Fichtenforst	Diverse Nadelwälder	
mittl. Jahrestemperatur (°C)	4,5	4,5	3,8	6,8		
Jahresniederschlag (mm)	1000	1000	600	1000		
Seehöhe (m NN)	1000	950	185	450		
pH-Wert (CaCl ₂)	2,7	3,0	4,4 (H ₂ O)	2,5		
Bodentyp	psdv. Semipodsol	psdv. Braunerde	Eisenpodsol	psdv. Braunerde		
Raumgewicht (g cm ⁻³)						
0-3 cm	0.14	0.15				
3-9 cm	0.53	0.88				
C/N	25	20	49	50		
Bestandesalter	40	80	120	84, 40	Minimum	Maximum
Gymnamoebia	10300	3400	86000		31000	310000
	3	1	69			
Testacea	471600	458800		94950	8300	770000
	2291	1194		647		
Flagellata	39700	7600	40000		16000	6300000
	0,8	0,1	16			
Ciliophora	2700	1100	3000		240	6500
	3,0	1,2	5			
Rotatoria	740	780	510		200	900
	22	24	33			
Nematoda	2600	2100	4390		1200	55000
	128	103	122			
Acarina	15	21	680	221	40	1000
	63	90	515	952		
Collembola	9	18	60	68	10	200
	27	41	94	263		
Enchytraeidae	52	35	20	134	0,8	250
	1660	1120	405	2688		

Tabelle 10 Fortsetzung
 Table 10 continued

	Böhmerwald Altbestand	Böhmerwald Jungbestand	Schweden Kiefernwald	Solling Fichtenforst	Diverse Nadelwälder	
Lumbricidae (Ind. m ⁻²)	3	2	?	<1	0	150
	140	90		10		
Mikrofauna	527500	473700	133900	94950		
Mesofauna	24	39	740	289		
Makrofauna	52	35	20	134		
Ind. x 1000 m ⁻²	527676	473774	134660	95373		
Mikrofauna	2449	1323	245	647		
Mesofauna	84	131	609	1215		
Makrofauna	1799	1214	405	2689		
mg Trockenmasse m ⁻²	4432	2668	1659	4551		

Unsere Werte liegen im oberen Bereich der aus der Literatur bekannten. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Petz und Foissner (1988) an benachbarten Standorten im Mühlviertel und Volz (1967) in einem Kiefernwald in Deutschland. Die von Meisterfeld (1980), Schönborn (1986b), Rauenbusch (1987) und Wanner (1991) angegebenen Individuenzahlen sind um 50-70% niedriger, möglicherweise aufgrund von Unterschieden in den untersuchten Bodentiefen und Humustypen. Die Werte von Meisterfeld für den Solling beruhen überdies auf einer einmaligen Stichprobe. Zieht man die beträchtlichen zeitlichen Schwankungen in Betracht (Foissner, 1985), kann es leicht zu Unter- oder Überschätzungen kommen.

4.1.2 Metazoen

Die Abundanzen der Rotatorien liegen im oberen Bereich der Vergleichsdaten, die der Nematoden im mittleren (Tab. 10), da häufig Werte um 2 Mill. Individuen m⁻² gefunden werden (Huhta und Koskeniemi, 1975; Huhta et al., 1986a; Ratajczak et al., 1989). Beide Gruppen haben im alten und jungen Bestand sehr ähnliche Dichten. Die Abundanzen der Collembolen und Milben sind in unseren Versuchsflächen vergleichsweise niedrig (Tab. 10); die Gründe dafür sind nicht bekannt (Kopeszki, 1993). Im jungen Bestand sind die Populationsdichten fast doppelt so hoch wie im alten. Bei den Enchyträen bewegen sich die Literaturangaben zwischen 4000 und 250000 Individuen m⁻² (Abrahamsen, 1972), häufig sind Werte zwischen 20000 und 50000 (Huhta et al., 1986b); das paßt auf unsere Versuchsflächen (Tab. 10). Die Anzahl der Enchyträen ist im jungen Bestand um etwa ein Drittel niedriger als im alten. Dafür könnten der im jungen Bestand dichtere Boden (Dozsa-Farkas, 1987), aber auch der um etwa 15% niedrigere Wassergehalt in 3-9 cm Bodentiefe (43% gegenüber 58%) und die weitgehend fehlende Krautschicht verantwortlich sein (Abrahamsen, 1972; Graefe, 1989). Wie in

allen sauren Böden Mitteleuropas fehlen Regenwürmer weitgehend auch in unseren Kontrollflächen (Tab. 8, 10; Abrahamsen, 1972; Schauer mann, 1985; Huhta, 1979; Huhta et al., 1986b; Meyer et al., 1989).

4.2 Auswirkungen der Sanierungsmaßnahmen

4.2.1 pH-Werte, Bodenenzyme und Streuabbau

Die Düngung steigerte die pH-Werte von 3 auf 4 (Tab. 1). Trotz der nach wie vor sehr sauren Bodenreaktion war der pH-Anstieg ausreichend, um die Anzahl der Regenwürmer (Tab. 6), die N-Mineralisation und die Nährstoffverfügbarkeit zu erhöhen (Katzensteiner et al., 1992).

Beide Behandlungen veränderten die Aktivität der vier untersuchten Bodenenzyme (Tab. 2). Die Unterschiede von etwa 20% zu den Kontrollen sind relativ gering, aber teilweise noch nach fünf Jahren nachweisbar. Die Katalase war infolge der Düngung erhöht (Tab. 2). Dieses Enzym wird von vielen Bakterien und Pilzen produziert und bewirkt die Entgiftung des beim Atmungsprozeß anfallenden Wasserstoffsuperoxids (Frankenberger und Dick, 1983; Schlegel, 1985). Die Hydrolyse von Proteinen zu Aminosäuren ist ein wichtiger Prozeß im Stickstoffkreislauf; sie erfolgt durch Proteasen, deren Aktivität besonders in den ersten vier Jahren nach der Düngung erhöht war (Tab. 2). In sauren Böden werden Proteasen hauptsächlich von Pilzen produziert (Frankenberger und Dick, 1983; Schinner, 1989). Eine Änderung im Artenspektrum und/oder der Aktivität der Pilze wird auch durch Verschiebungen bei den Ernährungstypen der Wimpertiere und Schalenamöben und durch die gestiegene Anzahl von Beintastlern indiziert (Kapitel 4.2.2; Aescht und Foissner, 1993, 1994).

Die Düngung führte zu einem leichten Rückgang der Phosphatase- und Zellulaseaktivitäten (Tab. 2). Von den diese Enzyme produzierenden Organismen ist jedoch bekannt, daß sie primär leicht verfügbare Nährstoffe (wie sie in den Düngern enthalten sind) nutzen und erst nach deren Erschöpfung die schwerer abbaubare Nadelstreu angreifen. Überdies werden Zellulasekomponenten leicht durch Adsorption an Lignin- und Humusbestandteile oder durch eine erhöhte Proteaseaktivität (siehe oben) immobilisiert (Schinner et al., 1980; Schlegel, 1985; Hoffmann, 1986; Häussling und Marschner, 1989). In den ersten zwei Monaten nach der Düngung war jedoch ein signifikanter Anstieg der alkalischen Phosphatase, die ausschließlich von Bakterien produziert wird (Frankenberger und Dick, 1983; Häussling und Marschner, 1989), zu verzeichnen (Tab. 2), was zumindest auf eine kurzfristige Erhöhung der Bakterienzahl und/oder -

aktivität deutet. Diese Interpretation wird durch die zunehmenden Individuenzahlen bestimmter bakterienfressender Wimpertiere und Schalenamöben gestützt. Girschik et al. (1993) beobachteten bei einem zweijährigen Düngungsversuch im Böhmerwald (mit ähnlichen Varianten wie bei unserem) ebenfalls eine Aktivitätssteigerung der Phosphatase durch Bactosol und führten sie auf zwei mögliche Ursachen zurück: Das mit Bactosol in den Boden gebrachte organische Material könnte direkt als Substrat für die Phosphatase gewirkt haben oder ein gesteigerter Abbau der in den Boden gebrachten organischen Bestandteile könnte zu einem Mitverwerten von bodeneigenen phosphathaltigen Substanzen geführt haben.

Kalkung wirkt sich auf den Streuabbau sehr unterschiedlich aus: Es wurde sowohl Hemmung, Steigerung als auch keine Veränderung beobachtet (z. B. Funke, 1986; Herlitzius, 1983a; Beck, 1989; Kratz et al., 1991; Hartmann et al., 1989). Bei einem anderen Düngungsversuch im Böhmerwald (mit ähnlichen Varianten wie bei unserem) stellten Insam und Haselwandter (1993) nach einmaliger Exposition von je 1 g Buchenstreu ebenfalls keine behandlungsbedingten Unterschiede fest.

4.2.2 Bodentiere

Für Nacktamöben und Flagellaten liegen keine Untersuchungen über Düngereffekte in Waldökosystemen vor. Auch unsere Daten sind zu fragmentarisch, um daraus wesentliche Schlüsse zu ziehen.

Die signifikant verminderte Testaceen-Biomasse in der Bactosol-Biomag-Variante beider Bestände (Tab. 3) beruht auf einem relativen Anstieg kleiner, sehr produktiver Arten, was positiv zu bewerten ist. In süddeutschen Fichtenwäldern bewirkte Kalk ($20 \text{ kg } 95\% \text{ CaCO}_3 \text{ } 100 \text{ m}^{-2}$) im ersten Jahr nach der Applikation eine signifikante Erhöhung der Individuenzahl, während eine Kombination von Kalk und Mineraldünger ($5 \text{ kg Kalkammonsalpeter } 100 \text{ m}^{-2}$) zu einem (nicht signifikanten) Rückgang der Abundanz führte (Wanner, 1991). Rosa (1974) stellte, vermutlich mit unzureichender Methodik (Aescht und Foissner, 1994), nur geringfügige Auswirkungen von NPK-Düngern auf die Testaceen tschechoslowakischer Fichtenwälder fest.

Die Abundanz der Ciliaten verringerte sich nach der Düngung im alten Bestand um etwa 30% (Tab. 3); diese „signifikante“ Verminderung ist jedoch nicht negativ zu bewerten, da sie auf eine gesteigerte mikrobielle Aktivität weist, die zu einer verstärkten Produktion von Ciliaten-Hemmstoffen führt (Aescht und Foissner, 1993). In einem Fichtenwald bei Ulm (BRD) bewirkten Kalk und Kalkammonsalpeter innerhalb von sechs Monaten einen 50%igen Anstieg der nachweisbaren Ciliatenarten (Lehle und

Funke, 1989). Nach alleiniger Kalkammonsalpeterdüngung ging die Artenzahl zu Beginn deutlich zurück, bis sie nach drei Monaten wieder Normalwerte erreichte. Diese Ergebnisse basieren allerdings auf einem sehr einfachen Versuchsplan und auf einer Kulturmethode, bei der vor allem Bakterienfresser gefördert werden. Stachurska-Hagen (1980) beobachtete nach Kalkung skandinavischer Kiefernwälder keine behandlungsbedingten Unterschiede bei den aktiven Ciliaten. Auch hier wurde kein randomisiertes Design verwendet. Bei den Rotatorien kamen diese Arbeitsgruppen ebenfalls zu widersprechenden Ergebnissen: gleichbleibende (Lehle und Funke, 1989) bzw. stark verringerte Abundanzen (Stachurska-Hagen, 1980).

Bei den Nematoden wurden temporäre Effekte in der ersten oder zweiten Vegetationsperiode nach Düngung mit Harnstoff, Asche und Superphosphat bzw. mit Kalk und Kalkammonsalpeter in skandinavischen und süddeutschen Nadelwäldern beobachtet: Huhta et al. (1986a) fanden einen 100-200%igen Anstieg, Stachurska-Hagen (1980) und Ratajczak et al. (1989) hingegen eine Verminderung um bis zu zwei Drittel. Unsere Versuchsanlage ergab dagegen keine statistisch absicherbaren Abundanzunterschiede (Tab. 6); ob sich die Gemeinschaftsstruktur änderte, wurde nicht untersucht. Hyvönen und Huhta (1989) stellten nach Düngung mit Asche und Superphosphat einen signifikanten Anstieg der Bakterienfresser fest, obwohl die Gesamtindividuenzahl unverändert geblieben war. Auch Ratajczak et al. (1989) fanden zweieinhalb Jahre nach Kalk- und Kalkammonsalpeteraufbringung – bei gleicher Arten- und Individuenzahl – eine Zunahme der Abundanz der bakteriovoren und eine Abnahme der mycophagen Nematoden. Weder Unterschiede in der Individuenzahl noch in der Artenzusammensetzung zeigten sich zwei Jahre nach der Kalkung eines Fichtenwaldes mit $1600 \text{ kg CaMg}(\text{CO}_3)_2 \text{ ha}^{-1}$ und 12 Jahre nach der Behandlung eines Tannenwaldes mit $5000 \text{ kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$ (Hyvönen und Persson, 1990). Parallel mitgeführte Untersuchungen der Mikroflora ergaben jedoch eine signifikant verminderte Pilzaktivität im Tannenwald, während die Bakterienbiomasse in beiden Waldtypen keine signifikanten Differenzen aufwies. Einen geringen Abundanzrückgang bei allen Ernährungstypen verbinden diese Autoren daher mit der erhöhten Regenwurmdichte in den gekalkten Flächen. Franz und Loub (1959) folgern aus Langzeitversuchen, daß die Nematodenzahl durch mineralische Düngung in den meisten Fällen nur vorübergehend ansteigt, am stärksten bei reiner Stickstoffdüngung, am geringsten bei reiner Kalkung. Im Artenbestand traten nur geringe Verschiebungen auf.

Über die Auswirkungen von Kalk und Düngern auf die säuretoleranten Mikroarthropoden, deren individuenreichste Vertreter die Milben und Springschwänze sind, gibt es zahlreiche Untersuchungen, die im wesentlichen sinkende Individuenzahlen der dominanten Arten ergaben, und zwar infolge des pH-Anstiegs und der geänderten Zusammensetzung der Pilzflora, ihrer hauptsächlichen Nahrung (Dindal et al., 1975; Bååth et al., 1980; Hagvar und Amundsen, 1981; Huhta et al., 1983; Hagvar, 1984; Funke, 1986, 1991; Huhta et al., 1986a, b; Koskenniemi und Huhta, 1986; Hartmann et al., 1989). Im Vergleich zu diesen Untersuchungen waren die Düngereffekte in unserem Versuch gering.

Proturen korrelieren zu einem gewissen Grad mit dem Gesundheitszustand der Bäume bzw. ihrer Mykorrhiza (Funke, 1991). In süddeutschen Fichtenwäldern stieg ihre Abundanz ein halbes Jahr nach Kalkung deutlich an, später fiel sie aber hinter der der Kontrollflächen zurück (Funke, 1986, 1991). Schauer mann (1987) stellte nach Kalkung des Solling-Fichtenforstes Massenvermehrungen (59 gegenüber 5505 Individuen m^{-2}) fest und diskutiert als Ursache eine regenerierte Mykorrhiza. Hagvar (1984) fand in schwedischen Nadelwäldern ebenfalls einen signifikanten Anstieg nach Kalkung und Beregnung. Bei den meisten dieser Untersuchungen fehlt allerdings die Statistik.

Der anfängliche Rückgang und spätere Anstieg der Enchyträenabundanz, nach etwa 3-4 Jahren (Tab. 6), passen auf Ergebnisse von Kalkungs- und Mineraldüngungsversuchen (Bååth et al., 1980; Abrahmsen und Thompson, 1979; Abrahmsen, 1983; Funke, 1986; Huhta et al., 1986a; Jans und Funke, 1989; Graefe, 1989; Hartmann et al., 1989).

Über die günstige Wirkung von Sanierungsmaßnahmen auf die Regenwürmer von versauerten Waldböden wurde vielfach berichtet (Huhta, 1979; Schauer mann, 1985; Persson, 1988; Makeschin, 1987, 1990, 1991). Erstaunlich groß waren die Behandlungseffekte vier Jahre nach der Kalkung des bayerischen Högwaldes: sie führte zu einem 18fachen Abundanzanstieg auf 534 Individuen m^{-2} (bei pH 6-7!) und einer weitgehenden Umgestaltung des Auflagehorizonts (Makeschin, 1991). Ausgangsdichte, Düngerart und Düngermenge scheinen ausschlaggebend für die Geschwindigkeit und das Ausmaß der Veränderungen zu sein. Organische Dünger wirken in dieser Hinsicht generell behutsamer: so führte biologisch-dynamisch präparierter Pferdemist ($20 t ha^{-1}$) zu einer nur 5fachen und Algenkalk zu einer 5- bzw. 7fachen Steigerung der Regenwurmdichte in einem 80jährigen Fichtenforst in der Schwäbischen Alb (Grossmann et al., 1990). Im Böhmerwald waren die Düngereffekte auf die Regenwürmer im Vergleich

zu den Kalkungs„erfolgen“ ebenfalls gering (Tab. 6), dokumentiert auch durch die organische Auflage, die am Ende des fünften Versuchsjahres keine sichtbaren morphologischen Veränderungen zeigte; überdies waren sieben Jahre nach der Düngung keine behandlungsbedingten Unterschiede mehr zu verzeichnen.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In der sauren Streuaufgabe des Böhmerwaldes leben etwa 500 Millionen Bodentiere pro Quadratmeter mit einer Feuchtmasse von 130-216 kg pro Hektar. Vergleiche mit Literaturdaten zeigen, daß die Bodenfauna bei weitem unterschätzt wird, wenn man die Schalenamöben nicht berücksichtigt, da sie einen Anteil von 50% und mehr an der tierischen Biomasse haben (Tab. 10). Bedenkt man, daß Einzeller viel stoffwechselaktiver und produktiver als größere Tiere sind und daher auch mehr umsetzen, so kann die Bedeutung der Testaceen kaum überschätzt werden, besonders in sauren und nährstoffarmen Lebensräumen.

Bei den auf Artniveau untersuchten Protozoengruppen zeigt sich, daß die Gemeinschaftsstruktur Behandlungseffekte am besten dokumentiert (Tab. 3, 5; Abb. 2, 3), weil die Parameter Gesamtabundanz und Gesamtartenzahl die Zu- oder Abnahme einzelner Arten oft verschleiern (Tab. 3). Da dies auch für andere Tiergruppen zutrifft (vgl. Hyvönen und Huhta, 1989; Ratajczak et al., 1989), ist eine detaillierte Untersuchung ausgewählter Taxa einer lediglich summarischen Erfassung vieler Taxa vorzuziehen (Aeschl und Foissner, 1993, 1994; Foissner, 1994).

Im gegenständlichen Waldsanierungsversuch waren Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur der Ciliaten und in der Abundanz der Testaceen bereits im ersten Monat nach der Aufbringung der Dünger erkennbar, während bei der Meso- und Makrofauna auch nach zwei Jahren kaum Unterschiede auftraten (Tab. 3, 6; Aeschl und Foissner, 1993, 1994). Fünf Jahre nach der Düngung wiesen noch etwa 30% von 50 Vergleichspaaren signifikante Unterschiede auf. Gewisse nachhaltige Düngereffekte, besonders in der Bactosol-Biomag-Variante des alten Bestandes, zeichneten sich somit ab. Die nach sieben Jahren praktisch wieder auf die Ausgangswerte gesunkenen Regenwurmdichten und die sich weitgehend angeglichenen pH-Werte deuten jedoch darauf hin, daß sich die Lebensbedingungen, zumindest für die Regenwürmer, wieder verschlechtert haben. Das schließt jedoch nicht aus, daß bei den Einzellern die Düngewirkung nachhaltiger ist, denn die meisten Langzeitversuche zeigen, daß Düngung besonders mikrobiologisch noch nach 10-20 Jahren nachweisbar ist (Franz und Loub,

1959; Hyvönen und Persson, 1990; Zelles et al., 1990; Kattner, 1992). Aus wissenschaftlicher Sicht wäre es demnach wünschenswert, über mehrere Jahrzehnte in 3-5jährigen Abständen, ein bodenmikrobiologisches Monitoring zu betreiben (Insam und Haselwandter, 1993; Girschick et al., 1993).

Insgesamt sind die Wirkungen der untersuchten Dünger auf das Bodenleben als geringfügig einzustufen. Man kann keineswegs von „einschneidenden qualitativ-quantitativen Veränderungen der gesamten Lebensgemeinschaft“ sprechen, wie sie nach Kalkung und/oder rein mineralischer Düngung in Nadelwäldern beobachtet wurden (Schauermann, 1985; Funke, 1986; Hartmann et al., 1989; Kratz et al., 1991). Aus bodenzoologischer Sicht haben wir deshalb keine Bedenken gegen die Applikation von Bactosol und Biomag, falls damit eine nachhaltige Revitalisierung des Baumbestandes erreicht werden kann und es zu keiner Gefährdung des Grundwassers etc. kommt.

Zwischen den beiden Düngungsvarianten bestehen keine ausgeprägten – im Sinne von statistisch absicherbaren – Unterschiede. Die meisten Bodentiere wurden jedoch, besonders im alten Bestand, durch Bactosol-Biomag stärker beeinflusst als durch Biomag. Dies gilt auch für die Bodenreaktion, die Bodenenzyme und die forstkundlichen Parameter (Katzensteiner et al., 1992). Einer der Gründe dafür dürfte der unterschiedliche Gehalt an organischem Material sein ($19.4 \text{ kg } 100 \text{ m}^{-2}$ in der Bactosol-Biomag-Variante gegenüber $1.4 \text{ kg } 100 \text{ m}^{-2}$ in der Biomag-Variante). Da in beiden Düngungsvarianten die gleiche Menge pilzlicher Biomasse und nur in der Bactosol-Biomag-Variante zusätzlich bakterielle Biomasse aufgebracht wurde, kann die Frage nach der besseren Düngerbasis nicht beantwortet werden. Hervorzuheben ist jedoch das beiden Spezialdüngern gemeinsame Konzept, nämlich alle Nebenprodukte eines industriellen Verfahrens, in diesem Fall der Penizillinherstellung, wiederzuverwerten. Vor dem Hintergrund eines wachsenden Umweltbewußtseins stellen somit diese organischen Spezialdünger eine sinnvolle Alternative zu konventionellen Handelsdüngern dar (Katzensteiner, 1991). Darüberhinaus wurden mindestens zwei wichtige Forderungen im Zusammenhang mit der Melioration degradierter Waldbestände erfüllt: keine schockartige Veränderung des Bodenlebens und eine Verbesserung des Baumzustandes.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ABRAHAMSEN G., 1972: Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forests. *Pedobiologia* 12: 26-82.
- ABRAHAMSEN G., 1983: Effects of lime and artificial rain on the enchytraeids (Oligochaeta) in a coniferous forest. *Holarct. Ecol.* 6: 247-254.
- ABRAHAMSEN G. UND THOMPSON W.N., 1979: A long term study of the enchytraeid (Oligochaeta) fauna of a mixed coniferous forest and the effects of urea fertilization. *Oikos* 32: 318-327.
- AESCHT E. und FOISSNER W., 1992A: Enumerating soil testate amoebae by direct counting. In: Lee J.J. und Soldo A.T. (Eds.) *Protocols in protozoology*. Allen Press, Lawrence: B-6.1-B-6.4.
- AESCHT E. und FOISSNER W., 1992B: Enumerating active soil ciliates by direct counting. In: Lee J.J. und Soldo A.T. (Eds.) *Protocols in Protozoology*. Allen Press, Lawrence: B27.1-7.4.
- AESCHT E. und FOISSNER W., 1993: Effects of organically enriched magnesite fertilizers on the soil ciliates of a spruce forest. *Pedobiologia* 37: 321-335.
- AESCHT E. und FOISSNER W., 1994: Effects of organically enriched magnesite fertilizers on the testate amoebae of a spruce forest. *Eur. J. Soil Biol.* 30: in press.
- BÄÄTH E., BERG B., LOHM U., LUNDGREN B. LUNDKVIST H., ROSSWALL T., SÖDERSTRÖM B. und WIRÉN A., 1980: Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 20: 85-100.
- BAUER R., 1993: *Cognettia clarae* n. sp. – eine neue Enchytraeiden-Art aus einem österreichischen Fichtenwald (Oligochaeta; Enchytraeidae). *Linzer biol. Beitr.* 25: 685-689.
- BECK L., 1989: Lebensraum Buchenwaldboden 1. Bodenfauna und Streuabbau eine Übersicht. *Verh. Ges. Ökol.* 17: 47-54.
- BECK T., 1971: Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* 130: 68-81.
- BERRECK M. und HASELWANDTER K., 1994: Die Auswirkungen von organischen Düngern in Kombination mit Magnesit auf bodenmikrobiologische Parameter in einem Fichtenbestand in Oberösterreich. *Mitt. öst. bodenk. Ges.* 48/49: 293-301.
- BIRD G. A. und CHATARPAUL L., 1986: Effect of whole-tree and conventional forest harvest on soil microarthropods. *Can. J. Zool.* 64: 1986-1993.
- BLUM W.E.H., DANNEBERG O.H., GLATZEL G., GRALL H., KILIAN W., MUTSCH F. und STÖHR D., 1986: Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme Probenahme Analyse. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise. *Österr. Bundesmin. Land- und Forstwirtschaft, Wien*: 1-59.
- DINDAL D.L., SCHWERT D. und NORTON R.A., 1975: Effects of sewage effluent disposal on community structure of soil invertebrates. *Progr. Soil Zool.* 1975: 419-427.
- DOSZA-FARKAS K., 1987: Effect of human treading on enchytraeid fauna of hornbeam-oak forests in Hungary. *Biol. Fertil. Soils* 3: 91-93.
- DUNGER W., 1983: *Tiere im Boden*. Ziemsen, Wittenberg, Lutherstadt: 280 S.
- ELLENBERG H., MAYER R. und SCHAUERMANN J., 1986: *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986*. Ulmer, Stuttgart: 507 S.
- FOISSNER W., 1985: Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich). III. Struktur und Dynamik der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. *Veröff. Österr. MaB-Programms* 9: 65-95.
- FOISSNER W., 1987: Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progr. Protistol.* 2: 69-212.
- FOISSNER W., 1994: Soil protozoa as bioindicators in ecosystems under human influence. In: Darbyshire J.F. (Ed.) *Soil Protozoa*. CAB Intern.: in press.

- FRANKENBERGER W.T. und DICK W.A., 1983: Relationships between enzyme activity and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 945-951.
- FRANZ H. und LOUB W., 1959: Bodenbiologische Untersuchungen an Walddüngungsversuchen. *Cbl. ges. Forstwesen* 76: 129-162.
- FUNKE W., 1986: Tiergesellschaften im Ökosystem „Fichtenforst“ (Protozoa, Metazoa – Invertebrata) – Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. *Forschungsber. Kernforschungszentrum Karlsruhe-PEF* 9: 1-150.
- FUNKE W., 1991: Tiergesellschaften in Wäldern Ihre Eignung als Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen. *Forschungsber. Kernforschungszentrum Karlsruhe-PEF* 84: 1-202.
- GIRSCHICK B., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. und KINZEL H., 1993: Einfluss von Waldsanierungsmassnahmen auf bodenenzymatische Umsetzungen. *FIW-Forschungsber.* 1993/2: 26-36.
- GRAEFE U., 1984: Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. *Protokoll des Workshops zu Methoden der Mesofaunaerfassung (Moderation H. Koehler)*, 22.11.-23.11.84. Bremen.
- GRAEFE U., 1989: Der Einfluß von sauren Niederschlägen und Bestandeskalkungen auf die Enchytraeidenfauna in Waldböden. *Verh. Ges. Ökol.* 17: 597-603.
- GRAEFE U., 1993: Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standörtliche Ansprache. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 69: 95-98.
- GRAFF O., 1953: *Die Regenwürmer Deutschlands*. Schaper, Hannover: 81 S.
- GROSSMANN K., MATTES B. und WEIGELT H., 1990: Einfluss von verschiedenen Düngungsmaßnahmen auf die Lumbriciden in Fichtenwäldern. *Verh. Ges. Ökol.* 19/2: 178-183.
- HAGVAR S., 1982: Collembola in Norwegian coniferous forest soils I. Relations to plant communities and soil fertility. *Pedobiologia* 24: 255-296.
- HAGVAR S., 1984: Effects of liming and artificial rain on Collembola and Protura in coniferous forest. *Pedobiologia* 27: 341-354.
- HAGVAR S. und AMUNDSEN T., 1981: Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos* 37: 7-20.
- HARTMANN P., FISCHER R. und SCHEIDLER M., 1989: Auswirkungen der Kalkdüngung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. *Verh. Ges. Ökol.* 17: 585-589.
- HÄUSSLING M. und MARSCHNER H., 1989: Organic and inorganic soil phosphatases and acid phosphatase activity in the rhizosphere of 80-year-old Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] trees. *Biol. Fertil. Soils* 8: 128-133.
- HERLITZIUS H., 1980: *Biologische Abbauleistungen von Waldböden*. Diss. Univ. Ulm: 81 S.
- HERLITZIUS H., 1983a: Biological decomposition efficiency in different woodland soils. *Oecologia* 57: 78-97.
- HERLITZIUS H., 1983b: Zur Phänologie des Streuabbaus in Wäldern. *Verh. Ges. Ökol.* 10: 27-34.
- HOFFMANN G., 1968: Eine photometrische Methode für die Bestimmung der Phosphataseaktivität in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* 118: 161-172.
- HOFFMANN G., 1986: Bodenenzyme als Charakteristika der biologischen Aktivität und von Stoffumsätzen in Böden. *Veröff. Landw.-chem. Bundesanst. Linz/Donau* 18: 41-73.
- HOFMANN J., 1979: *Enzym-Aktivitätsmessungen im Raum Obergurgl. Cellulase-Xylanase-Pektinaseaktivitätsmessungen und mikrobielle Biomassebestimmung*. Diss. Univ. Innsbruck.
- HUETTL R.F., 1989: Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. *Water, Air, Soil Pollution* 44: 93-118.
- HUHTA V., 1979: Effects of liming and deciduous litter on earthworm (Lumbricidae) populations of a spruce forest, with an inoculation experiment on *Allolobophora caliginosa*. *Pedobiologia* 19: 340-345.

- HUHTA V. und KOSKENNIEMI A., 1975: Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 12: 164-182.
- HUHTA V., HYVÖNEN R., KOSKENNIEMI A. und VILKAMAA P., 1983: Role of pH in the effect of fertilization on Nematoda, Oligochaeta and microarthropods. *Proc. VIII. Int. Coll. Soil Zool., Belgium*: 61-73.
- HUHTA V., HYVÖNEN R., KOSKENNIEMI A., VILKAMAA P., KAASALAINEN P. und SULANDER M., 1986a: Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests. *Acta Forest. Fennica* 195: 1-30.
- HUHTA V., HYVÖNEN R., KAASALAINEN P., KOSKENNIEMI A., MOUNA J., MAKELÄ I., SULANDER M. und VILKAMAA P., 1986b: Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Ann. Zool. Fenn.* 23: 345-360.
- HYVÖNEN R. und HUHTA V., 1989: Effects of lime, ash and nitrogen fertilizers on nematode populations in Scots pine forest soils. *Pedobiologia* 33: 129-143.
- HYVÖNEN R. und PERSSON T., 1990: Effects of acidification and liming on feeding groups of nematodes in coniferous forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 9: 205-210.
- INSAM H. und HASELWANDTER K., 1993: Die Wirkung von Waldsanierungsmassnahmen in immissionsbelasteten Gebieten der Böhmisches Masse auf mikrobielle Umsetzung und Biomasse. *FIW-Forschungsber.* 1993/2: 16-25.
- JANS W. und FUNKE W., 1989: Die Enchyträen (Oligochaeta) von Laub- und Nadelwäldern Süddeutschlands und ihre Reaktion auf substantielle Einflüsse. *Verh. Ges. Ökol.* 18: 741-746.
- KATTNER D., 1992: Langzeitwirkungen einer Calciumdüngung auf die Besiedlung von Fichtenwurzeln durch Mikropilze. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 163: 138-142.
- KATZENSTEINER K., 1991: Einsatz organischer Spezialdünger in der Fortswirtschaft. *Österr. Forstz.* 10: unpag.
- KATZENSTEINER K., GLATZEL G., KAZDA M. und STERBA H., 1992: Effects of air pollutants on mineral nutrition of Norway spruce and revitalization of declining stands in Austria. *Water, Air, Soil Pollution* 61: 309-322.
- KILIAN W. und GLATZEL G., 1989: Waldbodensanierung in Österreich. *Österr. Forstz.* 3: 43-44.
- KÖHLER W., SCHACHTEL G. und VOLESKE P., 1984: *Biometrie. Einführung in die Statistik für Biologen und Agrarwissenschaftler.* Springer, Heidelberg, New York, Tokyo: 255 S.
- KOPESZKI H., 1993: Auswirkungen von Düngergaben auf die Mesofauna, insbesondere Collembolenfauna, verschiedener Waldstandorte im Böhmerwald. *Zool. Anz.* 231: 83-98.
- KOSKENNIEMI A. und HUHTA V., 1986: Effects of fertilization and manipulation of pH on mite (Acari) populations of coniferous forest soil. *Rev. Écol. Biol. Sol* 23: 271-286.
- KRATZ W., BROSE A. und ROSE M., 1991: Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf bodenchemische und bodenbiologische Prozesse in einem geschädigten Kiefern-Eichenforst in Berlin (Grunewald). *Verh. Ges. Ökol.* 20: 441-449.
- LEHLE E. und FUNKE W., 1989 Zur Mikrofauna von Waldböden. II. Ciliata (Protozoa: Ciliophora) Auswirkungen anthropogener Einflüsse. *Verh. Ges. Ökol.* 17: 385-390.
- LÜFTENEGGER G., PETZ W., FOISSNER W. und ADAM H., 1987: The efficiency of a direct counting method in estimating the numbers of microscopic soil organisms. *Pedobiologia* 31: 95-101.
- MAKESCHIN F., 1987: Effects of amelioration procedures on lumbricids in acidic forest soils under *Pinus silvestris*. In: Striganova B.R. (Ed.) *Proc 9th Int. Coll. Soil Zool., Moskau*, 392-397.
- MAKESCHIN F., 1990: Die Regenwurmfaua forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. *Kali-Briefe (Büntehof)* 20: 49-63.
- MAKESCHIN F., 1991: Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfaua (Lumbricidae: Oligochaeta) im Fichtenaltbestand Höglwald. In: Kreutzer K. und Göttlein A. (Hrsg.) *Ökosystemforschung Höglwald Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenbestand.* P. Parey, Hamburg, Berlin: 117-127.

- MEISTERFELD R., 1980: Die Struktur der Testaceenzöosen (Rhizopoda, Testacea) in Böden des Sollings. Verh. Ges. Ökol. 8: 435-447.
- MEISTERFELD R., 1989: Die Bedeutung der Protozoen im Kohlenstoffhaushalt eines Kalkbuchenwaldes (Zur Funktion der Fauna in einem Mullbuchenwald 3). Verh. Ges. Ökol. 17: 221-227.
- MEYER E., FOISSNER W. und AESCHT E., 1989: Vielfalt und Leistung der Tiere im Waldboden. Österr. Forstz. 3: 15-18.
- MORISITA M., 1959: Measuring of interspecific association and similarity between communities. Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E. Bio. 3: 65-80.
- MÜLLER G., 1965: Bodenbiologie. VEB Fischer, Jena: 889 S.
- PERSSON T., 1988: Effects of liming on the soil fauna in forests. A literature review. Statens naturvårdsverk., Rapport 3418: 1-92.
- PERSSON T., BÅÅTH E., CLARHOLM M., LUNDEVIST H., SÖDERSTRÖM B. E. und SOHLENIUS B., 1980: Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a Scots pine forest. Ecol. Bull. 32: 419-459.
- PETERSEN H. und LUXTON M., 1982: A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos 39: 287-388.
- PETZ W. und FOISSNER W., 1988: Spatial separation of terrestrial ciliates and testaceans (Protozoa): a contribution to soil ciliatostasis. Acta Protozool. 27: 249-258.
- RATAJCZAK L., FUNKE W. und ZELL H., 1989: Die Nematodenfauna eines Fichtenforstes: Auswirkungen anthropogener Einflüsse. Verh. Ges. Ökol. 17: 391-396.
- RAUENBUSCH K., 1987: Biologie und Feinstruktur (REM-Untersuchungen) terrestrischer Testaceen in Waldböden (Rhizopoda, Protozoa). Arch. Protistenk. 134: 191-294.
- ROSA K., 1974: Die Dynamik des Mikro-Edaphons in gedüngten und ungedüngten Böden. Sb. Véd. Lesn. Ust. Vys. Skoly Zemed. Praze 17: 271-308.
- SACHS L., 1984: Angewandte Statistik. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 552 S.
- SCHAEFER M., 1986: Ökosystemforschung in Wäldern: Zur Funktion der Tiere. Georgia Augusta (Göttingen) 44: 29-38.
- SCHAEFER M., 1991: Secondary production and decomposition. Ecosystems of the World 7: 175-218.
- SCHAUERMANN J., 1985: Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsiemen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. Allg. Forstz. 43: 1159-1161.
- SCHAUERMANN J., 1987: Tiergesellschaften der Wälder im Solling unter dem Einfluß von Luftschadstoffen und künstlichem Säure- und Düngereintrag. Verh. Ges. Ökol. 16: 53-62.
- SCHAEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P., 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. neubearb. Aufl. von P. Schachtschabel. Enke, Stuttgart: 442 S.
- SCHINNER F., 1989: Die Bedeutung der Mikroorganismen für den Waldboden. Österr. Forstz. 3: 33-35.
- SCHINNER F., NIEDERBACHER R. und NEUWINGER I., 1980: Influence of compound fertilizers and cupric sulfate on soil enzymes and CO₂-evolution. Plant Soil 57: 85-93.
- SCHLEGEL H.G., 1985: Allgemeine Mikrobiologie. 6. Aufl. Thieme, Stuttgart, New York: 571 S.
- SCHÖNBORN W., 1986a: Comparison between the characteristics of the production of Testacea (Protozoa, Rhizopoda) in different forms of humus. Symp. biol. Hung. 33: 275-284.
- SCHÖNBORN W., 1986b: Population dynamics and production biology of testate amoebae (Rhizopoda, Testacea) in raw humus of two coniferous forest soils. Arch. Protistenk. 132: 325-342.
- SCHÖNBORN W., 1992: Comparative studies on the production biology of protozoan communities in freshwater and soil ecosystems. Arch. Protistenk. 141: 187-214.
- SNEATH P. H. A. und SOKAL R. R., 1973: Numerical taxonomy. Freeman, San Francisco: 573 S.

- SPEIER T. W., LEE R., PANSIER E. A. und CAIRUS A., 1980: A comparison of sulphatase urease and protease activities in plawted and in fallow soils. *Soil Biol. Biochem.* 12: 281-290.
- STACHURSKA-HAGEN T., 1980: Acidification experiments in conifer forest. 8. Effects of acidification and liming on some soil animals: Protozoa, Rotifera and Nematoda. *SNSF prosjektet, Int. Rep.*, 74: 1-23.
- VOLZ P., 1967: Vorarbeiten für ein System der tierischen Bodenlebensgemeinschaften. In: Graff O. und Satchell J.W. (Eds.) *Progress in soil biology*. Vieweg und Sohn, Braunschweig und North-Holland Publ. Company, Amsterdam: 575-584.
- WANNER M., 1991: Zur Ökologie von Thekamöben (Protozoa: Rhizopoda) in süddeutschen Wäldern. *Arch. Protistenk.* 140: 237-288.
- ZELLES L., STEPPER K. und ZSOLNAY A., 1990: The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. *Biol. Fertil. Soils* 9: 78-82.

VARIABILITÄT VON MIKROBIELLER BIOMASSE UND EKTOMYKORRHIZA- ENTWICKLUNG IN GEDÜNGTEN UND UNGEDÜNGTEN FICHTENBESTÄNDEN

VARIABILITY OF MICROBIAL BIOMASS AND ECTOMYCORRHIZA DEVELOPMENT IN FERTILIZED AND UNFERTILIZED NORWAY SPRUCE STANDS

Kurt HASELWANDTER und Michael BERRECK

Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck,
Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

SUMMARY

For amelioration of degraded forest ecosystems fertilization may be required. Application of fertilizers is bound to have an effect upon forest soil microorganisms, including microbial biomass and ectomycorrhiza development. Information of the natural variability of such characteristics is a pre-requisite for an assesment of the ecological significance of such a treatment. For this purpose relevant data for comparable fertilized and unfertilized Norway spruce stands were compiled. It is evident that the application of organic fertilizers leads to changes in the activity of soil microorganisms; however, the changes do not exceed the range in which the figures for microbial biomass and ectomycorrhiza development vary when unfertilized plots are compared.

KEYWORDS: Microbial biomass, ectomycorrhiza, Norway spruce, fertilization.

ZUSAMMENFASSUNG

Zur Melioration degradierter Waldökosysteme kann eine Düngung erforderlich sein. Eine Düngung wirkt sich zwangsläufig auch auf die Mikroorganismen eines Waldbodens aus, z.B. auf die mikrobielle Biomasse und die Entwicklung von Ektomykorrhizen. Um die ökologische Bedeutung solcher Maßnahmen abschätzen zu können, ist es notwendig, die natürliche Variabilität dieser Parameter zu kennen. Daher werden diesbezügliche Daten, welche an Standorten mit vergleichbaren, ungedüngten bzw. organisch gedüngten Fichtenbeständen erhoben wurden, in der vorliegenden Arbeit zusammengestellt. Es zeigt sich, daß die organischen Dünger zwar zu Veränderungen im mikrobiellen Bodenleben führen, diese sich aber im Rahmen der natürlichen Variabilität bewegen.

STICHWÖRTER : Mikrobielle Biomasse, Ektomykorrhiza, Fichte, Düngung.

1 EINLEITUNG

Nährstoffkreisläufe sind essentiell für ein funktionierendes Ökosystem; jedes Ökosystem verändert sich, wenn sich Stoffkreisläufe verändern. Die Kreisläufe von Nährstoffen hängen von den Aktivitäten von Mikroorganismen ab. Es ist daher nötig, bei einem Monitoring der Wirkung z.B. von Immissionen und Düngungsmaßnahmen auf Waldökosysteme auch deren Einfluß auf die Mikroorganismen des Bodens zu erfassen. Dazu kann sich die Bestimmung integrativer Parameter eignen, wie die Messung der mikrobiellen Biomasse oder Basalatmung des Bodens, oder von spezifischen Parametern, wie das Erfassen der Aktivität von bestimmten Bakteriengruppen bei gewissen Umsetzungsprozessen, z.B. im Stickstoffkreislauf, oder der Mykorrhizabildung durch Ektomykorrhizapilze.

Um die Wirkung von Düngungsmaßnahmen auf Waldökosysteme und deren Bodenmikroorganismen in ihrer ökologischen Bedeutung abschätzen zu können, ist die Kenntnis der natürlichen Variabilität solcher, oben angeführter Parameter Voraussetzung. Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse und die Mykorrhizierung in etwa gleich alten Fichtenbeständen verglichen, und zwar in Abhängigkeit von Bodentyp, Niederschlag und Düngung.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Versuchsflächen

Auf allen ausgewählten Versuchsflächen stockte ein circa 80 bis 100 jähriger Fichtenwald. Detaillierte Beschreibungen der Versuchsflächen finden sich bei Haselwandter et al. (1989) und Katzensteiner et al. (1994). Ausgewählte Charakteristika sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1. Charakterisierung der Versuchsflächen
Table 1. Characteristics of experimental plots

	Rum Braunerde	Rum Rendzina	Absam Rendzina	Bärenstein Semipodsol
geographische Lage	11°27' E/47°18' N	11°27' E/47°18' N	11°32' E/47°19' N	13°56' E/48°41' N
Meereshöhe [m]	750	750	860	990
Lage	S	S	S	SO
Humusform	Mull/Moder	Moder	Mull	Rohhumus/Moder
pH im A-Horizont (0,01N CaCl ₂)	5,0	7,2	7,0	3,2

Die Anlage der Düngungsversuche wurde von Katzensteiner et al. (1994) im Detail beschrieben. Es handelte sich um einen "Einzeldüngungsversuch" mit einer Behandlungsfläche von 100 m² je Zentralstamm, wobei die Zuordnung der folgenden Düngervarianten nach dem Zufallsprinzip erfolgte: Kontrolle (ungedüngte Nullvariante), Biomag-Variante (2000 kg/ha; Biomag: 10% Biosol, 80% Rohmagnesit K35, 10% Kaustermagnesit KM 85); Bactosol-Variante (2000 kg/ha Biomag und 3000 kg/ha Bactosol, Charge aus der Produktion 1987).

2.2 Probenwerbung

Für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurden Bodenproben mit einem Bodenbohrer (80 cm Länge, 7cm Ø) gewonnen. Die Probenentnahme für Ektomykorrhizauntersuchungen erfolgte mit Stechzylindern (5 cm Ø, Volumen = 100 ml) im Traufenbereich der Baumkronen.

2.3 Bestimmung der mikrobiellen Biomasse

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (Substratinduktionsmethode nach Anderson und Domsch 1978) erfolgte durch Gaswechsellmessung mittels Infrarotgasanalytator (Analytical Carbon Dioxide Analyser, ADC, Hoddesdon, UK). (Für eine genaue Beschreibung der Methodik und des Meßsystems siehe Insam et al. 1992).

2.4 Erfassung des Ektomykorrhizabesatzes

Unter günstigen Bedingungen sind die meisten Feinwurzeln unserer einheimischen Bäume zu Ektomykorrhizen umgewandelt. Makroskopisch sind die Ektomykorrhizen durch ihre oft intensive Färbung, gedrungene Wuchsform und ihrem im Vergleich zu unverpilzten Wurzeln größeren Durchmesser zu erkennen. Die Ektomykorrhiza der Fichte ist meist monopodial verzweigt, im humosen Oberboden treten jedoch häufig intensiv verzweigte, korallenähnliche Strukturen auf (siehe Haselwandter und Berreck, 1989; Meyer, 1986; Blaschke, 1980).

Die Mykorrhizen erkrankter Bäume sind oft nur wenig angeschwollen, der Pilzmantel ist nur schwach ausgebildet oder fehlt völlig. Das Hartig'sche Netz kann jedoch vorhanden sein und ist zum Teil sehr kräftig entwickelt. Außerdem können intrazelluläre Infektionen auftreten, worauf der Baum mit Abwehrmechanismen reagiert - das symbiotische Gleichgewicht Pilz-Pflanze ist gestört (Meyer, 1986).

Die Probenentnahme für Mykorrhizauntersuchungen erfolgte mit Stechzylinder, wie bei Haselwandter et al. (1989) beschrieben. Die aussortierten Feinwurzeln wurden mit Hilfe von Stereolupe und Lichtmikroskop auf Mykorrhizierungsgrad und Häufigkeit verschiedener Mykorrhizatypen bzw. -formen untersucht.

Für eine quantitative Erhebung wurden die Feinwurzelspitzen folgenden Gruppen zugeordnet: 1.) VITALE MYKORRHIZEN: alle Feinwurzelspitzen, die aufgrund ihres makroskopischen Aussehens (helles Meristem, geschlossener Hyphenmantel, turgeszente Rindenzellen) oder nach mikroskopischer Kontrolle anhand von Gefrierschnitten eindeutig dieser Gruppe zugeordnet werden können; 2.) *CENOCOCCUM* - MYKORRHIZEN: diese Form ist wegen des charakteristischen

Erscheinungsbildes eindeutig zu erkennen (siehe Agerer, 1988); 3.) UNMYKORRHIZIERTE WURZELSPITZEN: Intakte Wurzelspitzen mit Wurzelhaubenzellen, Wurzelhaaren, ohne Pilzmantel. Die Vitalität (intakter Zentralzylinder etc.) ist häufig nur durch Schnitte und mikroskopische Untersuchungen von Schnitten erkennbar. In der RESTGRUPPE (4.) sind die abgestorbenen (häufig schwarz gefärbten) Wurzelspitzen, übergipfelten Wurzelspitzen und Pseudomykorrhizen, denen keine fördernde Wirkung für den Baum zugeschrieben werden kann, zusammengefaßt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Mikrobielle Biomasse und Ektomykorrhizabesatz in Abhängigkeit vom Bodentyp

Wie aus dem Vergleich verschiedener Flächen hervorgeht, ist die mikrobielle Biomasse auf den beiden Rendzinastandorten wesentlich höher als in Braunerde und Semipodsol (Tabelle 2). Es ist anzunehmen, daß die mikrobielle Biomasse auf den Rendzinastandorten hauptsächlich auf die bakterielle Komponente der Mikroflora zurückzuführen ist, da Bakterien im allgemeinen bei einem pH im Neutralbereich dominieren. Bodenmikrobiologische Untersuchungen haben gezeigt, daß eine Versauerung die Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation des Bodens erheblich verändert (Baath et al., 1980; 1984; Bewley & Stotzky, 1983). Die Bodenbakterien reagieren auf eine Versauerung empfindlicher als die pilzliche Biomasse; in Modellversuchen wurde gezeigt, daß sich letztere erst bei einer Absenkung auf pH 2 verringert (Flick und Lelley, 1985). Daten für die mikrobielle Biomasse der Braunerde eines 95 jährigen Fichtenwaldes finden sich in einer Arbeit von Parkinson et al. (1978), in der für Mischproben aus den 3 Auflageschichten diese mit $2020 \pm 80 \mu\text{g C}_{\text{mic}} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TG}$ angegeben wird.

Auf dem Standort Rum/Braunerde (\pm ungeschädigter Fichtenbestand) beträgt der Anteil an vitalen Mykorrhizen 36.5 % des gesamten Mykorrhizabesatzes (Tabelle 2) Geringfügig höher, nämlich bei 39.7 %, liegt der prozentuelle Anteil der vitalen Mykorrhizen auf der Versuchsfläche Absam/Rendzina (\pm ungeschädigter Fichtenbestand). Im Falle des geschädigten Fichtenbestandes in Rum auf Rendzina konnten dagegen nur 16.2 % vitale Mykorrhizen beobachtet werden.

Tabelle 2: Mikrobielle Biomasse und Anteil an vitalen Mykorrhizen im gesamten Mykorrhizabesatz in 80 bis 100 jährigen Fichtenwäldern

Table 2: *Microbial biomass and proportion of vital mycorrhizae (% of total mycorrhizal and non-mycorrhizal root tips) in 80 to 100 y old Norway spruce forests*

	Rum Braunerde	Rum Rendzina	Absam Rendzina	Bärenstein Semipodsol
Mikrobielle Biomasse im Rhizosphärenboden $\mu\text{g C}_{\text{mic}}/\text{g TG}$	437 ± 328	1640 ± 679	5137 ± 1748	630 ± 240
Prozentsatz an vitalen Ektomykorrhizen	36,5	16,2	39,7	48

3.2 Einfluß von Düngungsmaßnahmen und Niederschlag/Temperatur auf die mikrobielle Biomasse

Abbildung 1 zeigt die Lufttemperatur- und Niederschlagswerte (Monatsmittel) für die Monate Mai bis September der Beprobungsjahre 1987 bis 1992; in diesen Monaten wurden die Proben für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse auf den gedüngten bzw. ungedüngten Versuchsflächen geworben. Vergleicht man die Niederschlagsmengen mit den Daten für die mikrobielle Biomasse (Abbildung 2), so läßt sich feststellen, daß in den niederschlagsreichen Vegetationsperioden von 1988 und 1989 die mikrobielle Biomasse generell höher ist als in den niederschlagsärmeren Jahren. Im Jahre 1991 erfolgte nur eine Probennahme im September, dem ein relativ trockener und warmer August voranging. Der sehr trockene Mai hatte einen Einfluß auf die für das Jahr 1992 erhobenen Biomassedaten.

Nach einer anfänglichen Depression während der Vegetationsperiode 1988 treten zwei Jahre nach der Düngerapplikation bezüglich der mikrobiellen Biomasse 1989 erstmalig positive Düngereffekte in der Biomag-Variante auf. Eine deutliche Steigerung in der mikrobiellen Biomasse ist in den Jahren 1991 und 1992 bei dieser und der Bactosol-Variante festzustellen. Im Falle der Biomag-Variante war im Versuchsjahr 1992 auch im B-Horizont zusätzlich zu einem pH-Anstieg eine signifikant erhöhte mikrobielle Biomasse festzustellen (Berreck und Haselwandter, 1994). Dafür könnten eine langsame Tiefenverlagerung von Nährstoffen und der festgestellte leichte Anstieg im Boden-pH verantwortlich sein. Diese und die in den Abbildungen 1 und 2 dargestellten Daten zeigen, wie wichtig es ist, an denselben Flächen Langzeitbeobachtungen und -messungen durchzuführen, um Trends in der Wirkung von Düngern und

Bodenhilfsstoffen auf Bodenmikroorganismen in Abhängigkeit von z.B. jährlichen Niederschlagschwankungen erkennen zu können.

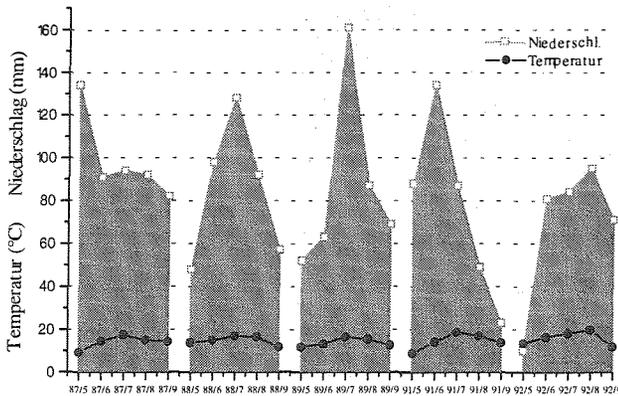


Abbildung 1: Niederschläge und Lufttemperatur (Monatsmittel) für die Beprobungsmonate Mai bis Juni der Jahre 1987 - 1992, aufgezeichnet von der Station Schlägl (750 m ü. d. Meer).

Figure 1: Precipitation and air temperature for sampling periods 1987 to 1992, registered by Station Schlägl (750 m above sea-level)

3.3 Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf die Ektomykorrhizaentwicklung

In Abbildung 3 ist die prozentuelle Verteilung der 4 Zuordnungsgruppen - Vitale Mykorrhizen, Mykorrhizen vom *Cenococcum*-Typ, unmykorrhizierte, lebende Wurzelspitzen und die Restgruppe (abgestorbene Feinwurzeln, etc.) in Abhängigkeit der Düngervarianten für die Vegetationsperioden 1988, 1991 und 1992 dargestellt. Dabei kommt es vor allem auf einen Vergleich zwischen den Düngervarianten und der Kontrolle innerhalb eines Jahres an.

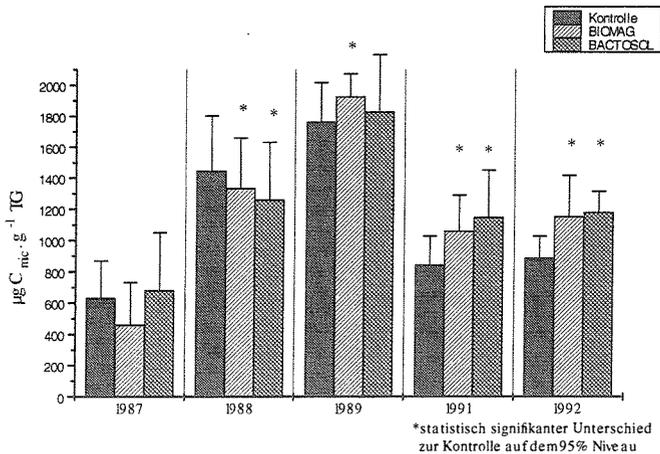


Abbildung 2: Mikrobielle Biomasse im O-Horizont (Versuchsfläche Bärenstein) in Abhängigkeit von der jeweiligen Düngerbehandlung (angegeben: Mittelwert \pm Standardabweichung)

Figure 2 *Microbial biomass in the O-layer of the experimental plot "Bärenstein" as affected by fertilizer application. Indicated means \pm S_D . For design of fertilizer experiment see Katzensteiner et al., 1994.*

Während 1988 keinerlei "Düngereinfluß" festgestellt werden konnte, zeigte sich 1991 und 1992 eine signifikante Zunahme des Prozentsatzes an vitalen Ektomykorrhizen bei der Bactosol-Variante. Ein ähnlicher Effekt wurde bereits 1987, kurz nach der Düngerapplikation festgestellt. Weiters ist 1991 und 1992 ein erhöhter Anteil an *Cenococcum*-Mykorrhizen bei der Biomag-Variante zu beobachten.

Auch im Falle der Wirkung von Düngern und Bodenhilfsstoffen auf die Ektomykorrhizaentwicklung zeigt sich, daß Langzeituntersuchungen nötig sind, um Trends erfassen zu können. Eine negative Auswirkung der organischen Dünger durch Nährstoffzufuhr oder durch Veränderungen im Bodenchemismus (z.B. leichte Anhebung des Boden-pH) konnte in diesen Versuchen nicht beobachtet werden; die von einigen Autoren beschriebenen Ergebnisse stehen hauptsächlich im Zusammenhang mit mineralischer Düngung (Meyer, 1962; Richards und Wilson, 1983; Alexander und Fairley, 1983; Ulrich, 1988). Meyer (1987) zeigte, daß sowohl einseitiger Überfluß als auch extremer Mangel an mineralischem Stickstoff die Mykorrhizierung beeinflussen. Bei Zusatz einer optimalen Stickstoffkonzentration konnte eine

entsprechende Förderung, wie sie auch in diesen Versuchen beobachtet wurde, erzielt werden. Raspe und Haug (1992) bewerten die Wirkung einer Magnesiumsulfatdüngung auf Fichtenwurzeln und Mykorrhizen als neutral; die Vitalität der Wurzelspitzen, ausgedrückt als relative Mykorrhizahäufigkeit, wurde nicht eingeschränkt. Ebenfalls keine nachteiligen Auswirkungen auf die Ektomykorrhiza und andere bodenmikrobiologischen Parameter wurden in Experimenten mit einem anderen organischen Dünger festgestellt (Glatzel et al., 1991).

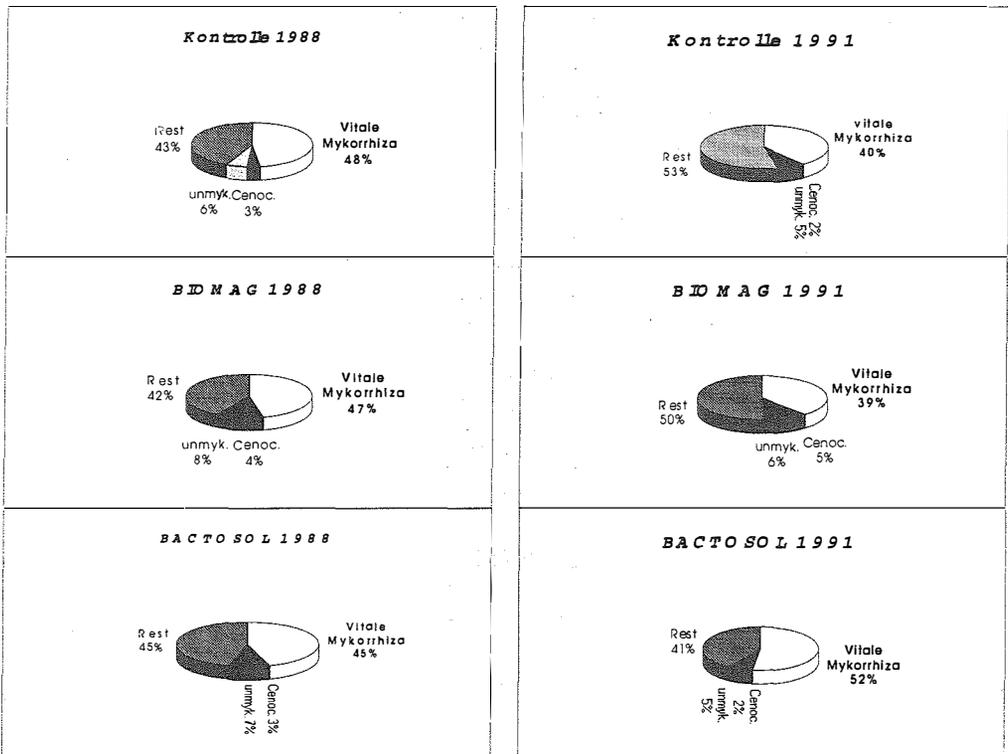
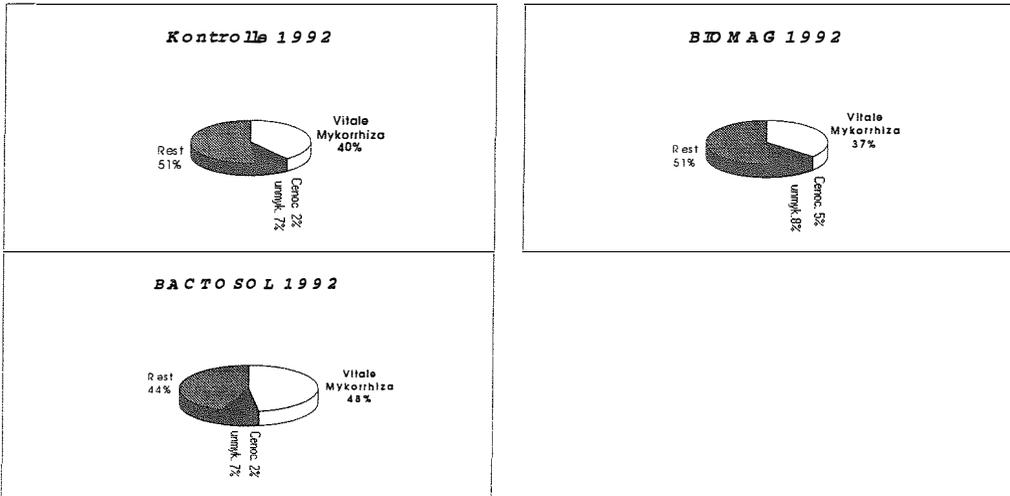


Abbildung 3: Prozentuelle Verteilung von vitalen Mykorrhizen, *Cenococcum*-Mykorrhizen, unmykorrhizierten Wurzelspitzen und der "Restgruppe" in Abhängigkeit von der jeweiligen Düngervariante für 1988, 1991, und 1992. Bezüglich Versuchsanlage siehe Katzensteiner et al., 1994.

Figure 3: Percentage of root tips as assigned to four different categories: Vital mycorrhizae, *Cenococcum*-mycorrhizae, non-mycorrhizal root tips, others. For design of fertilizer experiment see Katzensteiner et al., 1994.



Fortsetzung Abbildung 3.
Figure 3 continued

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Waldschadensforschung hat gezeigt, daß Nährstoffmangel wesentlich zu den in Mitteleuropa beobachteten Walderkrankungen beitragen kann. Versuche, Nährstoffmangel durch Zufuhr von Düngern oder Bodenhilfsstoffen zu vermindern oder zu beseitigen, erbrachten in vielen Fällen aus forstökologischer Sicht gute Ergebnisse (siehe z.B. Katzensteiner et al., 1994). Jede Melioration führt jedoch zu Veränderungen im Bodenleben. Um die ökologische Bedeutung solcher Maßnahmen abschätzen zu können, ist es nötig, einerseits die Wirkung solcher Meliorationsmaßnahmen auf das Bodenleben zu untersuchen, andererseits die natürliche Variabilität bodenmikrobiologischer Parameter zu bestimmen.

Der Düngungsversuch ergab, daß es durch die Nährstoffzufuhr und das verbesserte Bodenmilieu nach einer anfänglichen Depression zu einem Anstieg in der mikrobiellen Biomasse im O-Horizont kommt. Die Wirkung der Düngung auf die Ektomykorrhizaentwicklung war als neutral bis leicht fördernd einzustufen. Sowohl die mikrobielle Biomasse wie auch der Ektomykorrhizabesatz zeigen relativ große Unterschiede, wenn ungedüngte Fichtenwälder gleichen Alters, allerdings auf verschiedenen Böden stockend, untersucht werden. Auch zeigen diese Parameter deutliche, klimatisch bedingte Abweichungen. Daraus ergibt sich, daß die untersuchten

Dünger zwar zu Veränderungen im mikrobiellen Bodenleben führen, diese aber im Vergleich zur natürlichen Variabilität relativ gering sind.

5 DANK

Für die Finanzierung der in Rum und Absam durchgeführten Untersuchungen danken wir dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung sowie dem Amt der Tiroler Landesregierung. Die im Zusammenhang mit dem Düngungsversuch in Schöneben (Versuchsfläche Bärenstein) stehenden Untersuchungen erfolgten im Auftrag der Biochemie Ges.m.b.H. in Kundl.

6 LITERATUR

- AGERER R. 1988: Colour Atlas of Ectomycorrhizae. Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd, BRD
- ALEXANDER I.J. und R.I. FAIRLY, 1983: Effects of N-fertilisation on populations of fine roots and mycorrhiza in spruce humus. *Plant and Soil* 71: 49 - 53.
- ANDERSON, J.P.E. und K.H. DOMSCH, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- BAATH, E., B. BERG, U. LOHM, B. LUNDGREN, H. LUNDKVIST, T. ROSSWALL, B. SÖDERSTRÖM und A. WIREN, 1980: Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and
- BAATH, E., B. LUNDGREN und B. SÖDERSTRÖM, 1984: Fungal populations in podsolc soil experimentally acidified to simulate acid rain. *Microb. Ecol.* 10: 197-203.
- BERRECK, M. und K. HASELWANDTER, 1994: Die Auswirkungen von organischen Düngern in Kombination mit Magnesit auf bodenmikrobiologische Parameter in einem Fichtenbestand. *Mitt. Österr. Bodenkundl. Gesellschaft* 48/49: 293-301.
- BEWLEY, R.F. und G. STOTZKY, 1983: Simulated acid rain (H_2SO_4) and microbial activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 15: 425-429.
- BLASCHKE, H., 1980: Zur Mykorrhizaforschung bei Waldbäumen. *Forstw. Cbl.* 99: 6-12.
- FLICK, M. und J. LELLEY, 1985: Die Rolle der Mykorrhiza in den Waldgesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Baumschäden - Eine Literaturübersicht. *Der Forst- und Holzwirt* 6: 154-162.
- GLATZEL, G., K. HASELWANDTER, K. KATZENSTEINER, H. STERBA und J. WEISSBACHER, 1991: The use of organic and mineral fertilizers in reforestation and in revitalization of declining protective forests in the Alps. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 567-576.
- HASELWANDTER K. und M. BERRECK, 1989: Die Mykorrhiza unserer Waldbäume: Form und Funktion. *Österr. Forstzeitung* 3: 19-21.
- HASELWANDTER, K., M. BERRECK, M. HAUSER und R. SCHULER, 1989: Untersuchungen der Ektomykorrhiza sowie der mikrobiellen Biomasse und Basalatmung des Rhizosphärenbodens von unterschiedlich geschädigten Fichtenbeständen auf verschiedenen Bodentypen. In: Führer E. und F. Neuhuber (Hrsg.), *Waldsterben in Österreich: Theorien, Tendenzen, Therapien*. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, Wien, 201-213.

- INSAM, H., M. BERRECK, K. und K.HASELWANDTER, 1992: Neue Anwendungen und Meßtechniken für Atmungsmessungen bei Waldböden. Österreichische Forstzeitung 6: 36- 39.
- KATZENSTEINER, K., O. ECKMÜLLNER, R. JANDL, G. GLATZEL, H. STERBA, A. WESSELY und R.F. HÜTTL, 1994: Revitalisierungsdüngung von Fichtenbeständen: Einfluss auf Bodenwasser und Baumernährung. Forstliche Schriftenreihe 7: 67-82.
- MEYER, F.H., 1962: Die Buchen- und Fichtenmykorrhiza in verschiedenen Bodentypen, ihre Beeinflussung durch Mineraldünger sowie für die Mykorrhizabildung wichtige Faktoren. Mitt. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Reinbek bei Hamburg 54: 1-73.
- MEYER, F.H., 1986: II. Symbiosen: Mykorrhiza - a) Ektomykorrhiza. Progress in Botany 48: 406-414.
- MEYER, F.H., 1986: Wechselwirkung der Symbiosepartner der Ektomykorrhiza. Mikrokosmos 75/6: 161 - 167.
- MEYER, F.H., 1987: Der Verzweigungsindex, ein Indikator für Schäden am Feinwurzelsystem. Forstw. Cbl. 106: 84-92.
- PARKINSON, D., K.H. DOMSCH und J.P.E. ANDERSON, 1978: Die Entwicklung mikrobieller Biomassen im organischen Horizont eines Fichtenstandortes. Oecol. Plant. 13: 355-366.
- RASPE, S., I. und HAUG, 1992: Die Wirkung einer Magnesiumsulfatdüngung im Schwarzwald auf Fichtenwurzel und Mykorrhizen. In: Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen - Ergebnisse eines Symposiums in Salzburg am 8. und 9. April 1991. Hrsg. Glatzel, G., Jandel, R., Sieghardt, M. und Hager. Forstliche Schriftenreihe 5: 103 - 109.
- RICHARD, B.N. und G.L. WILSON, 1983: Nutrient supply and mycorrhiza development in Caribbean pine. For. Sci. 9: 405 - 412.
- ULRICH, B. 1988: Bodenkundliche Forschung in Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden; Stellungnahme zu einem Artikel von K.E. Rehfuess. Allg.Forstz. 43, 1171-1173.

BEGRÜNUNG VON EROSIONSZONEN ÜBER DER WALDGRENZE IN SÜDTIROL

EROSION CONTROL ABOVE THE TREELINE IN SOUTH TYROL/ITALY

Florin FLORINETH

Fachbereich Ingenieurbiologie und Landschaftsbau
Universität für Bodenkultur,
Hasenauerstraße 42, A-1190 Wien

SUMMARY

Extensive erosion areas due to deforestation and subsequent over-grazing may cause flooding when soil erodes during thunderstorms and heavy rainfalls. The only provision against erosion particularly above timberline is an established vegetation cover. Such is very difficult to obtain for, first, only a small number of commercial sorts are suitable for high altitudes and, second, no seeds of native species have been available so far. Moreover, only few autochtone species produce mature seeds not all of them being suitable for an extended seed propagation. Furthermore, immigration of native species into revegetated areas take place very slowly because of low germination rate of seeds and of small laterally spread of alpine species in general. A vegetation cover closely resembling a natural crop is the prerequisite for any ecological restauration and a long lasting revegetation, respectively. There are 4 approaches.

1. Application of tested, high altitude resistant commercial seeds serving as pioneer plants which should survive at least for 10 years.
2. Collection and cultivation of native seed material for the seeding.
3. Collection of native seed material for cultivation of plants, which are planted into the gaps of restored vegetation.
4. Vegetative cultivation of alpine species, which are planted in the restored vegetation as well.

KEYWORDS: Revegetation, native species, high elevation.

ZUSAMMENFASSUNG

Großflächige Erosionszonen im Alpenraum, bedingt durch die jahrhunderte alte Waldrodung und nachfolgende Überbeweidung, verursachen wegen des starken Bodenabtrags bei Gewittern und Starkregen häufig Überschwemmungen in den Tälern. Die einzig mögliche Maßnahme zur Eindämmung und Verhinderung der Erosion vor allem über der Waldgrenze ist eine dauerhafte Begrünung. Diese ist jedoch schwierig, weil einmal nur eine kleine Auswahl von Handelssorten für Hochlagen geeignet ist und standortgerechtes Saatgut bisher kaum zur Verfügung stand. Zudem reifen nur bei wenigen autochthonen Arten die Samen aus, von denen nicht alle für eine größere Saatgutproduktion geeignet sind. Auch die Einwanderung einheimischer Pflanzen in die begrüneten Flächen geht auf Grund der erwähnten schlechten Keimfähigkeit der Samen und des geringen Ausdehnungswachstums alpiner Arten sehr langsam vor sich. Für eine dauerhafte Begrünung braucht es jedoch eine möglichst standortgerechte Vegetation, die auf folgenden Wegen zu erreichen ist.

1. Verwendung von geprüftem, höhenresistentem Handelssaatgut als Pionierpflanzen, die mindestens 10 Jahre halten sollen.
2. Sammeln und Vermehren von standorteigenem Saatgut (Samen alpiner Gräser und Kräuter) für die Aussaat.
3. Sammeln von standorteigenem Saatgut für das Heranziehen von Jungpflanzen, die dann in die Lücken der begrüneten Flächen eingesetzt werden.
4. Vegetative Vermehrung alpiner Arten, welche ebenfalls in die begrüneten Flächen verpflanzt werden.

STICHWÖRTER: Begrünung, standorteigene Pflanzen, Hochlagen.

1 EINLEITUNG

In den letzten Jahrhunderten haben sich durch Waldrodung und nachfolgende Überbeweidung in geologisch labilen alpinen Gebieten großflächige Erosionszonen gebildet. Der Bodenabtrag an diesen vegetationslosen Stellen ist sehr hoch: Messungen am Pfannhorn über Toblach haben gezeigt, daß in steilen Gräben während einer Vegetationsperiode 1.200 - 1.300 g/m² Boden abgeschwemmt werden (Abbildung 1.). Bei einem außerordentlichen klimatischen Ereignis wurden an einem einzigen Tag 5.000 g/m² abgetragen.

Diese Erosion und die damit verbundene Geschiebeführung in Bächen und Flüssen verursachen bei Hochwasser die Überschwemmungen in den Tälern.

Aus diesem Grund hat der Sonderbetrieb für Bodenschutz, Wildbach- und Lawinenverbauung ein Programm entwickelt, um die Erosion an diesen oft weit über die Waldgrenze reichenden Abbruchgebieten einzudämmen bzw. zu verhindern.

Seit 1976 wurden bereits rund 200 ha solcher Erosionsflächen begrünt, ein Drittel der insgesamt 600 ha in Südtirol.

Besonders schwierig erweist sich dabei die Begrünung von Abbruchgebieten über der Waldgrenze, weil die Vegetationsperiode sehr kurz und die Wachstumsbedingungen schlecht sind, die Einwanderungsquote natürlicher angrenzender Arten gering ist, nur eine kleine Auswahl von Handelssorten sich für Hochlagen eignet und standortgerechtes Saatgut bisher in kleiner Menge zur Verfügung stand.

Ab 1994 hat sich letzteres geändert: nach den langwierigen Vermehrungsversuchen alpiner Gräser können diese mit einem Gewichtsanteil von über 80% in der Hochlagenmischung verwendet werden.

Dies eröffnet eine neue Perspektive für die Begrünung von Erosionsflächen über der Waldgrenze. Es bleiben allerdings die bisherigen Ansaaten, bei denen kaum oder nur sehr wenig standortgerechtes Saatgut dabei war, und die nun zu pflegen und mit alpinen Pflanzen zu durchmischen sind.

Eine dauerhafte Begrünung kann nur über eine standortgerechte Artenzusammensetzung erreicht werden. Im folgenden Beitrag werden die bisherigen Versuche und weitere Bemühungen diskutiert.

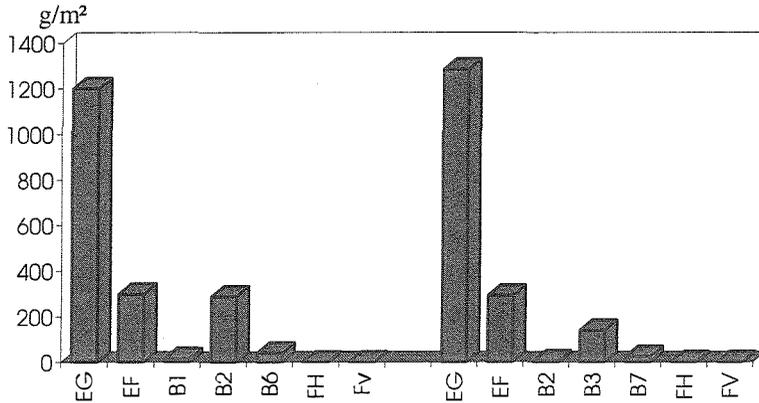


Abbildung 1
Bodenabtrag am Pfannhorn (Südtirol)
EG steiler Erosionsgraben 2300 m ü. M.
EF wenig geneigte Erosions-
fläche 2400 m ü. M.
B1-B7 1-7 jährige Begrünung
FH natürl. *Festuca halleri* Bestand
FV natürl. *Festuca varia* Bestand

Figure 1
erosion on Mt. Pfannhorn
steep erosion gully 2300 m a. s. l.
slightly sloping erosion
area 2400 m a. s. l.
1-7 year old revegetation
native crop of *Festuca halleri*
native crop of *Festuca varia*

2 METHODEN DER BEGRÜNUNG

Die bereits erwähnten schlechten Wachstumsbedingungen (kurze Vegetationsperiode, starke tägliche Klimaschwankungen, Wind, Schnee, Hagel, Regen und vor allem mangelnde Wärme) verlangen auch für eine Wiederbegrünung entsprechende Verfahren.

Die geeignetste und in Südtirol am häufigsten verwendete Methode ist die Bitumen-Strohdecksaat nach Schiechtl (1973, 1976, 1978): in eine 3-4 cm hohe gleichmäßig von Hand ausgebrachte Strohschicht (700 g/m^2) werden Samen (25 g/m^2) und ein organischer, sich langsam abbauender Dünger (100 g/m^2) eingesät und darüber eine instabile schwarze Bitumenemulsion (700 g/m^2) ausgespritzt. Diese Bitumen-Strohdecke hat die Funktion eines Gewächshauses. Sie schützt vor Hagel, Regen und Abschwemmung und fördert durch Wärmeabsorption und Wasserrückhalt die Keimung und das Wachstum der eingesäten Arten. Selbst wenn Gräser und Kräuter die langsam zerbröckelnde Bitumendecke durchstoßen und von einem Frost überrascht werden, wachsen sie weiter, weil der Vegetationskegel bzw. die grundständigen Blätter in der schützenden Strohschicht unbeschädigt bleiben.

An sehr steilen Stellen und an Abbruchrändern verwenden wir häufig statt der Bitumenemulsion ein Jutenetz, das über dem Stroh mit geeigneten Nägeln am Boden befestigt wird. Dieses Jutenetz nimmt nicht so viel Wärme auf wie die Bitumendecke, dafür speichert es mehr Wasser und bietet zudem einen mechanischen Schutz vor dem Abrollen von Steinen und dem Abrutschen kleinerer Strohflächen. Dieses Begrünungsverfahren nennt man Jutenetz-Strohdecksaat.

In klimatisch günstigeren Lagen (windgeschützt) und auf feuchterem Boden verwenden wir auch die Hydrosaat (Naßsaat): In einem Faß mit 2000 l Wasser werden Samen (25 kg), organischer Dünger (100 kg), Zellulose (60 kg) und ein Algenprodukt als Klebemittel (100 kg) zu einem Brei verrührt und mit einem Pumpgerät ausgespritzt (ca. 2 l/m²). Die Keimung des Saatgutes erfolgt nicht so schnell wie unter der schützenden Strohschicht, wenn jedoch im ersten Monat kein Hagel oder starker Regen die aufgeklebte Masse abschwemmt oder leicht beschädigt, zeigt auch diese Art der Begrünung einen guten Erfolg.

An sehr steilen Stellen, wo ein Begrünen von Hand nicht mehr möglich ist, wurde versucht, die Hydrosaat mit dem Hubschrauber und einem eigens dafür gebauten Sprühgerät auszubringen. Das Gerät ist allerdings verbesserungswürdig, für das Ausbringen braucht es einen guten und geübten Piloten (gespritzt wird im Flug aufwärts und ca. 5 m über dem Boden). Zudem ist die Hubschrauber-Hydrosaat recht teuer.



Abbildung 2: Große Erosionsfläche im Gebiet Meran 2000
Figure 2: Big eroded areas at Meran 2000



Abbildung 3: Bitumen-Strohdecksaat als wirksamste Begrünungsmethode über der Waldgrenze
Figure 3: Bitumen-Straw-Seeding is the most efficient method of revegetation of eroded areas above the treeline

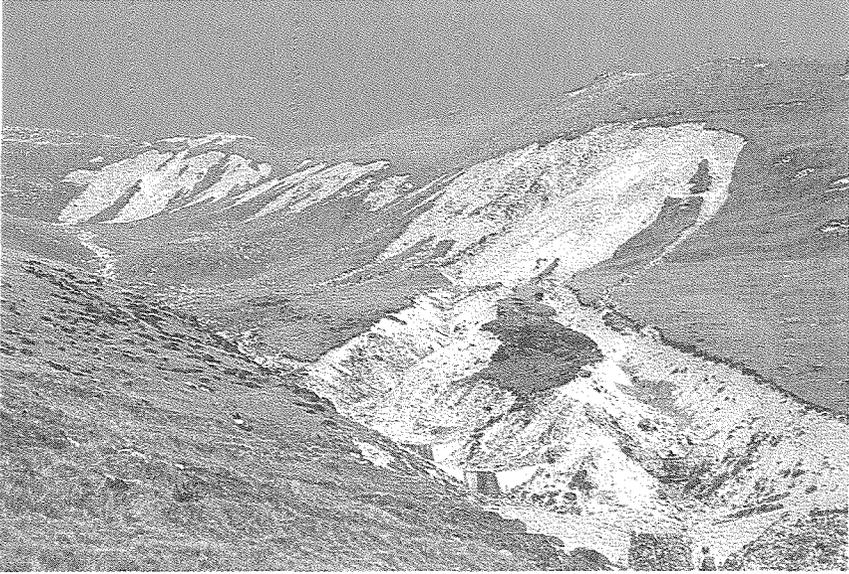


Abbildung 4: Erosionsfläche vor der Begrünung
 Figure 4: Eroded area before revegetation



Abbildung 5: 3-jährige Begrünung mit Bitumen-Strohdecksaat
 Figure 5: Revegetation after 3 years with Bitumen-Straw-Seeding

Auf grobem und eher flacherem Boden wurden Erosionsflächen auch mit der Normalsaat (Samen und Dünger von Hand ausgesät) begrünt. Diese Methode ist die einfachste, jedoch auf die soeben genannten Stellen in geschützteren Lagen begrenzt.

Das Material für die Bitumen- oder Jußenetz-Strohdecksaat und für die Normalsaat wird in diesem sehr steilen und unwegsamen Gelände zum Großteil mit dem Hubschrauber transportiert.

3 NEUE WEGE ZU EINER STANDORTGERECHTEN BEGRÜNUNG

All die oben erwähnten gut ausgeklügelten Methoden nützen jedoch nur sehr wenig, wenn es nicht gelingt, eine dauerhafte und standortgerechte Vegetation aufzubringen. Die Voraussetzungen dazu sind wegen der bereits erwähnten Wachstumsbedingungen ungünstig. Gemeinsam mit dem botanischen Institut in Innsbruck und der ETH-Zürich (Geobotanik) wurden folgende Schritte zu einer dauerhaften Vegetation entwickelt:

3.1. Verwendung von höhenresistentem Handelssaatgut

Um möglichst viele Handelssorten zu testen, wurde im Frühsommer 1981 ein Versuchsgarten am Kofelboden über Plawenn auf 2510 m Meereshöhe angelegt. Der Säuregehalt des Bodens liegt bei pH 4,6-4,9. Das Monatsmittel der Lufttemperatur von Juni bis Oktober schwankt zwischen -1,3°C und +9,4°C, das absolute Temperaturminimum liegt bei - 10°C, das absolute Maximum bei + 20°C.

Die relative Luftfeuchtigkeit während der Vegetationsperiode pendelt zwischen 18 und 100%.

An Niederschlägen wurden von Juni bis Oktober 175 - 329 mm gemessen mit auffallenden Starkregen von 57-60 mm in 3 Tagen.

In diesem Versuchsgarten wurden die verschiedensten Arten und Sorten von Handelssamen (zum Großteil Gräser) in rund 0,5m² großen Beeten einzeln ausgesät. Überprüft wird laufend die Keimung, das Wachstum, die Blattfarbe, die Blühzeit und Reife der Samen. Es wurde nicht gedüngt.

Tabelle 1: Höhenresistenz von Handelssaatgut (Stand Juli 1994) in abnehmender Reihenfolge, getestet im Versuchsgarten Kofelboden / Plawenn - Südtirol, 2510 m Meereshöhe.

Table 1: Altitude resistance of commercial seeds (as at July 1994) in decreasing order, tested on Mt. Kofelboden (South Tyrol, 2510 m a.s.l.)

A = ausläuferbildende Gräser *stolon bearing grasses* H = Horstbildner *cespitose grasses*

FESTUCA RUBRA KOS	A	13	- JÄHRIGE TESTZEIT
POA PRATENSIS NORMA		13	"
POA PRATENSIS BARON		13	"
FESTUCA RUBRA JAMESTOWN	H	5	"
POA PRATENSIS GERONIMO		5	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA BARCROWN		5	"
FESTUCA RUBRA BARNICA	H	7	"
POA PRATENSIS PAC		13	"
FESTUCA DURIUSCULA BILJART		13	"
ACHILLEA MILLEFOLIUM		13	"
POA PRATENSIS ERTE		5	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA ESTICA		5	"
FESTUCA RUBRA ECHO	A	13	"
FESTUCA RUBRA BARUBA	H	5	"
FESTUCA RUBRA RUBINA	A	8	"
FESTUCA RUBRA MONCORDE	A	5	"
FESTUCA DURIUSCULA SCALDIS		6	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA DAWSON		11	"
FESTUCA RUBRA ENJOY	H	5	"
FESTUCA RUBRA LIROUGE	H	8	"
FESTUCA RUBRA BELLAMY	H	4	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA ARTIST		5	"
FESTUCA RUBRA DSV 151	H	2	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA BORFESTA		2	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA SUZETTE		4	"
POA PRATENSIS MONOPOLY		6	"
FESTUCA RUBRA ROLAND	A	6	"
FESTUCA RUBRA BANNER	H	5	"
POA PRATENSIS ENTOPPER		5	"
PHLEUM PRATENSE LANDSBERGER		5	"
FESTUCA DURIUSCULA RIDU		5	"
FESTUCA RUBRA KOKET	H	12	"
POA PRATENSIS DELFT		13	"
FESTUCA RUBRA CASCADE		4	"
FESTUCA RUBRA DSV 152	A	2	"
FESTUCA RUBRA POLO	A	13	"
FESTUCA RUBRA RABO	H	2	"
FESTUCA RUBRA VENI	H	4	"
FESTUCA RUBRA MARY	H	4	"
FESTUCA TRICHOPHYLLA HORIZON		4	"
FESTUCA RUBRA VICTOR	A	4	"
FESTUCA RUBRA BARGENA	A	5	"
FESTUCA RUBRA ENVIRA	A	8	"
FESTUCA DURIUSCULA TRIANA		5	"

In Tabelle 1 ist ein Zwischenergebnis (Stand Juli 1994) dargestellt in der Reihenfolge der abnehmenden Höhenresistenz. Zusätzlich ist die Testzeit angeführt, aus der ersichtlich wird, wie lange jede Pflanze dieser Höhenlage ohne Düngung ausgesetzt ist. Da die abgestorbenen Arten und Sorten laufend durch neue ersetzt werden, ist diese Tabelle nur als vorläufiges Ergebnis anzusehen, das sich jedes Jahr ändern kann.

Als resistensteste Art hat sich bisher *Festuca rubra* gezeigt, wobei ausläuferbildende Sorten besser wachsen als die Horstbildner. Auch *Poa pratensis*-Sorten sind überraschenderweise ohne Düngung sehr widerstandsfähig. Von den Kräutern hat bisher nur *Achillea millefolium* überlebt.

3.2 Sammeln und Vermehren von standorteigenem Saatgut

Da Handelssorten bei Hochlagenbegrünungen nur Pionierfunktion haben, wurde bereits im Jahr 1978 Saatgut von *Poa alpina* gesammelt (je nach Witterung mit 30-85% Keimfähigkeit) und zur Vermehrung weitergeleitet. Seit 1978 kann *Poa alpina* in einem geringen Prozentsatz der Saatgutmischung beigemischt werden (siehe Abbildung 6). Auch *Deschampsia flexuosa* und *caespitosa* sind als standortgerechte Arten im Handel erhältlich und Bestandteil der sogenannten Hochlagenmischung.

Ab 1994 kann das erste Mal *Festuca nigrescens* (als eine der wichtigsten erosionshemmenden alpinen Grasart in Südtirol) bis zu 50% dem Saatgut beigemischt werden. Als Handelssorten sind in der Hochlagenmischung mit einem geringen Gewichtsanteil nur mehr der ausläuferbildende Rotschwengel (*Festuca rubra* ECHO, KOS), 2 Kleearten und die Schafgarbe vertreten (siehe Tabelle 2).

Vermehrungsversuche laufen auch mit *Festuca halleri*, *Sesleria disticha*, *Anthoxanthum alpinum*, *Agrostis alpina* und mit den Kräutern *Trifolium alpinum*, *Anthyllis vulneraria* (hohe Lagen), *Lotus alpinus* und *Potentilla aurea*.

Es ist zu hoffen, daß in den nächsten Jahren auch von den eben erwähnten standorteigenen Arten kleinere Mengen der Saatgutmischung beigemischt werden können.

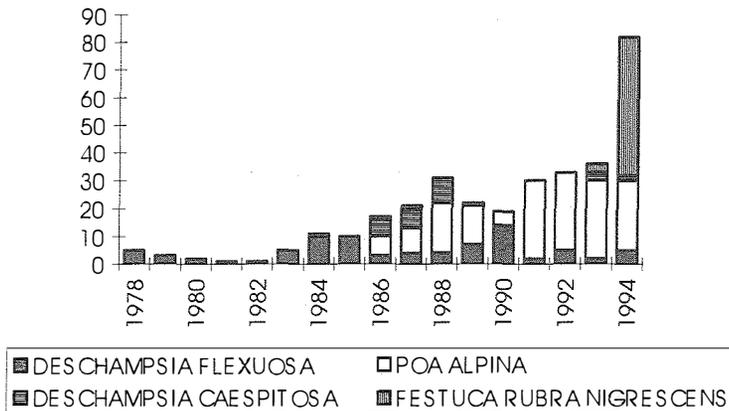


Abbildung 6: Anteil standort eigener Pflanzen in den Saatgutmischungen für die Hochlagenbegrünung (1978 - 1994). Samen alpiner Gräser und Kräuter mit einem Gewichtsanteil von weniger als 1% sind hier nicht angeführt

Figure 6: Proportion of native species in the high altitude seed mixture applied in the period from 1978 - 1994. Alpine grasses and herbs with a proportion of weight less than 1% are not shown.

Tabelle 2: Saatgutmischung für die Begrünung von Erosionszonen über der Waldgrenze auf saurem Boden, zusammengestellt für das Jahr 1994

Table 2: Seed mixture developed for revegetation of erosion areas on acid soil above treeline in the summer of 1994

Festuca nigrescens	50%
Poa alpina	25%
Deschampsia flexuosa	5%
Deschampsia caespitosa	2%
Festuca rubra (Echo, Kos)	7%
Trifolium hybridum (Odenwälder)	4%
Lotus corniculatus (Odenwälder)	2%
Achillea millefolium	5%

3.3 Sammeln von standorteigenem Saatgut für die Anzucht von Jungpflanzen

Das Sammeln von Samen hochalpiner Gräser und Kräuter für die Saatgutvermehrung hat natürlich seine Grenzen. Es ist einmal sehr arbeitsaufwendig und teuer, weiters sind oft nicht genügend Samen zu finden oder es fehlt die entsprechende Keimfähigkeit. Aus diesem Grund werden kleine Samenmengen, die Studenten in unserem Auftrag in Südtirol sammeln, in das Versuchszentrum Laimburg gebracht, dort über Winter in einem Sand-Torfgemisch stratifiziert und im Februar im Gewächshaus auf Saatkisten ausgesät. Die 1-2 cm hohen Keimlinge werden anschließend in "Roottrainers" versetzt (pikiert). Diese Arbeit, die sich so leicht anhört, erfordert viel Kenntnis und Geschick. Nach 2 Monaten kommen die alpinen Gräser und Kräuter auf einem höher gelegenen Pflanzgarten, wo sie bis zum Aussetzen im Frühsommer weitergepflegt werden. In diesen vom geobotanischen Institut der ETH-Zürich (Urbanska, 1985 - 1989) vorgeschlagenen Roottrainers (das sind Wurzelbehälter: 3x2 cm breit und 10 cm tief) wachsen die Sämlinge auf Grund der guten Wurzelentwicklung zu starken Pflanzen heran, die oft schon im selben Jahr zu blühen beginnen. Im Juli werden die herangezüchteten Pflanzen an Ort und Stelle gebracht und mit einem nach der Form des Wurzelballens geschmiedeten Eisen in die Lücken der begrünten Flächen versetzt.

3.4. Vegetative Vermehrung alpiner Arten

Bei schlechten Witterungsbedingungen tragen alpine Pflanzen überhaupt keine reifen Samen, manche Gräser nicht einmal nach einer wärmeren Vegetationsperiode. Daher haben Dissertanten des botanischen Institutes der Universität Innsbruck bereits seit 1980 nach Möglichkeiten gesucht, alpine Arten vegetativ zu vermehren.

Das Ergebnis war, daß eine Sproßteilung die beste vegetative Vermehrung darstellt, allerdings fast ausschließlich bei Gräsern (Mair, 1986 und Stimpfl, 1985).

Urbanska (1985, 1986, 1988, 1989) und ihre Mitarbeiter vom geobotanischen Institut der ETH-Zürich haben die Methode noch verbessert. Sie versuchten eine Einzel- und Multitriebklonierung (STC = single-tiller-cloning und MTC = multiple-tiller-cloning).

Manche Gräser zeigen einen starken Zuwachs, wenn einzelne Triebe vom Klon getrennt und eingepflanzt werden (STC), andere hingegen wachsen besser bei der Abtrennung und Einpflanzung von Triebbüschelein (MTC). Das bestätigt auch Wilhelm (1990) in seiner Diplomarbeit über das Regenerationsverhalten alpiner Arten. Für die gärtnerische Vermehrung kommen jedoch nur Gräser in Frage, die für die

Einzeltriebkлонierung geeignet sind, bei den anderen wäre der Aufwand an vegetativem Material zu hoch (Tabelle 3).

In natura verläuft die Vermehrung folgendermaßen:

Im Frühherbst werden Rasensoden der geeigneten Gräser aus der Nähe der zu begründenden Erosionsgebiete entnommen, in die Gärtnerei gebracht (Versuchszentrum Laimburg), dort rund 1 Monat im Gewächshaus in Saatschalen aufbewahrt und leicht bewässert; im November werden diese Rasensoden dann zu Triebbüschelein geteilt und diese auf Saatplatten eingepflanzt (in ein Erde-Sand-Torfgemisch). Diese erste Teilung fördert einen raschen Zuwachs (bis zu 3 cm Ausdehnungswachstum in 3 Monaten). Im Februar werden dann diese zum Teil kräftigen Triebbüschel in Einzeltriebe getrennt und in die Rootainers eingepflanzt, wo sie bis zum Aussetzen in die Begrünungsflächen verbleiben. Wenn keine Fröste mehr zu erwarten sind, werden die Rootainers aus dem Gewächshaus herausgenommen und in einen höher gelegenen Pflanzgarten gebracht. Im Sommer werden diese Gräser in die Lücken der begründeten Flächen eingesetzt.

4 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Auf den ersten Blick mögen die eben genannten Verfahren arbeitsaufwendig und teuer erscheinen. In Wirklichkeit jedoch kosten sie nur wenig im Vergleich zum Betrag, der für die Bitumen-Strohdecksaat und den Hubschraubertransport ausgegeben wird. Dafür ist diese Arbeit umso wichtiger. Wenn es nämlich nicht gelingt, eine standortgerechte Vegetation in den Hochlagen aufzubringen, dann ist ein dauerhafter Erosionsschutz in Frage gestellt.

In der Saatgutmischung dominierten bisher die Handelssamen und auf diese wird man auch nicht ganz verzichten können. Sie stellen nämlich Pionierpflanzen dar, die relativ schnell den nackten Boden besiedeln und mindestens 10 Jahre halten (vor allem Festuca-Arten und Sorten). Erst jetzt, da es gelungen ist, in genügender Menge die standortseigene Festuca nigrescens zu züchten, kann auf den Großteil der Handelssamen für die Hochlagenbegrünung verzichtet werden.

Die umfangreichen bereits seit 1976 durchgeführten Begrünungen von Erosionsflächen über der Waldgrenze müssen mit standortgerechten alpinen Pflanzen durchsetzt werden, sonst können sie kaum einen dauerhaften Erosionsschutz bieten. Dazu eignet sich am besten das Versetzen von vegetativ vermehrten bzw. in Rootainers aus Samen herangezüchteten Pflanzen. Vor allem für viele blühende alpine Kräuter, von

denen nur in sehr geringer Menge Samen gesammelt werden können, ist die Ansaat in Rootainers die einzige Chance der Weiterverbreitung.

Wie schon erwähnt, eignen sich für die vegetative Fortpflanzung einzelne Gräser sehr gut. Am besten wächst die stark ausläuferbildende *Agrostis schraderiana*, bei der der Umweg über die Gärtnerei nicht nötig ist, wenn sie in angrenzenden Gebieten in genügender Menge vorhanden ist. Triebbüschel (2-3 cm) von *Agrostis schraderiana* wachsen innerhalb von 2 Jahren bis zu 10 cm breiten Pflanzen heran.

Tabelle 3: Alpine Gräser, die sich für die vegetative Vermehrung durch Einzeltriebklonierung eignen, in abnehmender Reihenfolge.

Table 3: Suitability of alpine grass species to vegetative cultivation by means of single tiller cloning in decreasing order

AGROSTIS SCHRADERIANA	POA VIOLACEA
POA ALPINA	POA LAXA
FESTUCA HALLERI	KOELERIA HIRSUTA
FESTUCA PSEUDODURA	ANTHOXANTUM ALPINUM
FESTUCA NIGRESCENS	AGROSTIS ALPINA
FESTUCA TRACHYPHYLLA	NARDUS STRICTA
FESTUCA VARIA	HELICTOTRICHON VERSICOLOR
FESTUCA NORICÁ	DESCHAMPSIA FLEXUOSA

In der Tabelle 3 sind die wichtigsten Gräser angeführt, die sich für die vegetative Vermehrung eignen und - in die Lücken der begrüneten Flächen versetzt - ein gutes Wachstum zeigen. Versuche, kleinere Erosionsflächen nur mit diesen Topfpflanzen zu begrünen, sind daran gescheitert, daß diese bei Starkregen und Hagel immer wieder überschüttet werden. Im Schutz der bereits herangewachsenen Pioniervegetation hingegen gedeihen die ausgesetzten alpinen Gräser und Kräuter sehr gut.

Zur Zeit werden 80.000 - 150.000 solcher Pflanzen jährlich herangezogen (siehe Abbildung 7), die für rund 1-2 ha reichen, (je nach Lücken 5-10 Pflanzen pro m²). Eingesetzt werden diese Pflanzen erst in 3-5jährige Begrünungen, um diesen Zeit zur Entwicklung zu geben, damit sie einen stärkeren Schutz für die arbeits- und kostenaufwendig herangezogenen alpinen Gräser und Kräuter bieten können.

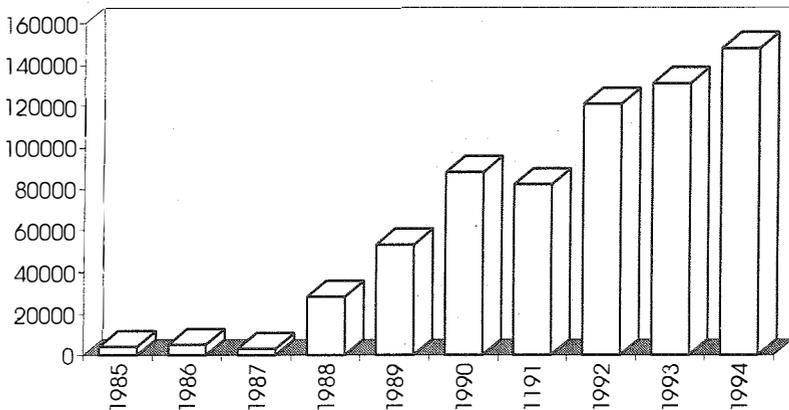


Abbildung 7: Die Anzahl vegetativ oder über Samen vermehrter und ausgesetzter Pflanzen: Von 1986 - 1987 in Torf- oder Papiertöpfen, ab 1988 in sogenannten „Rootrainers“ (Wurzelbehälter, die das Wurzelwachstum stark fördern)

Figure 7: Number of cultivated and planted plants propagated vegetatively or by seeds. From 1986 to 1987 in peat- or paperpots, from 1988 on in rootrainers

Mit diesen 4 Methoden ist man einer standortgerechten Vegetation und damit einer dauerhaften Begrünung von Erosionsflächen über der Waldgrenze sicherlich einen guten Schritt nähergekommen. Das Heranziehen von Kräutern, die oft sehr schlecht keimen, muß durch nachfolgende Forschungsarbeiten erleichtert und ermöglicht werden. Vor allem die Luftstickstoff-bindenden Kleearten könnten die Kosten für die Düngung ersparen. Eine der Artenzusammensetzung entsprechende Pflege werden die begrüneten Flächen wohl für längere Zeit brauchen.

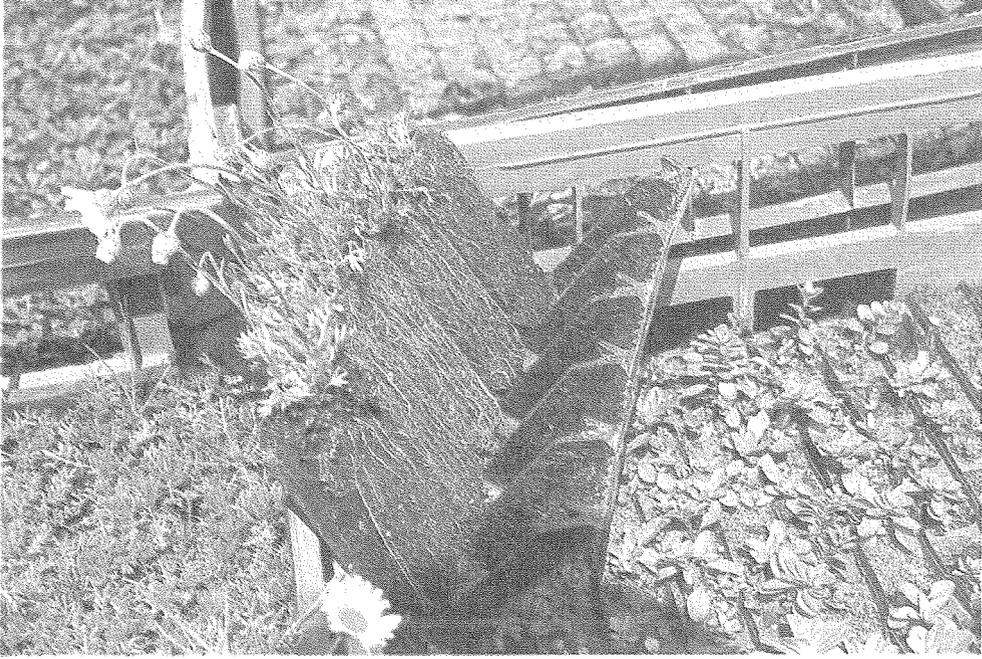


Abbildung 7: Vermehrung alpiner Pflanzen in Roottrainers (*Tanacetum alpinum*)

Figure 7: Cultivation of alpine plants in Roottrainers (*Tanacetum alpinum*)

5 LITERATURVERZEICHNIS (für Hochlagenbegrünungen)

- FLORINETH F., 1982: Begrünungen von Erosionszonen im Bereich und über der Waldgrenze. Zeitschrift für Vegetationstechnik 5, 20-24.
- FLORINETH F., 1988a: Begrünungen von Erosionszonen über der Waldgrenze. Jahrbuch der Gesellschaft für Ingenieurbiologie 3, 78-93.
- FLORINETH F., 1988b: Versuche einer standortgerechten Begrünung von Erosionszonen über der Waldgrenze. Zeitschrift für Vegetationstechnik 11, 118-122.
- FLORINETH F., 1989: Il rinverdimento di aree in erosione situate al di sopra del limite del bosco. Dentronatura 1/89, S. 34-39.
- FLORINETH F., 1991: Begrünung von Erosionszonen in Südtirol. Zeitschrift BÜNDNER WALD 44 - Jahrgang 10/91.
- FLORINETH F., 1992: Hochlagenbegrünung in Südtirol. Zeitschrift Rasen - Turf - Gazon 3/92 - S. 74-80.
- FLÜELER R., 1988: Biologische Erosionsbekämpfung oberhalb der Waldgrenze: Verhalten von alpinen Pflanzen in experimentellen Aussaaten auf Skipistenplanierungen. Diplomarbeit, Geom. Inst. ETH Zürich.

- GASSER M., 1989: Bedeutung der vegetativen Phase bei alpinen Pflanzen für die biologische Erosionsbekämpfung in der alpinen Stufe. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 55, 151-176.
- GRABHERR G., 1987: Produktion und Produktionsstrategien im Krummseggenrasen (*Caricetum curvulae*) der Ötztaler Alpen, Tirol. Oecol. Plant 1 (15), 307-316.
- GRABHERR G., MAIR A. und STIMPFL H., 1988: Vegetationsprozesse in alpinen Rasen und die Chancen einer echten Renaturierung von Schipisten und anderen Erosionsflächen in alpinen Hochlagen. Jahrbuch der Gesellschaft für Ingenieurbioogie 3, 94-113.
- GRABHERR G. und HOHENGARTNER H., 1989: Die "Junggärtnermethode" - eine neue Methode zur Renaturierung hochalpiner Rohbodenflächen mit autochthonem Pflanzgut. Die Bodenkultur 40, 85-94.
- HASLER A., 1988: Biologische Erosionsbekämpfung oberhalb der Waldgrenze: Verwendung einiger alpiner Arten für die Bepflanzung von gefährdeten Stellen. Diplomarbeit. Geobot. Inst. ETH Zürich.
- KURZ P., 1987: Erosionsschutz der natürlichen Vegetation und künstlicher Begrünungen in alpinen Hochlagen, dargestellt am Beispiel "Pfannhorn" in Südtirol. Dissertation, Innsbruck.
- MAIR A., 1986: Zweckmäßigkeit und Erfolg ingenieurbioogischer Erosionsbekämpfung in alpinen Hochlagen, dargestellt am Beispiel "Pfannhorn", Südtirol-Italien. Dissertation, Innsbruck.
- MEISTERHANS E., 1988: Vegetationsentwicklung auf Schipistenplanierungen in der alpinen Stufe bei Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 97.
- PARTSCH K., 1980: Reform der Rekultivierung im Hochgebirge. Deutscher Gartenbau 18, 828-830.
- SCHAUER Th., 1981: Vegetationsveränderungen und Florenverlust auf Skipisten in den bayerischen Alpen. Jb. Ver. Schutz Bergwelt, München 46, 149-179.
- SCHIECHTL H.M., 1973: Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau. Callwey Verlag - München.
- SCHIECHTL H.M., 1976: Zur Begrünbarkeit künstlich geschaffener Schneisen in Hochlagen. Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen 41, 53-76.
- SCHIECHTL H.M., 1978: Probleme der ingenieurbioogischen Begrünungsverfahren im Gebirge. Tagungsberichte der Bayr. Akademie f. Naturschutz u. Landschaftspflege 2, 8-15.
- SCHIECHTL H.M. und WATSCHINGER E., 1972: Erosionsschutz durch Berasung bei der Wildbachverbauung in Südtirol. Garten und Landschaft 11, 506-507.
- SCHMIDT J., 1993: Hochlagenbegrünung am Fürschießer / Allgäu
Zeitschrift Rasen - Turf - Gazon 1/93
- SCHÜTZ M., 1988: Genetisch-ökologische Untersuchungen an alpinen Pflanzenarten auf verschiedenen Gesteinsunterlagen: Keimungs- und Aussaatversuche. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 99.
- SCHÜTZ M., 1993: Fortpflanzungserfolg alpiner Pflanzen
Informationsblatt des Vorschungsbereiches Landschaft - Nr. 15/93 - Eidgen. Forschungsanstalt Birmensdorf
- STIMPFL H., 1985: Zur Bedeutung der Reproduktionsstrategie autochthoner und standortsfremder Arten für die ingenieurbioogische Berasung hochalpiner Erosionsflächen. Dissertation, Innsbruck.
- STINY J., 1908: Die Berasung und Bebuschung des Ödlandes im Gebirge als wichtige Ergänzung getroffener technischer Maßnahmen und für sich betrachtet. Selbstverlag des Verfassers, Graz, 155 Seiten.
- TSCHURR R.F., 1987: Regenerationsverhalten und vegetative Fortpflanzung bei einigen Alpenpflanzen. Diplomarbeit, Geobot. Inst. ETH Zürich.
- TSCHURR R.F., 1988: Zum Regenerationsverhalten einiger Alpenpflanzen. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 54, 111-140.

- URBANSKA K.M., 1985: Some life history strategies and population structure in asexually reproducing plants. *Bot. Helv.* 95/1, 81-97.
- URBANSKA K.M., 1986a: High altitude revegetation research in Switzerland - problems and perspectives. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 87, 155-167.
- URBANSKA K.M., 1986b: Behaviour of alpine plants and high altitude revegetation research, *Proc. 7th HAR Workshop. Colorado State Univ. Info. Ser.* 58, 214-226.
- URBANSKA K.M., 1988: High altitude revegetation research in Swiss Alps: experimental establishment and performance of native plant populations in machine-graded ski runs above the timberline. *Proc. 8th HAR Workshop. Colorado State Univ. Info. Ser.* 59, 115-128.
- URBANSKA K.M., 1989a: Probleme des biologischen Erosionsschutzes oberhalb der Waldgrenze. *Zeitschrift für Vegetationstechnik* 12, 25-30.
- URBANSKA K.M., 1989b: Standortgerechte Skipistenplanierung in hochalpinen Lagen. *Bulletin d. ETH Zürich* 223, 18-21.
- URBANSKA K.M., HEFTI-HOLENSTEIN B. und ELMER G., 1987: Performance of some alpine grasses in single-tiller cloning experiments and in the subsequent revegetation trials above the timberline. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 53, 64-90.
- URBANSKA K.M., SCHÜTZ M. und GASSER M., 1988: Revegetation trials above the timberline - an exercise in experimental population ecology. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 54, 85-110.
- URBANSKA K.M., und SCHÜTZ M. 1986: Reproduction by seed alpine plants and revegetations research above timberline. *Bot. Helv.* 96, 43-60.
- WEILENMANN K., 1981: Bedeutung von Keim- und Jungpflanzenphase für alpine Taxa verschiedener Standorte. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 48, 68-119.
- WILHALM TH., 1990: Experimentelle Untersuchungen über das Regenerationsverhalten einiger alpiner Gräser. *Diplomarbeit am Bot. Inst. der Univ. Innsbruck.*
- WILHALM TH., und FLORINETH F. 1990: Revegetation of overgrazed alpine and subalpine areas in South Tyrol / Italy. *In: Proc. 9th HAR Workshop. Colorado State University.*

WISSENSCHAFTLICHE EXAKTVERSUCHE ZUR FRAGE DES AUFKOMMENS UND WACHSTUMS VON FICHTENPFLANZEN BEI SCHWIERIGEN AUFFORSTUNGEN

SCIENTIFIC EXPERIMENTS AT THE QUESTION OF RECOVERY AND GROWTH OF SPRUCE AT DIFFICULT AFFORESTATIONS

Josef FUCHS

Landesforstdirektion Tirol, Bürgerstraße 36, 6010 Innsbruck

SUMMARY:

The two experiments with container-spruces show the advantages of BIOSOL concerning the tolerance and the growth of plants. For high-altitude afforestation and the afforestation on initial soil, the organic fertilizer BIOSOL is recommended because of the reduction of the planting shock and the improvement of growth. It turned out, that it is successful to spend 100 - 150 g BIOSOL per plant in the case of high-altitude afforestation and 100 g BIOSOL per plant in the case of the afforestation on raw soil. The damage of roots can be excluded. It is necessary to repeat the fertilization two years later.

KEYWORDS: Fertilization, Norway Spruce, organic fertilizer, mineral fertilizer.

ZUSAMMENFASSUNG:

Die beiden Gefäßversuche zeigten, daß der organische Spezialdünger Biosol als Obenaufdüngung von Fichtenpflanzen gut vertragen wird. Die Anwendung von Biosol bei Hochlagenaufforstungen und zur Aufforstung von Rohböden zur Vermeidung des Verpflanzungsschocks und zur Verbesserung des Wachstums kann aus den Ergebnissen dieser Versuche empfohlen werden. Die optimalen Aufwandsmengen für Hochlagenaufforstungen können auch aus Erfahrungen bei Geländeversuchen mit 100 - 150 g Biosol je Pflanze, bei Rohböden mit 100 g Biosol je Pflanze angegeben werden. Aufgrund der langsam fließenden Nährstoffquelle sind Wurzelverätzungen so gut wie auszuschließen. Eine Wiederholung der Düngung nach 2 Jahren ist ausreichend.

STICHWÖRTER: Düngung, Fichte, organischer Dünger, Mineraldünger.

1 EINLEITUNG

Bei schwierigen Begrünungen von Skipisten oberhalb der Waldgrenze und von frisch geschütteten Böschungen haben sich in den letzten Jahren organische Spezialdüngemittel sehr bewährt (Insam und Haselwandter 1985, Naschberger und Köck, 1983). Der Vorteil dieser Düngemittel liegt einerseits in der langsamen, anhaltenden Nährstoffbereitstellung und andererseits in positiven Wirkungen auf Wurzelbildung und Wurzelsymbionten (Mykorrhizen). Es lag daher nahe, derartige Düngemittel auch in ihrer Wirkung auf Forstpflanzen zu überprüfen. Um grundlegende Fragen der Dosierung und Verträglichkeit abzuklären, wurden Gefäßversuche auf verschiedenen Bodensubstraten angelegt. Dabei wurde untersucht, wie sich ein organisches Düngemittel im Vergleich mit mineralischem Dünger auf Wuchsleistung, Wurzelbildung und Nährstoffhaushalt von Fichtenpflanzen auswirkt. Diese Versuche

verliefen ermutigend und liefern wichtige Hinweise für Düngemaßnahmen bei schwierigen Aufforstungen.

2 VERSUCHSANORDNUNG:

In einem Gefäßversuch auf zwei Bodensubstraten wurde BIOSOL, ein kommerziell erhältliches organisches Spezialdüngemittel und VOLLKORN ROT, ein praxisbewährter Mineraldünger in ihrer Wirkung auf Fichtenpflanzen untersucht. Der Versuch umfaßt folgende Behandlungsvarianten:

Versuch I: Substrat Braunerde-Semipodsol

K	ungedüngte Kontrolle
M	10 g Vollkorn rot je Gefäß
B1	7,5 g Biosol je Gefäß
B2	15 g Biosol je Gefäß
B3	30 g Biosol je Gefäß
B4	60 g Biosol je Gefäß

Versuch II: Substrat Rohboden

K	ungedüngte	Kontrolle
M	10 g Vollkorn rot	je Gefäß
B2	15 g Biosol	je Gefäß
B3	30 g Biosol	je Gefäß

Für die Versuche wurden zweijährige Fichtensämlinge in Kunststoffcontainern von 3 l Inhalt eingetopft. Jede Behandlungsvariante wurde zwölfmal wiederholt. Die Versuche wurden in vollständig randomisierter Anordnung in einem Kalthaus aufgestellt. Die Düngung erfolgte als einmalige Gabe auf die Bodenoberfläche unmittelbar nach dem Eintopfen. Die Versuche wurden durch zwei Vegetationsperioden gezogen.

2.1 Versuchsböden:

Die Bodensubstrate für die Gefäßversuche wurden in den Kitzbüheler Schieferalpen geworben. Das Bodensubstrat für den Gefäßversuch (I) wurde auf einer Alpweidefläche an der Waldgrenze bei 1.750 m Seehöhe abgegraben. Die nähere Umgebung weist an Baumarten Zirbe und Fichte, vereinzelt auch Latsche auf. In der Bodenvegetation dominieren *Rhododendron ferrugineum* und *Nardus stricta*. Der Bodentyp ist Braunerde/Semipodsol. Der Boden ist mäßig verdichtet und trägt eine gering mächtige Rohhumusaufgabe. Für den Gefäßversuch wurden die obersten 15 bis 20 cm des Mineralbodens verwendet. Der Rohboden für den Gefäßversuch (II) ist feinsandreicher Schiefer-Gehängeschutt aus einem frischen Weganschnitt in 1.250 m Seehöhe.

2.2 Düngemittel

BIOSOL ist ein Produkt der Firma Biochemie in Kundl. Es handelt sich dabei um ein Granulat aus getrocknetem Pilzmyzel (2), das bei der Antibiotikaproduktion nach der Extraktion des Penizillins übrigbleibt. Die Trocknung erfolgt bei einer Temperatur von 120 bis 150°C und einer Verweilzeit von zwei bis drei Stunden. Dadurch wird sichergestellt, daß nur absolut penizillinfreies BIOSOL in den Handel kommt. VOLLKORN "Linz" ROT ist ein von der Chemie LINZ AG erzeugter und in der Forstwirtschaft üblicher mineralischer Kulturdünger. Die Zusammensetzung der verwendeten Düngemittel nach Herstellerangaben ist in Tab.1 angeführt.

Tabelle 1: Nährstoffgehalte der Düngemittel

Table 1: Nutrient content of the fertilizers

Nährstoff	BIOSOL	VOLLKORN "Linz" ROT
N (%)	6,5 [*])	12
P ₂ O ₅ (%)	1,9	12
K ₂ O (%)	4,8	18
Mg (%)	1,3	0,5 (MgO)
Ca (%)	3,1	11 (CaO)
Fe	212 mg.kg ⁻¹ TS	0,3% Fe ₂ O ₃
Mn	14 mg.kg ⁻¹ TS	0,5% Si ₂ O ₂
Cu	12 mg.kg ⁻¹ TS	13% SO ₄
Zn	55 mg.kg ⁻¹ TS	
Co	5,3 mg.kg ⁻¹ TS	sowie B, Mn
Organische Substanz	81,1	Spurenelemente
% i.d. TS		und Reststoffe
Wassergehalt %	5,6	
*) Biosol enthält ausschließlich organisch gebundenen Stickstoff		

2.3 Auswertung:

Nach zwei Vegetationsperioden wurden die Pflanzen geerntet und auf Wuchseleistung, Wurzelbildung und Mineralstoffernährungsstatus untersucht. Die statistische Auswertung erfolgte mittels Varianzanalysen und multiplen Mittelwertvergleichen nach DUNCAN, die Ausfallsraten wurden mittels Chi-Quadrat-Test auf Signifikanz geprüft.

3 ERGEBNISSE:

3.1 Versuch I:

3.1.1 Wuchsmerkmale bei Versuch I

Bei der Entwicklung der Sproß- und Wurzelmassen sowie der Terminaltrieblängen (siehe Abb.1 und Abb. 5) zeigte sich, daß die Pflanzen in den Varianten 7,5 g Biosol je Topf und 15 g Biosol je Topf am besten wachsen. Diese beiden Behandlungen waren hinsichtlich Trockenmassenproduktion, Längenwachstum und Bewurzelungsintensität sowohl der ungedüngten Kontrolle als auch der Mineraldüngervariante überlegen.

Terminaltrieblängen: In der ersten Wuchssaison keine Unterschiede, da die Terminaltriebe aus im Vorjahr angelegten Knospen entstanden sind. In der zweiten Vegetationsperiode konnte dagegen z.B. die B2-Variante den 3,6-fachen Terminaltriebzuwachs der Kontrollvariante und den doppelten der M-Variante erreichen. Die Entwicklung der Terminaltrieblängen läßt erkennen, daß durch die Düngung der gefürchtete Verpflanzungsschock vor allem bei B1 und B2 ausgeblieben ist.

Trockenmasse des Gesamtsproßes: Ähnlich den Nadelzuwächsen erreicht die B1-Variante um 100% höhere Sproßgewichte als die K- und um 50% höhere als die M-Variante (B2: 75% höheres Sproßgewicht als die K- und 19% höheres als die M-Variante!).

Tabelle 2: Wuchsmerkmale, Nadelfarbe und Wurzelbildung der Fichten im Versuch I (Braunerde/Semipodsol)

Table 2: Growth characteristics, needle color and root form of spruce in experiment I (dystric cambisole)

Merkmal	K	M	B1	B2	B3	B4
Pflanzenausfälle %	0	0	0	0	0	0
Terminaltrieblänge 1984 (mm)	66	62	68	64	68	59
Terminaltrieblänge 1985 (mm)	25	45	72	90	52	56
Sproßlänge (mm)	259	278	286	301	258	274
Wurzelhalsdurchmesser (mm)	5,1	6,5	7,5	7,4	6,8	6,5
TM neue Nadeln (g)	1,4	2,5	3,7	3,1	2,6	2,4
TM der Altnadeln (g)	1,2	1,5	1,5	1,3	1,1	1,4
TM neue Sproßachsen (g)	0,45	0,80	1,59	1,37	1,08	0,88
TM Sproß gesamt (g)	5,0	7,4	10,1	8,8	7,3	7,0
Nadelfarbe (1=dunkelgrün, 5=gelblich)	3,6	3,2	1,5	1,3	1,7	2,5
TM Wurzeln (g)	4,8	5,5	7,9	7,7	5,5	4,7
Wurzelgesamtenwicklungsbild (1=sehr kräftig, 5=sehr schwach)	2,9	3,0	1,5	1,7	2,6	3,1
Feinwurzelbildung (1=sehr gut, 5=sehr gering)	3,5	3,5	2,3	1,8	2,8	3,3

Trockenmasse der Wurzeln: B1 und B2 erreichen um 70% mehr Wurzelgewichte - was auch deutlich aus der Beurteilung des Wurzelgesamtenwicklungsbildes und aus der Feinwurzelbildung hervorgeht - als die K- und um 43% mehr als die M-Variante.

Die morphologischen Merkmale der Fichtenpflanzen - also die äußere Qualität sind für einen Kulturerfolg von besonderer Bedeutung. Als Stufigkeitsmaß dienen Sproßlänge, Wurzelhals-Durchmesser sowie ober- und unterirdisches Pflanzengewicht. Die biosolgedüngten Pflanzen B1 und B2 weisen gegenüber der M-Variante eine höhere Sproßlänge von nur ca. 5% auf, dafür aber ist der Wurzelhalsdurchmesser um 15%, die Gesamtsproßtrockenmasse um 37% und die Wurzelmasse um 43% höher! Neben den morphologischen Merkmalen einer Pflanze sind die physiologischen - also die Nährstoffgehalte - von Bedeutung.

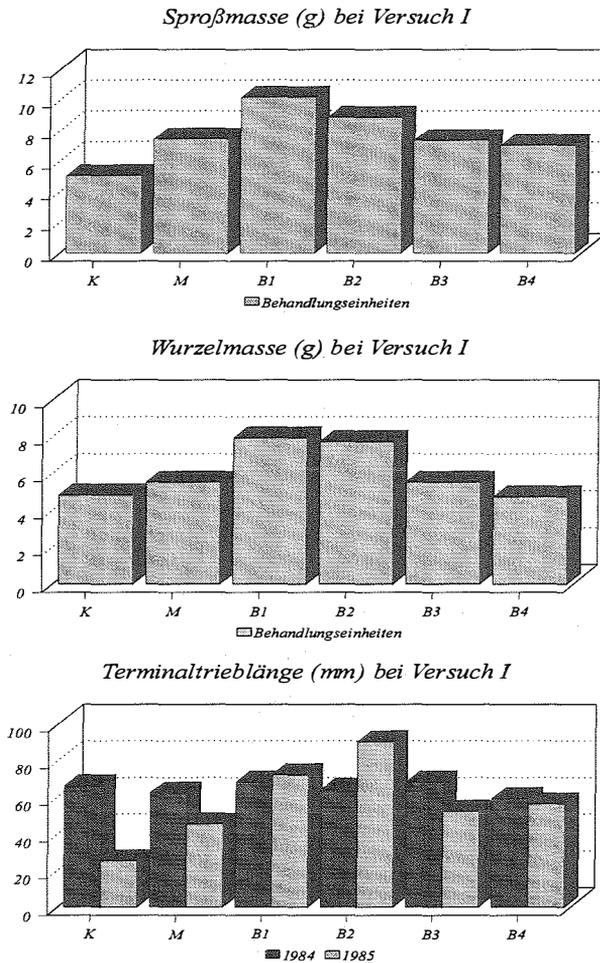


Abbildung 1: Sproß- und Wurzelmassen sowie Terminaltrieblängen bei Versuch I
 Figure 1: Shoot- and root masses as well as length of terminal shoots in experiment I

3.1.2 Nährstoffgehalte der neugebildeten Nadeln zu Ende der Vegetationsperioden 1984 und 1985 bei Versuch I: (siehe Abb.2)

Sämtliche Fichtenpflanzen wurden am Ende des Versuches auf ihre Nährelementgehalte hin untersucht. Pro Variante wurde eine Mischprobe gewonnen. Die Mineralstoffgehalte der in der jeweiligen Wuchssaison neugebildeten Nadeln zeigen, daß die Stickstoffversorgung insgesamt als gut einzustufen ist, auch wenn man berücksichtigt, daß junge, in Gewächshäusern gezogene Pflanzen wegen ihrer zarten

Nadeln höhere N-Gehalte aufweisen als Freilandpflanzen, für die in der Literatur Gehalte von 1,5 bis 2% als optimal angegeben werden.

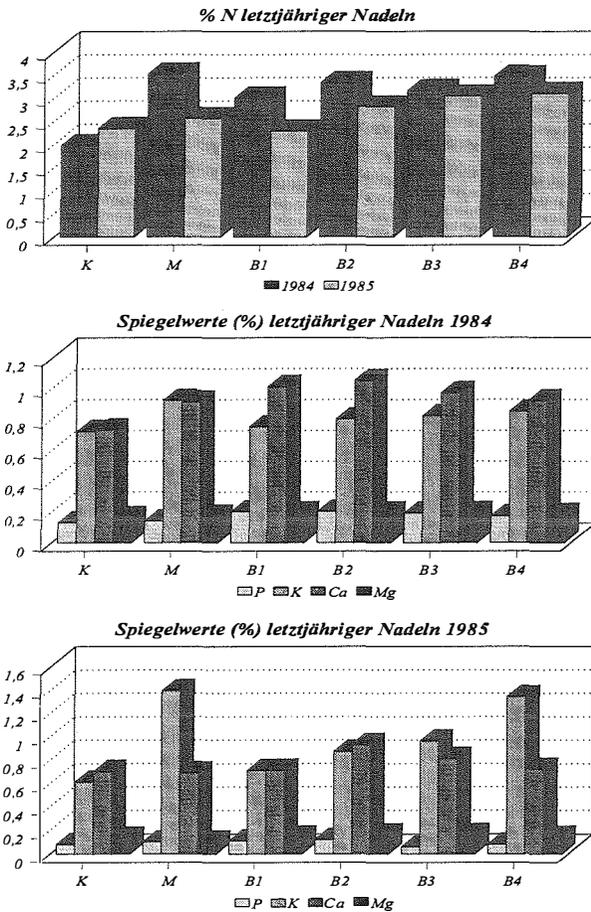


Abbildung 2 Nährstoffgehalte der neugebildeten Nadeln zu Ende der Vegetationsperioden bei Versuch I

Figure 2: Nutrient contents of the new needles at the end of the vegetation period in experiment I

Die P-Versorgung muß in allen Behandlungsvarianten besonders im zweiten Jahr als eher schlecht eingestuft werden (opt. 0,15 - 0,25% P).

Die Kali-Gehalte der Nadeln wurden vor allem durch Mineraldüngung und hohe Biosolgaben angehoben (opt. 0,6 - 1,2% K).

Kalzium konnte von allen Versuchspflanzen in hinreichenden Mengen aufgenommen werden (optimal 0,4 - 0,7% Ca).

Hinsichtlich Magnesium bestehen keine auffälligen Unterschiede zwischen den Behandlungen (opt. 0,13 - 0,20% Mg). In den B2- und B3-Varianten war die Versorgungssituation etwas besser (0,16% Mg).

Neben den absoluten Nährelementgehalten sind die Verhältnisse N/P und K/Ca bzw. K/Mg wichtig:

Das N/P-Verhältnis konnte nur bei den Varianten B1, B2 und M (21 - 25) in Grenzen gehalten werden, alle anderen Varianten leiden unter starken P-Mangel.

K/Ca und K/Mg-Antagonismus: Hohe K-Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung erschweren die Ca- bzw. Mg-Aufnahme und umgekehrt.

Erste Wuchssaison: Relativ geringe K-Gehalte - das K/Ca-Verhältnis schwankt zwischen 0,74 (B1) und 1 (K u. M), das K/Mg-Verhältnis zwischen 4 (B1) und 5,4 (M) - die biosolgedüngten Pflanzen konnten also die höchsten Ca- und Mg-Mengen aufnehmen und erreichten daher auch ein ausgeglicheneres Nährelementverhältnis.

Zweite Wuchssaison: enge K/Ca- bzw. K/Mg-Verhältnisse bei der K-Variante, jedoch absolut zu niedere Nährelementkonzentrationen ebenso bei der M- und B4-Variante - ungenügende Ca- und Mg-Aufnahmen - daher Leistungsrückgang.

Die K/Ca bzw. K/Mg-Verhältnisse bei den Varianten B1, B2 und B3 kommt einer "harmonischen" Düngung am nächsten - stärkstes Wachstum der Fichtenpflanzen.

3.2 Versuch II - Rohboden:

3.2.1 Wuchsmerkmale bei Versuch II

Bei der Entwicklung der Sproß- und Wurzelmassen sowie der Terminaltrieblängen kommt die Überlegenheit der Biosoldüngung noch deutlicher zum Ausdruck. Bei der M-Variante haben von zwölf Pflanzen nur zwei die erste Vegetationsperiode überlebt. Offenbar wurden in diesem sorptionsschwachen Substrat anfänglich zu hohe Salzkonzentrationen in der Bodenlösung erreicht.

Sproß- und Wurzelmassen sowie Terminaltrieblängen bei Versuch II. (Abb.3, Abb. 6)

Terminaltrieblängen: Die beiden Biosolvarianten konnten nahezu doppelt so hohe Zuwächse als die K- und mehr als den dreifachen der M-Variante erreichen. Die M-Variante fiel in der zweiten Wuchssaison sogar hinter die Kontrollpflanzen zurück.

Die Biosolvarianten weisen bei sämtlichen anderen Wuchsmerkmalen signifikant höhere Zuwächse bei den Nadeln-, Sproß- und Wurzelrockenmassen auf als die K- und M-Variante (ø 7-fache Mehrzuwächse gegenüber der M- und 1,5 bis 4-fache Mehrzuwächse gegenüber der K-Variante).

Die biosolgedüngten Pflanzen weisen auch eine wesentlich bessere morphologische Qualität als die Kontroll- und vor allem als die mineralgedüngten Pflanzen auf. Die B2-Variante weist eine nur um 10% längere Sproßachse gegenüber der K-Variante auf, dafür ist der Wurzelhalsdurchmesser um 25% stärker, die Gesamtsproßtrockenmasse um 55% und die Wurzelrockenmasse um 45% höher!

Bei den Nährstoffspiegelwerten sollte man beachten, daß in der M-Variante nur zwei Pflanzen überlebten, die Mittelwerte dieser Variante daher nur geringes Gewicht haben.

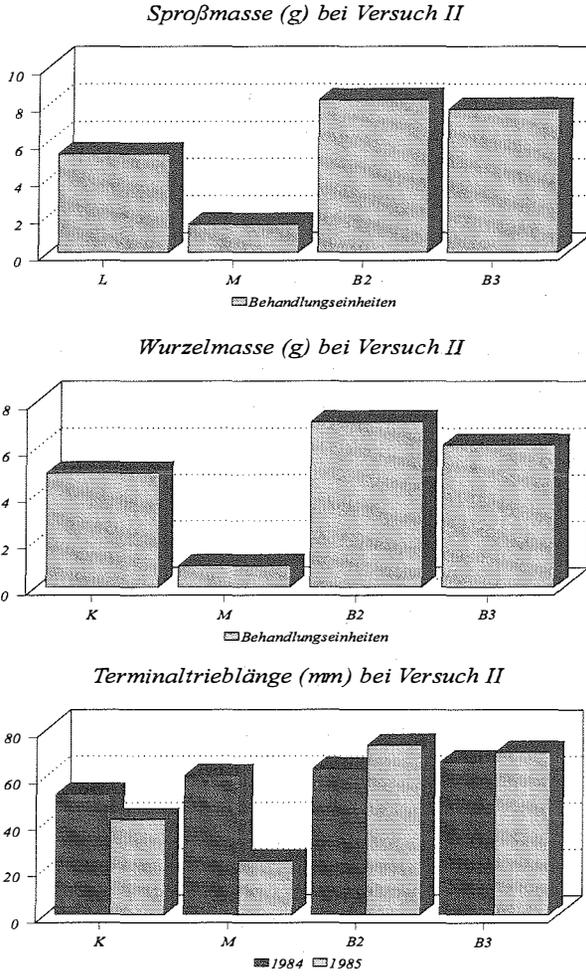


Abbildung 3: Sproß- und Wurzelmassen sowie Terminaltrieblängen bei Versuch II
 Figure 3: Shoot- and root masses as well as length of terminal shoots in experiment II

Tabelle 3: Wuchsmerkmale, Nadelfarbe und Wurzelbildung der Fichten im Versuch II (Rohboden)

Table 3: Growth characteristics, needle color and root form of spruce in experiment II (raw soil)

Merkmal	K	M	B2	B3
Pflanzenausfälle %	0	83	0	0
Terminaltrieblänge 1984 (mm)	52	60	63	66
Terminaltrieblänge 1985 (mm)	41	23	73	70
Sproßlänge (mm)	256	220	281	290
Wurzelhalsdurchmesser (mm)	6,1	3,8	7,6	7,6
TM neue Nadeln (g)	1,44	0,37	3,01	2,86
TM der Altnadeln (g)	1,25	0,30	1,02	1,17
TM neue Sproßachsen (g)	0,51	0,15	1,35	0,98
TM Sproß gesamt (g)	5,3	1,5	8,2	7,7
Nadelfarbe (1=dunkelgrün, 5=gelblich)	2,3	5,0	1,4	2,3
TM Wurzeln (g)				
Wurzelgesamtentwicklungsbild (1=sehr kräftig, 5=sehr schwach)	2,9	5,0	1,8	2,5
Feinwurzelbildung (1=sehr gut, 5=sehr gering)	3,7	4,0	2,8	2,8

3.2.2 Nährstoffgehalte der neugebildeten Nadeln zu Ende der Vegetationsperioden 1984 und 1985 bei Versuch II: (Abb.4)

Die N-Versorgung scheint in allen Varianten ausreichend gewesen zu sein, in der M-Variante war sie hoch (3,5% N im zweiten Jahr).

Die P-Versorgung war im ersten Jahr nahezu ausreichend, in der zweiten Wuchssaison trat wie bei Versuch I eine deutliche Verdünnung auf (am geringsten bei den Biosol-Varianten).

Die K-Spiegelwerte erreichten bei der M-Variante überdurchschnittlich hohe Werte (2,81%K), bei der B2-Variante nur 1,35%K.

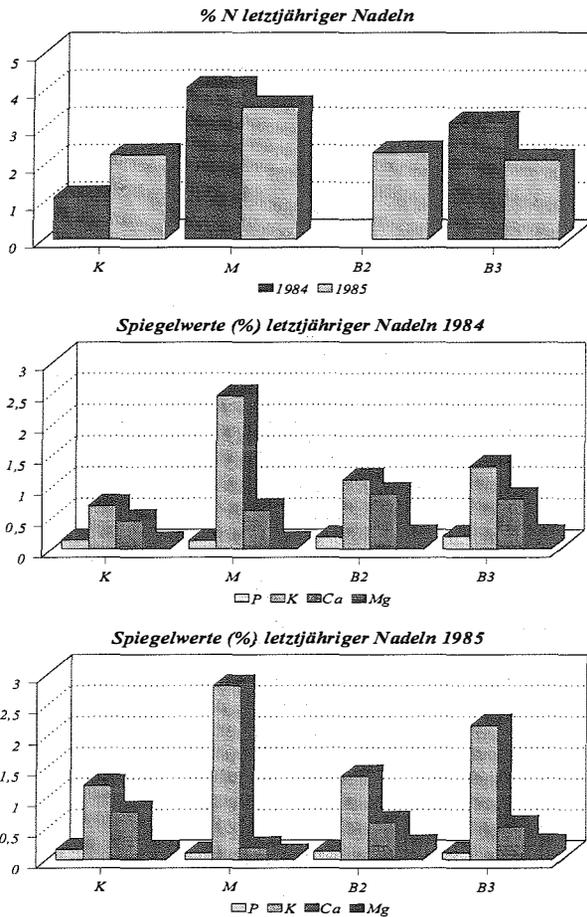


Abbildung 4 Nährstoffgehalte der neugebildeten Nadeln zu Ende der Vegetationsperioden bei Versuch II
 Figure 4: Nutrient contents of the new needles at the end of the vegetation period in experiment II

Die Düngung konnte in der ersten Wuchssaison die Ca-Spiegelwerte gegenüber der K-Variante verdoppeln. In der zweiten Saison trat eine Erhöhung bei der K-Variante auf 0,77% Ca ein, dagegen trat eine Verdünnung der Ca-Spiegelwerte bei B2- und B3-Variante auf 0,6 bzw. 0,5% Ca und bei M-Variante sogar auf 0,19% Ca auf.

Ebenso zeigen die Mg-Spiegelwerte ein recht interessantes Bild:

Waren die K- und M-Variante mit 0,09% Mg unterversorgt, so waren die biosolgedüngten Pflanzen mit mehr als dem doppelten Mg-Gehalt optimal versorgt. Dieser

Trend wird sogar in der zweiten Wuchssaison noch verstärkt - M 0,06% Mg, B2 und B3 0,22% Mg. Besonders beim Versuchssubstrat Rohboden wird einer "harmonischen" Ernährung der Pflanzen eine besondere Bedeutung beigemessen. Durch das weitgehende Fehlen der organischen Substanz kommt es vor allem darauf an, die Nährelemente in möglichst langsam fließender und pflanzenverträglicher Form bereitzustellen.

Die biosolgedüngten Pflanzen weisen einen um etwa 40% höheren P-Gehalt auf als die ungedüngten Pflanzen - daher trotz der enorm hohen N-Gehalte noch befriedigende N/P-Verhältnisse.

Besonders deutlich ist beim Versuchssubstrat Rohboden der K/Ca bzw. K/Mg-Antagonismus festzustellen.

Besonders die Variante B2 mit 15 g Biosol je Topf weist für die Fichtenpflanzen die günstigsten Nährelementgehalte auf, was sich folglich in der deutlichen Überlegenheit im Nadel-, Sproß- und Wurzelzuwachs ausdrückt.

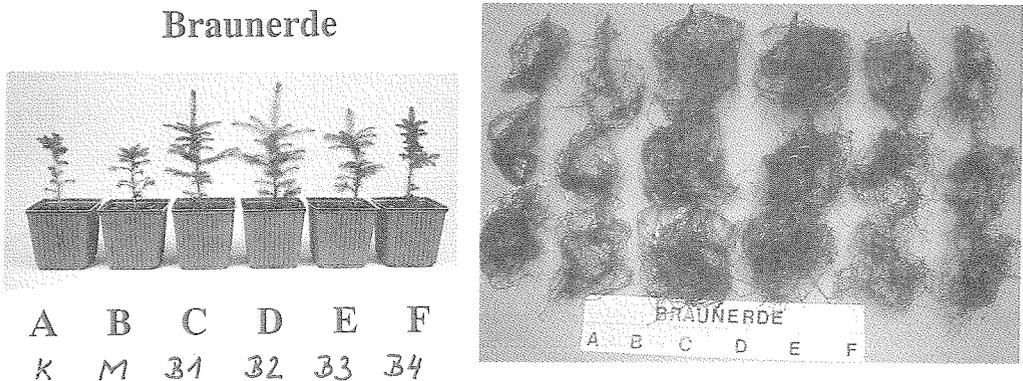
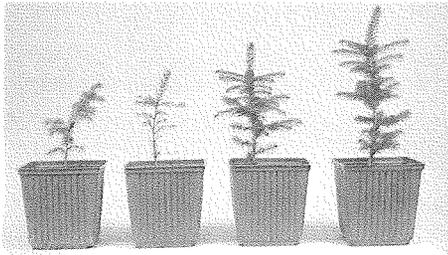


Abbildung 5: Erscheinungsbild von Pflanzen und Wurzeln zu Versuchsende in Versuch I

Figure 5: Appearance of plants and roots at the end of the experiment (experiment I)

Rohboden



G H I K
K M 32 33

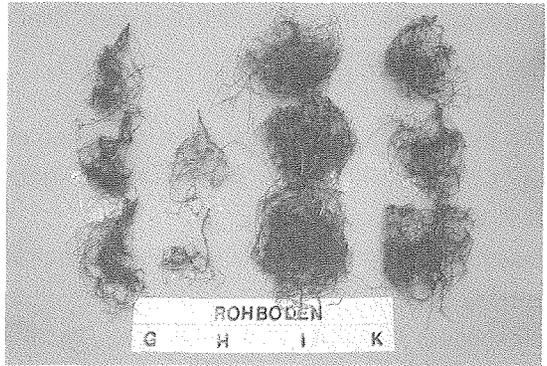


Abbildung 6: Erscheinungsbild von Pflanzen und Wurzeln zu Versuchsende in Versuch II

Figure 6: Appearance of plants and roots at the end of the experiment (experiment II)

4 LITERATUR

- BAULE, H. und FRICKER C., 1967: Die Düngung von Waldbäumen, BLV München, Basel, Wien
- FIEDLER, H.J., NEBE, W. und HOFFMANN, R., 1973: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- GLATZEL, G., 1976: Mineralstoffernährung und Aufkommen von Fichtenkulturen nahe der alpinen Waldgrenze, Cbl.ges.Forstw.93, Heft 1, 1-23
- INSAM, H. und HASELWANDTER, H., 1985: Die Wirkung verschiedener Begrünungsmaßnahmen auf die mikrobielle Biomasse im Boden planierter Skipisten oberhalb der Waldgrenze. Zeitschrift für Vegetationstechnik 8, 23-28.
- NASCHBERGER, S. und KÖCK, L., 1983: Erfahrungen über die Wirkung von Biosol bei der Begrünung von Skipisten. Zeitschrift für Vegetationstechnik 6, 33-36.

DER EINSATZ ORGANISCHER DÜNGER BEI HOCHLAGENAUFFORSTUNGEN

USE OF ORGANIC FERTILIZERS FOR AFFORESTATIONS IN HIGH EVELATION FORESTS

Josef WEIßBACHER

Landwirtschaftskammer für Tirol, Brixner Straße 1, A-6020 Innsbruck

SUMMARY

The fertilizer experiment "Gressensteinalm", situated in the Kitzbühler Alps of northern Tyrol, was established above the actual timber line in 1986. The experiment deals with the effects of an organic fertilizer ("Bactosol") and of oxidic magnesium fertilizers on the growth and establishment of Norway spruce (*Picea abies*) in afforestations. In 1990 following results could be evaluated: (1) Growth of fertilized plots was substantially improved. (2) A transplanting shock associated with depressed growth was only observed in unfertilized plots. (3) An average dose of 300g of the organic fertilizer, either alone or in combination with crude magnesite, proved to be the best treatment. (4) Plots of organic fertilizer with crude magnesite grew better than plots with organic fertilizer alone.

KEYWORDS: organic fertilizer, magnesium fertilizer, mineral nutrition, afforestation in high elevation forests, norway spruce

ZUSAMMENFASSUNG

Der Düngeversuch "Gressensteinalm" (gelegen im Nordtiroler Teil der Kitzbühler Alpen) wurde im Jahre 1986 oberhalb der derzeitigen Waldgrenze angelegt. Er hat das Ziel, die Auswirkungen eines organischen und oxidischer Magnesiumdünger auf das Anwuchsverhalten von Fichtenpflanzen zu untersuchen. Im Jahre 1990 zeigten sich folgende Ergebnisse: (1) Das Wachstum der gedüngten Einheiten wurde deutlich verbessert. (2) Ein Verpflanzungsschock, wie er bei nicht gedüngten Pflanzen aufgrund des geringeren Wachstums beobachtet wurde, kann verhindert werden. (3) Eine Dosierung von 300g organischer Dünger stellt sich, sowohl in Kombination mit Rohmagnesit als auch allein, als wirksamste Dosierungsstufe heraus. (4) Einheiten in denen der organische Dünger mit Rohmagnesit kombiniert wurde, wachsen jeweils Fichte besser, als die vergleichbaren Dosierungen ohne Rohmagnesitbeigabe.

STICHWÖRTER: organische Dünger, Magnesiumdünger, Mineralstoffernährung, Hochlagenaufforstung, Fichte

1 EINLEITUNG

Glashausversuche haben gezeigt, daß organische Dünger das Wachstum junger Fichten verbessern können. Organische Dünger haben sich bei schwierigen Begrünungen oberhalb der Waldgrenze bewährt (Naschberger und Köck, 1983). Sie empfehlen sich daher auch für die Anwendung bei extremen Verhältnissen, wie wir sie bei Hochlagenaufforstungen vorfinden (Glatzel und Fuchs; 1986). Die sehr sauren Bodenverhältnisse und häufiger Magnesiummangel in solchen Lagen lassen eine Kombination mit Magnesiumdüngern sinnvoll erscheinen.

2 METHODIK

2.1 Versuchsfläche

Die Versuchsfläche Gressensteinalm liegt in der hinteren Wildschönau, die zu den Grauwacken der Kitzbühler Schieferalpen gehört. Quarzphyllit ist das auf der Versuchsfläche angetroffene Grundgestein. Das Aufforstungsgelände ist südostexponiert und befindet sich in etwa 1800m Seehöhe. Es liegt also oberhalb der aktuellen Waldgrenze, die sich geländemorphologiebedingt auf ca 1700m zurückgezogen hat.

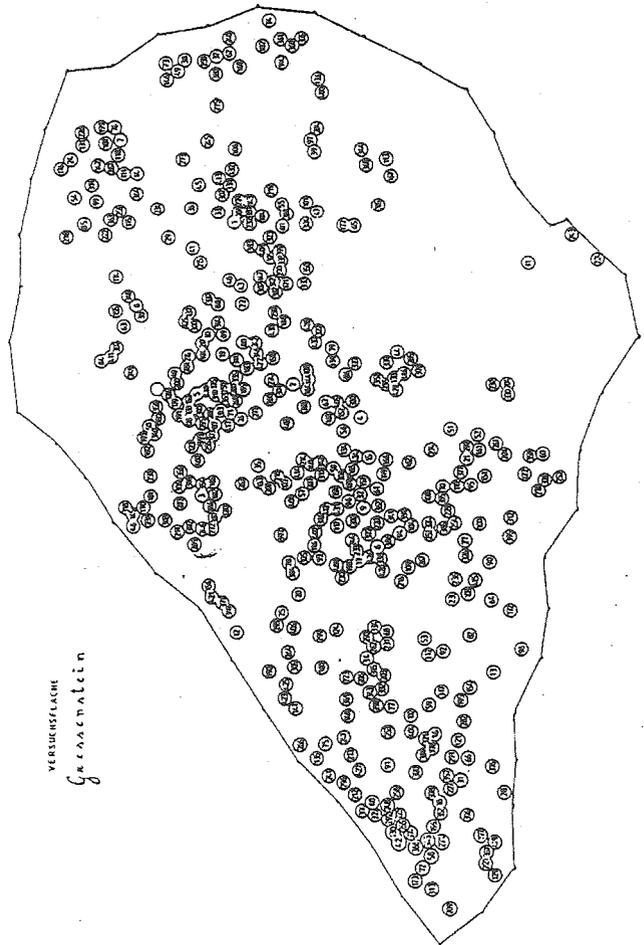


Abbildung 1: Lageplan der Pflanzen auf der Versuchsfläche
 Figure 1: Situation of the plants within the experiment area

Eine Fichtenrotte in ca. 2100m Seehöhe belegt - aufgrund der ähnlichen Exposition - die Aufforstbarkeit des Versuchsgeländes. Weitere stumme Zeugen waren vereinzelte, alte Baumstöcke auf der Versuchsfläche selbst, und lebende Einzelbäume innerhalb der Latschenfläche die das Versuchsgelände umgibt. Die Niederschläge betragen etwa 1600 mm. Die Versuchsfläche ist etwa 2000 m² groß. 432 dreijährige Fichten-Paperpotpflanzen wurden darin auf 12 Behandlungseinheiten verteilt. Entsprechend den Grundsätzen des Wind-Schnee-Ökogramms von Aulitzky wurde kein fixer Pflanzverband eingehalten. Hohe Heidelbeerzotten wurden weitgehend ausgespart (siehe Lageplan Abb. 1).

2.2 Düngemittel

Der organische Dünger ist eine getrocknete und granuliert Bakterienbiomasse, die von der Fa. Biochemie, Kundl, erzeugt wird und unter dem Namen "Bactosol" bzw. "Primafer" in den Handel gelangt. Die derzeitige Zusammensetzung entspricht allerdings nicht mehr der Entwicklungsstufe des Produkts, die im vorliegenden Versuch zum Einsatz kam.

Tabelle 1: Zusammensetzung der Versuchsdünger
 Table 1: Composition of the applied fertilizers

Inhaltsstoffe	NPK	BACTOSOL	BIOMAG	ROHMAGNESIT
Organische Stoffe %	-	ca. 60	7	-
Stickstoff N %	12	4 - 6	0,5 - 0,7	-
Phosphor P %	4	3 - 5	0,1 - 0,2	-
Kalium K %	15	3 - 5	0,3 - 0,4	-
Magnesium Mg %	-	1 - 3	0,02 - 0,2	-
Calcium Ca %	-	6	0,3 - 0,5	-
Magnesit %			90	100

Dieser organische Dünger wurde in vier Dosierungsstufen getestet. Als Magnesiumdünger kamen Biomag M1 (= "BIOMAG") und Biomag M0 (= "Rohmagnesit") zum Einsatz. Ersteres als selbständige Behandlungseinheit, letzteres als Beigabe zu den organischen Dosierungsstufen, sowie zur Düngevergleichsvariante "mineralischer NPK-Volldünger" (Vollkom Rot). Die Erstdüngung erfolgte - mit Ausnahme der Variante Biomag M1, die erst 1987 erstmals behandelt wurde - im Jahre 1986. Die

Nachdüngung erfolgte bei sämtlichen Varianten im Jahre 1988 mit der doppelten Düngegabe.

Tabelle 2: Behandlungsplan Aufforstungsversuch Gressenstein, 1800 m, Kitzbüheler Alpen

Table 2: *Experimental design of the afforestation experiment Gressenstein, 1800 m a.s.l., Kitzbühler alps*

Kurzbez.	Beh.	Produkte	Dosierung in g (Jahr)	
			1986	1988
Ko	A	Ungedüngte Kontrolle		
Bm	G	Biomag	100 (1987)	200
Mi	B	Mineraldünger (12-10-18)	30	60
Mi+R	H	Mineraldünger + Rohmagnesit	30 + 100	60 + 200
Ba	C-F	Bakterienbiomasse	30, 60, 100, 150	60, 120, 200, 300
Ba+R	J-M	Bakterienbiomasse + Rohmagnesit	30, 60, 100, 150 + 100	60, 120, 200, 300 +200

2.3 Auswertung

Der Versuch wurde im Jahre 1990 beendet. Es wurden von jeder Behandlungseinheit ein Drittel der ursprünglich gepflanzten Fichten, also 12 Stück lebende Pflanzen pro Einheit, zufällig verteilt ausgesucht und für die Auswertung herangezogen. Ausfälle waren besonders in den NPK-Varianten zu beklagen, ansonsten aber unbedeutend. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich nur auf lebende Pflanzen. Mittels DUNCAN- bzw. SCHEFFE-Test wurden deren Varianten-Mittelwerte auf dem 5%-Signifikanzniveau statistisch verglichen. Die übrigen Pflanzen, also nicht abgestorbene bzw. nicht im Jahre 1990 zur Versuchsauswertung ausgehobene Pflanzen, verbleiben zur weiteren Versuchsbeobachtung auf der Versuchsfläche.

3 ERGEBNISSE

3.1 Biometrische Ergebnisse

Nach fünf Wuchsperioden zeigt sich am Wurzelhalsdurchmesser, daß die optimale Dosierungsstufe des organischen Düngers bei 300g liegt. Einzig die reine NPK-Variante läßt sich statistisch nicht von der ungedüngten Einheit unterscheiden. Es zeigt

sich bei diesem Parameter weiters, daß die Beigabe von Rohmagnesit (Biomag M0) die Wirkung des organischen Düngers, aber auch des NPK-Volldüngers verbessert. Dieser Effekt läßt sich statistisch aber nicht nachweisen (siehe Abb. 2).

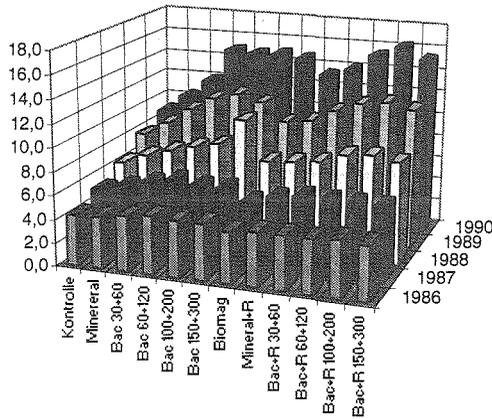


Abbildung 2: Entwicklung des Wurzelhalsdurchmessers in Abhängigkeit von Düngemittel und Dosierung seit dem Jahre 1986, arithmetisches Mittel
 Figure 2: Development of stem basis diameter depending on fertilizer and dosage since 1986, arithmetic medium

Deutlich ist die Wirkung des organischen Düngers auch am Parameter "Anzahl der Seitentriebe". Im Jahre 1990 sind die Unterschiede zwischen den organisch gedüngten, bzw den organisch und mit Rohmagnesit gedüngten Pflanzen, und den ungedüngten auch statistisch absicherbar (siehe Abb. 3)

Am Parameter "Terminaltrieb" kann man die Wirkung der Dünger im Laufe der Versuchsperiode beobachten. Es zeigt sich, daß sämtliche getesteten Dünger den Verpflanzungsschock verhindern. Der deutlichste Wachstumsschub erfolgte 1989, also ein Jahr nach der Zweidüngung. Gegen Versuchsende werden die Unterschiede zwischen den Varianten geringer, sie bleiben aber weitgehend signifikant (siehe Abb. 4).

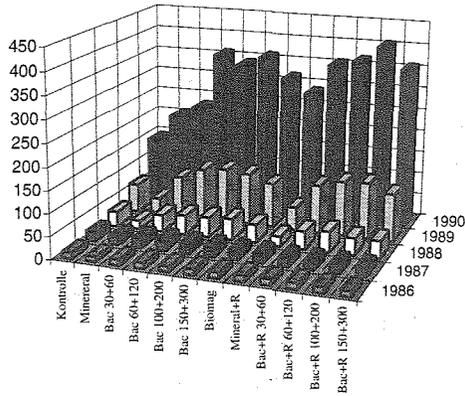


Abbildung 3: Einfluß der Düngemittel auf die Anzahl der Seitentriebe an 8-jährigen Fichtenpflanzen, arithmetisches Mittel

Figure 3: Influence of fertilizers on the number of lateral shoots in 8-year old Norway spruce seedlings, arithmetic mean

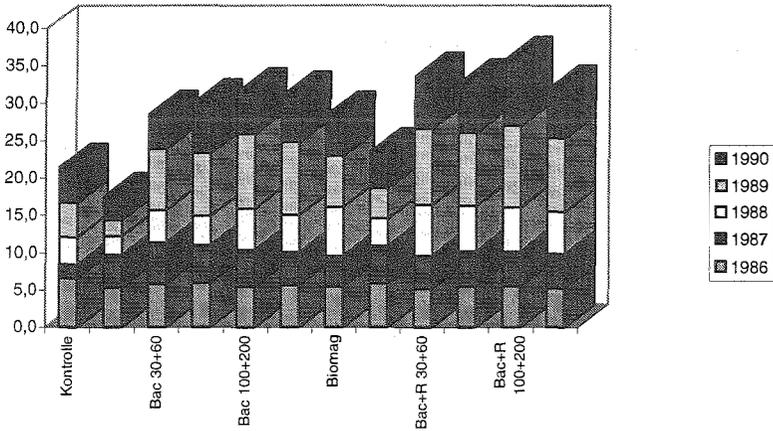


Abbildung 4: Einfluß der Düngemittel auf die Entwicklung der Terminaltriebe in den Jahren 1986 bis 1990, arithmetisches Mittel in cm

Figure 4: Influence of fertilizers on the development of terminal shoots in the years 1986 - 1990, arithmetic mean in cm



Abb. 5: Erscheinungsbild der Versuchspflanzen im Jahr 1990
 Fig. 5: Appearance of the plants in the year 1990

3.2 Pflanzenernährung

Die Nadelanalysen zeigen an, daß im Jahre 1990 eigentlich nur mehr sehr geringe Unterschiede im Ernährungszustand der verschiedenen Behandlungseinheiten bestehen. Einzig in den höheren Dosierungsstufen sind die Gehalte von Stickstoff deutlich höher als in der ungedüngten Einheit. Auch die Variante Biomag weist bei Stickstoff eine bessere Versorgung auf. Trotz dieser höheren Nährstoffgehalte sind die Stickstoffwerte sämtlicher Varianten im Mangelbereich anzusiedeln (siehe Abb. 6).

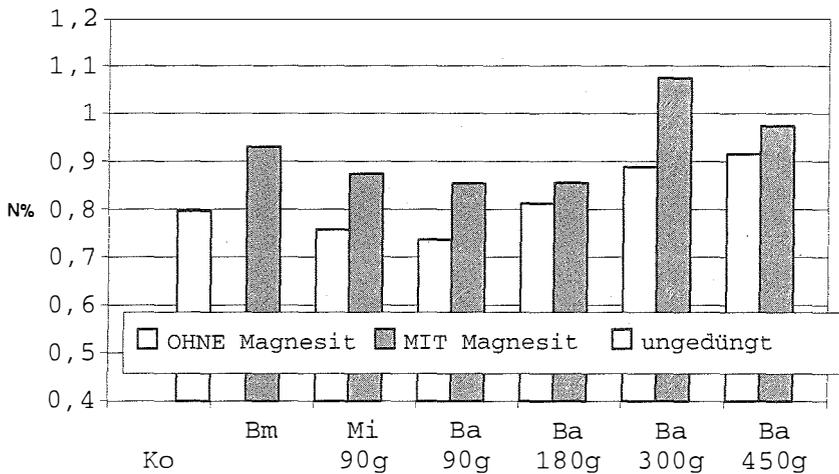


Abbildung 6: Stickstoffgehalte (%) der halbjährigen Nadeln im Jahre 1990 in Abhängigkeit von Düngemittel und Dosierung, arithmetisches Mittel
 Figure 6: Contents of nitrogen (%) in 1/2-yr. old needles in the year 1990 depending on fertilizer and dosage in the 1986, arithmetic mean

Die Magnesiumversorgung ist im Vergleich dazu insgesamt günstiger. Auch ungedüngte Pflanzen weisen verhältnismäßig günstige Magnesiumgehalte auf. Sowohl bei den Stickstoffwerten als auch beim Magnesium fällt allerdings die durchwegs bessere Versorgung in den mit Magnesiumdüngern behandelten Einheiten auf (siehe Abb. 7).

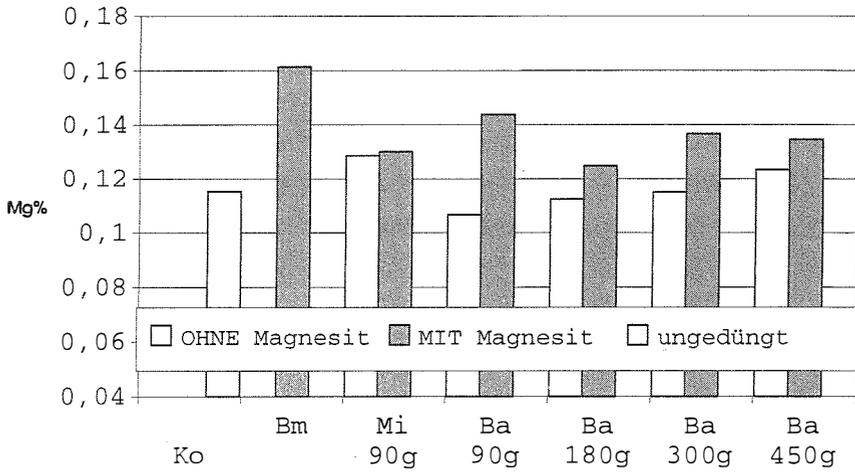


Abbildung 7: Magnesiumgehalte (%) der halbjährigen Nadeln im Jahre 1990 in Abhängigkeit von Düngemittel und Dosierung, arithmetisches Mittel
 Figure 7: Contents of magnesium (%) in 1/2-yr. old needles in the year 1986, depending on fertilizer and dosage, arithmetic mean

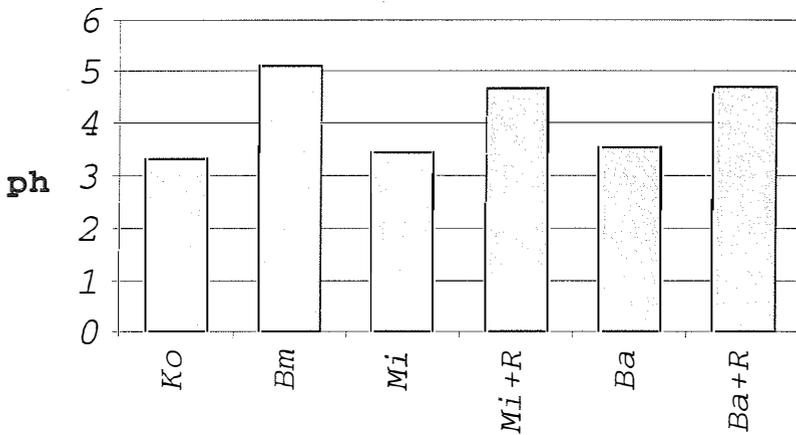


Abbildung 8: Einfluß der Düngemittel auf die pH-Werte (CaCl₂) im Jahre 1990, arithmetisches Mittel
 Figure 8: Influence of fertilizers on pH in the year 1990, arithmetic mean

3.3 Bodenreaktion

Sehr deutlich sind die Unterschiede in der Bodenreaktion am Beispiel des pH-Wertes. Hier zeigt sich, daß in dem von den Pflanzen durchwurzelteten Bodenvolumen die pH-Werte der mit Magnesiumdüngern behandelten Einheiten in einen für die Fichten als mehr als optimal zu bezeichnenden Bereich angehoben wurden. Unerheblich sind die Unterschiede der übrigen Varianten zur ungedüngten Einheit (siehe Abb.8).

4 DISKUSSION UND FOLGERUNGEN

Die vorgestellten biometrischen Daten untermauern die Wirksamkeit der getesteten organischen Dünger. Vor allem in Kombination mit Rohmagnesit lassen sich die Anwuchsverhältnisse verbessern und so das Wachstum steigern. Es werden die aus den früheren Versuchen im Glashaus hergeleiteten Dosierungsempfehlungen im wesentlichen bestätigt. Auch die hohe Verträglichkeit des organischen Düngers, der ja - bezogen auf Reinstickstoff - zumindest in den höheren Dosierungsstufen teilweise in höheren Reinnährstoffgaben aufgebracht wurde, als der mineralische Volldünger, kann damit nachgewiesen werden. Die hier dargestellten Auswertungen weisen als optimale Behandlung eine Kombination des organischen Düngers in einer Dosierung von 100g im ersten und 200g im dritten Jahr mit einer jeweils gleich hohen Gabe an Rohmagnesit aus.

5 LITERATUR

- AULITZKY H., 1985: Vorlesungsunterlagen zur allgemeinen Wildbach- und Lawinerverbauung. Eigenverlag
- GLATZEL G. und FUCHS J., 1976: Zur Anwendung organischer Spezialdüngemittel bei schwierigen Aufforstungen. AFZ 42, München 201ff
- NASCHBERGER und KÖCK L., 1983: Erfahrungen über die Wirkung von Biosol bei der Begrünung von Skipisten. Zeitschr.f. Veg.Tech. 6
- WEIßBACHER J.; 1992: Der Einsatz oxidischer Magnesiumdünger bei Hochlagenaufforstungen in: GLATZEL G. u.a.,1992: Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen, Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur in Wien

RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DIE WALDDÜNGUNG UND DEN EINSATZ VON BODENHILFSSTOFFEN IN TIROL

REQUIREMENTS FOR FERTILIZING IN PROTECTION FORESTS OF TYROL

Dieter STÖHR

Landesforstdienst Tirol, Bürgerstraße 36, 6010 Innsbruck

SUMMARY

Due to the amount of forest damage in protection forests of Tyrol and their importance as shelters against avalanches, rock fall and mountain torrents, silvicultural actions in these forests are subsidized by the government. As nutrient deficiencies especially concerning nitrogen and phosphorus are a widespread phenomena in forests of the Northern Alps a lot of fertilizing is thought to take place in the next years. Fertilizing of old stands is thought to strengthen the vigour of mature trees and improve the regeneration progress. To reduce the ecological and financial risks of fertilization in subalpine ecosystems the Tyrolean Forest Service has set up some requirements for forest fertilizing:

1: The planning stage: Site and biotope mapping, to avoid fertilizing of unaltered oligotroph stands and biotopes; soil and needle analysis to detect nutrient deficiencies. Only deficiencies which are triggered by man made exploitation (removal of litter, forest pasture) or high deposition loads (acid deposition) should be made up by fertilization.

2. Only fertilizers which have proved to be harmless to the environment and to be effective under comparable site conditions are allowed to be used in protection forests.

3. Controlling: According to the conception for silviculturel management in protection forests of Tyrol the effect of any fertilization has to be controlled throughtout the project period of 20 years.

KEYWORDS: Fertilization, Protection Forests, environmental influences.

ZUSAMMENFASSUNG

Der regional besorgniserregende Zustand des Tiroler Schutzwaldes und die Schadensentwicklung im Bereich der Nördlichen Kalkalpen haben dazu geführt, daß die Verbesserung der Schutzwälder in den letzten Jahren vermehrt von der öffentlichen Hand gefördert wurde. Nährstoffmängel sind in Tirol weit verbreitet, eine Therapie der Schutzwälder durch den Einsatz von Düngern und Bodenhilfsstoffen scheint daher sinnvoll. Um die ökologischen und finanziellen Risiken von Düngungsmaßnahmen im Gebirgswald zu minimieren, hat der Tiroler Forstdienst einige Anforderungen, die beim Einsatz von Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen zu beachten sind, ausgearbeitet.

1. Anforderungen an die Planung: Durchführung von Standorts- u. Biotopkartierungen, standortkundlicher Befund mit Boden- u. Nadelanalysen von den einzelnen Standortstypen; Ursachenanalyse; nur anthropogen veränderte, nicht aber natürliche Mangelstandorte sollen gedüngt werden.

2. Anforderung an die Düngemittel/Bodenhilfsstoffe: Nachweis der Umweltverträglichkeit und der Wirkung durch Freilandversuche unter vergleichbaren standörtlichen Bedingungen.

3. Ausschreibung der Aufträge

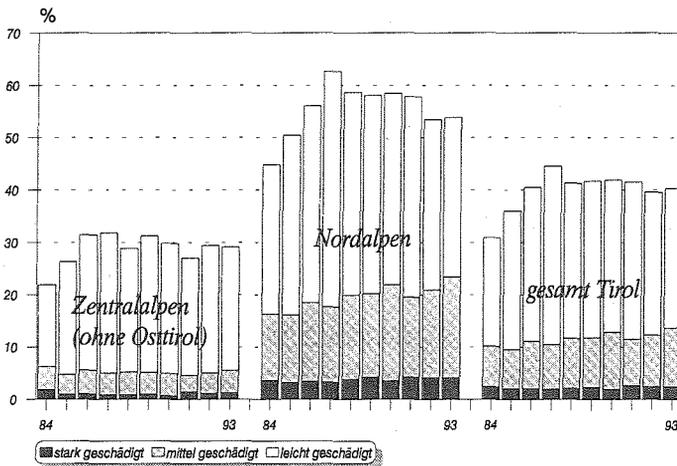
4. Durchführungs- und Erfolgskontrolle durch BMLF bzw. Landesforstdirektion.

STICHWÖRTER: Düngung, Schutzwald, Umwelteinflüsse.

1 WARUM DÜNGUNG / BODENVERBESSERUNG IM GEBIRGSWALD?

1.1. Waldschadenssituation

Nach dem österreichischen Waldbericht 1992 ist die Sicherstellung der Schutzwirkung durch den schlechten Gesundheitszustand des Waldes bedroht. Dies gilt in besonderem Maße für den Tiroler Schutzwald, der einen deutlich schlechteren Gesundheitszustand als der Wirtschaftswald aufweist. Dabei sind aber starke regionale Unterschiede in Schadensausmaß und -entwicklung zu beachten (Abb.1). In den Schutzwäldern der Nördlichen Kalkalpen zeigten im Jahre 1993 bereits 54% der Bäume Verlichtungserscheinungen, mit stetig steigender Tendenz. Besonders kritisch für den Schutzerfüllungsgrad der Schutzwaldbestände ist der hohe Anteil der mittleren und starken Schäden, der seit Beginn der Beobachtungen im Jahre 1984 von 16% auf zuletzt 23% angestiegen ist. Die Schutzwälder der Zentralalpen zeigen in Bezug auf das Auftreten von Kronenverlichtungen deutlich günstigere Verhältnisse (5 % mittlere und starke Schäden, 24 % leichte Schäden).

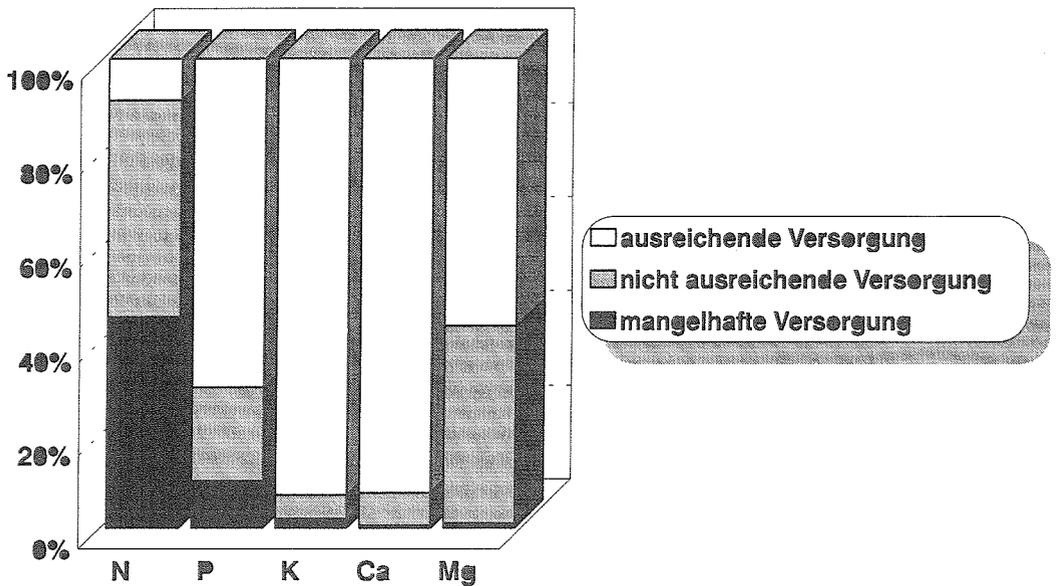


Landesforstdirektion Innsbruck 1993

Abbildung 1: Waldschäden im Tiroler Schutzwald 1984 - 1993
 Figure 1: Forest damage of Tyrolean protection forests 1984-1993

1.2. Ursachen

Die Gründe für das Auftreten von Kronverlichtungen sind vielfältig. Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre, Überalterung der Schutzwälder, Rotfäule ausgelöst durch Wurzelverletzungen in Folge von Weidegang, Steinschlag oder forstlicher Nutzung sind häufig genannte Gründe der Walderkrankung. Nach den Erhebungen des Waldschadensbeobachtungssystems (WBS) der Forstlichen Bundesversuchsanstalt sind aber auch Nährstoffmangelerscheinungen in Österreichs Wäldern weit verbreitet (Abb. 2). Demnach weisen mehr als 90 % der über ganz Österreich verteilten Probestämme (Baumart Fichte) eine mangelhafte oder nicht ausreichende N-Versorgung auf. Beim Mg liegt der Anteil nicht ausreichend versorgter Bestände bei ca. 40% beim P um 30% allerdings mit höheren Anteilen krasser Mangelstandorte (Fürst, 1992).



(n=275)

Abbildung 2: Waldschadensbeobachtungssystem - 1989 der FBVA. Grad der Nährstoffversorgung auf den Fichten- u. Kiefernflächen (mod. nach Fürst, 1992)

Figure 2: Forest damage monitoring system - 1989 - Forstliche Bundesversuchsanstalt. Extent of nutrient supply on spruce and pine sample plots (mod. Fürst, 1992)

Was liegt also näher, als dem kranken Wald eine Therapie in Form großflächiger Walddüngungen zu verordnen? Auch in der Bundesrepublik Deutschland wurde schließlich in den vergangenen 10 Jahren mehr als 10% der Waldfläche zur Revitalisierung geschädigter Waldbestände und aus bodenschützerischen Überlegungen (Bodenschutzkalkungen zur Verbesserung der Puffer- und Filtereigenschaften der Böden) gedüngt bzw. gekalkt. Warum sollte es also nicht möglich sein den Tiroler Schutzwald durch den Einsatz von Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen zu retten?

Obleich an den Möglichkeit der Revitalisierung und Zuwachsteigerung durch gezielte Düngung bei diagnostizierten Nährstoffmängeln kaum Zweifel bestehen, gibt es doch einige Argumente, die den Einsatz der Düngung als Allheilmittel zur Verbesserung des Schutzerfüllungsgrades als unsicher und/oder risikoreich erscheinen lassen:

2 RISIKEN DER WALDDÜNGUNG IM BERGWALD

2.1. Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre

Modellierungen des N-Eintrages im Alpenraum auf der Basis bestehender Eintragsmessungen haben ergeben, daß im Bereich des Alpennordrandes und hier vor allem im Tiroler Unterland mit mittleren jährlichen Gesamtstickstoffeinträgen ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) von 20-25 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gerechnet werden muß (Kovar, 1993). Ursachen des Eintrages in diesem Raum ist der Eintrag aus dem Ferntransport und die intensive Landwirtschaft. Im Tiroler Unterland finden sich vergleichsweise hohe Viehdichten (im Durchschnitt um 2 $\text{GVE} \cdot \text{ha}^{-1}$ landwirtschaftlicher Nutzfläche, in einzelnen Gemeinden mehr als 3 $\text{GVE} \cdot \text{ha}^{-1}$), überdies zeigen die Viehstände seit Jahrzehnten hier zunehmende Tendenz. Demgegenüber liegen die N-Einträge im Zentralalpenraum in etwa um die Hälfte niedriger (um 10 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$). Die geringere Besiedelung und damit geringe lokale Emissionen, deutlich niedrigere NO_3^- Einträge aus dem Ferntransport und die abnehmende Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung (im Durchschnitt weniger als 1 $\text{GVE} \cdot \text{ha}^{-1}$, Viehbestände nehmen kontinuierlich ab (Aistleitner, 1989)) in diesem Gebiet tragen zu dieser starken lokalen Differenzierung bei.

2.2. Waldökosystemveränderungen durch N-Einträge:

Setzt man die für Tirol ermittelten Einträge in Beziehung zu den jährlich in den wachsenden Beständen festgelegten N-Mengen (Laubbäume $10-15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, Nadelbäume ca. $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) erkennt man, daß zumindest regional eine Eutrophierung von Waldökosystemen stattfindet, die auf lange Zeit zur Veränderung im Waldökosystem führen wird (Beese und Matzner, 1987). Jeder zusätzliche N-Eintrag durch Düngung muß daher zumindestens in den Regionen mit ohnehin bereits hohen Einträgen aus der Atmosphäre sehr kritisch beurteilt werden. Die im Rahmen der Bioindikatornetze der FBVA festgestellten N-Mängel, auch in Gebieten mit hohen Einträgen, stehen dazu nur scheinbar in Widerspruch. Vor allem die Fichte reagiert sehr rasch mit verstärktem Zuwachs und der Produktion neuer Nadelmasse auf erhöhten N-Eintrag und bleibt so ständig im Mangelbereich.

2.3. Veränderungen in natürlichen Nährstoffmangelsystemen:

Obwohl bei den Versuchen mit organischen Düngemitteln keine kurzfristig meßbaren Veränderungen der Bodenvegetation festgestellt wurden, läßt sich doch aus langfristigen Beobachtungsreihen über Vegetationsveränderungen durch N-Einträge aus der Atmosphäre (Kuhn et al., 1987) und bei Düngungsversuchen mit Mineraldüngern, auf ein gewisses Risiko zur Vegetationsveränderung bei Düngungsmaßnahmen schließen. Besonders betroffen sind naturgemäß extrem N-arme Gesellschaften, wie Hochmoore, Zwergstrauchheiden und wahrscheinlich auch Nadelwälder auf Extremstandorten. Die Abbildung 3 vergleicht die "Critical Loads" für verschiedene Ökosysteme (nach Nilsson und Grennfelt, 1988) mit den tatsächlich in Tirol gemessenen N-Einträgen aus der Atmosphäre.

Dabei wird deutlich, daß in N-Mangelsystemen, wie Hochmooren oder Zwergstrauchheiden längerfristig mit dramatischen Veränderungen zu rechnen ist und daß auch Nadelwälder eher Probleme durch N-Übersorgung (induzierte Nährstoffmängel etc.) zu erwarten sind, als durch N-Mangel. Ein unbeabsichtigtes "Mitdüngen" oder ein Nährstofftransfer durch den Hangwasserzug, Oberflächenabfluß oder Verwehungen muß daher vor allem bei natürlichen Mangelstandorten sicher vermieden werden. Die Bedeutung derartiger Standorte für den Naturschutz resultiert vor allem daraus, daß die überwiegende Zahl der "Rote Liste Arten" auf stickstoffarme, lichte Standorte konzentriert ist (Ellenberg, 1985).

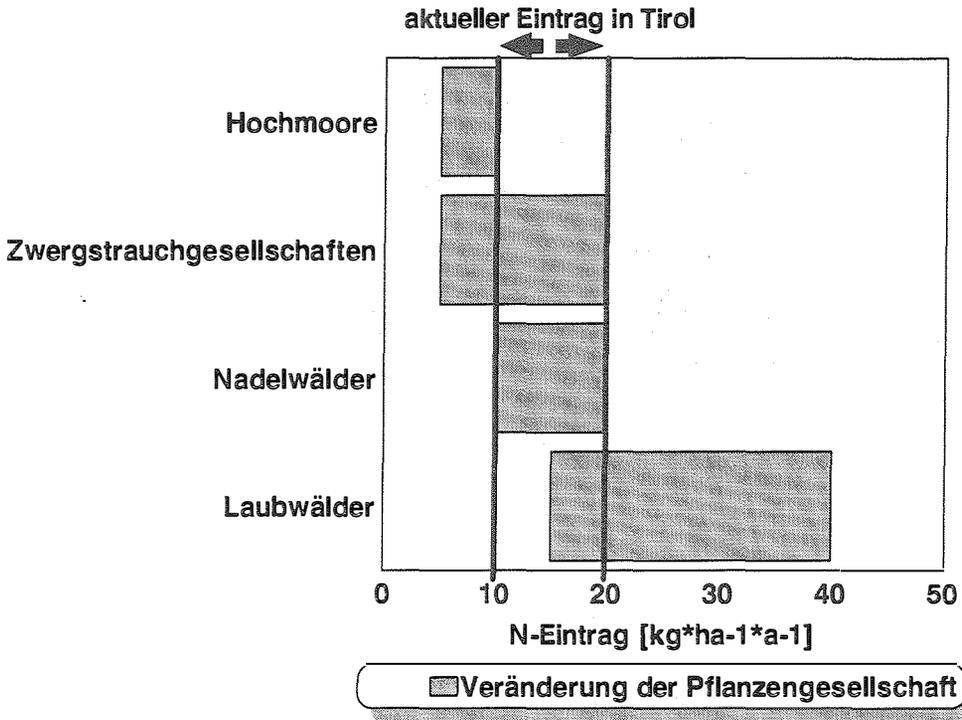


Abbildung 3: Stickstoffeinträge bei denen langfristig Veränderungen von Pflanzengesellschaften auftreten (mod. nach Nilsson und Grennfelt, 1988)

Figure 3: Critical loads of nitrogen and biological consequences in different ecosystems (Mod. Nilsson, Grennfelt, 1988).

2.4. Schematische Düngung reduziert Vielfalt im Wald:

Beurteilt man die Düngungswürdigkeit eines Bestandes nur mehr auf der Basis von Normnährstoffgehalten im Boden und Nadeln, besteht die Gefahr, daß die natürliche Standortvielfalt und damit die Eignung des Waldes als Lebensraum für einige Tier- u. Pflanzenarten verlorengeht. Bei jeder Düngungsmaßnahme ist daher sorgfältig zu beurteilen, ob die festgestellten Nährstoffmängel und -ungleichgewichte natürlich oder anthropogen (Streunutzung, Immissionen, sekundärer Nadelholzanbau) bedingt sind. Düngung zur Beschleunigung der Agradation sehr naturferner Standorte kann durchaus auch im Interesse des Naturschutzes sein. Eine Düngung von natürlichen Mangelstandorten ist aber abzulehnen.

2.5 Belastung von Grund- u. Oberflächengewässern:

Bei organischen Düngemitteln scheint nach den bisher vorliegenden Untersuchungen das Risiko von Grundwasserbelastungen mit Nitrat zumindest auf sauren Silikatstandorten relativ gering zu sein. Ob dies auch für seichtgründige Karbonatstandorte mit ihrem wesentlich höheren Nitrifikationspotential zutrifft, wird derzeit im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Nördliche Kalkalpen" der Forschungsinitiative gegen das Waldsterben überprüft.

Eine Belastung von Oberflächengewässern durch Abschwemmen von Dünger bei Starkregenereignissen kann vor allem bei steilen Schutzwaldstandorten nicht ausgeschlossen werden (Eutrophierung durch Phosphat). Grabeneinhänge müssen daher von Düngungen ausgespart werden.

3 RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DEN EINSATZ VON DÜNGEMITTELN / BODENHILFSSTOFFEN BEI SCHUTZWALDVERBESSERUNGSPROJEKTEN IN TIROL

Aus der Zusammenschau der Punkte, die bei flächigen Waldüngungen beachtet werden müssen, lassen sich folgende Rahmenbedingungen für die Walddüngung in Tirol ableiten.

3.1. Anforderungen an die Planung:

- * Standortkartierung: Auf Grund der Vielgestaltigkeit des Geländes im Bergwald sind große in sich einheitliche Flächen die Ausnahme. Um zu vermeiden, daß Standorte mit unterschiedlichen Ernährungsverhältnissen gleich behandelt werden ist eine Kartierung der Standorte im Maßstab 1:10.000 erforderlich. Die Kartierung wird für die Ausscheidung von Pufferzonen um schützenswerte Biotope benötigt (siehe unten).
- * Standortkundlicher Befund: Der standortkundliche Befund muß sich auf Boden- und Nadelanalysen aus den einzelnen Standorteinheiten stützen. Aus der Kombination Befund und Standortkartierung erfolgt die Auswahl der Düngemittel und Aufwandsmengen.

- * Ursachenanalyse: Um zu vermeiden, daß Waldstandorte, die von Natur aus Nährstoffmängel aufweisen, aufgedüngt werden, ist die Art des anthropogenen Einflusses, der zu den Mangelsituationen geführt hat (Streunutzung, Schneitelung, Waldweide, Schadstoffeintrag) und dessen Ausmaß nachzuweisen.
- * Biotopkartierung: Um zu vermeiden, daß wertvolle Biotope im Zuge von Düngungsmaßnahmen aufgedüngt und damit verändert werden, ist eine Biotopkartierung durchzuführen oder eine vorhandene (WBK bei allen FWP-Projekten) zu verwenden. Die Biotopkartierung ist mit der Standortskartierung zu kombinieren und hat die Ausweisung von "Tabuflächen" und Pufferzonen zu enthalten. Die Größe der Pufferzone rund um schützenswerte Biotope richtet sich nach dem Biotoptyp, dem Wasserhaushalt (Nährstofftransfer durch Hangwasserzug) und dem Gelände (Oberflächenabfluß).

Läßt sich aus den Ergebnissen der Ist-Zustandserfassung die Notwendigkeit und auch die Umweltverträglichkeit von Düngungsmaßnahmen ableiten, müssen:

- * die Ziele der Düngungsmaßnahmen nachvollziehbar festgelegt werden (Bsp.: Einleitung der Naturverjüngung mit 8 Fi, 2 Zi auf 10% der gedüngten Fläche innerhalb von 10 Jahren).

3.2 Anforderung an die Düngemittel

- * Umweltverträglichkeit: Nur Düngemittel, die eine langsame an die Aufnahmefähigkeit der Vegetation angepaßte Nährstofffreisetzung garantieren und bei denen die Ökosystemverträglichkeit für Bergwaldökosysteme nachgewiesen ist.
- * Wirkungsnachweis: Von den eingesetzten Produkten ist der wissenschaftliche Nachweis der Wirkung unter vergleichbaren standörtlichen Verhältnissen bei ähnlichen Mangelbefunden zu fordern. Die projektspezifischen Ziele müssen zumindestens im Versuchsstadium unter vergleichbaren Bedingungen erreicht worden sein.

3.3 Ausschreibung

- * Bei Auftragssummen >1 Mio ATS (excl. Mwst) ist der Auftrag auszuschreiben.

3.4 Durchführungs-, Erfolgskontrolle

Die Durchführungs- und Erfolgskontrolle entspricht auch dem, in Ausarbeitung befindlichen Schutzwaldbetreuungskonzept der Landesforstdirektion. Die Kontrolle obliegt dem Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft und der Landesforstdirektion.

- * Das Flächenausmaß der Düngung (Einhaltung der Tabuzonen), die Aufwandsmenge pro Flächeneinheit (g Düngemittel/ m²) und die Gleichmäßigkeit der Ausbringung, ist stichprobenartig zu kontrollieren (zB: Schalen, Durchmesser 10 cm werden auf der Behandlungsfläche verteilt (1 pro 1000 m²), die gesammelte Düngermenge jeder Schale wird abgewogen und dokumentiert, daraus ergibt sich ein Streubild).
- * Mittels kleiner, dauerhaft vermarkter Stichprobenflächen wird der Erfolg der Düngungsmaßnahme im Abstand mehrerer Jahre (2-5 a) erfaßt. Die Auswahl der Parameter richtet sich nach dem Ziel der Düngung.

Die Beachtung der aufgeführten Punkte stellt zwar höhere Anforderungen an die Planung und Durchführung von Düngungsmaßnahmen, die entstehenden Kosten sollten aber durch das Vermeiden von kostspieligen Fehlern und den zielgerichteteren Einsatz von Düngemittel bei weitem kompensiert werden.

3.5 Finanzierung

Die Finanzierung flächiger Walddüngungen hat in Form eigener Projekte mit eigenem Finanzierungsplan zu erfolgen.

4 LITERATUR

- AISTLEITNER J. (1989): Arbeiten zum Tirol Atlas. Institut f. Geographie, Universität Innsbruck.
- BEESE F., E. MATZNER (1987): Langzeitperspektiven vermehrten Stickstoffeintrages in Waldökosystem: Droht Eutrophierung? In: Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. Hrsg.: G. Glatzel, Wien
- ELLENBERG H. jun., (1985): Veränderung der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstwes. 136, 1, 19-39.
- FÜRST A. (1992): Blatt- und nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Waldschaden - Beobachtungssystems Ergebnisse 1989. FBVA - Berichte Nr. 63.
- KOVAR A., (1993): Untersuchung der nassen Deposition atmosphärischer Spurenstoffe im Bereich von Arge Alp und Arge Alpen Adria. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- KUHN N., R. AMIET, N. HUFSCHMID, (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 158. Jg., 5/6.

NILSSON J., P. GRENNFELT (1988): Critical loads for Sulfur and Nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1988.