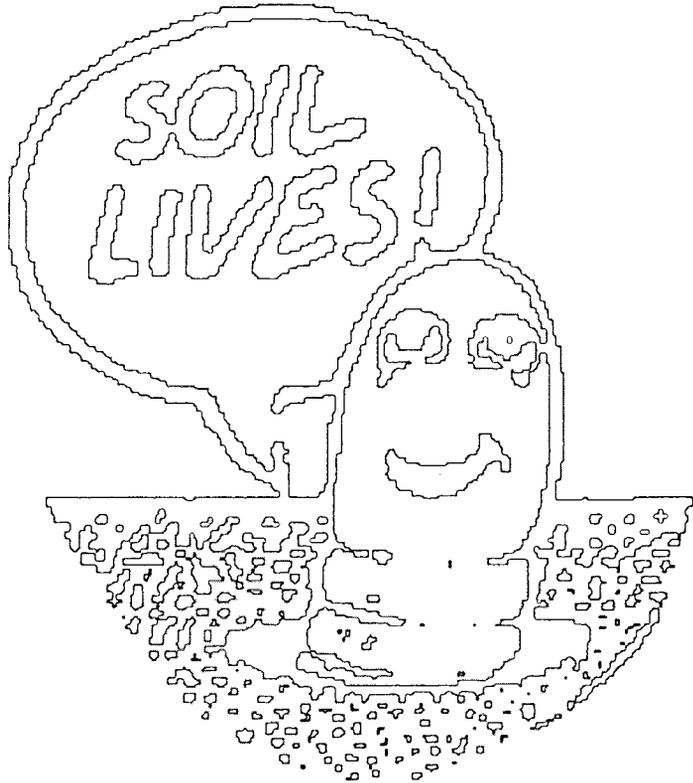


Österreichische Gesellschaft für
Bodenbiologie

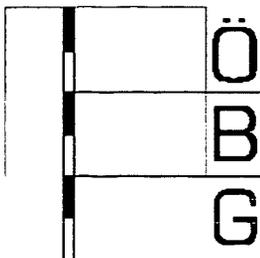
Austrian Society for Soil Biology



Vortragstagung - Linz, 5. Juli 2000

Bodenbiologie in Österreich

Mitteilungen der
Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft



Heft 59 - 2000



**ÖSTERREICHISCHE GESELLSCHAFT
FÜR BODENBIOLOGIE**

Austrian Society for Soil Biology

Wieningerstr. 8, A-4021 Linz, Tel: ++43 (0)732 / 381261-269,
e-mail: oehlinger@agrobio.bmlf.gv.at

BODENBIOLOGIE IN ÖSTERREICH (II)

**Vortragstagung der
Österreichischen Gesellschaft für Bodenbiologie**

am 5. Juli 2000 in Linz

Kurzfassungen der Beiträge

Mitteilungen der
Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft
Heft 59
2000

Eigentümer, Herausgeber und Verleger:
Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft
Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

Unredigierte Fassung der Tagungsbeiträge.
Für Form und Inhalt ist jeweils der Autor verantwortlich.

Druck: LANDESVERLAG Druckservice GmbH, Linz

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur

Preis des Einzelheftes: ATS 150,00

ISSN 0029-893-X

Linz, im Juli 2000

INHALT

	Seite
Vorwort	5
 <u>Kurzfassungen der Vorträge</u>	
Foissner Wilhelm	
The Etosha Pan in Namibia (Southwest Africa): A Biodiversity Centre for Soil Ciliates (Protozoa, Ciliophora)	7
Sessitsch Angela	
Der Einsatz von molekularbiologischen Methoden in der Bodenmikrobiologie	11
Zechmeister-Boltenstern Sophie, Hackl E., Bachmann G., Donat C., Pfeffer M.	
Stickstoffkreislauf in natürlichen Waldgesellschaften	15
Hackl Evelyn, Gert Bachmann, Michael Pfeffer, Christina Donat, Sophie Zechmeister-Boltenstern	
Beziehungen zwischen bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern in Naturwäldern	17
Meyer Erwin, Nicola Plankensteiner	
Zusammensetzung und Verlauf der Kleintierbesiedlung bei der Kompostierung von Rindermist	21
Illmer Paul, Wolfgang Mutschlechner, Franz Schinner	
Bodenmikroorganismen als Modellorganismen zur Charakterisierung der Al-Toxizität	25
Berreck Michael, Kurt Haselwandter	
Der Einfluss der arbuskulären Mykorrhiza auf die Kationenaufnahme in Pflanzen	29
Erlebach Christian, Kurt Haselwandter	
Untersuchungen zur Siderophorenproduktion und Eisenversorgung von bodenbürtigen Mycobacterien	33
Kössler Wolfgang, Erwin Meyer	
Die Makrofauna in Almböden unter Berücksichtigung des Gesteinsuntergrundes und der Landnutzung im Bereich der Kaserstattalm oberhalb von Neustift im Stubaital (1.860 – 2.170 m NN)	37

Bauer Roswitha

Biologische Bewertung von Böden: Erfassung der Regenwürmer und Kleinringelwürmer (Annelida; Oligochaeta: Lumbricidae und Enchytraeidae) auf den Dauerbeobachtungsflächen im Bundesland Salzburg	39
--	----

Friedel Jürgen K., O. Ehrmann, M. Sommer

Böden als Lebensraum für Mikroorganismen: Vorschlag für eine Beschreibung und Klassifikation der Mikroorganismen-Gemeinschaft als Grundlage für ein Beurteilungsverfahren	43
--	----

Kopeszki Hubert

Die aktive Bioindikationsmethode mit <i>Folsomia candida</i> zur Beurteilung des Bodenzustandes forst- und landwirtschaftlich genutzter Böden - ein Klassifikationsschema	47
--	----

Reisenzein Helga, Norbert Berger, Wolfgang Tiefenbrunner

Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf einige Organismen (arbuskuläre Mykorrhiza-Pilze, Nematoda: <i>Longidoridae</i>) der Rhizosphäre der Rebe	51
---	----

Kurzfassungen der Posterbeiträge

Belete Lulu, Waltraud Egger, Heribert Insam

A microbiological maturity assay based on the Biolog system	55
--	----

Brunner Herbert, Thomas Kläuser, Franz Schinner

Mobilisierung von Kupfer aus Schwermetall-belasteten Böden mit <i>Aspergillus</i> sp.	59
--	----

Ekeh Roseta C., Joe S. C. Mbagwu, Heribert Insam

Soil microbial pools and activities in forested and cultivated tropical Ultisol	63
--	----

Feurle Johannes, Andrea Rangger, Heribert Insam

Bodenmikrobiologische Analysen entlang eines Höhengradienten im Ötztal	67
---	----

Fuchs Markus, Nina Gosterxeier, Rüdiger Kaufmann

Entwicklung der Bodenfauna in der Primärsukzession eines Gletschervorfelds (Rotmoostal, Ötztaler Alpen)	71
--	----

Haidenschuster Desirée, Roswitha Katter

Die Sukzession der Bodenfauna in der Biomüllkompostierung	75
--	----

Illmer Paul

Kompoststarter - funktioniert er doch?	77
---	----

Illmer Paul, Ulrike Obertegger, Franz Schinner

ATP-Gehalte saurer, Al-belasteter Waldböden	81
--	----

Kopeszki Hubert Collemolenzönosen submontaner Wälder in Kreisbach – Vergleich von Böden mit unterschiedlichem Baumbestand	85
Margesin Rosa, Astrid Zimmerbauer, Franz Schinner Lipaseaktivität – ein Indikator für den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in Böden	89
Neunhäuserer C., Michael Berreck, Heribert Insam Sanierung molybdänbelasteter Böden durch Immobilisierungs- und Mobilisierungsmaßnahmen	93
Schraufstädter Brigitte, Alexander Bruckner, Michael Englisch, Michael Pfeffer, Sophie Zechmeister-Boltenstern Mikrobielle Aktivitäten entlang eines Auwaldtransektes	97
Steinlechner Elisabeth Untersuchungen zur Populationsstruktur von Regenwürmern und zu deren Schwermetallakkumulation in der Umgebung von bronzezeitlichen Kupferschlackenhalde	101
Stemmer Michael, Axel Mentler, Winfried E.H. Blum Simultanbestimmung verschiedener Bodenzymaktivitäten mittels Methylumbelliferyl(MUF)-Substrate und UV-HPLC	105
Traugott Michael Biology and Ecology of Histerid Beetles (Coleoptera: Histeridae) in an Organic Potato Field	109
Hinweise	113

Vorwort

Die Österreichische Gesellschaft für Bodenbiologie „evolvierte“ sich 1991 aus einem kleinen bodenenzymatischen Arbeitskreis, welcher sich in den 80er Jahren regelmäßig zu Arbeitstreffen zusammenfand. Sie hat sich in ihren Statuten die Förderung der Forschung im Bereich der Bodenbiologie, -ökologie und -biochemie als Ziel gesetzt. Seitdem stand die Gesellschaft bei vielen Forschungs- und Auftragsprojekten Pate. Ein wesentlicher Teil ihrer Tätigkeit war dabei die Unterstützung junger bodenbiologisch interessierter Studenten.

Die Gesellschaft besteht z.Z. aus 61 Mitglieder, welche größtenteils aus dem universitären Bereich und aus landwirtschaftlichen Bundesämtern und Bundesanstalten kommen. Da die Bodenbiologie in diesen Institutionen meist nicht mit der sie verdienenden Intensität betrieben werden kann, ist eine regelmäßige Durchführung von Seminaren schwer möglich. Nachdem unser Verein nun schon fast 10 Jahre besteht, möchte ich Sie auf eine Auswahl wichtiger bodenbiologischer Beiträge, welche von Mitgliedern unserer Gesellschaft initiiert wurden, aufmerksam machen:

- *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*
F. Schinner, R. Öhlinger und E. Kandeler (1991), Springer-Verlag
- *Bodenbiologische Arbeitsmethoden (2. erweiterte Auflage)*
Hrsg.: F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin (1993), Springer-Verlag
- *Bodenmikrobiologisches Monitoring – Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur*
E. Kandeler, R. Margesin, R. Öhlinger und F. Schinner
Die Bodenkultur 44, 357-377 (1993)
- *Bodenbiologie in Österreich*
Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. Heft 48/49 (1994)
- *Methods in Soil Biology*
Eds.: F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin (1996), Springer-Verlag
- *Neue Konzepte in der Bodenbiologie*
Mitt. Deut. Bodenkundl. Ges. 81 (1996)

Mit dem diesjährigen Seminar „Bodenbiologie in Österreich (II)“ versucht die Gesellschaft in Fortsetzung des erstmaligen Zusammentreffens im Jahre 1993 wiederum einen Überblick über österreichische bodenbiologische Aktivitäten zu geben.

Wie die Bodenorganismen ihre volle Aktivität nur bei entsprechendem Nahrungsangebot entfalten können, so benötigen auch wir eine verlässliche „Substratzugabe“, um biologisch aktiv sein zu können. An dieser Stelle sei dem *Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur* für seine stete finanzielle Unterstützung herzlich gedankt. Weiters sind wir dem *Bundesamt für Agrarbiologie Linz* für seine Bereitstellung der Infrastruktur bei der organisatorischen Arbeit zu großem Dank verpflichtet. Nicht zuletzt schulden wir auch der *Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* für die Bereitstellung ihres Organs „Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft“ unseren aufrichtigen Dank.

Im Namen der Gesellschaft hoffe ich, daß in Österreich nicht nur ein reges Leben im Boden sondern künftig dieses verstärkt auch in der bodenbiologischen Forschung herrschen möge.

Richard Öhlinger,
Obmann des Vereines
Österreichische Gesellschaft für Bodenbiologie

The Etosha Pan in Namibia (Southwest Africa): A Biodiversity Centre for Soil Ciliates (Protozoa, Ciliophora)

Wilhelm Foissner

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

Introduction

Fascinated by the rich diversity of microhabitats, soils, plants, and animals in the Etosha Pan, I commenced a research program on soil ciliates in 1994. The program, later supported by the Austrian Science Foundation (FWF), has two main goals: (i) to identify the ciliates present and to describe the new species found, and (ii) to provide a reliable estimation of the number of undescribed soil ciliates globally. My presentation will concentrate on the Etosha Pan, although samples were taken also from other sites in Namibia, especially the Namib Desert, which is also full of soil (sand) ciliates. Furthermore, I emphasize that the data are preliminary because the study is still in progress. The final data, including the descriptions of the new species, will be published as a book in 2001 or 2002.

The Pan and its soils

The Etosha Pan covers an area of about 5000 km² and is circa 120 km long and 55 km wide. Annual precipitation is about 450 mm, and annual mean temperature is 22.5°C. The origin of the Pan is still in discussion, but it is clear that it is an old formation providing sufficient time for an independent evolution of life. One hypothesis assumes that the Pan originated by wind erosion about 60 million years ago. An other theory suggests a pliocenic origin 5 – 1.6 million years ago (HERDTFELDER 1984).

The Pan soil is a very special mixture of clay, lime, and salt (NaCl, Na₂CO₃, Na₂SO₄) having a pH range of about 7.6 – 9.7; the air-dried mixture is like a stone, but quickly doubles its volume and becomes a fluffy pancake when it is rewetted. Around the Pan, the salt content gradually decreases causing a strong zonation of flora and fauna. Here, thick, brownish layers of only partially decomposed leave and grass litter form innumerable microhabitats of very different size and composition. Furthermore, the soil is covered by a more or less continuous layer of filamentous cyanobacteria, which become reactivated when the Pan is flooded.

Methods

Soils samples were taken and processed as described in FOISSNER (1998). The material collected included the top soil (0 – 5cm, rarely up to 10cm) with the humic layer and fine plant roots as well as the leave and grass litter from the soil surface. Usually, about 10 small subsamples were taken from an area of 10 – 100 m² and mixed to a composite sample, which was air-dried for at least one month and then sealed in plastic bags. For studying the ciliates, samples were put in a Petri dish (15 cm across, 2 – 3 cm high) and saturated but not flooded with distilled water. Such cultures were analyzed by inspecting about 2 ml of the run-off on days 2, 7, 14, 21 and 28. This so-called “non-flooded Petri dish method” is selective, that is, only a small proportion of the resting cysts present in a sample is reactivated. Thus, the real number of species, described and undescribed, is very likely much higher than shown in Table 1. Unfortunately, a better method for broad analysis of soil ciliates is not known.

Species were identified from life and after silver impregnation. I usually apply the morphospecies concept, that is, classify new species as such only when populations can be separated from their relatives by at least one distinct morphological feature. Furthermore, I try to identify species with poorly described taxa, giving them a firm identity by redescription and neotypification.

Table 1. Preliminary data on ciliate species numbers and main abiotic factors in 18 soil samples from the Etosha Pan.

Sample no.	Salinity ¹⁾	pH ²⁾	Total number of species ³⁾	New species	New species %
57	++++	8.7	21	4	19
58	++++	8.7	8	3	38
59	++++	9.0	8	4	50
61	++++	9.0	13	8	62
65	++++	8.0	40	7	18
67	++++	9.7	23	8	35
69	++++	9.7	10	4	40
53	+++	8.9	22	7	32
54	+++	8.0	38	17	45
70	+++	8.4	60	14	23
71	+++	7.6	11	4	36
55	++	6.7	11	1	9
56	+	7.8	57	12	21
60	+	8.6	43	11	26
64	+	6.3	34	2	6
62	-	7.7	28	1	4
63	-	7.7	37	1	3
66	-	7.2	16	2	13

¹⁾ +++++ very high, +++ high, ++ moderate, + low, - lacking

²⁾ In water

³⁾ Correlations (Spearman's coefficient): Total species/salinity = - 0.373 (p < 0.1)
 New species/salinity: + 0.369 (p < 0.1)
 Total species/pH = - 0.249 (p > 0.1)
 New species/pH = + 0.464 (p < 0.05)

The ciliate community (Table 1)

In the 18 samples investigated, 210 species were found, of which about 73 (=35%) were undescribed, that is, new to science. Most belong to the following groups, each containing some or many new species: colpodids (27%), hypotrichs (26%), gymnostomatids (24%), nassulids (8%), and hymenostomes (7%). Compared to the world soil ciliate community (FOISSNER 1998), hypotrichs are underrepresented in the Etosha Pan and in Namibia in general (40% in world fauna vs. 30% in Namibian fauna), possibly because most of them are

k-selected. Colpodids (14% vs. 20%) and nassulids (5% vs. 7%), on the other hand, are over-represented. The former are mainly r-selected having the ability to use optimally the short wet periods typical for this country. The latter prefer filamentous cyanobacteria as main food source and obviously profit from the cyanobacterial mat covering large areas of the Pan and its surroundings. There is a clear tendency ($p < 0.1$) that total species richness/sample decreases with increasing salinity, while the number of new species/sample increases with salinity and pH (Table 1).

Obviously, extreme biotopes produce special species not only in multicellular but also in unicellular organisms. Although there is a tendency for highest species numbers in the salt bush (*Suaeda*) and grass (*Sporobolus*) zone, rich samples occur in both highly saline (sites 65, 70; Table 1) and non-saline (site 63) areas, indicating that soil microstructures and plant communities have greater influence on the ciliate community than salinity.

How many species of free-living ciliates? (Table 2)

FINLAY & FENCHEL (1999), two well-known protozoan ecologists, suggest that global diversity of free-living (= freshwater, marine, soil) ciliates probably does not exceed 3000 species, while FOISSNER (2000) estimates that there are probably 30 000 free-living ciliate morphospecies, most of which are still undescribed. These contrasting views have, in my opinion, two main reasons. First, the entire field is heavily under-researched because, as compared to higher plants and animals (e.g. butterflies), very few educated people have ever looked for protozoan diversity. Thus, the data available are too incomplete for any reliable estimation. Second, protists are notoriously “undersampled”, mainly because they are small and encysted most of their life. Only when the appropriate conditions set in, do they excyst and become visible. These and other problems, briefly discussed in FOISSNER (1997, 2000), become evident if large sample collections from a large region are analyzed (Table 2).

Table 2. Data summary on diversity of soil ciliates in Europe, Africa, Australia and Antarctica (from FOISSNER 1997).

Characteristics	Europe (99 samples)	Africa (92 samples)	Australia (157 samples)	Antarctica (90 samples)
Total number of species ¹⁾	345	507	361	95
Species/sample (mean)	26	35	23	4
Undescribed species	185	240	154	14
Undescribed species (%)	54	47	43	15
Undescribed species/sample (mean)	1.9	2.6	1.0	0.2
Undescribed species/sample (%)	7.2	7.5	4.4	3.9
Corrected number of undescribed species ²⁾	–	1032	477	34
Undescribed species (%)	–	80	74	70
Estimated global diversity (~)	–	2000	1540	1330

¹⁾ Each sample collection was considered as a unique entity. Thus, a new species found, for instance, in Africa and Australia, was classified as “undescribed” in each of the data sets.

²⁾ See FOISSNER (1997) for the statistics applied.

Although the individual samples contain only one to three (4 – 7%) new species on average, the sample collective shows that up to 50% of the species found are undescribed.

When such data are statistically corrected for differential capture rates between described and undescribed species, it becomes evident that 75 – 80% of the ciliates are still unknown (Table 2). Finally, about 170 of the 410 ciliate species found in the 73 samples from Namibia are undescribed. Such a number shows more clearly than any experiment or statistics that FINLAY & FENCHEL heavily underestimate global diversity of free-living ciliates and that most of their diversity is still undescribed.

References

- FINLAY, B.J. and FENCHEL, T. (1999): Divergent perspectives on protist species richness. *Protist* 150, 229-233.
- FOISSNER, W. (1997): Global soil ciliate (Protozoa, Ciliophora) diversity: a probability-based approach using large sample collections from Africa, Australia and Antarctica. *Biodiversity and Conservation* 6, 1627-1638.
- FOISSNER, W. (1998): An updated compilation of world soil ciliates (Protozoa, Ciliophora), with ecological notes, new records, and descriptions of new species. *European Journal of Protistology* 34, 195-235.
- FOISSNER, W. (2000): Protist diversity: estimates of the near-imponderable. *Protist* 150, 363-368 (year 1999).
- HERDTFELDER, R. (1984): *Der Etoscha-Nationalpark. Ein Leitfaden für ökologische und Verhaltensbeobachtungen.* Verlag der S.W.A. Wissenschaftlichen Gesellschaft, Windhoek, 187 pp (Wissenschaftliche Forschung in Südwestafrika 17: 1-187).

Der Einsatz von molekularbiologischen Methoden in der Bodenmikrobiologie

Angela Sessitsch

Austrian Research Center, Abt. Lebenswissenschaften / Biotechnologie,
A-2444 Seibersdorf (e-mail: angela.sessitsch@arcs.ac.at)

Im Gegensatz zu Pflanzen und Tieren ist die Beschreibung der Morphologie für eine Klassifizierung und Identifizierung von Mikroorganismen unzureichend. Bis vor kurzem war es notwendig Bakterien in Reinkultur isolieren, um sie auf ihre physiologischen und biochemischen Eigenschaften untersuchen zu können. Bakterielle Populationen in natürlichen Systemen werden konventionellerweise durch Isolierung auf Agarplatten und anschließende Analyse verglichen. Allerdings wurde schon früh erkannt, dass nur ein geringer Anteil der natürlich vorkommenden Prokaryonten kultiviert werden kann (WOLFE, 1981). Daher wird einerseits angenommen, dass eine Vielzahl von Bakterienarten und deren Kultivierungsbedingungen noch unbekannt sind, andererseits wurden Bakterien molekularbiologisch beschrieben, die bisher noch nicht isoliert werden konnten (FRY et al., 1991; LARIVIERE and SCHMIDT, 1991; KUSKE et al., 1997). Weiters ist bekannt, dass allgemein kultivierbare Organismen einen lebenden-aber-nicht-kultivierbaren Zustand einnehmen können (OLIVER et al., 1991; MCDUGALD et al., 1998). Durch die Verwendung von ribosomalen RNA Genen als phylogenetische Marker wird heutzutage die Struktur von bakteriellen Gemeinschaften untersucht, und die 16S rDNA Sequenz wurde ein wesentlicher Parameter in der taxonomischen Zuordnung von Prokaryonten. Ebenso ermöglichen molekulare Methoden die Identifizierung und Charakterisierung von Bakterien auf der Stammebene und deren Beobachtung in natürlichen Systemen (SESSITSCH et al., 1997 a). Um mikrobielle Populationen im Boden mit Hilfe molekularer Techniken zu untersuchen, wird zuerst DNA bzw. RNA direkt aus dem Boden isoliert, und anschließend einer PCR (Polymerase Chain Reaction) zur Amplifizierung eines bestimmten Gens, wie zB. des 16S rRNA Gens, unterzogen. Methoden, die zur Analyse von bakteriellen Populationen eingesetzt werden können, und auf Unterschieden in der 16S rDNA Sequenz beruhen, umfassen die denaturierende Gradienten Gelelektrophorese (DGGE; HEUER et al., 1997; KOWALCHUK et al., 1997), die Temperatur Gradienten Gelelektrophorese (TGGE; FELSKE et al., 1998), Restriktionsfragmentanalysen (RFLP; LIU et al., 1997) und Klonierungen (PEDERSEN et al., 1996; KUSKE et al., 1997).

Zur in-situ Detektion von Mikroorganismen sind Reportergene besonders geeignet. Der gewünschte Bakterienstamm wird mit einem Fremdgen markiert, dessen Expressionsprodukt leicht nachzuweisen ist. Für Analysen der mikrobiellen Ökologie haben sich das β -Glucuronidase Gen (*gusA*; WILSON et al, 1995; SESSITSCH et al., 1998), das Gen der thermostabilen β -Glucosidase (*celB*; SESSITSCH et al., 1996; SESSITSCH et al., 1997c), Luciferase Gene (*lux*, *lux*; PROSSER et al., 1996), und das "green fluorescent protein" (gfp; UNGE et al, 1998) als besonders geeignet erwiesen.

In unserer Arbeitsgruppe werden verschiedene molekulare Methoden angewendet um Pflanzen-Mikroorganismen Interaktionen zu untersuchen. Die genetische und phänotypische Diversität von Rhizobien, die in Symbiose mit *Phaseolus vulgaris* L. elementaren Stickstoff fixieren, wurde analysiert. Dabei wurden stark kompetitive Stämme in Böden in der Nähe des Forschungszentrums gefunden, obwohl schon über einen langen Zeitraum keine Bepflanzung mit dieser Wirtspflanze erfolgte. Unsere Untersuchungen ergaben, dass die heimischen

Stämme eng mit Rhizobien aus Mittelamerika verwandt sind und wahrscheinlich mit Pflanzensamen "eingeschleppt" wurden (SESSITSCH et al., 1997a). Die importierten Stämme passten sich rasch den neuen Umweltbedingungen an. Dies konnte mittels molekularer Methoden sehr gut verfolgt werden. Weiters wurde eine neue *Rhizobium* Spezies charakterisiert und beschrieben (SESSITSCH et al., 1997b).

Stickstoff fixierende Rhizobienstämme wurden auch eingehend hinsichtlich ihres Durchsetzungsvermögens im Boden und an der Pflanze untersucht, eine Eigenschaft, die neben dem Stickstoff Fixierungspotential einen wichtigen Parameter für den Einsatz von Rhizobien in der Landwirtschaft darstellt. Verschiedenene Markergenkonstrukte (*gusA*, *celB*) wurden entwickelt um mehrere Rhizobienstämme gleichzeitig auf der Pflanze und in den Knöllchen detektieren zu können.

Derzeit untersuchen wir Rhizosphäre- und Endophytenpopulationen in verschiedenen Kartoffelsorten. Der Apoplast der Pflanze als Lebensraum für Mikroorganismen ist bisher nur wenig erforscht, und insbesondere wurden die nicht-kultivierbaren Bakterien noch nicht analysiert. Unsere Studien ergaben, dass diverse Kartoffelsorten sehr unterschiedliche Populationen beherbergen, von denen nur etwa 10% in Kulturmedien angereichert werden konnten. Die Isolierung in Reinkultur gelang nur bei wenigen Stämmen. Das langfristige Ziel dieses Projektes ist es, mögliche Endophyten-Phytopathogen Interaktionen zu verstehen, um neue Strategien für den biologischen Pflanzenschutz zu entwickeln.

Ein weiterer Forschungsschwerpunkt, der in Kooperation mit der Abteilung Umweltwissenschaften des ARCS durchgeführt wird, beschäftigt sich mit der Analyse der mikrobiellen Diversität in verschiedenen Korngrößenfraktionen des Bodens in Form eines Langzeitexperiments. In diesem Versuch werden verschiedene organische Dünger hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf chemische und biologische Parameter geprüft. Molekulare Analysen der Bodenmikrobiologie ergaben höhere Bakterienmassen und -diversitäten in den kleinen Korngrößen, sowie unterschiedliche Populationsstrukturen in den verschiedenen Fraktionen.

In mehreren Arbeiten an unserem Institut untersuchen wir mikrobielle Gemeinschaften in der Rhizosphäre von transgenen Pflanzen. Die intraspezifische Diversität von *Bacillus* und *Pseudomonas* Populationen von Cecropin exprimierenden Kartoffeln wurde analysiert, und weiters wird ein Containexperiment durchgeführt, wobei – ohne Kultivierung von Bakterien – Rhizosphärenpopulationen von Basta-tolerantem Raps und konventionellen Raps mit den entsprechenden Herbizidanwendungen verglichen werden. Weitere Projekte beinhalten – ebenso in Zusammenarbeit mit der Abteilung für Umweltwissenschaften - die Untersuchung methanotropher Bakterien in der Rhizosphäre verschiedener Deponiebegrünungen, mit dem Ziel Methan möglichst effizient aus Mülldeponien zu entfernen, sowie die Bioremediation von Xenobiotika in der Rhizosphäre.

Literatur

FELSKE A, A WOLTERINK, R van LIS, and ADL AKKERMANS 1998 Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drentse A grassland soils (The Netherlands). Appl. Environ. Microbiol. 64: 871-879.

FRY NK, TJ ROWBOTHAM, NA SAUNDERS, and TM EMBLEY 1991 Direct amplification and sequencing of 16S ribosomal DNA of an intracellular *Legionella* species recovered by amoebal enrichment from the sputum of a patient with pneumonia. FEMS Microbiol. Lett. 83: 165-168.

HEUER H, M KRSEK, P BAKER, K SMALLA and EMH WELLINGTON 1997 Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rRNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients. Appl. Environ. Microbiol. 63:3233-3241.

- KOWALCHUK GA, JR STEPHEN, WD de BOER, JI PROSSER, TM EMBLEY, and JW WOLDENDORP 1997 Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the beta-subdivision of the class Proteobacteria in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 1489-1497.
- KUSKE CK, SM BARNES, and JD BUSCH 1997 Diverse uncultivated bacterial groups from soils of the arid southwestern United States that are present in many geographic regions. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 3614-3621.
- LARIVIERE JWM and K SCHMIDT 1991 Morphologically conspicuous sulfur-oxidizing eubacteria, p. 3934-3947. In A Balows, HG Trüper, M Dworkin, W Harder, and K-H Schleifer (ed.), *The Prokaryotes*, 2nd ed., Springer Verlag, New York.
- LIU W-T, TL MARSH, H CHENG, and LJ FORNEY 1997 Characterization of microbial diversity by determining terminal restriction fragment length polymorphisms of genes encoding 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 63:4516-4522.
- MCDUGALD D, SA RICE, D WEICHART, and S KJELLEBERG 1998 Nonculturability: adaptation or debilitation? *FEMS Microbiol. Ecol.* 25: 1-9.
- OLIVER JD, L NILSSON and S KJELLEBERG 1991 Formation of non-culturable *Vibrio vulnificus* cells and its relationship to the starvation state. *Appl. Environ. Microbiol.* 57: 2640-2644.
- PEDERSEN K, J ARLINGER, S EKENDAHL, and L HALLBECK 1996 16S rRNA gene diversity of attached and unattached bacteria in borcholes along the access tunnel to the Aspö hard rock laboratory, Sweden. *FEMS Microbiol. Ecol.* 19: 249-262.
- PROSSER JI, EAS RATTRAY, K GILLHAM, and LA GLOVER 1996 Lux as a marker gene to track microbes. In: *Molecular Microbial Ecology Manual*. Akkermans, A.D.L., van Elsas, J.D. and de BRUIJN, F.J. (eds) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 6.1.1:1-17.
- SESSITSCH, A, KJ WILSON, ADL AKKERMANS, and WM de VOS 1996 Simultaneous detection of different *Rhizobium* strains marked with the *Escherichia coli gusA* gene and the *Pyrococcus furiosus celB* gene. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62:4191-4194.
- SESSITSCH A, G HARDARSON, ADL AKKERMANS and WM de VOS 1997a Characterization of *Rhizobium etli* and other *Rhizobium* spp. that nodulate *Phaseolus vulgaris* in an Austrian soil. *Mol. Ecol.* 6: 601-608.
- SESSITSCH A, H RAMIREZ-SAAD, G HARDARSON, ADL AKKERMANS, and WM de VOS 1997b Classification of Austrian rhizobia and the Mexican isolate FL27 obtained from *Phaseolus vulgaris* L. as *Rhizobium gallicum*. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 47: 1097-1101.
- SESSITSCH A, KJ WILSON, ADL AKKERMANS, and WM de VOS. 1997c. The *celB* marker gene. In: *Molecular Microbial Ecology Manual*. Akkermans, A.D.L., van Elsas, J.D. and de Bruijn, F.J. (eds) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 6.1.12:1-15.
- SESSITSCH A, PK JEMBA, G HARDARSON, ADL AKKERMANS, and KJ WILSON 1997 Measurement of the competitiveness index of *Rhizobium tropici* strain CIAT899 derivatives marked with the *gusA* gene. *Soil Biol. Biochem.*, 29:1099-1110.
- SESSITSCH A, G HARDARSON, WM de VOS, and KJ WILSON 1998 Use of marker genes in competition studies of *Rhizobium*. *Plant and Soil*, 204:35-45.
- UNGE A, R TOMBOLINI, ME DAVEY, FJ de BRUIJN, and JK JANSSON 1998 GFP as a marker gene In: *Molecular Microbial Ecology Manual*. Akkermans, A.D.L., van Elsas, J.D. and de Bruijn, F.J. (eds) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 6.1.13:1-16.
- WILSON KJ, A SESSITSCH, JC CORBO, KE GILLER, ADL AKKERMANS and RA JEFFERSON 1995 β -glucuronidase (GUS) transposons for ecological studies of rhizobia and other Gram-negative bacteria. *Microbiology*, 141: 1691-1705.
- WOLFE, RS 1981 FOREWORD, p.v-vi. In MP Starr, H Stolp, HG Trüper, A. Balows, and HG Schlegel (ed.) *The Prokaryotes*, vol. I, Springer Verlag, Berlin.

Stickstoffkreislauf in natürlichen Waldgesellschaften

Zechmeister-Boltenstern Sophie¹, Hackl E.¹, Bachmann G.², Donat C.³, Pfeffer M.³

¹ Inst. f. Forstökologie, FBVA - Waldforschungszentrum, Seckendorff-Gudent Weg 8,
A-1130 Wien, email: Sophie.Zechmeister@fbva.bmlf.gv.at

² Inst. für Ökologie und Naturschutzforschung, Universität Wien, Althanstr. 14, A-1091 Wien

³ Inst. f. Ökochemie, BFL, Spargelfeldstr. 191, A-1220 Wien

Einleitung

Bodenmikroorganismen spielen eine Schlüsselrolle bei der Kontrolle der Stickstoffnachlieferung und beim Stickstoffumsatz in Wäldern. Außerdem können mikrobielle Aktivitäten als Indikatoren für Stressfaktoren und Störungen verwendet werden. Für die Beurteilung des Bodenzustands in Wirtschaftswäldern ist es nötig, Vergleichswerte aus natürlichen Waldgesellschaften heranzuziehen. Es gibt jedoch nur wenige mikrobiologische Daten in Zusammenhang mit bestimmten Vegetationseinheiten, und auch über die natürliche Bandbreite der mikrobiellen Aktivitäten im Wald herrscht Unsicherheit.

Material und Methoden

Im vorliegenden Projekt wurden 12 natürliche Wälder drei Jahre lang untersucht. Die Flächen wurden aufgrund ihrer typischen Vegetationszusammensetzung ausgewählt und lagen zum Großteil innerhalb von Naturwaldreservaten. Sechs Waldtypen, die für Ostösterreich repräsentativ sind, wurden für die Untersuchung herangezogen, nämlich Eichen-Hainbuchenwälder, Waldmeister-Buchen- und Silikat-Buchenwälder, Fichten-Tannen-Buchen- sowie Schwarzföhren- und Auwälder. Innerhalb jedes Waldes wurden 50 m lange Transekte mit 10 Versuchsplots angelegt. Der Oberboden (0-10 cm) wurde jeweils im Herbst und im Frühjahr beprobt. Neben chemischen Bodenanalysen und Vegetationsaufnahmen wurden eine Reihe von Biomasse-Parametern sowie extrahierbare Zucker und Aminosäuren analysiert. Weiters wurden Phospholipidfettsäuremuster zur Charakterisierung der Mikroorganismengemeinschaft eingeschlossen und die potentielle Emission der Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas (N₂O) untersucht. Die Enzyme Phosphatase, Urease und Xylanase wurden als Indikatoren für die Nachlieferung von Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff verwendet. In diesem Beitrag geht es in erster Linie um Zusammenhänge im Bereich des Stickstoffumsatzes.

Ergebnisse und Diskussion

Sowohl der Biomasse-N als auch die N-Mineralisation (potentiell und aktuell) waren im Vergleich zu Literaturdaten hoch (BAUHUS et al., 1998; REICH et al., 1997). Diese beiden Parameter zeigten eine positive Korrelation zueinander ($r = 0,71$; $p < 0,05$). Der Biomasse-N war weiters mit der Ureaseaktivität ($r = 0,69$; $p < 0,05$) und der Aminosäurekonzentration des Bodens korreliert ($r = 0,72$; $p < 0,05$). Diese Daten weisen auf einen hohen Stickstoffumsatz hin, der auf den beiden Auwaldstandorten und in einem Fichten-Tannen-Buchenwald (Urwald Rotwald) besonders ausgeprägt war. Der geringste Biomasse-N sowie niedrige N-

Mineralisation waren in den Silikat-Buchenwäldern zu finden, während Schwarzföhrenwälder relativ hohe Biomasse und mittlere Mineralisationswerte aufwiesen.

Um herauszufinden, in welcher Weise der Stickstoff innerhalb des Systems rezykliert wird und wie viel davon als Gas oder durch Auswaschung verloren gehen kann, wurden die N_2O -Emissionen und die Nitratkonzentrationen im Oberboden untersucht. Nitrat ist mobil im Boden und kann bei Austrag die Grundwasserqualität beeinträchtigen. Nitrat ist auch das Substrat für die Denitrifikation, bei der das Treibhausgas N_2O freigesetzt werden kann. Nur zwei Waldtypen zeichneten sich durch geringe Nitratkonzentrationen aus, was bedeutet, dass in diesen Wäldern fast der gesamte mineralisierte Stickstoff in der immobilen Ammoniumform verblieb: Dies waren die Silikat-Buchen- und die Schwarzföhrenwälder. Die selben Waldtypen zeigten auch bei mehrfacher Beprobung keinerlei N_2O -Emissionen aus dem Boden. Das Erstaunliche an diesem Ergebnis ist der Umstand, dass die Silikat-Buchenwälder sehr niedrige pH Werte (4,0 - 4,6) aufwiesen, während die Schwarzföhren im neutralen Bereich (pH 7,4) lagen. Wir nehmen deshalb an, dass Bodenversauerung nur im ersten Waldtyp als Nitrifikationshemmer in Betracht kommt. Im Bereich der Schwarzföhrenbestände könnten Trockenheit und hohe Ligningehalte in der Nadelstreu eine Rolle bei der Inhibierung der Nitrifikation spielen. Die extrahierbaren Nitratkonzentrationen zeigten einen signifikanten Zusammenhang mit den N_2O -Emissionen ($r = 0,71$; $p < 0,05$). Dies weist darauf hin, dass in natürlichen Waldgesellschaften Nitrat als limitierender Faktor für die Denitrifikation in Frage kommt. In Wirtschaftswäldern fand man keinen derartigen Zusammenhang (BRUMME et al., 1999).

Eines der wichtigsten Ergebnisse unserer Untersuchung waren die hohen mikrobiellen Umsatzraten sowie die großen Pools an Biomasse, Bakterien, Pilzen, Protozoen (PLFAs) sowie Aminosäuren im Urwald Rotwald, der die anderen Standorte oft um das Doppelte übertraf. Der Urwald Rotwald ist nicht nur durch hohes Alter und Unberührtheit gekennzeichnet, sondern auch durch Kalkuntergrund (Bodentyp: Braunlehm-Rendzina) und hohe Niederschläge von 2340 mm pro Jahr. In diesem Wald kam es während der letzten Jahrhunderte zum Aufbau von Humusformen, die die Entwicklung einer reichhaltigen und aktiven Bodenorganismengesellschaft begünstigen. Im Gegensatz zu dem anderen von uns untersuchten Fichten-Tannen-Buchenwald ist der Laubbaumanteil im Rotwald höher.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass hoher Stickstoffumsatz in Wäldern nicht mit hohen Verlusten gleichzusetzen ist, da bestimmte Waldtypen ein effektives System zum Rezyklieren des freigesetzten Stickstoffs entwickelt haben.

Danksagung

Wir danken Franz Starlinger, Georg Frank und Kurt Zukrigl für die fachkundige Auswahl der Probestellen und Vegetationsaufnahmen. Michael Englisch führte Bodenbeschreibungen und Humusklassifikation durch und half durch wertvolle Anregungen und kritische Diskussion.

Literatur

- BAUHUS, J., PARÉ, D. und CÔTÉ, L. (1998) Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1077-1089.
- BRUMME, R., BORKEN, W. und FINKE, S. (1999) Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 1127-1148.
- REICH, P.B., GRIGAL, D.F., ABER, J.D. und GOWER, S.T. (1997) Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. *Ecology* 78, 335 – 347.

Beziehungen zwischen bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern in Naturwäldern

Evelyn Hackl¹, Gert Bachmann², Michael Pfeffer³, Christina Donat³ und Sophie Zechmeister-Boltenstern¹

¹Institut für Forstökologie, FBVA-Waldforschungszentrum

Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien (email: evelyn.hackl@fbva.bmlf.gv.at)

²Inst. f. Ökologie und Naturschutzforschung, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1091 Wien

³Institut für Ökochemie, BFL, Spargelfeldstraße 191, A-1220 Wien

Einleitung

Im Waldboden ergibt sich aus den Wechselwirkungen zwischen den Bodeneigenschaften, den Mikroorganismen und den Wurzeln ein komplexes Beziehungsgefüge (GOBRAN 1998). Durch vielfältige Stoffumsetzungen erhöhen die Bodenmikroorganismen die Nährstoffverfügbarkeit und fördern dadurch die Produktivität des Waldes. Diese Funktionen gewinnen zunehmend an Bedeutung für Fragen der naturnahen Waldwirtschaft.

Die Zusammenhänge zwischen den Umsetzungen und dem Lebensraum der mikrobiellen Gemeinschaften wurden innerhalb einer vergleichenden Studie untersucht. In Böden von 12 Naturwäldern unterschiedlichen Waldtyps wurden strukturelle und funktionelle Charakteristika der mikrobiellen Gemeinschaften und ihre Beziehungen zum jeweiligen Vegetationstyp und den vorherrschenden bodenchemischen Eigenschaften analysiert.

Material und Methoden

Untersucht wurden 12 naturnahe Waldbestände, darunter jeweils 2 Eichen-Hainbuchen-wälder, Waldmeister-Buchenwälder, Silikat-Buchenwälder, Fichten-Tannen-Buchenwälder, Auwälder und Schwarzföhrenwälder. Diese Bestände weisen eine natürliche Vegetations-zusammensetzung auf und sind zum Großteil in Naturwaldreservaten gelegen. Die beiden Fichten-Tannen-Buchenwälder sind Urwälder. Im Frühjahr und Herbst 1997 und 1998 wurden an allen Standorten entlang von 50 m langen Transekten 10 Bodenproben (0-10 cm Mineralboden) entnommen, die auf 2 mm gesiebt und dann für chemische und mikrobiologische Untersuchungen verwendet wurden.

Die Bestimmung der Bodenatmung und der Substrat-induzierten Respiration (SIR) erfolgten durch Analyse der CO₂-Produktion der Proben an einem IRGA (Infra-Red Gas Analyser). Der Stickstoff der mikrobiellen Biomasse (FE) wurde nach Fumigation mit Chloroform und anschließender Extraktion mit Kaliumchloridlösung mittels Ninhydrin-Reaktion bestimmt (ÖHLINGER 1996). Die PLFA-Analysen wurden nach der Methode von FROSTEGARD (1993) durchgeführt. Zur Umrechnung der Peakflächen auf Gehalt an Fettsäuren in nmol wurde ein einheitlicher Detektorrespons für alle Fettsäuren unterstellt. Als Standard dienten 20 ng der Fettsäure 19:0.

Für die Bestimmung der Zucker und Aminosäuren wurden die Böden mit 60 % Azeton extrahiert. Die Extrakte wurden mit Hilfe von Ionenaustauschern in Fraktionen der Anionen und

der ungeladenen Substanzen aufgetrennt. Die Fraktionen wurden im Vakuum eingedampft; aus ihnen erfolgte die Analyse der Zucker mit GC und GCMS, die Analyse der Aminosäuren mittels HPLC (BACHMANN und KINZEL 1992).

Ergebnisse und Diskussion

Obwohl Biomasse-Parameter häufig als Indikatoren für ökosystemaren Streß und Störungen herangezogen werden, ist über die Eigenschaften der mikrobiellen Biomasse in natürlichen, ungestörten Ökosystemen sehr wenig bekannt (WARDLE 1992). Die Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse in den Naturwaldböden erfolgte anhand dreier voneinander unabhängiger Methoden, der Fumigation-Extraktion, der substratinduzierten Respiration und der Bestimmung der Menge an Phospholipidfettsäuren (PLFAs), die übereinstimmend höchste Gehalte an mikrobieller Biomasse in Böden des Fichten-Tannen-Buchen-Urwalds Rotwald aufzeigten (Abb. 1). Dieser primäre Urwald zeichnet sich durch besonders nährstoffreiche Böden (Tab. 1) und einen hohen mikrobiellen Stoffumsatz aus.

Die Analyse spezifischer PLFAs ermöglichte Aussagen über die strukturelle Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften. Bakterien, Pilze und Aktinomyceten zeigten in den Wäldern eine unterschiedliche Bedeutung in ihrem Vorkommen. Die höchsten Gehalte an Bakterien wurden in den Böden der Fichten-Tannen-Buchenwälder festgestellt, Aktinomyceten waren dagegen gleich stark in den Fichten-Tannen-Buchenwäldern und in den Schwarzföhrenwäldern vertreten (Abb. 1). In den Schwarzföhrenwäldern war der Anteil der Pilze an der gesamten mikrobiellen Biomasse am höchsten.

Die 12 Waldbestände unterscheiden sich deutlich in den pH-Werten und den C- und N-Vorräten der Böden (Tab. 1). Es hat sich erwiesen, daß diese Parameter entscheidenden Einfluß auf die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaften nehmen (BARDGETT et al. 1999, FROSTEGARD et al. 1993, PENNANEN et al. 1999). Unsere Ergebnisse legen nahe, daß die mikrobiellen Gemeinschaften in ihrem Vorkommen vor allem vom Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der Böden beeinflusst waren. Sowohl im Vergleich verschiedener Wälder als auch innerhalb der Standorte waren die Gehalte an Bakterien, Pilzen, Aktinomyceten und Protozoen signifikant mit den N- und C-Gehalten der Böden korreliert. Pilze waren stärker als Bakterien von den Mengen organischen Kohlenstoffs abhängig, und mit dem C/N-Verhältnis der Böden nahm der Anteil der Pilze gegenüber den Bakterien zu.

In den meisten Böden ist das Wachstum der Mikroorganismen durch die Menge verfügbaren Substrats limitiert. Demgemäß war für die mikrobielle Aktivität neben dem pH-Wert des Bodens das Vorhandensein leicht verfügbarer C- und N-Quellen in Form von Zuckern und Aminosäuren eine bestimmende Größe. Niedermolekulare organische Verbindungen gelangen durch Streufall und Rhizodeposition in den Boden und sind Produkte des mikrobiellen Stoffwechsels. In Abhängigkeit von der Vegetationszusammensetzung wurden quantitative und qualitative Unterschiede von Zuckern und Aminosäuren in den Böden der Naturwälder gefunden (HACKL et al. 2000). Alle untersuchten Organismengruppen, aber besonders die Pilze und Protozoen, waren in ihren Abundanzen von den Mengen an Zuckern in den Böden beeinflusst. Neben dem C- und N-Status der Wälder könnte eine spezifische Substratnutzung Unterschiede in der Populationsstruktur der mikrobiellen Gemeinschaften bedingen.

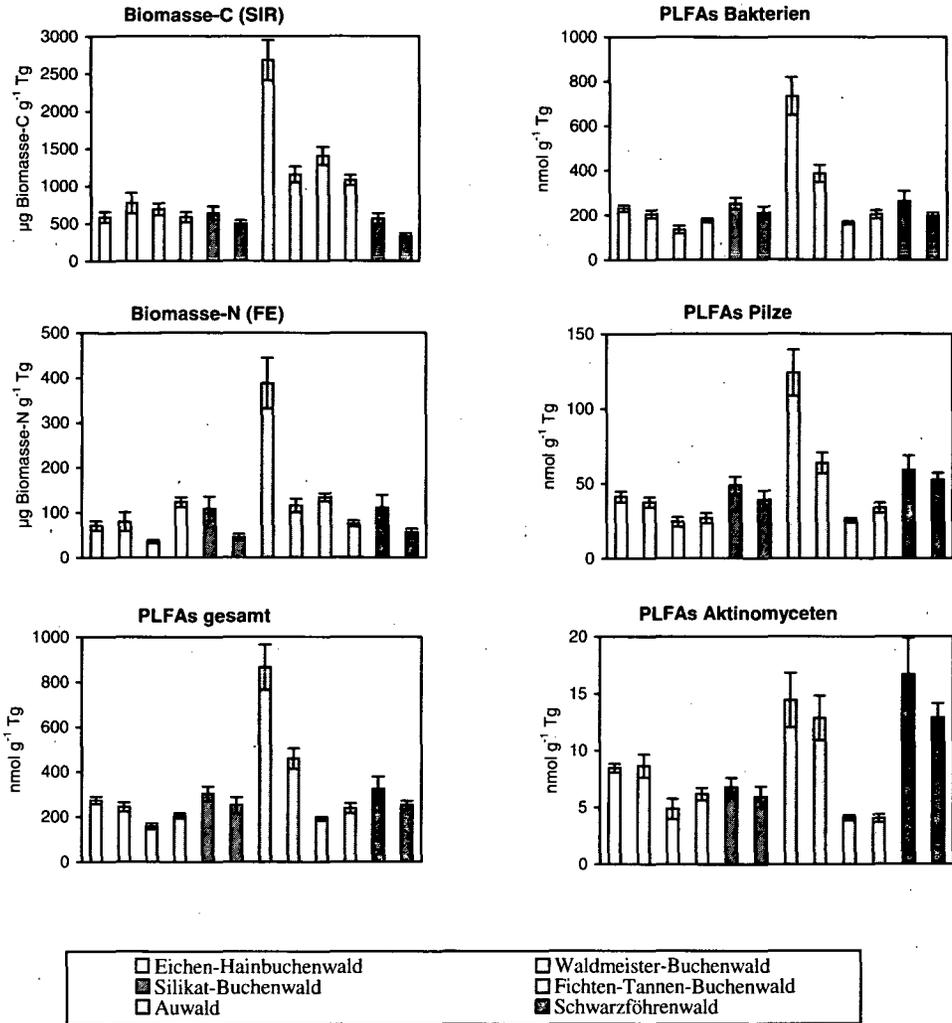


Abb. 1: Gehalte der Böden der 12 Waldbestände an mikrobieller Biomasse, gemessen als Biomasse-Kohlenstoff (SIR), Biomasse-Stickstoff (FE) und Menge an Gesamt-PLFAs, und Gehalte an Bakterien, Pilzen und Aktinomyceten ermittelt anhand spezifischer PLFAs.

Tabelle 1: Bodentypen und bodenchemische Eigenschaften der Naturwälder.

Waldtyp	Standort ^a	Bodentyp	Wasser- -gehalt (%)	pH	NH ₄ - N (µg g ⁻¹ Tg)	NO ₃ - N (µg g ⁻¹ Tg)	N _{gesamt} (%)	C _{org} (%)	C/N
Eichen- Hainbuchenwal- d	JE	Flysch-Pseudogley	34.2	4.5	17.6	125.5	0.22	5.04	23.4
	K	Kalkbraunerde	29.8	5.4	10.5	121.5	0.20	4.23	21.0
Waldmeister- Buchenwald	JB	Flysch-Pseudogley	35.4	5.1	26.0	131.8	0.19	4.38	22.5
	Kl	Felsbraunerde	34.3	4.1	15.4	123.1	0.33	4.36	13.1
Silikat- Buchenwald	D	Felsbraunerde	40.9	4.6	68.8	25.1	0.35	9.45	26.9
	S	Felsbraunerde	32.0	4.0	296.6	0.6	0.30	7.03	23.5
Fichten- Tannen- Buchenwald	R	Braunlehm-Rendzina	57.9	4.9	127.4	340.7	0.94	16.00	17.1
	N	Pseudovergl. Braunerde	43.3	4.0	56.1	216.8	0.38	6.46	16.9
Auwald	M	karbonath., brauner Auboden	38.7	7.2	1.5	247.3	0.47	5.46	11.7
	B	karbonath., brauner Auboden	29.4	7.4	0.9	181.8	0.23	3.92	17.2
Schwarzföhren- wald	St	Rendzina	35.4	7.4	14.4	4.6	0.61	16.99	28.0
	Me	Rendzina	22.7	7.4	3.4	2.3	0.26	9.64	37.0

^aJE Johanner Kogel Eiche, K Kolmberg, JB Johanner Kogel Buche, Kl Klausen-Leopoldsdorf, D Dürnstein, S Saubrunn, R Rotwald, N Neuwald, M Müllerboden, B Beugenau, St Stampftal, Me Merkenstein.

Literatur

- BACHMANN, G. und KINZEL, H. (1992) Physiological and ecological aspects of the interaction between plant roots and rhizosphere soil, *Soil Biol. Biochem.* 24, 543-552
- BARDGETT, R.D., LOVELL, R.D., HOBBS, P.J. und JARVIS, S.J. (1999) Seasonal changes in soil microbial communities along a fertility gradient of temperate grasslands, *Soil Biol. Biochem.* 31, 1021-1030
- FROSTEGARD, A., BAATH, E. und TUNLID, A. (1993) Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis, *Soil Biol. Biochem.* 25, 723-730
- GOBRAN, G.R. und CLEGG, S. und COURCHESNE, F. (1998) Rhizospheric processes influencing the biogeochemistry of forest ecosystems, *Biogeochemistry* 42, 107-120
- HACKL, E., BACHMANN, G. und ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2000) Soil microbial biomass and rhizosphere effects in natural forest stands, angenommen von *Phyton*.
- ÖHLINGER, R. (1996) Biomass-N by fumigation-extraction technique. In: F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler, R. Margesin (Hrsg.): *Methods in Soil Biology*, Springer, Berlin, pp. 58-60
- PENNANEN, T., LISKI, J., BAATH, E., KITUNEN, V., UOTILA, J., WESTMAN, C.J. und FRITZE, H. (1999) Structure of the microbial communities in coniferous forest soils in relation to site fertility and stand development stage, *Microb. Ecol.* 38, 168-179
- WARDLE D.A. (1992) A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil, *Biol. Rev.* 67, 321-358

Zusammensetzung und Verlauf der Kleintierbesiedlung bei der Kompostierung von Rindermist

Erwin Meyer und Nicola Plankensteiner

Institut für Zoologie und Limnologie der Universität Innsbruck,
Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

Einleitung

Für eine ausgewogene Nährstoffzufuhr in Wiesen und Äckern ist eine entsprechende Aufbereitung des Wirtschaftsdüngers notwendig. Daher gewinnt die Kompostierung von Stallmist in der landwirtschaftlichen Praxis zunehmend an Bedeutung (BERNER 1990). Die Rotte von Rindermist wird in erster Linie durch Mikroben ermöglicht aber auch von Kleintieren maßgeblich beeinflusst. Erste konkrete Ergebnisse über die Bedeutung von Kleintieren am Rotteprozess lieferte FRANZ (1945,1949). In der Folge haben sich auch andere Autoren mit dieser Thematik beschäftigt (SAUERLANDT 1956, ROSER-HOSCH et al.1982, STREIT et al. 1985). Besonders hervorzuheben ist die Arbeit von BOCKEMÜHL (1981), in der sehr eingehend über den Zusammenhang zwischen den Rottephasen und der Sukzession der Kleintiere berichtet wird.

Im Rahmen eines Projektes des Forschungsinstitutes für Alpenländische Land- und Forstwirtschaft an der Universität Innsbruck zur Optimierung des Verfahrens hinsichtlich Sickerwasser- und Nährstoffverluste bei der Kompostierung von Rindermist (CREPAZ et al.1997) wurden auch begleitende mikrobiologische (INSAM et al.1996) und zoologische (PLANKENSTEINER 1996) Untersuchungen durchgeführt. Ziel der zoologischen Arbeit war es, Gesetzmäßigkeiten bei der Besiedlung der Mistmieten durch Kleintiere festzustellen, um Aussagen über den Verlauf der Rotte bei verschiedenen Mischungsverhältnissen zwischen Mist und Stroh und Umsetzungsintensitäten der Mieten machen zu können.

Material und Methodik

Am 18.4.1994 wurden auf dem Gelände der landwirtschaftlichen Landeslehranstalt Imst (800 m Meereshöhe, Tirol) drei Mieten (Länge: 8 m, Breite: 2 m, Höhe: 1,5 m) jeweils zu einer Hälfte auf eine Welleternitplatte, mit der anderen Hälfte auf den Mutterboden aufgesetzt. Um die Sickerwasseremission zu reduzieren, wurden alle drei Mieten mit einem Kompostvlies abgedeckt. Das Ausgangsmaterial war Rindermist, dem bei den drei Mieten eine unterschiedliche Menge Stroh beigemischt wurde. Miete I wurde während des Rotteprozesses nicht gewendet, Miete II wurde insgesamt siebenmal, Miete III elfmal umgesetzt. Am 3.6. wurden die Umsetzungsarbeiten eingestellt. Im Zeitraum vom 18. April bis 4. Oktober wurden Miete I und II sechsmal (11.5., 25.5., 8.6., 20.6., 12.7., 4.10.), Miete III fünfmal beprobt, wobei jeweils zwei Proben (ost- und westseitig) aus vier verschiedenen Mietenzonen (unten, innen, oben und außen) entnommen wurden. In Summe waren es 44 Ein-Liter-Proben für Miete I und II und 40 Proben für Miete III. Die Extraktion der Proben erfolgte nach der Kempson-Methode im Labor in Innsbruck.

Ergebnisse

Die **Temperaturen** stiegen in den umgesetzten Mieten (II und III) bis auf 60°C, in der ungestörten Miete I nur auf 45°C. Insgesamt war das Material in den gewendeten Mieten schneller homogenisiert, während der Abbau in der ungestörten Miete I von außen nach innen mit abnehmender Intensität erfolgte.

In allen drei Mieten dominierte die **Mesofauna** (Acari und Collembola), wobei sie in den gewendeten Mieten insgesamt abundanter vertreten war als in der ungestörten Miete I. Die mittleren Wohndichten der Milben variierten zwischen 497 Ind./l (Miete I) und 1928 Ind./l (Miete II), jene der Collembola zwischen 98 Ind./l (Miete I) bis 243 Ind./l (Miete II). Es überwogen über den gesamten Versuchszeitraum Formen, die zu einer frühen Besiedlungsphase bei der Kompostierung gehören (*Xenylla welchi*, *Lepidocyrtus* sp., Gamasina, Acaridida). Die Acaridida waren in den gewendeten Mieten II und III mit einem höheren Prozentsatz (51-75 %) vertreten als in Miete I (20 %). Formen, die zu einer mittleren bis späten Rottephase gehören (Actinedida, *Folsomia* sp.), erreichten nur geringe Besatzdichten. Durchschnittlich wurden sie in den gewendeten Mieten häufiger angetroffen (Actinedida: 45-131 Ind./l; *Folsomia* sp.: 9-12 Ind./l) als in der ungestörten Miete I (Actinedida: 12 Ind./l; *Folsomia* sp.: 4 Ind./l). Oribatida, Indikatoren für einen humifizierten, reifen Kompost wurden nur vereinzelt festgestellt.

Innerhalb der **Makrofauna** kamen in allen drei Mieten nur Käfer (Larven und Imagines) in höheren Abundanzen vor. Sie erreichten in Miete I ihre höchsten durchschnittlichen Individuendichten (Imagines, v.a. Ptiliidae: 69 Ind./l, Larven, v.a. Staphylinidae: 25 Ind./l). Diptera waren in ungewöhnlich niedrigen Abundanzen (durchschnittlich 6-26 Ind./l) vorhanden. Von den übrigen Tiergruppen (Gastropoda, Enchytraeidae, Protura, Aranei, Symphyla, Isopoda, Hymenoptera, Thysanoptera) sind nur noch Pseudoscorpiones (6,3 Ind./l) und Psocoptera (17 Ind./l) erwähnenswert, die vor allem in der ungestörten Miete I bei Versuchsende festgestellt wurden.

Milben entwickelten sich in den gewendeten Mieten (II und III) erst nach Einstellen der mechanischen Umsetzungsarbeiten massenhaft. Ihre Dichtemaxima erreichten sie in den Mieten I (804 Ind./l) und II (3760 Ind./l) in der 8. Woche, in Miete III (3093 Ind./l) in der 9. Woche. Ihre Dominanz gegenüber den Collembola blieb über den gesamten Beprobungszeitraum bestehen. Die temperaturempfindlicheren **Collembola** traten erst nach den Milben auf. Sie besiedelten die Mieten in der 8. Kompostierungswoche. In den gewendeten Mieten erreichten sie ihre höchsten Abundanzen (739-910 Ind./l) in der 13. Woche, in Miete I (255 Ind./l) erst in der 25. Woche. Käfer, vor allem **Staphylinidae-Larven** und **Ptiliidae** traten in allen drei Mieten am stärksten von der 9. Woche (Miete I und III) bis 13. Woche (Miete II) in Erscheinung.

Räumlich betrachtet waren die Besatzdichten der Mesofauna in den äußeren und unteren Mietenzonen durchschnittlich am höchsten. Der Großteil der Tiere ist wahrscheinlich über den Boden und aus der Umgebung eingewandert. Ausgenommen sind die Acaridida, die zum Großteil durch die Stroheinstreu in die Mieten gelangten und *Xenylla welchi*, die ein typischer Bewohner von Stallmist ist und im Freiland nicht vorkommt.

Diskussion

Das Artenspektrum war im Vergleich zu anderen Untersuchungen an Stallmist (FRANZ 1945, SAUERLANDT 1956, ROSER-HOSCH et al. 1982, SKIDMORE 1991) in den drei Rindermistmieten sehr einseitig. Vor allem das fast vollständige Fehlen der Diptera und des Kompostwurmes fiel auf. Diptera waren bei SAUERLANDT (1956) neben Collembola und Acari eine der individuenreichsten Gruppen in den Versuchskomposten. Neben physikalischen Faktoren (Austrocknung) kann dafür vor allem das Abdeckvlies verantwortlich gemacht werden. Nicht nur für die Makrofauna (Coleoptera, Diptera), sondern auch für die phoretischen Milben (Gamasida, STREIT et al. 1985) stellt das Kompostvlies eine Behinderung dar. Nach ROHDE (1958) sollte der Kompostwurm in den Mieten nicht fehlen, da er sich positiv auf die Qualität des Kompostes auswirkt. Die Mieten müssten allerdings mit diesem beimpft werden, da *Eisenia foetida* im Freiland nicht vorkommt.

Das Fehlen einer sukzessiven Abfolge in der Dynamiik der Collembola und Acari, sowie das dominante Auftreten der Primärbesiedler (Gamasina, Acaridida, *Xenylla welchi*, *Lepidocyrtus* sp.) über den gesamten Beprobungszeitraum, weist auf eine Stagnation in der frühen Umbildungsphase (3. Phase) des Rotteprozesses hin. Zurückzuführen ist dies wahrscheinlich auf eine starke Austrocknung der Mieten im Mai, sowie auf eine einseitige Entwicklung der Mikroflora (Schimmelpilze). BERNER (1990) gibt als Ursache für Schimmelpilzbildung zu hohe Anteile an Stroheinstreu an, BOCKEMÜHL (1981) zu locker und zu luftig strukturierte und demnach zu trockene Mieten. Das einseitige Auftreten der Ptiliidae, die nur in altem trockenem Mist (SKIDMORE 1991) vorkommen und sich vor allem von Schimmelpilzsporen ernähren, bekräftigt die Annahme, dass die Mieten zu locker und zu trocken strukturiert waren und demnach der Rotteprozess stehengeblieben ist. Es entsteht dabei torfähnlicher Rohhumus mit engem C/N-Verhältnis aber höchsten Substanzverlusten. Nach BOCKEMÜHL (1981) erreichen diese Komposte auch nach längerer Rottedauer nur mehr mäßige Qualität.

Das Wenden der Mieten erhöhte die Aktivität der Mikroorganismen, auch der Mesofaunabesatz war in den gewendeten Mieten deutlich höher, als in der ungestörten Miete. Ein zu häufiges Wenden führt jedoch zu einer starken Beeinträchtigung der größeren Kompostfauna. Nach Befunden von ROSER-HOSCH et al. (1982) überlebten nur 3 % der Makroarthropoden die Mischvorgänge. Der Abbau erfolgt dann fast ausschliesslich mikrobiell. BERNER (1990) empfiehlt ein viermaliges Wenden, um Mist nach 6 Wochen in der Landwirtschaft verwenden zu können, Komposte für die Pflanzenanzucht benötigen etwas länger.

Literatur

- CREPAZ, C., AMOR, K., RENNER, M. und INSAM, H. (1997): Kompostierung von Stallmist. Der Förderungsdienst 45(4): 25-30.
 INSAM, H., AMOR, K., RENNER, M. und CREPAZ, C. (1996): Changes in Functional Abilities of the Microbial Community During Composting of Manure. Microb. Ecol. 31:77-87.
 PLANCKENSTEINER, N. (1996): Zusammensetzung und Verlauf der Kleintierbesiedlung bei der Kompostierung von Rindermist. Diplomarbeit Univ. Innsbruck, 1-72.

Weitere Literatur bei den Verfassern.

Bodenmikroorganismen als Modellorganismen zur Charakterisierung der Al-Toxizität

Paul Illmer, Wolfgang Mutschlechner und Franz Schinner

Institut für Mikrobiologie (N.F.), Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck
(e-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at)

Einleitung

Aluminium ist zwar mit ca. 8% das häufigste Metall und das dritthäufigste Element in der Erdkruste, doch sind von ihm bislang keine biologischen Funktionen bekannt. Auch wenn wiederholt leicht fördernde Wirkungen bei geringen Gaben von Aluminium und auch Toleranz gegenüber zum Teil extrem hohen Al-Konzentrationen nachgewiesen wurde, so sind doch im allgemeinen bei allen Lebewesen (Mikroorganismen, Pflanzen, Tieren und dem Mensch) schon im μ -molaren Bereich stark toxische Effekte des Metalls zu beobachten (PINA and CERVANTES 1996). Die wichtigsten Wirkungsweisen des Al auf Lebewesen sind: Komplexierung (und damit Reduktion der Verfügbarkeit) von Nährstoffen, Schädigung von Zellmembran und membrangebundenen Enzymen, (dadurch) eine massive Beeinflussung des Ionentransports, Komplexierung von Nukleinsäuren, wodurch die Replikation und Transkription inhibiert wird, Hemmung verschiedener (Mg-abhängiger) Enzyme und die Komplexierung von ATP (CORAIN et al., 1992; PINA and CERVANTES, 1995).

Das Interesse an der Toxizität des Aluminiums wird vor allem durch zwei Aspekte wachgehalten: Einerseits wurde nachgewiesen, dass die mit der Bodenversauerung einhergehende Al-Mobilisierung mitverantwortlich für die unter dem Begriff Waldsterben zusammengefassten Symptome ist (ULRICH, 1980), zum anderen wurden Zusammenhänge des Aluminiums mit neurologischen Erkrankungen von Mensch und Tier (Alzheimer, Parkinson, dialysis encephalopathy, dialysis osteodystrophy) zum Teil nachgewiesen, zum Teil zumindest vermutet (GOLUB and DOMINGO, 1996; SAVORY et al., 1996).

In der vorliegenden Untersuchung wurde versucht, das zu untersuchende System (Boden-Mikroorganismen-Aluminium) zu vereinfachen, ohne die Aussagekraft für das komplexe Ganze zu beeinträchtigen. Dazu wurden Untersuchungen an Reinkulturen unter genau definierten Bedingungen durchgeführt und mit Ergebnissen verglichen, die an Mikroorganismen-Populationen im Boden erarbeitet worden waren.

Material und Methoden

Es wurden nach einem umfangreichen Screening vier Eigenisolaten, je ein Al-sensitiver und ein Al-toleranter Bakterium- bzw. Pilzstamm als Modellorganismen ausgewählt: Pilze: *Penicillium glabrum* (sensitiv), *Trichoderma viride* (tolerant); Bakterien: *Arthrobacter* sp. PI/1-95 (sensitiv) und *Arthrobacter* sp. St3 (tolerant). Die beiden *Arthrobacter* Isolate konnten auch von Spezialisten der DSMZ nicht auf Artniveau identifiziert werden, doch dürfte es sich um bisher noch nicht beschriebene Arten der *Arthrobacter globiformis* Gruppe handeln.

Die Bakterien und Pilze wurden nach Inokulierung mit 0.1% (v/v) einer exponentiellen Vorkultur in einem Bodenextraktmedium (ILLMER et al., 1995) bei 200 RPM kultiviert, wobei den Pilzen zur Steigerung der Biomasseproduktion statt 0.1 g Glucose je 1g Glukose und 1g Saccharose pro 1000ml Nährlösung gegeben wurde. Der Biomassenachweis erfolgte über Trübungsmessung (OD_{600}) bzw. durch Abfiltration und Trocknung der Pilzbiomasse. Alu-

minium wurde den autoklavierten Nährlösungen in Form von sterilfiltrierten $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ -Lösungen nach Bedarf zugegeben. Es wurde eine Gegenüberstellung mit Daten einer vorangegangenen und einer aktuellen Untersuchung durchgeführt (ILLMER et al., 1995; ILLMER et al., 2000), auf deren Methodik an dieser Stelle nicht eingegangen wird.

Ergebnisse und Diskussion

Zur Charakterisierung von Wirkungen toxischer Substanzen haben sich EC_{10} , EC_{50} und EC_{100} -Werte bewährt (EC effective concentration). Die EC_{10} gibt jene Konzentration an, bei der eine Reduktion der Aktivität/Biomasse um 10% erfolgt. Die EC_{50} , EC_{90} und EC_{100} - Werte können analog berechnet und interpretiert werden. Es wurden für jeden der vier Stämme Dosis/Wirkung - Kurven aufgenommen und mit nichtlinearen Regressionsanalysen die Reaktionen modelliert (Abbildung 1; ILLMER and SCHINNER, 1999). Aus den mathematisch modellierten bzw. graphisch dargestellten Reaktionen der Mikroorganismen konnten die oben angesprochenen Kennwerte errechnet und in der Tabelle 1 zusammengefasst werden. Deutlich ist aus diesen toxikologischen Daten das unterschiedliche Reagieren der vier Mikroorganismen zu erkennen, wobei v.a. die 100.000 $\mu\text{mol Al l}^{-1}$ Nährlösung, die zur vollständigen Inhibierung von *T. viride* notwendig sind, beachtenswert sind. Während in vorangegangenen Untersuchungen die Abhängigkeit der Al-Sensitivität von experimentellen Faktoren (Nährlösungszusammensetzung etc.) nachgewiesen wurde (ILLMER and SCHINNER, 1999), sind durch die vorliegende Studie die prinzipiellen, artspezifischen Unterschiede bezüglich der Al-Toleranz eindeutig dokumentiert.

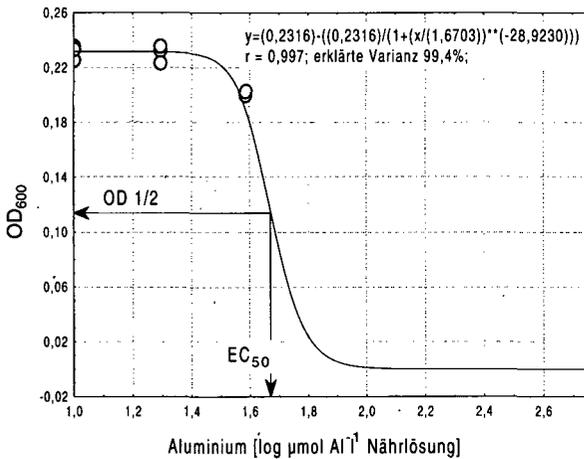


Abbildung 1: Modellierung der Reaktion des Al-sensitiven Bakteriums *Arthrobacter* sp. PI/1-95 auf steigende Aluminiumkonzentrationen durch die Verlustfunktion $y = a/(1+(x/b)^c)$.

Das Grundmuster der Reaktionen folgte bei *Arthrobacter* sp. PI/1-95, *P. glabrum* und *T. viride* (wie in der Abbildung 1)

immer einem sigmoidem Verlauf (ILLMER and SCHINNER, 1999), wobei sich die Steigungen der abfallenden Kurventeile deutlich voneinander unterschieden (*T. viride*: $k = -0,63$; *P. glabrum*: $k = -3,7$; *Arthrobacter* sp. PI/1-95 $k = -4,2$) und als weiteres Indiz für die unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Aluminium interpretiert werden können. Lediglich *Arthrobacter* sp. St3 zeigte kurz vor der endgültigen Hemmung ein durch viele Versuchswiederholungen belegtes neuerliches Ansteigen des Wachstums, was auf eine Induktion von Al-Polymerisationsreaktionen und eine dadurch bedingte Detoxifizierung zurückgeführt wird (Abbildung 2).

Tabelle 1: Gegenüberstellung von toxikologischen Kennwerten der vier untersuchten Mikroorganismen. EC₁₀ steht für eine 10%-ige Reduktion der produzierten Biomasse; andere Werte analog; Angaben in $\mu\text{mol Al l}^{-1}$ Nährlösung.

	<i>Arthrobacter</i> sp. PI/1-95	<i>Arthrobacter</i> sp. St3	<i>Penicillium glabrum</i>	<i>Trichoderma viride</i>
	sensitiv	tolerant	sensitiv	tolerant
EC ₁₀	24	7	47	67
EC ₅₀	48	3.162	88	473
EC ₉₀	87	9.638	170	11.015
EC ₁₀₀	184	10.965	337	100.000

Unserer weiterführenden Fragestellung entsprechend wurden den erhobenen Daten Werte gegenübergestellt, in der die Reaktion der gesamten Bodenmikroflora (SIR-Biomasse) auf unterschiedliche Al-Konzentrationen untersucht worden war (Illmer et al., 1995; ILLMER et al., 2000). Um trotz der unterschiedlichen Skalierungen einen Vergleich zu ermöglichen, mussten sowohl die Zielvariablen ($\text{mg C-Biomasse g}^{-1}$ TS bzw. OD₆₀₀ bzw. $\text{mg Biomasse l}^{-1}$ Nährlösung) als auch die Einflussgrößen ($\mu\text{mol Al g}^{-1}$ TS und $\mu\text{mol Al l}^{-1}$ Nährlösung) standardisiert [(xi-xm)/s] werden. So verrechnet zeigte sich, dass die Überlagerung der Reaktionen von sensitiven und toleranten Mikroorganismen einerseits und von bodenmikrobiologischen Daten andererseits ein überraschend einheitliches Bild ergab (Abbildung 3). Bei der Gegenüberstellung von SIR-Daten mit Al-Konzentrationen im Boden werden häufig diffuse, bei nicht logarithmischer Darstellung auf den Koordinatenursprung konzentrierte Punktwolken festgestellt (Illmer et al., 2000). Dieser scheinbare Widerspruch zu den sigmoiden oder polynomen Verläufen, wie sie bei Reinkulturen zu beobachten sind (Abbildung 1 und 2), könnte durch diese Gegenüberstellung vielleicht aufgeklärt werden.

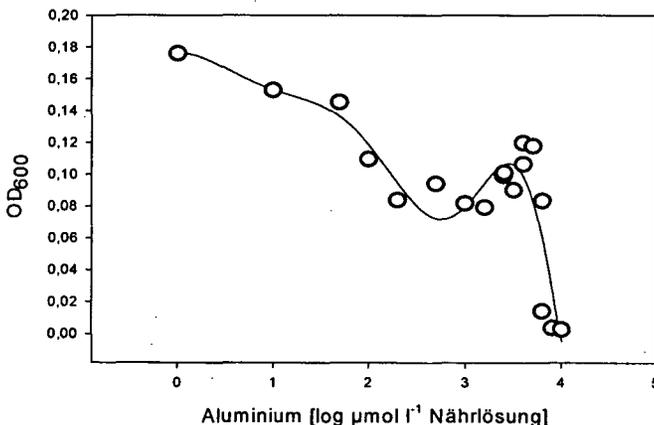


Abbildung 2: Reaktion des Al-toleranten Bakteriums *Arthrobacter* sp. St3 auf steigende Aluminium Konzentrationen.

Die Grundmuster der Reaktionen der Bodenmikroflora und der Reinkulturen scheinen also durchaus vergleichbar zu sein. Dieses Ergebnis ermutigt zu weiteren Experimenten mit Reinkulturen von Modellorganismen, da an diesen physiologische Untersuchungen zur Aufklärung ursächlicher Zusammenhänge (der Al-Toxizität) wesentlich einfacher durchgeführt werden können als im komplexen, sich kausaler Analytik oft entziehenden System Boden.

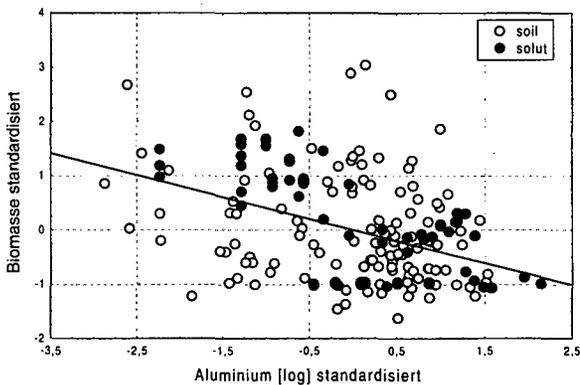


Abbildung 3: Gegenüberstellung der Reaktionen der gesamten Bodenmikroflora (SIR) [soil; n=122] mit den anhand von Reinkulturen erhaltenen Daten [solut; n=72].

Literatur

- CORAIN, B., NICOLINI, M. and ZATTA, P. (1992): Aspects of the bioinorganic chemistry of aluminium(III) relevant to the metal toxicity. *Coord. Chem. Rev.* 112, 33-45.
- GOLUB, M. S. and DOMINGO, J. L. (1996): What we know and what we need to know about developmental aluminium toxicity. *J. Toxicol. Environ. Health* 48, 585-597.
- ILLMER, P., MARSCHALL, K. and SCHINNER, F. (1995): Influence of aluminium on soil micro-organisms. *Lett. Appl. Microbiol.* 21, 393-397.
- ILLMER, P. and SCHINNER, F. (1999): Influence of nutrient solution on Al-tolerance of *Pseudomonas* sp.. *FEMS Microbiol. Lett.* 170, 187-190.
- ILLMER, P., OBERTEGGER, U. und SCHINNER F. (2000): ATP-Gehalte saurer, Al-belasteter Waldböden. *Mitt. Östr. Bodkdl. Ges.* in Druck.
- KERVEN, G. L., EDWARDS, D. G., ASHER, C. J., HALLMAN, P. S. and KODOT, S. (1989): Aluminium determination in soil solution. II. Short term colorimetric procedure for the measurement of inorganic monomeric aluminium in the presence of organic acid ligands. *Aust. J. Soil Res.* 27, 91-102.
- PINA, R. G. and CERVANTES, C. (1996): Microbial interactions with aluminium. *BioMetals* 9, 311-316.
- SAVORY, J., EXLEY, C., FORBES, W. F., HUANG, Y., JOSHI, J. G., KRUCK, T., MCLACHLAND, D. R. C. and Wakayama, I. (1996): Can the controversy of the role of aluminium in Alzheimer's Disease be solved? What are the suggested approaches to this controversy and methodological issues to be considered? *J. Toxicol. Environ. Health* 48, 615-635.
- ULRICH, B., MAYER, R. and KHANA, P. K. (1980) Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. *Soil Sci.* 130, 309-318.

Dank

Das Projekt wurde vom *Österreichischen Fonds für Wissenschaftliche Forschung, FWF* (Projekt Nr. P11371-BIO) gefördert.

Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. 59 Mykorrhiza auf die Kationenaufnahme
an Pflanzen

Der Einfluss der Mykorrhiza auf die Kationenaufnahme
von Pflanzen
von G. J. Arreck und Kurt Haselwandter

Universität Innsbruck, Technikerstr. 25 A-6020 Innsbruck

Institut für

Einleitung

Seit dem Unfall von Tschernobyl im April 1986 wurden im Rahmen radioökologischer
Forschungsmehrere Untersuchungen zum Thema „Unmittelbare und langfristige Gegenmaß-
nahmen nach einer Kontamination der Umwelt durch Störfälle in Kernkraftwerken“ durchge-
führt. Für verschiedenste Szenarien wurden entsprechende Maßnahmen erarbeitet, die vom
Zugriff auf kontaminierte Pflanzen bis zur Bodenbearbeitung (Pflügen, Düngen, Einsatz von
Bodenhilfsstoffen) reichen (IAEA-Bericht 1994). Ein Aspekt des EU-Projektes CESER
„Countermeasures: Environmental and socio-economic responses – A long-term evaluation“
war möglichen Nebenwirkungen derartiger Gegenmaßnahmen gewidmet.

In einem Teilprojekt wurde der Einfluss der arbuskulären Mykorrhiza (AM) auf die
Aufnahme von Cäsium untersucht und es sollte geklärt werden, welche Wechselwirkungen
dabei im Zusammenhang mit einer Kaliumdüngung als Gegenmaßnahme (Kompen-
sationsdüngung) in mykorrhizierten bzw. unmykorrhizierten Pflanzen auftreten.

In zahlreichen Arbeiten wurden die positiven Effekte der AM auf die Phosphorversorgung
von Pflanzen dokumentiert und auch ein Einfluss auf den Stickstofftransfer gilt als
wahrscheinlich (SMITH and READ 1997). Sehr wenig ist dagegen über die AM-abhängige
Aufnahme von Cäsium und die Wechselwirkungen mit anderen Kationen (Mc GRAW et al.
1979, ROGERS and WILLIAMS 1986) bekannt. In Topfexperimenten wurden grundlegende
Fragen zu diesem Thema untersucht.

Material und Methoden

Als Versuchspflanze wurde *Agrostis tenuis* Sibth. (= *A. capillaris*; Rotstraußgras Sorte
HIGHLAND) verwendet. Die Pflanzen wurden in einer Wuchskammer (Lichtintensität: 15
Stunden bei ca. $220 - 260 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$; 400-700 nm, Temperatur $15 - 20^\circ\text{C}$, Luftfeuchte
 $70 - 80\%$) in Quarzsand (steriler Strahlsand grob: Korngröße 0,8 bis 1,5 mm; steriler Strahl-
sand fein: Korngröße 0,1 bis 0,8 mm; Mischungsverhältnisse: grob:fein = 2:1; Töpfe 10 cm \varnothing
mit 400g Substrat pro Topf) gezüchtet. Um bezüglich Phosphat eher mäßig versorgte, sonst
aber ausreichend nährstoffversorgte Pflanzen zu erhalten, wurde folgende Nährstoff-
konzentrationen angewendet (Angaben in $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ Substrat): KH_2PO_4 21,8 (nach Bedarf ca. alle
3 Wochen nachdosieren); KNO_3 44,5; $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 37,8; NH_4NO_3 27,3 (wird alle 2
Wochen nachdosiert); $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 39,8; FeEDTA (ungefähr 12% Eisen) 5; $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
0,12; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,08; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0,03; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,003; H_3BO_3 0,23;
 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0,005. Zur automatischen Bewässerung wurde das System der Fa. Blumat
verwendet. Cäsium und zusätzliches Kalium wurden in Form einer Lösung zugegeben, sodass
eine Endkonzentration von $1,56 \text{ ng g}^{-1} \text{ Cs}$ (entspricht in etwa $0,8 \text{ g Cäsium ha}^{-1}$) und $196 \mu\text{g g}^{-1}$
Kalium (entspricht in etwa 100 kg ha^{-1}) gegeben war. Ein Teil der Pflanzen wurde mit 5g
Inokulum von *Glomus mosseae* (Nicol. & Gerd.) Gerdemann und Trappe (MB001GImo;
Substrat mit Sporen und infizierten Wurzelfragmenten) beimpft. Die Pflanzen wurden jeweils

Der Einfluss der arbuskulären Mykorrhiza auf die Kationenaufnahme in Pflanzen

Michael Berreck und Kurt Haselwandter

Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck, Technikerstr. 25 A-6020 Innsbruck

Einleitung

Seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 wurden im Rahmen radioökologischer Forschung vermehrt Untersuchungen zum Thema „Unmittelbare und langfristige Gegenmaßnahmen nach einer Kontamination der Umwelt durch Störfälle in Kernkraftwerken“ durchgeführt. Für verschiedenste Szenarien wurden entsprechende Maßnahmen erarbeitet, die vom Ernteentzug kontaminierter Pflanzen bis zur Bodenbearbeitung (Pflügen, Düngen, Einsatz von Bodenhilfsstoffen) reichen (IAEA-Bericht 1994). Ein Aspekt des EU-Projektes CESER „Countermeasures: Environmental and socio-economic responses – A long-term evaluation“ war möglichen Nebenwirkungen derartiger Gegenmaßnahmen gewidmet.

In einem Teilprojekt wurde der Einfluss der arbuskulären Mykorrhiza (AM) auf die Aufnahme von Cäsium untersucht und es sollte geklärt werden, welche Wechselwirkungen dabei im Zusammenhang mit einer Kaliumdüngung als Gegenmaßnahme (Kompensationsdüngung) in mykorrhizierten bzw. unmykorrhizierten Pflanzen auftreten.

In zahlreichen Arbeiten wurden die positiven Effekte der AM auf die Phosphorversorgung von Pflanzen dokumentiert und auch ein Einfluss auf den Stickstofftransfer gilt als wahrscheinlich (SMITH and READ 1997). Sehr wenig ist dagegen über die AM-abhängige Aufnahme von Cäsium und die Wechselwirkungen mit anderen Kationen (Mc GRAW et al. 1979, ROGERS and WILLIAMS 1986) bekannt. In Topfexperimenten wurden grundlegende Fragen zu diesem Thema untersucht.

Material und Methoden

Als Versuchspflanze wurde *Agrostis tenuis* Sibth. (= *A. capillaris*; Rotstraußgras Sorte HIGHLAND) verwendet. Die Pflanzen wurden in einer Wuchskammer (Lichtintensität: 15 Stunden bei ca. 220 – 260 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$; 400-700 nm, Temperatur 15 – 20 °C, Luftfeuchte 70 – 80%) in Quarzsand (steriler Strahlsand grob: Korngröße 0,8 bis 1,5 mm; steriler Strahlsand fein: Korngröße 0,1 bis 0,8 mm; Mischungsverhältnisse: grob:fein = 2:1; Töpfe 10 cm Ø mit 400g Substrat pro Topf) gezüchtet. Um bezüglich Phosphat eher mäßig versorgte, sonst aber ausreichend nährstoffversorgte Pflanzen zu erhalten, wurde folgende Nährstoffkonzentrationen angewendet (Angaben in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Substrat): KH_2PO_4 21,8 (nach Bedarf ca. alle 3 Wochen nachdosieren); KNO_3 44,5; $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 37,8; NH_4NO_3 27,3 (wird alle 2 Wochen nachdosiert); $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 39,8; FeEDTA (ungefähr 12% Eisen) 5; $\text{MnSO}_4\cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,12; $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,08; $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0,03; $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,003; H_3BO_3 0,23; $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0,005. Zur automatischen Bewässerung wurde das System der Fa. Blumat verwendet. Cäsium und zusätzliches Kalium wurden in Form einer Lösung zugegeben, sodass eine Endkonzentration von 1,56 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}\text{Cs}$ (entspricht in etwa 0,8 g Cäsium ha^{-1}) und 196 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Kalium (entspricht in etwa 100 kg ha^{-1}) gegeben war. Ein Teil der Pflanzen wurde mit 5g Inokulum von *Glomus mosseae* (Nicol. & Gerd.) Gerdemann und Trappe (MB001GImo; Substrat mit Sporen und infizierten Wurzelfragmenten) beimpft. Die Pflanzen wurden jeweils

Diese Ergebnisse stimmen somit gut mit einem früheren Experiment überein, in dem radioaktives ^{137}Cs appliziert wurde (HASELWANDTER und BERRECK 1994).

Die Kaliumdüngung bewirkte eine signifikante Reduktion der Cs-Gehalte im Sprosssystem der untersuchten Pflanzen (siehe Abb. 2 rechts), ein deutlicher Mykorrhizaeffekt bezüglich Cäsium war in diesem Experiment nur nach 4 Wochen feststellbar. Auch die Kaliumversorgung blieb von der AM eher unbeeinflusst – unmykorrhizierte Pflanzen zeigten generell höhere K-Gehalte (Abb. 3 und 4), im Versuch mit zusätzlicher K-Düngung (optimale K-Versorgung) sogar deutlich höhere Kaliumwerte (siehe Abb. 4). Allerdings sind, bis auf eine Ausnahme, die Unterschiede zwischen Kontroll- und mykorrhizierten Pflanzen nicht signifikant. Die Effekte der Mykorrhizierung von *Agrostis tenuis* mit *Glomus mosseae* im Topfexperiment auf die Aufnahme von K und Cs sowie von weiteren Kationen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Auswirkungen der AM im Experiment ohne und mit zusätzlicher Kaliumdüngung (100kg K ha^{-1}).

Versuch ohne zusätzliche K-Düngung:	Na	K	Cs	Mg	Ca
eine Infektion mit AM bewirkt in den mykorrhizierten Pflanzen:	↓↓	~	↓↓	~ ↓	~ ↓
Versuch mit zusätzlicher K-Düngung:	Na	K	Cs	Mg	Ca
eine Infektion mit AM bewirkt in den mykorrhizierten Pflanzen:	~ ↑	↓	↓	~ ↑	~

→ signifikante Änderungen → Änderungen ~ kaum oder keine Änderungen

Zusammenfassung

In Topfexperimenten konnte gezeigt werden, dass eine Infektion von *Agrostis tenuis* mit *Glomus mosseae* zu einer deutlichen Abnahme von Cäsium in den infizierten Versuchspflanzen führen kann – ein Ergebnis, das auch in einem Versuch mit *Festuca ovina* und radioaktivem ^{137}Cs erzielt wurde. Generell zeigt sich, dass unter den angewandten Versuchsbedingungen eine Mykorrhizierung eher zu einer Abnahme von Na, K, Cs, Mg und Ca führt. Eine zusätzliche Kaliumdüngung (Kompensationsdüngung) hat kaum Auswirkungen auf die Mykorrhizierung der Versuchspflanzen, die positiven „Mykorrhizaeffekte“ im Fall von Cäsium werden aber deutlich abgeschwächt. In weiteren Experimenten sollen verschiedene Reinkulturen von arbuskulären Mykorrhizapilzen in Kombination mit unterschiedlichen Wirtspflanzen untersucht werden, um artspezifische Aussagen über eine mykorrhiza-beeinflußte Cäsium- bzw. Kationenaufnahme treffen zu können.

Literatur

- GIOVANNETTI, M. und MOSSE, B. (1980): An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular infection in roots. *New Phytologist* 84, 489-500.
- HASELWANDTER, K. und BERRECK, M. (1994): Accumulation of radionuclides in fungi. In: G. Winkelmann, D.R. Winge (Hrsg.): *Metal ions in fungi*. Marcel Dekker Inc., New York, Basel, Hong Kong, p 259-277.
- IAEA (1994): Guidelines for agricultural countermeasures following an accidental release of radionuclides. Technical Report Series No.363, Vienna, p1-115
- McGRAW, A.C., GAMBLE, J.F. und SCHENK, N.C. (1979): Vesicular-arbuscular mycorrhizal uptake of cesium-134 in two tropical pasture grass species. *Phytopathology* 69: 1038-1041.
- ROGERS, R.D. und Williams, S.E. (1986): Vesicular-arbuscular Mycorrhiza: Influence on plant uptake of cesium and cobalt. *Soil Biology and Biochemistry* 18, 371-376.
- SMITH, S. and READ, D.J. (1997): *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, San Diego, London, Boston, New York, Sydney, Tokyo, Toronto.

Untersuchungen zur Siderophorenproduktion und Eisenversorgung von bodenbürtigen Mycobacterien

Christian Erlebach und Kurt Haselwandter

Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck

Einleitung

Mit 5% Anteil an der Masse ist Eisen nach Aluminium das zweithäufigste Metall und das vierthäufigste Element der Erdkruste (FALBE und REGITZ 1995). Der besondere Chemismus erlaubt die Konstruktion von Verbindungen, die ein Redoxpotential von +300 mV in Cytochrom a bis -490 mV in Eisen-Schwefel-Proteinen überspannen (GUERINOT 1994). Daher ist Eisen als Cofaktor von Enzymen an einer Reihe wichtiger Redox-Reaktionen – wie der Ribonukleotid- und Stickstoffreduktion sowie dem Elektronentransfer der Atmungskette und der Photosynthese – beteiligt. Mit der einzigen bekannten Ausnahme mancher Milchsäurebakterien, die Eisen durch Mn und Co ersetzen, scheint es keine anderen Lebewesen zu geben, die ohne Eisen auskommen können (ARCHIBALD 1983).

Mit eine Ursache für die große biologische Bedeutung des Elements war auch die anfänglich leichte Verfügbarkeit während der Entwicklung des Lebens (BEVERIDGE und DOYLE 1989). Die Evolution der Cyanobakterien vor ca. 2,2 bis 1,8 Milliarden Jahre und die Freisetzung von Sauerstoff veränderte die Bioverfügbarkeit von Eisen nachhaltig. Das oxidierte, dreiwertige Fe^{3+} liegt hauptsächlich als Oxyhydroxid-Polymere wie in Goethit oder Hämatit vor, das Auftreten von Eisenhydroxiden in Gesteinsschichten erlaubt es, das Auftreten von atmosphärischem Sauerstoff zurückzudatieren (MASON 1991). Eisen ist als dreiwertiges Eisen bei neutralem pH nur mehr in einer Konzentration von 10^{-17} M frei in Lösung, zweiwertiges Fe^{2+} ist vergleichsweise 10^{16} mal besser löslich (FETT et al. 1998). Dem steht ein Bedarf nach einer Konzentration von 10^{-9} bis 10^{-4} M bei Pflanzen und 10^{-7} bis 10^{-5} M bei Mikroorganismen gegenüber, also zwischen 10^8 bis 10^{13} mal mehr als bei neutralem pH verfügbar ist (GUERINOT und YI 1994).

Da Eisen zwar ausreichend vorhanden, aber schlecht verfügbar ist, wurden Strategien entwickelt, es zu mobilisieren. Drei Strategien sind bekannt: die Protonierung, die Reduktion zum besser löslichen Fe^{2+} und die Komplexolyse. Siderophore (Griechisch für „Eisenträger“) sind definitionsgemäß niedermolekulare, praktisch Fe^{3+} -spezifische Liganden, die bei Eisenmangel gebildet werden, um Fe^{3+} in der Umgebung zu komplexieren und in die Zellen zu transportieren (NEILANDS 1993) und somit ein Beispiel für eine Komplexolyse, wie sie von vielen Mikroorganismen angewandt wird.

Die Gruppe der Mycobacterien ist hauptsächlich bekannt durch die medizinisch relevanten Keime *Mycobacterium leprae* und *M. tuberculosis*. An Tuberkulose sterben nach wie vor drei Millionen Menschen jährlich, bis zu 2 Milliarden dürften infiziert sein, damit ist Tuberkulose die weltweit fatalste Infektionskrankheit (VERGNE et al., 2000). Das vermehrte Auftreten von anderen opportunistisch pathogenen Mycobacterien in Zusammenhang mit AIDS und die allgemein schwierige Bekämpfung dieser Gruppe stimulierten viel wissenschaftliche Arbeit im medizinischen Bereich. Die Bedeutung von Bodenmycobacterien ist wenig erforscht, obwohl eine Vielzahl von Abbauleistungen bekannt ist (HARTMANN und DE BONT 1992, GRANGE 1996). Besonders interessant ist, daß sich Mycobacterien trotz langsamen Wachstums behaupten können. Da Eisen, wie oben dargestellt, ein Schlüssel-Element des Stoffwechsels ist, muß die Eisenversorgung zur Wettbewerbsfähigkeit im Boden beitragen.

Mycobacterien sind einzigartig in ihrer Eigenschaft, zwei Gruppen von Siderophoren unterschiedlicher Lokalisation bezüglich der Zelle zu bilden: die zellgebundenen, lipophilen Mycobactine und die ausgeschiedenen, mehr polaren Exochelone, die sich in zwei Grundbautypen unterteilen lassen: die Carboxymycobactine, die die gleiche Grundstruktur wie die Mycobactine aufweisen, aber durch Variationen in den Seitenketten polarer sind und die Exochelone im engeren Sinne, die kleine, nicht-ribosomale Peptide darstellen. Ziel der Studie ist es, die Siderophorenproduktion eines bodenbürtigen Mycobacteriums in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung zu untersuchen.

Material und Methoden

Stamm EK1 wurde im Zusammenhang mit der Untersuchung des Abbaus eines landwirtschaftlich genutzten Nitrifikationshemmer (Dicyandiamid) aus einem Ackerboden (Braunerdelöß) bei Weihenstephan isoliert (HAUSER und HASELWANDTER 1990). Der Organismus konnte der Gattung *Mycobacterium*, aber keiner bekannten Art, zugeordnet werden.

Die Anzucht erfolgte in einem Minimalmedium nach RATLEDGE und HALL (1971). Folgende Eisenkonzentrationen wurden durch Zugabe eingestellt: 0 μM ; 0,18 μM ; 1,8 μM ; 9 μM ; 18 μM und 36 μM . Als Stickstoffquellen bei gleichbleibender Stickstoffkonzentration wurden die Aminosäuren Asparagin, Glycin, Lysin, Ornithin und Prolin sowie als anorganische Kontrolle Ammoniumsulfat getestet.

Das Wachstum wurde als Zunahme der optischen Dichte oder des Proteingehalts nach BRADFORD (1976) bestimmt.

Die Gesamtmenge an eisenbindenden Substanzen im Kulturüberstand wurde mit einem photometrischen Universaltest nach SCHWYN und NEILANDS (1987) bestimmt.

Die Wachstumsförderung und die chemische Natur der Siderophore wurden mit einem Biotest mit *Microbacterium flavescens* JG9 nach PAYNE (1994) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die Zugabe von Eisen verbesserte in einem bestimmten Konzentrationsbereich die Nährstoffversorgung, was sich an einer zunehmenden optischen Dichte und kürzeren Generationszeiten in der exponentiellen Phase erkennen läßt (vgl. Abb. 1). Bei einer Konzentration von 9 μM beträgt die Generationszeit 35 h, ohne Zugabe von Eisen 57 h; diese Zahlen lassen auch erkennen, wie langsam Mycobacterien wachsen. Eisen ist also klar der limitierende Faktor, auch wenn das Minimalmedium trotz Reinigungsprozedur noch Spuren enthält, die ein Wachstum ermöglichen. Weiters läßt sich erkennen, daß ab einer Konzentration von 9 μM die hemmende Wirkung von Eisen beginnt. Die Produktion von eisenbindenden Substanzen war bei 0,18 μM am stärksten und über 9 μM nicht mehr sicher detektierbar (Tab. 1). Die Tatsache, daß eine geringe Zugabe von Eisen die Produktion fördert, deckt sich mit den Ergebnissen von RATLEDGE und EWING (1996) und steht im Zusammenhang mit der Wachstumsförderung. Ist die Eisenversorgung ausreichend, so müssen auch keine Siderophore mehr gebildet werden, weil die Biosynthese kostspielig und Aufnahme von Eisen in hohen Dosen toxisch ist. Deswegen ist die Biosynthese auch streng reguliert (BRAUN 1997). Die aus diesem Versuch deutliche Regulierung der gefundenen eisenbindenden Substanzen läßt die Annahme zu, daß es sich um Siderophore handelt.

Tab. 1: Der Einfluß der Eisenkonzentration auf die Produktion eisenbindender Substanzen

Eisenbindende Substanzen [μM]	Eisenzugabe [μM]					
	0,00	0,18	1,80	9,00	18,00	36,00
	72	105	9	7	0	1

Je nach verwendeter Stickstoffquelle wurde entweder vermehrt das Wachstum oder die Siderophorenproduktion gefördert. Bezogen auf das Wachstum, also auf die Menge Gesamtprotein (Tab. 2), förderte Ornithin als einzige der getesteten Aminosäuren das Wachstum mehr als die anorganische Stickstoffquelle Ammoniumsulfat. Ornithin ist mengenmäßig wichtigster Bestandteil der Hauptsiderophore der apathogenen Stämme *M. neoaurum* (SHARMAN et al. 1995a) und *M. smegmatis* (SHARMAN et al. 1995b). Das legt die Vermutung nahe, daß Ornithin als Precursor genutzt werden kann und in der Folge, daß diese Aminosäure auch wichtiger Bestandteil der Siderophore von Stamm EK1 ist. Zusätzlich gestützt wird diese Annahme dadurch, daß Ornithin in beiden oben genannten Fällen an der Komplexbildung von Eisen beteiligt ist.

Tab. 2: Der Einfluß der Art der Stickstoffquelle auf Wachstum und Produktion eisenbindender Substanzen.

Stickstoffquelle ¹	Gesamtprotein [$\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$]	Eisenbindende Substanzen [μM]	Eisenbindende Substanzen pro Einheit Protein [$\text{nmol} \cdot \mu\text{g}^{-1}$]
Amm	149	112	0,75
Asn	281	121	0,43
Gly	94	1	0,01
Lys	111	14	0,13
Orn	194	233	1,20
Pro	255	102	0,40

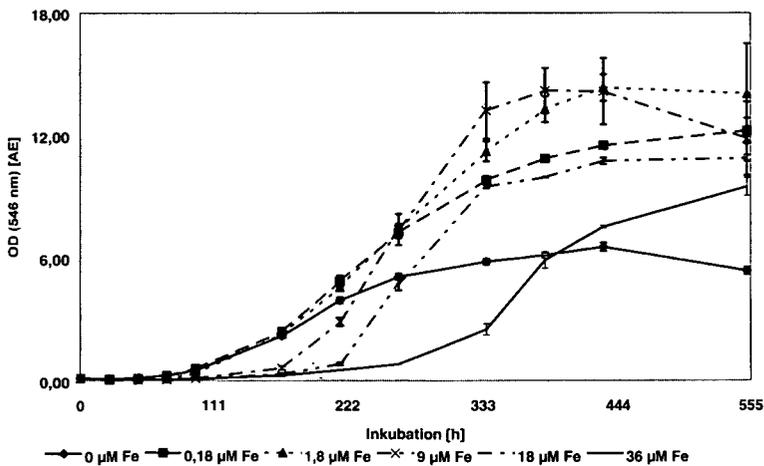


Abb. 1: Wachstum bei verschiedenen Eisenkonzentrationen.

¹Amm...Ammoniumsulfat, Asn...Asparagin, Gly...Glycin, Lys...Lysin, Orn...Ornithin, Pro...Prolin

Um die Natur der eisenbindenden Substanzen näher zu untersuchen, wurde der Biotest mit *Microbacterium flavescens* JG9 durchgeführt. Dieser Stamm zeigte Wachstumsförderung, was die Rückschlüsse erlaubt, daß es sich tatsächlich um Siderophore handelt, die weiters der chemischen Klasse der Hydroxamate zugeordnet werden können, weil dieser Stamm spezifisch nur auf diese Klasse reagiert. Alle bisher bekannten, von Mycobacterien gebildeten Siderophore sind Hydroxamate (VERGNE et al. 2000).

Ausblick

Wie bei anderen Vertretern der apathogenen Mycobacterien soll auch hier untersucht werden, ob sich die ausgeschiedenen Siderophore in Carboxymycobactine und Exocheline unterteilen lassen (RATLEDGE und EWING 1996). Die Auswirkung von geänderten Wachstumsbedingungen (Nährstoffversorgung, pH-Wert), wie sie in Böden auftreten können, soll auf die anteilige Bildung dieser beiden Gruppen untersucht werden, um die ökologische Relevanz der Siderophore abschätzen zu können.

Literatur

Literatur beim Verfasser

Die Makrofauna in Almböden unter Berücksichtigung des Gesteinsuntergrundes und der Landnutzung im Bereich der Kaserstattalm oberhalb von Neustift im Stubaital (1.860 – 2.170 m NN)

Kössler, W. und Meyer, E.

Institut für Zoologie und Limnologie, Universität Innsbruck,
Technikerstraße 25, 6020 Innsbruck

Das Almgebiet beinhaltet neben herkömmlichen Weiden und Mähwiesen aufgelassene und aufgeforstete Flächen. In etwa 2.000 m NN treffen zwei geologische Decken aufeinander: auf der silikatischen Öztaler Masse (Glimmerschiefer, Gneis) sitzt das Brennermesozoikum (Triasdolomite) auf.

An 5 Terminen im Jahr 1998 (29.Mai, 3.Juli, 10.August, 10.September, 17.Oktober) wurden insgesamt 66 Bodenproben ($\varnothing 30$ cm) an 10 Standorten im Bereich der Kaserstattalm (1.860 – 2.170 m NN) entnommen und in einem modifizierten Kempson-Apparat extrahiert. Das so gewonnene Tiermaterial wurde auf Gruppenniveau sortiert und gezählt und gavigmetrisch erfasst („Alkoholfrischgewicht“). Nematoden, Enchytraeiden, Collembolen, Milben und Proturen wurden nicht berücksichtigt, Lumbriciden und Diplopoden auf Art bestimmt. Insgesamt wurden 9.696 Individuen ausgewertet.

Die höchste mittlere Besiedlungsdichte wurde in den Böden der unbeweideten Alm festgestellt: die insgesamt 3.3.464 Individuen pro m^2 verteilen sich auf Larven der Diptera (691), Coleoptera (600) und Diplopoda (566 Ind./ m^2). An der nur wenige Meter entfernten beweideten Alm wurden die niedrigsten Abundanzwerte verzeichnet (702 Ind./ m^2), wobei Homoptera (178) und Coleoptera-Larven (122 Ind./ m^2) überwiegen.

Die höchste mittlere Biomasse der Bodenmakrofauna wurde am Standort Mähwiese erhoben. Von den insgesamt 35.299 mg/m^2 entfallen 32.285 mg/m^2 auf Lumbricidae, gefolgt von Coleoptera-Larven (1.136 mg/m^2). Am Extremstandort Windheide (mehr als 10 cm Rohhumusauflage) fehlen Lumbricidae, die mittlere Biomasse beträgt 770 mg/m^2 .

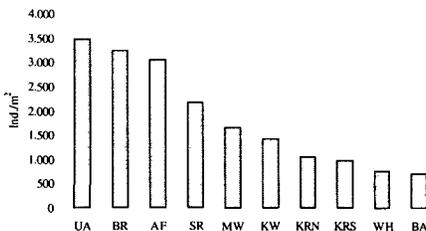


Abbildung 1: Mittlere Gesamt-abundanz der Makrofauna auf den untersuchten Standorten im Bereich der Kaserstattalm bei Neustift im Stubaital (1.860 – 2.170 m NN), geordnet nach abnehmender Abundanz. UA Unbeweidete Alm, BR Brache, AF Aufforstung, SR Silikatrasen, MW Mähwiese, KW Kalkweide, KRN nordexponierter Kalkrasen, KRS südexponierter Kalkrasen, WH Windheide, BA Beweidete Alm.

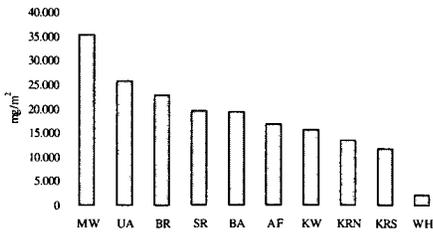


Abbildung 2: Mittlere Gesamtbiomasse der Makrofauna auf den untersuchten Standorten im Bereich der Kaserstattalm bei Neustift im Stubaital (1.860 – 2.170 m NN), geordnet nach abnehmender Biomasse. Abkürzungen siehe Abbildung 1.

Im Untersuchungsgebiet wurden 6 Lumbriciden-Arten nachgewiesen:

Abundanz (Ind./m ²)	MW	BR	KW	AF	BA	UA	KRS	KRN	SR	WH
<i>Dendrobaena octaedra</i>	2	16	2	10	-	-	-	-	8	-
<i>Dendrobaena rubida</i>	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dendrobaena juv.</i>	9	101	35	82	3	45	6	8	48	-
<i>Lumbricus rubellus</i>	16	4	2	-	11	-	6	3	11	-
<i>Lumbricus juv.</i>	96	53	31	33	31	54	25	34	31	-
<i>Octolasion lacteum</i>	4	2	-	1	-	3	6	6	-	-
<i>Octolasion juv.</i>	42	18	71	33	8	42	11	23	6	-
<i>Allolobophora handlirschi</i>	-	-	-	-	-	6	3	-	-	-
<i>Allolobophora rosea</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Allolobophora juv.</i>	32	5	8	17	6	28	6	8	-	-
Σ	202	205	148	176	59	178	63	82	104	-

Biologische Bewertung von Böden: Erfassung der Regenwürmer und Kleinringelwürmer (Annelida; Oligochaeta: Lumbricidae und Enchytraeidae) auf den Dauerbeobachtungsflächen im Bundesland Salzburg

Roswitha Bauer

Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur
A-1180 Wien, Gregor-Mendel-Straße 33 (e-mail: roswitha.bauer@chello.at)

Einleitung

Auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) im Bundesland Salzburg wird bereits seit ein paar Jahren zusätzlich zu den chemischen und mikrobiologischen Analysen die Bodenfauna (Annelida: Lumbricidae und Enchytraeidae) in die langfristigen Untersuchungen einbezogen (BAUER 1997-1999). Das Ziel ist, Veränderungen der Zoozöosen, die durch Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse verursacht werden, zu erfassen. Diese Veränderungen der Faunenzusammensetzung sollen als „Frühwarnung“ Verschiebungen innerhalb des komplexen Dekompositionssystems im Boden anzeigen.

Die Zersetzung organischer Substanz im Boden und die Primärproduktion eines Ökosystems stellen eine funktionelle Einheit dar, bei der alle beteiligten Organismen Interaktionen aufweisen. Die Interaktionsgemeinschaft von Bodentieren und Mikroorganismen wird „Zersetzer-gesellschaft“ genannt, die gemeinsam mit der jeweiligen, korrespondierenden Humusform einen eigenständigen Teilkomplex im Ökosystem darstellt (GRAEFE 1993, DUNGER 1998).

Für langfristige Untersuchungen ist es notwendig, eine repräsentative Gruppe aus der unüberschaubaren Artenvielfalt einer Zersetzer-gesellschaft auszuwählen. Die Erfassung und soziologische Einteilung der Anneliden-Fauna (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) hat sich zur Charakterisierung der Zersetzer-gesellschaft von Dauerbeobachtungsflächen als besonders geeignet erwiesen (GRAEFE 1999 GRAEFE & SCHMELZ 1999). Über die Artenzusammensetzung liegt eine Reihe von Vergleichszahlen aus der Schweiz und Deutschland vor. Die Qualität des Nahrungsangebotes, die durch unterschiedliche Vegetation, Düngungs- und Bearbeitungsmaßnahmen beeinflusst wird, sowie klimatische Faktoren spielen eine wesentliche Rolle für das Vorkommen der Anneliden (ARBEITSGEMEINSCHAFT ÖKONSULT/ G. CUENDET 1997). Die zoogeographische Verteilung der einzelnen Arten muß bei der Interpretation der Daten ebenfalls berücksichtigt werden.

Methodik

Je 10 Proben werden außerhalb der Kernzone genommen, um andere Untersuchungen nicht zu stören. Dazu werden 10 Quadrate in der Größe von 50x50cm mit einem Blechrahmen in zwei Reihen in Abständen von 4m abgegrenzt (Abb.1). Die Regenwürmer werden mit der Formol-Schüttmethoden (10 l einer 0,4% Formalinlösung) und Handauslese (15x15cm, 10cm Tiefe) erfaßt. Für die Enchytraeiden wird unmittelbar neben den abgegrenzten Quadraten je eine Bodenprobe mit einem Stechzylinder (5,5cm Durchmesser, 10 cm Tiefe) entnommen und in vier Tiefenhorizonte zu je 2,5cm unterteilt.

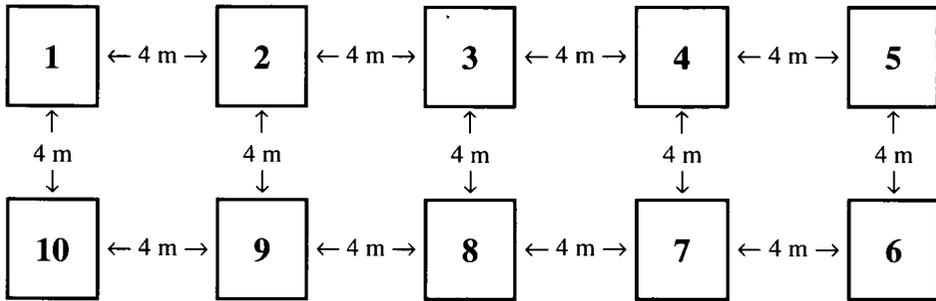


Abb. 1: Anordnung der Probennahme-Quadrate

Die Arten werden in Abundanzklassen eingeteilt und nach ihrem ökologischen Verhalten werden ihnen Zeigerwerte (Feuchtigkeit und Reaktion) zugeordnet (GRAEFE 1993)

Die Untersuchungen wurden im Auftrag vom Amt der Salzburger Landesregierung, Referat Almwirtschaft und Bodenschutz, durchgeführt.

Ergebnisse

Im Bundesland Salzburg wurden im Zeitraum 1996 bis 1999 sechs Boden-Dauerbeobachtungsflächen untersucht: 1 Acker und 5 Grünland-Standorte. Weitere Flächen folgen.

Insgesamt kamen 8 Regenwurmarten und 30 Enchytraeiden-Arten in für die jeweiligen Standorte charakteristischen Zersetzergesellschaften vor (Tab. 1). *Fridericia christiani* wurde als neue Art beschrieben (BAUER 1998).

Tab.1: Zersetzergesellschaften (Lumbricidae und Enchytraeidae) auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Bundesland Salzburg

	Standort		Datum	Einteilung nach Graefe
BDF 4	Salzburg Freisaal	Acker	22.10.1998	Fridericio-Enchytraetum
BDF 1	Hallein	Grünland/Acker	27.9.1999	Fridericio-Lumbricetum
BDF 2	St. Koloman	Grünland	4.10.1996	Fridericio-Lumbricetum
BDF 3	Saalfelden	Grünland	27.9.1999	Fridericio-Lumbricetum
BDF 5	St. Johann	Grünland	23.10.1998	Fridericio-Lumbricetum
BDF 6	Kallbrunnalm	„Almwiese“	28.9.1999	Cognettietum sphagnetorum

Anneliden als Indikatorgruppen

Anneliden (Lumbricidae und Enchytraeidae) sind aus den folgenden Gründen als Indikatorgruppe geeignet (aus BEYLICH et al. 1995):

- Anneliden kommen in geringer Artenzahl und hoher Abundanz in beinahe allen Biotopen vor.
- Sie repräsentieren sowohl die Makro- als auch die Mesofauna.
- Regenwürmer gestalten durch ihre Aktivität, indem sie Gänge anlegen und den Boden auflockern, den Lebensraum für andere Tiergruppen und üben daher einen kontrollierenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Zersetzergesellschaft und die Humusform aus.
- Aufgrund ihrer feuchten Körperoberfläche leben die Anneliden in der flüßigen Bodenlösung und sind daher den gleichen chemischen Einflüssen wie die Bodenmikroorganismen und die Wurzeln ausgesetzt (GRAEFE 1991).
- Das ökologische Verhalten der Anneliden-Arten hinsichtlich ihrer Umwelt kann durch Indikatorwerte, die den Indikatorwerten von Pflanzen (ELLENBERG et al. 1992) ähnlich sind, ausgedrückt werden.
- Jahreszeitliche Schwankungen innerhalb der Populationen ändern sich nicht so stark, so daß beinahe das ganze Jahr über vergleichbare Werte erhalten werden können.
- Für die Aufsammlung und Extraktion der Anneliden gibt es erprobte und standardisierte Methoden.

Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT ÖKONSULT/ G. CUENDET, R. STÄHLI and E. SUTER (1997) Die Regenwurm-Fauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes. Synthesebericht. – Schriftenreihe Nr. 291 Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BAUER, R. (1998) *Fridericia christiani* n.sp. – a new enchytraeid species from a pasture in Salzburg. Linzer biol. Beiträge 30/1: 87-92.
- BAUER, R. (1997-1999) Bodenzoologische Untersuchungen auf der BDF im Bundesland Salzburg. – Berichte im Auftrag der Landesregierung Salzburg, Abt. Land- und Forstwirtschaft (unveröffentlicht).
- BEYLICH, A. H.-C. FRÜND and U. GRAEFE (1995) Environmental Monitoring of Ecosystems and Bioindication by Means of Decomposer Communities. – Newslett. Enchytraeidae 4: 25-34.
- DUNGER, W. (1998) Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden und die biologische Beurteilung von Böden. – Bodenschutz 2, 62-68.
- GRAEFE, U. (1991) Ein Enchyträentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden. – Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 66: 487-490.
- GRAEFE, U. (1993) Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standort-ökologische Ansprache. – Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 69: 95-98.
- GRAEFE, U. (1999) Die Empfindlichkeit von Bodenbiozönosen gegenüber Änderungen der Bodennutzung. – Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 89: 609-612.
- GRAEFE, U. and R. M. SCHMELZ (1999) Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. – Newslett. Enchytraeidae 6, 59-67.

Böden als Lebensraum für Mikroorganismen: Vorschlag für eine Beschreibung und Klassifikation der Mikroorganismen- Gemeinschaft als Grundlage für ein Beurteilungsverfahren

Jürgen K. Friedel¹⁾²⁾, O. Ehrmann¹⁾, M. Sommer¹⁾³⁾

¹⁾: Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Bodenbiologie; ²⁾: Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1190 Wien; ³⁾: Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF – Forschungszentrum für Umwelt- und Gesundheit GmbH, D-85764 Neuherberg

Einleitung und Problemstellung

Bei einer Beurteilung von Böden hinsichtlich der Bodenfauna werden zumeist Taxozoenosen bzw. Bodenbiozoenosen herangezogen (vgl. RÖMBKE und BECK 1997). Ein solches Vorgehen ist bei der Bodenmikroorganismen-Gemeinschaft (derzeit?) nicht möglich. Das Arteninventar kann mit den verfügbaren Methoden nicht annähernd erhoben werden. Es erscheint hingegen sinnvoll, die Bodenmikroorganismen-Gemeinschaft anhand der Kriterien Populationsgröße (Biomasse), Aktivität und Diversität (hier nicht untersucht) zu beschreiben und zu beurteilen (vgl. RÖMBKE und FÖRSTER 1997).

Ziele unserer Untersuchung waren eine Klassifikation der mikrobiellen Biomasse und Aktivität und die Ermittlung ihrer Zusammenhänge untereinander.

Material und Methoden

In 40 repräsentativen Böden Baden-Württembergs unter naturnahem Wald wurden die Biomasse und Aktivitäten der Bodenmikroorganismen-Population (4 Wiederholungen; $n = 158$ Teilstandorte) sowie Gehäuselandschnecken und Regenwürmer (siehe Sommer et al. 1999) untersucht.

Die im Frühjahr 1999 aus 0-25 cm Tiefe entnommenen Bodenproben wurden auf ca. 2 - 3 cm große Aggregate zerkleinert (nach Vortrocknung der nassen Proben auf ca. 60% der maximalen Wasserhaltekapazität bei 4°C), homogenisiert und bei -20°C bis zur Analyse gelagert.

Die mikrobielle Biomasse wurde mittels der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode über den Ninhydrin-reaktiven Stickstoff bestimmt und in mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mic}) umgerechnet (Joergensen 1996). Unter Berücksichtigung der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) (C/N -Analyser, ggf. nach Abzug von Carbonat-C) wurden die C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse errechnet. Als Maß für die mikrobielle Aktivität unter Laborbedingungen wurde die Basalatmung ermittelt (nach 24 - 48 h, JÄGGI 1974) und daraus die spezifische Atmungsrate (= metabolischer Quotient; qCO_2) abgeleitet.

Die mikrobielle Aktivität unter Standortbedingungen (*in situ* Transformationsvermögen) wurde anhand eines Streubeutel-Tests in Gazebeuteln (Maschenweite 43 μm) bestimmt (Substrat: mit Harnstoff versetzte Cellulose; $C/N = 25$; Mittelwertbildung je Standort: $n = 40$). Aus dem Abbau zu zwei Zeitpunkten wurde nach Anpassung einer exponentiellen Funktion die Abbaurate ermittelt.

Aus den Ergebnissen wurden unter Berücksichtigung der Feinbodenmenge und der Horizontmächtigkeit der jeweiligen Untersuchungshorizonte die Mengen je Flächeneinheit (m^{-2}) in 0 - 25 cm errechnet. Anhand der Minimumstellen in deren Häufigkeitsverteilungen, die Hinweise

auf verschiedene Grundgesamtheiten geben, wurden Grenzwerte für eine Klassifikation der jeweiligen Variablen abgeleitet. Extreme Werte sollten dabei nach Möglichkeit nicht in derselben Klasse liegen wie durchschnittliche Werte.

Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Biomasse in 0 – 25 cm Bodentiefe (Abb. 1) betrug auf den untersuchten Flächen zwischen 8 (Stagnogley) und 284 g C m⁻² (Kolluvisol). Mengen zwischen etwa 40 und 80 g C m⁻² kamen mit der größten Häufigkeit vor. Aufgrund der Minimumstellen der Häufigkeitsverteilung wurde eine 5-stufige Klassifikation vorgenommen (Tab. 1). Die Klassengrenzen entsprechen in etwa den von JOERGENSEN (1997) für Ackerböden gewählten.

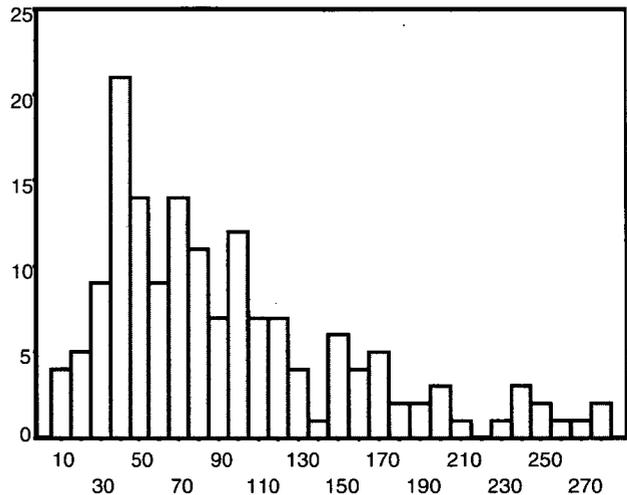


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der mikrobiellen Biomasse [g m⁻²]

Tabelle 1: Klassifikation der mikrobiellen Biomasse von Waldflächen (n = 158)

C _{mic} [g m ⁻²] in 0-25 cm Tiefe	Klasse	Beurteilung	Häufigkeit	Rahmen nach Joergensen (1997) für Ackerkrumen (auf 0-25 cm berechnet)	
< 55	1	sehr gering	33 %	< 38	4%
55 – 85	2	gering	22 %	38 – 75	16%
86 – 140	3	mittel	24 %	75 – 150	49%
141 – 220	4	hoch	14 %	150 – 300	25%
> 220	5	sehr hoch	8 %	> 300	6%

Das C_{mic}/C_{org}-Verhältnis nahm Werte zwischen 0.1% (Stagnogley) und 4.6% (Kolluvisol) an (Abb. 2). Die meisten Werte lagen zwischen 0.4% und 1.9%. Aufgrund der Häufigkeitsverteilung wurden nur vier Klassen ausgewiesen (Tab. 2) im Gegensatz zum 5-stufigen Schema von JOERGENSEN (1997).

Tabelle 2: Klassifikation des C_{mic}/C_{org}-Verhältnisses von Waldflächen (n = 158)

C _{mic} /C _{org} [%]	Klasse	Beurteilung	Häufigkeit	Rahmen nach Joergensen (1997) für Ackerkrumen (auf 0-25 cm berech- net)	
-		sehr gering	-	< 1.0	3%
< 0.4	1	gering	5 %	1.0 – 1.5	17%
0.4 – 1.9	2	mittel	71 %	1.5 – 2.5	62%
2.0 – 4.0	3	hoch	23 %	2.5 – 3.5	14%
> 4.0	4	sehr hoch	1 %	> 3.5	4%

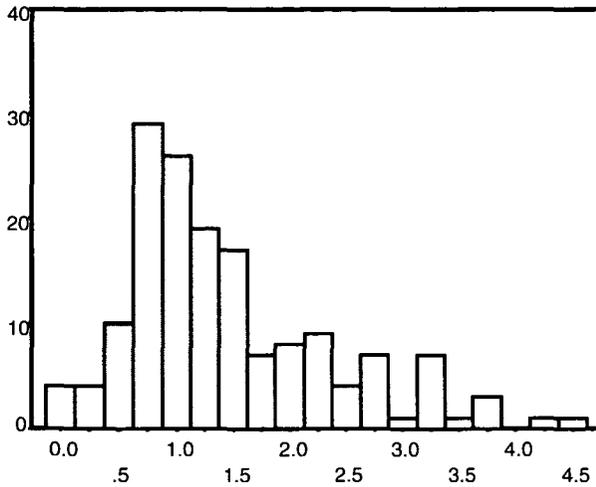


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung des C_{mic}/C_{org} -Verhältnisses [%]

Der metabolische Quotient variierte zwischen 1.3 und 18 $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 3). Aufgrund der eingipfeligen Häufigkeitsverteilung wurden nur die extremen Werte eigenen Klassen zugeteilt (3-stufiges Klassifikationsschema; s. Tab. 3). Die Werte lagen insgesamt in einem höheren Bereich als in den von JOERGENSEN (1997) beobachteten Ackerböden.

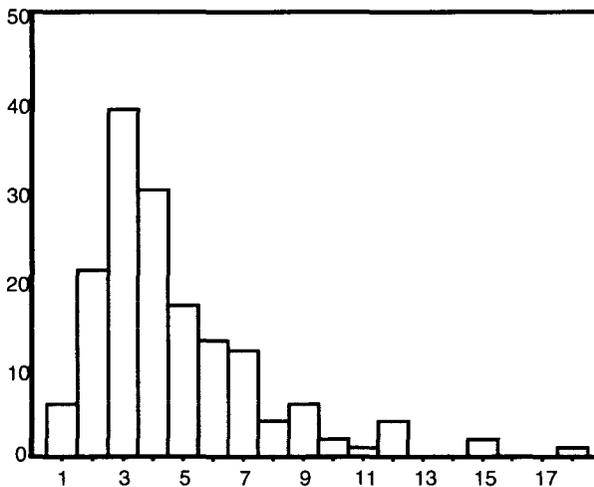


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung des metabolischen Quotienten [$\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$]

Für das *in situ* Transformationsvermögen ergaben sich Abbauraten zwischen 0.2 und 2.3 Prozent pro Tag. Die im Labor ermittelten Größen waren untereinander signifikant korreliert, jedoch nicht mit dem *in situ* Transformationsvermögen. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Suttner (1990), der teilweise sogar negative Korrelationen zwischen dem *in situ* Transformationsvermögen und der im Labor bestimmten Aktivität (Dehydrogenaseaktivität) feststellte.

Tabelle 3: Klassifikation des metabolischen Quotienten [$\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$] ($n = 40$)

$q\text{CO}_2$ [$\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$]	$q\text{CO}_2$ [$\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$]	Klasse	Beurteilung	Häufigkeit	Rahmen nach Joergensen (1997) für Ackerkrumen [$\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$]	
< 1.9	< 45	1	gering	8 %	< 15	12%
1.9 – 8.3	45 – 200	2	mittel	82 %	15 – 45	75%
> 8.3	> 200	3	hoch	10 %	45 – 90	13%
-	-	-	sehr hoch	-	90 – 180	0%
-	-	-	extrem hoch	-	> 180	0%

Die Ergebnisse können als Grundlage zur Beurteilung von Böden nach ihrer Funktion als „Lebensraum für Mikroorganismen“ dienen. Dazu können beispielsweise die einzelnen betrachteten Variablen zu einer integrierenden Variablen zusammengefaßt werden.

Danksagung

Für die konstruktive Begleitung danken wir Dr. Kreimes, Prof. Dr. Jörgensen, Prof. Dr. M. Kaupenjohann, Dr. W. Krause, M. Lehle, Dr. Straub und Dr. G. Turian. Wir danken Frau L. Breitschwert, Frau D. Busch, Frau M. Fritz, Frau Sonja Funke, Frau P. Rommel, Frau K. Ruf, Frau I. Schumacher, Frau M. Springer, Herrn Prof. Dr. Stahr sowie Herrn P. Dominik, Herrn C. Koblbauer, Herrn M. Lippe, Herrn Dr. M. Pfeffer und Herrn Dr. M. Stemmer für ihre wertvolle Hilfe während der Projektdurchführung bzw. bei der Messung der Proben.

Das Projekt wurde aus Mitteln des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg, gefördert.

Literatur

- JÄGGI, W. (1976): Die Bestimmung der CO_2 -Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schweizerische landwirtschaftliche Forschung 15, 371-380.
- JOERGENSEN, R. G. (1996): Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. Soil Biol. Biochem. 28, 301-306.
- JOERGENSEN, R. G. (1997): Die Beurteilung von Böden mit mikrobiologischen Parametern. VDLUFA-Schriftenreihe 46 Kongressband, 767-770.
- RÖMBKE, J. und BECK, L. (1997): Vorstellung der Bodenbiozönose. In: J. Römbke, B. Förster und L. Beck (ed.), Handbuch Boden. Boden als Lebensraum für Bodenorganismen - bodenbiologische Standortklassifikation -Literaturstudie-, Landesamt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe, p. 14-27.
- RÖMBKE, J. und FÖRSTER, B. (1997): Klassifikation von Bodenbiozönosen. In: J. Römbke, B. Förster, und L. Beck (ed.), Handbuch Boden. (s.o.). p. 193-211.
- SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J.K., MARTIN, K. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen - I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 720-722.
- SUTTNER, T. (1990). Zur mikrobiellen Aktivität bayerischer Böden in Abhängigkeit von der Nutzung und unter besonderer Berücksichtigung des bodenbiologischen Transformationsvermögens. Universität Bayreuth. Bayreuther Bodenkundliche Berichte.

Die aktive Bioindikationsmethode mit *Folsomia candida* zur Beurteilung des Bodenzustandes forst- und landwirtschaftlich genutzter Böden - ein Klassifikationsschema

Hubert Kopeszki

Institut für Zoologie; Universität Wien, Althanstr. 14; 1090 Wien,
(e-mail: KOPE@brg14.at)

Einleitung

Untersuchungen des Bodenzustandes und seiner eventuellen Belastung durch Schadstoffe sind in den letzten Jahrzehnten Gegenstand zahlreicher ökosystemarer Studien. Vor allem im Zusammenhang mit dem Waldsterben, verursacht durch den „Sauren Regen“, wurden Forschungsprojekte zur Bodenzustandsdiagnostik in terrestrischen Ökosystemen durchgeführt. Ein bestimmter Boden und dessen Zustand lassen sich mit Hilfe zahlreicher physikalischer, chemischer und biologischer Parameter charakterisieren, eventuelle Veränderungen nur im Zuge entsprechender Untersuchungen und Messungen beschreiben. Eine Möglichkeit der Bodenansprache bildet dabei das Studium der Bodenorganismen. Die Bioindikation mit schadstoffsensitiven Bodentieren ist eine relativ junge Forschungsrichtung der biologischen Bodenzustandsdiagnose. Einzelne Vertreter von Mikro-, Meso- und Makrofauna sind dermaßen sensitiv, daß aus ihrer Abundanz und der relativen Häufigkeit der Gruppen oder Arten Schlüsse auf die biologische Aktivität, die Umsatzleistung, Streuabbauraten und Stoffflüsse gezogen werden können; damit werden gegebenenfalls Zusammenhänge zu Bodenbelastungen, -veränderungen und -entwicklung hergestellt und eine Bodenbeurteilung vorgenommen.

Bei der Bioindikation wird zwischen der passiven und der aktiven Methode unterschieden. Bisher wurden Bodentiere ausnahmslos als passive Indikatoren eingesetzt (ARNDT et al. 1987; SCHUBERT 1991), was bedeutet, daß aus den Veränderungen der Abundanz- und Dominanzwerte und aus den Abbauleistungen dieser Bodentiere auf das Belastungsausmaß, gemessen an einem Schadstoffgradienten oder gegenüber einer Referenzfläche (KOPESZKI & MEYER 1996), geschlossen wird.

Zur passiven Indikation werden eu- und hemiedaphische Springschwänze verwendet, hier besonders bei ökologischen Fragestellungen, die sich auf Säure-, Dünger- und Schwermetallbelastungen beziehen, weil sich die Wohndichte der sensitiveren Arten dem Ausmaß der Schadstoffdepositionen entsprechend (KOPESZKI 1991, 1992a, 1993) verringert und sich ihre Dominanzstruktur analog dazu verändert.

In den letzten Jahren ist eine vom Autor entwickelte aktive Bioindikationsmethode mit bodenlebenden Springschwänzen zur Ansprache der biologischen Aktivität von Böden entwickelt worden. Im Gegensatz zur passiven Indikation, die lediglich eine Momentaufnahme freilebender Bodenorganismen darstellt, wird bei der aktiven die Populationsdynamik von Testorganismen unter dem Einfluß des jeweiligen Bodenmilieus über längere Zeiträume hin beobachtbar.

Anhand mehrerer Fallstudien wurden die Auswirkungen von „Saurem Regen“ am Beispiel des Buchenstammablaufes im Wienerwald, die Effekte einer überhöhten Vollkorn-Düngung (Stickstoffüberdüngung) in einem Fichtenforst im Weinsberger Wald (Böhmische Masse) (Kopeszki 1999), sowie in der vorliegenden Studie die Auswirkungen von

Biozidapplikationen im Labor und im Freiland (Kartoffelanbau) auf die Abundanz und Populationsdynamik exponierter Springschwänze in Testcontainern untersucht. Mit Hilfe der so gewonnenen zoologischen Daten kann das Ausmaß der (Boden-)Ökosystembelastung durch die genannten Schadstoffe abgeschätzt werden. Parallel zu den Fallstudien wurde die aktive Bioindikationsmethode in den beiden letzten Jahren von verschiedenen land- und forstwirtschaftlichen Fachschulen auf mehr als 60 Standorten auf ihre Praxistauglichkeit zur Bodenansprache geprüft. Aus den so ermittelten Daten wurde nun ein vierstufiges Klassifikationsschema entwickelt, welches die unterschiedliche biologische Aktivität und den Belastungsgrad der Böden widerspiegelt.

Methode

Die Versuchsanordnung

Als Testgefäß wird ein 5 cm hoher Plastikzylinder (Durchmesser 5 cm; Wandstärke 3 mm) verwendet, der am Boden mit feinmaschiger Nylongaze (\varnothing 0.001 mm) verschlossen wird, sodaß die darin eingeschlossenen Collembolen das Gefäß nicht verlassen und die freilebende Meso- und Makrofauna umgekehrt nicht eindringen kann; das Testgefäß wird mit 1 g Hasellaub und 1 g Oblaten gefüllt. Letztere dienen während der ersten Wochen als Nahrung, die Streu wird zuerst als Wohnsubstrat und später als Nahrungsmaterial genützt.

In jedes Testgefäß werden zuletzt 20 adulte Collembolen einer Art (*Folsomia candida*) eingesetzt; der Zylinder wird danach mit feinmaschiger Gaze ganz verschlossen.

Die solcherart beschickten Mikrocontainer werden im betreffenden Boden so vergraben, daß die Oberkante des Rohres 1 cm unter der Bodenoberfläche liegt. Das (eventuell kontaminierte) Bodenwasser kann also von der Oberseite her in den Innenraum eindringen, wird aber auch vom Füllmaterial osmotisch über die Bodenseite des Zylinders angesaugt, sodaß die Streu ständig durchfeuchtet ist. Eventuelle Verunreinigungen des Wassers mit Säuren, Düngern, Pestiziden, etc. gelangen so in die Mikrocontainer und kontaminieren das Nahrungs- und Wohnsubstrat, sodaß die eingeschlossenen Tiere, die mit allen wasserlöslichen Verbindungen in direkten Kontakt kommen, in ihrer Biologie und Lebensweise beeinflusst werden. Nach vier, acht, 16 und 24 Wochen gräbt man jeweils vier der exponierten Mikrocontainer aus, treibt die Collembolenpopulationen in einem modifizierten Berlese-Tullgreenapparat aus und konserviert sie in 70%igem Alkohol.

Nach der Austreibungsphase wiegt man die Reststreuemengen, zählt die Tiere und mißt ihre Körperlänge (KOPESZKI 1992b). Mit den ermittelten Daten lassen sich Fruchtbarkeit, Wachstum, Populationsentwicklung und Zersetzungsleistung während der gesamten Versuchsdauer kontrollieren und die Befunde lassen die Auswirkungen von Kontaminationen auf Bodenleben, Bodenbildung und -entwicklung deutlich erkennen (Kopeszki 1999, 2000a und b). Zur Absicherung der Ergebnisse werden von jeder Versuchsfläche bzw. Variante jeweils vier Testgefäße pro Termin ausgegraben; Mittelwert und Standardabweichung werden berechnet.

Standorte - Schadstoffe - Varianten

Im Freiland wurden innerhalb zweier Vegetationsperioden von land- und forstwirtschaftlichen Fachschulen unter Anleitung des Autors mehr als 60 verschiedene Standorte untersucht (Kopeszki 2000 a). Dabei wurden Buchen- und Fichtenwaldstandorte in Bruck (Steiermark), Wiesen und Ackerflächen mit unterschiedlichen Kulturen (Mais, Raps, Kartoffel, Hafer und Weizen) in St. Florian und Haid (Oberösterreich) untersucht (genaue Standortangaben und

Varianten in Kopeszki 2000 a und c). Parallel zu den Freilandstudien wurden Laborstudien mit „Saurem Regen (Kopeszki 1999) und dem Insektizid Decis (Wirkstoff Deltamethrin), einem praxisgängigen Insektizid gegen Kartoffelkäfer in unterschiedlichen Konzentrationen durchgeführt, um Referenzwerte für die Freilandbefunde zu bekommen. Mit Hilfe der zoologischen Kenngrößen, Abundanz und Populationsdynamik in Abhängigkeit unterschiedlicher und verschieden starker Schadkonzentrationen sollten die graduellen Auswirkungen von Bodenbelastungen auf die exponierten Collembolen festgestellt werden. Diese Daten bilden mit die Grundlage für die Erstellung eines Klassifikationsschemas.

Die zwei Schadstoffkomponenten „Schwefelsäure“ und Insektizid wurden deshalb für diese Studie ausgewählt, weil die Auswirkungen dieser Stoffe im Freiland ebenfalls in vergleichbaren Konzentrationen überprüft werden konnten: Im Buchenwienerwald kommt es nämlich durch den Eintrag von Säuren (Schwefelsäure, Salpetersäure) zu starken Absenkungen des pH-Wertes im Boden; dieser Umstand wird besonders im Stammablaufbereich von Buchen deutlich, wo im Wurzeltaschenraum pH-Werte von 2,8 bis 3, im Kronen- und Traufenbereich des Blätterdaches pH-Werte von 3,8 bis 4,2 und im Zwischenstammbereich Werte zwischen 4,6 und 5,2 festgestellt werden können (KOPESZKI 1997).

Im Kartoffelanbau wird „Decis“ alljährlich in der Praxis auf großen Flächen zur Bekämpfung des Kartoffelkäfers, aber auch zur Dezimierung von Schadinsekten im Rübenanbau appliziert. Im Labor wurden praxisübliche Mengen von Decis (0,5 kg/ha) bzw. 5- u. 10-fache Konzentrationen verwendet, um die Nebenwirkungen dieses Insektizids auf das Bodenleben zu erhalten (Standort- und Düngerbeschreibungen der Standorte in: KOPESZKI 2000 c). Dazu wird die entsprechende Giftmenge mit dem Gießwasser zur Befeuchtung der Böden einmalig (am 06.06.1999) auf die Bodenoberfläche mit einem Blumensprüher aufgebracht. Die Freilandversuche mit Decis wurden in Wieselburg durchgeführt, wobei durch den verstärkten Kartoffelkäferbefall zwei Applikationen mit je 0,3 kg Decis /ha durchgeführt wurden.

Ergebnisse

Buchenwienerwald - Säurebelastung

Je größer die Säure- und Schwermetalldeposition im Boden (GLATZEL et al. 1986), umso langsamer entwickeln sich die Populationen und umso kleiner sind daher die Abundanzzahlen (Jahresmittelwerte), wie entsprechende Laborversuche klar belegen (KOPESZKI 1999). Die hier ermittelten Abundanzwerte fließen in die Erstellung des Klassifikationsschemas ein.

Insektizidversuche

Zur Bekämpfung von Kartoffelkäfer, Rapsglanzkäfer, Kohlweißling und Blattlaus werden 0,5 - 0,7 kg „Decis“ in der landwirtschaftlichen Praxis als Kontakt- und Fraßmittel appliziert. Hinweise über die Nebenwirkungen auf die Bodenmesofauna (non target organisms) finden sich in der Literatur bzw. den mitgelieferten Gefahrenhinweisinformationen nicht. Die nun vorliegenden Ergebnisse belegen, daß bereits geringste Applikationsmengen von Decis deutliche Effekte auf die exponierten Collembolen in den Mikrokosmen haben.

Die Fruchtbarkeit der Springschwänze wird negativ beeinflusst, das Populationswachstum wird reduziert. Diese Effekte lassen sich drei bis vier Wochen nach der Giftapplikation im Populationsverlauf deutlich ablesen. Je stärker der Boden durch das Insektizid kontaminiert ist, umso langsamer wachsen die Populationen, umso kleiner sind die Abundanzzahlen (Jahresmittelwert).

Durch die zweimalige Giftapplikation (jeweils 0,3 kg/ha) im Freilandversuch (in Wieselburg) verlangsamt sich das Populationswachstum und verringert sich die Gesamtabundanz in den Testgefäßen. Mit der aktiven Bioindikationsmethode ist es somit eindeutig möglich, (Neben-) Effekte von Insektiziden auf das Bodenleben zu diagnostizieren (KOPESZKI 2000 c).

Zusammenfassung

Bei dem entwickelten Klassifikationsschema einer aktiven Bioindikationsmethode mit dem bodenlebenden Springschwanz *Folsomia candida* sind Fortpflanzungsrate, Populationsgröße (Jahresmittelwert) und Populationsentwicklung von *Folsomia candida* in exponierten Mikrocontainern zoologische Kriterien, an Hand derer der Bodenzustand und das Ausmaß einer möglichen Bodenbelastung klar diagnostiziert werden können (Kopeszki 2000 c). Diese zoologischen Parameter sind unmittelbare Indizien für das Ausmaß von Schadstoffdepositionen und Bodenwasserkontaminationen mit Schadstoffen. Je stärker ein Bodenökosystem mit Säuren, Schwermetallen, Düngern oder Pestiziden verunreinigt ist, umso geringer sind die Zuchterfolge mit den Collembolen in exponierten Mikrocontainern. So werden Populationsdynamik und Abundanz zu Maßeinheiten für den Belastungsstress von Bodenökosystemen. Ein vierstufiges Klassifikationsschema zur Beurteilung der biologischen Aktivität von Böden – beruhend auf Untersuchungen von 60 verschiedenen Standorten in den letzten beiden Vegetationsperioden (1998 und 1999) – wird für den Praxiseinsatz entwickelt (KOPESZKI 2000 b und c).

Literatur

- ARNDT, U., NOBEL, W., SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Stuttgart, pp. 388.
- GLATZEL, G. KAZDA, M., LINDEBNER, L. (1986): Die Belastungen von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3, 15-32.
- KOPESZKI, H. (1991): Abundanz und Abbauleistung der Mesofauna (Collembola) als Kriterien für die Bodenzustandsdiagnose im Wiener Buchenwald. Zool. Anz. 227, 136-159.
- KOPESZKI, H. (1992a): Veränderungen der Mesofauna eines Buchenwaldes bei Säurebelastung. Pedobiologia 36, 295-305.
- KOPESZKI, H. (1992b): Versuch einer aktiven Bioindikation mit den bodenlebenden Collembolen-Arten *Folsomia candida* (Willem) und *Heteromurus nitidus* (Templeton) in einem Buchenwald-Ökosystem. Zool. Anz. 228, 82-90.
- KOPESZKI, H. (1993): Auswirkungen von Düngergaben auf die Mesofauna, insbesondere Collembolenfauna, verschiedener Waldstandorte im Böhmerwald. Zool. Anz. 231, 83 - 98.
- KOPESZKI, H., MEYER, E. (1996): Artenzusammensetzung und Abundanz von Collembolen in Waldböden der Provinzen Bozen und Trient (Italien). Ber.nat.-med. Verein Innsbruck, Bd 83, 221 - 237.
- KOPESZKI, H. (1999): Die aktive Bioindikation mit Collembolen. Z.Umweltchem. Ökotox. 11 (4); 201 - 206.
- KOPESZKI, H. (2000a): Beurteilung der biologischen Aktivität land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden mit Hilfe der "Aktiven Bioindikationsmethode". Wiss. Nachrichten (angenommen)
- KOPESZKI, H. (2000b): Aktive Bioindikation mit *Folsomia candida* - eine Labor- und Feldstudie. Forschungsbericht f. BMWF, p.62.
- KOPESZKI, H. (2000c): HANDBUCH der Aktiven Bioindikation zur Beurteilung der biologischen Aktivität in Böden. (im Druck)
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikatoren in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Jena, pp 338.

Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf einige Organismen (arbuskuläre Mykorrhiza-Pilze, Nematoda: *Longidoridae*) der Rhizosphäre der Rebe

Helga Reisenzein, Norbert Berger, Wolfgang Tiefenbrunner*

Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Spargelfeldstr. 191, A-1226 Wien

* Bundesamt für Weinbau, Neusiedlerstr. 55, A-7000 Eisenstadt

Einleitung

Im Zuge des EU-Beitrittes 1995 setzte Österreich die Verordnung 2078/94 (VO für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren) in Form des österreichischen Umwelt-Programms (ÖPUL) um. Mit diesem Programm werden verschiedene Maßnahmen und Bewirtschaftungsformen zur Ökologisierung der Landwirtschaft gefördert. Im Weinbau sind dies insbesondere die biologische und die kontrollierte, integrierte Produktion (KIP).

Zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen dieser Maßnahmen ist ein Vergleich zwischen konventioneller und ÖPUL-konformer Bewirtschaftung erforderlich. Daher wurden im burgenländischen Seewinkel an zwei verschiedenen Standorten Untersuchungen zu deren Auswirkung auf verschiedene Bodenorganismen begonnen. Die Auswahl der Organismen erfolgte einerseits nach dem Kriterium der ökologischen Indikatorwirkung und andererseits sollte eine Wechselwirkung zwischen Rebwurzel und Bodenorganismus vorhanden sein. Unter diesen Gesichtspunkten erschienen rebwurzelschädigende Nematoden und die in Symbiose mit der Rebwurzel lebenden Mykorrhiza-Pilze geeignet. Darüber hinaus wurde eine Wechselwirkung zwischen diesen beiden Organismengruppen vermutet. Da insbesondere die Bodenbewirtschaftung Auswirkungen auf die Pedobiozoenose hat, wurde im Rahmen der integrierten Bewirtschaftungsform Winter- und Dauerbegrünung und eine Brachefläche verglichen.

Charakterisierung der Standorte

Beide Standorte zeichneten sich dadurch aus, daß die Bewirtschaftungsvarianten (integriert und konventionell) in unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft lagen. Die Standorte unterschieden sich nach dem Bodentyp (Tschernosem bzw. Sand und Gley) deutlich. Am Standort "Riede Neufeldäcker" wurden folgende Bewirtschaftungsformen untersucht: IP-dauerbegrünt, IP-winterbegrünt und eine Fläche mit konventioneller Bodenbearbeitung und mit Verwendung von Pestiziden und Düngemitteln, deren Einsatz keiner Beschränkung durch IP-Richtlinien unterlag. Am Standort "Riede Sand" waren die Bewirtschaftungsformen "IP-dauerbegrünt", "IP-winterbegrünt", sowie ein ehemaliger Weingarten, der seit sieben Jahren brach liegt, zum Vergleich geeignet.

Die unterschiedliche Bodenbewirtschaftung der einzelnen Varianten bedingte sehr unterschiedliche Deckungsgrade und Zusammensetzung der Vegetation im jahreszeitlichen Verlauf. Im Rahmen der IP ist verpflichtend eine Begrünung der Fahrgassen vom 1. November bis 31. Mai vorgeschrieben. Daher unterschieden sich die IP-Varianten einerseits im Deckungsgrad während der Sommermonate, andererseits in der Zusammensetzung der Begrünungspflanzen. In der Dauerbegrünung am Standort Neufeldäcker konnten sich vor allem eine Trittwegerich-Gesellschaft (*Lolio-Plantaginetum*) mit typischen Vertretern wie *Plantago major*, *Lolium perenne*, *Chamomilla suaveolens*, *Poa annua*, sowie übergreifende Arten aus anderen Gesellschaften wie *Taraxacum officinales*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium*

repens usw. etablieren. Die Winterbegrünung repräsentiert eine typische Weingarten-Unkrautgesellschaft. Durch die intensive Bodenbewirtschaftung in der konventionellen Variante dominierte hier *Stellaria media*, *Veronica persica* und *Convolvulus arvensis*, der Deckungsgrad war ganzjährig sehr gering. Am Standort Sand unterschieden sich die winterbegrünte und dauerbegrünte Variante nicht so deutlich. Naturgegeben ist die Brache durch eine relativ große Phytodiversität gekennzeichnet.

Methoden

Auf jeder dieser unterschiedlich bewirtschafteten Flächen wurden in regelmäßigen zeitlichen Abständen Bodenproben in der Fahrgasse und unmittelbar neben den Weinstöcken gezogen. Die Entnahme der Bodenproben erfolgte mittels Pürckhauer-Boden-Probennehmer in einer Bodentiefe von 0 bis 80 cm (für Nematoden) bzw. 0 bis 60 cm, fraktioniert in 10 cm Abschnitte (für Mycorrhizasporen). Die Extraktion der Nematoden erfolgte mittels Oostenbrink-Elutriator (Schwemmethode). Zur Untersuchung des Einflusses der Beprobungstiefe wurden aus je 1 g Erdprobe pro Einzelfraktion die Mykorrhiza-Sporen isoliert. Zur Bearbeitung der anderen Fragestellungen wurden eine Mischprobe aus aliquoten Teilen der Einzelfraktionen hergestellt und analysiert. Dazu wurden die Erdproben getrocknet und grobe Anteile mit einem 2 mm - Sieb entfernt. Die Sporen wurden mit einer Naßsiebmethode isoliert und unter dem Stereomikroskop quantitativ ausgewertet.

Ergebnisse

Der Einfluß folgender Faktoren auf die Abundanz der Nematoden und der Mykorrhiza-Sporen wurde analysiert: Tiefe der entnommen Probe, Beprobungszeitpunkt und Beprobungsort (Fahrgasse und Rebzeile), Deckungsgrad der Begrünung, Standort und Bewirtschaftungsform. Außerdem wurde die Frage untersucht, ob es einen Zusammenhang zwischen der Abundanz der beiden Organismengruppen gibt.

Eine differenzierte Untersuchung der Einzelfraktionen ergab, daß die Abundanz der Mykorrhiza-Sporen standortabhängig von der Bodentiefe beeinflusst wird. Am Tschernosem Boden steigt mit zunehmender Bodentiefe auch die Anzahl der Sporen pro g Erdprobe, am sandigen Standort ist kein Einfluß der Beprobungstiefe feststellbar.

Der jahreszeitliche Verlauf der Mykorrhiza-Sporen zeigt im Frühjahr und im Herbst Maxima, hingegen ist der Einfluß des Beprobungszeitpunktes auf die Individuenanzahl pro Probe bei den Nematoden gering. Der unterschiedliche Beprobungsort scheint sich nur auf die Mykorrhiza-Sporen in Form einer erhöhten Abundanz in der Rebzeile auszuwirken. Kein Zusammenhang kann zwischen dem Deckungsgrad der Begrünung und den Häufigkeiten der beiden Organismengruppen gefunden werden. Der Vergleich der Standorte mit sandigem und Tschernosem Boden zeigt, daß auf dem Standort mit sandigem Boden weniger Mykorrhiza-Sporen aber insgesamt mehr Nematoden vorhanden sind (Abb.1).

Die Bewirtschaftungsformen hatten keinen deutlichen Einfluß auf die Anzahl der Mykorrhiza-Sporen und auch nicht auf die rebwurzelschädigende Nematodenspezies *Xiphinema vuittenezi*, wohl aber auf die Gesamtheit aller Nematoden (Abb.2). Die Gesamtheit der Individuen ist besonders hoch in der Brache. Auch in der winterbegrünten Variante ist gegenüber der konventionellen eine erhöhte Abundanz festzustellen.

Eine Korrelation zwischen der Häufigkeit der Mykorrhiza-Sporen und der Individuenzahl der Nematoden kann nicht festgestellt werden.

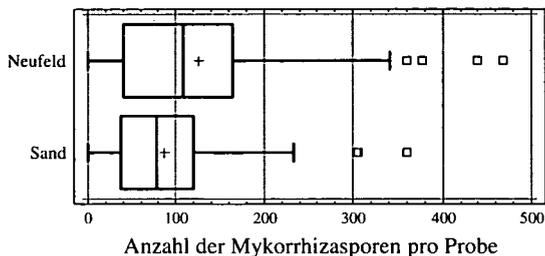


Abb.1: Anzahl der Mykorrhizasporen pro Probe und Standort (Box & Whiskers Plot).

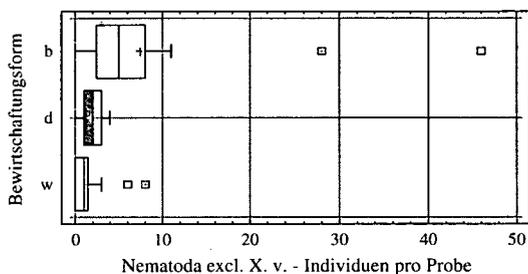


Abb. 2: Einfluß der Bewirtschaftungsformen auf die Anzahl der Individuen aller Nematodenspezies exklusive *X. vuittenezi* am Standort Sand (Box & Whiskers Plot)

Diskussion

Der jahreszeitliche Verlauf der Mykorrhiza-Sporen zeigt ein Frühjahrs- und Herbstmaximum. Untersuchungen im Weinbau zu diesem Punkt deuten entweder auf eine Zunahme des Sporengehaltes von Sommeranfang bis Herbst hin (SCHUBERT & CRAVERO, 1985) hin, oder es kann kein temporärer Einfluß festgestellt werden (BÖRNER *et al.*, 1999). Der Einfluß der Beprobungstiefe auf die Sporenzahl scheint nicht nur wie in der Literatur erwähnt (BRENDEL *et al.*, 1990) von den Bodeneigenschaften (P-Gehalt, Skelettanteil etc.) abhängig zu sein, sondern die differenzierte Auswertung zwischen Fahrgasse und Rebzeile weist auch auf einen Einfluß der Bewurzelungsdichte am Probenort hin. Da der Sporengehalt in den Proben aufgrund der verschiedenen Einflußfaktoren wie Beprobungstermin oder Beprobungsort relativ stark streut, ist vor allem das Ergebnis hinsichtlich der Bewirtschaftungsform nicht aussagekräftig. Folgeuntersuchungen, die eine Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades an der Wurzel einschließen, sind in Bearbeitung.

Langjährige schonende Bewirtschaftung hat einen auf die Nematodenpedofauna insgesamt fördernden Einfluß, wobei aber die gleichen Maßnahmen auf die ektoparasitische Art *Xiphinema vuittenezi* eine - wenn überhaupt - nur geringfügig abundanz erhöhende Wirkung haben. Für diese Interpretation spricht sowohl die auf konventionell bearbeiteten Weingärten

besonders niedrige Individuendichte aller Nematodenarten (Neufeldäcker), als auch die besonders hohe im Bereich der Brache und der Dauerbegrünung. Warum in der Riede Neufeldäcker die nur im Winter begrünte Fläche mehr Individuen pro Probe aufweist, als die Dauerbegrünung, ist - insbesondere da die Dauerbegrünung schon sehr lange besteht - allerdings nur schwer zu begreifen. Eine mögliche Begründung könnte die Ausbringung von Klärschlamm 6 Jahre vor Untersuchungsbeginn auf der dauerbegrünt Fläche sein.

Zwischen der Mykorrhiza-Sporenzahl und Anzahl der Nematoden wurde kein statistischer Zusammenhang gefunden werden. Trotzdem zeigt sich am Standort Sand eine erhöhte Nematoden-Anzahl und eine geringere Sporenzahl. Die Angaben über die Wechselwirkungen zwischen Sporenproduktion und Nematoden variieren in der Literatur von "unbeeinflusst" (MACGUIDWIN *et al.*, 1985), "reduzierend" (ATILANO *et al.*, 1983) bis "ansteigernd" (RONCADORI *et al.*, 1977).

Insgesamt zeigen die aus den Ergebnissen resultierenden Fragestellungen, daß über die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Biozönose und die Interaktionen zwischen Mykorrhiza-Pilzen und Nematoden noch wesentlich mehr Forschungsarbeit erforderlich ist.

Literatur

- ATILANO, R. A., MENGE, J. A., VAN GUNDY, S.D. (1983): Interaction of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus with *Meloidogyne arenaria* and *Glomus fasciculatus* in grape. *J. Nematology*, **13**, 52-57.
- BÖRNER E., RIEDEL M., WAGNER E. (1999): Mykorrhizierung von Rebwurzeln im Jahresverlauf.- In: Deutsches Weinbaujahrbuch, **50**, 105-111.
- BRENDEL, G., BÜSCHER E., STEINBERG B. (1990): Untersuchungen über das Vorkommen der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza in Weinbergsböden des Rheingaus. *Wein-Wissenschaft*, **45** (4), 97-100.
- DANIELS B.A., SKIPPER H.D. (1982): Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil – In N. Schenk (ed): *Methods and principles of mycorrhiza research*. *Am. Phytopath. Soc.*, 29-35.
- MACGUIDWIN, A.E., BIRD, G.W., SAFIR, G.R. (1985): Influence of *Glomus fasciculatum* on *Meloidogyne hapla* infecting *Allium cepa*. *J. Nematology*, **17**, 293-296.
- RONCADORI, R. W., HUSSEY, R.S. (1977): Interaction of the endomycorrhizal fungus *Gigaspora margarita* and root-knot nematode on cotton. *Phytopathology*, **67**, 1507-1511.
- SCHUBERT, A., CRAVERO, M.C., (1985): Occurrence and infectivity of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in north-western Italy vineyards. *Vitis*, **24**, 129-138.

A microbiological maturity assay based on the Biolog system

Lulu Belete*, Waltraud Egger, Heribert Insam

Microbial Ecology Working Group, Inst. of Microbiology, Univ. of Innsbruck, A-6020 Innsbruck;*
present address: Jimma College of Agriculture, PB 308, Jimma, Ethiopia

Introduction

Community level physiological profiles (CLPPs) are widely used to characterise microbial communities of different habitats. The method involves direct inoculation of environmental samples into Biolog[®] microtiter plates, incubation, and spectrometric analysis. Its simplicity and rapidity is attractive but requires careful data acquisition, analysis, and interpretation.

Material and methods

Composting runs and sampling: Samples were collected from biowaste compost windrows. For sampling, east to west running windrows (5 to 16 weeks old) were divided into three sections (replicates), and 15 samples were taken per replicate and bulked. Samples were transported to the lab in thermoinsulated containers and immediately sieved (5mm-mesh) and analysed.

Extraction of microbes: Bacteria were extracted using a modified two-batch procedure (5 g fresh compost were blended with 20 ml of 0.1% (w/v) sodium cholate solution, 8.5 g cation exchange resin (Dowex 50WX8, 20-50 mesh, Sigma) and 30 glass beads. The suspension was shaken on a reciprocating shaker (250 rpm, 2h, 4°C), centrifuged (2200rpm, 2min) and the supernatant was decanted into a sterilized flask. The pellet was re-suspended in 10ml Tris buffer (pH 7.4), shaken (1h), centrifuged again and added to the first step extract.

Microbial biomass and activity: The active and glucose responsive microbial community was estimated by substrate induced respiration. Total bacterial cell numbers were determined by acridine orange direct count (AODC), while colony forming units (CFUs) were determined by plating serial dilutions.

Microplates and their inoculation: We used EcoPlates containing 31 different C sources in 3 replications. Plates were inoculated with 125µl in three reps at 4 different 10-fold dilution (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5}) in sterile 1/4 strength Ringer solution. The plates were incubated at 30°C in the dark, and subsequent color development was measured every 8h for 7 d (592nm).

Data management: Raw OD data were corrected by blanking response wells against the control well (R-C), or against the well showing the minimum absorbance. Both methods were applied to the data set, corrected or uncorrected for the background OD measured at time 0 (t_0). OD's < 0.20 was treated as zero.

The AWCD was calculated from each plate at each reading time. The time points providing equivalent microplate AWCDs (0.30, 0.60, 1.00) for each sample were selected to compare relative rates of color production among samples and dilutions after AWCD normalization.

The kinetic parameters (K, r, s) were estimated by fitting the curve of OD versus time to a density dependent logistic growth equation (eq.1):

$$Y = OD_{592} = \frac{K}{1 + e^{-r(t-s)}} \quad \text{eq 1}$$

K is the asymptote (carrying capacity) that the test well OD curve approaches, r determines the exponential rate of OD change, t is the time following inoculation, and s is the time when the mid point of the exponential curve (i.e., when $y = K/2$) is reached.

OD area under curve OD was integrated. Data were normalised by dividing the curve area of each well by the mean curve area of all wells before it was subjected to PCA:

$$\text{Trapezoid area} = \sum_{i=1}^{i=n} (v_i + v_{i-1}) * (t_i - t_{i-1}) \quad \text{eq 2, } v \text{ is optical density at time } t.$$

Results

Microbial biomass, basal respiration, and WEOC content decreased significantly with increasing compost maturity. The shape of AWCD versus time curve was influenced by the interrelationship between dilution and compost age. While the two lower dilutions (10^{-2} , 10^{-3}) generally yielded a sigmoidal growth curve, the higher dilutions (10^{-4} , 10^{-5}) yielded a linear type of response curve for samples collected from windrows older than 7 weeks (Fig. 5). At the lower dilutions, in some wells, color formation was visible already after 4 h. The AWCD at t_0 was significantly influenced by the order of final dilution used (i.e., $10^{-2} > 10^{-3} > 10^{-4} > 10^{-5}$ dilution, $p < 0.05$), irrespective of compost age.

Compost age	C_{mic}	WEOC	Basal respiration
	----- $mg\ g^{-1}\ CDW$ -----	----- $\mu g\ C\ g^{-1}\ CDW$ -----	$\mu g\ C\ g^{-1}\ CDW$
5 weeks	10.16 ^a	0.57 ^a	214 ^a
6 weeks	6.85 ^b	0.53 ^a	171 ^b
7 weeks	6.32 ^b	0.46 ^b	117 ^c
8 weeks	5.48 ^{bc}	0.45 ^b	102 ^{cd}
12 weeks	4.18 ^{cd}	0.40 ^c	94 ^d
14 weeks	3.33 ^d	0.39 ^c	90 ^d
16 weeks	1.46 ^e	0.37 ^c	29 ^e

Table 1. Microbial biomass, basal respiration, and WEOC content of compost at different maturity stage. Values in the same column are significantly different ($p < 0.05$) if followed by different letters.

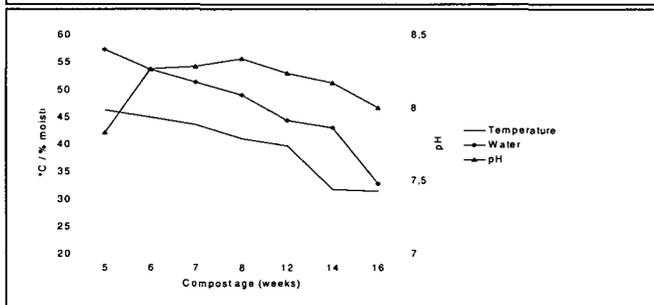


Fig. 1. Overview over the main physico-chemical parameters of the compost

Effect of variation in set point of reading on pattern of classification

Variation in set points of unnormalised OD data matrix significantly affected the ordination of samples by PCA, though such confounding effect was eliminated by normalization procedure. The first PC score and AWCD at all set points were significantly correlated to C_{mic} , basal respiration, inoculum density, and compost age (Table 2). However, the correlation with WEOC was significant only when the set point for AWCD was 0.30. (Table 2). The chosen set point had an effect on the PCA ordination that could not be neutralized by the normalization procedure employed. Plates inoculated with suspensions extracted from 12 weeks or older compost failed to reach an AWCD = 1.00 at $\geq 10^{-4}$ dilution over the whole incubation time. Besides, specific substrates that most contributed to the differentiation among samples (as observed from PC1 and PC2 scores) varied with increasing incubation time (data not shown). Hence, for evaluation of compost maturity and comparison with other analytical methods, we further

used the set point of 0.60. Correlation of the area under the curve with C_{mic} , WEOC, basal respiration, and AO counts was significant.

Estimation of curve parameters.

The kinetic parameters were estimated only from the first two lower dilutions. Based on χ^2 and standard errors, 6% and 10% the data was unfit to eq 1 in 10^{-2} and 10^{-3} dilutions, respectively. Of the kinetic parameters, s was significantly correlated with microbial biomass, activity and compost age while K and r were independent of these parameters. However, also K and r were correlated with compost age. Similar to AWCD set point readings and area under the curve, the kinetic parameters discriminated among composts of different ages across the first two PCA axes. The variances explained by the first two PCA axes are indicated in Fig. 7. The difference among samples was better seen when PCA was constructed from data matrix derived from the area under the curve. Pattern of ordination of compost by age groups across the PCA axes and the loading position somehow differed with analytical methods, though the level information extracted remained fairly the same.

On the other hand, only 70% of the integrated data could be fitted to the Breure model (eq 2) and none of these curve parameters was significantly correlated with compost age.

Discussion

Methodological perspective

The relationship between microbial biomass and activity with OD was significant. Since microbial biomass was strongly correlated with both CFUs and total bacterial counts, microbial

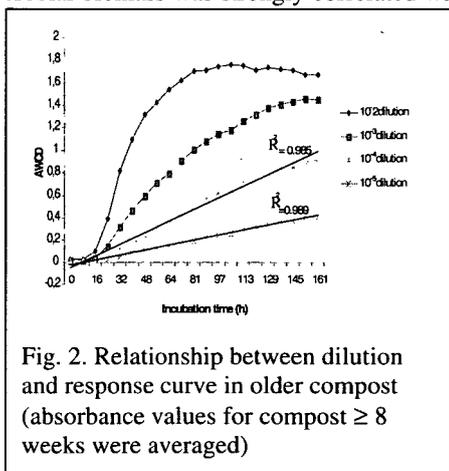


Fig. 2. Relationship between dilution and response curve in older compost (absorbance values for compost ≥ 8 weeks were averaged)

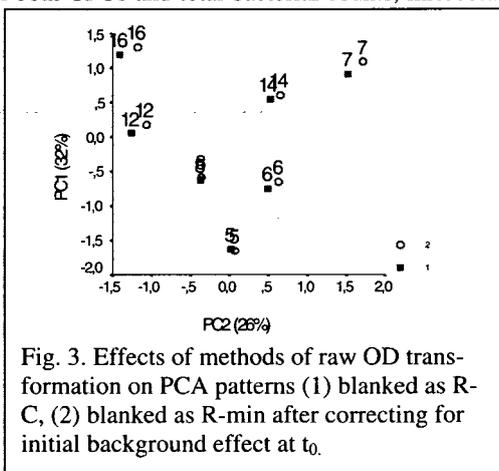


Fig. 3. Effects of methods of raw OD transformation on PCA patterns (1) blanked as R-C, (2) blanked as R-min after correcting for initial background effect at t_0 .

biomass estimations by SIR might replace cell counts for standardisation of inoculum density. This, however, should be tested with samples from various composts. Standardisation of initial inoculum density among samples *per se* cannot account for dilution related noises, especially when samples with different microbial numbers and activities or turbidity are compared.

Since the OD measured at t_0 is not a function of dehydrogenase activity of growing populations, correction for such initial background effect sounds logical. However, such attempt did not alter the final PCA results and, for it is laborious, it is not further recommended. A random occurrence of minimum value in response wells rather than in the control well did not affect CLPPs. However, R-min is recommended since it helps to avoid negative values that may cause troubles in further data treatment.

The kinetic model result was in agreement with Lindstrom who have reported the constancy of the K and r kinetic parameters across gradients of initial inoculum densities. However, this is confounded by the inability to fit the data of highly diluted samples to the kinetic model despite the initial inoculum densities of our samples were higher than the threshold value (10^4 cells ml^{-1}) suggested for longer incubation time in order to allow the development of sigmoidal type of response curve. The present results suggest that K and s are affected by biotic (e.g. composition and interaction among species) and abiotic (e.g. O_2 limitation, nutrient concentration, secondary metabolites) factors and need to be normalised prior to PCA. Summarized, lower dilutions appeared to be advantageous, especially for successful application of kinetic models and set point based PCA.

The Breure approach did not detect differences among compost samples. An apparent constraint to this procedure was that not all integrated AWCD data constituted a sigmoidal type of curve, which is a prerequisite for the application of the model (eq 2). As a result, a third of the OD data could not be fitted to the model. Secondly, since the method involves use of at least 4 dilution series of the same sample, there may be a risk that higher dilution series push the inoculum density below the minimum value for CLPP. This would necessitate enumeration of microbial size of unknown new samples prior to the dilution operation. Most of the analytical procedures we used (AWCD, curve area estimation, kinetic parameters) provided similar results, but only at lower dilutions. Concluding, except for the Breure approach, any of these methods can be equally used for CLPP assay of compost samples, specifically at higher inoculum density.

	Parameters	C_{mic}	Basal resp.	AO	WEOC	Age
Set points	0.30AWCD	0.48*	0.42*	0.39*	0.43*	0.63*
	0.60AWCD	0.40*	0.39*	0.41*	0.24	0.43*
	1.00AWCD	0.42*	0.42*	0.34*	0.19	0.33*
Curve area		0.51*	0.54*	0.49*	0.42*	0.52*
Kinetic parameters	k	-0.30	-0.25	-0.27	-0.17	0.50*
	r	0.09	0.11	0.12	0.04	-0.49*
	s	-0.58*	-0.65*	-0.59*	-0.64*	0.73*

* Significant at $p < 0.05$

Table 2. Correlation Coefficient (r) of AWCD, area under the curve, and kinetic parameters (see text), with microbial biomass, basal respiration, acridine orange direct count, WEOC, and compost age.

Compost maturity

Views about compost quality (stability, maturity, supressevennes, etc.) have changed. The physicochemical parameters, as well as microbial biomass and activity suggest the windrows used in this study have passed the thermophilic phase and had entered a maturing phase. Changes in microbial catabolic potential with age were related to the other maturation parameters. The data suggests that the area under the curve is superior to AWCD set points to test for compost maturity. The relationship between kinetic parameters and compost age can be explained by a gradual replacement of r -selected strains or groups by K -selected groups. Predictably, the later two parameters may have a further application in compost maturity analysis. The PCA was able to separate windrows into different age groups, suggesting that the CLPP has a great potential to be used for the assessment of compost maturity. The main questions still to be resolved are (i) improvement of sampling (as there may be pockets of variable maturity stages within the same windrows, and (ii) standardization of inoculation and incubation conditions.

Acknowledgement: This study was supported by the Austrian Science Foundation and Austrian Academic Exchange Service.

References: Please consult the author

Mobilisierung von Kupfer aus Schwermetall-belasteten Böden mit *Aspergillus* sp.

Herbert Brunner, Thomas Klauer und Franz Schinner

Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

Zur Mobilisierung von Schwermetallen – in erster Linie Kupfer – wurde eine Reihe von Stämmen aus der Gattung *Aspergillus* getestet. Zur Versorgung der zugeimpften Pilzstämmen im Boden wurden in erster Linie Komplexsubstrate (verschiedene Trester aus der Lebensmittelindustrie) z.T. ergänzt durch synthetische C-Quellen herangezogen. Bei einer Belastung der getesteten Böden zwischen 230 und 580 mg Cu/kg konnten auf diese Weise bis zu 72% dieses Schwermetalls gelaut werden.

Einleitung

Der Einsatz von schwermetallhaltigen Pflanzenschutzmitteln, die Ausbringung von Klärschlämmen und Immissionen aus dem Straßenverkehr bringen eine immer größere Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden mit sich. Vor allem der Eintrag von Kupfer in Böden der Wein- und Obstbaugebiete nimmt zunehmend Ausmaße an, die sich ungünstig auf die Ernteerträge auswirken.

Im Zuge dieses Forschungsprojektes sollte die Möglichkeit einer praxisnahen Sanierung von schwermetallbelasteten Böden durch mikrobiologische Prozesse untersucht werden. Die Prozessführung soll durch weitgehenden Erhalt der Struktur und der organischen Anteile des Bodens eine Wiederverwendung gewährleisten. Weiters soll das angestrebte Verfahren durch den Einsatz kostengünstiger Substrate ökonomisch realisierbar sein.

Dabei sollten verschiedene zugesetzte Mikroorganismenstämmen, die in den Boden eingemengten Substrate (verschiedene Trester und andere Substrate) so umsetzen, daß die in den Boden abgegebenen Stoffwechselprodukte möglichst große Anteile der im Boden enthaltenen Schwermetalle mobilisieren und die so gebundene Schwermetallfracht aus der Bodencharge entfernen. Der im Boden enthaltene Nährstoffgehalt sollte dabei nicht wesentlich herabgesetzt und der ursprüngliche pH-Bereich wieder etabliert werden.

Material und Methoden

Böden: Für die Laugungsversuche wurden Böden aus Weinbaugebieten in Südtirol verwendet, die durch jahrzehntelangen Einsatz von Fungiziden (Bordeaux-Brühe) mit Kupfer belastet ist. Der Kupfergehalt im Boden lag zwischen 230 und 580 mg Cu/kg Boden. Die pH-Werte der Böden lagen zwischen 6,0 und 6,8. Die Böden wurden luftgetrocknet und auf < 4mm gesiebt.

Mikroorganismen: Es wurden verschiedene Pilzstämmen aus diversen Böden isoliert und auf ihr Laugungsvermögen hin untersucht. Mit Stämmen aus den Gattungen *Aspergillus* und *Penicillium* wurden die Versuchsansätze zur Optimierung der Laugung vorgenommen.

Nährstoffe: Es wurden verschiedene Komplexsubstrate und Kombinationen davon als Nährsubstrat eingesetzt, und zwar hauptsächlich Abfallprodukte aus der Obstverwertung und

der Lebensmittelindustrie. Gewisse Substratkombinationen wurden z.T. mit synthetischen C-Quellen ergänzt.

Versuchsdurchführung: Die für die Versuche notwendige Bodenmenge wurde mit den komplexen Nährsubstraten vermengt und in Perkolationsgefäße eingebracht. Beregnungslösungen wurden mittels Peristaltikpumpe auf den Bodenkörper aufgebracht, die Beregnungsintervalle machten 2-3 Tage aus. Dabei wurden 5-10% der Bodenmasse an Komplexsubstrat zugesetzt und der Boden mit CaCl_2 beregnet. Als Perkolatoren wurden handelsübliche Filtrationsgefäße (500 ml) verwendet.

Die Konzentrationen gelöster Schwermetalle wurden mittels Atomabsorptions-spektrometrie (AAS) vorgenommen.

Folgende Parameter wurden einzeln und in verschiedenen Kombinationen getestet:

- Art und Menge des verwendeten Komplexsubstrates
- Komplexsubstratkombinationen
- Zeitpunkt und Ausmaß von Substrat-Nachdosierungen
- Mechanische Behandlung des Bodenkörpers
- Zeitraum der Inkubation
- Belüftungs- und Beregnungsintervalle

Ergebnisse

Im Zuge der Optimierungsarbeiten zur Mobilisierung von Kupfer wurden verschiedene Komplexsubstrate und Kombinationen davon getestet, teilweise aber auch mit Saccharose bzw. Glukose ergänzt, um für den für die Laugung günstigen pH-Bereich sicher zu stellen. Dabei kamen verschiedene Trester aus der Obstverwertung zum Einsatz, die sich auf Grund ihres Restzuckergehalts und des Säureanteils für dieses Anwendungsfeld bewährten. Im Rahmen dieser Optimierungsarbeiten stellte sich heraus, daß mit einer Erstausrüstung von 5-10% an Komplexsubstrat gute Laugungsergebnisse erzielt werden konnten. Wesentlich bei der Verwendung dieser Substrate war die homogene Verteilung im Boden und der Wassergehalt des Materials bzw. der daraus resultierende Wassergehalt der Bodencharge. Die Mobilisierungsergebnisse konnten mit der Nachdosierung von Trester noch weiter gesteigert werden. Insgesamt konnte mit Nachdosierungen von Trester bis zu 72% des im Boden vorliegenden Kupfer mobilisiert werden.

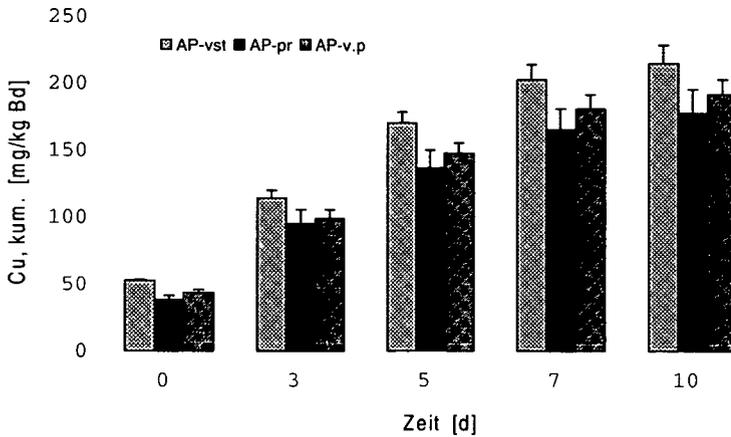


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Kupfer-Mobilisierung (kumulativ) im Rahmen der Perkolations-Laugung von Boden (150g) mit H 1197. Zudosierung von unterschiedlich vorbehandelten Trester-Chargen (AP). Beregnung mit CaCl_2 , Inkubation bei Raumtemperatur. vst. = vollständig, pr. = vorbehandelt, v.p = Mischfraktion.

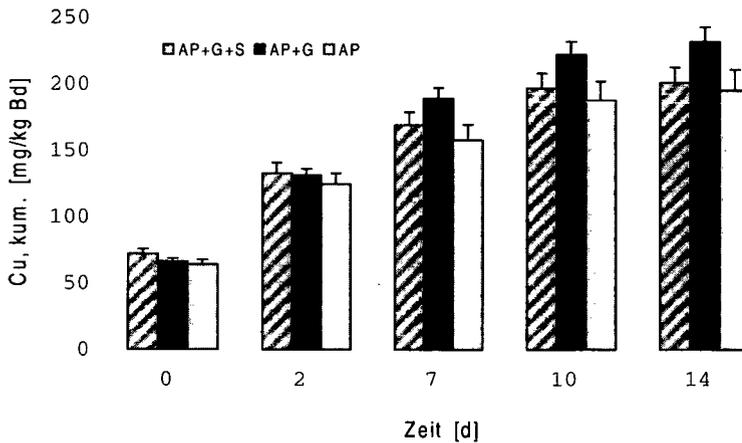


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Kupfer-Mobilisierung (kumulativ) im Rahmen der Perkolations-Laugung von Boden (150g) mit H 1197. Zudosierung von Trester (AP), ergänzt mit Glukose (G) bzw. Sojamehl (S). Beregnung mit CaCl_2 , Inkubation bei Raumtemperatur.

Soil microbial pools and activities in forested and cultivated tropical Ultisol

Roseta C. Ekeh¹, Joe S. C. Mbagwu², Heribert Insam¹

¹Institute of Microbiology, University of Innsbruck, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck, Austria;

²Inst. of Soil Science, University of Nigeria, Nsukka, Nigeria

We studied the effects of soil management practices (amendment of organic fertilizers like rice-mill waste, poultry manure, mineral fertilizer and mixtures thereof) on soil microbial parameters (basal respiration, microbial biomass C and the metabolic quotient (qCO_2)) at a tropical Ultisol research site in Nigeria.

Soil microbial biomass (C_{mic}) was significantly ($P < 0.01$) affected by the treatments. On all plots, the highest C_{mic} was found three to nine months after fertilization. Forest soils, as well as rice-mill waste and poultry manure exhibited the highest microbial biomass (on the average, 50-60 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ soil), followed by NPK treated plots (30-40 μg) and control (25-35 μg). Basal respiration followed a strong seasonal pattern, and highest values were reached for the NPK treatment and the single applications of poultry manure and rice mill waste. The metabolic quotient was lowest for the combined treatment of rice mill waste and poultry manure, indicating a possible long-term advantage for the soil C status of this combination treatment.

Introduction

The maintenance of a high soil organic matter (SOM) level is of primary importance in the tropics; not only because of the relatively high mineralisation rate and subsequent C losses that accompany tillage operations but also because of its dominant role in soil productivity (SWIFT et al., 1979). Because of the scarcity of organic residues in many tropical countries, their beneficiary role for soils needs carefully to be evaluated.

Materials and Methods

The experimental field (Ultisol; Nsukka, Nigeria) was cleared with machetes, manually tilled with hoes and demarked into plots (5x6 m) with fortified bounds to minimize soil erosion and nutrient mobility to adjacent plots, and planted with Cassava (*Manihot esculenta*) (NWADIALO, 1989). The treatments are shown in Table 1. For comparative reasons, a nearby forest site was included. The properties of the organic amendments and the physico-chemical parameters of the soils are shown in Tables 2 and 3, respectively.

Table 1: Treatments applied, their designation and application rates

Treatments	Designation	Rate (kg/plot)	Rate (t/ha)
Control	CON	No amendment	No amendment
Rice-mill waste	RW	30	10
Poultry manure	PM	30	10
Inorganic (N: P: K12:12:17)	NPK	1.44	0.48
Rice-mill waste + Inorganic fertilizer	RW+NPK	30 + 1.44	10 + 0.48
Rice-mill waste + Poultry manure	RW+ PM	15 + 15	5 + 5
Forest soil	FO	No amendment	No amendment

Table 2: Nutrient contents of organic amendments

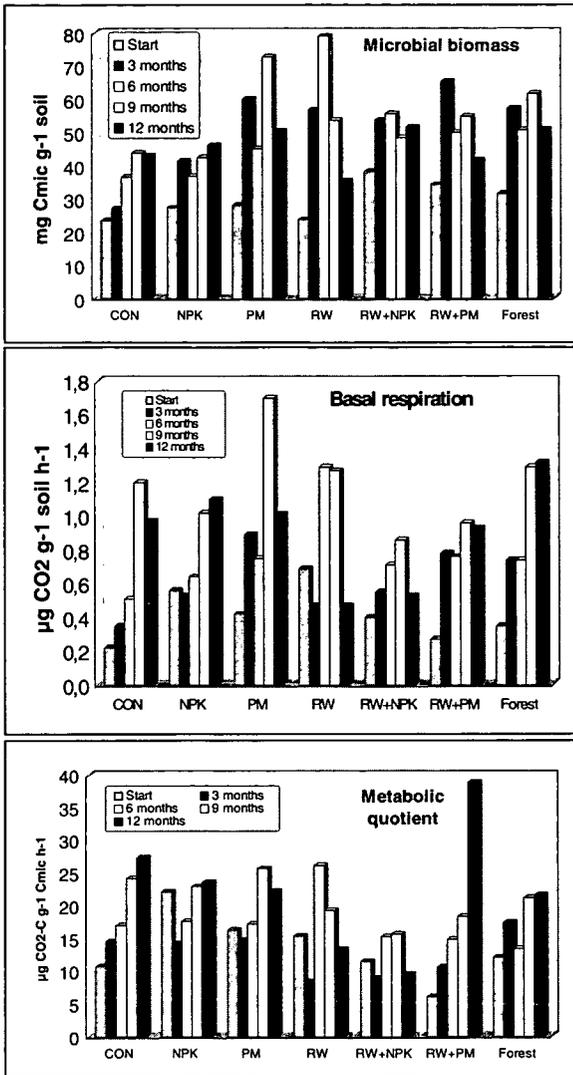
Nutrient elements	Poultry manure (PM)	Rice-mill waste (RW)
Organic C(%)	22.9	32.1
Total N (%)	2.86	0.73
Total P (%)	1.82	0.55
Total K (mg g ⁻¹)	18.0	8.00
Total Ca (%)	5.40	0.80
Total Na (mg.g ⁻¹)	3.50	2.00
Total Mg (%)	1.28	0.92
C : N	8.0	44.0
C : P	12.6	58.4

We determined basal respiration (CO₂ evolution; R_{mic}) and microbial biomass (C_{mic}) by substrate induced respiration (ANDERSON and DOMSCH, 1978), both with Infrared Gas Analysis (HEINEMEYER et al., 1989). The metabolic quotient ($qCO_2 = R_{mic} : C_{mic}$) was calculated.

Results and Discussion

Treatment with organic fertilizers increased microbial biomass compared to the control to levels found for the natural forest site within 3 months (Fig. 1). During the vegetation period, the C_{mic} levels decreased again, and differences were not significant any more towards the end of the vegetation period. Changes observed in soil microbial biomass (C_{mic}) in the cultivated plots with different treatments may be attributed to the rapid growth of soil microorganisms on these substrates.

Basal respiration measurements showed continuous increase with time for the unamended control, the peak was found nine months after cultivation. All the treatments resulted in increases in R_{mic} relative to the unamended control for all sampling times, except for the NPK, RW+NPK and RW+PM plots nine months, and RW and PM+NPK plots twelve months



after treatment. All treatments experienced the highest R_{mic} at the ninth month. The temporal changes result from an interaction of treatment effects and seasonal influences. The qCO_2 increased with sampling time for both cultivated unamended and the forest plots (seasonal effect). This seasonal effect was mellowed by amendment effects. In particular, RW+NPK resulted in a constantly lowered qCO_2 . Effects of other treatments were not significant, except the increase after 12 months in the RW+PM treatment. The metabolic quotient may be regarded as a relative measure of the efficiency of organic C utilization by soil microbial biomass.

Conclusion

In this study, cultivation induced a decline in the soil C status as well as in the microbial activity with a substantial decrease in the total soil microbial biomass (C_{mic}). Management practices involving cultivation with either single or combined application of poultry manure indicate a rapid recovery of soil microbial biomass. The data suggest that effects of mineral fertilizer application may be enhanced by a combined application with RW. The very high qCO_2 twelve months after application RW+PM possibly indicates priming effects. The results of this study are preliminary, and long-term effects cannot be foreseen. The plots shall be revisited after some years.

Acknowledgements

We thank ÖAD for a visiting grant for Roseta Ekeh, and the Austrian Science Fonds (Project number P10186-GEO) for supporting this study.

References

Literatur beim Verfasser.

Bodenmikrobiologische Analysen entlang eines Höhengradienten im Ötztal

Johannes Feurle, Andrea Rangger, Heribert Insam

Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie, Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck, Technikerstr.
25, A-6020 Innsbruck, Austria

Einleitung

Biologischer Abbau in natürlichen Ökosystemen wird von einer Reihe von Faktoren, darunter Streuqualität und Klima beeinflusst. Während viele Untersuchungen über Veränderungen des Humuszustandes sowie über Einflüsse auf mikrobielle Biomasse und Umsetzungsleistungen bekannt sind, weiß man sehr wenig über diesbezügliche Zusammenhänge mit funktionellen Eigenschaften der Mikroflora. Im vorliegenden Projekt sollte der wechselseitige Einfluß von Klima (es stehen 4 Standorte entlang eines alpinen Höhengradienten von 630 m bis 2315 m zur Verfügung, Abb. 1) und des Pflanzenbewuchses auf biologische Abbauprozesse und mikrobielle Gemeinschaften untersucht werden.

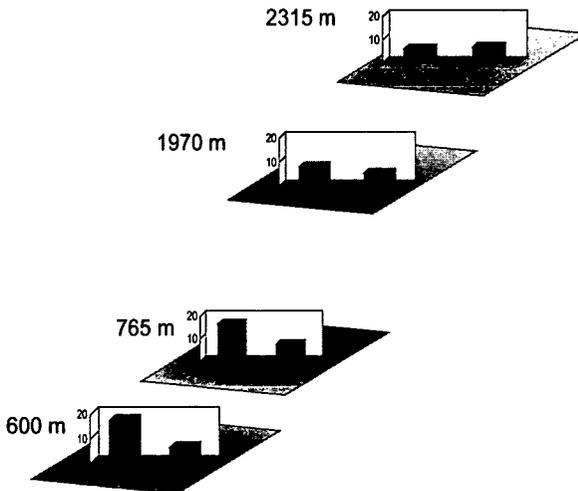


Abb. 1: Die vier Probenahme Standorte entlang eines Höhengradienten im Ötztal: Mittlerer Niederschlag [mm] (■) und Temperatur [°C] (■) der Vegetationsperiode 1997.

Material und Methoden

Ein Referenzboden (Braunerde mit pH=4,5) wurde in Töpfen entlang eines Höhengradienten im Ötztal exponiert und mit *Poa alpina* bepflanzt. In regelmäßigen Abständen wurden Pflanzentöpfe destruktiv beprobt und mikrobielle Biomasse (substratinduzierte Respiration)

und Basalatmung gemessen, sowie die physiologischen Profile der Gemeinschaften mittels Biolog Substratnutzungstests (Ecoplates) erhoben.

Ergebnisse und Diskussion

Mittels klassischer Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität und Biomasse konnte kein Effekt der Höhenstufe nachgewiesen werden, welcher sich über die gesamte Vegetationsperiode durchgezogen hätte. Basalatmungswerte im Herbst zeigten jedoch eine signifikante Zunahme der mikrobiellen Aktivität mit der Meereshöhe.

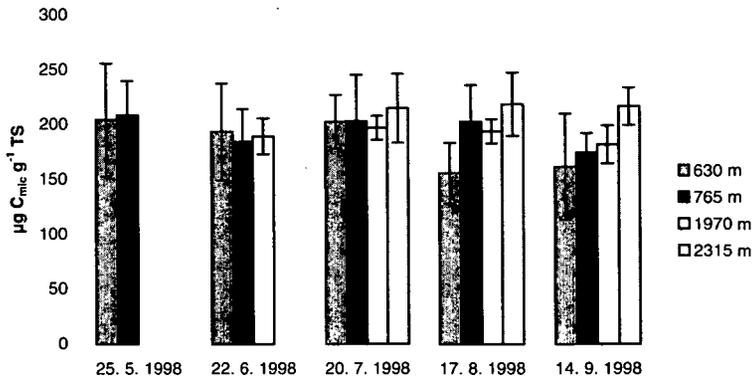


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse (SIR) während der Vegetationsperiode 1998

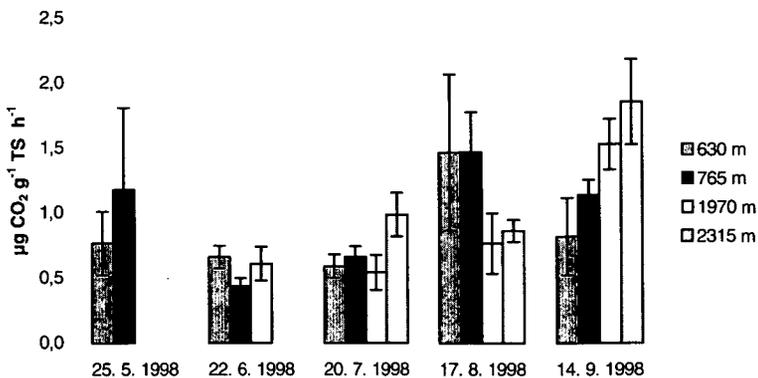


Abb. 3: Basalatmung während der Vegetationsperiode 1998

Die Bestimmung der funktionellen Diversität heterotropher Bakterien zeigte im Herbst die größten Effekte der klimatischen Auswirkungen der Höhenstufen: Die deutlich bessere Nutzung von C-Quellen des Referenzbodens auf den tiefer liegenden Standorten zeigte, dass sich in Rotmoos und Obergurgl eine mikrobielle Gemeinschaft mit anderen physiologischen Nutzungsprofilen etablieren konnte als in Ötz und Innsbruck.

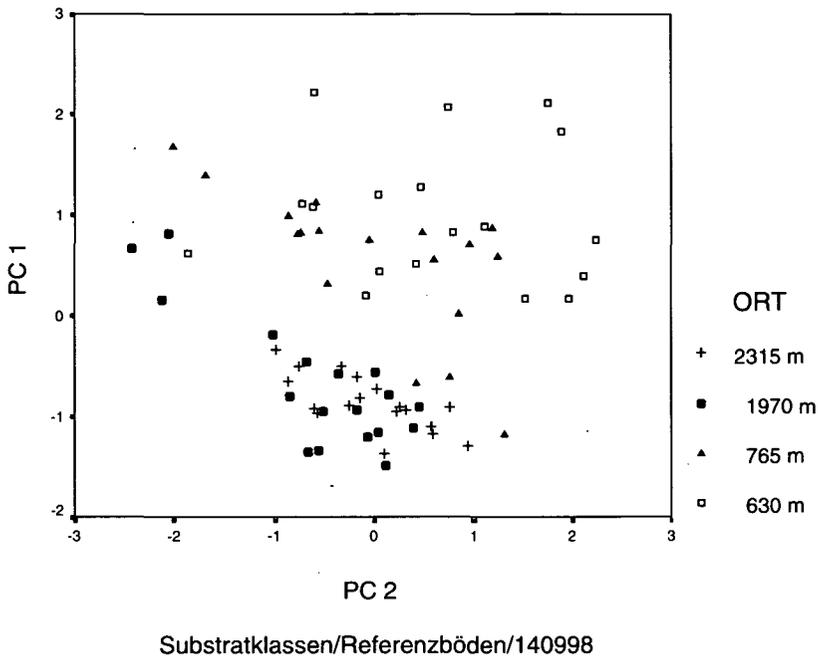


Abb. 4: Hauptkomponentenanalyse: Substratnutzung der verschiedenen Substratklassen für den Referenzboden bei der letzten Probennahme 1998 (PC1 trennte mit 92,1%, PC 2 mit 4,9% auf)

In der Substratnutzung von Kohlenhydraten und Aminosäuren unterschieden sich die Referenzböden der beiden tiefer gelegenen Standorte signifikant von den beiden höher gelegenen. Das Verhältnis, der Nutzung von Kohlenhydraten zu Aminosäuren nahm mit zunehmender Meereshöhe ab. Folglich spielt in Böden höher gelegener Standorte die Nutzung von Aminosäuren als Kohlenstoffquelle eine bedeutende Rolle, was auf periodisches Absterben von Mikroorganismen, und die dadurch erhöhte Verfügbarkeit von mikrobiellem Protein zurückgeführt werden kann.

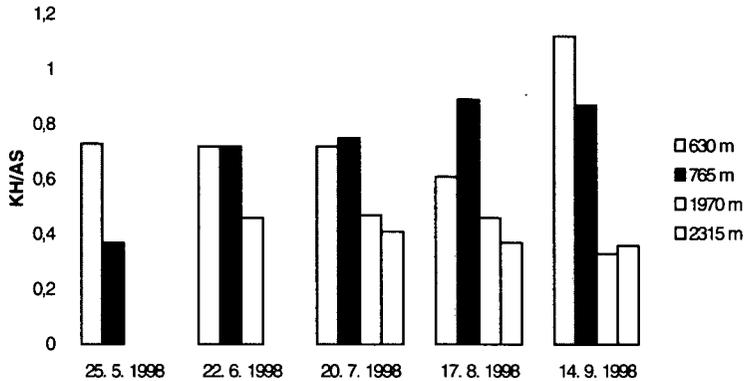


Abb. 5: Verhältnis der Substratnutzung von Kohlenhydraten und Aminosäuren des Referenzbodens

Schlussfolgerungen

Mittels herkömmlicher klassischer bodenmikrobiologischer Methoden – wie Messung der Basalatmung, Biomasse und Bestimmung der C/N-Pools – liessen sich Unterschiede zwischen den Höhenstufen (Klima, Streu) nur im Herbst feststellen. Veränderte Substratnutzungsmuster wiesen darauf hin, dass nicht nur grobe mikrobielle Pools verändert werden, sondern Unterschiede auch auf dem Niveau spezifischer Abbaupotentiale stattfinden.

Dank

Das Projekt wurde vom FWF (P 11277-MOB) gefördert. Dank gebührt auch Josef Kohler für die Vorarbeiten zu diesem Projekt.

Entwicklung der Bodenfauna in der Primärsukzession eines Gletschervorfelds (Rotmoostal, Öztaler Alpen)

Markus Fuchs, Nina Gosterxeier und Rüdiger Kaufmann

Institut für Zoologie und Limnologie, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

Das Gletschervorfeld des Rotmoosferners liegt in den Öztaler Alpen bei Obergurgl an der Nordseite des Alpenhauptkammes (46°50' N, 11°03' E). Die Gletscher erreichten um 1850 ihre größte Ausdehnung seit der letzten Eiszeit und ziehen sich seither kontinuierlich zurück, unterbrochen nur von einem kurzen Gletschervorstoß um 1920. Die ausgeaperten Areale stellen ein fast ideales Umfeld für die Untersuchung der Primärbesiedlung und der Sukzession dar.

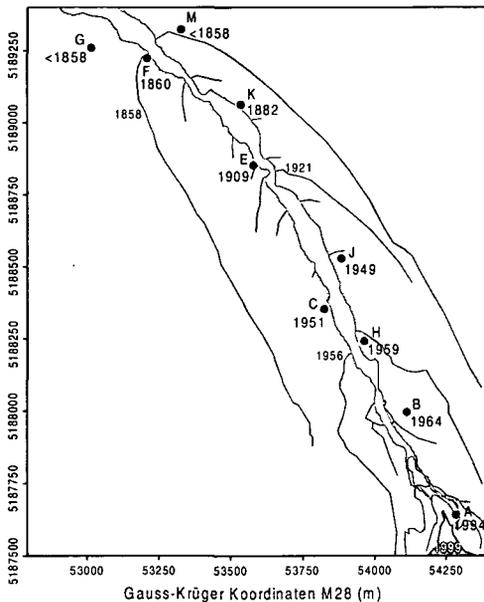


Abb. 1. Lage der Untersuchungsstandorte innerhalb des Gletschervorfelds (Standort-Kennungen mit Jahreszahlen der Ausaperung). Zusätzlich sind einige markante Gletscherstände eingezeichnet.

nach 90 Jahren in nennenswerter Abundanz auf. Bei der Mesofauna erreichen die Acari die höchsten Individuendichten, die Biomasse der Makrofauna wird von den Nematocera dominiert.

Die Abfolge der Makrofauna auf Familienniveau entlang der Chronosequenz zeigt Abb 3. Die Dipterenlarven fehlen in den gletschernahen Rohböden, ab einem Bodenalter von 50 Jahren treten Sciaridae und Bibionidae lokal in hohen Dichten auf. Sie sind Verzehrter faulender Pflanzenteile, sind wichtig als Humusbildner und greifen bei Massenaufreten auch die Wurzeln lebender Pflanzen an. Unter den Käfern sind Carabidae und Elateridae die

Im Juli, August und September 1998 wurden an 8 Standorten innerhalb des Gletschervorfelds (Sukzessionsalter 4 bis 140 Jahre) und an 2 Vergleichsstandorten außerhalb der Endmoräne von 1858 (Abb. 1) Bodenproben für die Extraktion der Makrofauna (50x50 cm) und der Mesofauna (Ø 6 cm) entnommen. Pro Standort wurde ein 8 m langer Transsekt beprobt (Makrofauna 3, Mesofauna 9 Probenpositionen). Die quantitative Bodenprobenentnahme gestaltete sich aufgrund des heterogenen Bodens schwierig, daher schwankte die Entnahmetiefe zwischen 5 und 10 cm. Nematoden und Enchytraeiden wurden naß extrahiert, Collembolen, Milben und Bodenmakrofauna wurden durch Trockenextraktion gewonnen.

Als erste Gruppen der Bodenfauna sind in 30 Jahre alten Böden Collembola, Acari, Enchytraeidae sowie Lepidoptera- und Coleoptera-Larven präsent (Abb. 2). Es folgen Nematocera in hoher Dichte nach etwa 40 und Myriapoda nach 50 Jahren, die übrigen Gruppen treten erst

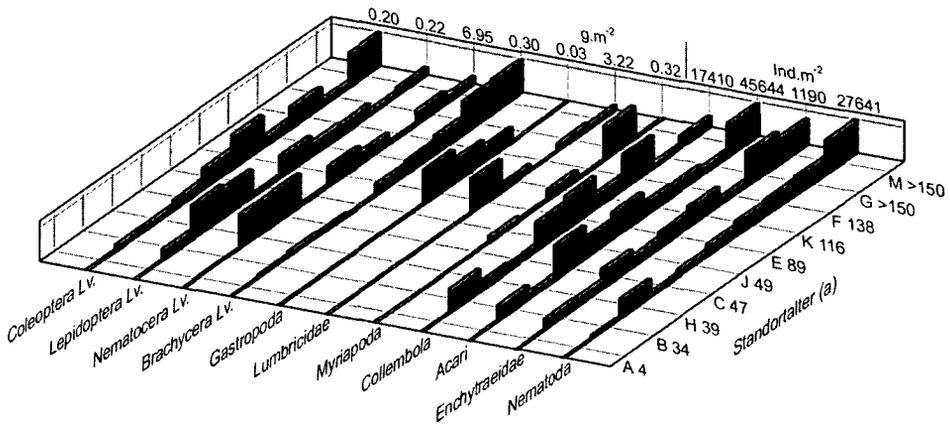


Abb. 2. Verteilung der Makrofauna- und Mesofaunagruppen entlang des Gletschervorfelds. Darstellung jeweils normiert auf die höchste Standortdichte (Zahlenangaben: für Makrofauna maximale Biomasse in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, für Mesofauna maximale Abundanz in $\text{Ind}\cdot\text{m}^{-2}$).

Pioniere an den jüngsten Standorten, Cantharidae und Staphylinida treten in den vegetationsreicheren Flächen auf. Die bodenbiologisch wichtigen Lumbricidae, im wesentlichen *Dendrobaena octaedra*, sind bis zu den 90 Jahre alten Sukzessionsstadien in das Gletschervorfeld vorgedrungen. Lumbricidae sind im Rotmoostal nicht häufig, auch in Untersuchungen von JANETSCHKE (1949) fanden sie sich erst in Böden, die bereits „Wiesencharakter“ besaßen. Ein Standort in der Mitte des Gletschervorfelds (E, 89 Jahre) fällt durch seine lokal hohen Makrofaunadichten auf; es handelt sich um eine ungestörte Moränenfläche mit geschlossener Vegetationsdecke und feinsandigem Untergrund.

Collembolen aus Aliquots der Mesofaunaprobe wurden auf Artniveau bestimmt (ca. 30 Ind. pro Probe). Abb. 4 zeigt ihre Verteilung entlang des Gletschervorfelds. *Hypogastrura parva* kommt im gesamten Areal vor, mit Verbreitungsschwerpunkt und als dominante Art in den jüngeren Sukzessionsstadien. Isotomidae wurden erst in älteren Bereichen des Gletschervorfelds gefunden. Nach JANETSCHKE (1949) sind *Proisotoma*- und *Hypogastrura*-Arten in den jüngsten Vorfeldteilen bodenbiologisch am wichtigsten. Ebenfalls im gesamten Areal konnten *Tullbergia sp.* und *Folsomia quadrioculata* nachgewiesen werden, mit hohen Individuendichten in den älteren Standorten. JANETSCHKE (1949) weist darauf hin, daß *Tullbergia krausbaueri* später auftritt und höhere Ansprüche an Humusgehalte hat. Die Abundanz von *Pseudisotoma sensibilis* steigt ab einem Bodenalter von 90 Jahren. *Tetracanthella afurcata* ist die Pionierart unter den Collembolen und verschwindet wieder an Standorten älter als 50 Jahre. *Folsomides variabilis* dagegen konnte nicht in das Gletschervorfeld vordringen. Am jüngsten, 5 Jahre alten Standort kommen keine Collembolen in den Bodenproben vor, es wurden aber in Barberfallen Sminthuridae (Anteil 92%) und Entomobryiidae (Anteil 7%) gefangen. JANETSCHKE (1949) fand *Orchesella alticola* in den jüngsten Gletschervorfeldabschnitten. Dieses Vorkommen epigäischer Collembolen auf Lockerschutt könnte auch eine Erklärung für das massive Auftreten carnivorer Carabidae sein.

Erst ab einem Standortalter von etwa 80 Jahren kann man von echter Bodenbildung mit einem dünnen A-Horizont sprechen (ERSCHBAMER et al. 1999). Dadurch ist das Vordringen

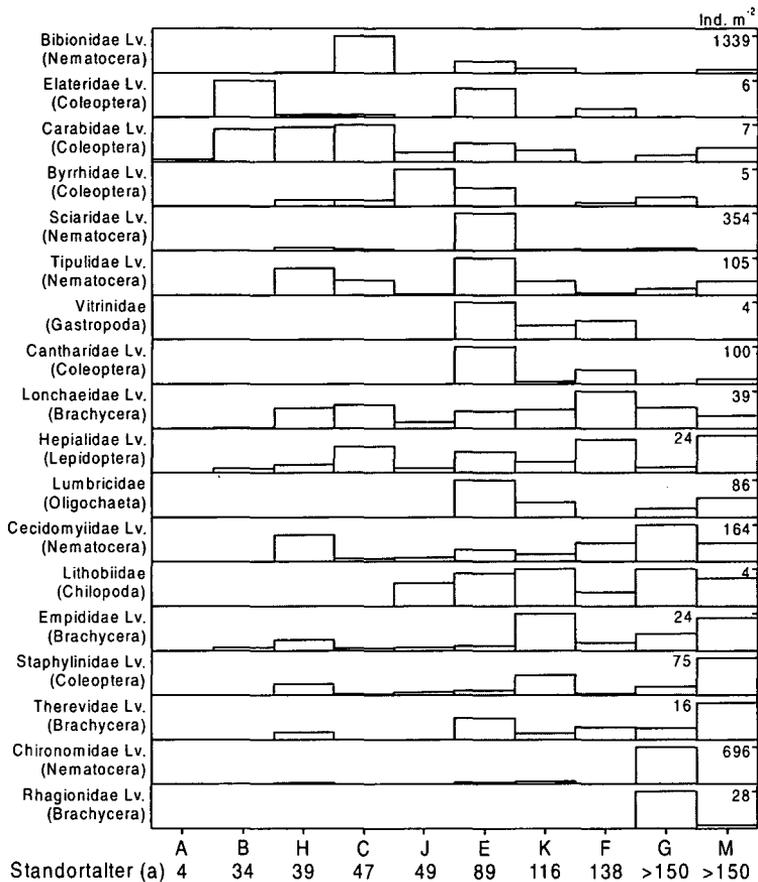


Abb. 3. Abfolge und Verteilung der wichtigsten Familien der Bodenmakrofauna mit dem Standortalter (Individuendichten jeweils bezogen auf den höchsten Standortmittelwert; Zahlenangaben rechts).

von Gruppen wie Lumbriciden und Gastropoden strikt begrenzt, aber auch Brachyceren und Myriapoden finden sich an jüngeren Standorten nur mehr in sehr geringer Dichte. Hier dominieren zuletzt carnivore Coleopterenlarven. Insgesamt dürften auch Tiere mit niedriger Verbreitungsgeschwindigkeit die für sie besiedelbaren Bereiche des Gletschervorfelds erreicht haben. Die jüngsten Areale sind allerdings Pionieren mit hoher Mobilität und Verbreitungsfähigkeit vorbehalten. Neben dem Standortalter sind aber auch kleinräumige Standortbedingungen ausschlaggebend für Biomasse und Zusammensetzung der Bodenfaunagemeinschaften. Die Abfolge der Limitierungen einzelner Tiergruppen in der Chronosequenz des Gletschervorfelds ist nicht unähnlich der entlang des Höhengradienten (MEYER und THALER 1995), obwohl für die beiden Muster durchaus unterschiedliche Faktorenkomplexe anzunehmen sind.

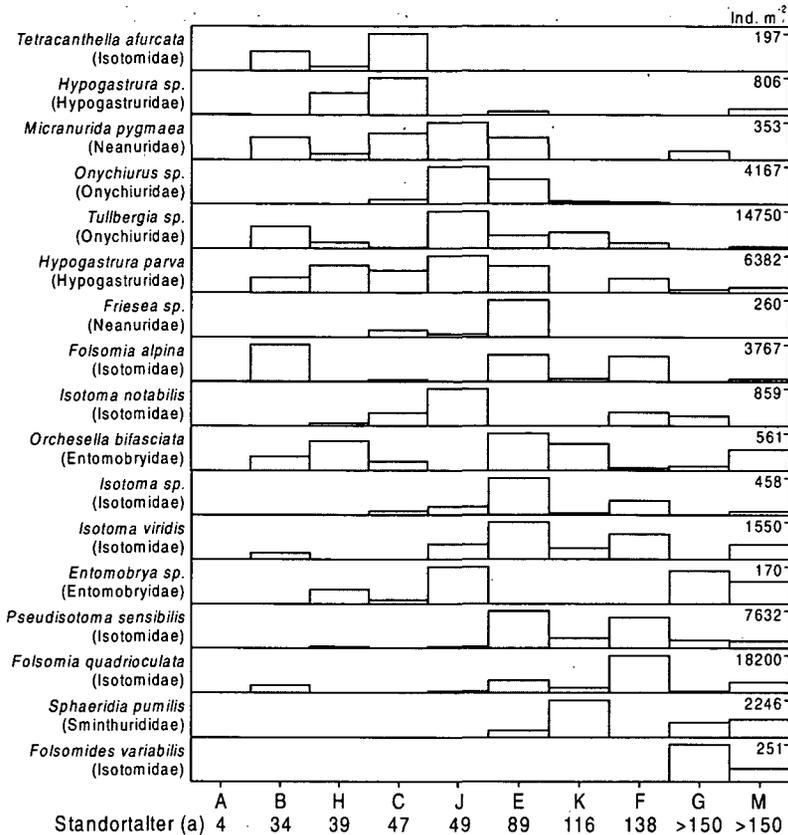


Abb. 4. Abfolge und Verteilung der Collembolen mit dem Standortalter (Darstellung und Angaben wie Abb. 3).

Literatur:

ERSCHBAMER, B., BITTERLICH, W. und RAFFL, C. (1999): Die Vegetation als Indikator für die Bodenbildung im Gletschervorfeld des Rotmoosferners (Obergurgl, Ötztal, Nordtirol). Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 86, 107-122

JANETSCHKE, H. (1949): Tierische Successionen auf hochalpinem Neuland. Wagner, Innsbruck, p. 1-215

MEYER, E. und THALER, K. (1995): Animal diversity at high altitudes in the Austrian Central Alps. In: *Arctic and Alpine Biodiversity* (KÖRNER, C. und CHAPIN, F.S. eds.). Springer, Berlin - Heidelberg. pp. 95-106.

Die Sukzession der Bodenfauna in der Biomüllkompostierung

Desirée Haidenschuster¹ und Roswitha Katter²

¹Hauptstraße 2, 2763 Muggendorf

²JOANNEUM RESEARCH, Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung, Elisabethstraße 18/1, 8010 Graz. Tel 0316/876-1331, (e-mail: roswitha.katter@joanneum.ac.at)

Einleitung

Im Rahmen eines Projektes zur Biomüllkompostierung in der Landwirtschaft (im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung und unter Federführung von JOANNEUM RESEARCH REINHOFER et al. (1997), wurde in Zusammenarbeit mit der Universität Graz, Institut für Zoologie, eine Diplomarbeit zum Thema der Sukzession der Fauna während der Rotte und etwaiger Zusammenhänge mit der Kompostqualität und Kompostreife erstellt. Zu diesem Zweck wurde eine Kompostmiete einer landwirtschaftlichen Kompostieranlage in Stainz über einen Zeitraum von 30 Wochen faunistisch (in Großgruppen) untersucht.

Material und Methodik

Die Miete wurde in einer Länge von 12 Metern, einer Breite von 2,5 Metern und einer Höhe von 1,2 bis 1,3 Metern aufgesetzt. Das Kompostmaterial setzte sich aus 4.400 kg Biomüll aus der Biotonne, 200 kg Stroh, 1.500 kg Häcksel und 1.200 kg Rohkompost zusammen. Das Ausgangsmaterial der Miete war sehr trocken. Der Wassergehalt lag bei 28,6% was die mikrobielle Tätigkeit negativ beeinflusste. Durch mehrmalige Bewässerung stieg der Wassergehalt bis zur achten Rotteweche auf 48% an und nahm bis zur 22. Rotteweche auf 58% zu. Bedingt durch den geringen Wassergehalt wurden die erforderliche Mietentemperatur von 65° C erst in der dritten, vierten und fünften Rotteweche erreicht. Ab der sechsten Rotteweche fielen die Mietentemperaturen kontinuierlich ab. Der Fertigungskompost erfüllte die seuchenhygienische Unbedenklichkeit, die Keimrate betrug 100% und die Biomasse sowie Überkorn- und Ballaststoffanalyse erfüllten die Anforderungen der ÖNORM S 2200. Die beste Qualität des Fertigungskompostes nach ÖNORM S 2200 und FRICKE et al. (1991) bezüglich chemisch-physikalischer Parameter, sowie Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis, Nitrat-Ammonium-Verhältnis sowie pH-Wert wurden in der achten Rotteweche erreicht. Das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis lag, bei dem in Stainz untersuchten Anfangsprodukt bei 16,65 und beim Endprodukt bei 28,01. Der Borgehalt und der Schadstoffgehalt entsprachen den Anforderungen der ÖNORM S 2200.

Ergebnisse und Diskussion

Ein direkter Zusammenhang zwischen den chemisch-physikalischen Parametern und der Kompostfauna konnte nicht festgestellt werden. Die limitierenden Faktoren waren die Mietentemperatur und die Substratfeuchte.

Beim Vergleich der Makro- und Mesofauna in den inneren und äußeren Bereichen der Miete zeichnete sich die Tendenz zu höheren Individuendichten in den Randbereichen der Miete ab. Die Individuendichte in den Randgebieten war höher als im Inneren der Miete mit Ausnahme

der 12. und 17. Rottewoche bei der Mesofauna und der zweiten und 30. Rottewoche bei der Makrofauna, was auf die äußeren Umwelteinflüsse zurückzuführen war.

Beim Vergleich der drei Gruppen, Coleoptera, Diptera und sonstiger Fauna, hatten die Diptera und die Coleoptera (hauptsächlich Larvenstadien) ihren stärksten Individuenrückgang bis zur fünften Rottewoche, während bei der Gruppe der sonstigen Fauna der stärkste Individuenrückgang zwischen der achten und zwölften Rottewoche zu beobachten war. Die höchste Individuendichte war bis zur 17. Rottewoche bei den Coleoptera und ab der 21. Rottewoche bei den Diptera zu verzeichnen.

Bei den Individuenzahlen der Anthicidae, die am Anfang der Rotte, in der Hochtemperaturphase verstärkt vorkamen, und den Ptiliidae, die ab der Mitte der Rotte verstärkt in der Miete auftraten, war ein entgegengesetzter Verlauf zu bemerken. Die Individuenzahlen der Staphylinidae zeigten deutliche Spitzen in den Zeiträumen in denen sich die Verlaufskurven der Anthicidae und die der Ptiliidae überschneiden.

Die Diptera zeigten im Rotteverlauf zwei Fortpflanzungsphasen, die erste am Anfang der Rotte und die zweite von der 17. bis zur 26. Rottewoche.

Die Individuenzahlen der Heteroptera und Aranea verliefen entgegengesetzt, das heißt, dass die Heteroptera im Verlauf der Kompostrotte von den Aranea abgelöst wurden. In der ersten Hälfte der Rotte traten Lepidoptera, Formicoidea und Hymenoptera auf während Diplopoda und Oligochaeta erst am Ende der Rotte in der Miete zu finden waren.

Bei den Milben war zu beobachten, dass die Individuendichte in der Hochtemperaturphase drastisch abnahm um dann aber bis zur zwölften Rottewoche ihren höchsten Wert zu erreichen. Sie änderte sich dann bis zur 26. Rottewoche kaum und fiel danach drastisch ab. Die Uropodina waren in der achten und dann erst wieder zusammen mit den Oribatida ab der 21. Rottewoche in der Miete zu finden.

Die Individuenzahlen der Collembola erreichten in der achten Rottewoche ihre höchsten Werte um dann stetig bis zur 30. Rottewoche zu fallen. Die Sminthuridae waren in der Anfangsphase der Rotte mit steigender Tendenz und die Isotomidae in der Endphase der Rotte mit fallender Tendenz nachweisbar. Die Individuenzahlen der Entomobryidae und der Poduridae verhielten sich umgekehrt proportional, das heißt beim Fallen der Individuenzahlen der Entomobryidae stiegen die Individuenzahlen der Poduridae und umgekehrt.

Es waren deutlich drei Phasen des Kompostierungsprozesses erkennbar. Die Abbauphase, die bis zur fünften Rottewoche dauerte und durch das Fallen der Individuenzahlen der gesamten Fauna gekennzeichnet war. Die Umbauphase, ab der achten Rottewoche die durch die höchsten Individuenzahlen nach der Hitzeperiode gekennzeichnet war. Die Aufbauphase, die durch einen deutlichen Rückgang der Abundanz zu Gunsten der Artenzahlen als auch durch das erste Auftreten der Isotomida und Oligochaeta, sowie durch die höchste Individuendichte der Ptiliidae in der 26. Rottewoche, und das erste Auftreten der Oribatida und Uropodina sowie das der Diplopoda in der 30. Rottewoche gekennzeichnet war.

Literatur

- FRICKE, K., NIESSEN, H., VOGTMANN, H. und HANGEN, H.-O. (1991): Die Bioabfallsammlung und -kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland. Situationsanalyse 1991. Heft 20, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS). Raab Druck, Bad Kreuznach
- REINHOFER, M., STEINLECHNER, E., KATTER, R., BERGHOLD, H., LIBAL, B., STUHLBACHER, A., TRINKAUS, P., UNTERSWEIG, Th. und WONISCH, A. (1997): Studie zur Kompostierung von Biomüll, seine Verwendung in der Landwirtschaft und die Auswirkungen auf den Boden. JOANNEUM RESEARCH, Graz

Kompoststarter - funktioniert er doch?

Paul Illmer

Inst. f. Mikrobiologie (N.F.), Universität Innsbruck,
A-6020 Innsbruck (e-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at)

Einleitung

Die Einzelkompostierung gewinnt wegen der veränderten rechtlichen Situation, aus ökonomischen Beweggründen und wegen des gesteigerten Umweltbewußtseins der Bevölkerung zunehmend an Bedeutung. Um die bei der Haushaltskompostierung suboptimalen Rottebedingungen (schlechte Durchmischung, kaum Temperaturentwicklung, mangelnde Hygienisierung, Geruchsemission) zumindest teilweise auszugleichen, bieten verschiedene Hersteller Kompoststarter an, die einen rascheren Start der Rotte, eine geringere Geruchsbelästigung und reiferen Kompost versprechen. Zumeist wurden solche Produkte jedoch keiner bzw. keiner ausreichenden wissenschaftlichen Prüfung unterzogen (SOLBRAA, 1984).

Ziel der vorliegenden Studie war es daher, einen Kompoststarter zu entwickeln und dessen Wirkung in unterschiedlichem Versuchsmaßstab nach streng naturwissenschaftlichen Kriterien zu untersuchen.

Material und Methoden

Die Isolierung von Mikroorganismen erfolgte auf entsprechenden Pilz-(Malzextrakt) bzw. Bakteriennährböden (Bodenextraktmedium) (ILLMER et al., 1995) nach Aufschwemmung der Ausgangssubstrate (frische Kompostproben unterschiedlicher Herkunft und Alters) in Ringerlösung. Ausgewählte Mikroorganismen wurden nach verschiedenen Vorversuchen als Inokulum dem abzubauenen organischen Material zugesetzt. Die Auswirkungen des Kompostwurms *Eisenia foetida* auf den Verlauf und speziell den Start der Rotte wurden durch die Zugabe von drei adulten Tieren pro 1000 ml Ausgangssubstrat untersucht. Als Immobilisierungsmatrix, wurde humusreiches, organisches Material verwendet. Die Zugabe des optimierten Kompoststarters erfolgte zu 0,5% (v/v).

Mikrobiologische Parameter wurden entsprechend der unter SCHINNER et al. (1996) dargestellten Methoden bestimmt, die chemische und physikalische Untersuchungsmethodik folgte der ÖNORM S 2023. Die Untersuchungsansätze wurden in 1, 5, 30 und 700 Liter Maßstab durchgeführt (ILLMER und SCHINNER 1997).

Ergebnisse

Die ca. 50 verschiedenen Mikroorganismenstämme, die im ersten Screening isoliert worden waren, wurden nach verschiedenen Vorversuchen auf 20 und nach einer systematischen Zuordnung (u.a. zum Ausschluss möglicher Pathogenität) vorerst auf vier Pilze (2 einzellige Hefen und 2 hyphig wachsende Stämme) und einen Bakterienstamm eingeschränkt. Die Auswirkungen verschiedener Zusätze (Zugabe von Mikroorganismen und/oder Matrix

und/oder Kompostwurm) auf die Temperaturentwicklung während der ersten drei Tage einer Rotte von mit Stroh und Heu vermischten Gemüseabfällen sind in der Abbildung 1 dargestellt. Es ist daraus ersichtlich, dass die Zugabe aller Einzelkomponenten höhere Temperaturen und somit Abbauaktivitäten als in der nicht applizierten ansonsten aber gleich behandelten Kontrolle bewirkte, wobei der stärkste Effekt durch die Kombination der Mikroorganismen mit der Matrix und den Würmern erzielt werden konnte.

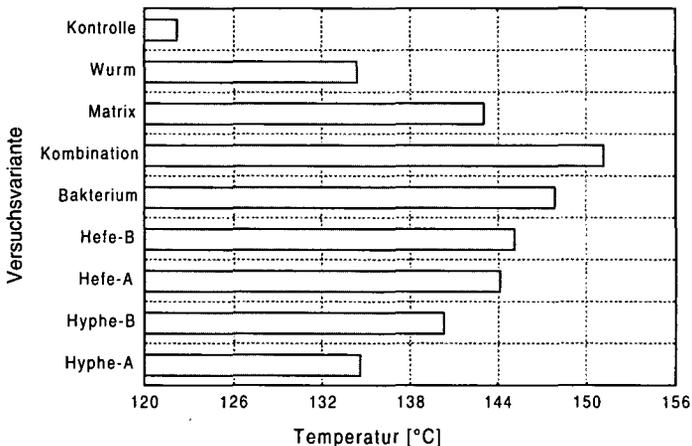


Abbildung 1: Kumulative Temperaturentwicklung von vier Temperaturmessungen in verschiedenen Testansätzen im 1-Liter-Maßstab während der ersten Woche. *Kombination:* gleichzeitige Zugabe aller Mikroorganismen, der Matrix und der Kompostwürmer. Die Unterschiede sind hoch signifikant ($p < 0.001$; pro Versuchsvariante wurden 10 Parallellansätze ausgewertet).

Während die positiven Auswirkungen der Matrix und der Mikroorganismen außer Zweifel standen und im Rahmen einer ANOVA-Auswertung eindeutig belegbar waren, musste die in der Abbildung 1 dargestellte positive Wirkung der Kompostwürmer angezweifelt werden, da speziell frisches Material auf *E. foetida* oft letal wirkte. Die positiven Effekte dürften somit nur auf einer anfänglichen Durchmischung (und damit Beimischung) und auf eine N-Düngung durch die tote Wurm-Biomasse zurückzuführen sein. ENGELSTAD (1991) konnte zwar einen gesteigerten Zelluloseabbau durch die Applikation mit *Eisenia andrei* feststellen, doch hatten die Würmer auf die CO_2 -Produktion keinen, auf die Reduktion der gesamten Trockenmasse sogar einen negativen Effekt. Für die Initialphase der Kompostierung, die für einen allfälligen Kompoststarter naturgemäß besonders wichtig ist, schien der Einsatz der untersuchten Kompostwürmer (*Eisenia foetida*) jedenfalls nicht zielführend zu sein, weshalb bei der weiteren Optimierung des Kompoststarters auf die zoologische Komponente verzichtet wurde.

Aus produktionstechnischen Gründen erfolgte die Einschränkung auf zwei hyphig wachsende Pilze und eine Hefe. Wenn diese drei Stämme in geeigneter Kombination mit der Immobilisierungsmatrix angewandt wurden, so konnten auch in praxisnahen Versuchsansätzen (700 Liter Haushaltskompostern mit dem absichtlich ungünstig gewähltem

Ausgangssubstrat Rasenschnitt) eindeutig positive Effekte statistisch abgesichert werden ($p < 0.05$). Exemplarisch ist in der Abbildung 2 die Veränderung der mikrobiellen Atmung in den Kompostproben in Abhängigkeit von der Applikation des Kompoststarters dargestellt.

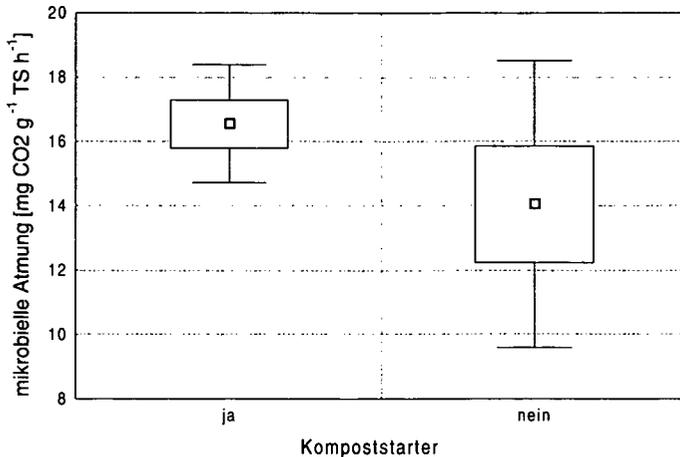


Abbildung 3: Signifikante ($p < 0.05$, $n=12$) Beeinflussung der mikrobielle Atmung in Kompostproben aus Haushaltskompostern (700-Liter-Maßstab) durch die Applikation des Kompoststarters.

Die wohl größte Schwierigkeit aller mikrobiellen Kompoststarter ist es, bei den sehr inhomogen zusammengesetzten und hinsichtlich der autochtonen Mikroflora extrem unterschiedlichen Ausgangsmaterialien bestehen bzw. nachweisbare Effekte erbringen zu können (SOLBRAA, 1984; FAURE and DESCHAMPS, 1991). In den meisten Fällen scheidet das Upscaling an diesen schwer kalkulierbaren Eigenschaften der Ausgangsmaterialien (TAM, 1994). Dennoch gibt es auch Untersuchungen, die von positiven Reaktionen auf eine Inokulierung des Kompostes berichten können (KOSTOV et al., 1991; SIVAPALAN et al., 1994), wengleich sich die Effekte der Inokulierung weniger in direkt am Kompost messbaren Parametern, als vielmehr in einer gesteigerten Biomasseproduktion von Testpflanzen (z.B. Tomaten) niederschlug. Das mag auch als Hinweis dafür genommen werden, dass sich die Beurteilung von Komposteigenschaften im Allgemeinen und der Kompostreife im Speziellen vermehrt auf Biosensoren (Pflanzen, Mikroorganismen) stützen sollte. Dass sich der von uns entwickelte Kompoststarter auch im Haushaltskomposter unter Praxisbedingungen bewährte, wird als Zeichen dafür gesehen, dass mit der Produktion im Pilotprojekt-Maßstab begonnen werden kann.

Literatur

- ENGELSTAD, F., (1991): Impact of earthworms on decomposition of garden refuse. *Biol. Fert. Soils* 12, 137-140.
- FAURE, D. and DESCHAMPS, A. M. (1991): The effect of bacterial inoculation on the initiation of composting of grape pulps. *Biores. Technol.* 37, 235-238.

- ILLMER, P., MARSCHALL, K. and SCHINNER, F. (1995): Influence of aluminium on soil micro-organisms. *Lett. Appl. Microbiol.* 21, 393-397.
- ILLMER P. & SCHINNER F. 1997. Compost turning - a central factor for a rapid and high quality degradation in household composting. *Biores. Technol.* 59, 157-162.
- KOSTOV, O., RANKOV, V., ATANACOVA, G. and LYNCH, J. M. (1991): Decomposition of sawdust and bark treated with cellulose-decomposing microorganisms. *Biol. Fert. Soils* 11, 105-110.
- ÖNORM S2023. Untersuchungsmethoden zur Güteüberwachung von Komposten Österreichisches Normungsinstitut, Wien 1992
- SCHINNER F., ÖHLINGER R., KANDELER E. & MARGESIN R. (eds.) *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SIVAPALAN, A., MORGAN, W. C. and FRANZ, P. R. (1994): Effect of inoculating fungi into compost on growth of tomato and compost microflora. *Aust. J. Exper. Agric.* 34, 541-548.
- SOLBRAA, K. (1984): An analysis of compost starters used on spruce bark. *BioCycle* 25, 46-48.
- TAM, N. F. Y. (1994): Changes in microbiological properties during in-situ composting of pig manure. *Environm. Technol.* 16, 445-456.

Dank

Die Untersuchungen wurden von der Firma *Juwel H. Wüster Ges.m.b.H.* unterstützt. Dank gebührt weiters Herrn Branko Stojanovic für die technische Betreuung der Versuchskomposter.

ATP-Gehalte saurer, Al-belasteter Waldböden

Paul Illmer, Ulrike Obertegger und Franz Schinner

Inst. f. Mikrobiologie (N.F.), Universität Innsbruck, A-6020 Innsbruck
(e-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at)

Einleitung

ATP (Adenosin-5'-triphosphat) ist ein nahezu universeller Energiespeicher aller Zellen, der durch Substratphosphorylierung oder durch die Phosphorylierung von ADP entsteht und für alle biosynthetischen und katabolischen Reaktionswege benötigt wird. Da es im Boden außerhalb von lebenden Zellen nicht vorkommt, scheint ATP zur Quantifizierung der aktiven mikrobiellen Biomasse (in Böden) ideal zu sein. In der vorliegenden Studie wurden die ATP-Gehalte und eine Reihe anderer bodenbiologischer, bodenchemischer und bodenphysikalischer Parameter von ca. 100 Tiroler Böden untersucht.

Material und Methoden

Die Böden wurden an ausgewählten, an die Bodenzustandsinventur des Landes Tirol angelehnten Probenahmepunkten entnommen, die zwischen 1000 und 2000 Meter hoch gelegen waren und die sowohl hinsichtlich bodenkundlicher (Hangneigung, Bodentyp = Podsole oder Pseudopodsole), bodenchemischer (niedriger pH) als auch vegetationskundlicher (unter Fichte) Gesichtspunkte vergleichbar waren. Die Böden wurden auf 2 mm gesiebt und bis zur weiteren Verwendung bei 4°C gelagert. Die Analysen wurden entsprechend der angegebenen Methodik durchgeführt: prozentuelle Trockensubstanz (Differenzwägung bei 105°C); Gehalt an organischer Substanz (DAVIES, 1984), maximale Wasserhaltekapazität (ÖHLINGER, 1996), aktuelle und potentielle Acidität und Leitfähigkeit (elektrochemisch), Anteil an stabilen Aggregaten (KEMPER, 1966), austauschbare Fraktionen von Aluminium, Calcium, Kalium und Magnesium (PAGE et al., 1982), pflanzenverfügbare Phosphor (ILLMER, 1996), Basalatmung (ISERMEYER, 1952), mikrobielle Biomasse (ANDERSON and DOMSCH, 1978), Gehalt an ATP (LEHTOKARI et al., 1983), gesamte und aluminiumtolerante Keimzahlen von Bakterien und Pilzen (ILLMER et al., 1995), Aktivitäten der Protease (KANDELER, 1996) und der CMC-Cellulase (SCHINNER and von MERSI, 1990). Alle erhobenen Daten wurden deskriptiv untersucht und die ATP-Gehalte im Rahmen herkömmlicher Korrelationsanalysen und multipler Regressionsanalysen den anderen Variablen gegenübergestellt. Die statistische Auswertung erfolgte mit Statistica® 99-edition.

Ergebnisse und Diskussion

Die ATP-Gehalte lagen zwischen 3 und 96 nmol g⁻¹ TS mit einem Mittelwert von 20, einem Median von 14 und einer Standardabweichung von 16 nmol ATP g⁻¹ TS. (Rang-) Korrelationen zwischen ATP einerseits und verschiedenen abiotischen und biotischen Faktoren sind in der Tabelle 1 dargestellt. Es zeigte sich dabei, dass zwar hochsignifikante Zusammenhänge zu bodenbiologischen Parametern (SIR, Basalatmung, Protease- und Zellulaseaktivität) bestehen

– ATP also die biologische Aktivität der Böden tatsächlich gut repräsentiert – doch zu abiotischen Messparametern häufig keine Zusammenhänge nachweisbar waren.

Tabelle 1: Korrelationen zwischen der ATP-Konzentration einerseits und verschiedenen biotischen und abiotischen Parametern andererseits. qCO_2 metabolischer Quotient, *WK* maximale Wasserhaltefähigkeit, *LF* Leitfähigkeit, Elementquotienten in molaren Verhältnissen, + positive Korrelation, - negative Korrelation, *, ** oder *** für $p < 0.05$, $p < 0.01$ oder $p < 0.001$; n.s. nicht signifikant.

Biomasse	Basalatmung	qCO_2	CMC-Cellulase	Protease
+***	+***	n.s.	+***	+***
Bakterien-cfu	Pilz-cfu	org. Substanz	WK	LF
n.s.	n.s.	+***	+***	+**
pH_{CaCl}	AL	Ca	CA/AL	Mg
-.**	n.s.	n.s.	n.s.	+*
Mg/Al	K	K/Al	P	P/Al
n.s.	+***	n.s.	n.s.	n.s.

Wie aus der Tabelle 1 ersichtlich ist, haben die pH-Werte einen hochsignifikanten Einfluss auf die ATP-Gehalte, wobei dieser Zusammenhang noch viel deutlicher wird, wenn nur die saure Hälfte der Böden ($pH < \text{Median von } 3.9$) in die Korrelationsanalyse miteinbezogen wird. Offensichtlich kommt es v.a. im stark sauren Bereich zu einer deutlichen Hemmung der durch den ATP-Gehalt erfassten mikrobiellen Biomasse.

Das gleiche trifft auf die Al-Gehalte zu, die, wenn auch die leicht sauren Böden berücksichtigt werden, keinen signifikanten Einfluss auf die ATP-Gehalte zeigen, jedoch im stark sauren Bereich immer dominierender werden (-***; Abbildung 1). Die P-Konzentration hatte so wie die meisten anderen Nährionenkonzentrationen (Ausnahme: K) überraschenderweise keinen Einfluss auf die ATP-Gehalte.

Tabelle 2: Beta-Koeffizienten (standardisiert) und partielle Korrelationskoeffizienten zwischen den ATP-Gehalten und den im Modell verbliebenen Variablen (Reihung nach Signifikanz).

	WK	OS	Ca/Al	Al	P/Al	Ca	P	Agg
beta	0,48	0,29	-0,28	-0,26	0,20	-0,16	0,12	-0,11
part-r	0,47	0,26	-0,22	-0,30	0,16	-0,20	0,16	-0,14

Um der Komplexität der Zielvariable ATP gerecht zu werden, wurden die kausalen Abhängigkeiten mit einer multiplen Regressionsanalyse untersucht. Von allen abiotischen Variablen, die in die Analyse mit einbezogen wurden, erwiesen sich nur die Wasserkapazität, die molaren Verhältnisse von Ca/Al, P/Al, die Konzentrationen von Al, Ca und P, der Gehalt an organischer Substanz, und die Aggregatstabilität als signifikante, im Modell verbleibende Variablen (Tabelle 2).

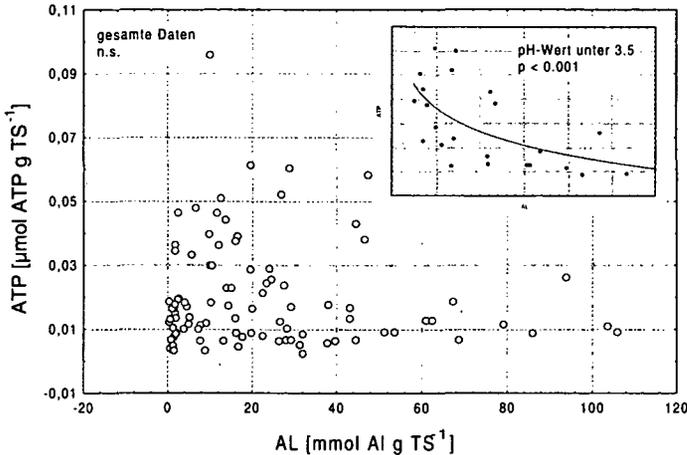


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen ATP- und Aluminiumgehalten der untersuchten Böden: Bei der Verrechnung aller Daten besteht kein signifikanter Zusammenhang, bei der Einschränkung auf saure Böden ist der Zusammenhang hoch signifikant ($p < 0.001$)

Die Beta-Koeffizienten stehen für das Maß an Beeinflussung der abhängigen Variable (ATP) durch die standardisierten unabhängigen Variablen (WK, OS, Ca/Al, Al, P/Al, Ca, P, Agg) im Modell. Indem die standardisierten (und damit dimensionslosen) Variablen verrechnet wurden, ist ein unmittelbarer Vergleich der Beta-Koeffizienten zulässig, da dimensionsbedingte Unterschiede nicht Eingang in den Koeffizienten finden. Die partielle Korrelation erklärt die Beziehung zwischen einer abhängigen und einer unabhängigen Variable, wobei der Einfluss anderer unabhängiger Variablen ausgeschlossen wird. Die Güte des multivariaten Regressionsmodells ist mit $R^2=0,6$ ($p < 0,001$) sehr gut.

Während die starke Beeinflussung durch die maximale Wasserhaltekapazität und die organische Substanz das enge, aus der Literatur bekannte (DRURY et al., 1991; DILLY and MUNCH, 1998) Verhältnis zur mikrobiellen Biomasse widerspiegelt (zu der diese Variablen direkt ebenfalls hochsignifikant korreliert sind; vgl. Tab. 1), die Korrelation mit der P-Konzentration durch den P-Gehalt von ATP erklärbar ist, ist die deutliche Beeinflussung durch Al-Parameter (Aluminiumkonzentration, Verhältnisse Aluminium/Phosphor und Kalium/Aluminium) doch erstaunlich und unseres Wissens nach noch nie aufgezeigt. Bemerkenswert ist weiters, dass die Acidität keinen Eingang in das Modell gefunden hat, die häufig beobachtete Hemmung der mikrobiellen Biomasse in sauren Böden also vermutlich oft auf eine gesteigerte Al-Verfügbarkeit zurückzuführen ist (ILLMER, et al., 1995; RAUBUCH and BEESE, 1995).

Literatur

- ANDERSON, J. P. E. and DOMSCH, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- BLAKE, L., JOHNSTON, A. E. and GOULDING, K. K. W. (1994): Mobilization of aluminium in soil by acid deposition and its uptake by grass cut for hay – a chemical time bomb. *Soil Use Manage.* 10, 51-55.

- DAVIES, B. E. (1984): Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38, 150-151.
- DILLY, O. and MUNCH, J.-C. (1998). Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. *Biol. Fert. Soils* 27, 374-379.
- DRURY, C. F., MCKENNEY, D. J. and FINDLAY, W. I. (1991): Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. *Soil Biol. Biochem.* 23, 751-755.
- ILLMER, P., MARSCHALL, K. and SCHINNER, F. (1995): Influence of available aluminium on soil micro-organisms. *Lett. Appl. Microbiol.* 21, 393-397.
- ILLMER P. (1996): Total, organic, inorganic and plant-available phosphorus. In: F. SCHINNER, R. ÖHLINGER, E. KANDELER and R. MARGESIN (eds.): *Methods in soil biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp 412-416.
- ISERMAYER, H. (1952). Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* 56, 26-38.
- KANDELER, E (1996): Protease activity. In: F. SCHINNER, R. ÖHLINGER, E. KANDELER and R. MARGESIN (eds.): *Methods in soil biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp 165-168.
- KEMPER, W. D. and KOCH, J. E. (1966): Technical Bulletin No. 1355 Agricultural Research service, United States Departement of Agriculture.
- LEHTOKARI, M., NIKKOLA, P. and PAATERO, J. (1983): Determination of ATP from compost using firefly bioluminescence technique. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechn.* 17, 187-190.
- ÖHLINGER, R. (1996): Maximum water holding capacity. In: F. SCHINNER, R. ÖHLINGER, E. KANDELER and R. MARGESIN (eds.): *Methods in soil biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp 385-386.
- PAGE, A. L., MILLER, R. H. and KEENEY, D. R. (eds.) 1982. *Methods in Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy No. 9. American Society of Agronomy.
- RAUBUCH, M. and BEESE, F. (1995): Pattern of microbial indicators in forest soils along an european transect. *Biol. Fert. Soils* 19, 362-368.
- SCHINNER F. and von MERSI, W. (1990): Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil, an improved method. *Soil Biol. Biochem.* 22, 511-515.

Dank

Das Projekt wurde vom *Österreichischen Fonds für wissenschaftliche Forschung, FWF* (Projekt Nr. P11371-BIO) gefördert.

Collembolenzöosen submontaner Wälder in Kreisbach – Vergleich von Böden mit unterschiedlichem Baumbestand

Hubert Kopeszki

Institut für Zoologie; Universität Wien, Althanstr. 14; 1090 Wien

Einleitung

In der forstwirtschaftlichen Praxis waren im letzten Jahrhundert Umwidmungen natürlich bestehender Buchen- und Mischwälder in reine Fichtenbestände gängige Maßnahmen zur raschen Ertragssteigerung. Durch gezielte Entnahme der Laubbäume in bestehenden Wäldern bzw. Aufforstungen von Reinbeständen bei gleichzeitiger Hintanhaltung von Laubbäumen entstanden dort Fichtenforste, wo an sich Mischwälder gedeihen würden. Im Zuge der Aufforstungen treten mannigfache ökosystemare Veränderungen am jeweiligen Standort auf. Diese treffen nicht nur Waldbodenflora und Waldfauna, sondern letztlich auch das Bodenökosystem, dessen Nährstoff- und Mineralstoffhaushalt entsprechend beeinflusst werden. Diese bodenphysikalischen und –chemischen Veränderungen müssen in letzter Konsequenz auch die Bodenbiologie betreffen.

In der vorliegenden Studie wurden daher drei nebeneinander liegende submontane Waldstandorte in Kreisbach (NÖ, Ökoblatt Nr. 56, Stift Lilienfeld; Rechtswert 700100 Hochwert 329000; Unterfläche 7b0) untersucht, um entsprechende Hinweise über Veränderungen der Bodenmesofauna, im speziellen der Collembolenzöosen zu erhalten. Dabei steht ein Vergleich dreier Standorte (Buche, Fichtenforst und Buchenfichtenmischwald) im Vordergrund, um die Frage abzuklären, wie sich die Bodenfauna durch die forstbaulichen Maßnahmen verändert hat.

Standortbeschreibung

Kreisbach liegt im Bundesland Niederösterreich auf einer Höhe von 480 m in der Flyschzone; der Standort ist nordgeneigt (25 %), die Pflanzengesellschaft ein *Asperulo odoratae-Fagetum*.

Methoden, Determination

Von jedem der drei Standorte wurden am 11.10.1999 zehn Bohrkerne mit einem Bodenbohrer (Durchmesser 4,9 cm) entnommen. Die Mesofauna wurde in einem modifizierten Berleseapparat mit Wasserkühlung während einer einwöchigen Extraktionszeit ausgetrieben und in 70 %igem Alkohol konserviert. Die Abundanz- (Ind./m²) und Dominanzverhältnisse (in %) wurden ermittelt. Die Springschwänze wurden auf Artniveau determiniert, Abundanz und Dominanzverhältnisse wurden eruiert, der Diversitätsindex (Shannon-Weaver) berechnet, ein Vergleich der Arten- und Dominanzverhältnisse nach Renkonen und Wainstein durchgeführt.

Ergebnisse

Die Wohndichte der Mesofauna beträgt im Buchenstand 20270 Individuen/m², im Mischwald 50217 Ind./m² und im Fichtenwald 67431 Individuen/m². Die Dominanzstruktur ist ähnlich, es dominieren die Milben vor den Springschwänzen, dennoch zeigt sich, dass im Fichtenstand

die Collembolen einen deutlich höheren Anteil an der gesamten Mesofauna einnehmen, als im Buchenstand; das selbe gilt für die Proturen. Demgegenüber kommen im Buchenwald deutlich mehr Diptern-Larven, aber vor allem Psocoptera, Thysanoptera und Homoptera, gefolgt von Colleopteren-Larven und Enchytraeiden vor.

Im Zuge dieser Probenwerbung wurden insgesamt 35 Collembolen-arten nachgewiesen (Tab. 1). Im Fichtenstandort wird die höchste Abundanz (21543 Ind./m²) gepaart mit der höchsten Artenzahl (25 Arten) festgestellt. Der Buchenwald weist die geringste Wohndichte (5908 Ind./m²) auf; es finden sich 18 Arten. Der Buchen-Fichtenmischwald liegt hinsichtlich Abundanz und Artenzahl zwischen diesen beiden Baumbeständen; die Wohndichte beträgt 11663 Ind./m² bei einer Artenzahl von 17. Von den 35 Arten ist eine neu für Österreich, *F. pseudodiplophthalma*; *O. illaboratus* ist zudem neu für das Bundesland Niederösterreich.

Diskussion

Bei einer Momentaufnahme in Kreisbach im Herbst 1999 konnten insgesamt 35 Collembolenarten festgestellt werden. Allerdings kommen pro Standort maximal 25 Arten (Fichte) bzw. im Mischwald lediglich 17 Arten in den Proben vor. Die Abundanzzahlen liegen deutlich unter jenen vergleichbarer Wälder und Studien (KOPESZKI & MEYER 1996, PETERSON & LUXTON 1982, SCHÄFER & SCHAUERMANN 1990). Sowohl im Buchen, als auch im Fichtenbestand werden die Artenzahlen vergleichbarer Wälder nicht erreicht (GEISSEN et al. 1997). Der Buchenstand ähnelt hinsichtlich seiner Abundanz und Artenzahlen stark einem Depletionstandort im Buchenwienerwald, wo es durch Streuverwehungen zu einem starken Basen- und Nährstoffentzug und leichter Bodenversauerung kommt (JANDL et al. 1997).

Dennoch zeigt der Vergleich, speziell der Faunenähnlichkeitsvergleich, dass durch eine Umgestaltung eines natürlichen Buchenwaldes bzw. Aufforstung von Fichtenforsten das Artenspektrum, aber auch die Individuenzahl deutlich verändert wird. Bemerkenswert ist, dass gerade im „anthropogen verursachten Fichtenforst“, die höchsten Arten und Abundanzwerte festgestellt werden können, während der natürlich hier vorhandene Buchenwaldboden die geringsten Besiedlungen aufweist. Zwar kann aufgrund einer einzelnen Tiergruppe und eines einzigen Termines nicht sofort auf die gesamte biologische Aktivität im Boden geschlossen werden, dennoch steht hier fest, dass im Fichtenoberboden, in der sauren Humusschicht für Collembolen offensichtlich bessere Lebensbedingungen herrschen, als in den Buchenbeständen. Offensichtlich ist das durch Pilzhyphen durchwachsene Nadelstreumaterial ideal für Leben und Fortpflanzung der Mesofauna, im speziellen der Collembolen.

Von *M. hylophila* und *O. absoloni* ist ja bekannt (KOPESZKI & MEYER 1996), dass sie saure Böden bevorzugen und im Fichtenrohhumus gute Bedingungen vorfinden und daher dort mit hohen Abundanzzahlen vorkommen; diese beiden Arten sind auch in dieser Studie auf dem sauren Fichtenstandort am häufigsten. Diese Präferenz von *I. notabilis* und *I. minor* für Fichtenwaldböden gegenüber Hainbuchenwaldböden konnten auch GEISSEN et al. (1997) bei Untersuchungen von Waldböden in der Nähe von Bonn/Deutschland feststellen. BAATH et al. (1980) konnten auch nachweisen, dass säuretolerante bzw. acidophile Collembolen gerade in den Böden, die langsam versauern besonders gute Bedingungen vorfinden, weil sie von der absterbenden Pilzflora fressen und optimale Nahrungsbedingungen finden.. Hier im Fichtenforst herrscht offensichtlich eine pilzdominierte Mikroflora, wie das auch SCHÄFER & SCHAUERMANN (1990) belegten, sodass die mycetophagen Collembolen diese Stellen bevorzugt aufsuchen bzw. im fortgeschrittenen Stadium der Bodenentwicklung höhere Populationen aufbauen können.

Die ermittelten Indices und Faunenvergleiche zeigen auch, dass sich die Buchen- und Fichtenstandorte am stärksten unterscheiden, die Ähnlichkeit zwischen Buche und Mischwald noch am größten ist. Das bedeutet, dass die deutlichste Veränderung durch das Fehlen der Laubblattmasse einerseits und das Absinken des pH-Wertes andererseits hervorgerufen wird. Die im Forst entstehende Rohhumusauflage aus Fichtennadeln und pilzdominierter Mikroflora bevorzugen die acidophilen bzw. acidotoleranten, mycetophagen Collembolen. Rohhumusauflage und Pulzflora verschaffen zudem auch den ubiquitären Arten eindeutig Vorteile, solange der Boden langsam auf natürliche Art und Weise versauert, sodass sich entsprechend Collembolenzönosen anpassen und bilden konnten. Diese Collembolenzönosen liefern hier einen ökologisch relevanten Beitrag bei der Aufrechterhaltung des Nährstoff- und Minerlastoffkreislaufes (BECK 1993, PETERSON & LUXTON 1982, SEASTEDT 1984). Andererseits zeigt diese Studie, dass Collembolen geradezu ideale Indikatoren für solche Bodenveränderungen sind (GHILAROV 1980), weil sich - wie z.B. hier - nach einer Bestandsumwandlung von Buche auf Fichte im Laufe der Jahrzehnte die Bodenzönosen aufgrund der geänderten Bodenbedingungen umwandeln, einerseits Arten gänzlich verschwinden, andererseits neue Arten zum Collembolengefüge dazustoßen und in die neu entstehende Rohhumusauflage aus Fichtenstreu einziehen; somit können einzelne Bodentypen eindeutig durch ihre jeweilige Zönose charakterisiert und Veränderungen eines Bodensystems anhand veränderter Dominanzstrukturen indiziert werden (KOPESZKI 1991).

Literatur

- BAATH, E., B.BERG, U.LOHM, H. LUNDKVIST, T. ROSSWALL, B. SÖDERSTRÖM & A. WIREN (1980) Effects of experimental acidification and liming on soil organism and decomposition in a scots pine forest. *Pedobiologia* 20, 85 - 100.
- BECK, L. (1993) Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. - *Biologie in unserer Zeit* 23, 5, 286 - 294.
- CHRISTIANSEN, K., M.M. DA GAMA & P.BELLINGER (1983) A Catalogue of the Species of the Genus *Pseudosinella*. - *Cienc.Biol.Syst. Ecol. (Portugal)* 5, 13 - 31.
- DEHARVENG, L. (1982) A propos des Folsomia du groupe quadriculata Tullberg, 1871. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 19, 613 - 627.
- GEISSEN, V., A. FLOHR & R. KAHRER (1997) Räumliche Heterogenität von Collembolen in Waldböden mit unterschiedlichem Baumvbestand. *Abh. Ber. Naturk.Mus. Görlitz* 69, 2, 225- 236.
- GHILAROV, M.S. (1980) Bodenwirbellose als Bioindikatoren des Bodenhaushaltes und seine Änderungen unter anthropogenen Einflüssen. - *Z.Bioindikation* 1, 3-9.
- JANDL, R., H. KOPESZKI & G.GLATZEL (1997) Effects of a dense *Allium ursinum* (L.) ground cover on nutrient dynamics and mesofauna of a *Fagus sylvatica* (L.) woodland. *Plant and soil* 189, 245 - 255.
- KOPESZKI, H. & E. MEYER (1996) Artenzusammensetzung und Abundanz von Collembolen in Waldböden der Provinz Bozen und Trient (Italien).
- PETERSON, D.L. & M. LUXTON (1982) A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. - *Oikos* 39, 286 - 387.
- SCHAEFER, M. & J. SCHAUERMANN (1990) The soil fauna of a bech forest: comparison between a mull and a moder soil. - *Pedobiologia* 34, 299 - 314.
- SEASTEDT, T.R. (1984) The role of microarthropods in decomposition and mialization processes. - *Ann. Rev. Entomol.* 29, 25-46.
- (1976) New Onychiuridae (Collembola) from Vancouver Island. - *Can. J. Zool.* 54, 19-41.

COLLEMBOLENFAUNA

KREISBACH

11.10.1999

	Buche	Misch	Fichte
<i>Ceratophysella denticulata</i> (BAGNALL 19419)	51	0	0
<i>Friesea mirabilis</i> (TULLBERG) 1871	102	560	1324
<i>Micranuridae pygmaea</i> BÖRNER 1901	51	0	0
<i>Onychiurus (O.) absoloni</i> (BÖRNER) 1901	0	153	255
<i>Protaphorura (H.) sibiricus</i> (TULLBERG) 1876	204	204	2088
<i>Protaphorura (P.) armatus</i> (TULLBERG) 1869	0	1579	0
<i>Onychiurus (P.) illaboratus</i> GISIN 1952	0	0	308
<i>Onychiurus (P.) stiriacus</i> STACH 1946	0	0	102
<i>Onychiurus (P.) subuliginatus</i> GISIN 1956	0	0	560
<i>Onychiurus (P.) sp.n.</i>	0	0	51
<i>Onychiurus (P.) trivontoermeri</i> GISIN 1957	0	0	306
<i>Onychiurus (P.) vontoermeri</i> GISIN 1957	0	0	255
<i>Onychiurus (O.) pseudogranulosus</i> GISIN 1951	662	662	2292
<i>Mesaphorura hylophila</i> RUSEK 1982	0	407	1426
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i> RUSEK 1974	204	0	0
<i>Folsomia candida</i> WILLEM 1902	1324	1426	102
<i>Folsomia diplophthalma</i> (AXELSON) 1902	51	51	0
<i>Folsomia pseudodiplophthalma</i> STACH 1947	0	0	3209
<i>Isotomiella minor</i> (SCHÄFFER) 1896	1579	3412	3667
<i>Isotoma notabilis</i> SCHÄFFER 1896	407	1528	3107
<i>Heteromurus nitidus</i> (TEMPLETON) 1835	51	0	0
<i>Orchesella flavescens</i> (BOURLET) 1839	0	0	51
<i>Orchesella spectabilis</i> (TULLBERG) 1871	0	51	0
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (FABRICIUS) 1775	306	560	407
<i>Lepidocyrtus violaceus</i> (FOURCROY) 1785	0	153	51
<i>Pseudosinella alba</i> (PACKARD) 1873	0	0	204
<i>Pseudosinella duodecimpunctata</i> DENIS 1931	102	0	255
<i>Pseudosinella wahlgreni</i> (BÖRNER) 1907	51	0	0
<i>Tomocerus (P.) flavescens</i> (TULLBERG) 1871	51	357	306
<i>Tomocerus (T.) minor</i> (LUBBOCK) 1862	407	0	0
<i>Tomocerus (T.) minutus</i> (TULLBERG) 1876	0	102	0
<i>Cyphoderus bidenticulatus</i> (PARONA) 1888	102	51	102
<i>Megalothorax minimus</i> WILLEM 1900	204	407	968
<i>Arrhopalites caecus</i> (TULLBERG) 1871	0	0	102
<i>Arrhopalites pygmaeus</i> (WANKEL) 1860	0	0	51
SUMME	5908	11663	21543
Artenzahl	18	17	25
Diversitätsindex Shanon	2,25	2,23	2,53
pH-Wert (in H ₂ O) 0 – 5 cm	6,2	5,1	4,5
Niederschlag in mm			
Temp. Jahresmittel			
Bodentyp	Stagnogley	Stagnogley	Pseudogley
Humus	hydrom. Mull	hydrom. Mull	hydrom. moder. Mull
Höhe (m)	480	480	480

Tab. 1: Collembolen aus Bodenproben (0 – 10 cm) von 3 Waldstandorten in Kreisbach: Buchenwald, Mischwald, Fichtenforst. Angegeben sind die Mittelwerte aus 10 Einstichen (Durchmesser 4,9 cm → * 509,3 ergibt die Abundanz Ind./m²), 35 Arten insgesamt.

Lipaseaktivität – ein Indikator für den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in Böden

Rosa Margesin, Astrid Zimmerbauer und Franz Schinner

Institut für Mikrobiologie (NF) der Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, 6020 Innsbruck

Einleitung

Kontaminationen von Böden mit Mineralölkohlenwasserstoffen stellen eine häufige Umweltbelastung dar. Mit zunehmender Sensibilisierung im Hinblick auf den schonenden Umgang mit der Umwelt gewannen biologische Dekontaminationsverfahren als Alternative zu konventionellen chemisch-physikalischen Verfahren an Bedeutung (NORRIS 1994, ALLARD und NEILSON 1997). Die biologische Boden-sanierung beruht auf der Fähigkeit von Mikroorganismen, organische Verbindungen als C- und Energiequelle zu nutzen oder cometabolisch zu transformieren. Bioremediationsverfahren beruhen auf der Beschleunigung der natürlichen Abbauleistungen der autochthonen Mikroorganismen durch Optimierung limitierender Faktoren wie Sauerstoff, Nährstoffe, pH, Temperatur, etc.

Zur Beurteilung des Sanierungserfolges reicht es nicht aus, den restlichen Kontaminationsgrad im Boden zu bestimmen; es müssen auch mikrobielle Prozesse im Boden beobachtet werden, da nicht alle Kohlenwasserstoffe vollständig mineralisiert werden. Bodenzymen sind aufgrund ihrer zentralen Rolle bei Stoffumsetzungen für das Monitoring der Einflüsse von Umweltbelastungen auf das Bodenleben geeignet. Die Bestimmung von Enzymaktivitäten in Böden wurden bisher jedoch vor allem dazu eingesetzt, den Einfluß von Schwermetallen oder Agrarhilfsstoffen zu beurteilen (BRUNNER und SCHINNER 1994, DICK 1997). Wir untersuchten die Eignung der Lipaseaktivität als Parameter zur Beurteilung des Sanierungsverlaufes Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierter Böden.

Material und Methoden

Zur Simulation eines Ölunfalles wurde ein sandiger Ackerboden (Leptosol, pH 6,9) mit Dieselöl (5000 mg/kg TS) kontaminiert, der Wassergehalt wurde auf ca. 50% der maximalen Wasserhaltekapazität des Bodens eingestellt. Der Kohlenwasserstoffgehalt (DIN 38409-H18 1981), die Lipaseaktivität (titrimetrische Bestimmung; SCHINNER et al. 1996) und die Keimzahl Mineralölkohlenwasserstoff-verwertender Mikroorganismen (MARGESIN und SCHINNER 1999) wurde in regelmäßigen Abständen während eines Zeitraumes von 120 Tagen bei 20°C gemessen. Die Dekontamination im ungedüngten Boden entsprach der natürlichen Attenuierung (intrinsische Bioremediation), während im mit einem landwirtschaftlichen anorganischen N-P-K-Dünger versetzten Boden eine Biostimulation der Bodenmikroorganismen erfolgte.

Ergebnisse und Diskussion

Sowohl die Behandlungsmaßnahme als auch die Zeit hatten einen signifikanten Einfluß auf die Dekontamination. Der Zusatz anorganischer Nährstoffe bewirkte eine signifikante Zunahme der mikrobiellen Abbauaktivität. Innerhalb der ersten drei (gedüngter Boden) bzw.

sechs Wochen (ungedüngter Boden) wurde die anfängliche Kontamination von 5 mg/g TS um mehr als die Hälfte reduziert. Nach 120 Tagen bei 20°C betrug der restliche Kohlenwasserstoffgehalt im ungedüngten Boden 1150 mg/kg TS, im gedüngten Boden 540 mg/kg TS (Abb. 1). Dies entsprach einer Dekontaminationseffizienz von 77% (ungedüngt) bzw. 79% (gedüngt). Dieses Ergebnis zeigt, daß die Biostimulation autochthoner Mikroorganismen durch den Zusatz anorganischer Nährstoffe einen beschleunigten Kohlenwasserstoffabbau bewirkte, wenngleich auch ein beträchtliches Ausmaß der Dekontamination auf natürliche Attenuierung (Summe aus abiotischer Eliminierung und natürlicher Abbauproduktivität der Bodenmikroorganismen) zurückzuführen war.

Die Keimzahl Kohlenwasserstoff-verwertender Mikroorganismen nahm während der ersten 30 Tage nach Kontamination um den Faktor 100 zu, die Zunahme der Keimzahlen erfolgte im gedüngten Boden rascher als im ungedüngten Boden. Die Quantifizierung von Lebendkeimzahlen allein gibt jedoch noch keine Aussage über deren Leistungsfähigkeit, zudem ist nur ein geringer Teil von Bodenmikroorganismen mit Hilfe konventioneller Methoden erfassbar. Daher wird oftmals die Quantifizierung bodenbiologischer Aktivitäten zur Beurteilung der Intensität des mikrobiellen Stoffwechselaktivität im Boden herangezogen (SCHINNER et al. 1996, VAN BEELEN und DOELMAN 1997).

Die Lipaseaktivität nahm im Lauf der Dekontamination sowohl im ungedüngten als auch im gedüngten Boden zu; maximale Aktivität wurde im ungedüngten Boden erst nach 90-100 Tagen beobachtet, im gedüngten Boden bereits nach ca. 30 Tagen. Während der restlichen Inkubationszeit kam es zu keiner Abnahme der Lipaseaktivität, wie dies im Falle der Bodenatmung, Dehydrogenase- oder Katalaseaktivität der Fall ist (JANKE et al. 1992, MARGESIN et al. 2000). Demnach hat die Akkumulation rekalcitranter Verbindungen, wie sie im Laufe der Dekontamination entstehen (NORRIS 1994, ALLARD und NEILSON 1997), keinen hemmenden Einfluß auf die Lipaseaktivität.

Korrelationsanalysen zeigten, daß sowohl im ungedüngten als auch im gedüngten Boden der restliche Kohlenwasserstoffgehalt signifikant negativ mit der Lipaseaktivität und mit der Keimzahl Kohlenwasserstoff-abbauender Mikroorganismen korrelierte.

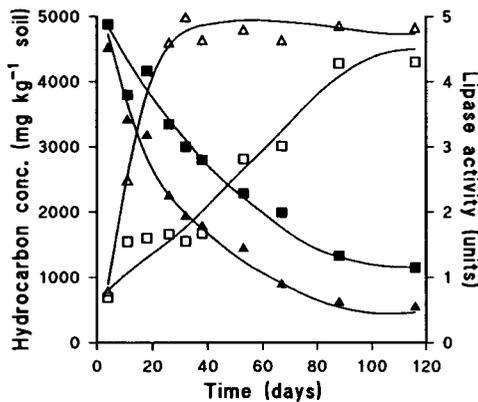


Abb. 1: Lipaseaktivität (Δ □) während der Dekontamination eines mit Dieselöl kontaminierten Bodens (Kohlenwasserstoffgehalt: (\blacktriangle ■); □ ■ ungedüngter Boden, \blacktriangle Δ gedüngter Boden (Mittelwerte aus vier Parallelen; SD \leq 15%).

Schlußfolgerung

Die Lipaseaktivität ist ein geeigneter Parameter zur Beurteilung der mikrobiellen Abbauaktivität von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden und erlaubt die Beurteilung des Dekontaminationserfolges nach einem Ölunfall.

Literatur

- ALLARD, A.S. und NEILSON, A.H. (1997): Bioremediation of organic waste sites: a critical review of microbiological aspects. *Int. Biodeterioration & Biodegradation* 39, 253-285
- BRUNNER, I. und SCHINNER, F. (1994): Effects of lead and cadmium on soil microbial activity. *Austrian J. Agric. Res.* 35, 1-12
- DICK, R.P. (1997): Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: C.E. PANKHURST, B.M. DOUBLE und V.V. GUPTA (eds.): *Biological Indicators of Soil Health*, CAB International, Oxon, pp. 121-157
- DIN 38 409-H18 (1981): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Bestimmung von Kohlenwasserstoffen (H18). Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
- JANKE, S., SCHAMBER, H. und KUNZE, C. (1992): Beeinflussung der bodenbiologischen Aktivität durch Heizöl. *Angew. Botanik* 66, 42-45
- MARGESIN, R. und SCHINNER, F. (1999): *World J. Microbiol. Biotechnol.* 15, 612-622
- MARGESIN, R., ZIMMERBAUER, A. und SCHINNER, F. (2000): Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere* 40, 339-346
- NORRIS, R.D. (ed., 1994) *Handbook of Bioremediation*. CRC Press, Boca Raton Florida
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E. und MARGESIN, R. (eds., 1996) *Methods in Soil Biology*, Springer, Berlin
- VAN BEELEN, P. und DOELMAN, P. (1997): Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere* 34, 455-499

Sanierung molybdänbelasteter Böden durch Immobilisierungs- und Mobilisierungsmaßnahmen

C. Neunhäuserer, M. Berreck, and H. Insam

Universität Innsbruck, Institut für Mikrobiologie, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

Einleitung

Die jahrzehntelange Emission von Molybdän durch das Planseewerk Reutte führte in der näheren Umgebung des Werkes im Vergleich zu unbelasteten Referenzstandorten zu erhöhten Mo-Gehalten der Böden (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1995). Diese Kontaminierung wirkte sich in Kombination mit der hohen Molybdänaufnahme von Pflanzen auf kalkreichen Standorten negativ auf die Gesundheit der Wiederkäuer aus. Die als Molybdänose beschriebene Stoffwechselkrankheit wird durch Wechselwirkung des Molybdäns mit dem Enzym Sulfat-Oxidase ausgelöst, wodurch es zu einer Festlegung lebenswichtiger Cu^{2+} -Ionen kommt, was zum Verenden der Tiere führen kann (FERGUSON et al., 1943). Rinder reagieren in dieser Hinsicht besonders empfindlich (JARRELL et al. 1980).

Ziel dieser Untersuchungen war es, geeignete Maßnahmen zu erarbeiten, die es ermöglichen, die kontaminierten Flächen (ca. 25 ha hochbelasteter Kernbereich und 300 ha Randbereich) zu einer ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Nutzung zurückzuführen. Folgende Strategien wurden verfolgt: Im zentralen Belastungsbereich (bis zu 20 mg Mo kg^{-1} Boden) sollte der Molybdänkreislauf durch Ernteentzug unterbrochen bzw. die Auswaschung von Molybdän durch geeignete Bodenbehandlungen beschleunigt werden. Im Anschluss sollte durch Immobilisierung die Molybdänverfügbarkeit weiter gesenkt werden bis die Mo-Gehalte der Pflanzen eine Verfütterung an Wiederkäuer zulassen. Im Randbereich (mittlere Molybdängehalte $2 - 5 \text{ mg kg}^{-1}$ Boden) sollte eine stärkere Immobilisierung von Mo im Boden ausreichen.

Da Molybdän in anionischer Form im Boden vorliegt, ist die Anionenbindungskapazität des Bodens ausschlaggebend für die Pflanzenverfügbarkeit von Molybdän, wobei der Boden-pH-Wert einen Hauptfaktor darstellt. Die größte Molybdänverfügbarkeit wird bei den meisten Böden in der Nähe des neutralen pH-Bereiches gefunden und nimmt mit steigendem pH nicht ab. Weiters beeinflussen Tonminerale, Humusgehalt, organische Bodensubstanz und die Bindungsform bzw. die Konzentration anderer Elemente (Nährstoffe) die Verfügbarkeit von Molybdän – mögliche Ansatzpunkte für eine Bodenrestaurierung.

Material und Methoden

In einem Extraktionsversuch (Experiment 1) wurde die Wirkung verschiedener Bodenzuschlagsstoffe hinsichtlich der Mobilität von Molybdän in einem pflanzenfreien System untersucht. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse wurden auf eine Versuchsanordnung von intakten Bohrkernen mit Pflanzenbewuchs übertragen. Dieser Glashausversuch (Experiment 2) war die Grundlage für eine Auswahl von Bodenzuschlagsstoffen in einem Freilandversuch (Experiment 3). Die verwendeten Bodenzuschlagsstoffe sind in Tabelle 1 angeführt.

Tab. 1: Varianten und Aufwandmengen an Bodenzuschlagsstoffen:

Treatment	mg kg ⁻¹		Experiment 1	Experiment 2	Experiment 3
	Mo	Cu			
1 Kontrolle	n.d.	n.d.			
2 P-Dünger 1	n.d.	n.d.	3.18 mg P kg ⁻¹	3.18 mg P kg ⁻¹	950 mg m ⁻²
P- Dünger 2			6.35 mg P kg ⁻¹	-	-
P-Dünger 3			12.70 mg P kg ⁻¹	-	-
3 Ammonium- Sulfat	n.d.	n.d.	131 mg AS kg ⁻¹	-	-
			262 mg AS kg ⁻¹	-	-
4 Vermiculit	n.d.	n.d.	1 % of soil weight	1 % of soil weight	750 g m ⁻²
5 Huminsäure	1.72	13.8	1 % of soil weight	-	-
6 Klärschlamm	0.91	282.2	1 % of soil weight	1 % of soil weight	750 g m ⁻²
7 Fe-humat	2.30	2.7	2.05 ml kg ⁻¹	2.05 ml kg ⁻¹	-
8 Mn-humat	2.30	2.7	2.80 ml kg ⁻¹	2.80 ml kg ⁻¹	105 ml m ⁻²
			-	-	210 ml m ⁻²

Eine genaue Beschreibung der Experimente und angewendeten Methoden findet sich in NEUNHÄUSERER et al. (2000).

Ergebnisse und Diskussion

Im Extraktionsversuch bewirkte die Zugabe von Klärschlamm, Vermiculit (Tonminerale) und Phosphatdünger eine signifikante Steigerung von 110%, 90% und 60% an extrahierbarem (pflanzenverfügbarem) Molybdän (siehe Abbildung 1). Für Ammoniumsulfat und Huminsäuren konnte eine Steigerung von ca. 28% festgestellt werden. Es ist bekannt, dass erhöhte Phosphatkonzentrationen die Verfügbarkeit von Mo steigern, indem Phosphationen direkt mit Molybdänionen um Sorptionsplätze konkurrieren (siehe z.B. XIE and MACKENZIE 1991), zudem erhöht eine Phosphatsorption den pH-Wert der Bodenlösung und Mo wird dadurch zunehmend mobiler. Der Effekt von Klärschlamm (pH 12,1) kann ebenfalls auf eine Veränderung des Bodenmilieus zurückgeführt werden, wobei bei dieser Variante auch die eingebrachte organische Substanz von Bedeutung sein dürfte. JARRELL et al. (1980) berichteten, dass aus Böden mit hohem Gehalt an organischem Material aufgrund der schnellen Oxidation desselben eisengebundenes Molybdat schneller ausgetragen wird als in Böden mit wenig organischem Material.

Eisen- und Manganhumate bewirken eine signifikante Immobilisierung von Molybdän im untersuchten Boden – die Wirkung dieser Bodenzuschlagsstoffe wird im Falle Mangan-Humate auf die Adsorption von Molybdän an die organische Substanz über Mn²⁺-Brücken erklärt (KARIMIAN and COX 1978). Ähnliche Wirkungsweisen dürften auch für die Eisenhumate zutreffen.

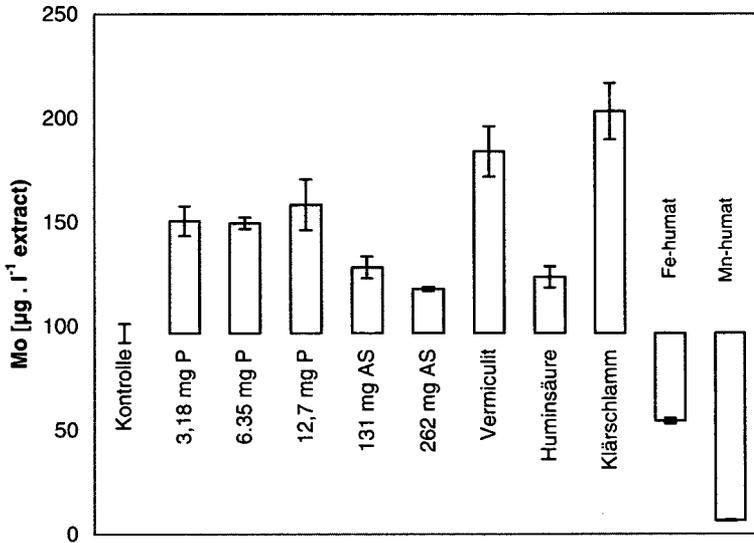


Abb. 1: Auswirkungen verschiedener Bodenzuschlagsstoffe auf die Verfügbarkeit von Molybdän im Laborinkubationsversuch.

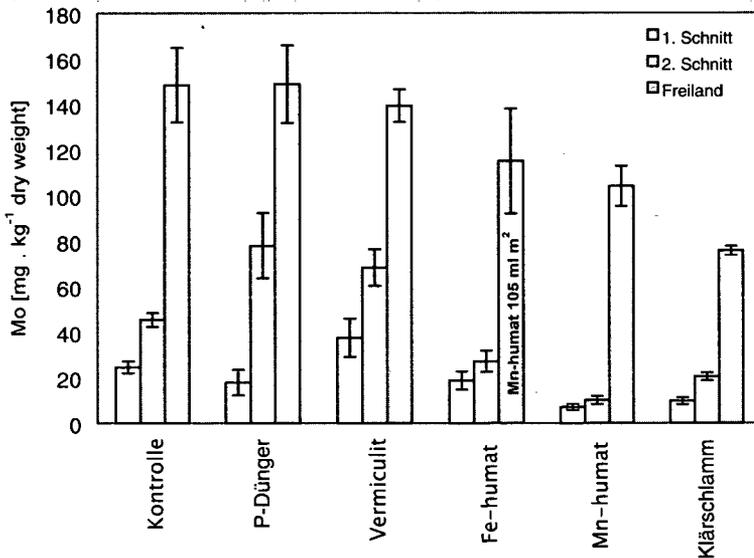


Abb. 2: Auswirkungen verschiedener Bodenzuschlagsstoffe auf die Aufnahme von Molybdän in Pflanzen im Glashauss- bzw. Freilandversuch. Im Freilandversuch wurde die Fe-Humatvariante durch eine reduzierte Mn-Humatgabe ersetzt.

Signifikante Wirkungen (siehe Abb. 2) zeigten die Bodenzuschlagsstoffe im Glashaushausexperiment (Experiment 2). Die Mo-Gehalte der untersuchten Pflanzen wurde durch Vermiculit und Phosphatdünger um 50% bzw. 72% gesteigert – in Übereinstimmung mit der erhöhten Mobilität von Molybdän in der Bodenlösung (siehe Experiment 1). Deutlich reduzierte Mo-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle wiesen Pflanzen auf, die in den Böden mit den Varianten Eisen- (-40%) bzw. Manganhumat (-75%) und Klärschlamm (-60%) kultiviert wurden. Geringer ausgeprägt waren die Unterschiede im Freilandexperiment – alle Varianten führten mehr oder weniger zu einer Reduktion der Mo-Konzentration in den Pflanzen, am deutlichsten im Fall von Klärschlamm (-40% im ersten Schnitt bzw. -49% im zweiten), gefolgt von Mn-Humat mit einer Reduktion von -29%.

Schlussfolgerungen

Der „natürliche“ Molybdänkreislauf im untersuchten Boden in Reutte zeigt Eingriffsmöglichkeiten an zwei Import- und zwei Export-Faktoren. Zu den Importfaktoren zählen die mittlerweile fast vollständig reduzierten Emissionen durch das Planseewerk und die Einträge durch die organische Düngung mit Gülle und Mist. Der Molybdängehalt von Gülle und Mist ist streng mit dem Molybdängehalt des Futters (Gras, Heu) korreliert, da Molybdän im tierischen Gewebe kaum gespeichert wird. Die Ernte der Pflanzen und der Ernteentzug sowie die Mobilisierung und Auswaschung von Mo in tiefere Bodenschichten sind die wichtigsten Möglichkeiten Molybdän dem Kreislauf durch Export zu entziehen.

In Laborversuchen, einem Glashaushausversuch und einem Freilandversuch im kleinen Maßstab wurden Methoden zur Regelung des Imports- und Exports von Molybdän erarbeitet. Für den hochbelasteten Kernbereich (ca. 25 ha) wurde eine Kombination von Maßnahmen vorgeschlagen: nach Mo-Mobilisierung durch Phosphatdüngung wird die Mo-Aufnahme durch die Pflanzen erhöht, und das Mo durch Ernteentzug aus dem System entfernt. Anschließend wird durch immobilisierende Maßnahmen das noch verbliebene Mo im Boden festgehalten, sodass die Mo-Gehalte der Pflanzen unter 5 mg kg⁻¹ sinken. Im weniger stark belasteten Randbereich kann mit immobilisierenden Maßnahmen das Auslangen gefunden werden, vorausgesetzt der atmosphärische Eintrag bleibt niedrig. Für eine Immobilisierung von Molybdän im untersuchten Boden haben Mn-Humate als besonders geeignet erwiesen.

Dank

Wir danken dem Amt der Tiroler Landesregierung, den Planseewerken Reutte, sowie den betroffenen Landwirten und insbesondere Herrn DI Gottfried Moosmann für die hervorragende Zusammenarbeit. Für die Bereitstellung der Humate danken wir Herrn DI R. Pretterebner und für die Tonminerale der Fa. Howorka.

Literatur

- ALBASEL, N. & PRATT, P.F. 1989, *J. Envir. Qual* 18, 259-264.
 AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1995) Untersuchung der Molybdänbelastung im Raum Reutte
 FERGUSON, W.S., LEWIS, A.H., WATSON, S.J. 1943, *J. of Agric. Science* 33, 44-51.
 JARRELL, W.M., PAGE, A.L., ELSEEWI, A.A. 1980, *Residue Rev.* 74, 1-43.
 KARIMIAN, N. & COX, F.R. 1978, *Soil Sci. Soc. Am.* 42, 757-761.
 NEUNHÄUSERER, C., BERRECK, M., INSAM, H. 2000, *Water Air Soil Pollut.* in press.
 WARD, J.D., GENGELBACH, G.P., SPEARS, J.W. 1997, *J. of Animal Sci.* 75, 1400-1408.
 XIE, R.J. & MACKENZIE, A.F. 1991, *Geoderma* 48, 321-333.

Mikrobielle Aktivitäten entlang eines Auwaldtransektes

Brigitte Schraufstädter¹, Alexander Bruckner², Michael Englisch¹, Michael Pfeffer³
und Sophie Zechmeister-Boltenstern¹

¹ Inst. f. Forstökologie, FBVA - Waldforschungszentrum, Seckendorff-Gudent Weg 8,
A-1130 Wien, (e-mail: Sophie.Zechmeister@fbva.bmlf.gv.at)

² Inst. f. Zoologie, UNI BOKU, Gregor Mendelstr. 33, A- 1180 Wien

³ Inst. f. Ökochemie, BFL, Spargelfeldstr. 191, A-1220 Wien

Einleitung

Räumliche Heterogenität ist mitverantwortlich für die hohe Biodiversität der Bodenlebewesen. Selbst in einem regelmäßig aufgebautem Fichtenforst findet man Muster der räumlichen Verteilung von mikrobiellen Aktivitäten (BRUCKNER et al., 1999). Ziel unserer Untersuchung war das Erkennen solcher Muster in einem naturnahen Laubwald. Wir gingen davon aus, dass die Reichhaltigkeit an Kleinstrukturen in so einem Wald noch größer ist und im Zusammenhang mit dem Baumbestand und der Bodenfeuchte steht. Außerdem wollten wir die Varianz einzelner mikrobiologischer Parameter prüfen und Beziehungen zwischen den Parametern aufdecken.

Material und Methoden

Entlang eines 280 m langen geradlinigen Transekts wurden insgesamt 156 Bodenproben aus 0-7 cm Bodentiefe geworben. Die Probenahme erfolgte nach dem sogenannten "nested design", d.h. die Abstände zwischen den einzelnen Probepunkten betragen 15, 45, 135 und 700 cm in 39-facher Wiederholung. Der untersuchte Auwald, mit dem Ortsnamen Müllerboden liegt in der Nähe von Bruck an der Leitha in Niederösterreich und erfüllt die Voraussetzungen für die Einrichtung als Naturwaldreservat. Neben Luftbildanalysen und Vegetationserhebungen, wurden für die Auswertung auch Bodenprofilbeschreibungen zu jedem einzelnen Probepunkt sowie Hemiview-Fotos des Kronendachs aufgenommen. Schwerpunkt dieser Präsentation sind die Ergebnisse folgender Analysen: Phosphataseaktivität, Biomasse-N, potentielle N-Mineralisation und Wassergehalt der Proben (SCHINNER et al., 1996). Außerdem wurde die Verteilung von Regenwürmern, Emissionsraten von Lachgas und Kohlendioxid, Lagerungsdichte und Biomasse-C mittels SIR gemessen. Der untersuchte Wald kann vegetationskundlich als Pruno-Fraxinetum eingestuft werden, als Bodentyp liegt ein vergleyter, karbonathaltiger brauner Auboden vor.

Der Transekt wurde so eingemessen, dass er sich auf ganzer Länge in ebener Lage innerhalb des geschlossenen Waldbestandes befand und keine augenscheinlichen Gradienten aufwies. Als Besonderheiten konnten eine kleine Senke mit anstehendem Grundwasser in Bereich der Punkte 57 bis 64 (102-110 m) notiert werden; hierbei handelt es sich um einen saisonal wasserführenden Altarm.

Ergebnisse und Diskussion

Die Phosphataseaktivität zeigte einen Mittelwert von $894 \mu\text{g Phenol g}^{-1} \text{TS}$ und einen Variationskoeffizienten von 31%. Sie liegt hier im Vergleich zu 11 anderen Naturwäldern in Niederösterreich genau im Durchschnitt und stimmt mit einem anderen Auwald in Donaunähe überein. Es ergab sich eine positive Korrelation mit dem Biomasse-N ($r = 0,45; p < 0,05$). Im Unterschied zu den anderen mikrobiologischen Parametern zeigte die Phosphatase die stärkste Reaktion auf den Wassergehalt des Bodens. Ihre Aktivitäten waren unter den anaeroben Verhältnissen der Senke erniedrigt (Abb. 1).

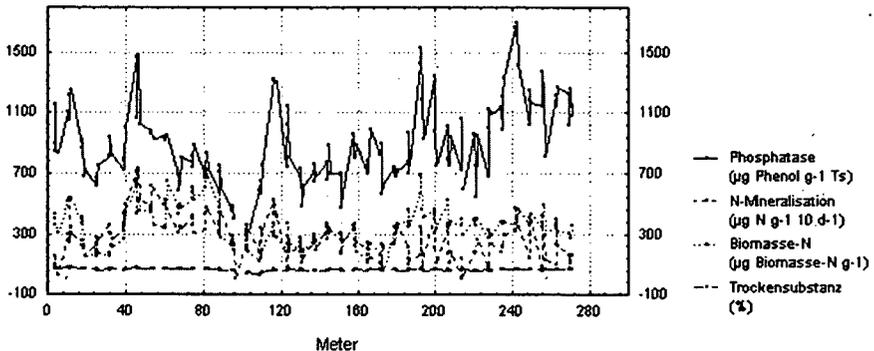


Abb. 1: Verteilung von mikrobiologischen Parametern, sowie der Trockensubstanz entlang eines 300 m langen Auwaldtransektes.

Das arithmetrische Mittel der potentiellen N-Mineralisation lag bei $28 \mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{TS}$, der Variationskoeffizient betrug 48%, d.h. dieser Parameter zeigte die stärkste räumliche Streuung. Die Stickstoffmineralisation reagierte nur unwesentlich auf den Wassergehalt des Bodens und zeigte hingegen eine Beziehung zum Baumbestand. Im ersten Drittel des Transekts (0-120 m) war der Baumbestand dichter und hier war die Stickstoffnachlieferung im Allgemeinen höher als im restlichen Bereich der Fläche. Dies könnte mit stärkerem Laubeintrag in Zusammenhang stehen. Direkt unter zwei großen Silberweiden (20-30 m und 100-110 m, Stammdurchmesser $> 70 \text{ cm}$) war die Stickstoffnachlieferung um bis zu 50 % erniedrigt. Eine schlechtere Abbaubarkeit des Laubes könnte dafür verantwortlich sein. Im Bereich dichten Strauchwerks mit Brombeerunterwuchs im hinteren Teil des Transekts war die Stickstoffmineralisation etwas geringer und relativ homogen verteilt. Wahrscheinlich ist die Stickstoffaufnahme bei dichter Durchwurzelung hoch und es herrscht verschärfte Konkurrenz um den nachlieferbaren Stickstoff, der unter Umständen auch in organischer Form über Mykorrhizapilze aufgenommen werden könnte (KAYE und STARK, 1997).

Der Biomasse-N lag bei $344 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ mit einem Variationskoeffizienten von 39 %. Der Müllerboden hat im Vergleich zu anderen Naturwaldstandorten eine hohe mikrobielle Biomasse (HACKL et al., 2000). Der Biomasse-N war mit der N-Mineralisation korreliert ($r = 0,40; p < 0,05$). Der negative Einfluss der zwei großen Silberweiden führte zu einer Abnahme der Biomasse. Außerdem waren die Werte im Bereich zwischen 110 m - 180 m eher niedrig. In diesem Abschnitt war der Baumbestand lockerer und es waren nur vereinzelt Bäume mit einem Durchmesser $> 40 \text{ cm}$ zu finden. Ab 180 m stiegen die Biomassegehalte

wieder an, hier fand man wieder mehr Sträucher und Bäume, daher gelangte auch mehr Streu als Nahrungsquelle für die Mikroorganismen in den Boden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Baumartenzusammensetzung, das Alter und die räumliche Verteilung von Waldbäumen und Sträuchern wesentlichen Einfluss auf mikrobielle Parameter ausüben. Eine geplante geostatistische Analyse der Daten soll Aufschluss über mögliche mathematische Muster der räumlichen Heterogenität geben. Dieses Wissen kann in Zukunft unter anderem bei der Erstellung von Probenahmedesigns für Untersuchungen im Wald Verwendung finden.

Literatur

- BRUCKNER, A., KANDELER, E. und KAMPICHLER, C. (1999) Plot-scale spatial patterns of soil water content, pH, substrat-induced respiration and N mineralization in a temperate coniferous forest. *Geoderma* 93, 207-223.
- HACKL, E., BACHMANN, G. und ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2000) Soil microbial biomass and rhizosphere effects in natural forest stands. *Phyton*, im Druck.
- KAYE, J. P. und HART, S.C. (1997) Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. *Tree* 12, 139-143.
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E. und MARGESIN, R. (1996) *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin, 389 Seiten.

Untersuchungen zur Populationsstruktur von Regenwürmern und zu deren Schwermetallakkumulation in der Umgebung von bronzezeitlichen Kupferschlackenhalden

Elisabeth Steinlechner

JOANNEUM RESEARCH, Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung,
Elisabethstraße 18/1, 8010 Graz

Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen des Leitschwerpunktes Kulturlandschaftsforschung, Modul MU7 „Bergbaufolgelandschaften“ (KATTER et al. (1997-2000)), wurden in der Waldlandschaft der Eisenerzer Ramsau archäologische, vegetationskundliche und bodenbiologische Untersuchungen bei bronzezeitlichen Kupferschlackenhalden durchgeführt. Die bodenbiologischen Untersuchungen konzentrierten sich auf die Erfassung der Populationsstrukturen und Schwermetallakkumulation der Regenwürmer. Dabei interessierten v.a. folgende Fragen:

- *Welche Regenwurmartensorten bzw. -zönosen können unter den gegebenen extremen Standortbedingungen existieren und lässt sich ein Zusammenhang zwischen Schwermetallkontamination des Bodens und den Populationsstrukturen der Würmer finden?*
- *Besteht eine direkte Beziehung zwischen Schwermetallgehalten im Boden und den Gehalten im Wurm und gibt es Unterschiede im Akkumulationsverhalten bei den verschiedenen Schwermetallen?*

Methodik

Standortbeschreibung

Die Grenze der Halde zu ihrem Umfeld ist durch einen plötzlichen Wechsel der Vegetationszusammensetzung ganz deutlich zu erkennen.

Das Umfeld ist ein bodensaurer Fichtenforst mit vereinzelt Lärchen. Strauch- und Krautschicht sind durch die intensive Nutzung in der Vergangenheit extrem artenarm. Der Boden ist flachgründig, sehr sauer (pH- Werte zwischen 3 und 4) und feucht (mittlere Wassergehalte zwischen 43 und 66%) und weist in der näheren Umgebung der Halden beträchtliche Kupfer- und Eisengehalte (Mittelwerte aus 3 Einzelproben Cu: 6.357mg/kg, Fe: 65.767mg/kg) auf. Die anderen untersuchten Schwermetalle (Cd, Pb und Zn) kommen in vergleichsweise geringen Konzentrationen vor.

Versuchsplanung

Der Standort wurde in drei, entlang eines angenommenen Schadstoffgradienten angeordnete Untersuchungsflächen unterteilt, wobei die mittlere Entfernung der Fläche I zur Halde ca. 3m, der Fläche II ca. 150m und der Fläche III ca. 300m betrug.

Im September des Jahres 1997, sowie im Mai, August und September 1998 wurden für die Untersuchung der Populationsstrukturen auf je 5 Teilflächen der drei Untersuchungsflächen 0,25 m² Boden beprobt. Als Fangmethode wurde die Formalinaufschüttungsmethode nach SATCHELL (1969), in Kombination mit Handauslese angewendet. Die Bestimmung der Regenwürmer erfolgte im Labor unter einem Binokular. Als Bestimmungsliteratur wurde

ZICSI (1965) und BOUCHE (1972) verwendet. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte hinsichtlich Abundanz und Biomasse, biologische Entwicklung bzw. Altersstrukturen, sowie Artenspektrum.

Die auf den Flächen am häufigsten vorkommende Art, *Dendrobaena attemsi*, wurde hinsichtlich ihrer Schwermetallanreicherung untersucht. Für die Untersuchungen wurden die Regenwürmer im Untersuchungsgebiet lebend gesammelt und über zwei Wochen ohne Futtergabe am Leben erhalten, damit sie die im Darm befindlichen Bodenteilchen möglichst vollständig ausscheiden konnten. Die Probenahmen erfolgten am 21.9. 1999. Die Analysen (ICP—MS Messung) wurden am Institut für Analytische Chemie der Karl- Franzens-Universität Graz von Dr. W. GOESSLER durchgeführt.

Zusätzlich zu den Regenwurmuntersuchungen wurden die Bodenacidität und die Bodenfeuchte an zwei Terminen sowie der Schwermetallgehalt des Bodens an einem Termin erfasst (sh.oben).

Ergebnisse und Diskussion

Populationsstrukturen

Der Boden des untersuchten Haldenstandortes wies nur epigäisch lebende Regenwurmart, auf. Das war einerseits deshalb zu erwarten, weil in den bodensauren Wäldern Mitteleuropas grundsätzlich epigäische Arten dominieren (MAKESCHIN (1994)) und andererseits, weil endogäisch lebende Mineralbodenbewohner aufgrund weniger effektiver Entgiftungsmechanismen weitaus empfindlicher auf Schwermetallbelastungen reagieren. Die identifizierten Species der Gattung *Dendrobaena*, *D. attemsi*, *D. veydovskyi* und *D. octaedra* sind dafür bekannt, dass sie sehr stark säuretolerant sind, wobei nur *D. attemsi* auch als streng acidophil gilt (BOUCHE (1972)). Die Dominanzstruktur, die auf allen drei Untersuchungsflächen deutlich von *Dendrobaena attemsi*¹ geprägt wurde, kann als Hinweis auf die besondere Konkurrenzfähigkeit dieser Art unter derart extremen Bedingungen gewertet werden. Neben den *Dendrobaena*- Arten kamen auch Vertreter der Gattung *Lumbricus* vor, die jedoch, weil keine adulten Individuen gefunden wurden, nicht eindeutig bis zur Art bestimmt werden konnten. Am ehesten handelte es sich um *Lumbricus rubellus*. Mit diesen 4 Regenwurmart ist das Untersuchungsgebiet als mäßig artenreich einzustufen. Die meisten Arten wurden auf der Untersuchungsfläche II gefunden. Die tendenziellen Unterschiede im Arteninventar der drei Untersuchungsflächen, die insbesondere zwischen der Fläche II einerseits und den Flächen I und III andererseits auftraten, lassen auf der Fläche II bessere Lebensbedingungen vermuten. Bestätigung erfährt diese Annahme durch Befunde, welche die Besiedlungsdichten und Biomassen sowie die Altersstrukturen der Populationen betreffen. Die Böden wiesen im Durchschnitt 54 Regenwürmer pro Quadratmeter (Durchschnittswert über alle Standorte und Entnahmetermine) auf, was für solche Extremstandorte einen überraschend guten Wert bedeutet (LÜFTENEGGER & SEEWALD (1994), MAKESCHIN (1994)). Auf der Fläche II wurde bei fast allen Untersuchungsterminen (Ausnahme: Mai 1998) die höchste Gesamtindividuenzahl und Biomasse ermittelt und diese Fläche schneidet bei Betrachtung der Durchschnittswerte (Biomassen und Individuenzahlen) über alle Termine ebenfalls am besten ab. Im August 1998 wiesen außerdem die einzelne

¹ Eindeutig konnten die adulten Tiere bestimmt werden. Die subadulten Individuen konnten entsprechend ihres äußeren Erscheinungsbildes ebenfalls den jeweiligen Arten zugeordnet werden. Eine Identifizierung der jüngeren Entwicklungsstadien war nicht möglich, es ist aber sehr wahrscheinlich, dass die meisten Individuen der Art *D. attemsi* angehörten.

Individuen (Kategorien Adulte und Subadulte) der Fläche II höhere Gewichte auf, als vergleichbare Individuen der beiden anderen Flächen. Vom August '98 zum September '98 konnte auf der Fläche II ein weiterer Zuwachs, auf den beiden anderen Flächen hingegen eine Abnahme der Lumbriciden- Abundanz festgestellt werden. Die Altersstruktur der Populationen stellte sich auf dieser Fläche ebenfalls am ausgewogensten dar.

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich der Flächen hinsichtlich des Artenspektrums der Regenwürmer.

Tabelle 1: Artenspektrum der Regenwürmer der Flächen I bis III

(Mittelwerte der Individuenzahlen der Adulten und Subadulten, darunter in Klammer die Dominanzwerte in Prozent; Summe aller vier Fangtermine)

Art	Fläche I	Fläche II	Fläche III
<i>Dendrobaena attemsi</i>	115,2	93,6	79,2
	[95%]	[83%]	[93%]
<i>Dendrobaena veydovskyi</i>	5,6	11,2	1,6
	[5%]	[10%]	[2%]
<i>Dendrobaena octaedra</i>	-	5,6	4
		[4,9%]	[4,7%]
<i>Lumbricus spec.</i>	-	2,4	-
		[2%]	

Schwermetallakkumulation

Eine über den Bodengehalt hinausgehende Anreicherung von Schwermetallen konnte bei der untersuchten Art *Dendrobaena attemsi* für die Elemente Blei, Zink und Cadmium nachgewiesen werden, wobei die höchsten Akkumulationsfaktoren bei Cadmium gefunden wurden. Auch Blei wurde sehr stark angereichert. Bei Kupfer und Eisen wurden im Regenwurmgewebe deutlich geringere Gehalte nachgewiesen als im Boden.

Tabelle 2 zeigt die Schwermetallgehalte der Regenwürmer sowie die Akkumulationsfaktoren von Zink, Cadmium und Blei.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte der Regenwürmer im September 1999

(Mittelwerte aus 3 Parallelproben) und Akkumulationsfaktoren

Regenwurmproben September 1999	Elementgehalte [mg/kg]					Akkumulationsfaktoren		
	Eisen	Kupfer	Zink	Cadmium	Blei	Zink	Cadmium	Blei
Fläche I	103	25,6	184	4,3	834	2,6	10,5	10,5
Fläche II	129	7,2	209,5	4,7	196,5	4	22,5	2,3
Fläche III	116	6,7	216	5,9	466	4,7	23,7	6,4

Dendrobaena attemsi zeigte in bezug auf Zink und Cadmium ein ähnliches Akkumulationsverhalten, ausgedrückt durch korrelierende Akkumulationsfaktoren, wobei Cadmium aber im Durchschnitt 4- 5mal stärker akkumuliert wurde als Zink. WEI-CHUN MA (1982) kam bei der Art *Allolobophora caliginosa* zu einem ähnlichen Resultat. Im Gegensatz zu den Ergebnissen einiger Autoren, nach denen Blei in Regenwürmern nicht über den Bodengehalt hinaus angereichert wird (VAN HOOK (1974), WRIGHT & STRINGER (1980)), konnte in den vorliegenden Untersuchungen, wie oben beschrieben, eine Akkumulation über den Bodengehalt hinaus nachgewiesen werden (vgl. auch IRELAND (1975)).

Der Schadstoffgradient im Boden wurde nur durch Kupfer nachgezeichnet (vgl. PALZENBERGER (1994)). Bezüglich der anderen untersuchten Elemente wurden zum Teil gegenläufige Ergebnisse gefunden. Bei Blei, wo sich die Elementgehalte im Boden der drei Flächen nicht auffällig voneinander unterschieden, wurden die mit Abstand höchsten Gehalte in den Regenwürmern der Fläche I gefunden. Die Regenwürmer der Fläche II wiesen die niedrigsten Blei-Konzentrationen auf. Eine Erklärung für dieses Akkumulationsverhalten konnte nicht gefunden werden.

Abschließende Betrachtung

Die zum Teil sehr hohe, und im Vergleich zu den anderen Flächen v.a. bei Kupfer, aber auch bei den Elementen Eisen, Zink und Cadmium bedeutend höhere Schwermetallbelastung des Bodens der Fläche I, ließ eindeutig nachweisbare Auswirkungen auf die Populationsstrukturen der Regenwürmer dieser Fläche erwarten, was durch die Ergebnisse bestätigt wurde. Aber auch die haldenfernste Fläche III wies schlechtere Lebensbedingungen für die Regenwürmer auf, als die Fläche II. Signifikante Unterschiede zwischen den Flächen konnten wegen der großen Streuung nur hinsichtlich der Individuenzahlen und nur an zwei Beprobungsterminen nachgewiesen werden. Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang, dass die Regenwürmer des, mit Ausnahme von Blei, mit allen Schwermetallen am stärksten belasteten Bodens (Fläche I), fast alle untersuchten Schwermetalle, (Ausnahmen: Blei und Kupfer) am wenigsten stark angereichert hatten. Blei wurde von den Regenwürmern der Fläche I dagegen um ein Vielfaches stärker akkumuliert als von den Würmern der Fläche II, und das, obwohl der Bodengehalt der Fläche I, wie oben erwähnt, niedriger war als jener der Fläche II. Die Regenwürmer der Fläche III enthielten zwar nicht ganz so viel Blei wie jene der Fläche I, aber dennoch mehr als das Doppelte der Würmer der Fläche II. Diese unterschiedlichen Bleigehalte der Regenwürmer könnten eventuell als Erklärung für die Unterschiede dienen, die in bezug auf die Populationsstrukturen der drei Flächen gefunden wurden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Wurmpopulationen, obwohl sie zum Teil sehr hohen Schwermetallgehalten im Boden ausgesetzt waren, überraschend hohe Individuenzahlen aufwiesen. Offensichtlich handelt es sich v.a. bei der dominanten Art *Dendrobaena attemsi* um einen Spezialisten, der sich an derartig extreme Umweltbedingungen gut angepasst hat.

Weiterer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich folgender Fragen:

- Unterschiede im Akkumulationsverhalten bei verschiedenen Schwermetallen
Warum werden die Metalle Eisen, Zink, Blei und Cadmium von Dendrobaena attemsi auf dem am stärksten, mit dem jeweiligen Metall, belasteten Boden nicht am stärksten angereichert?
Warum liegt Blei in den Würmern der Flächen I und III viel höher konzentriert vor als in den Würmern der Fläche II?
- Zum Teil beträchtliche Schwermetallanreicherung in den Würmern
Mit welcher Konzentration des jeweiligen Schwermetalles kann der Wurm leben, ohne dass subletale Effekte auftreten?
Welche Bodenfaktoren (antagonistisch oder synergistisch wirkende) sind im Zusammenhang mit der Schwermetallanreicherung zu berücksichtigen? Welche Rolle spielen dabei biotische Interaktionen?

Literatur beim Verfasser

Simultanbestimmung verschiedener Bodenzymaktivitäten mittels Methylumbelliferyl(MUF)-Substrate und UV-HPLC

Michael Stemmer, Axel Mentler und Winfried E.H. Blum

Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur,
Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

Einleitung

Konventionelle Assays zur Bestimmung von Bodenzymaktivitäten werden unter Zugabe des Modellsubstrates in hoher Sättigungskonzentration und unter Einhaltung von enzyspezifisch optimalem pH-Wert und Temperatur durchgeführt, die enzymatische Umsatzrate wird in der Regel aus der Zunahme der abgespaltenen Produkte ermittelt. Der Einsatz eines analytischen Trennverfahrens zur gleichzeitigen Bestimmung mehrerer zugesetzter Substrate und der daraus entstehenden Produkte ergibt die Möglichkeit, eine Vielzahl von Substraten und die damit verbundenen Enzymaktivitäten zugleich zu analysieren. Die enzymatische Hydrolyse wird dabei nicht über die Zunahme der Produkte sondern über die Abnahme der Substrate ermittelt. Dieser Ansatz setzt folgende Bedingungen voraus: i) Die zugesetzten Substrate und die entstehenden Produkte müssen über ein geeignetes Analysenverfahren getrennt erfaßt werden können, ii) die Wiederfindung der zugesetzten Substrate muß annähernd vollständig (~ 100 %) sein und iii) zwischen den zugesetzten Substraten und den daraus freigesetzten Produkten sollten weder chemische noch enzymphysiologische Wechselwirkungen (Inhibition, etc.) während der Inkubationszeit entstehen. Zusätzlich resultieren aus einem Multi-Substrat-Ansatz folgende einschränkende Bedingungen: i) Durch den Einsatz mehrerer Substrate ist die Einhaltung von enzyspezifisch optimalen pH-Werten und Temperaturen nicht mehr möglich und ii) um signifikant meßbare Substratabnahmen zu erzielen, müssen die Substratkonzentrationen im unteren Bereich der Substratsättigung liegen. Die hier vorgestellte Methode zur simultanen Bestimmung mehrerer Bodenzymaktivitäten mittels Methylumbelliferyl(MUF)-Substrate und UV-HPLC basiert auf Arbeiten von FREEMAN (1997), FREEMAN und NEVISON (1999) und KANG und FREEMAN (1999), die diese Methode erstmals in Torfböden vorgestellt haben.

Material und Methodik

Als Versuchsböden wurden 2 kalkhaltige Tschernoseme (Fuchsenbigl: pH 7.6, C_{org} 11.9 mg g^{-1} , C/N 7.4 bzw. Großenzersdorf: pH 7.5, C_{org} 22.6 mg g^{-1} , C/N 12.6), und ein Braunerde (Hallein: pH 6.3, C_{org} 37.0 mg g^{-1} , C/N 11.5) verwendet. Getestet wurden die Modellsubstrate (4-Methylumbelliferyl-Verbindungen) MUF-Phosphat, MUF-Sulfat, MUF- β -D-Glucopyranosid und MUF- β -D-Xylopyranosid, entsprechend den Enzymen Phosphomonoesterase, Sulfatase, β -Glukosidase und β -Xylosidase. Für den Enzymassay wurden 100 - 1000 mg naturfeuchter Boden (2 mm gesiebt) mit 2.0 ml einer wäßrigen 500 μ M MUF-Substrat-Mischung bzw. mit 500 μ M Einzellösungen (alle mit 0.1 M NaOH neutralisiert) versetzt und bei 20 °C 3 h inkubiert. In Wasser schlecht lösliches MUF- β -D-Glucopyranosid und MUF- β -D-Xylopyranosid wurden in geringen Mengen Ethylenglycolmonomethylether (Cellusolve) vorgelöst. Nach erfolgter Inkubation wurden 2.0

ml interner Standard (1500 μM Cumarin in Methanol) und zur Extraktion 40 ml einer eisgekühlten Methanol/Citratpuffer(5 mM, pH 6.0)-Mischung (1/1) zugesetzt. Die Proben wurden 15 min über Kopf geschüttelt, ein Aliquot von etwa 5 ml entnommen und bei 3250 g 10 min gekühlt zentrifugiert. Der Überstand wurde durch 0.4- μm -Filter gepreßt und direkt für die HPLC-Analyse verwendet. Als Standard dienten 2.0 ml der MUF-Substratlösung und einer methanolischen 500 μM MUF-Lösung, die in gleicher Weise behandelt wurden wie die Proben. Die nicht hydrolysierten MUF-Substrate und das frei gesetzte MUF wurden mittels einer HPLC (HP 1050, Säule: Luna 4 μm Phenyl-Hexyl, 250 mm, \varnothing 4.6 mm) mit einer Methanol/Citratpuffer(5 mM, pH 6.0)-Mischung (1/1 isokratisch) als Laufmittel (ca. 1 ml min^{-1}) bei 320 nm detektiert. Alle Analyseergebnisse wurden mit dem internen Standard korrigiert.

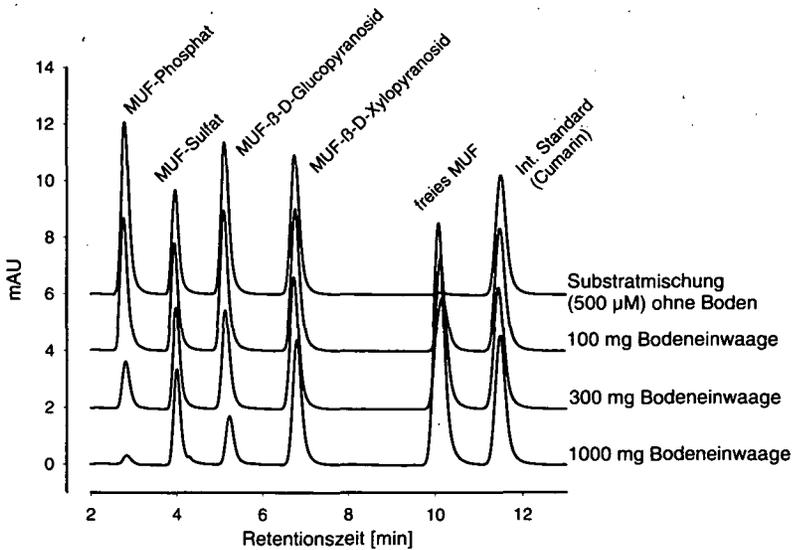


Abb. 1: Typische UV-HPLC Chromatogramme der Mischsubstratlösung nach 3stündiger Inkubation ohne und mit 100, 300 bzw. 1000 mg Boden (Braunerde).

Ergebnisse

Die Verwendung einer Mischung aus polarem (5 mM Citratpuffer) und unpolarem (Methanol) Lösungsmittel als HPLC-Laufmittel und als Bodenextraktionsmittel führte zu einer vollständigen Auftrennung der einzelnen Substrate in der HPLC und zu ausreichend hohen Wiederfindungsraten von ~ 98 % bei 100 – 200 mg Boden-Einwaage, jedoch nur zu ~ 90 % bei 1000 mg Einwaage (Abb. 1). Besonders das hochgeladene, gut wasserlösliche MUF-Phosphat neigte mit Zunahme der Einwaage und Inkubationsdauer zu verstärkter Adsorption an die Bodenmatrix. Die Verwendung einer 500 μM MUF-Substratlösung (entspricht 1 μmol MUF-Substrat pro Einwaage) war bei der β -Glukosidase und der β -Xylosidase in allen Fällen, bei der Phosphomonoesterase nur bei den Tschernosemen adäquat und führte zu weitgehend linearem Konzentrationsanstieg des freigesetzten MUF mit steigender Bodeneinwaage (Abb. 2). Die leichte Abweichung von der Linearität ergab sich primär aus der abnehmenden Wiederfindung aller Substrate mit ansteigender Bodeneinwaage, eine Adsorptionskorrektur scheint daher bei höheren Bodeneinwaagen notwendig. Bei der Phosphomonoesterase kam es in der Braunerde bereits bei Bodeneinwaagen über 200 mg aufgrund sehr hoher Umsetzungsraten zu vorzeitiger Substraterschöpfung (Abb. 2). Bei der Sulfatase führten 500 μM Substratlösungen aufgrund zu geringer Aktivität und zu kurzer Inkubationszeit teilweise zu kaum meßbaren Substratabnahmen. Der Vergleich der Enzymassays mit den Einzelsubstratlösungen bzw. mit der Substratmischung erbrachte über den beobachteten Inkubationszeitraum keine ausgeprägten Wechselwirkungen zwischen den Substraten und/oder den Produkten.

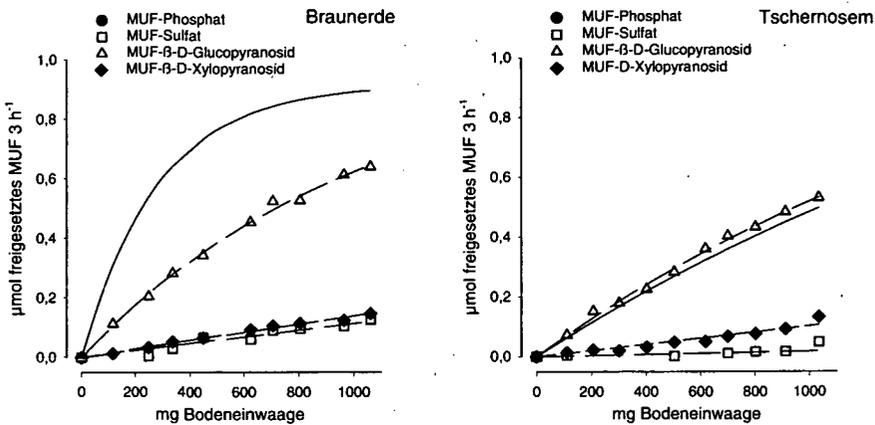


Abb. 2: Freigesetztes Methylumbelliferon ($\mu\text{mol MUF } 3 \text{ h}^{-1}$) aus den zugesetzten MUF-Substraten (1 μmol Substrat pro Einwaage) mit ansteigender Bodeneinwaage in der Braunerde (links) und im Tschernosem (rechts).

Diskussion

Die simultane Bestimmung von Bodenzymaktivitäten unter Verwendung von MUF-Substraten und UV-HPLC eignet sich nach bodenspezifischen Vorarbeiten (Substratkonzentration, Bodeneinwaage und Inkubationszeit) besonders gut für Kleinstmengen an Bodenmaterial (etwa 30 - 300 mg; einzelne Aggregate, Rhizosphärenbereiche, Bodenfraktionen, etc.). Höhere Bodeneinwaagen und lange Inkubationszeiten sind in Abhängigkeit des Substrates mit deutlichen Einbußen in der Wiederfindung der zugesetzten Substrate durch Adsorptionsvorgänge an der Bodenmatrix verbunden, die eine Kalkulation über die Abnahme des Substrates unmöglich oder erst nach Adsorptionskorrekturen möglich machen. Um bei sehr geringen Bodeneinwaagen bei Boden-pH zu messen, ist zusätzlich eine adäquate Pufferung während der Inkubationszeit notwendig. Weitere Untersuchungen mit verschiedenen Fragestellungen sollen klären, welche Erkenntnisse sich daraus ergeben, wenn Multi-Enzymassays im Gegensatz zu konventionellen Assays bei relativ naturnahen Bedingungen (Boden-pH und -Temperatur) durchgeführt werden können. Zusätzlich scheint es von großem Interesse, inwieweit ähnliche MUF-Substrate in Multi-Enzymassays eingesetzt werden können.

Die hier vorgestellte Methode zur simultanen Bestimmung unterschiedlicher Bodenzymen unter identischen Bedingungen (pH und Temperatur) und unter Verwendung vergleichbarer Modellsubstrate sollte helfen, das Verständnis von Enzymen und deren Rolle im Stoffkreislauf des Bodens besonders im Mikrohabitatbereich essentiell zu erhöhen.

Literatur

- FREEMAN, C. und NEVISON, GB. (1999) Simultaneous analysis of multiple enzymes in environmental samples using methylumbelliferyl substrates and HPLC. *Journal of Environmental Quality* 28, 1378-1380
- FREEMAN, C. (1997) Using HPLC to eliminate quench-interference in fluorogenic-substrate assays of microbial enzyme activity. *Soil Biology & Biochemistry* 29, 203-205
- KANG, H. und FREEMAN, C. (1999) Phosphatase and arylsulfatase activities in wetland soils: annual variation and controlling factors. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 449-454

Biology and Ecology of Histerid Beetles (Coleoptera: Histeridae) in an Organic Potato Field

Michael Traugott

Institut für Hochgebirgsforschung & alpenländische Land- und Forstwirtschaft
Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, A-6020 Innsbruck (e-mail: Michael.Traugott@uibk.ac.at)

Introduction

Histerid beetles are hemiedaphic dwellers of arable land and can be found especially in ephemeral habitats as for example cow dung, manure, carrion and tree sap (TISCHLER 1958, LINDNER 1967). Adults and larvae are carnivorous and may therefore possess interesting predation value for different crop pests, but our knowledge on the ecology of these insects in arable soils is generally poor.

The aim of the present study was therefore to analyse the histerid beetle community of an organic potato field. The results showed that histerid beetles (especially *Hister bisexstriatus*) are numerous in spring and early summer, that most individuals may live for more than one year and that inner field areas are preferred to the crop margins.

Material and methods

A small (0.3 ha) organic potato field in Aldrans (800 m. a. s. l.), within 5 km of Innsbruck was investigated. The field has been cultivated since 1977 in a special organic intercropping system, enabling the growth of a variety of plants beside the main crop. Fertilisation was usually done with cattle manure and green manuring.

Beetles were sampled during one year (December 2, 1995 to December 11, 1996) by means of pitfall trapping (n=16-30) and soil sampling. Catching breaks occurred only during cultivation practice and harvesting. The pitfall traps were arranged on the rectangular field in one central and four marginal groups. From June to late October, soil samples were taken at four dates to obtain endogaecic living specimens (each sample 30 x 30cm and 10cm deep). According to LINDNER (1967), three age classes of one-, two- and three-year old beetles were distinguished based on the abrasion of their pro-tibial teeth.

Results

During one year a total of 1811 specimens of four species (*H. bisexstriatus* F. [n=1774], *Margarinotus stercorarius* Hoffm. [n=29], *M. carbonarius* Ill. [n=6], *M. purpurascens* Hbst. [n=2]) were caught by pitfall trapping. Due to its very high catching numbers the following analysis deals mostly with *H. bisexstriatus*. The extraction of soil samples provided no adult beetles but two histerid larvae in mid-June.

The differential degree of abrasion of the pro-tibial teeth enabled the distinction of *H. bisexstriatus* beetles in their first, second or third year of life. The relationship of one- (including teneral), two- and three-year old beetles was 34.0% : 55.3% : 10.7% (f) / 48.8% : 47.1% : 4.1% (m). Thus, three-year-old beetles formed only a minor part of the population and two-year-old individuals were caught in higher (f) or nearly equal numbers (m) compared to beetles in their first year of life.

The epigeaic activity of the Histeridae, dominated by *H. bisexstriatus*, started in the second half of April and reached its maximum in late May/early June (figure 1). At this time histerid beetles were caught in higher numbers as carabid beetles, which are usually one of the most abundant arthropods in arable land. During August and the first half of September mainly tenerals were caught, indicating the end of the larval/pupal stage.

The life cycle of *H. bisexstriatus* can be drawn as follows (figure 2): Reproduction and egg laying started in mid-April followed by larval development, which was probably completed during July. After the pupal period, young beetles hatched between August and mid-September. From the end of October to mid-April the first hibernation took place. During late April, May and early June the beetles reproduced the first time (little abraded pro-tibial teeth, lower panel figure 2: 1st Reproduction). After another hibernation most individuals underwent a second reproduction period (used pro-tibial teeth with rounded tips, lower panel figure 2: 2nd

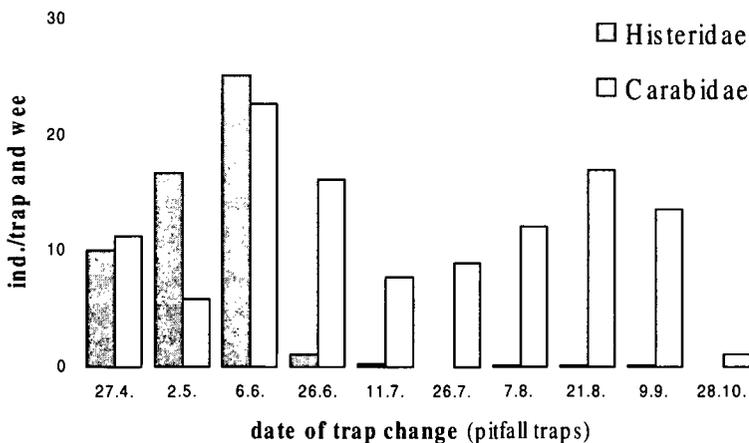


Figure 1. Seasonal epigeaic activity of histerid and carabid beetles in an organic potato field (pitfall traps).

Reproduction). Only a small proportion (approximately 5%) hibernated and probably reproduced a third time (no teeth or spines on the pro-tibiae, lower panel figure 3: 3rd Reproduction).

H. bisexstriatus catches from pitfall traps installed in the centre of the field were significantly different (t-test, $p=0.00$) from those at the field margins. On average two to seven times more *H. bisexstriatus* individuals were caught in the inner part of the field versus its crop margin.

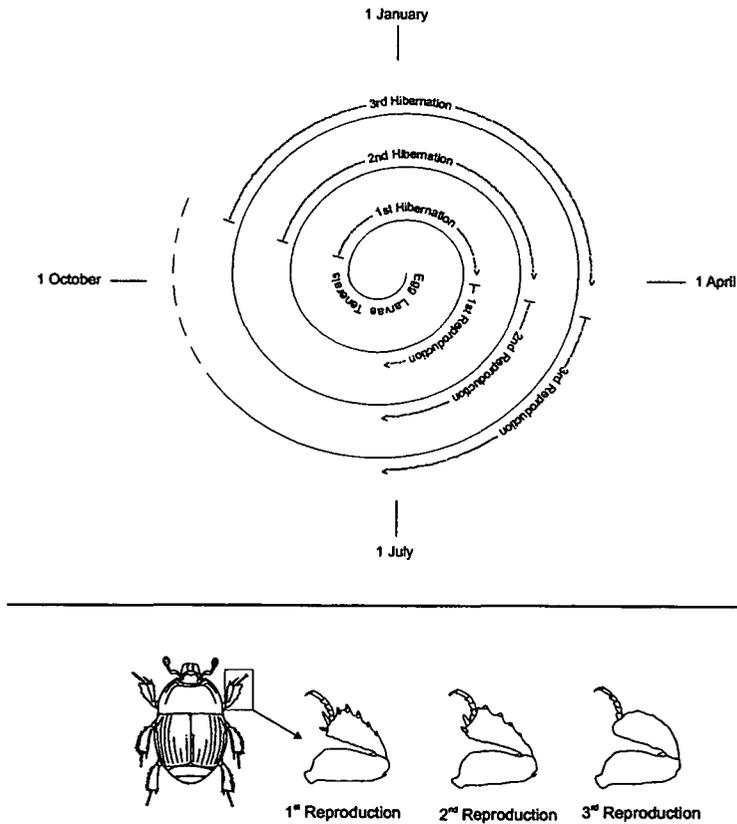


Figure 2. Life cycle (upper panel) and age classification by abrasion of pro-tibial teeth (lower panel) of *H. bisexstriatus*. For explanation see text.

Discussion

The high catches of *H. bisexstriatus* were remarkable: no other beetle family (e.g. Carabidae, Silphidae) in the investigated field shows such a predominant species (TRAUGOTT 1999, 2000). Teneral and larval findings in the present investigation indicated that reproduction occurred in the field. This characterises histerid beetles as autochthonous elements of the predatory fauna of arable fields.

The low catches of histerid larvae (two individuals) reflect the generally low egg numbers per female, as has been recorded for other histerid species (LINDNER 1967). The low numbers of eggs per female may be compensated by longevity; a life span of 3-4 years is reported for certain histerid beetles (LINDNER 1967). The present results indicate that most *H. bisexstriatus* reached an age of two years and a second reproductive period. Approximately 5% of the beetles hibernate a third (fourth?) time, but it is uncertain whether they are able to successfully reproduce a third time.

The higher pitfall catches in the inner field area showed that *H. bisexstriatus* was not restricted to the crop margins and that its optimal habitat lies inside the field. *H. bisexstriatus* is therefore characterised as a typical dweller of arable fields, which also hibernates in inner field areas (data not presented).

Different studies show that histerid beetles are important predators of certain pests (e.g. flies, weevils) and also point to an interesting predation value for species living in arable fields. The main predatory activity of *H. bisexstriatus* probably occurred during spring and early summer when adults showed their main activity and larvae were present. The application of (cattle) manure could potentially enable the control of certain pests by enhancing this predatory beetle. Further studies on the prey spectrum and enhancement of Histeridae in field crops promise interesting results.

References

- LINDNER, W. 1967. Ökologie und Larvalbiologie einheimischer Histeriden. Z. Morph. Ökol. Tiere **59**, 341-380.
- TISCHLER, W. 1958: Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze (ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft). Z. Morphol. Ökol. Tiere **47**, 54-114.
- TRAUGOTT, M. (2000): Artenspektrum und Lebenszyklen von Aaskäfern (Coleoptera: Silphidae) in einer organisch-biologischen Kartoffel-Einsaatkultur. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **12**, 401-404.
- TRAUGOTT, M. 1999: Larval and adult species composition, phenology and life cycles of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in an organic potato field. Eur. J. Soil Biol. **34** (4), 189-197.

HINWEISE

Inhaltsverzeichnisse der Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft

Die Inhaltsverzeichnisse sämtlicher Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft finden Sie im Internet unter der Adresse

<http://www.boku.ac.at/oebg> unter Publikationen.

Die Hefte können über die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, bezogen oder direkt via Internet bestellt werden.

Kubiena Preis

Bis 31. August können Arbeiten für den Kubiena Preis eingereicht werden.

Weitere Informationen unter

<http://www.boku.ac.at/oebg> unter Kubiena Preis.