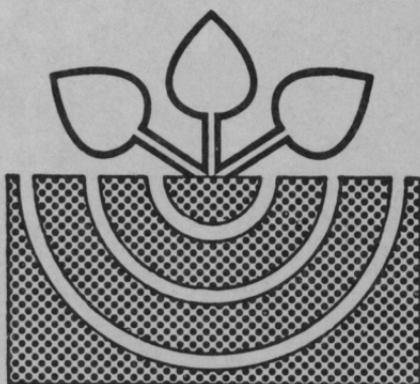


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 75

1995

ISSN - 0343-107 X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 75

1995

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Sitzung Kommission III
"Biologische Kennzeichnung von Böden"
17. und 18. November 1994
BRAUNSCHWEIG

Band 75

1995

I N H A L T

Band 75

Sitzung Kommission III		Seite
Weidemann, G.:	Biologische Kennzeichnung von Böden. - Einführung in die Thematik.	3
Babel, U. und E. Belotti:	Morphologische Kennzeichen für Organismenätigkeit in Böden	7
Graefe, U.:	Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften?	11
Larink, O.:	Gibt es bei Collembolen typische Ackerarten?	15
Brauckmann, H.J., G. Broll und K.-F. Schreiber:	Regenwurmzönosen extensiv beweideter Grünlandflächen der Schwäbischen Alb und des Südschwarzwaldes	19
Diedrich, C., G. Broll und D. Sturhan:	Einfluß unterschiedlich extensiver Nutzung auf die Nematodenfauna ausgewählter Feuchtgrünlandstandorte Nordwestdeutschlands	23
Moormann, H. und H. Koehler:	Die Gamasinenfauna (Acari, Mesostigmata) im Feuchtgrünland unter dem Einfluß periodischer Überschwemmungen und unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung	27
Filser, J., H. Fromm, S. Mommertz, R.F. Nagel und K. Winter:	Einsatzmöglichkeiten von Regenwürmern, Collembolen und Mikroorganismen als Indikatoren für Bodenzustände	31
Förster, B., T. Knacker und J. Römbke:	Charakterisierung von zwei terrestrischen Ökosystemen anhand bodenmikrobiologischer Langzeituntersuchungen	35
Bach, H.-J., H.J. Schulten und J.-C. Munch:	Typische Bakteriengesellschaften in Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette	39
Mogge, B., O. Heinemeyer, E.-A. Kaiser und J.-C. Munch:	Denitrifikationsverluste und N ₂ O-Emissionen dreier Standorte der Bornhöveder Seenkette - zeitliche Variabilität und beeinflussende Parameter	43

		Seite
Müller, T., L. Stoumann Jensen, J. Magid und N.E. Nielsen:	Temporal variation of microbial biomass and respiration in a Danish sandy loam and a sandy soil (in situ) as affected by rape straw incorporation	47
Kaiser, E.-A., E. Wicker, A.R. Mosier, J.C. Munch und O. Heinemeyer:	Umsatzleistungen der mikrobiellen Biomasse. - Vergleich arider Prärieböden mit semi-humiden Ackerböden	51
Mäder, P., U. Niggli, W. Jäggi und A. Wiemken:	Mikrobielle Aktivitäten und metabolischer Quotient von Böden aus biologischen und konventionellen Anbausystemen unter besonderer Berücksichtigung der angebauten Kultur	55
Albers, B.P., L. Zelles und A. Hartmann:	Struktur und Funktion der mikrobiellen Population in Bodenaggregaten im Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Verhältnissen	59
Kreitz, S. und T.-H. Anderson:	Extraktion von Pilzen und Bakterien aus Boden	63
Dilly, O. und J.-C. Munch:	Die Argininammonifikation: Bestimmung der mikrobiellen Aktivität oder des Stickstoff-Status in Böden?	67
Elsner, D.-C. und H.-P. Blume:	Eignung verschiedener Methoden zur Untersuchung der mikrobiellen Aktivitäten in zwei benachbarten Böden	71
Friedel, J.K.:	Erfassung von Bodenbearbeitungs- und Fruchtfolgewirkungen auf Bodenmikro- organismen durch Bestimmung von Adenylatgehalten	75
Hintze, T. und D. Schröder:	Perspektiven der Enzymkinetik für die Bodenmikrobiologie - dargestellt am Beispiel der sauren Phosphomonoesterasen	79
Führ, A. und R. Kubiak:	Darstellung der mikrobiellen Diversität im Boden mit Hilfe der denaturierenden Gradientengelelektrophorese (DGGE) von 16S rDNA PCR-Produkten	83
Matejko, C., U. Bachmann und E.-M. Klimanek:	Vergleich der Bioindikationsfunktion von Biotests mit mikrobiologischen Aktivitätsparametern bei unterschiedlich kontaminierten Böden	87
Mölter, K., L. Zelles, Q.Y. Bai und A. Hartmann:	Verwendung von Phospholipid-Biomarkern zur Untersuchung der Wirkung von Kupferbelastungen auf die mikrobielle Populationsstruktur zweier landwirtschaftlich genutzter Böden	91

		Seite
Wiemken, V., K. Ineichen und A. Wiemken:	Der Einfluß von globalen Umweltveränderungen (CO ₂ -Anstieg und erhöhter Stickstoffeintrag) auf die Rhizosphäre und den Boden in einem Fichten-Modellökosystem	95
Kelm, J. und S. Schrader:	Grableistungen verschiedener Regenwurm- arten in einem Ton-Boden und in einem Lehm-Boden	99
Schrader, S. und H. Zhang:	Zusammenhang zwischen der Stabilität des Regenwurmkotes und den Eigenschaften des Ausgangsbodens	103
Helling, B. und O. Larink:	Einfluß unterschiedlicher Stickstoff- Dünger auf die mit dem Köderstreifentest gemessene biologische Aktivität in Ackerböden	107
Römbke, J., L. Beck, B. Förster, M. Scheurig und F. Horak:	Ergebnisse einer Literaturstudie zum Komplex Bodenfauna und Umwelt	111
Maraun, M., H. Coenen, M. Bonkowski, R. Buryń, J. Alpehi und S. Scheu:	Bauten von <i>Lumbricus terrestris</i> als bedeutende Mikrohabitate im Waldboden	115
Bonkowski, M.:	Bodenprotozoen in Gängen und Faeces von <i>Octolasion lacteum</i> (Oligochaeta, Lumbricidae)	119
Theenhaus, A.:	Mikrosukzession in alterndem Kot von <i>Arion rufus</i> (Gastropoda)	123
Maraun, M. und S. Scheu:	Die zellulolytische Aktivität der Mikroflora in Buchenlaubstreu (<i>Fagus sylvatica</i>) und in Kotpellets des Diplopoden <i>Glomeris marginata</i>	129
Emmerling, C.:	Methodenvergleich zur Eignung von Senf als Extraktionsmittel für Regenwürmer	133
Scheuer, M. und H. Koehler:	Untersuchungen zur relativen Effizienz verschiedener Extraktionsgeräte zur dynamischen Trockenextraktion von Bodenarthropoden	137
Handelmann, D. und S. Heldt:	Boden-Mikroarthropoden (Collembola, Gamasina) in den Küstendünen der südlichen Ostsee	141
Koehler, H. und G. Weidemann:	Biogene Gefügebildung in Küstendünen	145

Thom, E.,
G. Benckiser und
J.C.G. Ottow:

Abbau des Triazolfungizids Difenoconazol
auf zwei verschiedenen Standorten

149

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Sitzung Kommission III

"Biologische Kennzeichnung von Böden"

am 17. und 18. November 1994

in

BRAUNSCHWEIG

Band 75

1995



**Biologische Kennzeichnung von Böden. - Einführung
in die Thematik.**

von

Weidemann, G.

Das Schwerpunktthema unserer diesjährigen Kommissionssitzung, "Biologische Kennzeichnung von Böden", ist so alt wie die Bodenbiologie selbst. Neben der Formenvielfalt der Bodenorganismen, insbesondere der Bodentiere ("Der Boden ist der tropische Urwald des kleinen Mannes"), interessierte schon frühzeitig der Zusammenhang zwischen Organistentätigkeit, organischer Substanz und Bodenbildung einerseits und die mikrobielle Beeinflussung des Stoffumsatzes andererseits. So wurden wesentliche Grundzüge des Stickstoffkreislaufs bereits um die Jahrhundertwende aufgeklärt (Trolldenier 1990). Schon 1884 (deutsch 1987) veröffentlichte der dänische Zoologe und Forstwissenschaftler P.E.Müller "Studien über die natürlichen Humusformen", in denen er verschiedene Arten von Humus unterschied. Fast gleichzeitig stellte Darwin bei seinen Regenwurm-Studien einen Zusammenhang zwischen biologischer Aktivität und Bodenqualitäten her (Darwin 1881). In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts wurde zunehmend versucht, vor allem die Bodenfauna verschiedener Ökosystemtypen einigermaßen vollständig zu erfassen und zu den jeweiligen Standorteigenschaften in Beziehung zu setzen (z.B. Bornebusch 1932, Frenzel 1936, van der Drift 1951). Dabei ging es primär um eine Charakterisierung der jeweiligen Standorte. In der "Entwicklungslehre des Bodens" von Kubiens (1948) stand dann vor allem die bodengenetische Bedeutung der Bodenorganismen im Mittelpunkt, die er auch experimentell belegte. Die Befunde von Müller, Kubiens u.a. mündeten in das bekannte Schema über den Zusammenhang zwischen Waldhumustypen und ihren charakteristischen Faunen (Wallwork 1970), das kürzlich von Schaefer & Schauer mann (1990) eingehend analysiert wurde. Die Linie Müller und Kubiens mündet in die Feststellung von Bal (1982): "the character of the soil is largely formed through its life". Andererseits hieß es bei Franz (1975) auf dem Internationalen Bodenzoologischen Kolloquium in Prag: "Genetische Bodentypen und Bodenbiozönosen lassen sich nicht in einfacher Weise zur Deckung bringen, wenn auch zwischen den Bodenbiozönosen und Bodentypen eines bestimmten

Landschaftsbereichs gesetzmäßige Zusammenhänge bestehen. .. Die Erforschung dieser Zusammenhänge steht erst in den Anfängen". Inzwischen sind weitere 20 Jahre vergangen, in denen sich die Bodenbiologie entscheidend weiter entwickelt hat. Insbesondere die Interaktion zwischen Bodenmikroflora und Bodenfauna und deren Bedeutung für Struktur und Funktion terrestrischer Ökosysteme stand seither im Mittelpunkt des Interesses. Ob sich damit Verbesserungen bei der Charakterisierung von Böden ergeben haben, bleibt zu prüfen.

Das Verständnis der Zusammenhänge zwischen Edaphon, Humuskörper und Bodengefüge ist eine wichtige Voraussetzung für den Bodenschutz. Hier bestehen noch große Lücken in unseren Kenntnissen. So wurden in den letzten Jahren zwar Wälder, Grünländer und Äcker ziemlich intensiv untersucht, aber seltenere Ökosystemtypen wie Niedermoore, Trockenrasen, Feuchtgrünland oder Dünen blieben weitgehend ausgespart. Die Indikatoreignung von Biozöosen, einzelner Taxozöosen oder spezifischer Leistungen für natürliche (z. B. sukzessionale) oder anthropogene Veränderungen setzt die Kenntnis des "Normalzustands" voraus. Der Umfang der noch vor uns liegenden Aufgaben wird deutlich, wenn man sich klar macht, daß Böden mit ihren Biozöosen Unikate in Raum und Zeit sind, daß also die Kennzeichnung von Böden durch ihre Biozöosen und deren Leistungen immer nur für bestimmte geografische Regionen Gültigkeit haben kann.

Literatur.

- Bal, L., 1982: Zoological ripening of soils. - PUDOC, Wageningen, 17 + 365 S.
- Bornebusch, C. H., 1930: The fauna of forest soil. - Det Forstlige Forsøgsvaesen i Danmark (Kobenhavn) 11: 1-158.
- Darwin, Ch., 1881: The formation of vegetable mould through the action of worms, with observations on their habits. - Murray, London, 326 S. (reprint 1945, Faber & Faber, London, 153 S.).
- Drift, J. van der, 1951: Analysis of the animal community in a beech forest floor. - Tijdschr. Entomol. 94: 1-168.
- Franz, H., 1975: Geschichte der Bodenzologie und ihre Einbeziehung in die bodenkundliche Forschung. -in: Vanek, J. (Ed.): Progress in soil zoology. Proc. 5. Internat. Coll. Soil Zool., Academia, Prag: 13-23
- Frenzel, G., 1936: Untersuchungen über die Tierwelt des Wiesenbodens. - Fischer, Jena, 130 S.
- Kubiena, W. L., 1948: Entwicklungslehre des Bodens. - Springer, Wien 5 + 215 S.

- Müller, P. E., 1887: Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkung auf Vegetation und Boden. - Springer, Berlin, 324 S.
- Schaefer, M. & J. Schauer mann, 1990: The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. - *Pedobiologia* 34: 299-314.
- Trolldenier, G., 1990: Fortschritte der Bodenbiologie. -Kali-Briefe (Büntehof) 20: 1-15
- Wallwork, J. A., 1970: Ecology of soil animals. - McGraw Hill, London, 283 S.



**Morphologische Kennzeichen für Organistentätigkeit
in Böden.**

von

Babel, U.* und E. Belotti**

1. Einleitung

Viele Organismen beeinflussen den Boden in seinen morphographischen Eigenschaften. Auftreten und Ausprägungen vieler morphographischer Bodeneigenschaften können deshalb als Merkmale für Organistentätigkeit gewertet werden. Manche solcher Merkmale sind allgemein bekannt, einige von ihnen werden oft quantifiziert. Um einen Überblick über mögliche derartige Merkmale zu bekommen, ist eine grobe morphologische Systematik zweckmäßig (vgl. Babel 1993). (Außer in der ersten Rubrik gibt es sehr oft Übergänge zwischen biogener und abiotischer Entstehung oder Ausprägung des Merkmals.)

Lebende Organismen bzw. Organe (sie werden im folgenden nicht betrachtet).

Festschubstanz - Grundkomponenten (sie lassen sich untergliedern nach Natur des Materials, Herkunft, Zersetzungsphänomenen und ihrer Verteilung im Gefüge).

Festschubstanz - zusammengesetzte Komponenten (man kann Einheiten und Zonen unterscheiden; beide lassen sich untergliedern nach den Mengenanteilen und der Verteilung und Orientierung der ersten Grundkomponenten in ihnen).

Grenzen

Hohlräume (von den Hohlraumformklassen sind direkt biogen nur Röhren und viele Kammern).

2. Liste biogener Merkmale

Was in Tab. 1 aufgeführt ist, sind biogene Komponenten. Wie nützlich ihre Verwendung als Merkmale ist, wird von Objekt und Fragestellung sowie von einer zuverlässigen Methode ihrer Erfassung abhängen.

Die Liste ist sehr unvollständig, was einzelne Komponenten angeht, und unvollkommen, was ihre Systematik angeht. Eine vollständige Liste ist grundsätzlich nicht möglich. Eine allgemeingültige Systematik (also auch Hierarchie) müßte sehr komplex sein; sie wäre wahrscheinlich arbeitstechnisch unzweckmäßig, weil sie z. B. auf eine unnatürliche Gliederung nach der Größe der Komponenten verzichten müßte, obwohl jene zweckmäßig wäre.

Zur Ausprägung der Merkmale gehört Vorhandensein/Fehlen; Größe, Farbe, Form; Mengenanteile, Orientierung, Grund- und Relativverteilung (als letztere ist v. a. die Lage im Bodenprofil zu beachten) (vgl. Babel 1993).

3. Ökologische Interpretierbarkeit der Merkmale

Sie basiert auf einfachen grundsätzlichen Zusammenhängen: Substrat- und Umweltbedingungen → Prozeß → Merkmal → Wirkung. In den folgenden Beispielen geht es nur um den Indikatorwert der Merkmale für Umweltbedingungen.

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, 70593 Stuttgart

** ÖkOplan GmbH, Kurze Gasse 10a, 71063 Sindelfingen

Tab. 1: Beispiele von morphologischen biogenen Merkmalen
(**fett**: die im Text besprochenen Merkmale)

Lebende Organismen oder Organe

Festschubstanz - Grundkomponenten

mineralische Grundkomponenten

Regenwurm-Calcite

Organ- und Gewebereste

geschwätzte Gewebereste

gebleichte Gewebereste

Organreste mit Fraßspuren

Festschubstanz - zusammengesetzte Komponenten

Einheiten

Tierlösungen

Regenwurmlosungen

Enchyträänlosungen

Zonen

Schlierenstruktur-Zonen

Pedotubulen

Regenwurmengangwandungen

Grobwurzelszonen

Horizonte des Humusprofils

Oh-Horizonte

Grenzen

Grenzen zwischen Humushorizonten

glatte bogige Hohlraumränder

Hohlräume

Röhren

Nadelstichporen

Regenwurmröhren

Enchyträänröhren

Kammern

Regenwurmkammern

Geschwärzte Gewebereste (Babel 1975): Die meisten oder alle Teile der (ziemlich) gut erhaltenen Gewebestrukturen erscheinen im Durchlicht-Hellfeld dunkelbraun bis opak, im Auflicht dunkelbraun bis schwarz. Die Entstehungsprozesse sind nicht genau bekannt, doch dürften sie mit Sauerstoffarmut bei der Huminstoffbildung zusammenhängen. Sie werden in Dünnschliffen von Feucht- und Naßhumusformen fast immer gefunden. Daher werden sie als Indikator für frühere oder aktuelle Nässe angesehen.

Gebleichte Blattreste (Hintikka 1970, Toutain 1981) sind ein dem bloßen Auge auffälliges Merkmal. Es entsteht durch Abbau der (eiweißhaltigen) Blattbräunungsstoffe durch Weißfäulepilze. Aus diesem sicheren morphologischen Befund läßt sich aber nicht auf N-Verluste schließen; die C/N-Verhältnisse nehmen eher ab (Hintikka, eigene Untersuchungen). Gebleichte Blattreste sind in Mull wahrscheinlich häufiger als in Moder; es gibt einen Weißfäulemull (Toutain). Starkes Auftreten zeigt zeitweise Trockenheit im Lv-Horizont an.

Enchyträenlosungen (Dawod and FitzPatrick 1993) lassen sich als meist um 60 µm große, körnige, in großen Gruppen auftretende Aggregate in Bodendünnschliffen gut beobachten. Sie können von Collembolenlosungen nicht sicher unterschieden werden. Weil die Lösungsgruppen oft allmählich verdichtet werden, ist eine gute Quantifizierung normalerweise nicht möglich. Entsprechend den Ansprüchen der Enchyträen (und der euedaphischen Collembolen) können sie als mäßig gute Indikatoren für frühere oder aktuelle mittlere bis hohe Feuchtigkeit (nicht Nässe) gelten - dieses aber nur bei mittleren bis hohen Gehalten des Bodenprofils an organischer Substanz.

Oh-Horizonte (Belotti 1989) entstehen, wenn die Zerkleinerung der organischen Substanz oberhalb Mineralbodenoberfläche rascher als die Mineralisierung der Zerkleinerungsprodukte + deren Einmischung in den Mineralboden abläuft. Sie sind im allgemeinen ein guter Indikator für das Fehlen stark einmischender Tiere.

Nadelstichporen (Tippkötter 1983) sind Feinwurzelröhren. Die Bodenart Sand sowie die starken Pedoturbationen in Oberböden lassen ihre deutliche Ausbildung und ihre Konservierung nicht zu. In tonigem bis schluffigem Unterboden, wo sie sehr alt werden können, sind sie ein (für die Lebensbedingungen im allgemeinen nicht sehr informativer) Indikator für Durchwurzelbarkeit und wahrscheinlich für Wasserzügigkeit.

Regenwurmröhren sind nur in manchen Ausbildungen allgemein bekannt, leicht erkennbar und nicht mit Wurzelröhren zu verwechseln. Nützlich wird ihre Interpretation in bezug auf Umweltbedingungen erst, wenn sie in bestimmter Ausbildung vorliegen (siehe unten).

Die Beispiele zeigen, daß mit den Kenntnissen über die Genese die Interpretierbarkeit nicht gut parallel geht. Meist folgt die Interpretation den Kenntnissen über die Verbreitung. Vielleicht wäre für manche Merkmale eine Zuweisung von Zeigerzahlen, wie sie für Gefäßpflanzen entwickelt wurde (Ellenberg et al. 1992), denkbar.

4. Definition und Quantifizierung der Merkmale

Die sehr präzise Definition der morphographischen Merkmale ist eine für die Quantifizierung unerläßliche und meist umfangreiche Vorarbeit (Vogel 1994). Zur Definition gehört die Standardisierung der Präparation.

Am Beispiel der Oh-Horizonte läßt sich zeigen, daß die Definition durch Reduktion auf Teilmerkmale objektiven Umgang mit dem Merkmal ermöglicht hat (AG Bodenkunde 1982: Anteil organischer Feinsubstanz an der organischen Substanz (außer Wurzeln) und Anteil der organischen Substanz an der Festschubstanz als die beiden einzigen Merkmale). Manchmal sind weitere

Einengungen nötig (Babel und Christmann 1983), bei denen nur die organische Feinsubstanz, also das eigentlich den Horizont Charakterisierende, gemessen wird.

Am Beispiel von Regenwurmrohren ist anders vorzugehen. Hier müssen viele Bodengefügekomponenten, weil sie nicht eindeutig als Regenwurmrohren zu erkennen sind (in verschiedener Weise verfüllte Röhren; mit Wurzelröhren verwechselbare Röhren), weggelassen werden. Man grenzt oft ein auf mehr oder weniger vertikale Röhren > 3 oder 4 mm unterhalb des A-Horizontes. (Gute, für Quantifizierungen brauchbare Definitionen scheinen nicht publiziert zu sein - Dunger und Fiedler 1989.) Diese sind in sorgfältig präparierten horizontalen Schnitten leicht zu zählen.

5. Schluß

Morphographische biogene Merkmale treten im Makro- wie im Mikro-Maßstab auf. Sie sind nicht auf Oberböden beschränkt; manchmal sind sie in Unterböden häufiger (Hemmann 1994). Eine sehr kleine Auswahl von ihnen ist seit langem zur Definition der Humusformen im Gebrauch, die in Wäldern als Indikatoren für Standortsbedingungen dienen. Eine andere, wahrscheinlich ebenso kleine Auswahl könnte für ein System der landwirtschaftlichen "Humusformen" (typische Kombinationen morphographischer biogener Merkmale) verwendbar sein. Vielleicht können dort "vertikale Regenwurmgänge, im Unterboden, > 4 mm" von ebensolcher systematischer Bedeutung sein wie bei den Waldhumusformen das Merkmal "Oh-Horizont".

Natürlich wären beide Systeme zusammenzuführen. Das geht dann, wenn man - wenigstens grundsätzlich - bei Waldhumusformen auch die biogenen Unterbodenmerkmale und bei landwirtschaftlichen Humusformen auch die Merkmale des "Humusprofils" einbezieht. Das könnte auch zur weiteren Auseinandersetzung über die Natürlichkeit und Nachhaltigkeit (sustainability) verschiedener Bodennutzungen führen. Z.B. ließe sich für unser Klima Erosion deutlicher als Folge landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen diskutieren, wenn parallel die Humusprofile betrachtet würden, die sich unter naturnäheren Bedingungen entwickeln; und umgekehrt die Frage, wie und wie weit jene Bedingungen unter den Notwendigkeiten der landwirtschaftlichen Produktion ermöglicht werden können.

Literatur

AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung 3. Auflage Hannover, 331 pp. -- Babel, U. (1975): Micro-morphology of Soil Organic Matter. In: J.E. Gieseking (ed.): Soil Components. Vol. 1. Organic Components. Springer, New York, Heidelberg, Berlin, 369-473. -- Babel, U. (1993): Qualitative Beschreibung des Gefüges in Bodenschliffen. Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. 72, 1323-1326. -- Babel, U. und A. Christmann (1983): Vergleichende mikromorphometrische Untersuchungen der Humusprofile in zwei Buchenbeständen. Geoderma 31, 239-264. -- Belotti, E. (1989): Untersuchungen zur Variabilität und Stabilität von Humusprofilen in Wäldern (unter besonderer Berücksichtigung anthropogenen Säureeintrags). Diss. Univ. Hohenheim, 183 pp. -- Dawod, V. und E.A. Fitzpatrick (1993): Some population sizes and effects of the Enchytraeidae (Oligochaeta) on soil structure in a selection of Scottish soils. In: L. Brussaard and M. J. Kooistra (ed.): Soil structure/soil biota interrelationships. Elsevier, Amsterdam, 173-178. -- Dunger, W. und H.J. Fiedler (Herausg.) (1989): Methoden der Bodenbiologie. 432 pp. G. Fischer, Stuttgart. -- Ellenberg, H. et al. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 250 pp. Goltze, Göttingen. -- Hemmann, C. (1994): Untersuchungen zum Bestand an Lumbriciden in ackerbaulich genutzten Böden und deren Randbereichen. Diss. Landwirtsch. Fak. Univ. Halle. -- Hintikka, V. (1970): Studies on white-rot humus formed by higher fungi in forest soils. Comm. Inst. Forestalis Fennia 67.7, 1-66 Tippkötter, R. (1983): Morphology, spatial arrangement and origin of macropores in some Hapludalfs, West Germany. Geod. 29, 355-371. -- Toutain, F. (1981): Les humus forestiers - Structures et modes de fonctionnement. Revue forestière française 33, 449-477. -- Vogel, H.-J. (1994): Mikromorphologische Untersuchungen von Anschliff-Präparaten zur räumlichen Porengeometrie in Böden im Hinblick auf Transportprozesse. Diss. Univ. Hohenheim. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 18, 136 pp.

Dank

Wir danken der DFG, die es uns durch verschiedene Sachbeihilfen ermöglicht hat, Material und Gedanken zum Thema zu erarbeiten. Für technische Unterstützung danken wir Frau Kornelia Ruf und Frau Sabine Rudolph.

Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften?

von

Graefe, U.*

Wir wollen die Frage, ob es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften gibt, auf der Suche nach der Antwort zunächst etwas auseinandernehmen. Gibt es denn überhaupt "Tiergesellschaften", ähnlich wie Pflanzengesellschaften, als interspezifische Verbindung der Tierarten eines Lebensraumes? Der Begriff "Gesellschaft" assoziiert in erster Linie gesellschaftliches Leben, also die Interaktion der Gesellschaftsglieder. Wenn von "Tiergesellschaften der Wälder", "Arthropodengesellschaften" usw. die Rede ist, handelt es sich eher um Taxozönosen, also um phylogenetisch begründete Einheiten. Zwischen den Individuen einer Taxozönose gibt es aber keine ihnen eigene gesellschaftliche Bindung. Der so benutzte Gesellschaftsbegriff ist deshalb nicht sehr treffend. Das gilt entsprechend auch für den Ausdruck "Synusie", sofern er als Synonym für Taxozönose verwendet wird.

Anders sieht es aus, wenn wir funktionelle Einheiten betrachten. Die beiden grundlegenden Funktionen im Ökosystem, die Primärproduktion und die Zersetzung, werden von Strukturen getragen, die gesellschaftlich organisiert sind, d.h. die starke Interaktionen der beteiligten Organismen aufweisen. Die Interaktionen der Pflanzen im Wettbewerb um Licht, Wasser, Nährstoffe und Raum führen zur Ausbildung der Pflanzengesellschaft. Einerseits erfolgt eine externe Steuerung durch Standortfaktoren, andererseits aber werden diese Faktoren von der Vegetation selbst verändert, so daß auch eine interne Steuerung oder Selbstorganisation die Pflanzengesellschaft formt. Es gibt ein Geflecht positiver und negativer Rückkopplungen. Positive Rückkopplungen treiben die Sukzession voran und bewirken, daß die Vegetation in verschiedenen Erscheinungsformen auftritt, die wir als konkrete Pflanzengesellschaften benennen können. Negative Rückkopplungen überwiegen in Phasen der Stabilität, wenn sich das System im Gleichgewichtszustand hält und Störungen abgepuffert werden (vgl. DEANGELIS et al. 1986).

Ebenso läßt sich das System auch auf der Seite der Zersetzung beschreiben. Die Interaktionen der Bodentiere und Mikroorganismen bei der Zersetzung des Bestandesabfalls manifestieren sich in der Ausbildung der Humusform. Die Humusform ist einerseits das Produkt der Zersetzer, andererseits aber auch ein dominanter Umweltfaktor, der die Lebensbedingungen der Zersetzer steuert. Es handelt sich also um eine rückgekoppelte oder kybernetische Beziehung. Von besonderer Bedeutung sind die positiven Rückkopplungen, die beim Humusformenwandel zu beobachten sind. Die regelhaft zusammengesetzte Interaktionsgemeinschaft von Bodentieren und Mikroorganismen nennen wir "Zersetzer-gesellschaft". Humusform und korrespondierende Zersetzer-gesellschaft bilden einen eigenständigen Teilkomplex im Ökosystem, der die Kennzeichen von Selbstorganisation aufweist (GRAEFE 1994).

Abbildung 1 zeigt die graphische Modellierung dieses Ökosystemkonzepts. Pflanzen- und Zersetzer-gesellschaft sind in der Sprache der Systemtheorie "Holons". Ein Holon ist ein selbstreguliertes offenes System, das eine eigenständige Einheit in der Systemhierarchie bildet. Es enthält die untergeordneten Subsysteme und ist selbst Teil einer übergeordneten Einheit. Die Interaktionen innerhalb eines Holons sind stärker als die zwischen verschiedenen Holons der gleichen Ebene (MÜLLER 1992).

* IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 62, D-22337 Hamburg

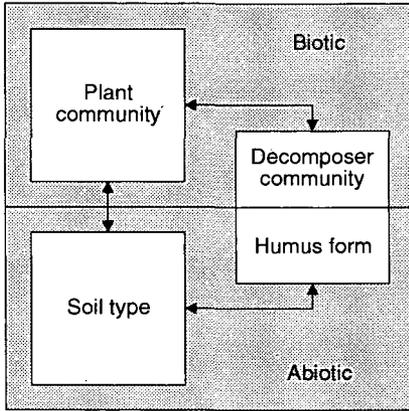


Abb. 1: Aggregierte Ökosystemuntereinheiten.
Fig. 1: Aggregated subunits of ecosystems
(Graefe 1973b).

Die eingangs gestellte Frage wollen wir nun umformulieren und jetzt also fragen: Gibt es bodentyp-spezifische Zersetzergesellschaften? (Der Begriff Zersetzergesellschaft ist international als "decomposer community" seit langem eingeführt, wird aber im deutschen Sprachraum nur sehr zögerlich verwendet. Dabei spielen offenbar Denkmuster eine Rolle, die durch die Abgrenzung der Fachdisziplinen vorgegeben sind.) Die Frage erinnert etwas an die unter Ökologen lange kontrovers geführte Diskussion, ob es zwischen Tiergemeinschaften und Pflanzengesellschaften Koinzidenzen gibt. Wir wollen beides im Zusammenhang betrachten, sowohl die Beziehung zwischen Zersetzergesellschaft und Pflanzengesellschaft als auch die zwischen Zersetzergesellschaft und Bodentyp. (Die Beziehung zwischen Zersetzergesellschaft und Humusform betrachten wir wegen des hohen Integrationsgrades von vornherein als gegeben, obwohl Humusformen noch nicht für alle Ökosystemtypen definiert sind.)

Zuvor müssen wir uns aber damit auseinandersetzen, wie denn die Zersetzergesellschaft zu bestimmen sei, und zwar konkret im deskriptiv-klassifikatorischem Sinne. Denn ohne eine Gliederung ihrer Erscheinungsformen ist mit dem abstrakten Modell der Zersetzergesellschaft allein noch nicht viel anzufangen. Der Weg über eine Inventur aller beteiligten Organismen ist wegen der großen Artenvielfalt praktisch nicht begehbar. Weder die Bodenzöologie wäre dazu in der Lage, noch die Bodenmikrobiologie, die mit der Erfassung von Zönosen erhebliche Schwierigkeiten hat. Andererseits ist eine vollständige Inventur aber auch nicht notwendig. Aus dem Systemcharakter, dem hohen Grad an Integration ("connectivity", vgl. TREPL 1994) folgt ja gerade, daß die Zersetzergesellschaft auch an Teilausschnitten typisiert und identifiziert werden kann. Hier sind jetzt die Taxozönosen gefragt. Sie stellen selbst zwar kein System dar, sind aber als Indikatoren für das System sehr wohl brauchbar.

Ich erinnere an die pedozöologisch-standortkundlichen Arbeiten von VOLZ, der bereits eine Klassifikation der tierischen Bodenlebensgemeinschaften propagierte (VOLZ 1967). Aus Untersuchungen an Böden, in denen mal Regenwürmer, mal Insektenlarven, mal Diplopoden oder andere auffällig dominierten, leitete er ab, daß je nach Standortstyp unterschiedliche Gruppen geeignet seien, Kriterien für die Gliederung von Bodenlebensgemeinschaften zu erarbeiten. Dieser Klassifikationsversuch steht insofern nicht ganz auf eigenen Füßen, als die Auswahl der Tiergruppe an die Standortstypologie anderer Disziplinen gebunden ist. Soll dagegen standortunabhängig die gesamte Palette der Tiergruppen einbezogen werden, wäre das Verfahren wiederum zu aufwendig.

Eine praktikablere Alternative ist die Festlegung auf eine Indikator-Taxozönose, was jedoch nicht heißen soll, daß dafür nur eine bestimmte in Frage kommt. Für vergleichende Untersuchungen entsteht dadurch ein objektiver Rahmen. Zur Voraussetzung gehört natürlich, daß die Zönose in weiten Bereichen präsent ist. Sie darf auch nicht zu artenarm sein. Denn eine wesentliche Information, die die Zönose liefern kann, bildet sich aus dem Wissen über das ökologische Verhalten der Arten. Je mehr Arten zugrunde liegen, um so größer ist die Redundanz der Information und um so sicherer und differenzierter lassen sich ökologische Aussagen ableiten. Bei sehr artenreichen Gruppen wird dieser Vorteil allerdings durch den höheren Bestimmungsaufwand wieder zunichte gemacht. Das Optimum liegt deshalb im mittleren Bereich. Als Indikator-Taxozönose haben sich vor allem die Anneliden bewährt (GRAEFE 1993a, b). Auf die Eignung anderer Taxozönosen wird weiter unten noch eingegangen.

Nach diesen Vorüberlegungen fällt es nicht schwer, die gestellte Frage zu beantworten: Gewiß gibt es bodentyp-spezifische Gesellschaften. Zu einem Podsol unter Kiefernbestockung beispielsweise gehört eine sehr spezifische Zersetzergesellschaft, die mit diagnostischen Merkmalen aus der Annelidenzönose bestimmt werden kann. Genauso könnte man Tschernosem und Federgras-Steppe oder beliebige andere Beispiele nennen. Das muß hier nicht weiter belegt werden, denn es ist relativ trivial.

Aber: Der Bodenkundler bezeichnet den Boden auch dann noch als Podsol, wenn der Wald gerodet, der Boden gedüngt und die Fläche in Grünland umgewandelt worden ist. Die ursprüngliche Annelidenzönose verschwindet dann und eine völlig andere tritt auf. Exemplarisch sei das hier an zwei Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein dargestellt (Abb. 2). Der Bodentyp ist jeweils Podsol. Eine Fläche (BDF 02) wird als Forst, die andere (BDF 26) als Weidegrünland genutzt. Die Zahl der gemeinsamen Arten ist Null.

Wir müssen also eine Einschränkung vornehmen. Die Koinzidenz zwischen Bodentyp und Zersetzergesellschaft gilt nur, wenn die zum Bodentyp gehörende Bodenbildungsdynamik vorhanden ist. Der Zeitfaktor spielt eine Rolle. Der Bodentyp ist das ökosystemare Langzeitgedächtnis. Er integriert oft einen Zeitraum von einigen tausend Jahren. Die Zersetzergesellschaft dagegen ist der Teilkomplex, der auf veränderte Bedingungen zuerst reagiert.

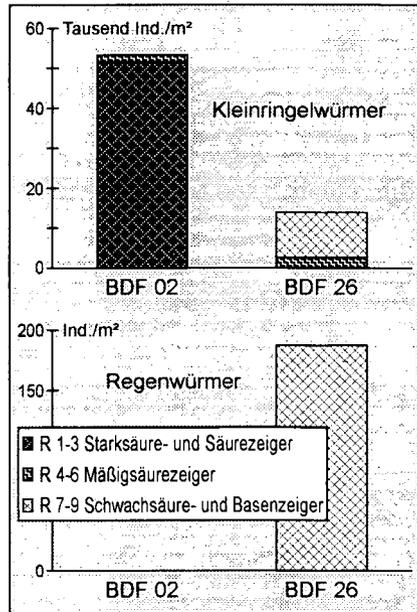


Abb. 2: Annelidenzönosen von zwei Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schl.-Holstein, Bodentyp Podsol, Nutzungstyp Forst (02) und Grünland (26).

Fig. 2: Annelid coenoses of two long-term soil observation sites in Schleswig-Holstein, soil type Podzol, land use forest (02) and pasture (26).

Auch die zweite Einschränkung, die die räumliche Dimension betrifft, hängt mit Unterschieden in der Entwicklungsgeschwindigkeit zusammen. Die Zersetzergesellschaft verändert sich oft kleinräumig und mosaikartig, z.B. im Stammablaufbereich von Bäumen. Es sei hier auf ein Beispiel verwiesen, das im anderen Zusammenhang schon dargestellt und diskutiert wurde (GRAEFE 1994). Bei derartigen Verhältnissen bleiben Bodentyp und Waldgesellschaft zunächst unverändert, der Bodentyp, weil er nicht so schnell reagiert, und die Waldgesellschaft, weil die räumliche Bezugsgröße eine andere ist.

Aus alledem wird deutlich, daß die Zersetzergesellschaft ein eigenständiges Muster bildet, das sich innerhalb einer von den anderen Teilkomplexen unabhängigen Raum- und Zeitskala bewegt. An der Koinzidenz zwischen den Teilkomplexen sehen wir, daß sich das Ökosystem im Zustand des stationären Gleichgewichts befindet. Die Diskrepanz zwischen den Mustern unterschiedlicher Teilkomplexe weist dagegen auf Veränderungstendenzen hin und bedeutet, daß das Ökosystem einem anderen "Attraktorbereich" zustrebt. Hierin liegt das Indikationspotential der Zersetzergesellschaft, das es für die ökosystemare Umweltbeobachtung zu nutzen gilt (vgl. BEYLICH et al. 1994).

Die Frage der Benennung von Zersetzergesellschaften sei an dieser Stelle kurz gestreift. In der Pflanzensoziologie, die hier als Vorbild dienen kann, werden die Vegetationstypen meistens nach dominanten Arten der obersten Schicht benannt (z.B. Buchenwälder, *Vegetalia*). Denn diese wirken oft als "Ordner" im Sinne von HAKEN (1981), weil sie anderen Arten die Lebensbedingungen vorgeben. Bei den Zersetzergesellschaften sind solche Ordner ebenfalls bekannt. Man bezeichnet sie

auch als Schlüsselarten. Diese Rolle wird vor allem von mineralbodenbewohnenden Regenwürmern eingenommen. Der früher vorgelegte Gliederungsvorschlag (GRAEFE 1993a) versucht, die Schlüsselarten und Ordner kenntlich werden zu lassen und verwendet deshalb Charakterarten aus der Annelidenzönose für die Benennung der Gesellschaftseinheiten.

Den quantitativ größten Anteil an den Zersetzungsprozessen haben die Mikroorganismen. Den Versuch zu unternehmen, Zersetzergesellschaften durch Bestimmung von Mikroorganismenzönosen zu differenzieren, würde hingegen bedeuten, das Problem vom schwierigsten Ende her anzupacken. Beim indikatorischen Verfahren mit Bodentieren ist darum ein wichtiger Gesichtspunkt, möglichst nahe an die Hauptakteure heranzukommen. Die unmittelbare chemische Umwelt der Mikroorganismen ist die Bodenlösung. Das gilt auch für den Teil der Bodenfauna, den wir Bodenlösungsauna nennen. Die Anneliden gehören dazu. Im phylogenetischen Sinne sind sie noch Wassertiere, denn eine wasserabweisende Körperoberfläche ist erst innerhalb der Arthropodenevolution entstanden. Die Reaktionen der Anneliden auf toxisch wirkende Ionenkonzentrationen und chemischen Streß im Wurzelraum (GRAEFE 1991) sind deshalb auch für Mikroorganismen repräsentativ.

Ebenfalls zur Bodenlösungsauna gehören andere wichtige Tiergruppen, z.B. die Nematoden, deren Eignung für die biologische Kennzeichnung von Böden schon getestet wurde (DE GOEDE & BONGERS 1994). Es dürfte keine großen Schwierigkeiten bereiten, die Bewertungssysteme mit Anneliden und mit Nematoden aufeinander abzustimmen und kompatibel zu gestalten. Auch weitere Tiergruppen ließen sich in das System einbauen. Ein erster Schritt in diese Richtung könnte darin bestehen, die ökologischen Indizes und Zeigerwertbegriffe zu harmonisieren, damit sie bei möglichst vielen Bodentiergruppen einheitlich anwendbar sind. Dabei sollte auch das in der Botanik entwickelte Indikationssystem (ELLENBERG et al. 1992) berücksichtigt werden. Im Ökosystem ist schließlich alles vernetzt. Das ökologische Informationssystem sollte sich das zum Vorbild nehmen.

Die Untersuchungen auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen BDF 02 und BDF 26 wurden im Auftrag des Geologischen Landesamts Schleswig-Holstein durchgeführt.

Literatur

- BEYLICH, A., FRÜND, H.-C., GRAEFE, U. (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. Umweltbundesamt Wien (Hrsg.): Ecoinforma 5: 389-401.
- DEANGELIS, D.L., POST, W.M., TRAVIS, C.C. (1986): Positive feedback in natural systems. Springer-Verlag, Berlin New York. 290 p.
- DE GOEDE, R.G.M., BONGERS, T. (1994): Nematode community structure in relation to soil and vegetation characteristics. *Applied Soil Ecology* 1: 29-44.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage. *Scripta Geobotanica* 18: 258 S.
- GRAEFE, U. (1991): Ein Enchyträentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 487-490.
- GRAEFE, U. (1993a): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 69: 95-98.
- GRAEFE, U. (1993b): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 531-534.
- GRAEFE, U. (1994): Humusformengliederung aus bodenzoologischer Sicht. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74: 41-44.
- HAKEN, H. (1981): Erfolgsgeheimnisse der Natur - Synergetik: Die Lehre vom Zusammenwirken. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart. 255 S.
- MÜLLER, F. (1992): Hierarchical approaches to ecosystem theory. *Ecological Modelling* 63: 215-242.
- TREPL, L. (1994): Zur Theorie urbaner Biozönosen - Einige Hypothesen und Forschungsfragen. *Geobot. Kolloq.* 11: 17-32.
- VOLZ, P. (1967): Vorarbeiten für ein System der tierischen Boden-Lebensgemeinschaften. In: GRAFF, O. & SATCHELL, J.E. (eds.), *Progress in Soil Biology*. Vieweg, Braunschweig. 575-584.

Gibt es bei Collembolen typische Ackerarten?

von

Larink, O.

Einleitung

In vielen Lebensräumen gibt es Vertreter der verschiedensten Tiergruppen, die als charakteristisch für diesen Biotop gelten und die dann als Indikatoren angesprochen werden. Als Bioindikator wird hier ein Organismus verstanden, der "natürliche Standortverhältnisse" charakterisiert (sensu Schubert, 1991). Auch für das Agrarökosystem wird häufig versucht, charakteristische Arten auszuweisen. Die Übereinstimmung der Collembolen-Zönosen unterschiedlicher Standorte ist jedoch nicht sehr groß, wenn man die Befunde neuerer Arbeiten vergleicht, die auf umfangreichem Probenmaterial basieren (Filsler, 1992; Geißen-Broich, 1992; Heimann-Detlefsen, 1991; Heisler, 1993; Hergarten, 1984; Lübben, 1991; Röske, 1993). Unberührt davon ist die Möglichkeit, Collembolen als Indikatoren für einzelne Faktoren, z.B. die Bodenverdichtung, zu nutzen, oder als Testorganismen (=Monitororganismen), z.B. für Schadstoffe.

Material und Methode

Basis dieses Vergleichs sind 6 neuere Dissertationen und ein Projektbericht über Collembolen auf Ackerflächen in Nord-, West- und Süddeutschland (Tab. 1). Die Entnahme der Bodenproben und die Extraktion der Collembolen durch einen Temperatur- und Feuchtgradienten (nach MacFadyen bzw. Kempson) erfolgte mit ähnlichen Methoden. Funde aus Barberfallen wurden nicht berücksichtigt. Artenkomplexe, z.B. *Mesaphorura krausbaueri*, werden als eine Art behandelt (s. u.).

Ergebnisse und Diskussion

Betrachtet man die Artenlisten aller Arbeiten, so fällt zunächst auf, daß die Anzahl der gefundenen Arten sehr unterschiedlich ist. Die höchsten Artenzahlen wurden auf Versuchsfeldern in Westdeutschland bei Moers gefunden, 62 Arten von Hergarten (1984) und 63 Arten von Geißen-Broich (1992), auf teilweise denselben Flächen. In der Umgebung von Braunschweig fanden Heimann-Detlefsen (1991) 40 Arten, Heisler (1993) 39 Arten, Lübben (1991) 47 Arten und Röske (1993) 55 Arten. Die beiden ersten Autoren hatten jeweils auf einem großen Versuchsfeld mit verschiedenen Parzellen gearbeitet, Lübben (1991) auf zwei

Zoologisches Institut der TU, Pockelsstraße 10a, D-38092 Braunschweig

Feldern mit unterschiedlichen Böden, die unmittelbar nebeneinander lagen und Röske (1993) auf den beiden Standorten des SFB 179: Neuenkirchen (nördliches Harzvorland) und Nienwohlde (bei Uelzen). Mit 32 Arten fand Filser (1992) auf 5 Versuchsflächen in Bayern die deutlich geringste Artenzahl. Demnach scheinen regionale Differenzen zu bestehen. Insgesamt führen die 7 Autor(inn)en 131 Arten an. Davon traten 72 Arten nur an einem Standort auf, 17 Arten in nur 2 Gebieten. Diese Tatsachen allein belegen schon, daß große Unterschiede im Arteninventar der Flächen bestehen.

Tabelle 1: Bodenkundliche Charakterisierung der 7 untersuchten Standorte.

Autoren	Region (Zahl der Einzelfl.)	Bodentyp	Bodenart
Filser	Bayern, Hallertau (4)	Parabraunerde und Auengley	uL, IS
Geißen-Broich	NRWestph., Niederrhein (3)	Pseudogley-, Gley- Braunerde bis Gley	IS
Heimann-Detlefsen	Niedersachsen, BS (1)	Parabraunerde aus Löß(lehm)	tU
Heisler	Niedersachsen, BS (4)	Parabraunerde aus Löß	IU
Hergarten	NRWestph., Niederrhein (5)	Pseudogley-, Gley-Braunerde bis Gley	IS
Lübben	Niedersachsen, BS (2)	(podsol.)Parabraunerde aus Sandlöß	uS
Röske	Niedersachsen, BS u. UE (6)	Parabraunerde, Pelosol und Braunerde	IU, uT, uS

Von den 131 Arten wurden nur 8 in allen Untersuchungen nachgewiesen (Tab. 2), und davon auch nur 3 auf allen Einzelflächen: *Folsomia fimetaria*, *Isotoma notabilis* und *Stenaphorura quadrispina*.

Tabelle 2: Die 8 Arten, die an allen Standorten gefunden wurden. F = Filser, G = Geißen-Broich, H = Heimann-Detlefsen, Hei = Heisler, Her = Hergarten, L = Lübben, R = Röske. • bedeutet, daß die Art nicht auf allen Einzelflächen nachgewiesen wurde.

<i>Folsomia fimetaria</i>	F	G	H	Hei	Her	L	R
<i>Isotoma notabilis</i>	F	G	H	Hei	Her	L	R
<i>Isotomurus palustris</i>	F	G	H	Hei	Her•	L	R
<i>Mesaphorura krausbaueri</i>	F	G	H	Hei	Her	L	R
<i>Onychiurus armatus</i>	F	G	H	Hei	Her•	L	R
<i>Stenaphorura quadrispina</i>	F	G	H	Hei	Her	L	R
<i>Pseudosinella alba</i>	F	G	H	Hei	Her•	L•	R•
<i>Megalothorax minimus</i>	F•	G	H	Hei	Her	L	R

Tabelle 3: die 7 Arten, die bei 6 der 7 Untersuchungen gefunden wurden. Einzelheiten s. Tab. 2.

<i>Folsomia candida</i>	F•		H	Hei	Her	L•	R•
<i>Isotomiella minor</i>		G	H	Hei•	Her	L•	R•
<i>Isotomodes productus</i>	F•	G•		Hei•	Her	L•	R•
<i>Heteromurus nitidus</i>	F•	G•	H	Hei•		L•	R•
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	F	G		Hei•	Her•	L•	R•
<i>Ceratophysella succinea</i>	F•		H	Hei	Her•	L•	R
<i>Sminthurinus aureus</i>	F•	G	H	Hei		L	R

Weitere 7 Arten werden von je 6 der Autor(inn)en genannt (Tab. 3). Diese insgesamt 15 oft dominanten Arten kann man zusammenfassen, da sie auf (fast) allen Flächen vertreten waren. Lassen sich darin jedoch Indikator-Arten erkennen? Ich meine nicht, denn sie kommen in vielen anderen Lebensräumen ebenso vor. Dies ist wiederum nicht verwunderlich, denn der Acker ist kein natürliches und ein junges Ökosystem, in dem eine Anpassung (noch) nicht stattfinden

konnte. Zudem sind Äcker auf Flächen mit sehr unterschiedlicher Herkunft angelegt worden. Entsprechend dem "Langzeitgedächtnis des Bodens bzw. der Bodentiere" (Dunger, 1982 und 1983) sollte daher die Vorgeschichte die faunistische Zusammensetzung stark beeinflussen. Es ist daher zu fragen, ob dann überhaupt Organismen als Indikatoren für den Lebensraum Acker zu erwarten sind ? Was für manche Wild- und Unkräuter zutreffen mag, läßt sich meines Erachtens auf Bodentiere nicht übertragen. Weigmann (1993) kommt zu demselben Schluß: daß "...eine Anzeigqualität, z.B. bei Biotopstörungen, generell noch nicht erzielt werden..." kann. Ich sehe für Collembolen auch nicht die Möglichkeit der Bildung "isovalenter Artengruppen", wie er und einige andere Autoren sie z.B. für Bodenmilben zur Biotop-Charakterisierung benutzt haben.

Die Vielzahl der Faktoren, die das Vorkommen der Collembolen beeinflussen, ist groß. Bodentyp und -art spielen dabei sicher eine herausragende Rolle. Die Mehrzahl der untersuchten Flächen besitzt Parabraunerden, mit größeren Unterschieden der Bodenart (Tab. 1). Weitere wichtige Faktoren wie die angebaute Feldfrucht, die Art der Bodenbearbeitung, die eingesetzten Pflanzenschutzmittel, klimatische Faktoren sowie die speziellen Fragestellungen der Feldversuche wirken in unterschiedlicher Stärke auf die Collembolen-Zönosen ein. Abhängigkeiten von einzelnen Faktoren lassen sich für einzelne Arten möglicherweise mit multivariaten Methoden ermitteln.

Die Frage nach der Berücksichtigung der Dominanzverhältnisse stellt sich m.E. aus zwei Gründen nicht: 1. kommen Arten mit geringer Dominanz auf zu wenigen Standorten vor und können daher nicht als Charakterarten gelten. 2. sind die dominanten Arten so euryök, daß sie selbst unter den gestörten Verhältnissen eines Ackers und in verschiedenen Böden und Anbausystemen leben können. Dies schließt natürlich nicht aus, daß diese Arten von erheblicher ökologischer Bedeutung für das Agrarökosystem sind.

Die Ursache für die Häufigkeit einiger Collembolen im Acker läßt sich folglich (noch) nicht hinreichend erklären und "...selbst für häufigere Arten..." ergibt sich ein ..."unpräzises Bild der ökologischen Bindung an Faktoren bzw. an Vergesellschaftungen." (Weigmann 1987). Vermutlich gibt es eine Bindung vorzugsweise an den geographischen Standort mit seinem edaphischen "Angebot" und erst in zweiter Linie an den "Lebensraum Acker". Ich möchte damit einmal mehr darauf hinweisen, daß es dringend notwendig ist, unsere autökologischen und biologischen Kenntnisse möglichst vieler Arten zu vertiefen. So ist z.B. die Frage der Überlebensfähigkeit der Eier bei schwankenden Bodenfeuchten weitgehend ungeklärt.

Im Zuge dieser gesamten Diskussion darf eine grundsätzliche Schwierigkeit nicht verschwiegen werden: die taxonomischen Probleme. Auch wenn man voraussetzt, daß die Bestimmungen richtig durchgeführt wurden, so sind doch die Probleme bei manchen Arten bzw. Artengruppen

unübersehbar, z.B. bei der *Mesaphorura krausbaueri*-Gruppe. Die Validität mancher Arten ist umstritten, eine taxonomische Klärung nur in Teilbereichen absehbar.

Da die hier ausgewerteten Untersuchungen 2 bis 3 Jahre dauerten und regelmäßige Probenahmen stattfanden, kann man andererseits davon ausgehen, daß jeweils die überwiegende Zahl aller Arten erfaßt wurde. Wie wichtig sowohl die Zahl der Proben als auch der Gesamtzeitraum der Untersuchung sind, analysierte Röske (1993). Sie konnte zeigen, daß bei teilweise 14-tägiger, sonst monatlicher Beprobung frühestens nach 6 und z.T. erst nach mehr als 18 Monaten die Endartenzahl erreicht wird.

Zusammenfassung

Vergleicht man die bei 7 mehrjährigen Untersuchungen ermittelten 131 Collembolenarten, so wird deutlich, daß deren überwiegende Mehrzahl nur auf einem Teil der Flächen zu finden ist. Bei den 8 in allen Gebieten nachgewiesenen Arten handelt es sich um Ubiquisten. Arten, die als Indikatoren für Ackerböden gelten können, lassen sich z.Zt. nicht erkennen.

Literatur

- Dunger, W. (1982) Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. Decheniana-Beihefte 26, 151-157.
- Dunger, W. (1983) Tiere im Boden, Ziemsen Verlag, Wittenberg, 1-280.
- Filser, J. (1992) Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen - Hopfenböden als Beispiel. Diss. München, 1-136.
- Geißel-Broich, V. (1992) Die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen und Unkrautregulierungsmaßnahmen auf die Collembolenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen am Niederrhein. Diss. Bonn, 1-163.
- Heimann-Detlefsen, D. (1991) Auswirkungen eines unterschiedlich intensiven Pflanzenschutz- und Düngemitelesatzes auf die Collembolenfauna des Ackerbodens. Diss. Braunschweig, 1-164.
- Heisler, C. (1993) Einfluß von mechanischen Bodenbelastungen (Verdichtung) auf Raubmilben und Collembolen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen. Inf. Natursch. Landschaftspf. 6, 209-219.
- Hergarten, W. (1984) Ökologische Untersuchung der Collembolenfauna von verschiedenen bewirtschafteten Flächen am Niederrhein. Diss. Bonn, 1-254.
- Lübber, B. (1991) Auswirkungen von Klärschlammdüngung und Schwermetallbelastung auf die Collembolenfauna eines Ackerbodens. Diss. Braunschweig, 1-140.
- Röske, H. (1993) Untersuchung und Simulation der zeitlichen Dynamik von Collembolen auf verschiedenen Ackerstandorten. Diss. Braunschweig, 1-152.
- Schubert, R. (1991) Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. 2. Aufl., G. Fischer, Jena, 1-338.
- Weigmann, G. (1987) Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten. Mitt. Biol Bundesanst. 234, 23-33.
- Weigmann, G. (1993) Zur Bedeutung von Bodenarthropoden für die Funktion und die Kennzeichnung von Ökosystemen. Mitt. Dtsch. Ges. all. angew. Ent. 8, 479-489.

Regenwurmzöosen extensiv beweideter Grünlandflächen der Schwäbischen Alb und des Südschwarzwaldes

von

Brauckmann, H.-J., G. Broll und K.-F. Schreiber*

Einleitung

Regenwürmer spielen in Grünlandökosystemen eine bedeutende Rolle (SYERS & SPRINGETT 1983, GLASSTETTER 1991). Die Regenwurmfaua wird inzwischen als Indikator für Umweltveränderungen (GRAEFE 1993) und Extensivierungsmaßnahmen eingesetzt (ROTT 1992, KÄMMERER 1993). Die Kenntnis der Regenwurmzöosen langjährig extensiv beweideter Flächen kann dazu unter Berücksichtigung des Naturraums und der Standortfaktoren einen wichtigen Beitrag liefern.

Material und Methoden

Die Untersuchung der Regenwurmzöosen von sechs extensiv beweideten Grünlandstandorten ist Teil des Projektes "Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg" (vgl. SCHREIBER et al. 1994). Die Versuchsanlagen unterscheiden sich in wichtigen Standortcharakteristika (vgl. Tab. 1) und wurden hinsichtlich ihrer Repräsentanz für den jeweiligen Naturraum ausgewählt.

Tab. 1: Wichtige Standortcharakteristika der Extensivweiden (verändert nach SCHREIBER 1993)

Standort	Hepsisau	Schopfloch	St. Johann	Bernau	Todtmoos	Fröhd
Naturraum	Mittlerer Albrauf	Mittlere Kuppenalb	Mittlere Kuppenalb	Südl. Hochschwarzwald	Südl. Hochschwarzwald	Südl. Hochschwarzwald
Höhe ü. NN	560 m	730 m	760 m	1100 m	1060 m	840 m
Jahresmitteltemperatur	7°-7,5°C	6,5°-7°C	6°-6,5°C	5,5°C	5,5°C	6°C
Niederschläge	900 mm	1000 mm	1000 mm	1800 mm	1800 mm	1800 mm
Ausgangsgestein	Weißjurahangschutt	Weißjurakalk	Weißjurakalk	Granit	Gneis	Gneis
Bodenart	utL	utL	utL	sL	sL	sL
Bodentyp/ Bodensubtyp	Braunerde-Rendzina	Rendzina-Braunerde	Braunerde-Rendzina	Humusbraunerde	Humusbraunerde	Humusbraunerde
pH (CaCl ₂)	7,13	6,65	5,61	3,93	4,16	4,23
Ausgangsvegetation (1974)	Alchemillo-Arrhenatheretum typicum	Alchemillo-Cynosuretum plantagine-tosum	Mesobrometum arrhenatheretotum	Festuco-Genistelletum trifolietosum	Festuco-Genistelletum trifolietosum	Festuco-Genistelletum trifolietosum

Die Flächen der Schwäbischen Alb werden durchschnittlich an drei Terminen im Jahr von Wanderschaffherden genutzt. Die Versuchsflächen des Südschwarzwaldes werden als Standweide mit Rindern, in Todtmoos zusätzlich mit Pferden beschiedt. Diese Nutzung erfolgt seit mindestens 20 Jahren, in diesem Zeitraum wurde keine Düngung vorgenommen.

Zur Untersuchung der Regenwurmfauuna ist die Oktett-Methode nach THIELEMANN (1986) angewandt worden. Im Herbst 1993 und im Frühjahr 1994 wurden je Fläche zwischen 15 und 24 Extraktionen vorgenommen, so daß 2-3 m² beprobt worden sind. Die extrahierten Lumbriciden wurden lebend gewogen, die Adulten sind bis zur Art, die Juvenilen bis zur ÖKG-Gruppe (ökologische Kategorie auf dem Gattungsniveau, verändert nach GLASSTETTER 1991) bestimmt worden. Zur qualitativen Erhebung des Arteninventars wurden Barberfallenfänge ausgewertet und im Frühjahr 1994 eine Formalinextraktion (1m²) durchgeführt. Der pH-Wert des Oberbodens (0-4 cm) wurde in CaCl₂ an Proben gemessen, die 1991 gezogen worden sind.

Ergebnisse und Diskussion

Auf den sechs Extensivweiden wurden 10 Lumbricidenarten nachgewiesen (s. Tab. 2). Die Artenzahlen, Abundanzen und Biomassen der Flächen auf der Schwäbischen Alb liegen im Bereich vergleichbarer Untersuchungsergebnisse (GLASSTETTER 1991). Die Extensivweiden des Schwarzwaldes sind eher schwach besiedelt (vgl. auch SCHREIBER et al. 1994).

Anhand des Arteninventars zeigt sich eine deutliche faunistische Trennung zwischen den Flächen der Schwäbischen Alb und denen des Südschwarzwaldes. Nur *Lumbricus rubellus* als eurytope Streuart, die aber auch den oberen Mineralboden besiedelt (SPRINGETT 1983, GLASSTETTER 1991), tritt auf allen Untersuchungsflächen mit ähnlicher Dichte auf, der Dominanzanteil ist auf den Flächen mit niedrigerem pH-Wert höher. *L. rubellus* ist im Grünland weit verbreitet (GRAFF 1953) und ist dort häufig unter dem Dung des Weideviehs zu finden (SIMS & GERARD 1985). Die Art ist relativ unempfindlich gegenüber Viehtritt (CLUZEAU et al. 1992).

Die Versuchsflächen des Schwarzwaldes und der Schwäbischen Alb unterscheiden sich nicht nur anhand des Arteninventars, sondern auch in den Anteilen der ÖKG-Gruppen. Auf den Untersuchungsflächen der Schwäbischen Alb dominieren die "endogäischen Otolasion- und Aporetocoea-Arten" und die "anezischen Lumbricus-Arten", auf denen im Südschwarzwald sind es die "epigäischen Lumbricus- bzw. Dendrobaena-Arten".

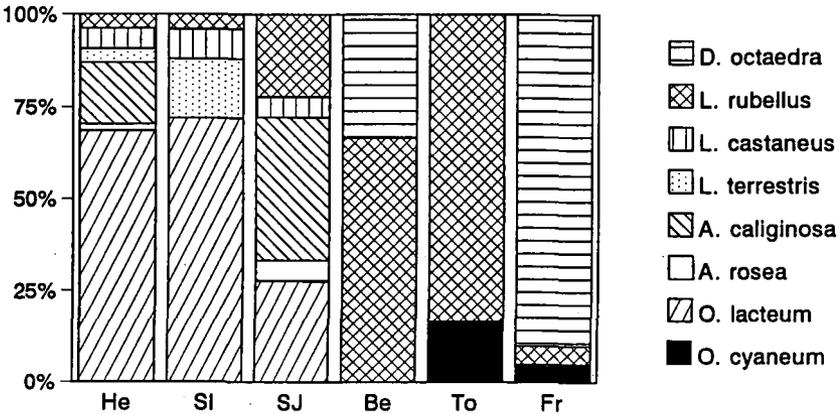


Abb. 1: Dominanzstruktur der Regenwurmart der Extensivweiden

Auf der Extensivweide in Hepsisau treten alle sechs im Bereich der Schwäbischen Alb nachgewiesenen Arten auf. Hepsisau und Schopfloch zeigen die stärkste Übereinstimmung, sowohl im Hinblick auf das Arteninventar als auch der Dominanzverteilung (Abb. 1). Beide Flächen ähneln sich auch in der Abundanz und Biomasse der Lumbriciden. Auf dem Halbtrockenrasenstandort St. Johann wurde eine gegenüber den beiden anderen Flächen um ca. 2/3 geringere Abundanz und Biomasse festgestellt. Das Arteninventar stimmt mit dem von Hepsisau überein, nur *L. terrestris*, eine ubiquitäre Art, die im Grünland höchste Dichten erreicht (GRAFF 1953), ist in St. Johann nicht nachgewiesen worden. Die Standortfaktoren, die zur Ausbildung der Trockenrasenvegetation führen, sowie die stärkere Bodenacidität können möglicherweise die gegenüber Hepsisau und Schopfloch höheren Dominanzanteile der Arten mit hoher ökologischer Valenz (*A. caliginosa* und *L. rubellus*) bedingt.

Tab. 2: Gesamtartenvorkommen, Abundanz und Biomasse (lebende Frischmasse in g/m²) unter Berücksichtigung der ÖKG-Gruppen (ökologische Kategorie auf dem Gattungsniveau, verändert nach GLASSTETTER 1991) auf den Untersuchungsflächen

			Hepsisau	Schopfloch	St. Johann	Bernau	Todtmoos	Frönd
ÖKG-Gruppe		Arten						
epigäische	<i>Dendrobaena</i> -Arten	<i>D. octaedra</i>				♦		♦♦♦
		Juvenile						♦♦
	<i>Lumbricus</i> -Arten	<i>L. rubellus</i>	♦	♦	♦	♦	♦	♦
		<i>L. castaneus</i>	♦	♦	♦			
		Juvenile	♦♦♦	♦♦♦	♦	♦	♦	♦
anezische	<i>Lumbricus</i> -Arten	<i>L. terrestris</i>	♦	♦				
		<i>L. polyphemus</i>				◇		
		<i>L. badensis</i>					◇	
		Juvenile	♦	♦♦♦				
endogäische	<i>Aporrectodea</i> -Arten	<i>A. caliginosa</i>	♦		♦			
		<i>A. rosea</i>	♦		♦			
		Juvenile	♦♦	♦♦♦	♦♦		♦	♦
	<i>Octolasion</i> -Arten	<i>O. lacteum</i>	♦♦♦	♦♦♦	♦			
		<i>O. cyaneum</i>					♦	♦
		Juvenile	♦♦♦♦	♦♦♦♦	♦♦♦	◇	♦	♦
Abundanz (Individuen/m ²)			95	96	35,56	6,22	7,33	29,33
Biomasse (IFM in g/m ²)			23,40	26,83	6,70	1,00	2,1	2,89
Artenzahl			6	4	5	3	3	3

Abundanzklassen

- ♦ < 5 ♦♦♦ 10-30
- ♦♦ 5-10 ♦♦♦♦ >30 Individuen/m²
- ◇ Nachweis nur durch Barberfalle oder Formalinextraktion

In den Böden der Extensivweiden im Südschwarzwald sind die beiden epigäischen Arten *D. octaedra* und *L. rubellus* dominant. Vor allem *D. octaedra* ist an humose Auflagen oder Moorböden gebunden (GRAFF

1953, KÄMMERER 1993). Die Flügelginsterweiden des Südschwarzwaldes weisen oft Streu- bzw. Wurzelfilzlagen aus (SCHWABE-BRAUN 1980, SCHIEFER 1981, BROLL & BRAUCKMANN 1994), die möglicherweise das Vorkommen dieser Art auf den untersuchten Extensivweiden ermöglichen.

Auf der Weide in Todtmoos wurde die sehr große anezische Art *L. badensis*, eine endemische Art des Südschwarzwaldes, gefunden. *L. badensis* besiedelt Grünland vor allem in den höheren Lagen. In Bernau wurde eine weitere anezische Lumbricus-Art, *L. polyphemus*, nachgewiesen, die im Schwarzwald die trockeneren Südhänge besiedelt (LAMPARSKI 1985).

Danksagung

Die Untersuchung wurde von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Natur und Landschaft" des Projektes "Angewandte Ökologie" gefördert.

Literatur

- BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauuna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **74**, 49-52
- GLASSTETTER, M. (1991): Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjura (Nordwestschweiz). *Physiogeographica* **15**
- GRAEFE, U. (1993): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **72**, 531-534
- GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Hannover
- KÄMMERER, A. (1993): Regenwurmzönosen in niedermoorartigen Grünlandböden des Drömling (SO Niedersachsen). *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **72**, 555-558
- LAMPARSKI, F. (1985): Der Einfluß der Regenwurmart *L. badensis* auf Waldböden im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* **15**
- ROTT, A. (1993): Entwicklung der endogäischen Fauna bei extensiver Grünlandnutzung. *LÖLF-Mitteilungen*, 36-37
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* **23**, 539-560
- SCHREIBER, K.-F., MATTES, H., BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland. *Veröff. PAÖ* **8**, 125-139
- SCHWABE-BRAUN (1980): Wirtschaftsbedingte Vegetationstypen auf Extensivweiden im Schwarzwald. *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br.* **70**, 57-95
- SIMS, R. W. & B. M. GERARD (1985): Earthworms. In: KERMAK, D. M. & R. S. K. BARNES (Eds.): *Synopses of the british Fauna* **31**, Bath
- SPRINGETT, J. A. (1983): Effect of life species of earthworm on some soil properties. *Journal of Applied Ecology* **20**, 865-872
- SYERS, J. K. & J. A. SPRINGETT (1983): Earthworm ecology in grassland soils. In: SATCHELL, J. E. (Ed.): *Earthworm ecology*, 67-84
- THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia* **29**, 296-302

Einfluß unterschiedlich extensiver Nutzung auf die Nematodenfauna ausgewählter Feuchtgrünlandstandorte Nordwestdeutschlands

von

Diedrich, C.*, G. Broll* und D. Sturhan**

Einleitung

Im Rahmen des Gesamtprojektes "Vegetations- und bodenkundliche Differenzierung von Feuchtgrünland unter dem Einfluß von Nutzungsänderungen" werden seit 1986 vier Feuchtwiesenschutzgebiete in Nordwestdeutschland extensiv bewirtschaftet. Ein Ziel des Projektes ist, Konzepte zur Erhaltung und Optimierung von typischen Feuchtgrünlandstandorten in Nordwestdeutschland, u.a. durch die Empfehlung von Pflegemaßnahmen, zu erstellen (vgl. SCHWARTZE et al. 1990; SCHWARTZE 1992, 1994; RUVILLE-JACKELEN 1994).

Mit der extensiven Nutzung der Feuchtgrünlandstandorte ändern sich nicht nur Pflanzenbestand und Bodeneigenschaften (vgl. BROLL et al. 1993), sondern die Bodenfauna wird ebenfalls beeinflusst. Im Rahmen eines Teilprojektes sollte der mögliche Einfluß extensiver Bewirtschaftung auf die Nematodenfauna bzw. die unterschiedlichen Ernährungsgruppen der Nematoden (YEATES 1971; YEATES et al. 1993) untersucht werden.

Untersuchungsflächen und Methoden

Für die vorliegende Untersuchung wurden zwei Feuchtgrünlandstandorte ausgewählt und im Hinblick auf den Einfluß der "ungestörten Sukzession" (US) und der "Mahd Juni/Juli und September" (MJS) auf die Boden nematoden untersucht. Tab. 1 gibt die Standortcharakteristika der Untersuchungsflächen wieder.

Tab. 1: Standortcharakteristika der Versuchsflächen Düsterdieker Niederung und Strönfeld (SCHWARTZE 1992)

Standort	Düsterdieker Niederung	Strönfeld
Naturraum	Westfälisches Tiefland	Westfälische Bucht
Höhe über NN (m)	55	53
Jahresmitteltemperatur (°C)	9,5°	9,5°
mittl. Jahresniederschlag (mm)	802	834
Bodentyp	Niedermoor	Podsol-Gley
Bodenart	Niedermoorortf	Feinsandiger Mittelsand
pH-Wert (H ₂ O)	5,9	6,0
C/N-Verhältnis (0-5 cm)	13	16
Pflanzengesellschaft	Senecioni-Brometum	Lolio-Cynosuretum

* Institut f. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Straße 26, 48149 Münster

** Biologische Bundesanstalt f. Land- und Forstwirtschaft, Toppheideweg 88, 48161 Münster

Die Probenahmen erfolgten im Frühjahr (05.04.-23.04.93) und Sommer (23.07.-05.08.93) mittels Bohrstock (2 cm Durchmesser). In den etwa 5 x 45 m großen Parzellen wurden je Probenahme fünf Parallelproben (Mischproben aus je 30 Einstichen) bis 8 cm Tiefe gezogen. Die Nematoden wurden aus Mischproben von 500 g Boden mittels Oostenbrinkkanne (OOSTENBRINK 1960) und modifiziertem Baermanntrichter (BAERMANN 1917) extrahiert und anschließend mit einer heißen TAF-Lösung (Triethanolamin, Aqua dest. und Formalin) fixiert. Aliquote von 1/10 der Gesamtprobe sind quantitativ und qualitativ mittels eines umgekehrten Lichtmikroskopes (Leitz Diavert) auf Nematoden untersucht worden.

Die Nematodenfauna wird aufgrund ihrer unterschiedlichen Ernährungsweise verschiedenen trophischen Gruppen zugeordnet. Für die vorliegende Untersuchung wurden die Nematoden in Anlehnung an YEATES et al. (1993) in sechs trophische Gruppen eingeteilt.

Für die Nematodengemeinschaften der beiden Pflegemaßnahmen auf den Untersuchungsflächen wurde der "Maturity Index" (MI) nach BONGERS (1990) berechnet. Er gibt den "Reifegrad" einer Nematodencoenose an. Mittels MI lassen sich u.a. Eingriffe und Störungen, aber auch Sukzessionsabfolgen ermitteln. Die Berechnung des Index (MI) erfolgt auf der Grundlage der Lebensstrategie der Nematoden (Familienniveau). Die Nematoden werden entweder der Gruppe der "colonizers" (r-Strategen s. l.) oder der Gruppe der "persisters" (K-Strategen s. l.) auf einer Skala von 1 bis 5 zugeordnet. Der hier berechnete MI-Wert versteht sich als Mittelwert aus den Proben der verschiedenen Parallelen und Probenahmen.

Ergebnisse und Diskussion

An beiden Standorten konnten insgesamt 121 Arten bzw. Taxa terrestrischer Nematoden erfaßt werden. Das Artenspektrum war bei den Standorten weitgehend identisch. Die meisten der differenzierten Taxa kamen an beiden Standorten jedoch in unterschiedlichen Anteilen vor. Der Großteil der differenzierten Nematodentaxa kommt an beiden Standorten vermutlich aufgrund des im Feuchtgrünland für Fortbewegung, Ernährung und Vermehrung förderlichen hohen Wassergehaltes vor.

Folgt man der Einteilung nach YEATES et al. (1993) in trophische Gruppen, zeigt es sich, daß die phytoparasitären und bacteriophagen Nematoden die am stärksten vertretenen Gruppen sind. Ihre Anteile an den Standorten sind jedoch unterschiedlich (vgl. Abb. 1). Die Parzellen des Niedermoorstandortes in der Düsterdieker Niederung zeigen einen höheren Anteil an phytoparasitären Nematoden als die Parzellen des Podsol-Gley-Standortes im Strönfeld. Möglicherweise fördert das Wirtspflanzenspektrum des Standortes in der Düsterdieker Niederung besonders bestimmte Nematoden. Dagegen ist im Strönfeld ein stärkeres Vorkommen von bacteriophagen Nematoden zu verzeichnen.

Beide Standorte zeigen unter verschiedener Vegetation gleichartige Tendenzen im Hinblick auf die Verteilung der beiden dominanten trophischen Gruppen, wengleich ihr Anteil in Abhängigkeit von der Nutzung auch differiert (vgl. Abb. 1). Dies zeigt, daß bei einer Beurteilung von Indikatorfunktionen, hier speziell der Nematodenfauna über trophische Gruppen, neben der Vegetationszusammensetzung unter anderem auch Quantität und Qualität anfallender Streu in die Betrachtung mit einbezogen werden müssen. FRECKMAN (1988) sowie auch BOHLEN & EDWARDS (1994) haben gezeigt, daß die Qualität der Nahrungsquelle Einfluß auf die trophischen Gruppen der Nematodengemeinschaften nimmt bzw. sich verstärkt auf einzelne trophische Gruppen auswirkt.

In den Parzellen "Mahd Juni/Juli und September" wurden im Gegensatz zu den Parzellen der "ungestörten Sukzession" auf beiden Standorten vermutlich aufgrund des durch den Schnitt angeregten Wurzelwachstums der größere Anteil an phytoparasitären Nematoden ermittelt. In den Parzellen der "ungestörten Sukzession" werden wahrscheinlich durch den größeren Streuanfall die Bodenmikroorganismen und damit die bacteriophagen Nematoden gefördert, die hier den größeren Anteil stellen.

Ebenso wie die Verschiebung innerhalb der trophischen Gruppen kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, daß einige Nematodentaxa auf bestimmte Nutzungsvarianten und die damit verbundenen langfristig sich ändernden Faktoren (abiotisch: z.B. pH-Wert; biotisch: z.B. Wirtspflanzenspektrum), durch Veränderung der Abundanzen reagieren oder schließlich sogar ganz verschwinden. Zunächst konnte noch hinsichtlich der in den Flächen nachgewiesenen Taxa in Abhängigkeit von den trophischen Gruppen festgestellt werden, daß die häufig auftretenden Arten sowohl in den Parzellen der "ungestörten Sukzession" als auch in den Mahdparzellen der beiden Standorte zu finden sind (vgl. Tab. 2, Standort Strönfeld).

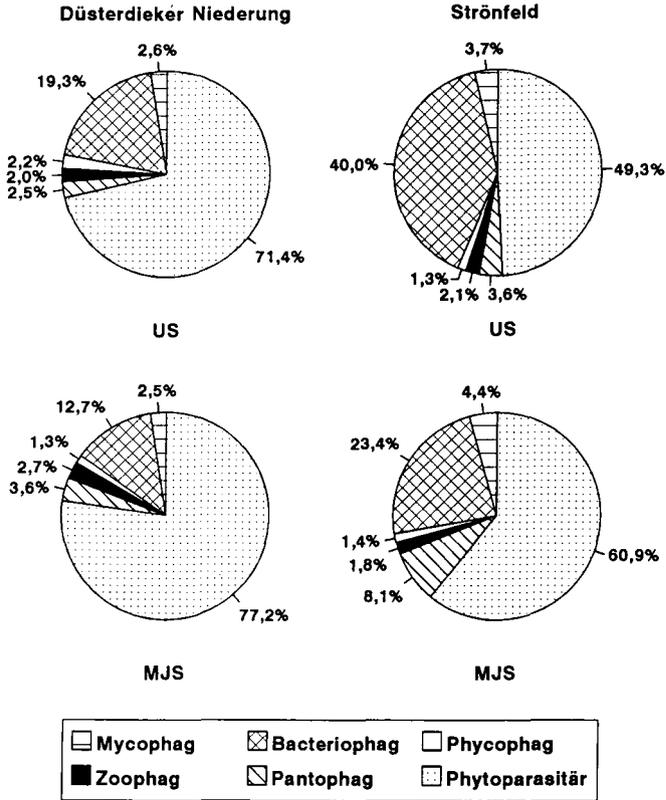


Abb 1.: Zusammensetzung der Nematodenfauna nach trophischen Gruppen in Abhängigkeit von Standort und Pflegemaßnahme

Tab. 2: Häufig auftretende Arten der trophischen Gruppen (TG) am Standort Strönfeld in Abhängigkeit von den Pflegemaßnahmen (Abkürzungen s. Abb. 1)

TG	US	MJS
PP	<i>Paratylenchus projectus</i>	<i>Paratylenchus projectus</i>
M	<i>Tylencholaimus aff. mirabilis</i>	<i>Tylencholaimus aff. mirabilis</i>
B	<i>Eucephalobus oxyuroides</i> <i>Metateratocephalus crassidens</i>	<i>Metateratocephalus crassidens</i> <i>Acrobeloides nanus</i>
PH	<i>Prodesmodora circulata</i>	<i>Prodesmodora circulata</i>
Z	<i>Clarkus papillatus</i>	<i>Clarkus papillatus</i>
PA	<i>Eudorylaimus centrocerus</i> <i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i>	<i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i> <i>Eudorylaimus centrocerus</i>

Im Hinblick auf den "Reifegrad" der Nematodencoenosen wurden für die Sukzessionsparzellen (US) der beiden Standorte höhere MI-Werte ermittelt als für die regelmäßig geschnittenen Mahdflächen (MJS). Dies weist die Sukzessionsflächen als noch in der Entwicklung befindliche, instabilere Habitate aus, die Mahdflächen dagegen als relativ stabile Habitate (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Maturity Index (MI) für die Nematodenfauna der Standorte Düsterdieker Niederung und Strönfeld in Abhängigkeit von den Pflegemaßnahmen

Pflegemaßnahme	Düsterdieker Niederung		Strönfeld	
	US	MJS	US	MJS
MI-Wert	2,40	2,69	2,32	2,88

US=Ungestörte Sukzession MJS=Mahd Juni/Juli und September

Literatur

- BAERMANN, G. (1917): Eine einfache Methode zur Auffindung von Ankylostomum (Nematoden) Larven in Erdproben. *Geneesk. Tijdschr. Ned.-Indie* **57**, 131-137.
- BOHLEN, P.J. & C.A. EDWARDS (1994): The response of nematode trophic groups to organic and inorganic nutrient inputs in agroecosystems. In: DORAN, J.W., COLEMAN, D.C., BEZDICEK, D.F. & B.A. STEWART (Hrsg.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special publication **35**, 244 S.
- BONGERS, T. (1990): The Maturity Index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* **83**, 14-19.
- BROLL, G., RUVILLE-JACKELEN, F. v. & K.-F. SCHREIBER (1993): Nährstoffdynamik extensiv gepflegten Feuchtgrünlandes in Nordwestdeutschland. *Verh. Ges. Ökol.* **22**, 21-25.
- FRECKMAN, D.W. (1988): Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition. *Agric. Ecosyst. Environ.* **24**, 195-217.
- OOSTENBRINK, M. (1960): Estimating nematode populations by some selected methods. In: *Nematology*. J. N. SASSER u. W. R. JENKINS (Hrsg.). Univ. North Carolina Press, Chapell Hill, 85-102.
- RUVILLE-JACKELEN, F. v. (1994): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. *Diss. Inst. Landschaftsökol., Univ. Münster*, 252 S.
- SCHWARTZE, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. *Diss. Bot.* **183**. Bomträger, Berlin-Stuttgart.
- SCHWARTZE, P. (1994): Vegetationsentwicklung in Dauerflächen des Grünlandes - Bilanz nach sechs Jahren unterschiedlichen Managements. *LÖBF-Mitt.* **1**, 51-56.
- SCHWARTZE, P., SCHREIBER, K.-F. & A. VOGEL (1990): Einfluß von unterschiedlichem Management auf Vegetation und Standortfaktoren im Feuchtwiesengebiet "Düsterdieker Niederung". *Verh. Ges. Ökol.* **19/II**, 488-496.
- YEATES, G.W. (1971): Feeding types and feeding groups in plant and soil nematodes. *Pedobiologia* **11**, 173-179.
- YEATES, G.W., BONGERS, T., FRECKMAN, D.W. & S.S. GEORGIEVA (1993): Feeding habits of soil nematodes. *J. Nematol.* **25**, 315-331.

Die Gamasinenfauna (Acari, Mesostigmata) im Feuchtgrünland unter dem Einfluß periodischer Überschwemmungen und unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung

von

Moormann, H. und H. Koehler

Einleitung

Zur Erfassung der edaphischen Gamasinenfauna (Acari, Mesostigmata) von Feuchtgrünland wurden Bodenproben bei Bremen (Borgfelder Wümmewiesen) genommen.

Die Böden liegen auf einer Niedermoordecke und sind durch hohe organische Substanzanteile (bis 60 %) und Wassergehalte gekennzeichnet. Das Niedermoor ist zum Teil mit glazialen und frühholozänen Sandablagerungen durchsetzt (HACKER 1970). Das Gebiet wird periodisch überschwemmt (Herbst bis Frühjahr) und steht seit 1987 unter Naturschutz.

Ziel der Arbeit war es, charakteristische Grünlandarten zu erfassen und die Eignung der Gamasinen zur Differenzierung unterschiedlicher Standortbedingungen (Überschwemmungsdauer, landwirtschaftliche Nutzungsweisen) zu überprüfen.

Material und Methode

Im Oktober 1992 wurden 5 Untersuchungsstandorte (Tab. 1) beprobt. Je Standort wurden 10 Proben bis zu einer Tiefe von 8 cm genommen. Die Proben hatten eine Oberfläche von 25 cm².

Die Dominanzen der Arten auf den fünf Flächen und die Gesamtartenzahlen pro Standort werden angegeben. Abundanzunterschiede wurden mit dem U-Test von Wilcoxon, Mann und Whitney bei $\alpha = 1\%$ getestet.

Die Standorte werden hinsichtlich ihrer Artenidentität (Sörensen-Quotient) miteinander verglichen. Die ermittelten Artenidentitäten werden durch ein Dendrogramm dargestellt. Die für die Darstellung erforderlichen Verschmelzungsniveaus der Standorte wurden nach LANCE & WILLIAMS (1967, in LUDWIG & REYNOLDS 1988) berechnet.

Ähnlichkeiten der Arten hinsichtlich ihres ökologischen Verhaltens wurden durch eine Korrespondenzanalyse erkennbar gemacht. Die Korrespondenzanalyse erfolgte mit dem EDV-Programm COA.BAS von LUDWIG & REYNOLDS (1988).

Ergebnisse und Diskussion

Abundanzen

Die Abundanzen der beprobten Standorte liegen zwischen ca. 4.400 (Standort E) und 24.700 Ind./m² (Standort A) (Tab 2).

Im Vergleich zu anderen-Grünlanderfassungen (u.a. PERSSON & LOHM 1977, KOEHLER 1984) sind die ermittelten Abundanzen bis auf Standort E hoch.

Die hohen Abundanzen könnten auf die Bodenverhältnisse, den Beprobungszeitpunkt und die Nutzung der Flächen zurückzuführen sein:

- die Standorte sind durch ein sehr hohes Porenvolumen und durch einen hohen Anteil an organischer Substanz gekennzeichnet.

- die Beprobung erfolgte jahreszeitlich gesehen relativ spät (Oktober 1992). Nach den extremen Bedingungen im Winter (insbesondere auf den überfluteten Standorten) ist von einer starken Reduzierung der Populationen auszugehen, was zur Folge hat, daß sich durch Einwanderung oder auf der Basis überlebender Tiere neue Populationen entwickeln müssen. Diese dürften, sofern es die Wetterbedingungen zulassen, ihr Maximum im Spätherbst (also zum Beprobungszeitpunkt) vor Wintereinbruch und wahrscheinlichen Überschwemmungen erreichen.
- die am intensivsten genutzte Fläche ist Standort E mit signifikant geringeren Abundanzen zu den übrigen Standorten. Der Standort hat die höchste Viehdichte, zeigt dadurch bedingt eine eindeutige Verschlechterung der Bodenstruktur und weist den geringsten Pflanzendeckungsgrad auf.

Artenzahl und Dominanz

Insgesamt wurden 23 Arten erfaßt. Die Anzahl pro Standort variiert zwischen 12 und 16 Arten. Die Gesamtabundanzen pro Standort setzen sich aus wenigen dominanten Arten zusammen. Bei diesen Arten handelt es sich auf den Flächen A und B um *Dendrolaelaps foveolatus*, *Hypoaspis nollii* und *Hypoaspis similisetae*. Die Standorte C und D werden durch *Dendrolaelaps foveolatus* und *Arctoseius cetratus* geprägt, wobei auf Standort C zusätzlich *Hypoaspis nollii* mit einer Dominanz von knapp 9 % vorkommt. Auf der intensiv genutzten Fläche E dominieren *Arctoseius cetratus*, *Lysigamasus celticus* und *Dendrolaelaps rectus* (vgl. Tab. 2).

Flächenvergleich

Aufgrund der den Arten zugeschriebenen Indikatoreigenschaften (LEBRUN 1979, KARG 1982, EHRSBERGER 1993) sind für die unterschiedlich genutzten und einem unterschiedlich stark ausgeprägtem Überschwemmungseinfluß unterliegenden Flächen charakteristische Arten zu erwarten. Demzufolge sind für die hinsichtlich der Nutzung und Überschwemmung vergleichbaren Flächen hohe Artenidentitäten zu erwarten und für Flächen mit wenig Übereinstimmungen geringe Artenidentitäten. Die ermittelten Identitäten entsprechen den Erwartungen. Abb. 1 zeigt als Dendrogramm das Verschmelzungsniveau der fünf Flächen hinsichtlich ihrer Artenidentität. Hierbei zeigt sich, daß die Rangfolge der Verschmelzungsniveaus der Flächen mit der Anordnung der Flächen nach ihrer ökologischen Charakteristik (siehe Tab. 1) übereinstimmt.

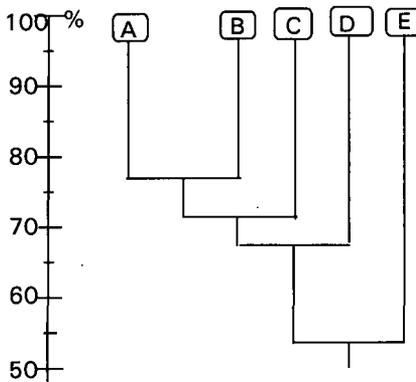


Abb. 1: Dendrogramm zur Artenidentität

Tab. 1: Ökologische Charakteristik der untersuchten Standorte

	Standort A	Standort B	Standort C	Standort D	Standort E
Nutzung	Wiese	Wiese	Wiese (in den letzten zwei Jahren mit Nachweide)	Mähweide (zeitweise nur Weidenutzung)	Weide (relativ intensiv genutzt)
Überschwem- mungshäufigkeit	regelmäßig überschwemmt	regelmäßig überschwemmt	nicht regelmäßig überschwemmt	regelmäßig überschwemmt	selten überschwemmt
Vegetation	Bromo- Senecionetum aquatici	Bromo- Senecionetum aquatici	Bromo- Senecionetum aquatici	Ranunculo repentis- Alopecuretum geniculati	Rumex obtusifolius- Poa trivialis Gesellschaft

Mittel der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1991)

Feuchtezahl	7,7	7,9	8,1	6,3	6
Reaktionszahl	5,8	4,9	5,7	5,9	6,7
Stickstoffzahl	5,6	4,4	5,2	5,0	7,2

Tab. 2: Dominanzliste der Gamasinen (Artnamen nach KARG 1993)

Arten \ Probfächen	A	B	C	D	E
Dendrolaelaps foveolatus (LEITNER 1949)	77,35	19,72	61,4	51,78	6,36
Arctoseius cetratus (SELLNICK 1940)	2,59	2,11	11,51	30,42	36,36
Pachylaelaps hispani BERLESE 1903	0,97	1,06	1,13	6,15	4,55
Lysigamasus vagabundus KARG 1968	0,32	1,41	2,48	4,85	1,82
Hypoaspis angustiscutata WILLMANN 1951	0,81	0,35	0,9	0,65	0,91
Lysigamasus runciger BERLESE 1904	0,49		1,13	0,65	1,82
Hypoaspis similisetae KARG 1965	7,92	42,96	3,61		
Hypoaspis nolli KARG 1962	7,44	22,89	8,8		
Punctodendrolaelaps fallax (LEITNER 1949)	0,32	6,69	0,45		
Pergamasus crassipes (LINNE 1758)	0,16		0,23	1,29	
Gamasolaclaps excisus (C.L. KOCH 1879)	0,49		0,23		
Cheiroseius borealis (BERLESE 1904)	0,32	1,06		0,32	
Pseudoparasitus sellnicki (BREGETOVA ET KOROLEVA 1964)	0,65	0,35		0,65	
Pachylaelaps jurassicus SCHWEIZER 1961		0,35	0,68	1,29	
Parasitus beta OUDEMANS ET VOIGTS 1904			3,61	1,29	3,64
Lysigamasus celticus BHATTACHARYYA 1963			3,39		14,55
Macrocheles carinatus (C.L. KOCH 1839)				0,65	1,82
Dendrolaelaps rectus KARG 1962					25,45
Alliphis sculus (OUDEMANS 1905)					1,82
Punctodendrolaelaps strenzkei (HIRSCHMANN 1960)					0,91
Zeron moravicus HALASKOVA 1970		1,06			
Ameroseius corbiculus (SOWERBY 1806)	0,16				
Neojordensia levis (OUDEMANS ET VOIGTS 1904)			0,45		
Summe der erfaßten Tiere	618	284	443	309	110
Ind. / m ²	24700	11400	17700	12360	4400

Arten, die mindestens subdominant auf einer Fläche vertreten waren, sind punktiert; erkennbare Einheiten sind gerahmt.

Charakteristische Arten

Als charakteristisch für die Borgfelder Wümmewiesen werden Arten mit hoher Konstanz im Untersuchungsgebiet, oder Arten mit auffälliger Abundanz auf einem oder mehreren bestimmten Standorten und signifikanten Unterschieden zu den verbleibenden Standorten bezeichnet. Letztere weisen auf eine Spezialisierung hin und scheinen zur Indikation bestimmter Standortverhältnisse geeignet zu sein.

Hochkonstante Arten sind: *Dendrolaelaps foveolatus*, *Arctoseius cetratus*, *Pachylaelaps hispani*, *Lysigamasus vagabundus*, *Hypoaspis angustiscutata* und *Lysigamasus celticus*.

"Spezialisten" sind demnach *Hypoaspis nollii*, *Hypoaspis similisetae* und *Punctodendrolaelaps fallax*, die nur auf extensiv genutzten Flächen erfaßt wurden, und *Lysigamasus celticus* und *Dendrolaelaps rectus*, die eine deutliche Präferenz für intensiv genutzte Flächen zeigen.

Des weiteren ist *Arctoseius cetratus* zu nennen, die, obwohl auf allen Standorten relativ häufig vorkommend, eine deutliche Präferenz für intensiv genutzte Flächen zeigt.

Diese Ergebnisse werden durch eine Korrespondenzanalyse (Artenordination) gestützt.

Literatur

- Ehrnsberger, R. (Hrsg.), 1993: Bodenmesofauna und Naturschutz: Bedeutung und Auswirkungen von anthropogenen Maßnahmen. - Verlag Günter Runge, Cloppenburg
- Ellenberg, H. et al., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Verlag Erich Goltze KG, Göttingen
- Lebrun, Ph., 1979: Soil mite community diversity. - In: J.G. Rodriguez (ed.): Recent advances in Acarology, Vol. 1: 603-613
- Hacker, E., 1970: Die Böden des Hamme-Wümme Gebietes. In: Beiheft 5 zu Landschaft und Stadt. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 1-26
- Karg, W., 1982: Untersuchungen über Habitatansprüche, geographische Verbreitung und Entstehung von Raubmilbengattungen der Cohors Gamasina für ihre Nutzung als Bioindikatoren. - Pedobiologia 24: 241-247
- Karg, W. 1993: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresküste-59. Teil: Raubmilben. - Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York
- Koehler, H., 1984: Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes). - Dissertation, Universität Bremen
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988: Statistical ecology. - John Wiley & Sons, New York
- Persson, T. & U. Lohm, 1977: Energetical significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. - Ecol. Bull. 23: 1-211

Einsatzmöglichkeiten von Regenwürmern, Collembolen und Mikroorganismen als Indikatoren für Bodenzustände

von

Filser, J., H. Fromm, S. Mommertz, R.F. Nagel und
K. Winter***Einleitung**

Abiotische Determinanten von Bodenorganismen sind Zusammensetzung und Textur der mineralischen Bestandteile des Bodens sowie Wasser- und Temperaturhaushalt. Qualität und Umsetzungsprozesse der organischen Substanz stehen in enger Beziehung zu Bodenorganismen, so daß deren Populationsgrößen und -strukturen als Indikatoren für den Stoffhaushalt eines Bodens angesehen werden können. Nutzungseffekte bewirken Veränderungen der Bodenbiozöosen, der Qualität der organischen Substanz und damit auch der Dynamik ihrer Umsatzraten (COLEMAN et al. 1989). Erfassung, Prognose und Bewertung derartiger Veränderungen sind die zentralen Ziele des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM).

Zielvorgabe der vorliegenden Untersuchung war die Charakterisierung der Bodenorganismengesellschaft vor einer geplanten Nutzungsumstellung unter besonderer Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik und des Einflusses von Bodenkenngößen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Auf einer ca. 100 ha großen landwirtschaftlichen Fläche mit ausgesprochen heterogenen Bodenverhältnissen (FROMM et al. 1993) wurden während zwei Jahren 15 repräsentative Teilflächen untersucht (BEESE et al. 1993). Zwei dieser Teilflächen lagen im Grünland, die restlichen auf der einheitlich bewirtschafteten Ackerfläche (1991: Winterweizen, 1992: Sommergerste).

Die mikrobielle Biomasse wurde mit der substratinduzierten Respiration bestimmt. Die Collembolen wurden mit einem modifizierten MacFadyen-High-Gradient-Extraktor und die Regenwürmer mit Formalinlösung ausgetrieben. Nähere Angaben zur verwendeten Methodik sind in FILSER et al. (1994) nachzulesen. Die Beprobung der Mikroorganismen und der Collembolen erfolgte in 1-2monatlichen Abständen. Regenwürmer wurden einmal jährlich im Herbst erfaßt.

Ergebnisse**1. Zeitliche Dynamik**

Die mikrobielle Biomasse in den oberen 10 cm war im Grünland etwa 3-4mal so hoch wie im Acker (Abb. 1). Von einzelnen Ausnahmen abgesehen, schwankte sie auf den 13 Ackerstandorten im Untersuchungszeitraum nur geringfügig, während im Grünland sehr deutliche Populationsänderungen auftraten. Die meisten Ackerstandorte wiesen Werte von etwa 500 g Cmic/g TS auf. Ausnahmen bildeten ein toniger Standort (ca. 700 g/g) und zwei Flächen, auf denen vor 1991 langjährig Hopfen angebaut worden war (250 bzw. 400 g/g).

*J GSF - Institut für Bodenökologie, Neuherberg, 85758 Oberschleißheim

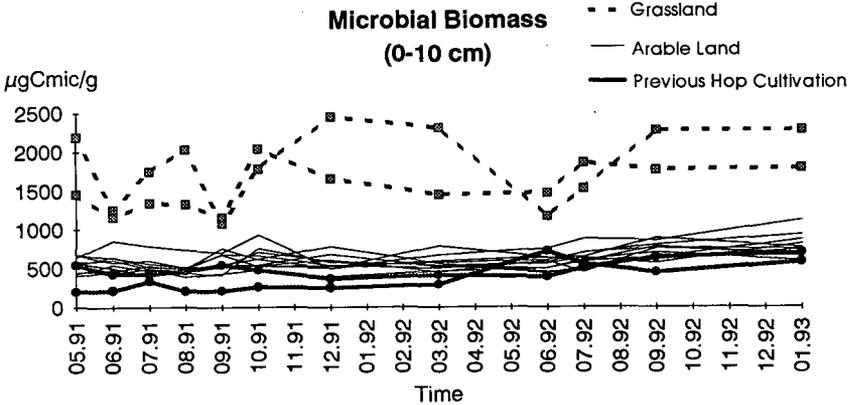


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der mikrobiellen Biomasse

Für die Collembolen ist beispielhaft die Dynamik der dominanten Art *Folsomia quadrioculata/manolachel* gezeigt (Abb. 2). Von dem ehemaligen Hopfenfeld abgesehen, schwankte die Abundanz in den oberen 5 cm im Acker ähnlich stark wie im Grünland. Dies galt auch für die anderen, aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellten Standorte.

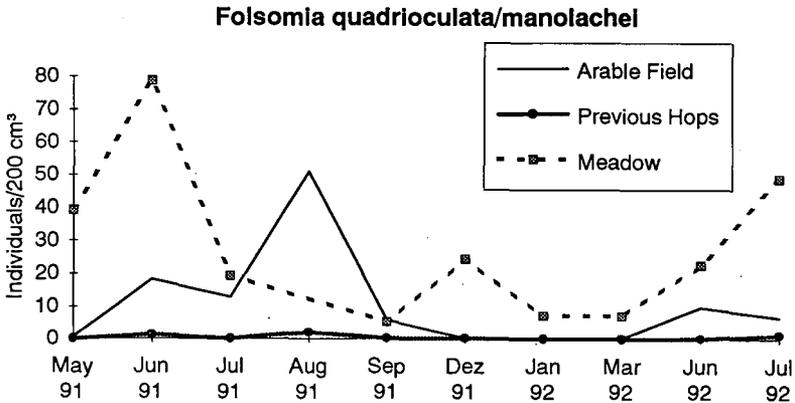


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Abundanz von *Folsomia quadrioculata/manolachel* in 0-5 cm Bodentiefe

2. Beziehungen zu Bodenkenngrößen

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich bei Mikroorganismen und Collembolen auf 0-20 cm Bodentiefe und bei Regenwürmern auf den Gesamtboden. Um den Effekt der unterschiedlichen Vegetationsstruktur im Grünland ausschließen

und die Interpretation auf Bodenkenngrößen beschränken zu können, wurden nur Ergebnisse der 13 Ackerstandorte berücksichtigt. Zwischen den Abundanzen der 10 häufigsten Collembolen- und Regenwurmart, der mikrobiellen Biomasse und den wichtigsten Bodenkenngrößen wurde eine Korrelationsmatrix (Spearman-Rangkorrelation) erstellt. Für die Collembolen und Regenwürmer wurde jeweils der Mittelwert aus den signifikanten Korrelationskoeffizienten ($p < 0.05$) der einzelnen Arten gebildet. Diese Werte sind mit den Koeffizienten der mikrobiellen Biomasse in Abb. 3 zusammenfassend dargestellt.

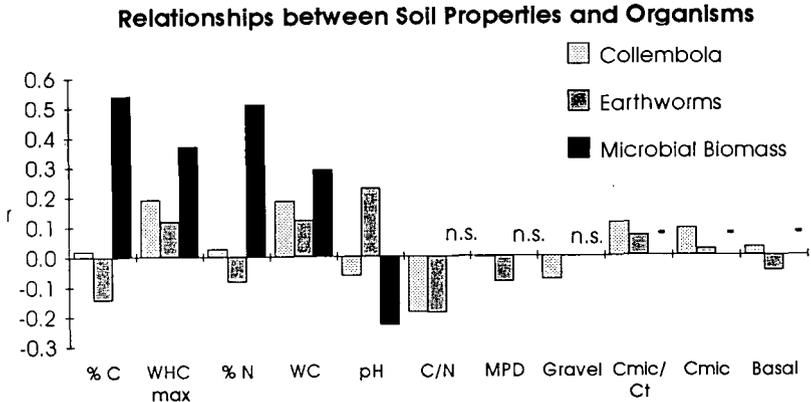


Abb. 3: Mittlere Korrelationskoeffizienten zwischen Bodenorganismen und Bodenkenngrößen. WHCmax = maximale Wasserkapazität, WC = Wassergehalt, mpd = medianer Korndurchmesser, Gravel = Skelettanteil, Cmic = mikrobielle Biomasse, Basal = Basalatmung. Nähere Erläuterung siehe Text.

Auch wenn innerhalb der untersuchten Tiergruppen z.T. deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Arten bestanden (nicht dargestellt, siehe FILSER et al. 1993), lassen sich dennoch für die untersuchten Ackerstandorte einige allgemeingültige Beziehungen ableiten. Alle Bodenorganismen zeigten eine positive Beziehung zum Wassergehalt. Mikroorganismen und Collembolen hatten in der Regel gleichgerichtete Beziehungen zu Bodenkenngrößen, während die der Regenwürmer für C- und N-Gehalt und pH-Wert entgegengesetzt lagen. Die Abundanzen der Bodentiere sanken mit steigendem C/N-Verhältnis und stiegen mit zunehmendem Anteil der mikrobiellen Biomasse am Kohlenstoffgehalt. Ein hoher Skelettanteil ging mit etwas niedrigeren Collembolenzahlen einher, zeigte jedoch keine Auswirkungen auf die Abundanzen von Regenwürmern. Die negative Beziehung zwischen Regenwürmern und medianem Korndurchmesser erklärt sich mit der positiven Beziehung zum Tongehalt (nicht dargestellt).

Diskussion und Schlussfolgerungen

Langjährige Intensivnutzung geht mit deutlichen Rückgängen der Abundanzen und Biomassen der Bodenorganismen einher (FILSER et al. 1994). Am Beispiel des ehemaligen Hopfenfeldes ist ersichtlich, daß dieser Effekt für die Collembolenart *F. quadrioculata/manolachet* zu jedem Beprobungstermin nachweisbar war, während die mikrobielle Biomasse im Juni und Juli 1992 im Bereich der übrigen Ackerstandorte lag. Dies war auch für die Gesamtheit der Collembolen der Fall (FILSER et al. 1994) und verdeutlicht, daß Summenparameter auf kurzfristige Bewirtschaftungseffekte wesentlich schneller reagieren als ausgewählte

Arten oder Artengruppen. Die Ergebnisse zeigen auch, daß selbst so drastische Effekte, wie durch langjährigen Hopfenanbau hervorgerufen werden, mit einer einmaligen Beprobung übersehen werden können, da sie von Zusatzeffekten aus der aktuellen Bewirtschaftung - z.B. Düngung - überlagert werden können.

Die im ersten Teil dargestellten Daten beziehen sich auf die oberen 5 bzw. 10 cm des Bodens, deren Beprobung zu Indikationszwecken ausreichend ist. Rückschlüsse auf Biomassen, Populationsgrößen und Stoffvorräte im Gesamtboden sind auf dieser Basis jedoch keinesfalls zulässig, da die Tiefenverteilung der Bodenorganismen innerhalb des A_p -Horizonts sehr starken Schwankungen unterworfen ist (FILSER & FROMM 1994, WINTER 1995)

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zeigen, daß die - erwartungsgemäß enge - Beziehung zwischen Bodenorganismen und Wasserhaushalt nur unwesentlich durch die Textur, dafür aber umso stärker durch die organische Substanz bestimmt ist. Die gegenläufigen Beziehungen zum C- und N-Gehalt für Regenwürmer und Collembolen erklären sich durch die bei hohen Corg.-Gehalten niedrigeren pH-Werte. Sie spiegeln den erhöhten Kalkbedarf der auf den Flächen dominierenden Regenwurmart *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea caliginosa* wider und können sicher nicht auf Biotope übertragen werden, in denen auch säuretolerante Arten vorkommen. Unterschiede im C/N-Verhältnis wirken sich nur auf Bodentiere aus und bestärken damit die Bedeutung der Tiere für die Indikation von qualitativen Veränderungen der organischen Substanz.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des "Forschungsverbundes Agrarökosysteme München" (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht und Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Literatur

Beese, F., Filser, J., Fromm, H., Mommertz, S., Nagel, R.F., Wahl, F., Winter, K., (1993): Raum-zeitliche Muster von Zustandsgrößen der Tier- und Mikroorganismengesellschaften in Böden. In: Hantschel, R., Kainz, M. (eds.): FAM-Bericht 3, ISSN 0941-892X, 61-75

Coleman, D.C., Brussaard, L., Beare, M.H., Hendrix, P.F., Hassink, J., Heijnen, C.E., Marinissen, J.C.Y., (1989): Microbial-faunal interactions as they influence soil organic matter dynamics. In: Hattori, T. et al. (Hrsg.): Recent Advances in Microbial Ecology, Proc. 5th Int. Symp. on Microbial Ecology, 175-180

Filser, J., Fromm, H. (1994): The vertical distribution of collembola in an agricultural landscape. *Polskie Pismo Entomologiczne*, im Druck

Filser, J., Fromm, H., Nagel, R., Winter, K. (1993): Bodentier- und Mikroorganismengesellschaften in einer heterogenen Agrarlandschaft. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 71, 507-510

Filser, J., Fromm, H., Nagel, R., Winter, K. (1994): Effects of previous intensive agricultural management on microorganisms and the biodiversity of the soil fauna. *Plant and Soil* SB 28, im Druck

Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantschel, R., Beese, F. (1993): The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interactions. *Geoderma* 60, 109-118

Winter, K. (1995): Raumzeitliche Muster der mikrobiellen Biomasse und Aktivität in einer Agrarlandschaft und ihrer Bedeutung für den C- und N-Haushalt. Dissertation, Technische Universität München (in Vorb.)

Charakterisierung von zwei terrestrischen Ökosystemen anhand bodenmikrobiologischer Langzeituntersuchungen*

von

Förster, B., T. Knacker und J. Römbke

Einleitung

Bodenmikroorganismen stellen mit ihrer Biomasse und Funktion bedeutende strukturelle sowie funktionelle Größen terrestrischer Ökosysteme dar (KNACKER et al. 1994). Sie sind damit ein wichtiges Charakteristikum von Böden. Nach wie vor ist unklar, in welchem Umfang die Jahreszeit bei der Probenahme für die Bestimmung der Parameter Biomasse und metabolische Aktivität (spezifische Atmung) eine Rolle spielt. Zur Untersuchung ihrer Variabilität in Abhängigkeit von Jahreszeit und Standorteigenschaften wurden die beiden Parameter in zwei strukturell unterschiedlichen, geographisch benachbarten und damit klimatisch vergleichbaren Ökosystemen regelmäßig erfaßt.

Material & Methoden

Auf einer nördlich von Frankfurt/Main gelegenen Talglatthaferwiese sowie in einem nahen Eichen-Hainbuchenwald mit Humusform Mull, der forstlich mit Buchen und Eschen bestockt war, wurden zwei Untersuchungsflächen mit einer Größe von 100 m² (Wiese) bzw. 240 m² (Wald) festgelegt. Wichtige Bodeneigenschaften dieser Flächen sind Tab. 1 zu entnehmen. Über einen Zeitraum von zwei Jahren wurden im Abstand von vier Wochen je 8 Bodenproben aus den Bodentiefen 0 - 5 cm und 5 - 15 cm mit Hilfe eines Bodenstechers (ϕ 56 mm) entnommen. Die Proben wurden entweder einzeln (Abb. 2, Werte mit Standardabweichung) oder als Mischproben untersucht. An zwei Terminen wurden je 15 randomisierte Proben pro Fläche einzeln untersucht. Die mikrobielle Biomasse wurde nach der SIR Methode von ANDERSON & DOMSCH (1978) bestimmt. Die Basalatmung wurde nach Erreichen einer stabilen Phase gemessen (frühestens 18 h nach Meßbeginn). Die Messung des CO₂ aus den Bodenproben wurde im kontinuierlichen Durchfluß mit CO₂-haltiger Luft und Infrarotabsorption (URAS 2T) durchgeführt (Abb. 1).

Ergebnisse

Die mikrobielle Biomasse war im Waldboden deutlich höher als im Wiesenboden (Abb. 2), während die spezifische Atmung im Wiesenboden am höchsten war (Abb. 3). Die Biomassewerte wiesen besonders im Oberboden starke Schwankungen auf, zeigten jedoch in keinem der beiden Ökosysteme eine regelmäßige jahreszeitliche Dynamik. Die räumliche Variabilität der mikrobiellen Biomasse innerhalb der Untersuchungsflächen zu einem Zeitpunkt hatte die gleiche Größenordnung wie die jahreszeitliche Meßwertschwankung (Tab. 2). Es konnten keine statistisch signifikanten Korrelationen zwischen den mikrobiellen Parametern und der Niederschlagsmenge, dem Bodenwassergehalt oder der Temperatur nachgewiesen werden.

Diskussion

Das Auftreten jahreszeitlicher Schwankungen im mikrobiellen Biomassegehalt von Böden und ihre möglichen Ursachen sind umstritten (FÖRSTER 1994). Als potentielle Einflußgrößen werden besonders die Bodenfeuchte und die Temperatur diskutiert. Dennoch konnten anhand der Klimadaten Niederschlagsmenge, Bodenwassergehalt und Temperatur die beobachteten Schwankungen im Biomassegehalt und bei der metabolischen Aktivität nicht erklärt werden. Während bei der Biomasse kein deutlicher jahreszeitlicher Trend zu erkennen war, zeigte sich bei der spezifischen Atmung eine große Ähnlichkeit zwischen beiden Böden im jahreszeitlichen Verlauf. Ein Problem bei der Beurteilung der Daten aus Zeitreihen ist die inhomogene Verteilung der Bodenmikroorganismen. Die große räumliche Variabilität besonders im bodennahen Standorte kann zur Fehlinterpretation der Daten einer Zeitreihe führen, da aufgrund der destruktiven Probenahme jede zeitlich versetzte Probenahme zugleich auch eine räumlich versetzte ist. Zur Erfassung jahreszeitlicher Unterschiede im Rahmen der mikrobiellen Charakterisierung von Böden sollten daher neben der Struktur (Biomasse) auch Funktionen (z.B. spezifische Atmung) der mikrobiellen Population untersucht werden. Dazu sind Messungen in Zeitreihe mit ausreichender Zahl an Replikaten zu jedem Termin nötig.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. - *Soil Biol Biochem* 10: 215-221.
- FÖRSTER, B. (1994): Untersuchung zum Rolle der Mikroorganismen im Dekompositionsprozeß eines Wiesen- und eines Waldökosystems unter dem Einfluß des Fungizids Carbenbazim. - Diss. Universität Frankfurt/Main, 193 S.
- KNACKER, Th., RÖMBKE, J., EDER, M., FEDERSCHMIDT, A., FÖRSTER, B. & SCHALLNASS, H.J. (1994): Arbeiten zur Übertragbarkeit und Präzisierung der Wirkungsmechanismen chemischer Belastung in verschiedenen Ökosystemen. Teilprojekt 2: zoologische und mikrobiologische Parameter zum Streuabbau. - Abschlußbericht für das BMFT, Förderkennzeichen 0339302B, 536 S.

Tab. 1 Physikalisch-chemische Bodenkennwerte der Untersuchungsflächen Talglatthaferwiese (Wiese) und Buchen/Eschen-Forst (Wald). C_t = Gesamt Kohlenstoff; N_t = Gesamt Stickstoff.

Untersuchungsfläche und Bodentiefe	pH (H ₂ O)	C _t [%]	N _t [%]	C/N	Ton [%]	Bodendichte [g TM/cm ³]
Wiese 0 - 5 cm	5.9	3.05	0.25	12.3	30.0	1.13
Wald 0 - 5 cm	7.1	5.38	0.45	12.1	25.9	0.92
Wiese 5 - 15 cm	6.1	1.65	0.16	10.7	26.5	1.48
Wald 5 - 15 cm	7.2	3.78	0.34	11.2	16.0	0.96

Tab. 2 Räumliche und zeitliche Variabilität des Gehaltes an mikrobieller Biomasse in 0-5 cm Bodentiefe [$\mu\text{g C}_{\text{mic}} \cdot \text{g}^{-1}$ Boden TM]. A und B: Probenahmen zu einem Zeitpunkt mit Einzelbestimmung von je 15 Replikaten; C: Mittelwert von 24 Probenahmeterminen, an denen jeweils aus 8 Proben eine Mischprobe hergestellt wurde. (Mittelwerte \pm Standardabweichung).

	WIESE		WALD	
	Probenahme Monat/Jahr	Biomasse [$\mu\text{g C}_{\text{mic}}$]	Probenahme Monat/Jahr	Biomasse [$\mu\text{g C}_{\text{mic}}$]
A:	10/91	764 \pm 107	11/90	1459 \pm 335
B:	7/92	1037 \pm 237	7/92	1509 \pm 281
C:	8/90 - 7/92	997 \pm 261	9/90 - 9/92	1804 \pm 394

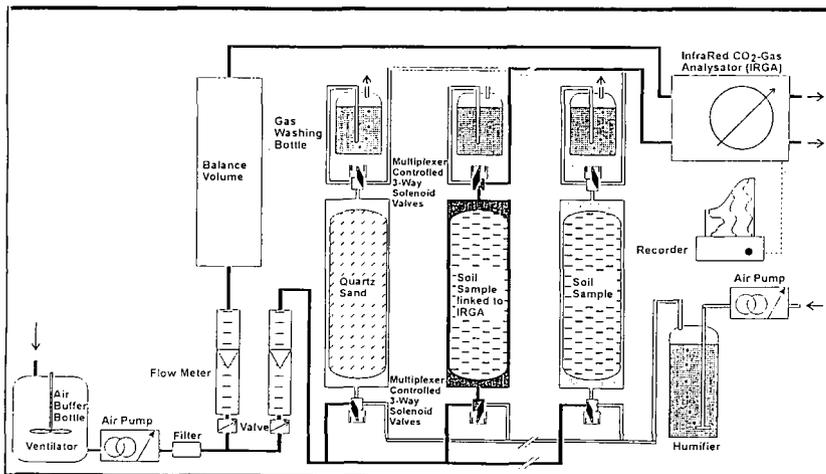


Abb. 1 Schematische Darstellung der Bodenatmungsmeßanlage

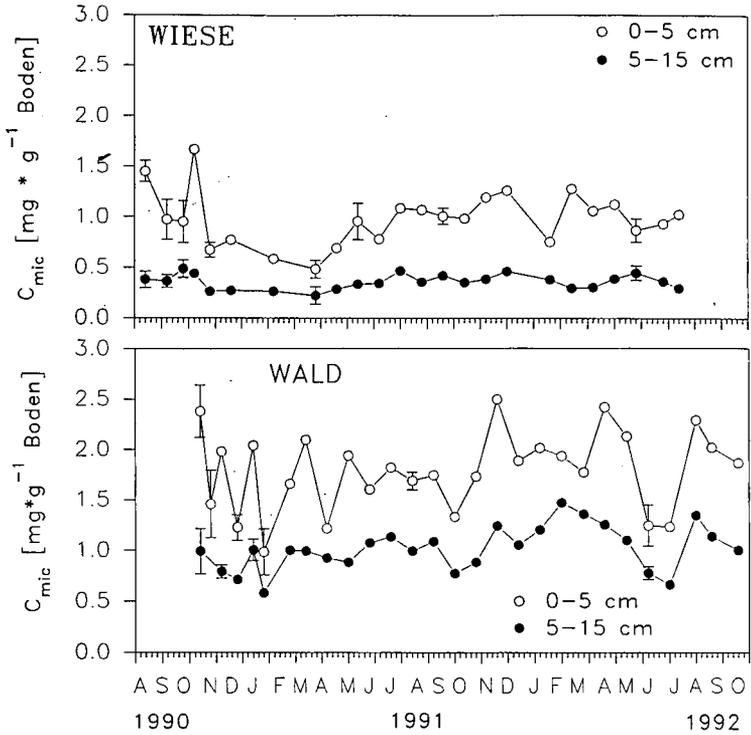


Abb. 2 Gehalte an mikrobieller Biomasse im Boden [$mg C_{mic} \cdot g^{-1}$ Boden] einer Glatthaferwiese und eines Buchen-Eschen Forstes.

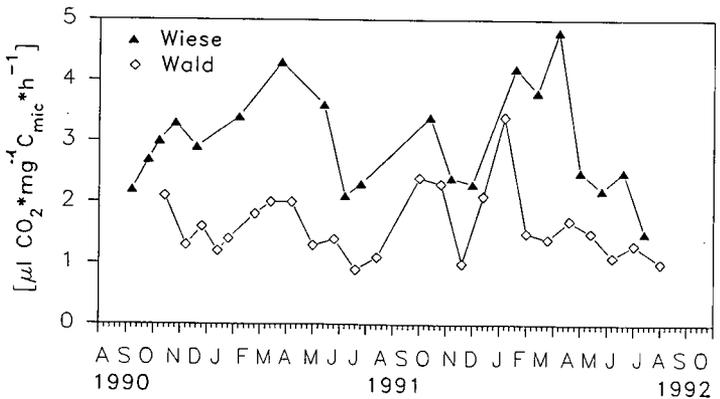


Abb. 3 Spezifische Atmung der Bodenmikroorganismen [$\mu l CO_2 \cdot h^{-1} \cdot mg^{-1} C_{mic}$] im Boden (0 - 5 cm Tiefe) einer Glatthaferwiese und eines Buchen-Eschen Forstes.

Typische Bakteriengesellschaften in Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette

von

Bach, H.-J., H.-J. Schulten und J.-C. Munch

1. Einleitung

Mikrobielle Populationen terrestrischer Ökosysteme unterliegen in ihrer qualitativen und quantitativen Zusammensetzung verschiedensten Einflüssen. Für einen gegebenen Standort gibt das Zusammenspiel aller Parameter die physikalischen, chemischen und physiologischen Bedingungen für Wachstum, Absterben oder Stagnation einer Bakterienteilpopulation vor. Umgekehrt verändern Mikroorganismen durch Umsetzungsprozesse die auf sie wirkenden Bodeneigenschaften. Ziel dieser Arbeit war es zu überprüfen, inwieweit die bakterielle Gemeinschaft für einen bestimmten Standort typisch ist und welche Faktoren für deren Zusammensetzung mitbestimmend sind. Untersucht wurden die Böden einer Landschaft im Rahmen des Verbundprojekts „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“. Die erarbeiteten Zusammenhänge werden hier am Beispiel der Chitin-abbauenden Bakterien als bedeutende physiologische Destruentengruppe erläutert.

2. Material und Methoden

Unterschiedliche agrarisch und forstwirtschaftlich genutzte Standorte (Tab. 1) des Ökosystemverbundes wurden auf die Zusammensetzung bakterieller Chitin-abbauerpopulationen und die Populationsdichten an heterotrophen Mikroorganismen untersucht. Diese Erhebungen wurden jeweils im Frühjahr und im Herbst 1992 und 1993 durchgeführt.

Tab. 1: Standorte, ihre Flächengrößen und einige Bodenparameter (Schleuß, U. 1991) der untersuchten Bodenhorizonte im Untersuchungsgebiet "Bornhöveder Seenkette".

Standort	Flächen ha	Horizont	Tiefe cm	pH-Wert CaCl ₂	Corg. %	C/N
Buchenwald	12,3	O	4-0	2,9	40,9	22,3
		A(e)h	0-5	3	3,4	16,8
		B	20-30	4,4	0,4	12
Erlenbruch	0,2	nH	0-20	3,5	35,2	16,4
Acker	2,5	Ap	0-20	5,4	1,8	12,1
		B	30-50	5,7	0,6	16,5
Hanggrünland	0,8	(M)Ah	0-10	5,2	0,9	10,8
		B	30-50	5,6	0,8	12,1
Feuchtgrünland	0,9	MAa	0-20	5,7	11,3	11,6

Die qualitative und quantitative Erfassung der Bakterienpopulation wurde mit Hilfe des MPN-Bestimmungs-Verfahrens (Most Probable Number) durchgeführt, d.h.:

-Dispergierung und Suspendierung von Bodenproben und Herstellen von Verdünnungsreihen

-Ausplattieren der Verdünnungen auf chitinhaltigem Medium bzw. auf einem komplexen Medium, Zählung und Auswahl von Kolonien der vertretenen Arten

-Isolierung und Identifizierung von Bakterienstämmen nach morphologischen und biochemischen Kriterien auf Grundlage des Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (KRIEG, 1984; SNEATH, 1986)

Chitinmedium: (nach MONREAL und REESE, 1986, modifiziert): 0,30 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$; 1,36 g KH_2PO_4 ; 1,0 g $(NH_4)_2SO_4$; 1,0 g NaCl; 4,0 g kolloidal gelöstes Chitin (TS); 1,0 g Hefeextrakt; 12,0 g Agar Agar; 1,0 ml Spurenelemente-Lösung I; 10,0 ml Vitaminlösung nach Pel & Gottschal; 0,1 g Cycloheximid; ad 1000 ml aqua dest., pH-Wert 6,0. Die Vitaminlösung wird nach der Dampfsterilisation bei 121°C sterilfiltriert zugegeben. **Spurenelemente-Lösung I:** 10,0 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$; 1,0 g $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$; 1,0 g $MnCl_2 \cdot 4H_2O$; ad 1000 ml aqua dest. **Vitaminlösung** (nach Pel & Gottschal, 1986, modifiziert): 0,010 g Biotin; 0,100 g Nicotinsäure; 0,050 g 4-Aminobenzoat; 0,100 g Thiaminchloridhydrochlorid; 0,050 g Ca-Pentothemat; 0,250 g Pyridoxamindihydrochlorid; 0,050 g Cyanocobalamin.

Bodenextraktmedium für heterotrophe Mikroorganismen: (DUNGER und FIEDLER, 1989)

1,2 g Glucose; 0,8 g $CaCO_3$; 0,8 g K_2HPO_4 ; 0,4 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$; 0,04 g $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$; 0,04 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$; 200 ml Bodenextrakt; 0,1 g Cycloheximid; 12,0 g Agar Agar; ad 1000 ml Leitungswasser; pH = 6.

-Inkubation bei 12°C und lange Bebrütungsdauer (bis zu 60 Tagen)

Die Bestimmung der Chitinaseaktivität wurde nach RÖBNER (1990) durchgeführt.

2. Ergebnisse und Diskussion

2.1 Keimzahlen

Die Populationsdichten (Mittelwerte aller Probenahmen) sind in Abb. 1 dargestellt.

Innerhalb der Bodenprofile gehen die Häufigkeiten an heterotrophen Gesamtkeimen und an Chitinolyten in zunehmenden Tiefen zurück. Die hohen chitinolytischen Potentiale in der Buchenwald-Auflage und in den Oberböden sind in einem größeren Angebot an chitinösem Material und leicht verwertbarer organischer Substanz gegenüber einer Substratarmut in den Unterböden begründet. Besonders hohe Keimzahlen wurden im Of-Horizont des Buchenwalds ermittelt, wo der niedrige pH-Wert eine hohe pilzliche Biomasse und damit ein reichliches Angebot an Chitin als Substrat vermuten läßt.

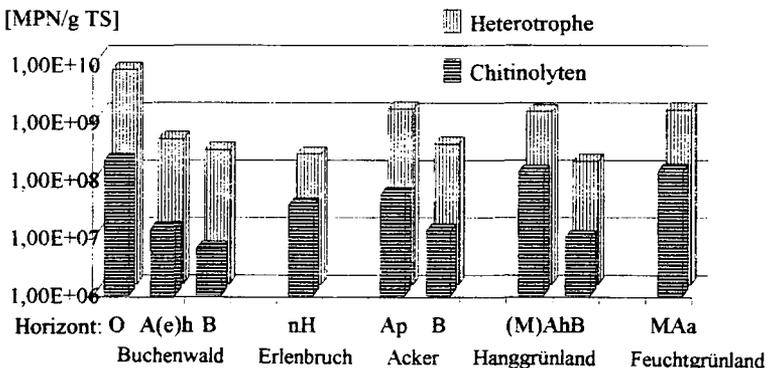


Abb. 1: Keimzahlen aerober chitinolytischer und heterotropher Bakterien in den Bodenhorizonten der Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette. (Mittelwerte aus den Probenahmen März und Oktober 1992 und März und Oktober 1993)

2.2 Zusammensetzung der chitinolytischen Populationen.

Die Spektren an chitinolytischen Bakterien in den einzelnen Horizonten der untersuchten Standorte sind in Abb. 2 dargestellt. Zur Vereinfachung der Darstellung wurden die verschiedenen Isolate morphologischen bzw. physiologischen Gruppen zugeordnet.

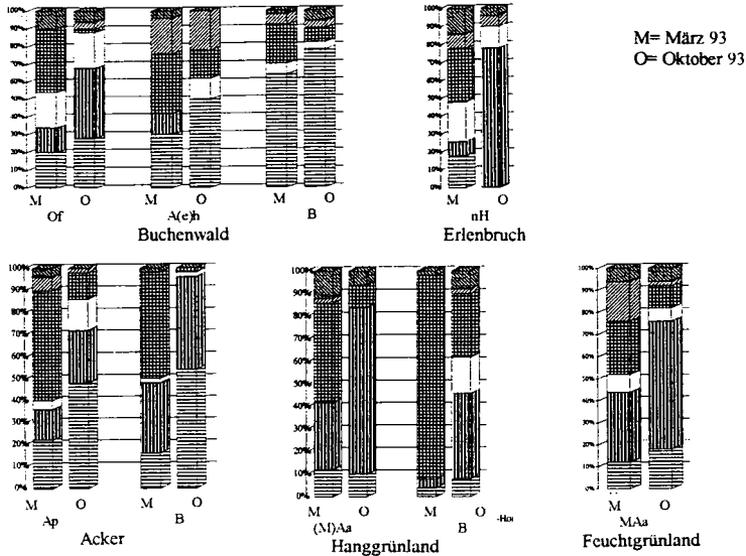


Abb. 2 : Die Zusammensetzung der chitinolytischen Bakterienpopulationen in den Bodenhorizonten im Bereich der Bornhöveder Seenkette.

-  -Gram-negative, polar begeißelte aerobe Stäbchen. Diese Gruppe umfaßt die Pseudomonaden und stoffwechseiphysiologisch und morphologisch verwandte Bakterien
-  Flexirubin-positive Stäbchen: hierzu gehören vorwiegend gleitende Stäbchen aus der Gattung *Cytophaga*
-  -Gram-negative, fakultativ anaerobe Stäbchen
-  -Actinomyceten, dazu werden alle Gram-positiven, verzweigte Hyphen bildende Bakterien gerechnet
-  -Gattung *Bacillus*, das sind Katalase positive, aerobe oder fakultativ anaerobe, Endosporen bildende Stäbchen
-  -Gram-positve Stäbchen und Kokken, die keine Endosporen formen. Dieser Gruppe werden z.B. die Gattungen *Micrococcus*, *Curtobacterium* und *Clavibacterium* zugeordnet.

Die oberen Horizonte verfügen jeweils über eine gleichmäßige, wenn auch unterschiedliche Artenverteilung, wogegen in den unteren Horizonten Pseudomonaden und andere stoffwechselphysiologisch verwandte Bakterien dominieren. In den oberen Horizonten wird die organische Substanz von einer großen Anzahl an enzymatisch vielseitig ausgestatteten Mikroorganismen metabolisiert. Die Substratarmut in tieferen Bodenhorizonten führt hier zu einer geringeren Artenvielfalt zugunsten von Organismen die an oligotrophe Bedingungen angepasst sind.

Auch im jahreszeitlichen Wechsel treten Unterschiede in den Populationszusammensetzungen auf. Actinomyceten sind an allen Standorten im Frühjahr stark vertreten, durch ihre Ausstattung mit einer breiten Palette von degradativen Enzymen und auch ihre Fähigkeit Antibiotika zu produzieren nehmen sie einen großen Anteil an den Populationen ein. Im Herbst, wenn die im Sommer gebildete pilzliche Biomasse abstirbt und Chitin in großen Mengen zur Verfügung steht, gewinnen Organismengruppen wie *Cytophaga* und Pseudomonaden überhand. Diese haben kurze Generationszeiten (STARR, 1981) und reagieren mit schnellem Wachstum auf vermehrte Substratzufuhr. Im Laufe des Winters sterben sie wieder ab, während Aktinomyceten in Form von Sporen überdauern.

2.3 Chitinolytische Aktivität

Die mit Abstand höchsten Aktivitäten (Abb.3) wurden in der sauren Buchenwaldauflage festgestellt. Hohe Aktivitäten weisen auch die oberen Horizonte des Erlenbruchs und des Feuchtgrünlands auf, die über große Gehalte an organischer Substanz verfügen. In den jeweiligen Unterböden sind die Chitinase-Aktivitäten sehr gering bis nicht nachweisbar, was hauptsächlich auf die schlechte Substratversorgung und erst in zweiter Linie auf die Art der vorkommenden Mikroorganismen zurückgeführt werden kann. Im jahreszeitlichen Verlauf sind die Aktivitäten im Herbst höher als im Frühjahr, was durch das Vermehrte Angebot an Chitin (absterbende pilzliche Biomasse) verursacht wird.

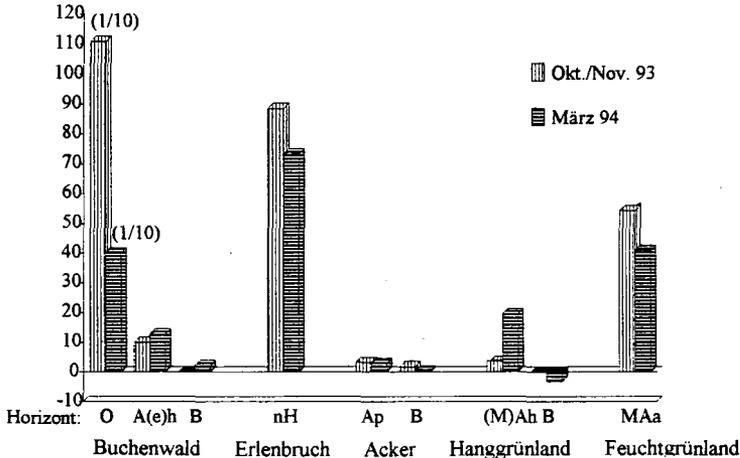


Abb. 3. Chitinolytische Aktivität in den Bodenhorizonten der Bornhöveder Seenkette.

4 Zusammenfassung

Die Keimzahlen, bakterielle Diversität und die chitinolytische Aktivität in den untersuchten Bodenhorizonten unterliegen sowohl einer jahreszeitlichen Dynamik als auch einem Gradienten mit niedrigeren Werten in tieferen Horizonten. Die bestimmende Größe ist in beiden Fällen standortspezifisch, vermutlich über die Dynamik der Pilzflora, die über Vorhandensein oder Mangel an Chitin als Substrat bestimmt.

Literatur:

- DUNGER, W., FIEDLER, H.-J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Fischer Verlag, Stuttgart. New York.
- STARR, M.P., H. STOLP, H.G. TRÜBER, A. BALOWS, H.G. SCHLEGEL (1981): The Procaroyotes. A handbook on habitats, isolation and identification of bacteria. Vol. 1 and Vol. 2.
- KRIEG, N.R. and J.G. HOLT (1984): Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 1. Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- SNEATH, P.H.A. and J.G. HOLT (1986): Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 2. Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- MONREAL, J., E.T. REESE, (1969) The chitinase of *Serratia marcescens*. Can. J. Microbiol. 15
- RÖBNER, H., (1990) Bestimmung der Chitinase Aktivität. In: Bodenbiologische Arbeitsmethoden; Eds.: Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler.; Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, N.Y.
- SCHLEUB, U. (1991) Profilbeschreibungen. In: Interne Mitteilungen des Projekts Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette; Eds.: Blume, H.-P., O. Fränze, B. Heydemann, L. Kappen, W. Nellen, P. Widmoser. Arbeitsbericht 1988-1991.

Denitrifikationsverluste und N₂O-Emissionen dreier Standorte der Bornhöveder Seenkette - zeitliche Variabilität und beeinflussende Parameter

von

Mogge, B.*, O. Heinemeyer**, E.-A. Kaiser** und J.-C. Munch**

Ziel

Die Abgabe von gasförmigen Stickstoffverbindungen aus Böden, u.a. über die Denitrifikation, ist von hoher Relevanz, sowohl im Hinblick auf die Bilanzierung von Stickstoffumsetzungen als auch auf Klimaaspekte. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es daher, die gasförmigen N-Abgaben von Ökosystemen der Bornhöveder Seenkette an die Atmosphäre zu quantifizieren und steuernde Faktoren der Denitrifikation zu ermitteln.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an zwei Ackerstandorten (Fruchtfolge und Monokultur Mais) und einem Buchenwaldstandort auf dem Untersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette durchgeführt (30 km südlich von Kiel).

Tab. 1: Eigenschaften der A-Horizonte der Versuchsstandorte

Boden	C _{org} Gew. %	N _t	C/N	pH (H ₂ O)	Dichte (g·cm ⁻³)	Mächtigkeit (cm)
Acker, Fruchtfolge ¹⁾	1,8	0,2	9	6,4	1,3	0-20
Acker, Monokultur ¹⁾	0,9	0,1	9	5,4	1,3	0-20
Buchenwald ¹⁾	3,4	2,0	17	4,2	1,1	0-5

¹⁾ Braunerde aus Geschiebesand

Die **N₂O-Emissionen** wurden nach HUTCHINSON und MOSIER, 1981 (mod.) mit einer 'closed-soil-cover-Methode' ermittelt. Zur Bestimmung der **N₂-Freisetzungsraten** wurde zusätzlich die Acetylen-Inhibierungstechnik verwendet (RYDEN, 1979, mod.). Für beide Bestimmungen wurde im Feld mit sechs Abdeckhauben gearbeitet und Aliquote der Gasphasen mit Vacutainern entnommen. Die Analyse der Vacutainerproben auf N₂O erfolgte mit GC-ECD nach HEINEMEYER et al., 1991. Die Gasprobenahmen erfolgten bis November im 14-tägigem, danach in monatlichem Rhythmus. Zu den Meßterminen wurden Bodenproben aus den A-Horizonten entnommen und auf folgende Parameter untersucht: der **Wassergehalt** gravimetrisch (dargestellt in % maximale Wasserkapazität). Der **Kohlenstoff- und Nitratgehalt** wurde als kaltwasserlöslicher bzw. 2 M KCl-Extrakt bestimmt.

*) Projektzentrum Ökosystemforschung, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel.

**) Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Bodenbiologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Ergebnisse

- Die Kurvenverläufe der **Denitrifikations- und N_2O -Verluste** waren in allen Standorten ähnlich (s. Abb. 1). Hohe Emissionen traten im Juli und August sowie Dezember (Bodentemperatur: 4,6 °C) auf.
- Die **Kohlenstoff- und NO_3^- -Gehalte** nahmen im Jahresverlauf auf allen Standorten parallel zueinander ab (s. Abb. 2).
- Der **Wassergehalt** erreichte erst nach anhaltenden Niederschlägen im Winter über 50 % der maximalen Wasserkapazität. Erst ab diesem Zeitpunkt war die Wasserversorgung für die biologische Aktivität optimal.

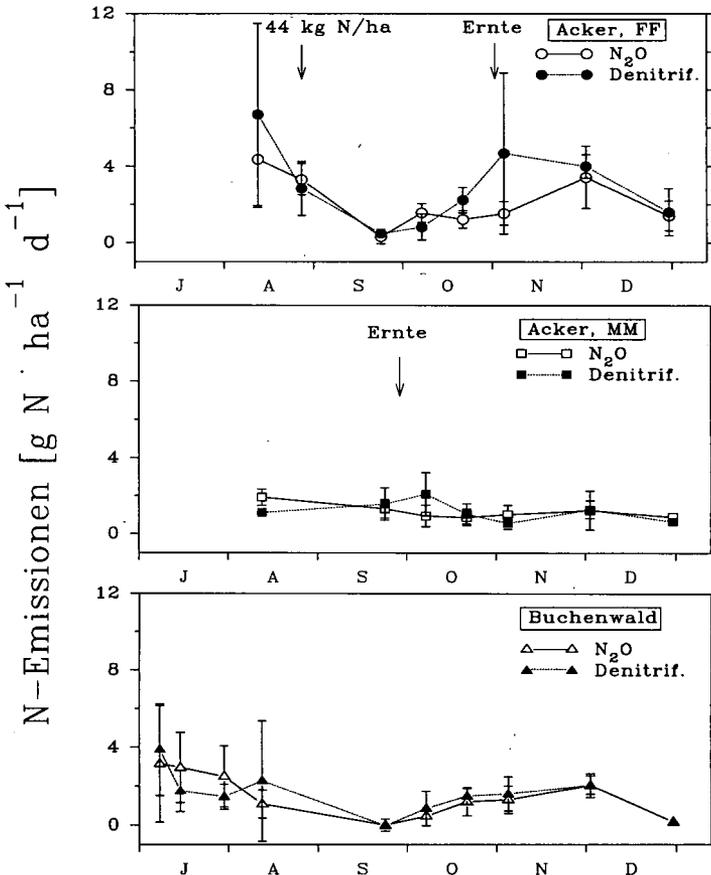


Abb.1: Gasförmige N-Verluste von Oberböden im Bereich der Bornhöveder Seenkette im Jahr 1992 (n=12).

Tab 2: Durchschnittliche N-Gasverluste ($\text{g N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) von August bis Dezember 1992 (Acker, FF = Acker Fruchtfolge; Acker, MM = Acker Monokultur, Mais).

Nutzung	Freisetzungsraten ($\text{g N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	
	Denitrifikation	N_2O
Acker, FF	2,92	2,17
Acker, MM	1,19	1,17
Buchenwald	1,19	0,89

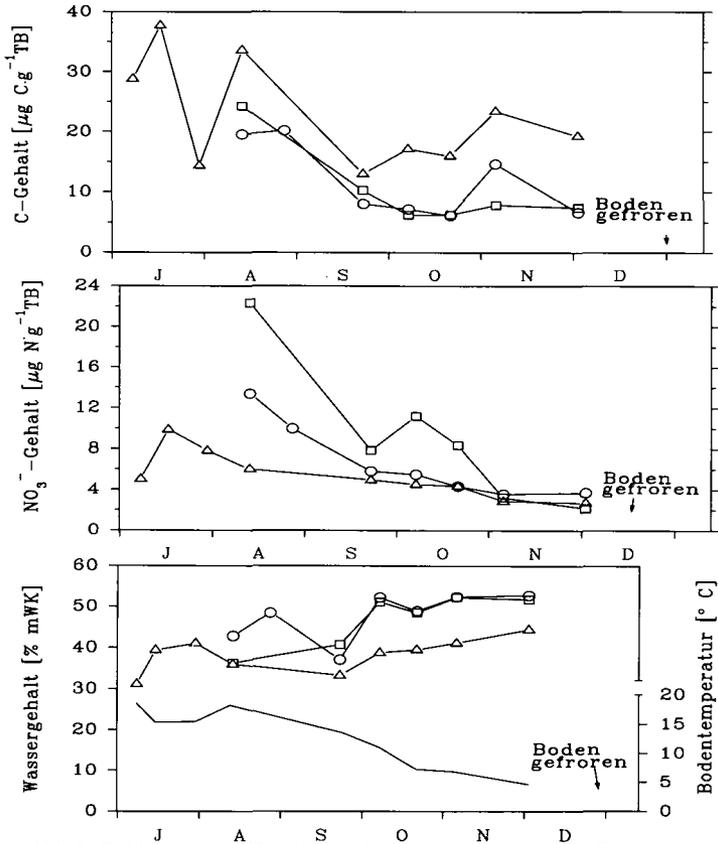


Abb.2: Kohlenstoff-, Nitrat- und Wassergehalte sowie Temperaturverlauf in Oberböden der Bornhöveder Seenkette im Jahr 1992 (○ Acker, Fruchtfolge; □ Acker, Monokultur; △ Buchenwald).

Schlussfolgerungen

- Über den Zeitraum der Messungen zeigten die gasförmigen N-Verluste folgenden Trend: Acker, Fruchtfolge > Acker, Monokultur Mais > Buchenwald.
Sie waren wahrscheinlich v. a. vom Wassergehalt der Böden abhängig.
- Signifikante Unterschiede im Ausmaß der Emissionen wurden zwischen Acker Fruchtfolge und Buchenwald ermittelt (H-Test, $P < 0,05$).
- Die Denitrifikationsverluste waren am stärksten beim Acker, Fruchtfolge ausgeprägt.
- Vergleichsweise hohe Emissionen sind auch bei Bodentemperaturen unter 5 °C nicht auszuschließen.

Literatur

HEINEMEYER, O., WALENZIK, G., KAISER E.-A. (1991): Zur Methodik der Bestimmung gasförmiger N-Abgaben in Freilandexperimenten. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 66, I: 499-502

HUTCHINSON, G.L., MOSIER A.R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 311-316

RYDEN, J.C., LUND, L.J., LETEY, J., FOCHT, D.D. (1979): Direct measurement of denitrification from soils: II. Development and application of field methods: Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 110-118

Diese Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des Bundesministers für Forschung und Technologie durchgeführt

Temporal variation of microbial biomass and respiration in a Danish sandy loam and a sandy soil (in situ) as affected by rape straw incorporation

von

Müller, T., L. Stoumann Jensen, J. Magid und N.E. Nielsen¹

Most studies on responses of microbial biomass and activity to various environmental conditions has been done under laboratory conditions due to methodological problems and the complexity of the field situation. Nevertheless, formulation and evaluation of soil-plant-atmosphere system models for simulation of carbon and nitrogen turnover are still restricted due to insufficient data obtained under field conditions (*in situ*).

The aim of the present work is to improve the understanding of carbon (and nitrogen) turnover in soils during autumn, winter and early spring *in situ*. The understanding obtained will be used to evaluate and improve the soil organic matter submodel of the soil-plant-atmosphere simulation model DAISY.

The experimental plots were sandy loam (Højbakkegård) and coarse sand soil (Snubbekorsgård) in the glacial landscape at the experimental farm in Høje Tåstrup (Zealand). Rape straw was incorporated on 3 levels (0 t ha⁻¹, 4 t ha⁻¹, 8 t ha⁻¹) to a depth of 20 cm into the bare fallow. From august 1993 until april 1994 total soil respiration (*in situ*) and soil microbial biomass carbon, soil microbial biomass nitrogen, soil microbial biomass nitrogen-15, extractable inorganic nitrate and ammonia, extractable organic carbon and density fractions of soil organic matter in the top soil (0-5 cm, 5-15 cm) were determined every 2 to 4 weeks. Furthermore, temporal variations of soil temperature (2.5 cm, 5 cm, 10 cm) and soil water content, as well as precipitation were registered.

Soil microbial biomass C was determined by chloroform fumigation extraction (Wu et al., 1990). Soil respiration was measured with two different methods, 1) with a "static chamber" where CO₂ was absorbed by alkaline solutions under a plastic bucket over periods of 24 h or 3 h (Tate et al., 1993), and 2) with a portable IR-detector-system over periods of only 2 min. All measurements were done with a lower frequency after April 1994.

A sieved (4 mm), wetted (40% WHC) and preincubated (3 weeks, 25 °C) control soil (Højbakkegård) was stored at 4 °C and included in all lab-measurements. These measurements were used to control the methodological variations and to correct the original values of the field samples if necessary.

Soil respiration (Fig. 3+4)

Soil respiration rates increased markedly during 8 weeks on Højbakkegård and during 11 weeks on Snubbekorsgård after rape straw incorporation. In the sandy soil the maxima of the soil respiration rates had higher values and they decreased again more slowly than in the sandy loam. The highest measured respiration rates on the plots treated with 0 t, 4 t and 8 t rape straw were 53 mg, 78 mg and 100 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ after 16 days on Højbakkegård, and 70 mg, 97 mg and 108 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ after 23 days or later on Snubbekorsgård. After 230 days on Højbakkegård

¹ The Royal Veterinary and Agricultural University, Dep. of Agricultural Sciences, Sect. of Soil Water and Plant Nutrition, Thorvaldsensvej 40, DK-1871 Frederiksberg C, Denmark

930 ,1360 and 1740 kg CO₂-C ha⁻¹ and on Snubbekorsgård 1670 , 2090 and 2200 kg CO₂-C ha⁻¹ were respired. The difference between the amended and the unamended plots represented 22% and 14% of the added straw C for the 4 and 8 t ha⁻¹ treatment.

Extractable C

The K₂SO₄-extractable C was slightly higher (p=0.001) in the 4 and 8 t ha⁻¹ than in the 0 t ha⁻¹ treatments throughout the experimental period. The extractable organic C decreased in all treatments from the initial maxima. In oktober temporal maxima could be detected on both sites, followed by a minimum in November. During the winter period, extractable organic carbon remained relatively constant with a slight decrease towards the spring.

Soil microbial biomass (Fig. 1+2)

On an average the non amended Snubbekorsgård soil contained 300 kg microbial biomass C ha⁻¹ (0-15 cm), whereas the non amended Højbakkegård soil had a level of 610 kg microbial biomass C ha⁻¹ (0-15 cm). Already from the first sampling, 2 and 7 days after incorporation of the rape straw at the Højbakkegård and Snubbekorsgård sites, respectively, significantly higher (P<0.0001) microbial biomass C levels were found than in the nonamended treatment at both sites. The difference to non amended was more or less proportional to the amount of straw input at the Højbakkegård site, whereas at the Snubbekorsgård site the difference was disproportionate with straw, the difference between 8 and 4 t ha⁻¹ being much less than between 4 and 0 t ha⁻¹. The average difference between the 0 to 8 t ha⁻¹ treatment was of approximately the same relative magnitude at both sites, at Højbakkegård 34% and at Snubbekorsgård 39% compared to non amended. However, the temporal pattern of microbial biomass C was quite dissimilar at the two sites. The only similarities are the decreases in microbial biomass C in all straw treatments at the 2nd sampling (2-4 weeks from incorporation). In general the temporal variability of microbial biomass C was rather low at the Snubbekorsgård site whereas at the Højbakkegård site it fluctuated substantially until December. This temporal pattern at the Højbakkegård site could not be significantly time-correlated with changes or absolute values of soil temperature or moisture. However, the highly significant differences in soil microbial C between straw levels persisted until next spring and seemed to fluctuate very little during the winter period. Within treatments, only very few fluctuations from one sampling time to the next were found to differ significantly.

Conclusions

Soil respiratory activity as measured by soil surface CO₂-fluxes indicated that most of the decomposition activity took place during the first 6 weeks after addition of the straw. Extractable organic carbon levels also decreased significantly during this period. Soil surface CO₂-fluxes remained significantly different during the following 6 months at the sandy loam only. The temporal variability in respiratory activity could primarily be explained by soil temperature, straw level and content of microbial biomass C.

Soil microbial biomass C increased more or less proportionally to the amount of rape straw added in late summer and remained relatively constant and significantly different between straw treatments over the autumn, winter and early spring period. Only relatively small temporal variation occurred, larger at the sandy loam (HB) than at the coarse sand (SN) site.

Two periods could be distinguished, one with a more active and fluctuating microbial biomass and one with a less active and more stable microbial biomass.

The use of a control soil with all lab analyses was very valuable for separating analytical variability

from true field variability.

Simulation

Two different simulation-scenarios for the rape straw incorporation experiment on Højbakkegård were carried out with the DAISY-model (Hansen et al., 1990 & 1991). The two scenarios differed in the start parameters for the soil-organic-matter submodel. In scenario 1 start parameters for added and total soil organic matter were as measured in the field whereas the remaining were standard parameter values derived from the knowledge in the literature - mainly from long-time field experiments and lab-experiments under steady state conditions. In scenario 2 all start parameters were as in scenario 1, except for soil microbial biomass C and N, which were also set to values as measured in the field for this simulation.

Contents of inorganic N and soil respiration were simulated satisfactorily in the scenario 1 simulation, whereas microbial biomass C and N were under-estimated. The simulated and observed temporal variation differed significantly. The scenario 2 simulation overestimated the contents of inorganic N and the soil respiration, whereas the agreement between observed and simulated microbial biomass C and N levels was improved. However, the temporal decline in contents of C and N in the microbial biomass was over-estimated in both scenarios. Thus the DAISY model seems to

- under-estimate the C and N content in the microbial biomass
- over-estimate the rate of biomass decay during autumn and winter.

The consequences might be an overestimation of nitrate leaching. Improvements of the model are under development.

References

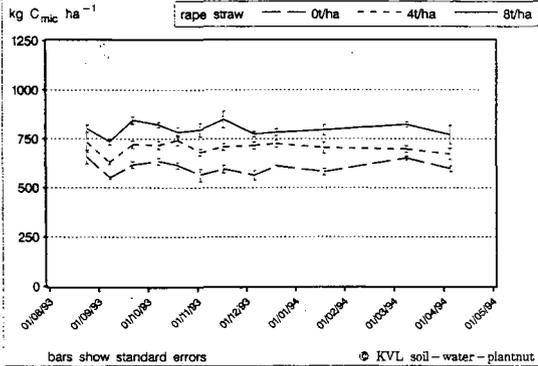
- Hansen S., Jensen N.E., Nielsen N.E. & Svendsen H. (1990): DAISY-Soil Plant Atmosphere System Model. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. A10, 272 pages
- Hansen S., Jensen N.E., Nielsen N.E. & Svendsen H. (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model Daisy. Fert. Res. 27, 245-259.
- Tate K.R., Ross D.J., O'Brien B.J. & Kelliher F.M. (1993): Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (Northofagus) forest. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1601-1612.
- Wu J., Joergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R. & Brookes P.C. (1990): Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22, 1167-1169.

The complete study will be published and has to be cited as:

- Jensen L.S., Mueller T., Magid J. & Nielsen N.E. (1995): Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: I. Experimental setup, *in situ* respiratory activity and microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, submitted.
- Mueller T., Jensen L.S., Magid J. & Nielsen N.E. (1995): Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: IV. Model simulations with the soil-plant-atmosphere model DAISY - possibilities for improvement. In preparation.

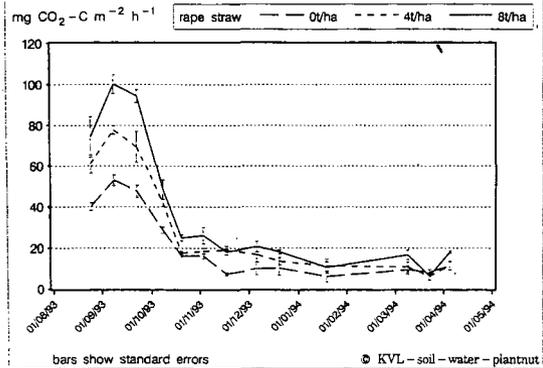
1 SOIL MICROBIAL BIOMASS C (CFE)

Højbakkegård (0-15 cm)



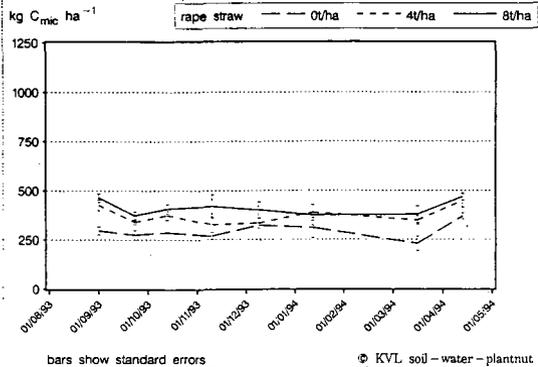
3 SOIL RESPIRATION

Højbakkegård



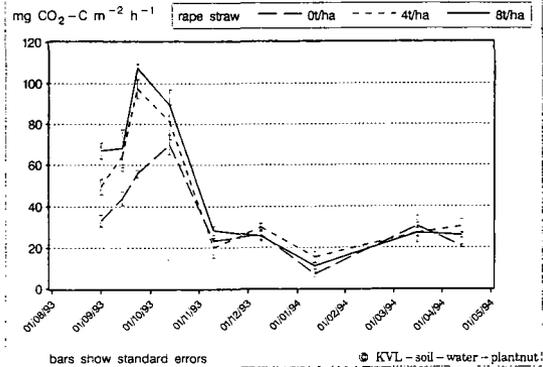
2 SOIL MICROBIAL BIOMASS C (CFE)

Snubbekorsgård (0-15 cm)



4 SOIL RESPIRATION

Snubbekorsgård



**Umsatzleistungen der mikrobiellen Biomasse. -
Vergleich arider Prärieböden mit semi-humiden
Ackerböden**

von

Kaiser, E.-A.¹, E. Wicker¹, A.R. Mosier², J.C. Munch¹ und
O. Heinemeyer¹

Zusammenfassung - In zwei Inkubationsexperimenten wurden die C- und N-Mineralisierung in Bodenproben arider und semi-humider Herkunft nach der Zugabe von Stroh und Nitrat quantifiziert. Untersucht wurden je 5 Bodenproben aus Colorado, USA (arid, Jahresniederschlag < 250 mm) und Niedersachsen, Deutschland (semi-humid, Jahresniederschlag < 600 mm). Alle Proben stammten aus 0-20 cm Bodentiefe und wurden aus Langzeitfeldversuchen an den jeweiligen Standorten entnommen. In den Böden aus trockeneren Verhältnissen wurden signifikant höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse (C_{mic}) und höherer Anteile der mikrobiellen Biomasse am organischen Kohlenstoff (C_{mic}/C_{Org} -Verhältnis) gemessen. Die Strohmineralisierung ergab gleiche C-Umsätze, aber deutliche Differenzen im Verlauf und in der Effizienz der Umsetzungen. Die Unterschiede in der Effizienz der Umsetzungen standen in Übereinstimmung mit denen im metabolischen Quotienten der mikrobiellen Biomasse und im C_{mic}/C_{Org} -Verhältnis. Als Differenzierungsursache wurde eine Adaptation der mikrobiellen Biomasse an die unterschiedliche Verfügbarkeit von Wasser durch Klima und Bewässerung in den Böden diskutiert.

Einleitung

Die mikrobielle Biomasse des Bodens ist einerseits eine bedeutende Quelle und Senke für Nährstoffe, andererseits steuert sie auch den Großteil der Umsetzungen im Boden. Die Gehalte an mikrobieller Biomasse und deren Aktivität im Boden sind abhängig vom Umweltparametern wie z.B. Klima (Insam *et al.* 1989) und von Eingriffe in den Boden wie z.B. Bodenbearbeitung (Carter 1991; Kaiser und Heinemeyer 1993) und Bodenverdichtung (Kaiser *et al.* 1991).

Bisher liegen wenige Informationen über die Zusammenhänge zwischen dem Gehalt an mikrobieller Biomasse (Poolgröße, Bodeneigenschaft) und der Intensität von mikrobiellen Prozessen im Boden (Bodenfunktion) vor. Bekannt sind positive Korrelationen zwischen dem Gehalt an mikrobieller Biomasse und der C-Mineralisierung (Anderson 1984; Walker *et al.* 1989; Kaiser 1994). Im vorliegenden Experiment wurden Bodenproben aus Langzeitfeldversuchen zweier Klimazonen verwendet, deren unterschiedliche Gehalte an mikrobieller Biomasse die Bodenentwicklung und -nutzung reflektieren. Durch die Zugabe von Stroh zum gesiebten Boden und die aerobe Inkubation wurde ein Szenario simuliert, welches dem Einarbeiten von Ernteresten durch das Pflügen entspricht.

Material und Methoden

Die verwendeten Bodenproben wurden aus 0-20 cm Tiefe der Feldversuchsflächen des USDA, Fort Collins, USA (Xerosol, Shoop *et al.* 1989) und der FAL in Braunschweig, D, (saure Brauerde) entnommen, auf 2 mm gesiebt, und auf eine Bodenfeuchte von 40% der WHK eingestellt. Die Kli-

¹ Institut für Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, 38116 Braunschweig, Bundesallee 50

² USDA, Agricultural Research Service, Fort Collins, Colorado, USA

mate der beiden Standort lassen sich bei ähnlichen mittleren Jahrestemperaturen anhand der Jahresniederschläge in arid (200 mm, USA) und semi-humid (600 mm, D) unterscheiden. Für den Mineralisierungsversuch wurden jeweils 100 g Boden mit gemahlenem ^{14}C markiertem Weizenstroh (400 $\mu\text{g C g}^{-1}$ Boden) und KNO_3 (50 $\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}$ Boden) gemischt. Die Proben wurden 28 Tage lang bei 22°C kontinuierlich mit durchströmt (Kaiser 1994).

Zu **Anfang und Ende** des Versuches wurden folgende Bodeneigenschaften bestimmt: mikrobielle Biomasse (C_{mic} , CFI, Jenkinson und Powelson 1976), Basalatmung ($\text{CO}_2\text{-C}$ Abgaberate der unbe-gasten Kontrolle), metabolischer Quotient ($q\text{CO}_2$), organischer Kohlenstoff (C_{org} , Nelson und Som-mers, 1982), $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ Verhältnis und mineralischer N (KCl-Extraktion). Während der Inkubation wurden **kontinuierlich** (Tag: 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28) die CO_2 Abgaberraten bestimmt. Die Bestimmung des produzierten CO_2 (akkumuliert in 2N NaOH) aus dem gesamt C (C_{total}) und des $^{14}\text{CO}_2$ aus dem Stroh (C_{Stroh}) erfolgte nach Martens (1985). Als Differenz ergab sich die CO_2 - Abgabe aus dem organischen Kohlenstoff (C_{org}). **Diskontinuierlich** wurden Gasproben gesammelt (10 ml Vaccutainern™, 3 mal pro Tag,) und deren N_2O Gehalt gaschromatographisch bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die bodenbiologischen Ausgangsgrößen der beiden Standorte waren signifikant unterschiedlich (Tab. 1 und 2). Die Bodenproben aus den USA wiesen höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse auf und auch das $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis war deutlich höher. Letzteres steht in Übereinstimmung mit Ergebnissen von Insam et al. (1989) aus verschiedenen Klimazonen in Nordamerika. Für trockene Regionen wurden höhere $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisse gefunden als für feuchtere. Der geringere Wert des bewässerten Bodens (Nr. 5, USA, Tab. 1) bestätigt diese Ergebnisse. Die beschriebenen Unterschiede waren auch am Ende des Versuches statistisch noch zu sichern.

Der Verlauf der gasförmigen Abgaben aus den Bodenproben zeigt deutlich Unterschiede zwischen den Standorten (Abb. 1). Diese sind besonders ausgeprägt für den Strohabbau: Während die Höhe der Mineralisierungsraten in den Böden aus D mit der Zeit logarithmisch abnahm, waren die Raten für die USA-Böden erst nach 7 Tagen maximal. Ab diesem Tag liefen beide Kurven parallel.

Tabelle 1: Mikrobielle Eigenschaften in den Bodenproben am Anfang (Tag 0, n=3) des Strohmine-ralisierungsversuches

Nr	Bodenart	Nutzung	C_{mic}	$q\text{CO}_2$	C_{org}	$C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$
			$\mu\text{g C}$ g Boden	mg $\text{CO}_2\text{-C}$ g Boden h	mg C g Boden	mg C_{mic} g C_{org}
1	USA sandiger Lehm	Weide, nicht gedüngt	217	0.468	7.91	27.4
2	USA sandiger Lehm	Weide, gedüngt	228	0.493	8.28	27.6
3	USA sandiger Lehm	Weizen, nicht gedüngt	195	0.952	7.85	24.8
4	USA sandiger Lehm	Weizen/Brache	177	0.643	6.58	26.9
5	USA Ton	Weizen, bewässert	214	1.307	13.58	15.7
6	D sandiger Lehm	Weizen, Gülle	136	1.112	8.55	15.9
7	D sandiger Lehm	Weizen, Gülle	178	0.827	9.02	18.9
8	D sandiger Lehm	Weizen, nicht gedüngt	135	0.630	8.80	15.4
9	D sandiger Lehm	Weizen, gedüngt	127	1.078	8.75	14.7
10	D sandiger Lehm	Weizen, gedüngt	120	1.315	8.60	13.9

Tabelle 3: Metabolischer Quotient [$\text{mg CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ Boden h}^{-1}$] nach 28 Tagen Weizenstroh-mineralisierung ($n=3$)

USA	USA	USA	USA	USA	D	D	D	D	D
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0.53 a	0.57 a,b	0.85 c	0.74 b	1.42 d	1.22 e,f	1.13 e,f	1.32 f	1.15 e	1.60 g

Unterschiedliche Buchstabenindizes je Parameter kennzeichnen signifikante Differenzen für $P < 5\%$.

Die N_2O -Abgaben waren unterschiedlich intensiv. Im Mittel wurden aus den D-Böden 0.8 ng N g^{-1} Boden und aus den USA-Böden 0.3 ng N g^{-1} freigesetzt. Dieses Unterschiede entsprechen Ergebnissen aus dem Freiland, auch hier liegen die Werte für die D-Böden 2- bis 3-fach über denen aus den USA. Als mikrobieller Quellprozess für das N_2O ist die Nitrifikation anzunehmen, da in dem Inkubationssystem für den Boden ausreichend Sauerstoff zur Verfügung stand, so daß nicht mit Denitrifikation zu rechnen ist.

Für die Menge an freigesetztem CO_2 ergaben sich ebenfalls signifikante Unterschiede, während die C-Umsätze gleich waren (Tab. 2). Letzteres resultiert aus einem starken Zuwachs der mikrobiellen Biomasse aus dem zugegebenen Stroh in den USA-Böden. Die Böden aus trockeneren Verhältnissen nutzten den vorhandenen C aus Boden und Stroh effizienter, während die Böden aus feuchteren Verhältnissen (D-Böden, Nr. 5 USA) vergleichsweise mehr konsumierten. Diese Unterschiede in physiologischen Eigenschaften der mikrobiellen Gesellschaften ließen sich auch mit den Unterschieden im qCO_2 am Ende des Versuches kennzeichnen (Tab. 3).

Neben möglichen Auswirkungen durch den Bodentyp, haben die extremen Unterschiede in der Verfügbarkeit von Wasser und damit von Nährstoffen an den Standorten offenbar zu unterschiedlichen mikrobiellen Gesellschaften geführt, deren Verhalten sich nur mit dem Parameter mikrobielle Biomasse nicht ausreichend beschreiben lassen.

Literatur

- Anderson J.P.E. (1984). Herbicide degradation in soil: Influence of microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 16, 483-489.
- Carter M.R. (1991). The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. *Biol. Fert. Soils* 11, 135-139.
- Insam H., Parkinson D., Domsch K.H. (1989). Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 21, 211-221.
- Kaiser E.-A., Walenzik G., Heinemeyer O. (1991). The influence of soil compaction on the decomposition of plant residues and microbial biomass. In: *Advances in Soil Organic Matter Research: the Impact on Agriculture and the Environment* (Wilson W.S. Ed.) Special Publication No. 90, 207-216. Royal Society of Chemistry, Cambridge UK.
- Kaiser E.-A., Heinemeyer O. (1993). Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1649-1655.
- Martens R. (1985). Limitations in the application of the fumigation technique for biomass estimations in amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 17, 57-63.
- Nelson D.W., Sommers L.E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of Soil Analysis. Part 2* (A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeny, Eds), pp. 539-594. American Society of Agronomy, Madison.
- Shoop M., Kanode S., Calvert M. (1989). Central plains experimental range: 50 years of research. *Rangelands* 11, 112-117.
- Walker A., Cotterhil E.G., Welch S.J. (1989). Adsorption and degradation of chloresulfuron and metsulfuron-methyl in soils from different depths. *Weed Research* 26, 282-287.

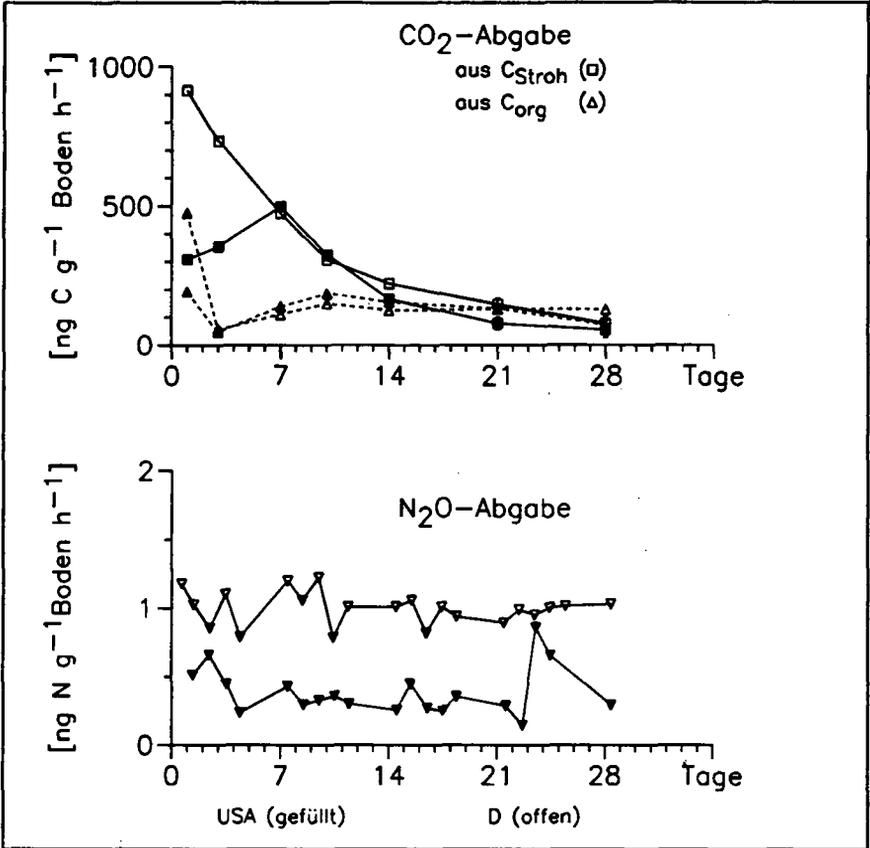


Abbildung 1: CO₂ und N₂O-Abgaben während des Strohminalisierungsversuches (n=9)

Der Verlauf der Strohminalisierung (hohe anfängliche Raten) entspricht Erfahrungen mit anderen Ackerböden aus semi-humiden Klimaten (Martens 1985, Kaiser 1994).

Tabelle 2: Kohlenstoffbilanz [$\mu\text{g C g}^{-1}$ Boden] nach 28 Tagen Weizenstrohminalisierung (n=15)

BODEN	Tag 0 C _{mic}	Zuwachs an C _{mic}			CO ₂ -Abgabe			Umsatz (A+E)	Umsatz/Zuwachs ((A+E)/A)
		(B) C _{Stroh}	(A-B) C _{org}	(A) C _{total}	(C) C _{Stroh}	(D-C) C _{org}	(E) C _{total}		
USA	207 ^a	38 ^a	-12 ^a	26 ^a	132 ^a	86 ^a	218 ^a	245 ^a	9.5 ^a
D	139 ^b	5 ^b	6 ^b	12 ^b	182 ^b	51 ^b	234 ^b	244 ^a	20.3 ^b

Unterschiedliche Buchstabenindices je Parameter kennzeichnen signifikante Differenzen für P<5%.

Mikrobielle Aktivitäten und metabolischer Quotient von Böden aus biologischen und konventionellen Anbausystemen unter besonderer Berücksichtigung der angebauten Kultur

von

Mäder, P.*, U. Niggli*, W. Jäggi** und A. Wiemken***

Einleitung

Über die Langzeitwirkungen extensiver und intensiver Produktionssysteme auf die Bodenmikroorganismen unter einheitlichen Klima- und Bodenverhältnissen ist noch wenig bekannt. Hingegen gibt es zahlreiche Betriebsvergleiche (Reganold *et al.*, 1993). Mikroorganismen sind in landwirtschaftlich genutzten Böden vielfältigen bewirtschaftungsabhängigen Einflüssen ausgesetzt. Besonders wichtig ist die Zufuhr organischer Substanz als potentielles Substrat für Mikroorganismen, das Angebot mineralischer Nährstoffe, die Bodenbearbeitung, die Fruchtfolge und die Zufuhr biozider Substanzen. Beck (1991) weist darauf hin, dass bodenmikrobiologische Kennwerte sich bei unterschiedlich intensiver Bewirtschaftung häufig nur langsam verändern. Wir stellen uns deshalb die Frage, wie sich verschiedene landwirtschaftliche Produktionssysteme langfristig auf die mikrobielle Biomasse und Aktivität als Teilkomponenten der Bodenfruchtbarkeit auswirken. Zudem interessierte uns der Einfluss verschiedener Fruchtfolgeglieder auf die Mikroorganismen.

Material und Methoden

Die Erhebungen wurden von 1990 bis 1993 im sogenannten DOK-Versuch durchgeführt, in welchem seit 1978 ein biologisch-dynamisches (D2), ein organisch-biologisches (O2) sowie je ein konventionelles Verfahren mit Hofdünger und Mineraldünger (K2) beziehungsweise nur mit Mineraldünger

Tabelle 1: Hauptunterschiede zwischen den Verfahren im DOK-Versuch (3. Fruchtfolgeperiode 1992-1998)

Verfahren	Biol.-dyn. D2	Org.-biol. O2	Konventionell K2	Mineralisch M2
<i>Düngung!</i>				
Düngungsart	-----Hofdünger----- 1.4 Düngergrossvieheinheiten ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (DGVE)		Hofdünger und Mineral- dünger	ausschliesslich Mineral- dünger
Mistform	Mistkompost	angerotteter Mist	Stapelmist	-
<i>Pflanzenschutz</i>				
Unkräuter	-----mechanisch-----		---mechanisch und Herbizide---	
Krankheiten	-----indirekte Methoden-----		indirekte Methoden und Fungizide (Schadenschwelle)	
Schädlinge	Pflanzenextrakte, Biol. Kontrolle		Insektizide (Schadenschwelle)	

N1 Kontrolle: Null-Düngung, sonst wie D2 behandelt. N1 und D2: Biologisch-dynamische Präparate. Fruchtfolge aller Verfahren identisch (siehe Text), Bodenbearbeitung sehr ähnlich.

¹Der Input an Total-Stickstoff, direkt pflanzenverfügbarem Stickstoff (NO₃ plus NH₄), Phosphor und Kalium in den beiden biologischen Verfahren betrug 41 %, 74 %, 62 % und 48 % relativ zum konventionellen Verfahren (K2), die Durchschnittserträge aller Kulturen 84 % (1978 bis 1991). Der Input an organischer Substanz in den Düngemitteln betrug in den biologischen Verfahren D2 und O2 89 % und 113 % relativ zum konventionellen Verfahren (K2).

* Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Bernhardsberg, CH-4104 Oberwil.

** Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Reckenholzstr. 191/211, CH-8046 Zürich.

*** Botanisches Institut, Universität Basel, Hebelstr. 1, CH-4046 Basel.

(M2) parzellenweise miteinander verglichen werden (Besson und Niggli, 1991; Tabelle 1). Als Kontrolle dient ein ungedüngtes Verfahren (N1). Der Versuchsboden ist eine tiefgründige Löss-Parabraunerde und weist im Mittel 16 % Ton und 70 % Schluff auf. Der pH(CO₂)-Wert und der organische Kohlenstoffgehalt im Boden (in % Corg) betrug 1991 für die Verfahren N1: 6.2, 1.4; D2: 6.5, 1.68; O2: 6.2, 1.53, K2: 6.1, 1.41 und M2: 6.0, 1.46 (Durchschnitt der drei Kulturschläge). Die Fruchtfolge ist bei allen Verfahren einheitlich: Kartoffeln, Winterweizen, Rote Beete (Randen), Winterweizen und drei Jahre Kleegras. (Von 1978 bis 1991 wurden zwei statt drei Jahre Kleegras, dafür zusätzlich Wintergerste angebaut.)

1990 und 1991 wurden zu je vier Untersuchungszeitpunkten folgende bodenmikrobiologische Messungen in Winterweizenparzellen vorgenommen: Mikrobielle Biomasse, geschätzt aufgrund substrat-induzierter Respiration (SIR) und ATP-Gehalt des Bodens, Aktivität von fünf verschiedenen Bodenenzymen (Dehydrogenase, Katalase, Protease, alkalische Phosphatase und Saccharase), sowie Stickstoff-Mineralisierung und Zelluloseabbau im Labor-Brutversuch (Mäder *et al.*, 1993). Im Frühjahr und Herbst des Jahres 1992 wurden in Kartoffel-, Winterweizen- und Kleegraschlägen im ersten Hauptnutzungsjahr die mikrobielle Biomasse (SIR) und die Dehydrogenaseaktivität gemessen. Im Jahr 1993 wurden ebenfalls im Frühjahr und Herbst in den Kulturen Winterweizen sowie Kleegras im ersten und zweiten Hauptnutzungsjahr die mikrobielle Biomasse (SIR), die Basalatmung sowie die Dehydrogenaseaktivität bestimmt. Aus dem Verhältnis Basalatmung zu mikrobieller Biomasse (SIR) wurde der metabolische Quotient (qCO₂) nach Anderson und Domsch (1990) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Einfluss der Anbauverfahren auf die mikrobielle Biomasse und Aktivität

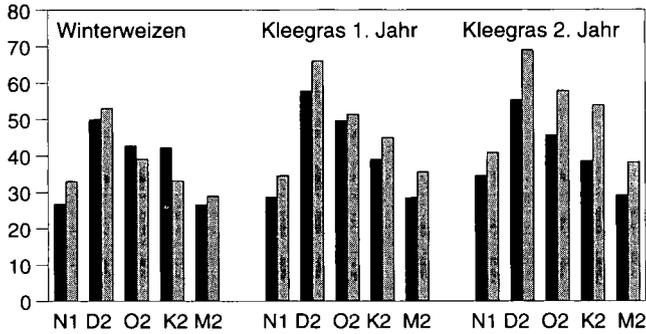
Die biologischen Anbauverfahren wiesen in allen vier Untersuchungsjahren und in allen Kulturen eine höhere mikrobielle Biomasse und Enzymaktivität als die beiden konventionellen Verfahren auf. Eine Ausnahme bildeten die Böden nach Kleegrasumbruch (siehe unten). Die Werte nahmen in folgender Rangfolge ab: dynamisch > organisch > konventionell mit Hofdüngern > mineralische Düngung, ungedüngte Kontrolle. Als Beispiel sind in Tabelle 2 die Biomasse- und Enzymaktivitätswerte von 1991 für die Winterweizenschläge sowie in Abbildung 1 die Biomassewerte von 1993 in den Kulturen Weizen und Kleegras dargestellt. Stickstoff-Mineralisierung und Zelluloseabbau waren mit wenigen Ausnahmen in allen Anbausystemen etwa gleich intensiv. Die bodenchemischen Kenngrößen pH-Wert und organischer Kohlenstoffgehalt im Boden, welche signifikant mit der mikrobiellen Biomasse und den Enzymaktivitäten korrelierten, zeigten insbesondere im biologisch-dynamischen Verfahren etwas höhere Werte. Dies gibt einen Hinweis darauf, dass die langjährig differenzierte Düngung, welche die bodenchemischen Kennwerte nachhaltig beeinflusst, wohl ein Hauptfaktor für die Verfahrensdifferenzierung bezüglich mikrobiologischer Parameter war.

Tabelle 2: Mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten in Winterweizen 1991

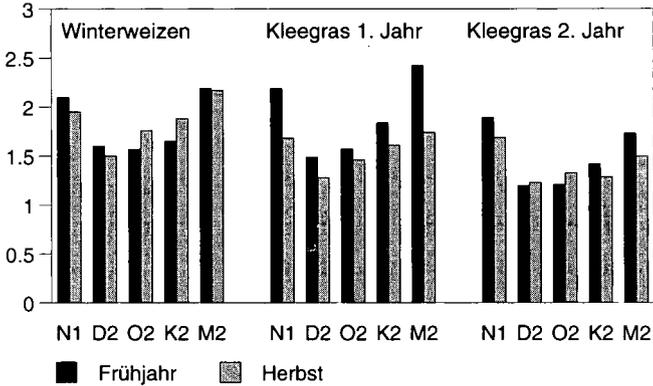
Verfahren	Null- düng. N1	Biol.- dyn. D2	Org.- biol. O2	Kon- vent. K2	Mine- ralisch M2	F-Test							
						V	T	VxT					
Biomasse (SIR) [mg Biomasse-C/100 g]	36.1	a	60.3	d	52.8	c	44.3	b	35.9	a	***	**	n.s.
Biomasse (ATP) [ng ATP/g]	874	a	1138	b	969	ab	907	ab	836	a	***	***	*
Dehydrogenase [µg TPF/6h/g]	41.5	a	106.3	d	84.6	c	58.8	b	45.6	a	***	n.s.	n.s.
Katalase [µg H ₂ O ₂ /h/g]	3597	a	6045	c	5407	bc	4403	ab	3968	a	***	***	n.s.
Protease [µg Tyrosinäq./2h/g]	233	a	810	d	613	c	476	b	378	b	***	n.s.	n.s.
Alk. Phosphatase [µg Phenol/16h/g]	112	a	1607	d	973	c	531	b	416	ab	***	n.s.	n.s.
Saccharase [µg red. Zucker/3h/g]	1188	a	2293	d	1966	c	1579	b	1491	ab	***	***	n.s.

Alle Werte beziehen sich auf Trockensubstanz Boden. Jede Zahl bildet einen Mittelwert von 4 Wiederholungen im Feld und 4 Terminen pro Jahr (n = 16). F-Test: V = Verfahren, T = Termin, VxT = Verfahren x Termin, * p = 0.05, ** p = 0.01, *** p = 0.001. Werte mit verschiedenen Kleinbuchstaben in einer Zeile unterscheiden sich signifikant (Duncan-Test, p = 0.05).

mg C_{Biomasse} 100 g Boden⁻¹



µg CO₂-C mg⁻¹ C_{Biomasse} h⁻¹



■ Frühjahr ▨ Herbst

Ergebnisse der Einweg-Varianzanalyse und des Duncan Testes

	N1	D2	O2	K2	M2	F-Test
Biomasse	a	d	c	b	a	***
qCO ₂	c	a	ab	b	c	***

Verfahren mit verschiedenen Buchstaben in einer Zeile unterscheiden sich signifikant (p<0.05) voneinander. Daten aller Kulturen vom Frühjahr und Herbst verrechnet.

Abbildung 1: Mikrobielle Biomasse (SIR) (oben) und metabolischer Quotient (qCO₂) (unten) im Frühjahr (16.3.1993) und Herbst (20.9.1993) in den Kulturen Winterweizen, Klee gras 1 und Klee gras 2 des DOK-Versuches. Verfahren: N1: Null-Düngung, D2: biologisch-dynamisch, O2: organisch-biologisch, K2: konventionell, M2: mineralisch

Einfluss der Kulturen

Von Kartoffeln beziehungsweise Winterweizen zu Klee gras im ersten Hauptnutzungsjahr nahm die mikrobielle Biomasse zu (39,0, 41,2, 51,6 mg Biomasse (SIR)-C im Durchschnitt der Verfahren, Herbstmessung). Dieser Kultureinfluss ist wahrscheinlich mit einem vermehrten Angebot an Wurzelexudaten und absterbender Wurzelmasse, die den Mikroorganismen in den Klee grasparzellen als Nahrung dienen, zu erklären. Dass die Verfahrensdifferenzierung in Kunstwiese erhalten blieb, war nicht zu erwarten, weil auch die konventionell bewirtschafteten Klee grasschläge gut mit Hofdüngern versorgt waren und in dieser Kultur in keinem Verfahren Pestizide appliziert wurden (Abbildung 1). Nach Klee grasumbruch, vor dem Kartoffelanbau 1992, unterschieden sich die mikrobielle Biomasse (SIR) und die Dehydrogenaseaktivität in allen Anbauverfahren nur wenig (Tabelle 3, nur Dehydrogenase gezeigt). Dies könnte eine Folge der anfangs März erfolgten Bodenbearbeitung sein. Zudem waren die konventionellen Parzellen (K2) im Gegensatz zu den biologisch bewirtschafteten Parzellen bereits mit Mist versehen worden, weil dort der Mist untergepflügt worden war. Nach dem darauf folgenden Anbau von Kartoffeln war die mikrobielle Biomasse (SIR) und Dehydrogenaseaktivität in den Bioparzellen gegenüber allen übrigen Verfahren bereits wieder signifikant höher (Tabelle 3, nur Dehydrogenase gezeigt). Sowohl Mineraldüngergaben als auch der chemische Pflanzenschutz im konventionellen und mineralischen Verfahren können zu dieser Differenzierung innerhalb von nur sechs Monaten geführt haben.

Tabelle 3: Dehydrogenaseaktivität nach Klee grasumbruch und nach Kartoffelanbau 1992

Verfahren		Kultur, Jahreszeit	
		nach Klee gras- umbruch (16.3.1992)	nach Kartoffel- anbau (16.9.1992)
Null-Düngung	(N1)	25	33 a
Biologisch-dynamisch	(D2)	35	71 b
Organisch-biologisch	(O2)	28	62 b
Konventionell	(K2)	33	39 a
Mineralisch	(M2)	18	31 a
F-Test		n. s.	**

Alle Werte in $\mu\text{g TPF g Boden}^{-1} 6 \text{ h}^{-1}$. F-Test: ** $p = 0.01$. Werte mit verschiedenen Kleinbuchstaben in einer Spalte unterscheiden sich signifikant (Duncan-Test, $p = 0.05$).

Metabolischer Quotient

Der metabolische Quotient ($q\text{CO}_2$) war bei den beiden biologischen Anbauverfahren am tiefsten, beim mineralisch gedüngten und beim ungedüngten Verfahren am höchsten. Das konventionelle Verfahren mit Hofdüngern nahm eine Mittelstellung ein (Abbildung 1). Dies bedeutet, dass die Mikroorganismen-Populationen in den biologischen Anbausystemen pro Einheit mikrobieller Biomasse weniger organischen Kohlenstoff im Boden veratmeten. Damit stand ihnen mehr Kohlenstoff für den Aufbau von mikrobieller Biomasse zur Verfügung. Der hohe $q\text{CO}_2$ im ungedüngten Verfahren ist wahrscheinlich damit zu erklären, dass die Mikroorganismen in diesem Verfahren infolge fehlender (organischer) Düngung einem Energiestress ausgesetzt waren. Des weiteren nahm der metabolische Quotient ($q\text{CO}_2$) von Winterweizen nach Klee gras ab (Abbildung 1). Dies weist auf stabilisierende Effekte der Klee graswiese auf die Mikroorganismen-Populationen hin. Diese Resultate bestätigen Beobachtungen von Haider und Gröblichhoff (1991).

Schlussfolgerungen

Biologische Bewirtschaftung führte gegenüber konventioneller Bewirtschaftung in verschiedenen Ackerkulturen zu einer erhöhten mikrobiellen Biomasse und Aktivität und zu einem tieferen metabolischen Quotienten. Dies weist darauf hin, dass Mikroorganismen-Populationen in biologisch bewirtschafteten Böden wahrscheinlich haushälterischer mit organischem Kohlenstoff im Boden umgehen. Wir werden diese Hypothese mittels markierter organischer Kohlenstoffquellen prüfen.

Referenzen

Anderson, T.-H. und K.H. Domsch, 1990. Soil Biology and Biochemistry **22**, 251-255.
 Beck, Th., 1991. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch **68**, 361-367.
 Besson, J.-M. und U. Niggli, 1991. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung **31**, 79-109.
 Haider, K. und F.-F. Gröblichhoff, 1991. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch **68**, 369-380.
 Mäder, P., L. Pfiffner, W. Jäggi, A. Wiemken, U. Niggli und J.-M. Besson, 1993. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung **32**, 509-545.
 Reganold, J.P., A.S. Palmer, J.C. Lockhart und A.N. MacGregor, 1993. Science **260**, 344-349.

**Struktur und Funktion der mikrobiellen Population
in Bodenaggregaten im Wechsel zwischen aeroben und
anaeroben Verhältnissen**

von

Albers, B.P.*, L. Zelles** und A. Hartmann**

1. Einleitung

Die mikrobielle Lebensgemeinschaft in Böden muß auf die vielfältigen und teilweise schnell wechselnden Umweltbedingungen flexibel reagieren können. Dazu lassen sich grundsätzlich zwei Adaptationsmechanismen unterscheiden. Zum einen kann eine physiologische, funktionale Anpassung der mikrobiellen Biomasse erfolgen, zum anderen kann sich eine mikrobielle Lebensgemeinschaft durch eine strukturelle, taxonomische Anpassung an die Lebensbedingungen adaptieren.

Ein wichtiges Ziel der bodenökologischen Forschung ist die Erfassung der Populationsstruktur und -dynamik der Mikroorganismengesellschaften in ihrer räumlichen und/oder zeitlichen Auflösung (Beese et al. 1994). Neben den molekularbiologischen und serologischen Methoden ist die Phospholipidfettsäureanalytik geeignet, die Struktur der mikrobiellen Population im Ökosystem Boden etwas mehr aufzulösen.

Die Phospholipidfettsäuren (PLFA) und Hydroxyfettsäuren der Lipopolysaccharide (LPSOH) sind fast ausschließlich (ca. 98%) in den Membranen der Mikroorganismen lokalisiert und kommen nicht als Reservestoffe vor. Ihr Vorkommen ist an lebende Organismen gebunden, so daß eine postmortale Anreicherung nicht stattfindet. Sie haben aufgrund der Artenindividualität eine große Bedeutung in der phylogenetischen und taxonomischen Einordnung von Mikroorganismen (Lechevalier und Lechevalier 1988), wobei für eine Anzahl von Mikroorganismen Fettsäureprofile unter standardisierten Laborbedingungen vorliegen (Ratledge und Wilkinson 1988). Die Hydroxyfettsäuren der Lipopolysaccharidfraktion (LPSOH) sind beispielsweise typische "Biomarker" für Gram-negative Bakterien (Nichols et al. 1988).

Im Gegensatz zu Untersuchungen in aquatischen Ökosystemen sind über die Verwendbarkeit solcher Biomarker zur taxonomischen Identifizierung von Mikroorganismen in Böden relativ wenig Veröffentlichungen ausschließlich jüngeren Datums publiziert worden (Federle 1986, Zelles et al. 1994, Frostegard et al. 1993, Zelles und Bai 1994). Baath et al. (1992) sowie Zelles et al. (1992) dokumentierten eine enge Korrelation der Summe der Estergebundene Phospholipidfettsäuren mit anderen Methoden zur allgemeinen Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse in Böden.

In diesem Beitrag soll ein Experiment vorgestellt werden, indem eine erhöhte Verfügbarkeit organischer Substanz an der Oberfläche von Bodenaggregaten simuliert wurde. Dieser Zustand tritt in stark strukturierten Böden zum Zeitpunkt eines Niederschlagsereignisses nach vorhergehender längerer Trockenperiode auf, wenn ein sogenannter Makroporenfluß einsetzt (Beven und Germann 1982)

2. Material und Methoden

Es wurden 10-12mm große Bodenaggregate (Wasserpotential -0,002 MPa) mit ca. 0,4 mg C g⁻¹ Boden in Form von Glukose bzw. Luzernemehl versetzt. Anschließend wurde über einen Zeitraum

* ICBM -Mecresstation-, Schleusenstr. 1, 26382 Wilhelmshaven

** GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85758 Oberschleißheim

von 7 Tagen die CO₂-Produktion, die Veränderung des Gesamtadenylatgehaltes, der Adenylate Energy Charge (AEC), der Gesamtgehalt und die Zusammensetzung der Phospholipidfettsäuren und der Hydroxfettsäuren der Lipopolysaccharide bestimmt. Zusätzlich wurden die intrazellulären Konzentrationen an Polyhydroxybuttersäure (PHB) sowie die Gehalte an Nitrat, Mangan, Eisen und organische Säuren im Boden gemessen.

Die Hydroxyfettsäuren der Lipopolysaccharidfraktion (LPSOH) kommen fast ausschließlich in Gram-negativen Bakterien vor (Wollenweber und Rietschel 1990). In der Fraktion der Estergebundene monounsättigten Fettsäuren (EL-MUFA) konnte eine 18:1 Fettsäure noch nicht in Gram-negativen Bakterien nachgewiesen werden (Wilkinson 1988), so daß diese von Vestal und White (1989) als Biomarker für pilzliche Biomasse vorgeschlagen wird. Neben der 16:0 und der 18:2 sind 18:1 Fettsäuren die am häufigsten vorkommende Fettsäuren in Bakterien (Wilkinson 1988). Die monounsättigten Phospholipidfettsäuren 16:1(9) und andere sind überwiegend bakteriellen Ursprungs (Baath et al. 1992, Frostegard et al. 1994), so daß das Verhältnis einer 18:1(9c) zu einer 16:1(9c) Fettsäure als ein "Biomarker" für eine Veränderung des Anteils pilzlicher zu bakterieller Biomasse anzeigen kann. Die Nicht-Estergebundenen Phospholipidfettsäuren (NEL-PLFA) setzen sich im wesentlichen aus Sphingolipiden, Ornithinlipiden, Plasmalogen und anderen Aminolipiden zusammen. Sie sind nach Ratledge und Wilkinson (1988) hauptsächlich in anaeroben Mikroorganismen wie Clostridien und Propionibakterien zu finden, wobei aber die physiologische Rolle dieser Phospholipidfettsäuren noch nicht geklärt sind.

Eine detaillierte Beschreibung des Bodens, der verwendeten Methoden und der verwendeten Nomenklatur der Phospholipidfettsäuren findet sich in Albers (1994).

3. Ergebnisse und Diskussion

Glucose- bzw. Luzernemehlzugaben riefen in den untersuchten Bodenaggregaten unterschiedliche Anpassungsmechanismen der mikrobiellen Population hervor.

Glukose als reine Kohlenstoffquelle wurde innerhalb eines Zeitraumes von ca. 6 Tagen abgebaut. Die CO₂-Produktion als Parameter der mikrobiellen Aktivität war stark erhöht, mikrobielle Biomasse konnte aufgrund mangelnder Stickstoffverfügbarkeit im wesentlichen nicht neu synthetisiert werden. Der Gesamtadenylatgehalt (Abb. 1) wie auch die Gesamtkonzentration der Estergebundene Phospholipidfettsäuren (o. Abb.) blieben nach einer anfänglichen Depression in etwa konstant. Die differenzierte Betrachtung nach Analyse der Phospholipidfettsäuren zeigte indes eine Zunahme des relativen Anteils der NEL-PLFA als "Biomarker" für anaerobe Biomasse (Abb. 2) und der LPSOH als Marker für Gram-negative Bakterien (Abb. 3). Nach Glucosezugabe konnte aber auch eine leichte Zunahme des relativen Anteils pilzlicher Biomasse nachgewiesen werden. Dieses wird dokumentiert durch eine Veränderung des relativen Verhältnis der 18:1 (9c) zu der 16:1 (9c) Fettsäure (Abb.4). Die physiologischen Anpassungsmechanismen durch Ausscheidung von organischen Säuren, intrazelluläre Anreicherung von PHB oder die Nutzung anorganischer Elektronenakzeptoren wie Mangan und Eisen (o. Abb.) sind jedoch vielfältig und einer räumlichen bzw. zeitlichen Dynamik unterzogen (siehe dazu Albers 1994).

Bei Luzernemehl als Kohlenstoff- und Stickstoffsubstrat (0,29 mg N g⁻¹ Boden) spielten die zur Verfügung stehenden physiologischen Anpassungsmechanismen eine untergeordnete Rolle. Die mikrobielle Population konnte sich durch Wachstum an die jeweiligen Bedingungen anpassen. Zum Zeitpunkt der höchsten mikrobiellen Aktivität (d.h. CO₂-Produktion in Abb. 1) und damit einhergehend niedriger Sauerstoffgehalte im Aggregat fand eine Vermehrung anaerober Mikroorganismen statt (Abb. 2). Nach Verbrauch des leicht mineralisierbaren Anteils des Luzernemehls und dann verbesserten Sauerstoffbedingungen im Aggregat wurde ein Wachstum von Gram-negativen Bakterien nachgewiesen (Abb. 3). Im Gegensatz zu der Applikation von Glukose wurde die pilzliche Biomasse durch Luzernemehlzugabe reduziert (Abb. 4). In dem trockenen Luzernemehl vorhandene Phospholipidfettsäuren (hauptsächlich estergebundene gesättigte und mehrfach ungesättigte Fettsäuren) wurden innerhalb 24 Stunden vollständig abgebaut.

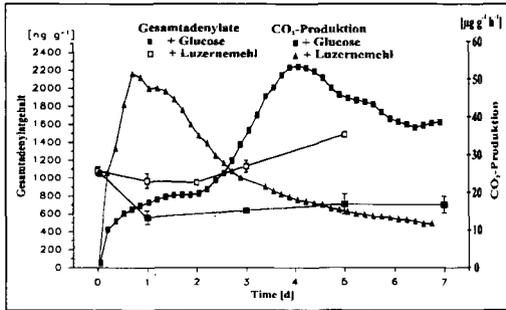


Abb. 1: Veränderung des Gesamtadenylatgehaltes und der CO₂-Produktion im Versuchsverlauf bei 10-12mm großen Bodenaggregaten nach Applikation von 1% Glukose bzw. Luzernemehl auf die Oberfläche. WP = -0,002 MPa.

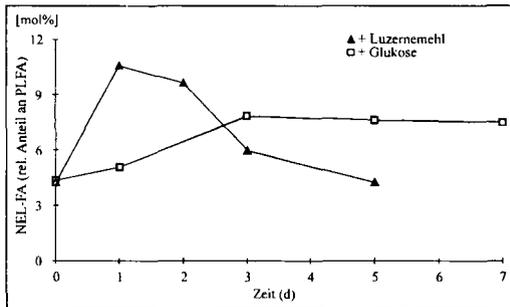


Abb. 2: Veränderung des relativen Anteils der Fraktion der NEL-PLFA an der Gesamtkonzentration der Phospholipidfettsäuren. 10-12mm große Bodenaggregate nach Applikation von 1% Glukose bzw. 1% Luzernemehl auf die Oberfläche. WP = -0,002 MPa.

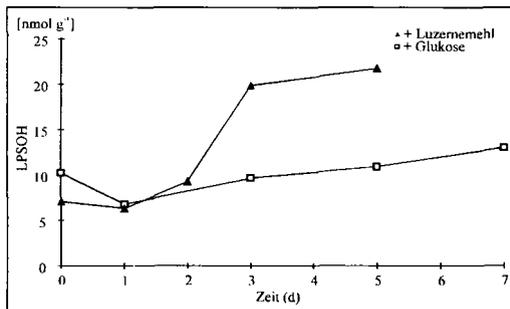


Abb. 3: Konzentrationen der Hydroxyfettsäuren der Lipopolysaccharidfraktion (LPSOH) 10-12mm großer Bodenaggregate nach Applikation von 1% Glukose bzw. Luzernemehl auf die Oberfläche. WP = -0,002 MPa.

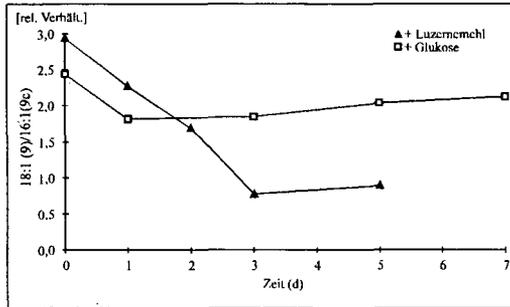


Abb. 4: Veränderung des relativen Verhältnis der 18:1 (9c) Fettsäure als Signalfettsäure für Pilze und der 16:1 (9c) Fettsäure als Signalfettsäure für Bakterien im Versuchsverlauf. 10-12mm großer Bodenaggregate nach Applikation von 1% Glukose bzw. Luzernemehl auf die Oberfläche. WP = 0,002 MPa.

Anhand der Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß unter den gewählten Versuchsbedingungen der Abbau der Glucose und die dadurch erhöhte CO₂-Emission nur von einer bestimmten Teilpopulation geleistet wurde, deren Zusammensetzung sich in zeitlicher Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Substrat und den Diffusionsbedingungen änderte. Diese Erfassung einer Teilpopulation kann durch summenparametrische Bestimmungen der allgemeine Biomasse und der mikrobiellen Aktivität nur dann erfolgen, wenn der überwiegende Teil der Organismen gleichzeitig reagiert. Das kann nur der Fall sein, wenn für den größten Teil der Population optimale Bedingungen gegeben sind bzw. wenn der größte Teil der Mikroorganismen an das System über einen längeren Zeitraum adaptiert ist. Nicht gleichartig wird die mikrobielle Lebensgemeinschaft reagieren, wenn deutliche Gradienten in dem untersuchten Lebensraum auftreten. Dies ist aggregierten Böden bzw. Bodenaggregaten mit einem komplexen System unterschiedlicher Diffusionsbedingungen der Fall.

4. Literatur

- Albers BP (1994) Dissertation Universität Bayreuth
- Beese F, Hartmann A, Beck T, Rackwitz R, Zelles L (1994) Z Pflanzenern Bodenk 157, 187-195
- Baath E, Frostegard A, Fritze H (1992) Appl Environ Microbiol 58, 4026-4031
- Beven K, Germann P (1982) Water Resources Res 18, 1311-1325
- Federle TW (1986) Microbial distribution in soil. In: In: Megusar F, Gantar M (eds). Perspectives in Microbial Ecology. Proc. IV ISME, Ljubljana, Yugoslavia,
- Frostegard A, Baath E, Tunlid A (1993) Soil Biol Biochem 25, 723-730
- Lechevalier H, Lechevalier MP (1988) Chemotaxonomic use of lipids - an overview. In Ratledge C, Wilkinson SG (eds), Microbial Lipids, Academic Press, London, pp 869-902
- Nichols PD, Volkman JK, Palmisano AC, Smith GA, White DC (1988) J Phycol 24, 90-96
- Ratledge C, Wilkinson SG (1988) Fatty Acids, related and derived lipids. In: Ratledge C, Wilkinson SG (eds). Microbial lipids Volume 1. Academic Press, London u.a.O. pp 23-54
- Vestal JR, White DC (1989) BioScience 39, 535-541
- Wilkinson SG (1988) Gram-negative bacteria. In: Ratledge C, Wilkinson SG (eds). Microbial lipids Volume 1. Academic Press, London u.a.O, pp 299-488
- Wollenweber HW, Rietschel ET (1990) J Microbiol Meth 11, 195-211
- Zelles L, Bai QY (1994) Chemosphere 28, 391-441
- Zelles L, Bai QY, Beck T, Beese F (1992) Soil Biol Biochem 24, 317-323
- Zelles L, Bai QY, Ma RX, Rackwitz R, Winter K, Beese F (1994) Soil Biol Biochem, in press

Extraktion von Pilzen und Bakterien aus Boden

von

Kreitz, S. und T.-H. Anderson

Einleitung

Eine in der Bodenmikrobiologie vielseitig einsetzbare, aber noch nicht hinreichend erforschte Methode ist die Separierung der Pilze und Bakterien eines Bodens und deren Abtrennung von nicht belebten Bodenbestandteilen. Sie ermöglicht z.B. in situ Untersuchungen der mikrobiellen Eigenschaften, ohne daß die Mikroorganismen erst kultiviert werden müssen.

In der vorliegenden Arbeit wurde ein 3-Schritt-Verfahren einer fraktionierten Zentrifugation zur Extraktion von Pilzen und Bakterien aus drei Waldböden mit unterschiedlichem Ton- und Corg-Gehalt getestet.

Material und Methoden

Bodenproben wurden im zeitigen Frühjahr (März-April) aus dem Ah-Horizont (0 bis 5 cm) entnommen. Einige Bodeneigenschaften sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften

Standort	Abk	pH-Wert [KCl]	Corg [%]	Ntotal [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Cmic [µgC/g soil]
Buche	sauBu	2,92	11,53	0,474	63,88	31,05	5,07	306,6
Mischwald*	neuMi	7,20	1,37	0,113	68,82	22,36	8,82	320,8
Buche	neuBu	7,20	3,76	0,296	55,81	26,42	17,77	898,9

*Mischwald: Buche, Eiche

Bestimmung der Boden-Trockenmasse:

Pellet: Wiegen eines auf Filterpapier getrockneten Aliquots
Extrakt: Photometrische Trübungsmessung (LYNCH, 1981)

Keimzahl-Bestimmung:

"Most Probable Number" (MPN)-Methode nach ALEXANDER (1974).
Nährmedium: 1/10 Standard I-Bouillon, Inkubation bei 22 °C.

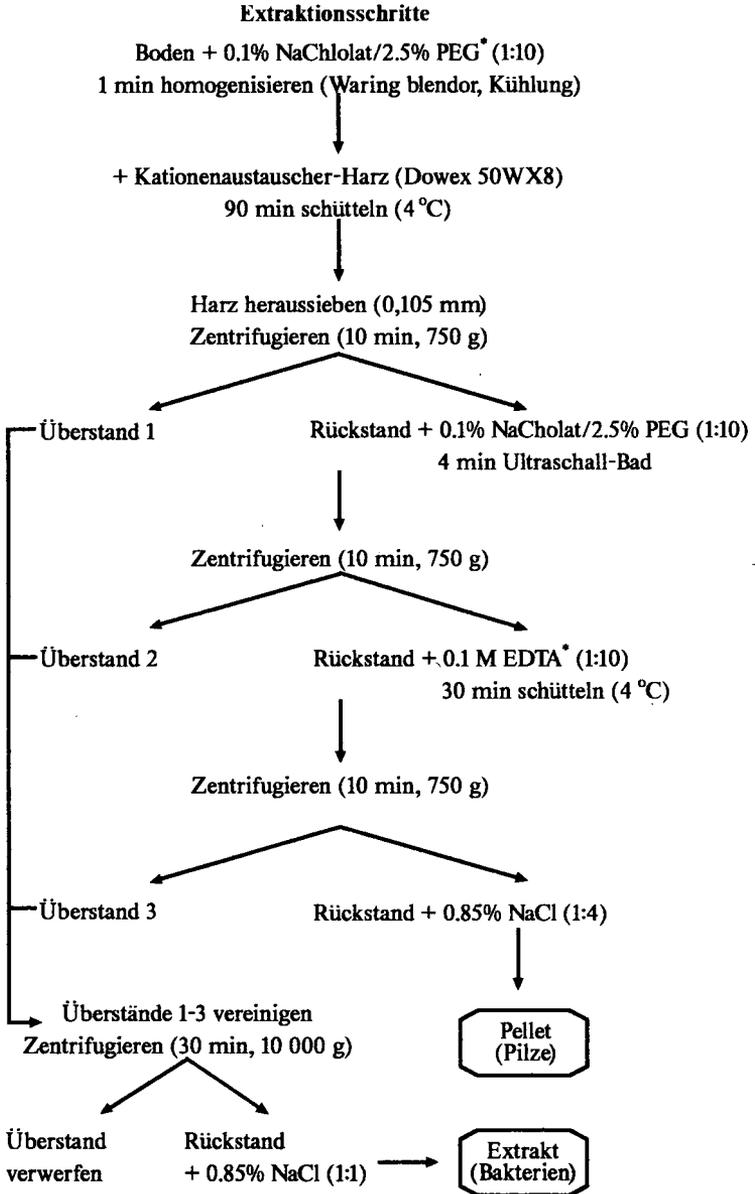
Ergosterol-Bestimmung:

Gefriergetrockneter Boden wurde in alkalischem Methanol (10% KOH) 30 min bei 80 °C verseift, filtriert und das Ergosterol im Filtrat mit n-Hexan ausgeschüttelt. Analyse mittels HPLC mit Dioden Array Detektor (veränd. n. ZELLES et al., 1987).

Herstellung einer Boden-Suspension:

Boden wurde mit Natrium-Hexametaphosphat (0,2%) im Verhältnis 1:10 eine Stunde über Kopf geschüttelt. 15 min nach Abbruch des Schüttelns wurde aus 1 cm Tiefe 1 ml zur Keimzahl-Bestimmung entnommen.

Extraktion der Pilze und Bakterien:



PEG: Polyethylene glycol; EDTA: Ethylen-Diamin-Tetra-Essigsäure;

Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluß unterschiedlicher Kationenaustauscherharze und Extraktionsmittel bei der Extraktion von Pilzen und Bakterien aus Boden wurde in einer früheren Arbeit beschrieben (KREITZ & ANDERSON, 1993).

Während der Extraktion geht ein großer Teil des eingesetzten Bodens verloren (Abb. 1). Dieser Verlust besteht im Wesentlichen aus der Sandfraktion, die zusammen mit dem Kationenaustauscherharz herausgesiebt wird. Auch Pilze und Bakterien gehen verloren (Abb. 2). Entweder sterben sie während der Extraktionsprozedur ab oder sie bleiben an der herausgesiebten Sand- und Harz-Fraktion haften.

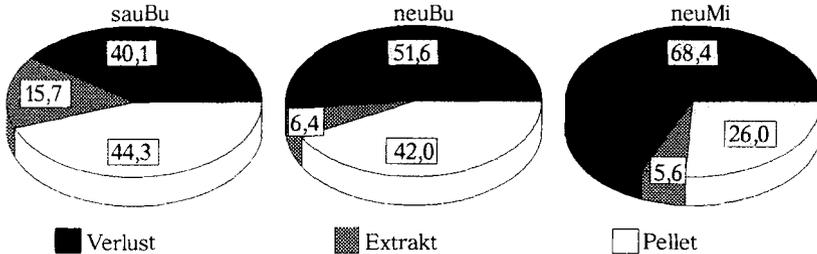


Abb. 1: Prozentuale Verteilung der Boden-Trockenmasse nach Extraktion in Pellet und Extrakt bezogen auf das Trockengewicht des zur Extraktion eingesetzten Bodens. Als "Verlust" wird der Anteil bezeichnet, der während der Extraktion verloren ging.

Die Ausbeute an Pilzen und Bakterien schwankt stark zwischen den einzelnen Böden. Bei den Pilzen liegt sie zwischen 33% und 63%, die der Bakterien reicht im Extrakt von 17% bis 41% (bezogen auf die Keimzahl der Bodensuspension) (Abb. 2). Bei beiden Mikroorganismen-Gruppen scheint die Ausbeute vom Tongehalt der Böden beeinflusst zu werden. HOPKINS et al (1991) beobachteten bei ihrem Verfahren zur Extraktion von Bakterien aus verschiedenen Böden das selbe Phänomen. Sowohl bei HOPKINS et al. (1991) als auch in dieser Arbeit korreliert die bakterielle Ausbeute negativ mit dem Tongehalt der Böden. Die Ausbeute der Pilze dagegen nimmt mit dem Tongehalt der Böden zu. Vermutlich werden weniger Pilze mit der Sand-Fraktion und dem Harz herausgesiebt, wenn der Boden mehr Ton enthält.

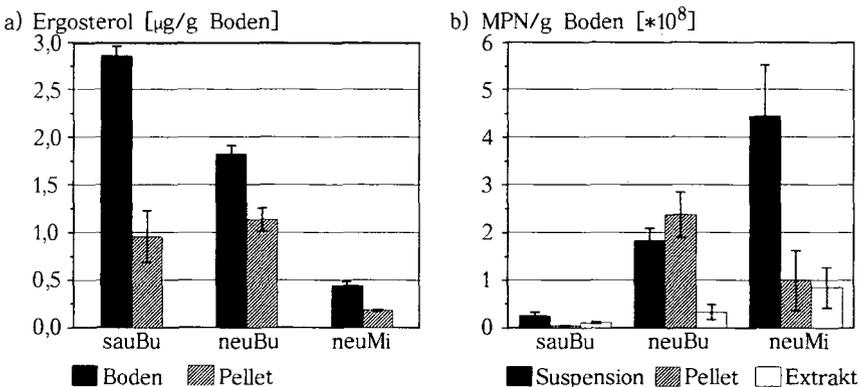


Abb. 2: a) Ergosterolgehalt im Boden und nach Extraktion im Pellet; b) Keimzahlen (MPN) der Bodensuspension und nach Extraktion im Pellet und Extrakt (Abk. s. Material und Methoden).

Betrachtet man die relative Anreicherung der Bakterien im Extrakt bzw. der Pilze im Pellet (Abb. 3), so ergibt sich keine Korrelation mit dem Tongehalt der Böden. Die gleichzeitige Abreicherung (Werte <1) der Bakterien im Pellet und Anreicherung (Werte >1) im Extrakt deutet auf eine Verlagerung der bakteriellen Biomasse und somit auf eine erfolgreiche Extraktion hin. Bei den neutralen Böden konnten auch die Pilze angereichert werden. Ob die geringen Anreicherungs-faktoren bei dem sauren Buchenwaldboden tatsächlich auf den pH-Wert zurückzuführen sind, muß in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

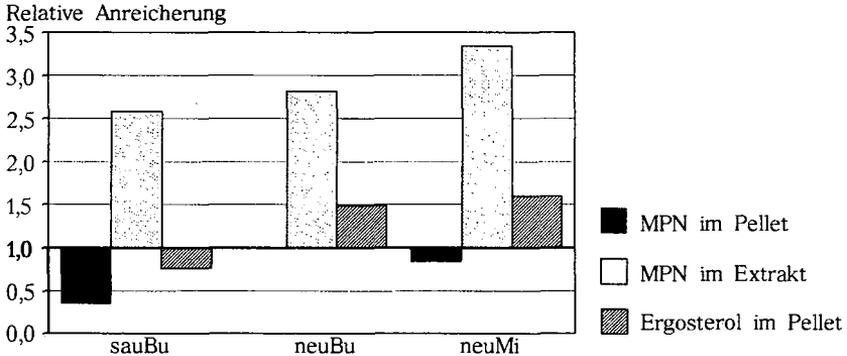


Abb. 3: Relative Anreicherung der Keimzahl (Bakterien) im Pellet und Extrakt sowie von Ergosterol (Pilze) im Pellet nach Extraktion.

Bei Werten >1 hat eine Anreicherung der untersuchten Parameter bezogen auf die Boden-Trockenmasse stattgefunden, d.h. das Verhältnis von Parameter zu Boden-Trockenmasse ist in der jeweiligen Fraktion höher als im Boden vor der Extraktion.

Bezugspunkt der MPN-Werte vor der Extraktion ist die Keimzahl der Suspension (MPN/g trockener Boden) (Abk. s. Material und Methoden).

Zusammenfassung:

In dieser Arbeit wurde ein 3-Schritt-Verfahren zur Extraktion von Pilzen und Bakterien aus drei verschiedenen Böden getestet. Die Sandfraktion des eingesetzten Bodens geht während der Extraktion verloren und mit ihr ein großer Teil der Pilze und Bakterien. Die Ausbeute der Bakterien ist negativ, die der Pilze positiv mit dem Tongehalt der Böden korreliert. Die relative Anreicherung der Bakterien im Extrakt bzw. der Pilze im Pellet zeigt keinen Zusammenhang mit dem Tongehalt der Böden. Hier hat möglicherweise der pH-Wert einen Einfluß.

Literatur

- ALEXANDER, M. (1984): Most Probable Number method for microbial populations. In: Methods of Soil Analysis, Part 2. Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (eds), ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA, S. 815-820
- HOPKINS, D.W.; MACNAUGHTON, S.H.; O'DONNELL, A.G. (1991): A dispersion and differential centrifugation technique for representatively sampling microorganisms from soil. Soil Biology and Biochemistry 23, 217-225
- KREITZ, S. und ANDERSON, T.-H. (1993): Einfluß von Kationenaustauscherharzen und Ethylen-Diamin-Tetra-Essigsäure (EDTA) auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 72 (I), 583-586
- LYNCH, J.M. (1981): Promotion and inhibition of soil aggregate stabilization by microorganisms. Journal of General Microbiology 126, 371-375
- ZELLES, L.; HUND, K.; STEPPER, K. (1987): Methoden zur relativen Quantifizierung der pilzlichen Biomasse im Boden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 150, 249-252

Danksagung:

Die Autoren danken dem Institut für Ökologie der RWTH Aachen für ihre freundliche Unterstützung bei der HPLC-Analyse des Ergosterols.

Die Argininammonifikation: Bestimmung der mikrobiellen Aktivität oder des Stickstoff-Status in Böden?

von

Dilly, O.* und J.-C. Munch**

Zusammenfassung

Die These, die zu diesem Titel führte, ergab sich aus dem Vergleich verschiedener mikrobieller Parameter, die für sieben verschiedene Oberböden im Rahmen der "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" bestimmt wurden. So wurden in einem Feuchtgrünland eine niedrige Argininammonifikation bei hohen Gehalten an mikrobieller Biomasse und weiteren mikrobiellen Aktivitätsparametern festgestellt. Auch in den Oberböden des Buchen- und Erlenwaldes (unterhalb einer Humusaufgabe) waren im Vergleich zu denen zweier Ackerstandorte, eines Hanggrünlands und eines Erlenbruchs niedrige Argininammonifikationsraten in Relation zur mikrobiellen Biomasse zu beobachten. Aus dem Verhältnis von Argininammonifikation zur mikrobiellen Biomasse sowie von Basalatmung zu Argininammonifikation wurde eine verstärkte Stickstoff-Immobilisierung abgeleitet. Die Argininammonifikation war bei Zugabe einer gut verfügbaren Kohlenstoffverbindungen (Glucose) erniedrigt, was als Folge eines erhöhten Stickstoffbedarfs gewertet werden kann.

Niedrige Argininammonifikationsraten können auf eine schlechte Verwertung von Arginin durch die mikrobiellen Populationen hindeuten, möglicherweise in Verbindung mit spezifischen Bodeneigenschaften, jedoch auch als hoher Bedarf der Bodenmikroflora an Stickstoff gewertet werden.

1 Einleitung und Zielstellung

Zur Kennzeichnung "der" mikrobiellen Aktivität in Böden werden eine Vielzahl von unterschiedlichen Methoden vorgeschlagen, die sehr unterschiedliche Umsetzungen quantifizieren. Zudem werden mikrobielle Parameter in Form von Korrelationen miteinander in Beziehung gesetzt. Mikrobielle Parameter werden aber auch zu einem Index zusammengefaßt, um "die" mikrobielle Aktivität in einem Boden (einer Bodenprobe) zu quantifizieren. Nur in wenigen Fällen werden aus Verhältnissen mikrobieller Parameter zueinander Folgerungen abgeleitet. Dies erscheint jedoch zum Verständnis mikrobieller Prozesse in Böden sinnvoll. Die Argininammonifikation ist eine Methode zur Ermittlung der mikrobiellen Aktivität in Böden, bei der die Ammoniumfreisetzung nach Zugabe von Arginin bestimmt wird. Diese Umsetzung ist gebunden an aktive Mikroorganismen und findet intrazellulär statt. Viele, wenn nicht alle Mikroorganismen können Arginin als Kohlenstoff(Energie)- und Stickstoffquelle nutzen. Ziel ist es aufzuzeigen, inwiefern die Argininammonifikation mit anderen mikrobiellen Parametern in Beziehung steht und mögliche Schlußfolgerungen aus Unterschieden für Umsetzungen in den verschiedenen Böden abzuleiten.

2 Material und Methoden

Der Untersuchungsgebiet liegt etwa 30 km südlich von Kiel (59°97' N, 35°81' O), westlich des Belauer Sees.

*) Projektzentrum Ökosystemforschung, Universität Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

**) Institut für Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Das Klima ist ozeanisch-gemäßigt bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3 °C und einem Jahresniederschlag von 757 mm. Die Standorte liegen im Randbereich der Weichselvereisung. Hier entwickelten sich basenarme bis mittelbasische Braunerden und Parabraunerden (auf den Kuppen), Kolluvien (an den Hängen) und Gleye bzw. Niedermoore (in den Senken). Die Böden sind überwiegend sandig mit unterschiedlichen Humusgehalten. Ausgewählte Eigenschaften der Böden zeigt Tab. 1.

Tab. 1: Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Oberböden aus dem Gebiet der Bornhöveder Seenkette.

Standort	Horizont	Tiefe (cm)	Ld (g cm ⁻³)	pH (H ₂ O)	C _{org} (mg g ⁻¹ tr.Bo.)	N _t	C/N
Acker							
Fruchtfolge (FF)	Ap	0 - 20	1.3	6.4	12.8	1.32	10
Mais-Monokultur (MM)	Ap	0 - 20	1.3	5.4	12.1	1.01	12
Grünland							
Hanggrünland	Ah	0 - 10	1.3	6.4	16.5	1.53	11
Feuchtgrünland	Aa	0 - 20	0.6	5.8	75.7	6.45	12
Wald							
Buchenwald	Ah	0 - 5	1.1	4.1	24.5	1.79	14
Erlenwald	nH	0 - 20	0.2	4.1	275.4	18.34	15
Erlenbruch	nH	0 - 20	0.2	6.0	230.0	15.14	15

Die mikrobielle Biomasse wurden einerseits mit der Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE *et al.* (1987) bestimmt. Andererseits wurde als weiteres Maß für die mikrobielle Biomasse ebenfalls die Substrat-induzierte Respiration nach ANDERSON AND DOMSCH (1978), mit der Apparatur nach HEINEMEYER *et al.* (1989), verwendet. Die Wassergehalte der teilweise nassen Proben von Feuchtgrünland, Erlenwald und Erlenbruch wurden nicht modifiziert, um möglichst geringe Veränderungen der Populationen zu induzieren. Zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität wurde die Basalatmung (Respiration bei 22 °C, mit der Apparatur nach HEINEMEYER *et al.* 1989), die Dehydrogenaseaktivität nach THALMANN (1968), die Dimethylsulfoxid(DMSO)-Reduktion nach ALEF AND KLEINER (1989) und schließlich die Arginin-Ammonifikation nach ALEF AND KLEINER (1986) bestimmt. Eine detaillierte Beschreibung wurde bei DILLY (1994) vorgenommen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Biomasse und die mikrobiellen Aktivitäten ergaben für die landwirtschaftlich genutzten Böden eine Zunahme von Acker-MM, Acker-FF, Hanggrünland zum Feuchtgrünland (Abb. 1). Bei Vergleich der Waldböden ist für den Erlenbruch zu erkennen, daß eine relativ geringe Biomasse hohe Aktivitäten aufweist.

Verwendet man die Basalatmung bezogen auf den organischen Kohlenstoff als Maß für die mikrobiellen Umsetzungen der organischen Substanz, lassen sich für die Acker- und Grünlandböden im Vergleich zu den Waldböden hohe Leistungen ableiten (Tab. 2). Demgegenüber werden je Einheit mikrobieller Biomasse nur wenig Stickstoff im Feuchtgrünland, aber auch im Erlenwald und Buchenwald ammonifiziert. Bezieht man eine Kohlenstoffmineralisation auf eine Stickstoffmineralisation, wie etwa die Basalatmung auf die Argininammonifikation, zeigen hohe Werte eine verstärkte C-Mineralisation oder geringe N-Mobilisierung. Ein verstärkte N-Immobilisierung wird hiernach durch besonders niedrige Werte für das Feuchtgrünland und den Erlenwald angezeigt. Wenn diese Werte noch um die Effizienz korrigiert werden, mit der die Organismen körpereigene Substanz aufbauen (qCO_2 = Atmung je Einheit Biomasse), ergibt sich die gleiche Reihe wie bei ARG/FE-C_{mic} und läßt für das Feuchtgrünland, aber auch für den Erlen- und den Buchenwald eine marginale N-Versorgung ableiten.

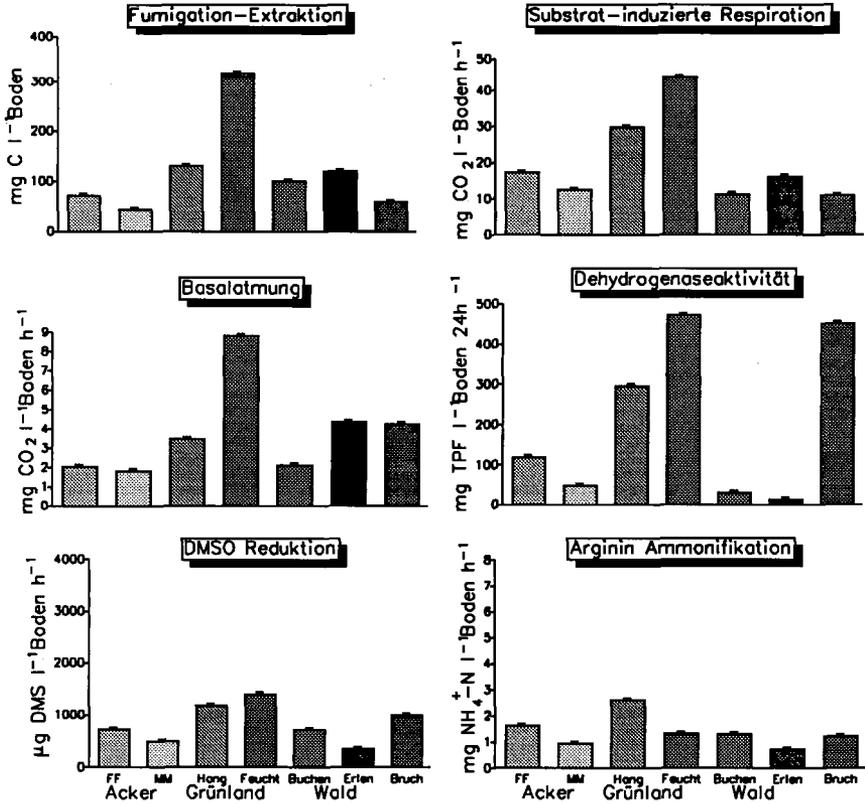


Abb. 1: Mittlere Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff (Fumigation-Extraktion), Substrat-induzierte Respiration, Basalatmung, Dehydrogenaseaktivität, DMSO-Reduktion und Arginin-Ammonifikation in Oberböden aus dem Gebiet der Bornhöveder Seenkette.

Tab. 2: Mittlere Basalatmung bezogen auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff, Argininammonifikation (ARG) bezogen auf die mikrobielle Biomasse (bestimmt mittels Fumigation-Extraktion, FE-C_{mic}) und Basalatmung (BAS) in Relation zur Argininammonifikation in Oberböden aus dem Gebiet der Bornhöveder Seenkette.

	$\text{CO}_2/\text{C}_{\text{org}}^{\text{org}} \text{ h}^{-1}$ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C}_{\text{org}} \text{ h}^{-1}$)	$\text{ARG}/\text{FE-C}_{\text{mic}}^{\text{mic}} \text{ h}^{-1}$ ($\text{mg NH}_4^+-\text{N g}^{-1} \text{ C}_{\text{mic}} \text{ h}^{-1}$)	BAS/ARG
Acker			
Fruchtfolge (FF)	94	9.13	1.26
Mais-Monokultur (MM)	107	9.19	1.93
Grünland			
Hanggrünland	144	8.36	1.38
Feuchtgrünland	129	1.80	5.56
Wald			
Buchenwald	65	5.35	1.63
Erlenwald	62	2.53	5.74
Erlenbruch	77	8.64	3.42

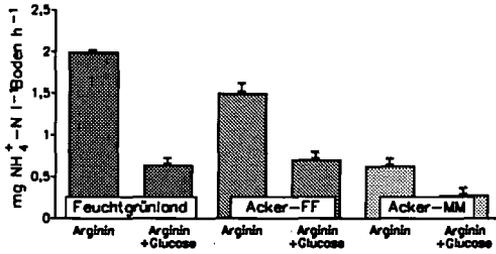


Abb. 2: Einfluß von Glucose auf die Argininammonifikation in Oberböden aus dem Bereich der Bornhöveder Seenkette.

Die Bedeutung der N-Versorgung konnte mit multipler Regression für die Argininammonifikation im Feuchtgrünland und im Buchenwald und für Substrat-induzierte Respiration (Kohlenstoffmineralisation) im Erlenwald aufgezeigt werden (DILLY 1994). Zunehmende Ernterückstandsmengen führten nach SIMARD *et al.* (1994) zu abnehmender Stickstoffmineralisation je Einheit mikrobieller Biomasse. Bei Minimalbodenbearbeitung konnten RICE AND SMITH (1984) verstärkte Stickstoffimmobilisierung beobachten. FORSTER *et al.* (1993) fanden im Verlauf der Kompostierung zunehmende Argininammonifikationsraten und ELSNER UND BLUME (1993) bei ausschließlich organischer Düngung die niedrigste Argininammonifikation. Zusammengefaßt können alle diese Ergebnisse auf einer guten Versorgung mit leichtverfügbaren Kohlenstoffverbindungen bei relativ schlechterer N-Versorgung beruhen. Auch die Substrat-induzierte Respiration demonstriert, daß durch Zugabe von Glucose die (Kohlenstoffmineralisations)Aktivität der Mikroflora sehr stark gesteigert wird. Abb. 2 zeigt, daß dagegen die Argininammonifikation durch die Zugabe von Glucose deutlich reduziert wird. In solchen Fällen wird bei Anwendung der Argininammonifikation "die" mikrobielle Aktivität zu niedrig eingeschätzt. Dies ist dadurch erklärbar, daß bei Zugabe von leicht verfügbaren Kohlenstoffverbindungen weniger Ammonium aus der Zelle ausgeschieden wird.

Diese Studie wurde finanziell unterstützt vom BMFT (0339077E).

Literatur

- Alef K. and D. Kleiner (1986): Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soils. *Soil Biol. Biochem.* 18:233-235.
- Alef K. and D. Kleiner (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. *Biol. Fertil. Soils* 8:349-355.
- Anderson J.P.E. and K.H. Domsch (1978): A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10:215-221.
- Dilly O. (1994): Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. *EcoSys Suppl.* 8.
- Elsner D.-C. and H.-P. Blume (1993): Einfluß verschiedener Nutzungsmaßnahmen von Ackerböden auf die Leistungen der Mikroorganismen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* 72:499-502.
- Forster J.C., Zech W. and E. Würdinger (1993): Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol. Fertil. Soils* 16:93-99.
- Heinemeyer O., Insam H., Kaiser E.-A. and G. Walenzik (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116:191-195.
- Rice C.W. and M.S. Smith (1984): Short term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no-till and plowed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:295-297.
- Simard R.R., Angers D.A. and C. Lapierre (1994): Soil organic matter quality as influenced by tillage, lime and phosphorus. *Biol. Fertil. Soils* 18:13-18.
- Thalman A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtschaftliche Forschung* 21:249-258.
- Vance E.D., Brookes P.C. and D.S. Jenkinson (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707.

Eignung verschiedener Methoden zur Untersuchung der mikrobiellen Aktivitäten in zwei benachbarten Böden

von

Elsner, D.-C.¹ und H.-P. Blume²**Einleitung**

Dargestellt werden Ergebnisse aus der Anlaufphase des Sonderforschungsbereiches 192 der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Hier forschen verschiedene Institute unter dem Motto "Optimierung pflanzenbaulicher Produktionssysteme im Hinblick auf Leistung und ökologische Effekte". Die mikrobiologischen Untersuchungen betreffen die Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistungen typischer Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. In diesem Kurzbeitrag soll der Einfluß der Bodenform auf die mikrobielle Aktivität dargestellt werden. In den meisten bodenmikrobiologischen Vergleichsuntersuchungen verschiedener Standorte lagen diese weiter voneinander entfernt, so daß klimatische und bewirtschaftungsbedingte Einflüsse die mikrobielle Aktivität unweigerlich beeinflussen, unter Umständen sogar verfälschen. Unsererseits wurden 6 verschiedene mikrobielle Aktivitäten zweier Böden eines Schrages untersucht. Diese unterlagen dem gleichen Klima und der gleichen Bewirtschaftung. Auftretende Unterschiede sind hier also rein standortsbedingt.

Material und Methoden

Die untersuchten Standorte sind Bestandteil der Hauptversuchsflächen des SFB in Hohen-schulen. Sie sind typische Böden der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins. In Oberhanglage befinden sich Parabraunerden mit verdünnter Krume, lehmigerem Substrat und wenige Grobporen. In Unterhanglage befinden sich Kolluvisole. Sie sind durch eine humosere Krume und humoseren Unterboden, sowie ein sandigeres Substrat gekennzeichnet und reicher an Grobporen (Tab.1). Auf jedem Standort sind 2 Bearbeitungsvarianten (Pflugvariante; pfluglose Variante, auf 10 cm gegrubbert) und 5 Düngungsvarianten angelegt. Es wurden 6 mikrobiologische Aktivitäten in zwei Tiefen (0-10 cm und 15-27 cm) mehrfach untersucht (Abb.1), außerdem abiotische Einflußgrößen (Temperatur nach PALLMANN, Wassergehalt, pH-Wert, NH_4^- , NO_3^- und organischer Stickstoff nach HOUBA). Es wurden in knapp zwei Jahren an insgesamt 7 Terminen Proben gezogen (Herbst, Frühjahr, Frühsommer, Sommer).

¹ Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 24106 Kiel-Wik,

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel

Tab.1: Eigenschaften, Körnung, Porung und chemische Eigenschaften, einer Parabraunerde (A) und eines Kolluvisols (B), (aus HORN et al. 1993, Mitt. Dt. Bodenk. Ges. Bd.70)

A

Hor.	Tiefe cm	LK %	nFK mm	kf cm/d	Ld g/cm ³	Ton %	pH (CaCl ₂)	KAK cmol _c /kg	BS %	C _{org} g %	N _t ‰	C/ N
Ap	0-30	1,6	51	42	1,7	16	6,9	10	93	0,9	0,8	11
Al	30-47	2,0	26	400	1,8	18	6,7	15	94	0,3	0,3	10
SdBt	47-80	1,8	45	65	1,7	21	6,8	10	94	0,2	0,2	9
BtSd	80-100	1,1	31	24	1,8	16	6,8	7	94	0,1	0,2	5

B

Hor.	Tiefe cm	LK %	nFK mm	kf cm/d	Ld g/cm ³	Ton %	pH (CaCl ₂)	KAK cmol _c /kg	BS %	C _{org} g %	N _t ‰	C/ N
Ap	0-30	6,7	68	>600	1,5	12	6,4	13	86	1,6	1,4	12
SM	30-81	8,1	109	>600	1,5	13	6,5	11	89	1,3	1,3	10
SGo	81-108	7,6	50	160	1,7	9	6,5	7	92	0,2	0,2	11
SGor	108-150	6,0	69	20	1,7	17	6,6	10	95	0,2	0,2	8

LK= Lufkapazität, nFK= nutzbare Feldkapazität, Ld= Lagerungsdichte, kf= gesättigte Wasserleitfähigkeit, T= Ton, pH= pH-Wert, KAK_{pot}= potentielle Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen, BS= Basensättigung, C_{org}= organischer Kohlenstoff nach STROHLEIN, N= Gesamtstickstoff nach KJELDAHL, C/N= C/N-Verhältnis

Abb.1: Art der erhobenen mikrobiologischen Parameter

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> - Mikrobielle Biomasse nach ANDERSON & DOMSCH (1978) am Sapromaten - Basalatmung nach DOMSCH et al. (1979) - Dehydrogenaseaktivität nach THALMANN (1968) - Argininammonifikation nach ALEF & KLEINER (1986) - β-Glucosidaseaktivität nach HOFFMANN & DEDEKEN (1965) - Zellulolytische Aktivität nach UNGER (1960) |
|--|

Ergebnisse und Diskussion

Tab.2 zeigt die Ergebnisse der Parabraunerden und Kolluvisole im Vergleich. Die absoluten Werte sind aufgrund der großen Schwankungen zu den einzelnen Terminen weniger aussagefähig. Deswegen wurden relative Werte errechnet. Die meisten mikrobiellen Parameter ergaben keine absicherbaren Unterschiede. Absicherbar waren die Unterschiede bei der β-Glucosidaseaktivität. Dieses Enzym aus dem Kohlenstoffkreislauf spricht offenbar gut auf die unterschiedlichen Humusgehalte der beiden Bodenformen an. Noch stärker waren die Unterschiede der Dehydrogenaseaktivität. Dies spiegelt wohl in erster Linie die Tatsache wieder, daß die Kolluvisole in der Unterhanglage feuchter und vor allem besser mit Kohlenstoff versorgt sind. Mikrobiell verursachter Sauerstoffmangel (β-Glucosidaseaktivität) bewirkt hier offenbar über reduzierende Substanzen eine höhere Dehydrogenaseaktivität.

Tab.2: Unterschiede der Standortverhältnisse und der mikrobiellen Aktivität zwischen der Krume von Parabraunerden (L) und Kolluviosolen (K)

Parameter	absolute Werte			relative Werte	n
	L	K	Mittel	L/K	
mikrobielle Parameter					
Mikrobielle Biomasse ($\mu\text{g C} / \text{g TS}$)	339	350	344	1,00	56
Basalatmung ($\mu\text{g CO}_2\text{-C} / \text{g TS} \cdot \text{h}$)	0,5	0,5	0,5	0,97	32
Metabolischer Quotient (Basal atm./Mikrobiom. $\cdot 10^{-4}$)	15	15	15	1,00	32
Dehydrogenaseakt. ($\mu\text{g TPF} / \text{g TS} \cdot 24\text{h}$)	93	107	100	0,88***	32
Argininammonifikation ($\mu\text{g NH}_4\text{-N} / \text{g TS} \cdot \text{h}$)	0,9	0,9	0,9	1,00	56
Betaglucosidaseakt. ($\mu\text{g Sal.} / \text{g TS} \cdot 3\text{h}$)	101	108	105	0,94***	56
Zelluloseabbau (mg / d)	72	75	73	1,00	24
abiotische Faktoren					
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$ nach PALLMANN)	14	14	14	1,00	14
Wassergehalt (Gew.%)	13,9	14,6	14,2	0,96***	56
pH-Wert (CaCl ₂)	6,5	6,5	6,5	1,00	56
N _{min} (CaCl ₂ -lösl.) ($\mu\text{g NO}_3\text{-}+\text{NH}_4\text{-N} / \text{g TS}$)	8,2	8,3	8,3	1,00	56
N _{org} (CaCl ₂ -lösl.) ($\mu\text{g Norg} / \text{g TS}$)	1,4	1,9	1,6	1,00	56
C _{org} (Gew.%)	1,2	1,4	1,3	0,86***	24

(Mittelwerte von 2 Tiefen, 4 verschiedenen N-Düngungsvarianten, 4 bzw. 7 Terminen und 2 Parallelen), ***: $p=0,001$, **: $p=0,01$, *: $p=0,05$

Nur die Dehydrogenaseaktivität und β -Glucosidaseaktivität reagierten auf die Standortsunterschiede. Gegeklärte ökologische Einflüsse könnten die Ursache für fehlende Unterschiede bei den anderen Parametern sein. Tab. 3 mag hier ein Beispiel geben: Im Frühjahr erwärmen sich die Parabraunerden schneller als die Kolluvisole, diese hatten aber ein besseres Nährstoffangebot (Humusgehalt). Im Herbst kühlten die Parabraunerden schneller ab. Die mikrobielle Aktivität der Kolluvisole war trotzdem nicht höher, über den gegenläufigen Einfluß kann man an dieser Stelle leider nur spekulieren. Es zeichnet sich also kein vollständiges Bild über das mikrobiologische Wirkungsgefüge ab. Die Lücken sind zu groß, bzw. entscheidende Einflußgrößen sind nicht untersucht worden.

Tab.3: Verhalten von mikrobiellen Aktivitäten im Herbst und Frühjahr in der Krume von Parabraunerden und Kolluvisolen

Mikrobielle Parameter

Datum	Bodentyp	Mikrob. Biomasse $\mu\text{g}^{\text{C}}\text{C}_{\text{mic}}/\text{g TS}$	Dehydrogenaseakt. $\mu\text{g TPF} / \text{g TS} \times 24 \text{ h}$	Arginin-ammonif. $\mu\text{g NH}_4\text{-N} / \text{g TS} \times \text{h}$	β -Glucosidaseakt. $\mu\text{g Sal.} / \text{g TS} \times 3 \text{ h}$	Basal-atmung $\mu\text{g CO}_2\text{-C} / \text{g TS} \times \text{h}$
31/10/91	Parabraune.	401	75,4	1,92	107	0,412
31/10/91	Kolluvisole	389	82,6	2,05	106	0,407
01/04/92	Parabraune.	321	92,5	2,42	119	0,645
01/04/92	Kolluvisole	311	99,9	2,48	125	0,664

Abiotische Parameter

Datum	Bodentyp	N_{min} - Gehalt $\mu\text{g NH}_4\text{-N} / \text{g TS}$	N_{org} - Gehalt $\mu\text{g } N_{\text{org}} / \text{g TS}$	Feuchte Gew. % H_2O	pH-Wert CaCl ₂	C_{org} - Gehalt Gew. %	Temperatur $^{\circ}\text{C}$ nach PALLMANN
31/10/91	Parabraune.	6,65	2,58	16,3	6,5	1,29	11,3
31/10/91	Kolluvisole	8,44	2,74	17,0	6,6	1,46	13,8
01/04/92	Parabraune.	9,11	0,70	16,0	6,3	1,29	6,7
01/04/92	Kolluvisole	11,22	1,30	16,4	6,4	1,46	6,0

Schlußfolgerungen

Dehydrogenase- und β -Glucosidaseaktivität erbrachten gesicherte Unterschiede zwischen den verglichenen Böden, was für die vier übrigen Parameter nicht galt. Damit wurde deutlich, daß die einzelnen Organismengruppen eines Standortes unterschiedlich auf die gegebenen Standortseinflüsse reagieren. Es ist also möglich durch die Untersuchungen mikrobieller Bodenaktivitäten selbst kleine abiotische aber ökologisch relevante Standortunterschiede zu charakterisieren. Erforderlich ist aber, daß dazu 4-6 Methoden genutzt werden, die jeweils verschiedene Organismengruppen charakterisieren.

Die dieser Veröffentlichung zugrundeliegenden Daten entstammen der Dissertation "Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistungen typischer Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft" von Herrn D.-Chr. Elsner. Sie ist am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel erhältlich.

**Erfassung von Bodenbearbeitungs- und Fruchtfolge-
wirkungen auf Bodenmikroorganismen durch Bestimmung
von Adenylatgehalten**

von

Friedel, J.K.*

Einleitung und Problemstellung

In landwirtschaftlich genutzten Böden haben Mikroorganismen wesentliche Funktionen bei Stoffumsatz- und -abbauvorgängen, bei der Humusbildung und der Ausbildung einer stabilen Bodenstruktur. Bodennutzungsmaßnahmen beeinflussen diese Funktionen und es ist wichtig, das "Grundniveau" bodenmikrobieller und bodenbiochemischer Eigenschaften, das sich aufgrund bestimmter Formen der Bodennutzung einstellt, erfassen und bewerten zu können. Da heterotrophe Bodenmikroorganismen C-limitiert sind, spielt vor allem die Verfügbarkeit von mikrobiell umsetzbarer organischer Substanz eine wichtige Rolle für die mikrobielle Biomasse und das Niveau mikrobieller Umsatzaktivitäten.

Das Ziel der Untersuchung war, den Einfluß von mehrjährig unterschiedlichen Bodenbearbeitungs- und Fruchtfolgemaßnahmen auf die organische Bodensubstanz in Beziehung zu setzen zu den Auswirkungen auf die mikrobielle Biomasse des Bodens. An entnommenen Bodenproben wurden Adenylatgehalte (Adenosinmonophosphat, Adenosindiphosphat, Adenosintriphosphat) bestimmt, da diese die Konzentration an mikrobieller Biomasse erfassen können und eine zusätzliche Aussage über den energetischen Status der Mikroorganismen erwartet wurde.

Material und Methoden

Untersucht wurden Parzellen einer pseudovergleyten Parabraunerde aus Löß auf der Versuchstation Ihinger Hof der Universität Hohenheim, ca. 25 km westlich von Stuttgart (nähere Beschreibung bei FRIEDEL 1993). Die Parzellen waren seit 1976 hinsichtlich Bodenbearbeitung (Pflug, Fräse) und Fruchtfolge unterschiedlich bewirtschaftet worden.

Leguminosen-Getreide-Fruchtfolge:

Luzerne - Luzerne - Winterweizen - Hafer - Klee gras - Winterweizen - Hafer - Wintergerste;

Raps-Getreide-Fruchtfolge:

Winterraps - Winterweizen - Hafer - Wintergerste - Winterraps - Winterweizen - Hafer - Wintergerste.

Es ergaben sich vier Versuchsvarianten:

"Pflug; Leg.", "Pflug; Raps"; "Fräse; Leg.", "Fräse; Raps".

In den Jahren 1993 und 1994 wurden unter Winterweizen und der Folgefrucht Hafer mehrmals Proben aus dem Ap-Horizont (0 - 25 cm) entnommen.

*): Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

An den Proben wurden die Gehalte an organischem Kohlenstoff mit der Lichterfelder Methode (nasse Veraschung mit Kaliumdichromat, SCHLICHTING und BLUME, 1966) bestimmt. Es wurde eine Dichtefraktionierung mit NaJ (Dichte 1.7 g cm^{-3}) in modifizierter Form¹⁾ nach GREGORICH und ELLERT (1993) durchgeführt und die leichte Dichtefraktion ermittelt, die unzersetztes und teilzersetztes organisches Material enthält. Das C-Mineralisierungspotential im Brutversuch ($T = 25^\circ\text{C}$; Feuchte = 50% der maximalen Wasserhaltekapazität) wurde als Maß für die mittelfristig umsetzbare organische Substanz bestimmt. Freigesetztes CO_2 wurde in NaOH aufgefangen und die CO_2 -Menge titrimetrisch gemessen.

Zur Bestimmung der Adenylatgehalte der Proben wurden diese auf eine Feuchte von 50% der mWK eingestellt, bei -20°C maximal 9 Monate gelagert und vor der Extraktion einer standardisierten Equilibrierung unterzogen (Lagerung 1 Tag im Kühlschrank bei 4°C , 6 Tage bei 20°C), da nur unter dieser Voraussetzung die Adenylatgehalte ein Maß für die Gehalte an mikrobieller Biomasse darstellen (EILAND 1985). Die Adenylate wurden mit Dimethylsulfoxid und Tri-Natriumphosphat-Puffer (Boden-Extraktionsmittel-Verhältnis 1 : 4) unter Zugabe von NRB^R-Reagenz extrahiert, mit Chloracetaldehyd zu ϵ -Ethenoadenylaten derivatisiert, mittels HPLC (Ionenpaarchromatographie) aufgetrennt und mit Fluoreszenz-Detektion (Anregungswellenlänge: 270 nm, Emissionswellenlänge: 410 nm) gemessen (BAI et al. 1989, verändert). Diese Methodik wurde gewählt, da ihre Extraktionseffizienz im Vergleich zu anderen Methoden hoch ist (BAI et al. 1988; FRIEDEL 1991; MARTENS 1993, mündliche Mitteilung) und die Wiederfindungsraten hoch sind (BAI et al. 1989). Aus den Adenylatgehalten wurde jeweils der adenylate energy charge [AEC = $(\text{ATP} + \text{ADP}/2) / (\text{AMP} + \text{ADP} + \text{ATP})$] errechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Bei nicht-wendender Bodenbearbeitung waren die Gehalte an organischem Kohlenstoff, das C-Mineralisationspotential und die leichte Dichtefraktion in der Oberkrume (0 - 10 cm) gegenüber Pflugbearbeitung erhöht (Ergebnisse für März 1993 s. Abb. 1). In der Unterkrume (10 - 25 cm) waren die Werte bei nicht-wendender Bodenbearbeitung dagegen im Mittel geringer als bei Pflugeinsatz. Als Ursache wird die bei nicht-wendender Bodenbearbeitung nur flache Einarbeitung von Ernterückständen angenommen, die zu in der Oberkrume erhöhten und in der Unterkrume verringerten Gehalten an rezenter, leicht umsetzbarer organischer Substanz führte. Die bei Raps gegenüber den Leguminosen höheren Ernterückstandsmengen (Rapsstroh) hatten erhöhte Gehalte an rezenter, leicht umsetzbarer organischer Substanz in der Raps-Getreide-Rotation zur Folge, die sich in der Oberkrume bei nicht-wendender Bodenbearbeitung in erhöhten Gehalten an organischem C, einem erhöhten C-Mineralisationspotential und einer Vergrößerung der leichten Dichtefraktion widerspiegeln.

Eine den Eigenschaften der organischen Bodensubstanz analoge bewirtschaftungsbedingte Beeinflussung bodenmikrobieller Aktivitäten (Enzymaktivitäten, Zellulosezerersetzung *in situ*) wurde auf diesem Standort bereits früher festgestellt und größtenteils durch Unterschiede in der Menge und Verteilung der mikrobiell verfügbaren organischen Substanz begründet (FRIEDEL 1993). Bei den Adenylatgehalten (s. Abb. 2) bestätigten sich die bewirtschaftungsbedingten Unterschiede der Varianten für die Unterkrume (geringere Werte bei nicht-wendender Bodenbearbeitung), sie sind je-

1): Veränderungen der Originalvorschrift: Bodenprobeneinwaage: 15g; zugegebene NaJ-Lösung: 60ml; Spülen der Filtriereinheit jeweils mit 150 ml CaCl_2 -Lösung und 150 ml $\text{H}_2\text{O}_{\text{deion}}$

doch für die Oberkrume weniger deutlich ausgeprägt als bei Eigenschaften der organischen Bodensubstanz oder mikrobiellen Aktivitätsparametern. Fruchtfolgeeffekte sind nicht absicherbar. Anscheinend wurden die organische Bodensubstanz und bodenmikrobielle Aktivitäten durch Bewirtschaftungsunterschiede stärker beeinflusst als die Adenylatgehalte.

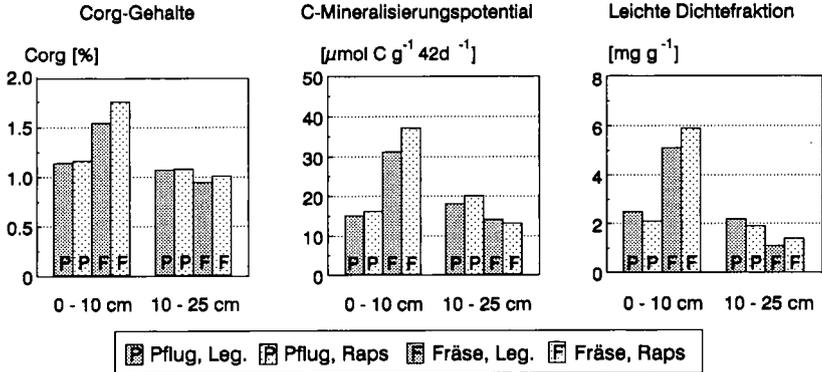


Abb. 1: Eigenschaften der organischen Bodensubstanz bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Fruchtfolge; Ihinger Hof, März 1993

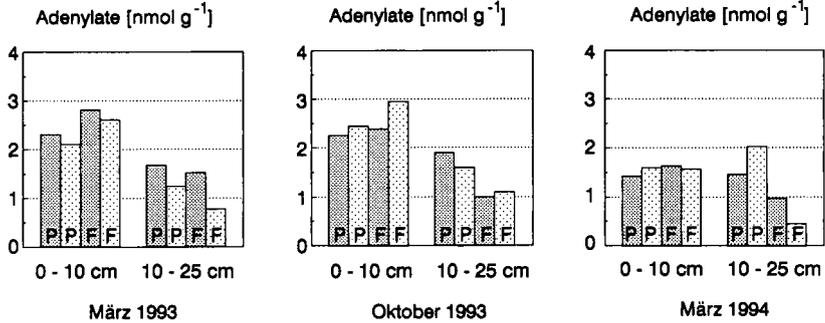


Abb. 2: Gesamtadenylatgehalte bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Fruchtfolge; Ihinger Hof; Legende siehe Abb. 1

Das Verhältnis der Gehalte von ATP zu den Gesamtadenylatgehalten war in allen Varianten nahezu konstant (s. Abb. 3). Der adenylate energy charge der Proben war mit Werten von im Mittel 0.75 bis 0.80 hoch. An vorbebrüteten (7d, 15°C) und gesiebten Grünlandproben fanden BROOKES et al. (1987) mit einer anderen effizienten Extraktionsmethodik (TCA-Phosphat-Paraquat) ebenfalls hohe AEC-Werte von 0.85. Die fehlende Beeinflussung des ATP/Gesamtadenylat-Verhältnisses sowie die ausnahmslos hohen AEC-Werte der Proben in der

vorliegenden Untersuchung sind wahrscheinlich auf die Vorbehandlung der Proben (Sieben, Homogenisierung, Equilibrierung vor der Messung) zurückzuführen. Bei dieser Probenvorbehandlung stellen die ATP-Gehalte ein Maß für die Gesamtadenylatgehalte der Proben dar. Aussagen über den Energiestatus der Bodenmikroorganismen *in situ* wären dagegen von Adenylatbestimmungen an frischen, nicht gesiebten, nicht gelagerten und nicht equilibrierten Proben zu erwarten.

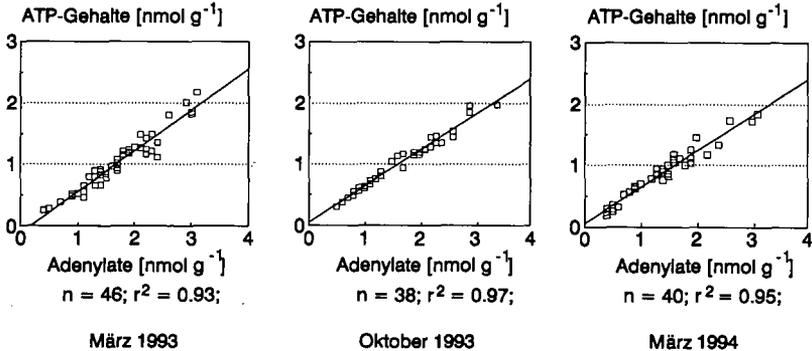


Abb. 3: Regression der ATP-Gehalte auf Gesamtadenylatgehalte; Ihinger Hof

Literatur

- Bai Q.Y., Zelles L., Scheunert I., F. Korte (1988): A simple effective procedure for the determination of adenosine triphosphate in soils. *Chemosphere* 17: 2461-2470.
- Bai Q.Y., Zelles L., Scheunert I., F. Korte (1989): Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase high-performance liquid chromatography. *J. Microbiol. Methods* 9: 345-351.
- Brookes P.C., Newcombe A.D., D.S. Jenkinson (1987): Adenylate energy charge measurements in soil. *Soil Biol. Biochem.* 19: 211-217.
- Eiland F. (1985): Determination of adenosine triphosphate (ATP) and adenylate energy charge (AEC) in soil and use of adenine nucleotides as measurement of soil microbial biomass and activity. *Statens Planteavlfsforsog, Report no. S 1777*. Copenhagen.
- Friedel J.K. (1991): Bestimmung von Adenosintriphosphat (ATP)-Gehalten in Bodenproben mittels Lumineszenz: Ein Vergleich verschiedener Extraktions- und Meßmethoden. *Landw. Forschung* 33: 660-665.
- Friedel J.K. (1993): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 11.
- Gregorich E.G., B.H. Ellert (1993): Light fraction and macroorganic matter in soils. In: *Soil sampling and methods of analysis*. M.R. Carter (Ed.). Can. Soc. Soil Sci. Lewis Publishers, pp 397 - 407.
- Schlichting E., H.P. Blume (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.

Danksagung

Ich danke Frau Elke Feiertag und Frau Heike Hippel für die Hilfe bei der Durchführung der Analysen. Die Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 183 gefördert.

**Perspektiven der Enzymkinetik für die Bodenmikro-
biologie - dargestellt am Beispiel der sauren
Phosphomonoesterasen**

von

Hintze, T. und D. Schröder¹

1. EINLEITUNG

Eine Vielzahl enzymatischer Meßmethoden zur Beurteilung der mikrobiologischen Aktivität von Böden sind bekannt. Die Beurteilung bodenenzymatischer Untersuchungsergebnisse beruht in der Regel auf dem quantitativen Vergleich jeweils eines Meßwertes einer behandelten Variante und einer unbehandelten Kontrolle. Die Darstellung eines Enzyms durch einen einzigen Meßwert ist solange sinnvoll, wie von der Gültigkeit der Michaelis-Menten-Beziehung für dieses Enzym ausgegangen werden kann.

Unsere bisherigen Untersuchungen zur Reaktionskinetik der sauren und alkalischen Phosphomonoesterasen (EC 3.1.3.2 u. EC 3.1.3.1) (nachfolgend als Phosphatasen bezeichnet) ergaben bei den untersuchten Böden deutlich unterscheidbare Substrat-Affinitätsbereiche. Diese Ergebnisse legen die Existenz mehrerer gleichzeitig in aktiver Form vorliegender Enzyme in den jeweiligen pH-Bereichen nahe (Hintze und Schröder 1994). Uns stellten sich folgende Fragen:

1. Ist die Bestimmung nur einer Substratkonzentration für mehrere Phosphatasen ausreichend ?
2. Wie reagieren die einzelnen Phosphatasen auf Schadstoffe (beispielhaft mit Phenol dargestellt) ?

¹ Universität Trier, FB VI - Abt. Bodenkunde, 54286 Trier; FAX: 0651-201-3809; E-MAIL: hintzet.pcmail.uni-trier.de

2. MATERIAL UND METHODEN

Die Proben wurden mit 40 Einstichen aus den oberen 15cm der Ap-Horizonte (Ackerböden) und der Gesamtmächtigkeit der Ah-Horizonte (Waldböden) gewonnen und jeweils zu Mischproben vereinigt. Diese wurden feldfrisch gesiebt (2mm) und sofort eingefroren (-20°C). Vor der Analyse wurden die Proben über Nacht bei +4°C aufgetaut. Die saure Phosphatase-Aktivität wurde gemäß der Methode von Tabatabai und Bremner (1969) bestimmt. Abweichend von dieser Methode wurden die Proben nur 5 Minuten inkubiert. Alle Analysen wurden mit 4 Parallelen durchgeführt.

3. ERGEBNISSE

Die Tabellen 1 und 2 zeigen einen Vergleich zwischen den kinetischen Parametern der ermittelten Phosphatasen und dem herkömmlichen Meßwert bei der Substratkonzentration von 115mM 4-Nitrophenyl-Phosphat für jeweils 5 Böden unterschiedlicher Nutzung.

Tabelle 1: Die kinetischen Parameter (K_m und V_{max}) und der herkömmliche Meßwert (115mM) der sauren Phosphatase(n) von 5 Ackerböden

PLOT (1994)	115mM ($\mu\text{g p-Nitrophenol} \cdot \text{g}^{-1}$)	K_m (mM 4-Nitrophenyl-Phosphat)	V_{max} ($\mu\text{g p-Nitrophenol} \cdot \text{g}^{-1}$)
Föhren	77,3	22,6 3,2	95,3 59,1
Gilzem	69,0	69,7 23,5	112,6 73,0
Meckel	70,4	70,5 6,1	118,9 40,6
Rothaus	79,4	29,9 4,4	104,7 58,4
Zemmer	63,4	29,6 2,7	79,4 43,4

* Berechnung nach Eisenthal u. Cornish-Bowden

Tabelle 2: Die kinetischen Parameter (K_m und V_{max}) und der herkömmliche Meßwert (115 mM) der sauren Phosphatase(n) von 5 Waldböden

FLOT (1994)	115 mM ($\mu\text{g p-Nitrophenol} \cdot \text{g}^{-1}$)	K_m (mM 4-Nitrophenyl-Phosphat)	V_{max} ($\mu\text{g p-Nitrophenol} \cdot \text{g}^{-1}$)
Föhren	159,3	41,5 4,5	245,6 84,0
Gilzem	133,0	36,5 2,2	178,5 61,4
Meckel	221,8	33,4 2,2	291,7 103,9
Rothaus	287,8	66,9 7,4	465,5 133,4
Zemmer	239,5	59,2 34,2	384,2 305,9

* Berechnung nach Eisenthal u. Cornish-Bowden

Beide Nutzungsvarianten lassen keinen Zusammenhang zwischen der gebildeten Produktmenge bei 115mM 4-Nitrophenyl-Phosphat und den enzymspezifischen Parametern erkennen.

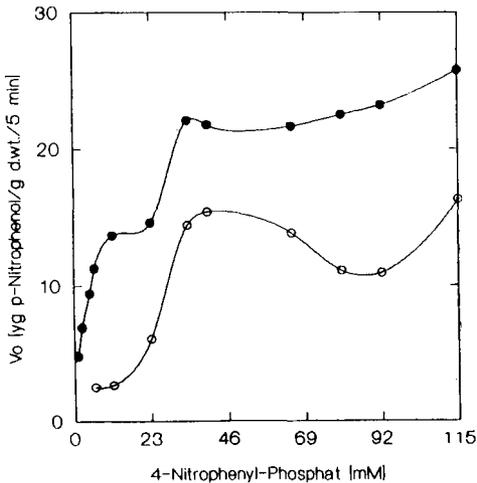


Abbildung 1: Der Reaktionsverlauf der sauren Phosphatase des Standortes Birkenheide ohne (ausgefüllte Kreise) und mit Phenol (500mg/kg TS) (nicht ausgefüllte Kreise)

Abbildung 1 zeigt den Reaktionsverlauf der sauren Phosphatase-Aktivitäten eines Weinbergsbodens ohne und mit Phenolzusatz (500mg/kg TS). Neben einer durch Phenol verursachten Abnahme der Enzymaktivität bei allen untersuchten Substratkonzentrationen, zeigt sich eine fast vollständige Hemmung des unteren Aktivitätsbereichs bis 23mM und damit, unseren bisherigen Untersuchungen zufolge, eine Hemmung des Enzyms, das auf niedrige Substratkonzentrationen reagiert.

4. ZUSAMMENFASSUNG

1. Acker- und Waldböden enthalten mehrere saure Phosphatasen
2. Der übliche Aktivitätsparameter erlaubt keine Aussagen über enzymkinetische Eigenschaften.
3. Enzymkinetischen Untersuchungen ermöglichen Aussagen über qualitative Veränderungen von Bodenenzymen.

LITERATUR

- Hintze Th. und Schröder D. (1994) Untersuchungen zur Enzymkinetik der Phosphatasen des Bodens. Vortrag VDLUFA-Kongress vom 22.09.1994, Jena.
- Tabatabai M.A. und Bremner J.M. (1969) Use of *p*-nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology & Biochemistry* **1**, 301-307.

**Darstellung der mikrobiellen Diversität im Boden
mit Hilfe der denaturierenden Gradientengelelektro-
phorese (DGGE) von 16S rDNA PCR-Produkten**

von

Führ, A. und R. Kubiak

Einleitung

Eine der zentralen Fragestellungen der Bodenmikrobiologie ist die Suche nach geeigneten Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität im Boden. Unter ökologischen Gesichtspunkten kann nur eine hohe Diversität der Biomasse im Boden gewährleisten, daß die Stoffwechselfunktionen des Bodens, die zu einem großem Teil gerade von Mikroorganismen bewerkstelligt werden, auch unter Streßbedingungen geleistet werden können. Während der Um- und Abbau von anthropogen eingetragenen Stoffen (z.B. Pflanzenschutzmitteln) im Boden mit Tracertechniken verfolgt werden kann, ist die Erfassung von natürlichen mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden bisher nur unvollkommen. Da bislang auch nur geschätzte 5-10% der sogenannten Biomasse (Pro- und Eukaryonten) aus Boden isoliert werden können, werden zur ökologischen Risikoabschätzung z.B. bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln nicht die Einflüsse auf die Beziehungen innerhalb der Lebensgemeinschaften untersucht, sondern es werden Summenparameter wie z.B. die Analyse der Bodenatmung (SIR nach Anderson/Domsch) u.ä. verwandt oder in vitro Tests an Einzelorganismen vorgenommen. Solche Methoden erlauben keine Rückschlüsse auf die Beeinflussung der Populationsvergesellschaftung unter dem Hintergrund natürlicher Fluktuationen. Das Ziel dieser Arbeit war es deshalb nach Methoden zur Aufschlüsselung von natürlichen bakteriellen Lebensgemeinschaften zu suchen (Führ u. Kubiak, 1993).

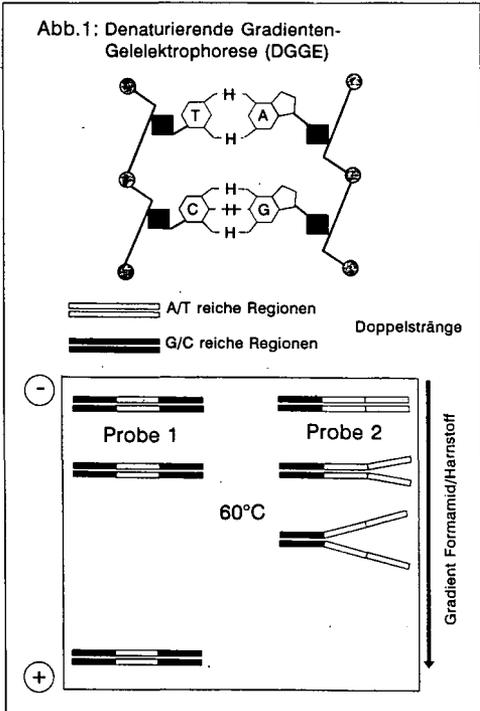
Methoden und Ergebnisse

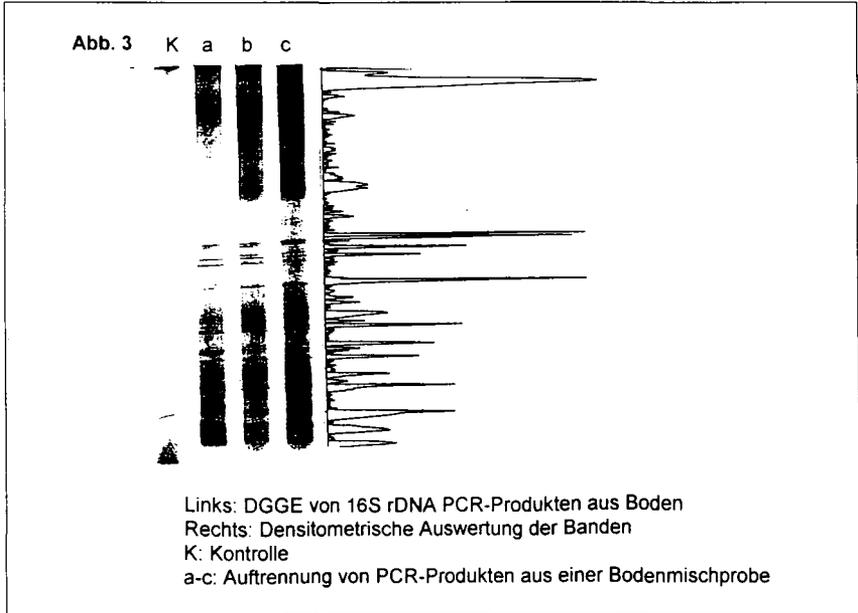
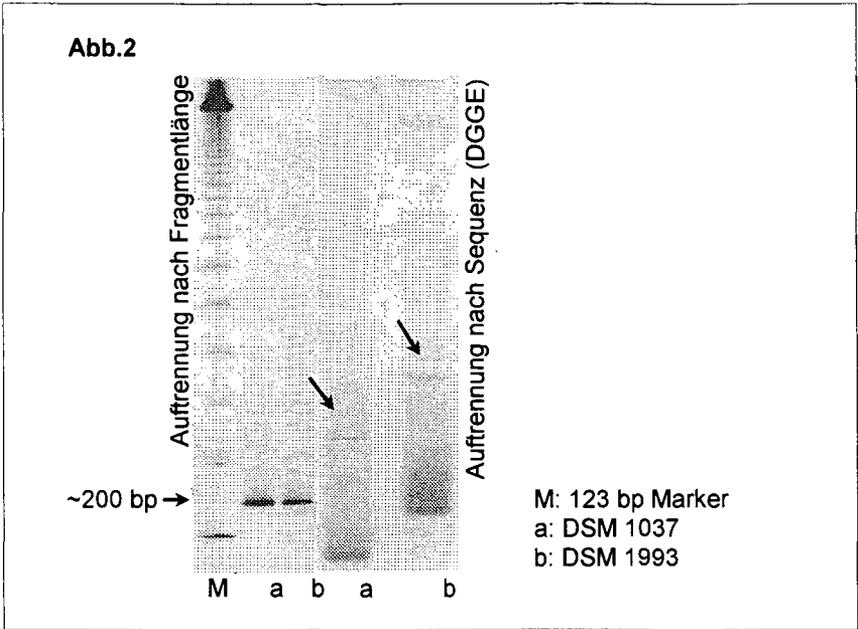
Das Gen der 16S ribosmalen RNA, die 16S rDNA, wird seit längerer Zeit zur taxonomi-

schen Bestimmung von Bakterien verwendet. Mit der Polymerasekettenreaktion (PCR) ist es z.B. möglich durch die Verwendung von Primern gegen konservierte Regionen der 16S rDNA die dazwischenliegende speziesspezifische Region zu vervielfältigen. Die PCR Produkte lassen sich nach ihrer Größe in horizontalen Acrylamidgelen auftrennen (Abb.2). Für jedes Bakterium erhält man unter den gewählten Bedingungen eine Sequenz gleicher Länge, die sich aber in ihrer Zusammensetzung (AT/GC) von Species zu Species ändert. Werden die PCR-Produkte anschließend in einem Acrylamidgel physikochemischem Streß (60°C, Gradient von Formamid/Harnstoff, Abb. 1) ausgesetzt (Abb. 2 u. 3), schmelzen AT-reiche Sequenzen

aufgrund der schwächeren Bindungskräfte zwischen den Einzelsträngen eher als GC-reiche Sequenzen. Solche Konformationsänderungen bewirken, daß partiell aufgeschmolzene Sequenzen retardiert werden (Umbrella-Effekt) so daß gleichlange Sequenzen aufgrund ihrer Zusammensetzung getrennt werden können, wobei theoretisch jede Bande auf dem Gel eine Bakterien-species repräsentiert (Muyzer, 1993). Um solche Untersuchungen an Boden vorzunehmen, werden die Mikroorganismen nicht mehr kultiviert sondern die Zellen werden direkt im Boden aufgeschlossen und die genomische DNA wird stufenweise aufgereinigt bis sie den für die Polymerasekettenreaktion geeigneten Reinheitsgrad hat. Nach

der PCR werden die Proben zur Überprüfung der Reinheit (~200 bp wie Abb.2) nach ihrer Länge chromatographisch aufgetrennt um dann erneut über DGGE getrennt zu werden. So kann festgestellt werden wie groß z.B. die Diversität der bakteriellen Mikroflora in zwei verschiedenen Bodentypen ist.





Diskussion

Theoretisch erscheint es möglich, daß durch die Verknüpfung von Polymerasekettenreaktion und denaturierender Gradientengelelektrophorese (DGGE) die gesamte bakterielle Mikroflora im Boden erfaßt wird, da keine selektive Anzucht der Mikroorganismen erfolgt und jedes Bakterium über das Gen der 16S rDNA verfügt. Weiterhin erhöht die PCR die Signalstärke auch kleinerer Populationen. So ist es zur Zeit alleine mit der DGGE möglich, komplexere Bakterienpopulationen zu differenzieren und Fluktuationen sichtbar zu machen. Um einzelne Species anschließend zu identifizieren, ist es notwendig, das jeweilige PCR Produkt zu sequenzieren und über den Vergleich in Datenbanken zu identifizieren. Weiterhin ist es möglich mit spezifischen Sonden die Anwesenheit von Mikroorganismen in der Gesamtpopulation zu überprüfen. Aber auch ohne diesen zusätzlichen Aufwand können wertvolle Informationen über Fluktuationen und Populationsverschiebungen z.B. unter Streßeinfluß gewonnen werden. Dabei erfaßt diese Methode auch solche Bakterien, die nicht kultiviert werden. Zu den technischen Schwierigkeiten zählen zur Zeit u.a. die mangelnde Signalstärke nach der Amplifikation oder die Reinheit der DNA aus Boden mit extremen Huminstoffgehalten (Auflage Waldboden). Eine methodische Schwäche ist die Differenzierung der Anteile von deponierter DNA toter Mikroorganismen oder Sporen-DNA die zum Teil in die Extraktionen mit eingehen können. Diese Probleme sind aber nicht unüberwindlich und es finden sich in der Molekularbiologie weitere Techniken die bisher in der Bodenmikrobiologie nicht angewendet werden.

Führ A., Kubiak R. (1993): Erfassung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Zusammensetzung im Boden mittels direkter rDNA Extraktion. *Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, 519-522

Muyzer G., DeWaal E.C., Uitterlinden A.G. (1993): Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 695-700

Vergleich der Bioindikationsfunktion von Biotests mit mikrobiologischen Aktivitätsparametern bei unterschiedlich kontaminierten Böden

von

Matejko, C.¹, U. Bachmann² und E.-M. Klimanek¹**Problemstellung**

Bei der Beurteilung von Schadstoffkontaminationen in Böden sind Testverfahren gefragt, die einerseits schnell Aussagen über Bodenbelastungen (vor allem über das Vorhandensein bioverfügbarer Schadstoffe) und damit zur Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit des Bodens liefern, andererseits sollen diese aber auch möglichst allgemeingültig sein. Gerade letzteres ist aber infolge der Komplexität des Systems Boden, der natürlichen Varianz der Bodeneigenschaften und ihrer vielfältigen Beeinflussung durch landwirtschaftliche bzw. forstwirtschaftliche Nutzung schwierig. Eine Möglichkeit ist die Beurteilung anthropogener Bodenkontaminationen mit Hilfe mikrobiologischer Aktivitätsparameter. Eine andere Möglichkeit ist die Anwendung von Biotests, die eine relative Abschätzung vorhandener Kontaminationen ermöglichen. Auf der Basis der dabei erhaltenen Resultate können dann gezielt weitere Untersuchungen - analytische bzw. ökotoxikologische - durchgeführt werden. Ein großer Vorteil der Biotests ist die Möglichkeit der Wiederholung unter praktisch gleichen Bedingungen. Die meisten Biotests - so auch der Leuchtbakterientest und der Algentest - wurden ursprünglich für die Wasseruntersuchung entwickelt. In letzter Zeit wird in zunehmendem Maße versucht, sie auch für die Untersuchung kontaminierter Böden anzupassen und einzusetzen.

Die hier vorgestellten Untersuchungen an unterschiedlich belasteten Böden (Schwermetalle, organische Schadstoffe) sollen Aussagen über die Anwendbarkeit der genannten Biotests zum Schadstoffscreening bei Bodenproben im Vergleich zu bekannten Methoden (mikrobiologische Aktivitätsparameter) liefern.

Material und Methoden*Material*

Für die Untersuchungen wurden Böden von 3 verschiedenen Standorten verwendet, die unterschiedlich kontaminiert waren (Schwermetallbelastung und/oder organische Schadstoffe; s. Tab. 1).

Methoden

Der Leuchtbakterientest wurde mit LUMISTox® nach der Vorschrift der Fa. Dr. Lange (Düsseldorf) durchgeführt.

Für den Algentest wurde *Chlorella vulgaris* verwendet. Der Boden (50 g) wurde zweimal mit 50 ml Wasser eluiert (Ultraschallbad) und anschließend zentrifugiert. Die Durchführung erfolgte in Assay-Platten in Anlehnung an LUKAVSKÝ (1992).

Die mikrobiologischen Parameter Dehydrogenase (TTC-Methode), DMSO-Reduktionsvermögen, Biomasse (SIR-Methode; Faktor 30) und Basalatmung wurden im wesentlichen so bestimmt, wie bei ALEF (1991) beschrieben.

¹UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

² gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück

Tab. 1: Parameter der untersuchten Bodenproben (Hervorhebungen bedeuten Grenzwertüberschreitungen nach Kategorie A (Referenzwert) der „Holländischen Liste“, Grenzwerte (ppm): Cd 1, Cu 50, Pb 50, Zn 200, Cr 100, Ni 50, Mineralöl 100, PAH_{ges} 0,1 bzw. Kategorie C (Sanierungswert))

Herkunft d. Proben	Probenbezeichnung	pH	C _{org} (%)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	Min.öl (ppm)	PAH _{ges} (ppm)
Berlin-Malchow (IS)	B1	4,3	0,9	1,8	25	55	85	21	6	-	-
	B2	4,6	1,2	8,7	82	161	250	58	14	-	-
	B3	4,9	6,7	70	540	1125	1800	442	83	-	-
Raum Weißenfels (IS)	W1	7,0	3,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	22131	n.b.
	W2	7,2	3,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	37822	n.b.
Bitterfeld, Muldeau (uS)	A1	5,4	1,7	1,7	19	34	139	26	13	-	2,7
	A2	3,3	14,7	1,5	57	204	162	151	12	-	28,6
	A3	6,1	10,3	4,4	120	212	402	218	23	-	57,7

(Die Analysen wurden, an der HU Berlin bzw in der Sektion Analytik des UFZ durchgeführt.)

Ergebnisse

In Abb. 1 sind die Ergebnisse des Leuchtbakterientests dargestellt. Dabei sind Werte über 20 % ein Indiz für das Vorhandensein von Schadstoffen. Auf die Schwermetallkonzentrationen in den Proben B1 und B2 sprach er nicht an, erst bei den extrem hohen Gehalten in B3. (Die Schwermetallkonzentrationen lagen hier z. T. sogar deutlich über den Grenzwerten der Kategorie C). Anders verhielt es sich bei Vorliegen organischer Kontaminationen. Die extreme Mineralölkontamination führte trotz des unterschiedlichen Belastungsgrades in W1 und W2

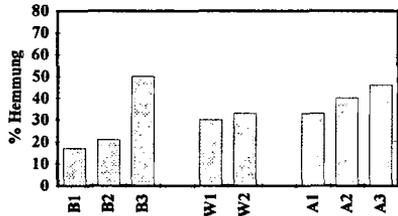


Abb. 1: Ergebnisse des Leuchtbakterientests (30 min Inkubation)

in beiden Proben zu einer etwa gleichen Biolumineszenzhemmung von ca. 30 %. Eine deutliche Abstufung in der Reaktion konnte bei den Proben A1-3 beobachtet werden. Der Verlauf der Hemmung von A1 bis A3 entspricht dem zunehmendem Gehalt sowohl an PAHs als auch an Schwermetallen. Vergleicht man die Proben A und B miteinander, so wird deutlich, daß neben der organischen Komponente die Pb-Konzentration möglicherweise entscheidend für die Reaktion im Leuchtbakterientest ist.

Abb. 2 (a-c) zeigt die Wachstumskurven von *Chlorella kessleri* in den Eluaten der untersuchten Proben. Obwohl z. T. schon nach 7 d erste signifikante Unterschiede zur Kontrolle zu beobachten waren (B1, B2; W2; A1, A2), werden für die Auswertung aber die Werte nach Erreichen der stationären Phase herangezogen. Mit steigendem Schwermetallgehalt bei alleiniger SM-Kontamination wurde das Wachstum deutlich gehemmt (Abb. 2a). Die mineralölbelasteten Böden W1 und W2 (Abb. 2b) bewirkten eine starke Wachstumsstimulation von *Chlorella kessleri*. Bei den schwermetall- und PAH-belasteten Proben A1-3 war eine ähnliche Tendenz zu erkennen (Abb. 2c). In Probe A1 erreichte das Algenwachstum nach 21 d reichlich den doppelten Kontrollwert, in Probe A2 (3-6fach erhöhte Cu-, Pb- und Cr-Gehalte, 10fach erhöhter PAH-Gehalt im Vergleich zu A1) war es um 20 % vermindert. In der am stärksten belasteten Probe A3 (außer Ni alle SM in 2- bis 4facher Grenzwertkonzentration; 20facher PAH-Gehalt im Vergleich zu A1) lag das Algenwachstum sogar wieder etwas über der Kontrolle.

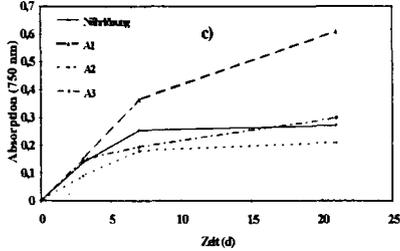
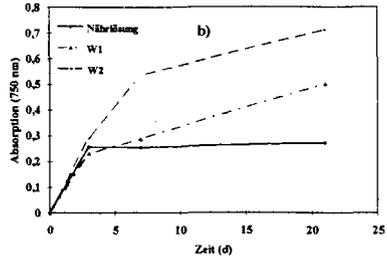
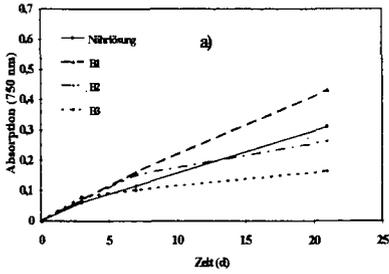


Abb. 2a-c: Wachstumsverlauf von *Chlorella kessleri* in schwermetallbelasteten (a), mineralölbeklasteten (b) sowie schwermetall- und PAH-belasteten (c) Bodenproben

Bei den mineralölkontaminierten Proben vermindern sich fast alle untersuchten bodenmikrobiologischen Parameter mit steigender Schadstoffbelastung (Abb. 3b). Bei den Böden A und B sind die Reaktionen differenzierter. Auf die Schwermetallkontamination reagierte die Mikrobenpopulation mit einem stark verringerten DMSO-Reduktionsvermögen und deutlich erhöhter Basalatmung, während die DH-Werte leicht erhöht waren (Abb. 3a). Bei gleichzeitigem Vorliegen organischer Schadstoffe (PAH) verringerte sich die DH-Aktivität ebenso wie die DMSO-Reduktion (Abb. 3c). Daß die Werte für A2 trotz geringerer Belastung z. T. unter denen von A3 liegen, ist sicherlich auf den niedrigen pH-Wert von 3,3 in dieser Probe zurückzuführen. Die Erhöhung des metabolischen Quotienten weist auf eine verminderte Effizienz des mikrobiellen Stoffwechsels hin.

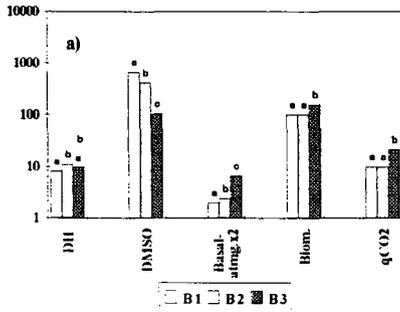
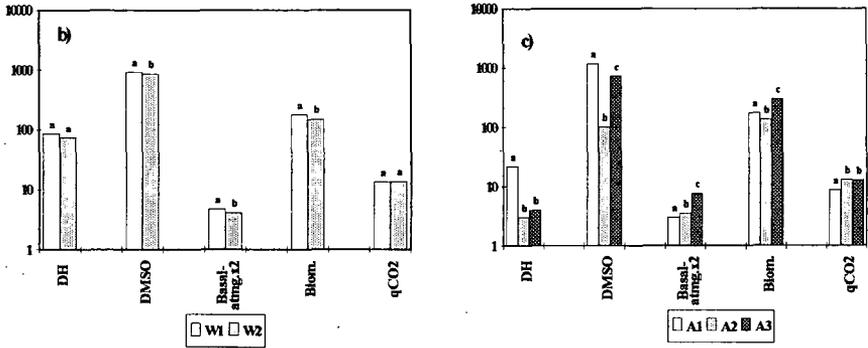


Abb. 3a-c: Mikrobiologische Parameter der schwermetallbelasteten (a), mineralölbeklasteten (b) sowie schwermetall- und PAH-belasteten (c) Bodenproben

(DH: $\mu\text{g TPF/g TS}$; DMSO: ng DMS/g TS/h ; Basal-atmung: $\mu\text{g CO}_2\text{-C/g TS/h}$; Biomasse: $\mu\text{g C}_{\text{mik}}/\text{g TS}$; $q\text{CO}_2$: $\text{ng CO}_2\text{-C}/\mu\text{g C}_{\text{mik}}/\text{h}$; Signifikanz: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede für $\alpha = 5\%$)



Schlußfolgerungen

- Die deutlichste Reaktion im Leuchtbakterientest konnte bei Vorliegen extremer Schwermetallbelastung (B3) oder organischer Kontaminationen in Verbindung mit Schwermetallen (A1-3) beobachtet werden. Die Aussagekraft dieses Tests wird dadurch eingeschränkt, daß er in unterschiedlichem Maße auf die verschiedenen Schwermetalle anspricht (Zn, Cu und Pb wirken offenbar toxischer als Cd; vgl. CODINA et al. 1993) bzw. geringe SM-Kontaminationen (B1) nicht anzeigt.
- Von den untersuchten mikrobiologischen Parametern erscheinen besonders das DMSO-Reduktionsvermögen und der metabolische Quotient (ANDERSON und DOMSCH 1990, 1993) geeignet, Rückschlüsse auf mögliche Schadstoffbelastungen zuzulassen. Der Vergleich der Reaktion der beiden untersuchten Enzymgruppen zeigt, daß für die Interpretation die Dauer der Belastung (mögliche Adaptation der Mikroben) berücksichtigt werden muß (die Proben A waren über einen längeren Zeitraum kontaminiert als B oder W).
- Der Algentest reagierte z. T. mit einer Wachstumsstimulierung, z. T. mit einer Hemmung auf die Schadstoffbelastungen. Ob die Erhöhung des Algenwachstums in A1 und B1 nur auf den Effekt des Bodeneluats zurückzuführen ist oder ob noch zusätzliche Effekte eine Rolle spielen, muß durch Einzeluntersuchungen mit den verschiedenen Schwermetallen geklärt werden. Prinzipiell erscheint es aber möglich, den Algentest für Screening-Untersuchungen auch bei Bodenproben einzusetzen.

Literatur

- ALEF K. 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie, ecomed, Landsberg
- ANDERSON T.-H., DOMSCH K.H. 1990: Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different crop histories. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 251-255
- ANDERSON T.-H., DOMSCH K.H. 1993: The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 393-395
- CODINA J.C., PÉREZ-GARCÍA A., ROMERO P. DE VICENTE A. 1993: A comparison of microbial bioassay for the detection of metal toxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **25**, 250-254
- LUKAVSKÝ J. 1992: The evaluation of algal growth potential and toxicity of water by miniaturized growth bioassay. *Water Res.* **26**, 1409-1413

**Verwendung von Phospholipid-Biomarkern zur
Untersuchung der Wirkung von Kupferbelastungen auf
die mikrobielle Populationsstruktur zweier
landwirtschaftlich genutzter Böden**

von

Mölter, K., L. Zelles, Q.Y. Bai und A. Hartmann*

1.) EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Um die Wirkung eines Schwermetalles auf die **strukturelle Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen** zu untersuchen, wurden in dem hier vorgestellten Laborversuch die **Phospholipid-Fettsäure-Muster** von mit Kupfer belasteten Bodenproben bestimmt.

Für diese Fragestellung bietet sich die Phospholipid-Fettsäure-Analytik an, da Phospholipide in den Membranen aller lebenden Zellen vorhanden sind und nach dem Zelltot einem raschen "turnover" unterliegen. In mikrobiellen Speichersubstanzen treten sie nicht auf (*Tunlid und White 1992*). Durch einen Vergleich der Phospholipid-Fettsäure-Muster sind Aussagen über mikrobielle Veränderungen oder Verschiebungen möglich. So konnten mit dieser Methodik z.B. auf landwirtschaftlichen Nutzflächen Effekte von Bewirtschaftungsunterschieden (*Zelles et al. 1994*) und für Waldböden Wirkungen von Kalkungsmaßnahmen (*Frostegard et al. 1993*) aufgezeigt werden.

2.) MATERIAL UND METHODEN

Ausgewählt wurden zwei **Böden** vom Versuchsgut Scheyern (Forschungsverbund Agrarökosysteme München), welches im tertiären Hügelland ca. 40 km nördlich von München gelegen ist. Beide Böden, Parabraunerden auf Lößlehm, besitzen ähnliche physiko-chemische Eigenschaften (siehe Tabelle 1), unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Grundbelastung mit Kupfer.

Tabelle 1: Versuchsböden und ihre wichtigsten Bodeneigenschaften

Boden	pH	Ct [%]	Nt [%]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Cu [ppm] Aqua Regia
IP4	6,0	1,3	0,14	18	38	44	18
IP10	6,1	1,5	0,15	12	32	56	200

Die Bodenproben wurden im Oktober 1993 aus 0-10 cm Tiefe entnommen, auf 2mm gesiebt und auf einen Wassergehalt von 60% der mWK eingestellt. Nach 10tägiger Vorinkubation wurden die Proben unterteilt, mit **0 ppm, 300 ppm, 600 ppm und 3000 ppm Kupfer** (in Quarzsand verriebenes CuSO₄) versetzt und **56 Tage bei 22°C** inkubiert. Abschließend erfolgte die Bestimmung der **ester-gebundenen Phospholipide** gemäß der von *Zelles und Bai (1993)* beschriebenen Methodik. Hierbei werden die Fettsäuren in **vier Fraktionen** unterteilt: **SATFA(s)** = saturated fatty acid(s), **Pufa(s)** = polyunsaturated fatty acid(s), **MUFA(s)** = monounsaturated fatty acid(s) und **PLOH(s)** = hydroxy-fatty acid(s). Ergänzend wurden außerdem die β -Hydroxy-Fettsäuren der Lipopolysaccharid-Fraktion (**LPSOH**) erfaßt.

*GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, *INSTITUT FÜR BODENÖKOLOGIE*, Postfach 1129, Oberschleißheim

3.) ERGEBNISSE

Ein Vergleich der Fettsäuremuster ist auf unterschiedliche Weise durchführbar: Anhand von **Summenparametern** (Fraktionen, Untergruppen) ist eine erste Differenzierung möglich und mittels **Cluster-Analyse** können die Versuchsvarianten über Ähnlichkeitskoeffizienten miteinander in Beziehung gesetzt werden; durch die Form und den Verlauf von **Summenkurven ausgewählter Einzelfraktionen** ist zudem feststellbar, in welchen Fettsäuregruppierungen besonders deutliche Unterschiede auftreten und sich entsprechende Berechnungen von **Verhältnisswerten** anbieten.

A) Summenparameter

Tabelle 2: PLFA-Summen der einzelnen Fraktionen [nmol/kg]

	IP4- 0ppmCu	IP4- 300ppmCu	IP4- 600ppm Cu	IP4- 3000ppmCu	IP10- 0ppmCu	IP10- 300ppmCu	IP10- 600ppm Cu	IP10- 3000ppmCu
SATFA	35912	35370	28585	30408	30184	24566	14182	19830
PUFA	2323	2234	1299	3312	2069	1657	1224	1294
MUFA	12334	10876	7466	11709	12037	7454	4410	6833
PLOH	1135	1232	1013	1515	1271	956	482	753
PLFAGesamt	51704	49712	38363	46944	45561	34633	20298	28710

Der **Gesamtgehalt an PLFAs** (Tabelle 2) liegt in dem Boden mit höherer Kupfergrundbelastung ca. 10% niedriger als im Boden IP4. Bei zusätzlicher Kupferbelastung reagiert dieser Boden zudem mit einer verhältnismäßig stärkeren PLFA-Abnahme. Auffallend ist, daß bei den Varianten mit 3000 ppm Kupferzugabe die PLFA-Gesamtgehalte deutlich über denen der Varianten mit 600 ppm Kupferzugabe liegen.

Die **prozentualen Anteile der PLFA-Fraktionen** unterscheiden sich in beiden Böden und allen Versuchsvarianten nur geringfügig. So nehmen die SATFAs mit Werten um 70% und die MUFAs mit Werten um 23% den größten Anteil in der Gesamtfraktion der ester-gebundenen Phospholipide ein.

B) Cluster-Analyse

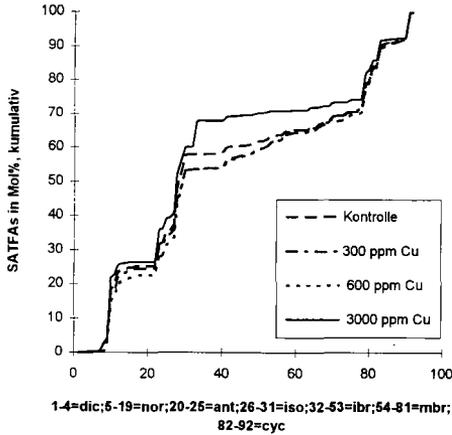
Tabelle 3: Cosinus-Ähnlichkeitskoeffizienten zwischen den Versuchsvarianten

	IP4- 300ppmCu	IP4- 600ppmCu	IP4- 3000ppmCu	IP10- 300ppmCu	IP10- 600ppmCu	IP10- 3000ppmCu
IP4-0ppmCu	0,9937	0,9850	0,9380	---	---	---
IP10-0ppmCu	---	---	---	0,9433	0,8979	0,9330

Die **Cosinus-Ähnlichkeitskoeffizienten**, die Auskunft über die Übereinstimmung der relativen Häufigkeiten der Fettsäuren verschiedener Proben geben, nehmen mit steigender zusätzlicher Kupferbelastung ab (Tabelle 3). Bei den IP4-Varianten zeigt sich erst bei einer Belastung mit 3000 ppm Kupfer ein deutlicher Unterschied. Bei dem Boden IP10 mit höherer Grundbelastung treten niedrigere Koeffizienten auf als bei IP4, und die Variante mit der höchsten Kupfergabe ähnelt wieder stärker dem unbelasteten Kontrollboden. Die Kontrollvarianten IP4 und IP10 stimmen über einen Koeffizienten von 0,9170 überein.

C) Summenkurven ausgewählter Einzelfractionen

Abb. 1: Darstellung der nach Untergruppen sortierten SATFAs in kumulierten Mol%



verwendete Abkürzungen:

- mbr = mid-chain-branched
- ibr = initial-chain-branched
- dic = dicarboxylic
- nor = normal
- cyc = cyclo
- iso = iso-branched
- ant = anteiso-branched

Abbildung 1 stellt für die Versuchsvarianten des Bodens IP4 die Gehalte der SATFAs in kumulativen Mol% dar, wobei die Sortierung auf der X-Achse nach Fettsäureuntergruppen erfolgte. Auf einen Blick wird deutlich, daß besonders im Bereich der verzweigten gesättigten Fettsäuren (genauer: bei den mbr- und ibr-Fettsäuren) Unterschiede auftreten.

D) "Verhältniswerte"

Abbildung 2 zeigt in Form eines Balkendiagrammes die berechneten "mbr-SATFA/ibr-SATFA"-Verhältnisse. Erkennbar ist, daß bei beiden Böden mit zunehmender Kupferbelastung eine Abnahme der mbr-Fettsäuren und eine Zunahme der ibr-Fettsäuren eintritt. Dieser Effekt ist bei den Versuchsvarianten mit 300 und 600 ppm Cu schwächer und etwa gleich groß ausgeprägt, während sich bei der höchsten Belastungsstufe eine drastische Abnahme einstellt. Bei dem Boden mit höherer Schwermetallgrundbelastung liegt das mbr/ibr-Verhältnis zudem deutlich höher als bei Boden IP4 und eine zusätzliche Kupferbelastung beeinflusst hier das Verhältnis weniger stark.

Abb. 2: Graphische Darstellung des Verhältnisses

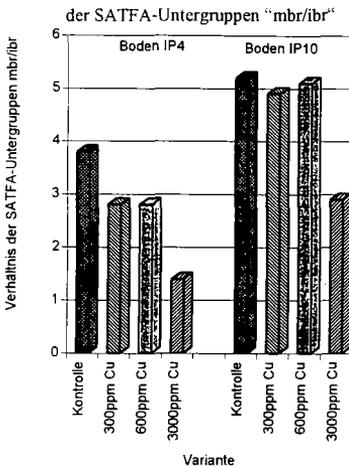
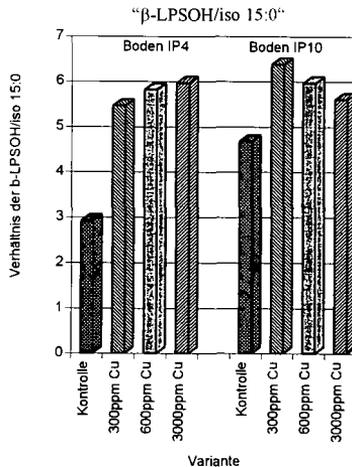


Abb. 3: Graphische Darstellung des Verhältnisses



In Abbildung 3 ist das Verhältnis der Summe der β -Hydroxy-Fettsäuren der Lipopolysaccharid-Fraktion (β -LPSOH), zu dem Gehalt an iso 15:0 aus der SATFA-Fraktion aufgetragen. Erstere treten besonders in Gram-negativen Bakterien auf (Parker et al. 1982), iso 15:0 ist Bestandteil aller Eubakterien (Tunlid und White 1992). So scheint eine Belastung mit Kupfer hier einen Anstieg des Anteils an Gram-negativen Bakterien zu verursachen. Die Abbildung zeigt außerdem, daß das Verhältnis β -LPSOH/iso 15:0 in der unbelasteten Variante des Bodens IP10 höher ist als bei IP4.

4.) DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

- Steigende Kupferbelastungen führen im Laborversuch zu sinkenden PLFA-Gesamtgehalten, wobei sich der prozentuale Anteil der einzelnen Fraktionen nur geringfügig ändert und bei beiden Versuchsböden annähernd gleichhoch ist. Der Boden IP⁴, der durch eine geringere Schwermetallgrundbelastung gekennzeichnet ist, weist dabei in der Kontrollvariante einen höheren PLFA-Gesamtgehalt auf als die entsprechende Variante von Boden IP10. Ein gegenüber den 600 ppm-Varianten erhöhter PLFA-Gesamtgehalt in den Varianten mit 3000 ppm Kupfer kann bis jetzt nicht erklärt werden.
- Innerhalb der SATFA-Fraktion tritt mit zunehmender Kupfergabe eine Abnahme des "mbr/ibr-Verhältnisses" ein. Beide Untergruppen sind charakteristisch für Gram-positive Bakterien. Die Interpretation dieses Fettsäure-Verhältnisses erfordert jedoch noch weitere Untersuchungen.
- Das Verhältnis β -LPSOH/iso 15:0 deutet darauf hin, daß im Boden IP10, der eine höhere Kupfergrundbelastung besitzt, ein größerer Anteil der Mikroorganismenpopulation aus Gram-negativen Bakterien besteht. Eine zusätzliche Belastung mit Kupfer führt bei beiden Böden zu einem Anstieg des Verhältnisses..
- Beide Böden, die sich hinsichtlich ihrer Grundbelastung mit Kupfer unterscheiden, zeigen in Bezug auf die betrachteten einzelnen oder gruppierten Fettsäuren ein ähnliches Verhalten, wobei das Ausmaß der Effekte jedoch unterschiedlich hoch ist. Desweiteren läßt sich aus den Ergebnissen ableiten, daß Belastungen mit 300 und 600 ppm Kupfer sich in ihrem Wirkungsausmaß deutlich von der Belastungsstufe mit 3000 ppm unterscheiden.
- Sinkende Ähnlichkeitskoeffizienten weisen darauf hin, daß sich besonders bei Boden IP⁴ die PLFA-Muster mit steigender Schwermetallkonzentration stärker von der Kontrolle unterscheiden. Dabei treten bei Boden IP10, d.h. bei dem Boden mit höherer Grundbelastung, schon bei geringeren Kupfergaben deutlichere Veränderungen auf als bei IP⁴, der erst bei einer hohen Belastung einen auffallenden Unterschied zeigt.

Anzumerken sei noch, daß durch die Behandlung mit Kupfersulfat auch eine pH-Absenkung in den Bodenproben eintrat, sodaß hier noch weitere Untersuchungen über pH-Effekte aber auch über die Auswirkungen natürlicher Störfaktoren vorgesehen sind.

5.) LITERATUR

- Frostegard, A., Baath, E., Tunlid, A. (1993): Shifts in the structure of soil microbial communities in lined forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 25/6, 723-730
- Parker, H.J., Smith, G.A., Fredrickson, H.L., Vestal, R.J., White, D.C. (1982): Sensitive assay, based on hydroxy fatty acids from lipopolysaccharide lipid A, for gram-negative bacteria in sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 44/5, 1170-1177
- Tunlid, A., White, D.C. (1992): Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status, and metabolic activity of microbial communities in soil. p.229-262; in "Soil Biochemistry, Vol.7"; Stotzky, G., Bollag, J.M. (ed.); Marcel Dekker, New York
- Zelles, L., Bai, Q.Y. (1993): Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. *Soil Biol. Biochem.* 25/4, 495-507
- Zelles, L., Bai, Q.Y., Ma, R.X., Rackwitz, R., Winter, K., Beese, F. (1994): Microbial biomass, metabolic activity, and nutritional status determined from fatty acid patterns and poly-hydroxybutyrate in agriculturally-managed soils. *Soil Biol. Biochem.* 26/4, 439-446

Der Einfluß von globalen Umweltveränderungen (CO₂-Anstieg und erhöhter Stickstoffeintrag) auf die Rhizosphäre und den Boden in einem Fichten-Modellökosystem

von

Wiemken, V., K. Ineichen und A. Wiemken

Einleitung

Eine grosse Zahl von Veröffentlichungen zeigt, dass bei Pflanzen, die erhöhtem CO₂ ausgesetzt wurden, die Photosyntheseleistung ansteigt, Unklarheit herrscht darüber, wo sich der fixierte Kohlenstoff befindet, da vor allem die Biomasse des Sprosses jeweils nicht zunimmt. Wir haben deshalb angenommen, dass mehr Kohlenstoff in Form von Exsudat über die Wurzeln in die Rhizosphäre und schliesslich ins Edaphon abgegeben wird. Um diese Hypothese zu überprüfen und die Senke für Kohlenstoff aufzuspüren, haben wir ein Fichten Modell Ökosystem aufgebaut, das im folgenden Abschnitt beschrieben wird.

Versuchsanordnung

Sechs vierjährige Fichten wurden zusammen mit Unterwuchs in eine Polyäthylenwanne gepflanzt (1,0m x 0,7m x 0,35 m) (Fig.1). Der Boden, der von einem Fichtenstandort der Voralpen auf 1150 müM stammt, wurde folgendermassen aufgebaut: auf die Streuschicht von ca. 0.5 cm folgte der Rohhumus von 3 cm, dann der A-Horizont mit einer Mächtigkeit von 5.5 cm und schliesslich der B-Horizont von 15 cm. Auf einer Drainagematte wurden zuunterst 7 cm Quarzsand eingebracht. Die Wanne wurde an den Längsseiten mit Wurzelbeobachtungsfenstern ausgerüstet. An Stelle der Fenster konnten auch Behälter angebracht werden, welche durch ein 60 µm Nylonnetz von der Ökosystemwanne abgetrennt waren. Dreimonatige, axenische Sämlinge wurden in den Seitenbehältern weiterkultiviert und zwar auf Glasfaservlies, für 80 Tage, während der Hauptvegetationszeit (Fig.1). Die Ökosystemwannen wurden auf Rollwagen gesetzt. Dies ermöglichte Platztausch in den Phytotronen und Kammerwechsel zur Vermeidung von

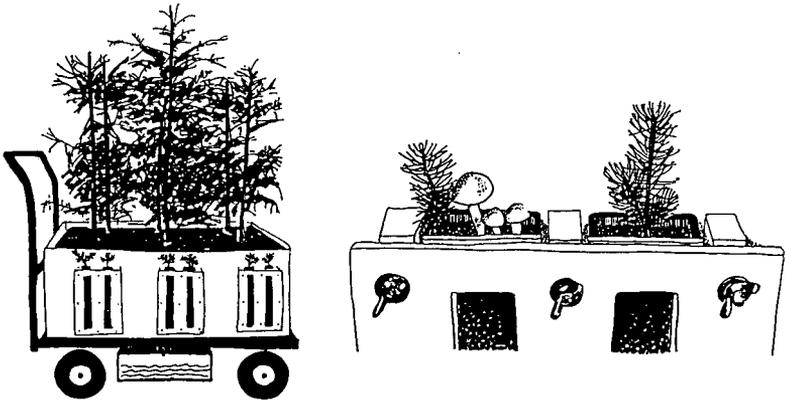


Fig.1 Links: Fichtenökosystem auf Rollwagen mit Seitenkammern für Sämlinge. Rechts: Ausschnitt mit zwei Seitenküvetten.

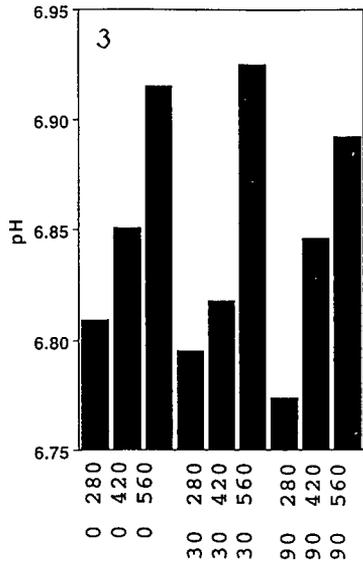
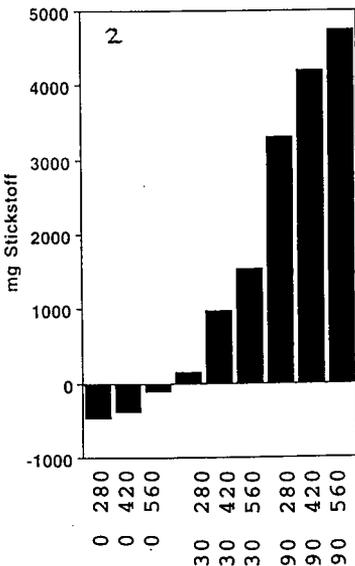


Fig.2 Stickstoffbilanz. Die Einlagerung von Stickstoff in die Ökosystemen steigt mit der Erhöhung des CO₂ in der Atmosphäre an.

(280, 420, 560 = ppmCO₂, 0, 30, 90 = kg N)

Fig.3 Der Boden pH (KCl) steigt mit der Erhöhung des CO₂ in der Atmosphäre an.

Einflüssen, welche von kleinen Unterschieden zwischen den einzelnen Klimakammern und zwischen den verschiedenen Positionen innerhalb der Kammern herrühren. Beim Giessen wurden die Ökosysteme auf eine Waage gerollt, so dass die Sickerwassermenge (aufgefangen in einer Schublade unter dem Ökosystem) und die Giesswassermenge gewogen werden konnten. Jeweils drei Ökosysteme wurden in drei Phytotrone mit einer Atmosphäre von 280, 420 und 560 ppm CO₂ untergebracht. Die Düngung entsprach aufs Jahr bezogen 0, 30, 90 kg Stickstoff/ ha, in Form von Ammoniumnitrat, und wurde wöchentlich verabreicht, entsprechend der Niederschlagsmenge am Referenz-Standort in den Voralpen. Auch der Jahresverlauf des Klimas an diesem Standort wurde in den Phytotronen nachgeahmt.

Resultate und Diskussion

Nach anfänglichem Auslaufen von Stickstoff aus den Ökosystemen in Form von Ammonium und Nitrat als Folge erhöhter Mineralisation, stabilisierte sich der Boden, das Ammonium wurde vollständig zurückbehalten und die Auswaschung von Nitrat nahm ab. Interessant ist, dass im weiteren Verlauf des Experimentes bei höherer CO₂ Konzentration in der Atmosphäre mehr Stickstoff in den Ökosystemen zurückbehalten wurde (Fig.2). Dies trifft für alle drei Dünge­stufen zu. Parallel zum zurückbehaltenen Stickstoff steigt der Boden pH im A-Horizont in Abhängigkeit vom CO₂ in der Atmosphäre an (Fig.3). Dies deutet auf erhöhte Protonenausscheidung bei mehr Wachstum hin.

Die Wurzelbiomasse nahm ebenfalls unter dem Einfluss von erhöhtem CO₂ zu. Die Stickstoffdüngung dagegen beeinflusste das Wurzelwachstum nicht.

Axenisch angezüchtete, Fichtensämlinge wurden für 80 Tage in Seitenküvetten der Behandlung ausgesetzt. Sie waren vom Erdreich durch ein 60µm Nylonnetz abgegrenzt und hatten als Träger ein Glasfaservlies. In der Rhizosphäre, die sich an den Wurzeln neu aufbauen konnte, spiegelte sich der Einfluss der Ökosysteme und derjenige des Behandlungsregims. Bei der Ernte der Testpflanzen können

die Wurzeln praktisch ohne Verletzung vom Glasfaservlies abgehoben werden. Ein Rhizosphärenextrakt wurde durch Waschen der Wurzeln in 10 ml 0.9% NaCl gewonnen. In diesem Extrakt wurde die Aktivität von Hydrolasen mit Hilfe des Substrates Fluorescein diacetat (FDA) gemessen. Diese Aktivität gilt als ein Mass für Biomasse und korreliert oft mit dem ATP Gehalt. Die FDA Spaltung erhöhte sich sowohl bei der zweiten wie auch bei der dritten Düngestufe. Die CO₂ Konzentration in der Atmosphäre hatte keinen Einfluss. Im weiteren wurde an Hand eines pilzspezifischen Polyols, des Mannits, die Pilzmenge bestimmt, die nach der obigen Waschung an den Wurzeln verblieb. Es handelt sich dabei hauptsächlich um die mit der Wurzel eng verwachsenen Mykorrhizapilze. Bei 280 und 420 ppm CO₂ wurde weniger Mannit gefunden, je stärker gedüngt wurde. Es ist bekannt, dass Mykorrhizapilze bei hoher Düngung verschwinden. Die Verhältnisse lagen jedoch bei 560 ppm CO₂ gerade umgekehrt. Es wurde mehr Pilz gefunden bei den höheren Düngegraden. Von der Behandlung mit 280 ppm zur Behandlung mit 420 ppm CO₂ erhöhte sich die Pilzbiomasse. Es erfolgt keine weitere Zunahme bei der Erhöhung auf 560 ppm CO₂, jedoch die erwähnte Umkehr des Dünge-Effektes. An Hand des pilzspezifischen Markers Ergosterol wurden im A- und B-Horizont des Bodens ebenfalls die Pilzmengen bestimmt. Bei den Proben aus ungedüngten Ökosystemen stieg die Pilzmenge mit Erhöhung des CO₂ in der Atmosphäre deutlich an, nämlich von 100% bei 280 ppm auf 200% bei 420 ppm und auf 250% bei 560 ppm CO₂. Bei den Proben aus gedüngten Böden war die Zunahme der Pilzmenge in Abhängigkeit vom CO₂ geringer.

Schlussfolgerung

Es zeigte sich, dass durch erhöhtes CO₂ in der Atmosphäre grosse Veränderungen in der Rhizosphäre und im Boden ablaufen. Besonders auffällig war die Zunahme der Pilzbiomasse im Boden.

**Grableistungen verschiedener Regenwurmartentypen in
einem Ton-Boden und in einem Lehm-Boden**

von

Kelm, J. und S. Schrader*

1. Einleitung

Regenwürmer unterstützen die Entwicklung und Funktion des Bodengefüges durch ihre Grabaktivität, die primär ein Zusammenspiel von Fressen und Wegdrücken des Bodenmaterials darstellt, je nach Packungsdichte des Bodens (DEXTER 1978, JOSCHKO et al. 1989). Umgekehrt wirken sich die Eigenschaften eines Bodens entscheidend auf Abundanz und Biomasseverteilung der Regenwurmartentypen aus (LEE 1985). Das Grabverhalten wird durch morphoökologische Charakteristika und Futterwahl der Arten bestimmt (LEE 1985).

Daraus wurden für die vorliegende Arbeit folgende Ziele abgeleitet:

1. Nachweis artspezifischer Unterschiede in der Grableistung verschiedener Regenwurmartentypen
2. Nachweis Bodentyp-bedingter Leistungsunterschiede innerhalb derselben Regenwurmartentypen

Als Leistungsparameter dienten die Entwicklung der Ganglänge und die Produktion der Kotmenge im zeitlichen Verlauf.

2. Material und Methoden

Es wurden Laboruntersuchungen mit adulten Tieren der anektischen, detritivoren Art *Lumbricus terrestris* L. 1758 sowie der endogäischen, geophagen Arten *Aporrectodea caliginosa* (SAV. 1826) und *A. rosea* (SAV. 1826) durchgeführt. Das Lebendgewicht wurde vor und nach dem Versuch bestimmt.

Bei den Versuchsböden handelte es sich um Ap-Material eines Ton-Bodens (Tonmergel-Pelosol mit S, U und T im Verhältnis 3 : 65 : 32) und eines Lehm-Bodens (Haftnässepseudogley-Parabraunerde mit S, U und T im Verhältnis 3 : 81 : 16) der Untersuchungsflächen des SFB 179 in Neuenkirchen (nördl. Harzvorland).

Als Versuchsgefäße dienten Planküvetten aus Glas, um Regenwurmgänge und Kotablage vollständig und einfach erfassen zu können. Scheibenabstand und Bodentiefe betragen 0,5 cm und 25 cm für die *Aporrectodea*-Arten bzw. 1 cm und 35 cm für *L.*

* Zoologisches Institut, Technische Universität, Pockelsstr. 10a, 38092 Braunschweig

terrestris. Die Gefäße wurden mit Aggregaten eines Bodentyps der Siebfraktion 1 - 2 mm befüllt (Packungsdichte 1,3 - 1,4 g/cm³), mit jeweils 2 Individuen einer Art besetzt und in Dunkelheit bei 12°C senkrecht aufgestellt. Die Bodenfeuchte betrug 20 - 21 Gew.% (Ton) bzw. 17 - 18 Gew.% (Lehm). Alle 3 Tage wurden die Tiere gefüttert und beide Kuvettenseiten fotografiert (Versuchsdauer 27 Tage, 9 Probestermine). Für jede Art wurden 4 Wiederholungen in beiden Böden durchgeführt. Zur Bestimmung der Ganglänge und des Kotvolumens wurden die Fotos einer halbautomatischen Bildanalyse unterzogen (Details in SCHRADER 1993). Das Volumen wurde mit der Kotdichte (1,7 g/cm³) multipliziert, um die Kotmasse zu ermitteln. Der Vergleich mit dem gewogenen Kot, der am letzten Termin komplett herauspräpariert wurde, diente der Fehlerkontrolle. Die statistische Auswertung erfolgte mit der Rang-Analyse nach MANN-WHITNEY (U-Test, p < 0,05).

3. Ergebnisse und Diskussion

Das durchschnittliche Gewicht der Tiere blieb über die Versuchsdauer unverändert: *L. terrestris* 6,7 g, *A. caliginosa* 0,6 g, *A. rosea* 0,4 g. Um trotz der Biomasseunterschiede die Grableistung aller 3 Arten miteinander vergleichen zu können, werden im folgenden die Meßwerte jeweils auf 1 g Lebendgewicht bezogen. Der Vergleich zwischen gewogener und bildanalytisch gemessener Kotmenge nach Versuchsende zeigte, daß bei *L. terrestris* die gewogene Menge 21 % niedriger und bei den *Aporrectodea* Arten 28 % höher lag. Sowohl die Ganglänge als auch die Kotmenge stiegen über die Zeit linear an (Abb. 1 und 2). Die durchschnittliche Tagesleistung ist in Tab. 1 aufgeführt. Es gab sowohl zwischen den Arten als auch zwischen den Böden bei derselben Art folgende signifikante Unterschiede.

Tab. 1. Durchschnittliche Zunahme der Ganglänge und der Kotmenge pro Tag (n = 4), LG = Lebendgewicht der Tiere, TG = Trockengewicht des Kotes.

	Ganglänge in cm/g LG/d		Kotproduktion in g TG/g LG/d	
	Ton	Lehm	Ton	Lehm
<i>L. terrestris</i>	0,7	0,5	0,8	0,5
<i>A. caliginosa</i>	15,3	15,5	3,5	3,2
<i>A. rosea</i>	14,0	24,0	3,7	5,7

L. terrestris legte nur 2 - 6 % der Ganglänge an, die vergleichsweise die endogäischen Arten produzierten. Im Lehm-Boden grub *A. rosea* über 50 % mehr Gangstrecke als *A. caliginosa*. Im Ton-Boden wurde kein Unterschied zwischen den endogäischen Arten festgestellt.

Im Ton-Boden produzierte *L. terrestris* ca. 23 % der Kotmenge der endogäischen Arten, wohingegen es im Lehm-Boden nur 9 - 16 % waren. *A. caliginosa* produzierte im Lehm-Boden 44 % weniger als *A. rosea*. Im Ton-Boden verhielten sich die

endogäischen Arten gleich (Abb. 1 und 2). Mit Bezug auf unterschiedliche Matrix-potentiale des Bodens (-25 bis -2 kPa) ermittelten HINDELL et al. (1994) in einem Boden mit 50 % Sandanteil eine Kotproduktion von 3 - 13 g TG/g LG/d (*A. caliginosa*) bzw. 5 - 17 g TG/g LG/d (*A. rosea*).

Sowohl bei der Ganglänge (nicht signifikant) als auch bei der Kotmenge war für *L. terrestris* im Ton-Boden eine höhere Leistung als im Lehm-Boden zu verzeichnen, während *A. rosea* im Lehm-Boden eine signifikant höhere Leistung bot. *A. caliginosa* verhielt sich in beiden Böden gleich.

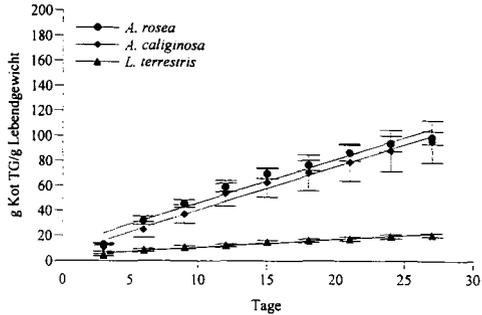


Abb. 1. Kotproduktion der 3 Regenwurmarten über die Zeit im Ton-Boden ($\bar{x} \pm SD$ für $n = 3$)

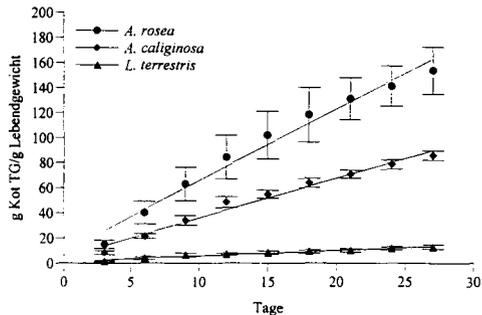


Abb. 2. Kotproduktion der 3 Regenwurmarten über die Zeit im Lehm-Boden ($\bar{x} \pm SD$ für $n = 4$)

Am Beispiel Lehm-Boden wird im folgenden die im Laborversuch ermittelte Kotproduktion auf Freilandpopulationen der drei Regenwurmart hochgerechnet, um eine grobe Vorstellung über den Bodenumsatz in einem Ackerboden zu bekommen. Den zitierten Untersuchungen liegen ausschließlich Daten über aktive Tiere in Böden gleicher Eigenschaften wie in diesem Versuch zugrunde. Für die Regenwurmpopulationen der 3 Standorte läßt sich eine potentielle Kotproduktion von insgesamt 20 - 34 t/ha/Jahr errechnen (Tab. 2).

Tab. 2. Verknüpfung von Freilanddaten mit den eigenen Labordaten der Kotproduktion am Beispiel Lehm-Böden.

	POIER/RICHTER 1992	KNÜSTING 1992	SÖCHTIG 1992
Abundanz			
<i>L. terrestris</i>	74 %	8 %	1 %
<i>A. caliginosa</i>	22 %	49 %	88 %
<i>A. rosea</i>	4 %	25 %	11 %
Biomasse			
<i>L. terrestris</i>	143 kg/ha	13 kg/ha	0,6 kg/ha
<i>A. caliginosa</i>	35 kg/ha	23 kg/ha	64 kg/ha
<i>A. rosea</i>	7,5 kg/ha	12 kg/ha	8 kg/ha
Kotproduktion			
<i>L. terrestris</i>	9,3 t/ha/Jahr*	0,9 t/ha/Jahr*	0,4 t/ha/Jahr*
<i>A. caliginosa</i>	15,1 t/ha/Jahr*	9,9 t/ha/Jahr*	27,6 t/ha/Jahr*
<i>A. rosea</i>	5,8 t/ha/Jahr*	9,2 t/ha/Jahr*	6,2 t/ha/Jahr*

* für eine durchschnittliche Regenwurmmaktivität von 5 Monaten im Jahr

4. Zusammenfassung

Die endogäischen Regenwurmartens wiesen eine sehr viel höhere Grableistung auf als *L. terrestris*. *A. rosea* zeigte im Lehm-Boden eine höhere Leistung als im Ton-Boden. *L. terrestris* verhielt sich umgekehrt. Für *A. caliginosa* ließ sich kein Unterschied zwischen den beiden Böden nachweisen.

5. Literatur

- DEXTER, A.R. 1978. Tunnelling in soil by earthworms. *Soil Biol. Biochem.* **10**: 447-449.
- HINDELL, R.P., B.M. MCKENZIE, J.M. TISDALL und M.J. SILVAPULLE. 1994. Relationships between casts of geophagous earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta) and matric potential. 1. Cast production, water content, and bulk density. *Biol. Fertil. Soils* **18**: 119-126.
- JOSCHKO, M., H. DIESTEL und O. LARINK. 1989. Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. *Biol. Fertil. Soils* **8**: 191-196.
- KNÜSTING, E. 1992. Regenwürmer auf Ackerflächen mit abgestufter Bewirtschaftungsintensität. Diss. TU Braunschweig.
- LEE, K.E. 1985. Earthworms - Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney.
- POIER, K.R. und J. RICHTER. 1992. Spatial distribution of earthworms and soil properties in an arable loess soil. *Soil Biol. Biochem.* **24**: 1601-1608.
- SCHRADER, S. 1993. Gangbildung, Kotproduktion und Schleimausscheidung - Beitrag verschiedener Regenwurmartens zur Entwicklung des Bodengefüges. Dissertation TU Braunschweig.
- SÖCHTIG, W. 1992. Wechselwirkungen zwischen der Lumbricidenfauna und unterschiedlicher mechanischer Bodenverdichtung einer Löß-Parabraunerde in Freiland- und Laboruntersuchungen. Diss. TU Braunschweig.

Unser **Dank** gilt Herrn Prof. Dr. O. Larink für wertvolle Hinweise.

Zusammenhang zwischen der Stabilität des Regenwurmkotes und den Eigenschaften des Ausgangsbodens

von

Schrader, S.* und H. Zhang**

1. Einleitung

Ein wichtiger Beitrag der Bodenfauna zu den Bodenprozessen ist die Neuordnung des Bodengefüges. Dieses geschieht vor allem durch Fraß und Ausscheidung sowie durch Wegdrücken von Bodenmaterial. Mit Blick auf den Bodenumsatz gehören Regenwürmer zu den leistungsfähigsten Tieren. Je nach Alter des abgelegten Kotes und in Abhängigkeit von der Regenwurmart kann die Stabilität der Kotaggregate gegenüber den Bodenaggregaten höher, gleich oder niedriger sein (z.B. MARINISSEN und DEXTER 1990, ZHANG und SCHRADER 1993). Weitgehend unberücksichtigt blieb bislang in diesem Zusammenhang die Bedeutung der für die Aggregatstabilität relevanten Eigenschaften des Ausgangsbodens. Kürzlich stellten HINDELL et al. (1994) fest, daß die Ton-Dispergierung von Regenwurmkot zunimmt, wenn das Matrixpotential des Bodens steigt.

Vor diesem Hintergrund wurden Laborversuche mit folgender Fragestellung durchgeführt: Welchen Einfluß haben unterschiedliche Gehalte an organischer

Substanz, Carbonat und Ton im Ausgangsboden auf die Aggregatstabilität des Kotes verschiedener Regenwurmartens?

2. Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden gesiebte Bodenaggregate der Fraktion 1 - 2 mm der oberen 2 Horizonte eines Lehm- und eines Ton-Bodens landwirtschaftlich genutzter Flächen des SFB 179 bei Neuenkirchen (nördl. Harzvorland) verwendet. Das Verhältnis von S, U und T war wie folgt: Ton-Boden (Tonmergel-Pelosol) im Ap-Horizont 3 : 65 : 32, im P-Horizont 3 : 42 : 55; Lehm-Boden (Haftnässepseudogley-Parabraunerde) im Ap-Horizont 3 : 81 : 16, im Bt-Horizont 3 : 78 : 19. Die Bodenaggregate wurden nach Boden und Horizont getrennt in Versuchsgefäße gefüllt (d_B 1,25 g/cm³), die jeweils mit einer Regenwurmart besetzt wurden. Nach 6 Wochen wurde Kot der anektischen Art *Lumbricus terrestris* (16 Individuen; Futter: getrocknete Blätter von *Betula pubescens*) und der endogäischen Art *Aporrectodea caliginosa* (32

* Zoologisches Institut, Technische Universität, Pockelsstr. 10a, 38092 Braunschweig

** Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Hafentörn, 25761 Büsum

Individuen; Futter: getrockneter und gemahlener Rinderkot) gesammelt, um ihn chemisch und physikalisch zu untersuchen. Als Kontrolle dienten natürliche und künstliche Bodenaggregate. Die künstlichen Aggregate sollten Boden nach der Darm-passage simulieren, ohne chemische Vorgänge und Vermischung mit organischem Material zu berücksichtigen (Details in ZHANG und SCHRADER 1993).

Der Gesamtkohlenstoffgehalt (C_t) und der organisch gebundene Kohlenstoff (C_{org}) wurden mittels trockener Verbrennung bestimmt. Aus der Differenz beider Datensätze ließ sich der Carbonatgehalt der Proben berechnen. Zur Beurteilung der Aggregat-stabilität wurden die Wasserstabilität (WSA) nach KEMPER und ROSENAU (1986) und die Zugfestigkeit (σ_1) nach DEXTER und KROESBERGEN (1985) bestimmt. Bei der Korngrößenanalyse wurde nach der Arbeitsanleitung von HARTGE und HORN (1989) verfahren.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 1 sind die Ergebnisse der chemischen Analysen zusammengefaßt. Der C_{org} -Gehalt war allgemein im Kot beider Regenwurmarten gegenüber dem Kontrollboden erhöht. Der relative Anstieg war im Lehm-Boden stärker als im Ton-Boden, im Kot der detritivoren Art *L. terrestris* stärker als im Kot der geophagen Art *A. caliginosa*. Bei geringem Carbonat-Gehalt des Ausgangsbodens (< 1 %) stieg $CaCO_3$ im Kot an, mehr jedoch bei *A. caliginosa*. Bei vergleichsweise hohem Carbonat-Gehalt (> 3 %) sank hingegen $CaCO_3$ im Kot, am stärksten bei *A. caliginosa*.

Tab. 1 Kohlenstoff- und Carbonat-Gehalt der Bodenaggregate (Kontrolle) und des Kotes der beiden Regenwurmarten in Bezug auf die oberen 2 Horizonte eines Lehm- und eines Ton-Bodens.

Probe	Hor.	C_t in %	C_{org} in %	$CaCO_3$ in % *
LEHM-BODEN				
Kontrolle	Ap	1.38 (0.026)	1.35 (0.026)	0.25
	Bt	0.75 (0.035)	0.71 (0.020)	0.33
<i>L. terrestris</i>	Ap	1.77 (0.031)	1.72 (0.061)	0.42
	Bt	1.70 (0.017)	1.64 (0.081)	0.50
<i>A. caliginosa</i>	Ap	1.46 (0.051)	1.38 (0.040)	0.67
	Bt	1.14 (0.031)	1.01 (0.055)	1.08
TON-BODEN				
Kontrolle	Ap	1.96 (0.032)	1.90 (0.015)	0.50
	P	2.19 (0.350)	1.82 (0.025)	3.08
<i>L. terrestris</i>	Ap	2.34 (0.015)	2.26 (0.086)	0.65
	P	2.68 (0.031)	2.42 (0.042)	2.17
<i>A. caliginosa</i>	Ap	2.15 (0.074)	1.99 (0.118)	1.33
	p	2.36 (0.104)	2.23 (0.180)	1.08

* unter der Annahme, daß Carbonat hauptsächlich als $CaCO_3$ vorliegt

Tab. 2 Wasserstabilität (WSA) und Zugfestigkeit (σ_1) der natürlichen und künstlichen Bodenaggregate und des Regenwurmkotes.

Hor.	Probe	WSA in %	σ_1 in kPa
LEHM-BODEN			
Ap	Kontrolle (nat.)	78.8 cd	473 a
	Kontr. (künstl.)	8.8 a	411 a
	<i>L. terrestris</i>	76.7 c	617 b
	<i>A. caliginosa</i>	72.7 b	663 b
Bt	Kontrolle (nat.)	77.9 c	540 b
	Kontr. (künstl.)	15.1 a	448 a
	<i>L. terrestris</i>	73.4 c	710 d
	<i>A. caliginosa</i>	67.8 b	620 c
TON-BODEN			
Ap	Kontrolle (nat.)	81.2 d	800 c
	Kontr. (künstl.)	11.6 a	518 a
	<i>L. terrestris</i>	67.8 c	794 c
	<i>A. caliginosa</i>	54.8 b	692 b
P	Kontrolle (nat.)	86.2 c	886 b
	Kontr. (künstl.)	22.5 a	649 a
	<i>L. terrestris</i>	59.7 b	842 b
	<i>A. caliginosa</i>	54.3 b	841 b

Daten in derselben Säule desselben Bodens und Horizontes mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant verschieden ($P < 0,05$).

In Tab. 2 sind die Wasserstabilität und die Zugfestigkeit der Bodenaggregate und des Kotes aufgeführt. Der Kot beider Arten war weniger wasserstabil als die natürlichen Bodenaggregate. Gegenüber den künstlichen Aggregaten war die Wasserstabilität des Kotes jedoch höher. Letzteres wurde auch in Bezug auf die Zugfestigkeit festgestellt. Im Gegensatz zum Ton-Boden war die Zugfestigkeit des Kotes im Lehm-Boden sogar höher als diejenige der natürlichen Bodenaggregate.

Die Korngrößenverteilung hatte sich im Kot leicht zugunsten der Tonfraktion verschoben, während der Sandanteil etwas geringer war. Im Lehm-Boden waren diese Körnungsunterschiede deutlicher als im Ton-Boden.

Setzt man diese Ergebnisse miteinander in Beziehung, so ergibt sich folgendes Bild für die Bedeutung der Zusammensetzung des Ausgangsbodens für die Aggregatstabilität des Kotes: Bei steigendem Ton-Gehalt im Ausgangsboden steigt auch die Zugfestigkeit des Regenwurmkotes, während die Wasserstabilität sinkt. Für den Gehalt an CaCO_3 und C_{org} finden sich die gleichen Beziehungen.

Abb. 1 Beziehung zwischen der Effektivität der Kotproduktion (E_{WSA}) zur Stabilisierung des Bodengefüges und der Sensitivität der Bodenaggregate (S_{WSA}) gegenüber physikalischer Störung in Bezug auf die Wasserstabilität.

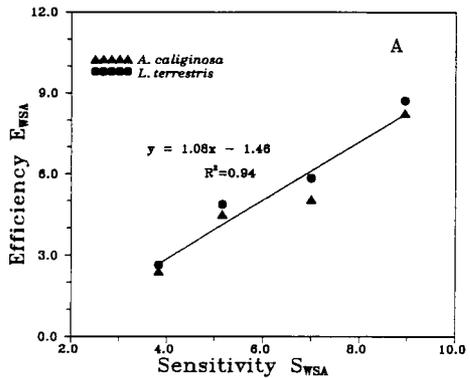
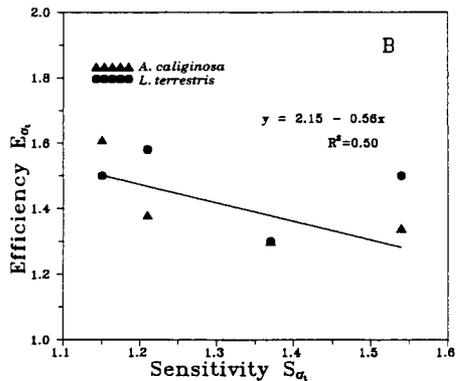


Abb. 2 Beziehung zwischen der Effektivität der Kotproduktion (E_{α}) zur Stabilisierung des Bodengefüges und der Sensitivität der Bodenaggregate (S_{α}) gegenüber physikalischer Störung in Bezug auf die Zugfestigkeit.



In Anlehnung an die Definition der Sensitivität S für die Festigkeit von Böden in der Bodenmechanik nach MITCHELL (1976) lassen sich folgende Beziehungen aufstellen:

1. Sensitivität S der Bodenaggregate gegenüber physikalischer Störung:
$$WSA = WSA_{nat} / WSA_{künstl.} \quad \text{und} \quad S_{\sigma t} = \sigma_t(nat) / \sigma_t(künstl.)$$
2. Effektivität E der Kotproduktion zur Stabilisierung des Bodengefüges:
$$EWSA = WSA_{Kot} / WSA_{künstl.} \quad \text{und} \quad E_{\sigma t} = \sigma_t(Kot) / \sigma_t(künstl.)$$

Wasserstabilität und Zugfestigkeit der künstlichen Aggregate stellen den gemeinsamen Bezug für die Sensitivität und die Effektivität dar. Abb. 1 zeigt, daß die Kotproduktion für die Wasserstabilität effektiver ist, je empfindlicher Bodenaggregate gegenüber physikalischer Störung sind. Umgekehrt sinkt die Effektivität bei der Zugfestigkeit mit steigender Empfindlichkeit der Bodenaggregate (Abb. 2).

4. Schlußfolgerungen

Während mechanische Prozesse im Regenwurmdarm das Gefüge des aufgenommenen Bodens destabilisieren, fördern gleichzeitig biochemische Prozesse die Stabilisierung. Die Stabilität des Kotes hängt nicht nur von der Ernährungsbiologie der Regenwürmer ab, sondern wird auch entscheidend von den Eigenschaften des Ausgangsbodens bestimmt. Je empfindlicher ein Boden auf physikalische Störungen reagiert, desto effektiver wirkt sich die Kotproduktion auf die Wasserstabilität aus, wohingegen die Effektivität in Bezug auf die Zugfestigkeit sinkt.

5. Literatur

- DEXTER, A.R. und B. KROESBERGEN. 1985. Methodology for determination of tensile strength of soil aggregates. J. Agric. Eng. Res. **31**: 139-147.
- HARTGE, K.H. und R. HORN. 1989. Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. Aufl. Enke Verlag, Stuttgart.
- HINDELL, R.P., B.M. MCKENZIE, J.M. TISDALL und M.J. SILVAPULLE. 1994. Relationships between casts of geophagous earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta) and matric potential. 2. Clay dispersion from casts. Biol. Fertil. Soils **18**: 127-131.
- KEMPER, W.D. und R.C. ROSENAU. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods (A. Klute, Hrsg.), pp. 425-442. 2. Aufl. Agronomy 9, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- MARINISSEN, J.C.Y. und A.R. DEXTER. 1990. Mechanisms of stabilization of earthworm casts and artificial casts. Biol. Fertil. Soils **9**: 163-167.
- MITCHELL, J.K. 1976. Fundamentals of soil behavior. Wiley, New York.
- ZHANG, H. und S. SCHRADER. 1993. Earthworm effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. Biol. Fertil. Soils **15**: 229-234.

Eine ausführliche Darstellung der Arbeit findet sich in:

- SCHRADER, S. und H. ZHANG. 1995. Earthworm casting: Stabilization or destabilization of soil structure? Soil Biol. Biochem. (Special Issue of ISEE5, Columbus, Ohio, 5-9 July 1994)

Unser **Dank** gilt den Herren Professoren Larink und Horn für wertvolle Hinweise.

**Einfluß unterschiedlicher Stickstoff-Dünger auf die
mit dem Köderstreifentest gemessene biologische
Aktivität in Ackerböden**

von

Helling, B. und O. Larink

Einleitung

Die Intensivierung der Landwirtschaft bedeutet auch eine Steigerung mineralischer Stickstoffgaben um die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten. Untersuchungen über den Einfluß von Mineraldüngern im Vergleich zu organischen Düngern sowie die Auswirkung von Mangeldüngern auf den Boden und das Edaphon sind schon mehrfach beschrieben worden (BAUCHHENß 1986, MAKESCHIN 1990). Vergleichende Untersuchungen über die Auswirkung verschiedener mineralischer Stickstoff-Dünger auf die Bodenorganismen liegen bisher noch nicht vor. Mit dem Köderstreifentest (TÖRNE 1990 a, b) existiert eine für diese Fragestellung geeignete Methode, die einfach zu handhaben ist und die sich besonders für Untersuchungen von Flächen anbietet, die Unterschiede in einem Parameter aufweisen (LARINK & LÜBBEN 1991).

Im Rahmen des SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" wurde in einem Versuch mit 4 Stickstoffformen die biologische Aktivität mit Hilfe des Köderstreifentests in einem intensiv bewirtschafteten Ackerboden untersucht.

Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet liegt 35 km südlich von Braunschweig im nördlichen Harzvorland bei Neuenkirchen. Es ist durch schwere Löß- und Tonböden gekennzeichnet, die intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Auf dem mit Winterweizen bestandenen Untersuchungsschlag wurden 4 Düngevarianten angelegt (Ammonium-Harnstoff-Lösung (AHL), schwefelsaures Ammonium (NH₄), Kalksalpeter (NO₃) und Harnstoff), die jeweils auf einer Fläche von 15 x 80 m gedüngt wurden. In 5 Applikationen wurden zwischen März und Juni insgesamt 225 kg N/ha und Variante ausgebracht. Auf jeder Fläche wurden Regenwurmaussatzparzellen (2 m²) mit 50 *Lumbricus terrestris* / m² eingerichtet.

In den Monaten Mai, Juni und August wurde auf 4 Flächen die biologische Aktivität mit Hilfe des Köderstreifentests ermittelt. Dazu wurden jeweils in den Regenwurmaussatzbereichen und in daneben abgesteckten Parzellen, je 4 Gruppen à 16 Stäbchen in Reihen ausgebracht. Die Stäbchen hatten einen Abstand von 10-15 cm. Die Expositionszeit betrug im Mai 14 Tage, im Juni 27 Tage und im August 10 Tage. Das lange Belassen der Köderstreifen im Boden wurde auch von anderen Autoren an entsprechend trockenen Untersuchungsstandorten für geeignet befunden (FEDERSCHMIDT & RÖMBKE 1994, MÜLLER et al. 1994). Der Bodenzustand im Juni erforderte es, daß ein Schlitz mit einem speziellen Bodenstecher vorgestochen werden mußte. Dieser hatte dieselben Abmessungen wie die Köderstreifen. Dadurch wurde die nach-

teilige Entstehung eines großen Spaltraumes zwischen Köderstreifen und Boden verhindert (LARINK 1993). Als Ködersubstanz wurde ein Gemisch aus Brennesselpulver und Cellulose im Verhältnis von 3:7 verwendet. Am letzten Tag der Expositionszeit wurde die Bodenfeuchte (0-10 cm) je Variante bestimmt (Tab.1). Die Auswertung erfolgte mit Hilfe des Programms PROFAT.

Tab. 1: Bodenfeuchtwerte der 4 Düngevarianten gemessen am letzten Tag der Expositionszeit in Gew. %.

Termin	AHL	Harnstoff	NO ₃	NH ₄
09.06.'94	20,5	19,9	19,8	20,6
14.07.'94	8,0	8,8	7,8	7,2
29.08.'94	16,8	15,9	16,1	17,2

Ergebnisse und Diskussion

Unterschied im Jahresverlauf

Abb. 1 zeigt für die 4 Düngevarianten die mittlere Fraßaktivität in den 3 Versuchsdurchgängen. Für eine bessere Vergleichbarkeit sind die Ergebnisse auf eine Expositionszeit von 10 Tagen umgerechnet. Die mittlere Fraßaktivität ist im Junierversuch im Vergleich zu den beiden anderen Monaten deutlich geringer. Dies ist vermutlich durch die lang anhaltende Trockenheit und die damit verbundene geringere biologische Aktivität bedingt. Im Augustversuch ist die höchste Fraßaktivität zu verzeichnen, obgleich die Bodenfeuchte im Vergleich zum Maiversuch niedriger ist (Tab. 1). Dies widerspricht bisherigen Erfahrungen mit den Köderstreifentest (LARINK 1993, HEISLER 1994). Das Ergebnis könnte dadurch zu erklären sein, daß der Augustversuch 3 Wochen nach der Ernte beendet wurde, als eine große Menge Bestandesabfall eine hohe mikrobiologische Aktivität bewirkte und sich somit die Fraßaktivität an den Köderstreifen steigerte. Die vergleichsweise geringere Fraßaktivität im Maiversuch könnte allerdings auch durch die lange Überstauung des Ackers im Frühjahr zu erklären sein, die ggf. das Edaphon negativ beeinträchtigte.

Einfluß unterschiedlicher Stickstoff-Dünger

Es zeigt sich für alle drei Untersuchungstermine auf der mit AHL gedüngten Fläche die höchste Fraßaktivität, die gegenüber den anderen Düngevarianten in der Mehrzahl signifikant höher ist. Ein Benetzungseffekt durch AHL als dem einzigen flüssigen applizierten Dünger ist unwahrscheinlich, da sich im August dieselben Tendenzen ergeben, zu dem Zeitpunkt aber nicht mehr gedüngt wurde. Eine mögliche Erklärung ist ein synergistischer Effekt von Ammonium und Harnstoff, die einzeln appliziert zu weitaus geringeren Fraßaktivitäten an den Köderstreifen führen. Der Stickstoff liegt in dieser Variante in mehreren Formen vor, die dementsprechend von mehr (Mikro-)Organismen genutzt werden können. AHL könnte so eine Förderung diverser Gruppen von Bodenorganismen bewirken, was den verstärkten Fraß zur Folge hat.

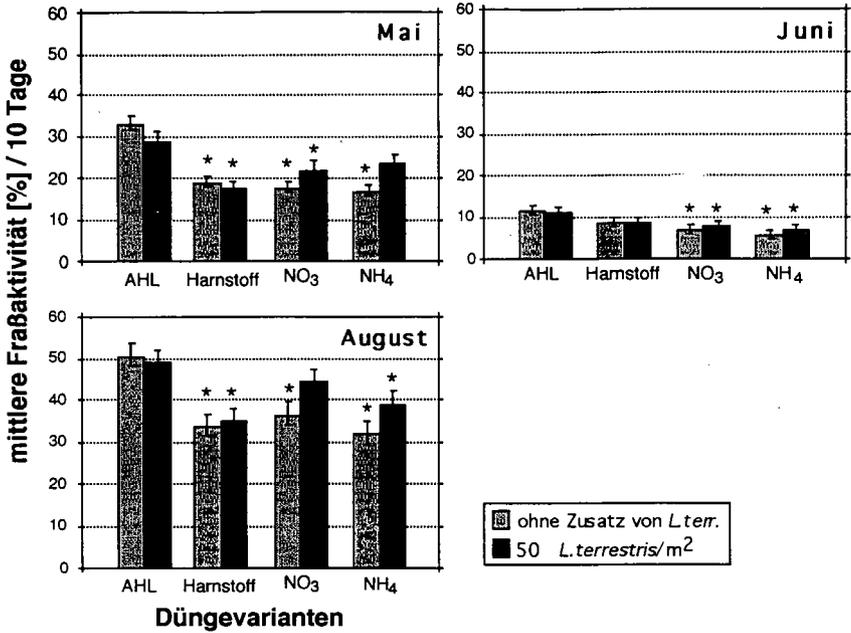


Abb. 1: Mittlere Fraßaktivität in drei Untersuchungsintervallen (Mai, Juni, August) in einem Stickstoffformen-Versuch. AHL: Ammonium-Harnstoff-Lösung, NO₃: Kalksalpeter, NH₄: schwefelsaures Ammonium, * markieren die Signifikanz zu der AHL-Parzelle.

Einfluß infolge erhöhter Regenwurmdichte

Innerhalb der Düngervarianten ist ein Unterschied zwischen den Parzellen mit erhöhter Regenwurmdichte und solchen ohne zusätzliche Regenwürmer erkennbar. Um dies zu verdeutlichen, wurde in Abb. 2 die biologische Aktivität in den Parzellen ohne zusätzlichen *L. terrestris* Besatz gleich 100 % gesetzt und die prozentualen Unterschiede der biologischen Aktivität in den Regenwurmparzellen berechnet. Dieser Grafik liegen die Mittelwerte aus den 3 Versuchsdurchgängen zugrunde.

Während auf den mit AHL- und Harnstoff gedüngten Flächen die biologische Aktivität in den Regenwurmparzellen sehr ähnlich oder leicht geringer ist als in den anderen Bereichen, trifft dies für die anderen beiden Dünger nicht zu. Die Fraßaktivität ist in den mit *L. terrestris* zugesetzten Parzellen in der NH₄- und NO₃-Düngervariante signifikant höher.

L. terrestris wird als Tiefengräber mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht direkt an den Köderstreifen fressen. Das "Ablutschen" ganzer Stäbchen wie LARINK (1993) es beobachtete, trifft wohl eher für endogäische Arten zu. Es scheint hier vielmehr ein Sekundäreffekt durch die Regenwürmer aufzutreten.

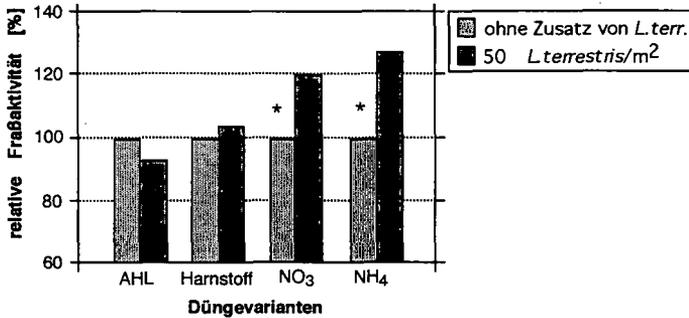


Abb. 2: Relative Fraßaktivität in den Regenwurmaussatzparzellen im Vergleich zu den Parzellen ohne zusätzliche Regenwürmer. * geben die Signifikanzen zwischen den Parzellen mit und ohne *L. terrestris* an. Weitere Abkürzungen siehe Abb. 1.

Möglich wäre eine durch NO₃-und NH₄-Dünger veränderte Aktivität von *L. terrestris*, die eine im Vergleich höhere biologische Aktivität in den Regenwurmaussatzparzellen zur Folge hat. Vorstellbar wäre aber auch eine relative Hemmung der Regenwürmer bedingt durch Harnstoff. Die Hydrolyse von Harnstoff kann zu einer merklichen Erhöhung des pH-Wertes führen, was gemeinsam mit den gebildeten NH₄-Verbindungen zu einer Ansammlung von Nitriten führen kann, die toxisch sind (CAMPBELL 1981). Welcher Effekt genau zu dem festgestellten Unterschied geführt hat, muß in weiterführenden Untersuchungen geklärt werden.

Literatur

- BAUCHHENß, J. (1986): Die Bodenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen. - Bodenökol. Laufener Ökol. Symp., 7: 18-28.
- CAMPBELL, R. (1981): Mikrobielle Ökologie. - Verlag Chemie, Weinheim: 243 S.
- FEDERSCHMIDT, A. & RÖMBKE, J. (1994): Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test auf zwei fungizidbelasteten Standorten. - Braunsch. naturkundl. Schr., 4: 674-680.
- HEISLER, C. (1994): Vergleich zwischen biotischer Aktivität nach von Törne und der Collembolen-Zahl verdichteter Ackerböden. - Zool. Beitr., 35: 19-26.
- LARINK, O. (1993): Ist der Köderstreifentest ein Maß für bodenzoologische Aktivität? - Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 69: 139-142.
- LARINK, O. & LÜBBEN, B. (1991): Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem Köderstreifentest nach v. Törne: ein Erfahrungsbericht. - Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 66: 551-554.
- MAKESCHIN, F. (1990): Die Regenwurmfaua forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. - Kall-Briefe, 20: 49-63.
- MÜLLER, G., KEPLIN, B. & BROLL, G. (1994): Erprobung des Köderstreifentests auf nährstoffarmen Böden an der polaren Waldgrenze in Nord- Finland. - Braunsch. naturkundl. Schr., 4: 665-669.
- TÖRNE, E. v. (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait lamina tests - Pedobiologia, 34: 89-101.
- TÖRNE, E. v. (1990b): Schätzungen der Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Test. - Pedobiologia, 34: 269-279.

Ergebnisse einer Literaturstudie zum Komplex Bodenfauna und Umwelt

von

Römbke, J.*, L. Beck**, B. Förster*, M. Scheurig** und
F. Horak*

1. Einleitung:

Das Ziel der im Auftrag des Landes Baden-Württemberg durchgeführten Literaturstudie war es, das vorhandene Wissen über die Abhängigkeit des Vorkommens von Bodenorganismen von Standortfaktoren zusammenzufassen. Die zentralen Fragen der Studie waren:

1. Wie werden Vorkommen und Aktivität von Bodenorganismen (Mikroflora und Invertebraten) von bestimmten natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren determiniert ?
2. Lassen sich für bestimmte Standorte "typische" Bodenbiozöosen quantitativ oder qualitativ identifizieren ?
3. Kann die Zusammensetzung der Biozöosen und die Aktivität der Organismen für die Beurteilung von anthropogenen Belastungsfaktoren von Standorten genutzt werden ?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde zunächst die zugängliche Literatur anhand festgelegter Faktoren verschlagwortet. Ohne die Einzelergebnisse vorwegnehmen zu wollen, ist festzuhalten, daß in der Literatur nur wenige Arbeiten enthalten sind, die den methodischen Anforderungen für eine Detailanalyse genügen. Nach einer Darstellung der Literaturdiskussion zur bodenbiologischen Klassifizierung von Standorten werden eigene Vorschläge zur Nutzung bodenbiologischer Parameter unter Einbeziehung eines Beispiels (Stadtwald Ettlingen) gemacht. Die diesem Beitrag zugrundeliegende Literaturstudie kann unter der folgenden Adresse bestellt werden:

Dr. V. Schweikle, Referat 51
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Postfach 210 752, D-76157 Karlsruhe

2. Methodik:

Bei der Verschlagwortung wurden die folgenden Standortfaktoren verwendet:

Natürliche Faktoren:

- Generell: Klima; Geographischer Bereich
- Physikalisch: Bodentyp; Bodenart; Humusform; Bodenfeuchte; Bodentemperatur
- Chemisch: Boden-pH; C- und N-Gehalt; Elementgehalt; Salzgehalt; Kationenaustauschkapazität
- Biologisch: Vegetation; Makrohabitat bzw. Biotop; Stratum; Nahrung/Nährstoffe; Interaktion

Anthropogene Faktoren:

- Chemikalien: Schwermetalle; Pestizide; Umweltchemikalien; Luftschadstoffe; Kalkung/-Düngung
- Sonstige: Bodenbearbeitung; Bodenverdichtung; Kahlschlag/Mahd

* ECT Oekotoxikologie GmbH, Bad Soden/Ts.

** Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe

Obwohl die Bodenfauna sowie die wichtigsten physiologischen Gruppen der Bodenmikroflora (Bakterien und Pilze) möglichst umfassend bearbeitet wurden, mußten doch Schwerpunkte gesetzt werden. Unter den Invertebraten wurden daher die Oribatiden und Enchytraeen als Vertreter der saprophagen Mesofauna sowie die Regenwürmer und Carabiden (Prädatoren) als Vertreter der Makrofauna auf Gattungs- und Artebene berücksichtigt. Diese Gruppen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Verschiedene trophische Ebenen
- Berücksichtigung taxonomischer Großgruppen
- Eigene Erfahrungen
- Gute methodische Erfassbarkeit.

Unter der Vielzahl der möglichen Meßparameter für das Vorkommen und die Aktivität der Bodenorganismen wurden berücksichtigt:

- Abundanz, Biomasse, Reproduktion, Populationsdynamik, Vertikalverteilung, Artenzahl, Dominanzspektrum
- Konsumtion, Respiration, Energiebilanz, Enzymaktivität, Streuabbau, Verhalten
- Ökologische Indizes, Testkennwerte, Sukzession, Bioindikation.

Aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität von quantitativen Angaben wie z.B. der Abundanz/m² sind diese nur für eine sehr grobe Klassifikation nutzbar (EIJSSACKERS 1992), während eine feinere Aufgliederung primär durch qualitative Aufnahmen des Artenspektrums und der Dominanzverhältnisse möglich ist.

3. Ergebnisse

3.1 Literaturangaben

Auf der Ebene einzelner Tiergruppen gibt es diverse Arbeiten über die Nutzung von Bodenorganismen für eine bodenbiologische Klassifizierung von Standorten. Im folgenden werden einige Beispiele ohne Anspruch auf Vollständigkeit aufgelistet:

- Graphische Verteilungsanalyse von Enchytraeen an 178 Standorten Irlands (HEALY 1980)
- Faktorielle Analyse des Vorkommens von Enchytraeen und Lumbriciden an 42 Moor- und Wiesenstandorten Nordenglands (STANDEN 1979, 1980)
- "Ecological Fullness" bei Regenwürmern nach PHILLIPSON et al. (1976)
- Ökologische Bedeutung der edaphischen Faktoren für Oribatiden nach STRENZKE (1952)
- Ökologische Charakteristik der Hornmilben nach WEIGMANN & KRATZ (1981)
- "Ökogramme" für Spinnen nach MARTIN (1991).

Interessanter im Sinne der in der Einleitung genannten Fragen sind aber Ansätze, in denen Bodenbiozönosen berücksichtigt werden. Bei dem ältesten dieser Konzepte, der pedozoologischen Standortslehre (VOLZ 1962), wurden Waldstandorte mittels einer gravimetrischen Gruppenanalyse der Makrofauna (Regenwürmer, Schalenschnecken, Nacktschnecken, Käfer, Dipteren, Myriapoden, Asseln) charakterisiert. Auf diese Weise konnten rheinland-pfälzische Waldstandorte wie folgt in fünf Typen eingeteilt werden:

- I. Areale mit teilweise semiterrestrischem Charakter
- II. Feuchte, dunkelfarbige humusreiche Lockerböden
- III. Gesellschaften frischer Auwaldböden
- IV. Moderbodengesellschaften in Wäldern
- V. Montane Waldböden

Interessanterweise kam VOLZ bei den von ihm untersuchten Standorten auf Grund der Artenkombination der dort vorkommenden Regenwürmer zu einer sehr ähnlichen Einteilung. Die Probleme des Ansatzes dürften vor allem der hohe Arbeitsaufwand für die Erfassung mehrerer Organismengruppen sowie die Unterschätzung der Mesofauna sein.

Ein weiteres Beispiel für einen übergreifenden Ansatz zur bodenbiologischen Klassifizierung ist die Definition von "Zersetzergesellschaften" (GRAEFE 1993; siehe auch diesen Band). Darunter werden "typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere" (speziell Regenwürmer und Enchytraeen) verstanden. Das Konzept lehnt sich formal in Gliederung und Namensgebung an das pflanzensoziologische Schema an. Die einzelnen Arten werden relativ zu ihrem Vorkommen in bezug zu den folgenden Faktoren (inkl. Werteklassen) klassifiziert: Bodenfeuchte, pH-Wert, Kalkgehalt; Horizontbindung, Ernährung, Fortpflanzungsstrategie und Konstanz.

In dem dritten hier vorzustellenden Konzept werden Standorttypen (= ecotopes) definiert und anhand ihrer "Soil Fauna Communities" analog zu einer vegetationskundlichen Klassifikation unterteilt (SINNIGE et al. 1992). Als Tiergruppen wurden Diplopoden, Chilopoden, Ameisen, Enchytraeen, Collembolen und Regenwürmer ausgewählt. Die Zuordnung der Arten zu einem bestimmten Standorttyp erfolgt qualitativ (z.B. Artenspektrum) und nicht quantitativ (z.B. Abundanz/m³). Anhand der in der folgenden Tabelle aufgelisteten Faktoren und Werteklassen lassen sich für die Niederlande insgesamt 136 sinnvolle Kombination (= Standorttypen) unterscheiden.

Standortfaktor	Werteklasseinteilung
Salinität	Salzig, Brackisch, Süß
Bodentextur	Sand, Andere
Bodenfeuchte - Verfügbarkeit	Nass, Feucht, Trocken
Acidität/Nährstoffversorgung	Sauer, Schwach sauer, Basisch
Vegetationsstruktur	Wald/Gebüsch, Wiesen u.ä., Pioniervegetation
Verschiedene Störungen	Störung, Pflügen, Sanddrift
Streubbaubarkeit/Humus	Leicht, mittel, schlecht abbaubar

3.2 Vorschläge für eine Standortklassifizierung

Aufgrund der bisher vorgestellten Literatur sowie eigener Erfahrungen werden die folgenden Vorschläge für die Verwendung von Standortfaktoren gemacht. Als Beispiel für die Anwendung dieser Vorschläge wurde ein gut untersuchter Moderbuchenwaldes im nördlichen Schwarzwald bei Ettlingen (BECK et al. 1988) ausgewählt. Die konkreten Werteklassen für diesen Standort wurden in der vorhergehenden Tabelle jeweils kursiv wiedergegeben. Außerdem werden in eckigen Klammern weitere, über die Dreiteilung hinaus gehende Werteklassen, vorgeschlagen.

Standortfaktor	Werteklasseinteilung
Makrohabitat	<i>Laubwald, Nadelwald, Wiese, Acker, Ruderalfläche</i>
<u>Natürliche Faktoren</u>	
Bodenfeuchte	Trocken (< 20); <i>Feucht (20 - 80)</i> ; Naß (> 80); [Sehr trocken, < 10 %; Limnisch]
Boden-pH	<i>Sauer (3 - 5)</i> ; Schwach sauer (5 - 7); Wenig basisch (7 - 9); [Sehr sauer (< 3); Sehr Basisch (> 9)]
Bodenart	Sand, Lehmig/Tonig, <i>Organisch</i>
Organischer Gehalt [%]	< 4; 4 - 10; > 10 [< 2; > 20]
Humusform (in Wäldern)	Mull, Mullartiger Moder, <i>Moder</i>
<u>Anthropogene Faktoren</u>	
Schwermetallbelastung	<i>Ja/Nein</i>
Pestizidbelastung	<i>Ja/Nein</i>
Bodenbearbeitung	<i>Ja/Nein</i>

Der Vergleich der prognostizierten und der realen Besiedlung im Stadtwald Ettlingen ergab für Oligochaeten, Oribatiden und Carabiden eine große Übereinstimmung in bezug auf das Artenspektrum, nicht aber für die Abundanz (Ausnahme: Regenwürmer). Trotz der beschränkten Aussagekraft eines solchen "retrospektiven" Vergleichs sind die folgenden Schlussfolgerungen ziehen:

- Es gibt eine überschaubare Anzahl bestimmter Standorttypen mit charakteristischen Bodenbiozösen, die durch wenige Parameter zu beschreiben sind.
- Für ein allgemein anwendbares Verfahren müssen verschiedene Organismen-Gruppen (Mikroflora, Mesofauna, Makrofauna) berücksichtigt werden.
- Die Parameter Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnis sind für eine Standorttypisierung am besten geeignet.
- Die Beurteilung eines Standorts, z.B. hinsichtlich einer anthropogenen Belastung, ist durch Erfassung der Zönosen und Vergleich mit den Erwartungswerten für den jeweiligen Standorttyp möglich.
- Als nächster Schritt ist eine Validierung dieser Ansätze unter definierten Bedingungen in einer überschaubaren Region durchzuführen.

Allgemein wird daher die folgende Vorgehensweise für die Nutzung der bodenbiologischen Klassifikation vorgeschlagen:

- I. **Erfassung** bereits vorhandener Daten über den zu beurteilenden Standort bzw. Standorttyp;
- II. **Prognose** der bodenbiologischen Besiedlung;
- III. **Beprobung** des Standorts und Auswertung;
- IV. **Verifizierung** durch Vergleich von real gefundener und prognostizierter Biozönose;
- V. **Beurteilung** der Ergebnisse aus diesem Vergleich;
- VI. **Bewertung** der Situation in Hinblick auf ökonomische oder soziale Kriterien. Dieser Schritt ist nicht mehr Teil der naturwissenschaftlichen Bearbeitung.

4. Literatur

- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. Jül. Spez. 439: 548-701.
- EIJSACKERS, H. (1992): Recent developments in soil ecotoxicology and the terrestrial field. In: EERO 5th Advanced Course Ecotoxicology. Texel, Holland.
- GRAEFE, U. (1993): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerks. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 72: 531-534.
- HEALY, B. (1980): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. Pedobiologia 20: 159-175.
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. Arachnol. Mitt. 1: 1-14.
- PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J. & WOODSELL, S.R.J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. Pedobiologia 16: 258-285.
- SINNIGE, N., TAMIS, W. & KLIJN, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ökologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- STANDEN, V. (1979): Factors Affecting the Distribution of Lumbricids (Oligochaeta) in Associations at Peat and Mineral Sites in Northern England. Oecologia (Berl.) 42: 359-374.
- STANDEN, V. (1980): Factors affecting the distribution of Enchytraeidae (Oligochaeta) in associations at peat and mineral sites. Bull. Ecol. 11: 599-608.
- STRENZKE, K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. Zoologica 37: 1-172.
- VOLZ, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. Pedobiologia 1: 242-290.
- WEIGMANN, G. & KRATZ, W. (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. Zool. Beitr. 27: 459-489.

**Bauten von *Lumbricus terrestris* als bedeutende
Mikrohabitate im Waldboden**

von

Maraun, M., H. Coenen, M. Bonkowski, R. Buryń, J. Alpeh
und S. Scheu*

Einleitung

Der tiefgrabende Regenwurm *Lumbricus terrestris* bewohnt senkrechte, sich nahe der Erdoberfläche zu mehreren Ausgängen verzweigende, permanente Wohnröhren. Die Mündungen der Wohnröhren (Bauteneingänge) sind sehr auffällig, und als kleine Hügel (Durchmesser ca. 10 cm, Höhe ca. 2 cm) auf dem Waldboden unter der Streuschicht zu finden. Die Hügel bestehen aus der Losung der Regenwürmer, die mit Streumaterial vermischt ist. Die Eingangsbereiche der Wohnröhren bilden auffällige, und bei einer durchschnittlichen Dichte von 30 pro Quadratmeter (SD = 7, n = 3; BONKOWSKI, MARAUN & SCHEU, unveröffentl.) auch flächenmäßig bedeutende Mikrohabitate im Boden eines Kalkbuchenwaldes (SCHAEFER 1990).

Material und Methoden

Mit einem Bohrer (5 cm ϕ) wurden Proben (Mineralboden, 0-3 cm Tiefe) im Eingangsbereich der Bauten von *L. terrestris*, und im Abstand von ca. 20 cm im benachbarten Waldboden entnommen. Je 4 Einzelproben wurden zu einer Mischprobe vereint. Insgesamt wurden jeweils 6 Mischproben der Gangmündungen und des Waldbodens hergestellt. Aus den Proben wurden der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, die mikrobielle Biomasse nach der SIR-Methode (SCHEU 1992), die Anzahl der Nacktamöben, Flagellaten und Ciliaten nach der MPN-Methode und die Anzahl der Thekamöben durch Direktzählung bestimmt.

Aus zusätzlich entnommenen Mischproben wurde außerdem die Dichte von Regenwürmern im Eingangsbereich der Bauten und des umgebenden Bodens durch Handauslese bestimmt.

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str.28, 37073 Göttingen

Ergebnisse

Kohlenstoff und Stickstoff

Die Eingangsbereiche der Regenwurmbauten waren reicher an organischem Material (Erhöhung des C-Gehaltes um 61%; Abb.1). Auch der Gehalt an Stickstoff war im Bautenbereich deutlich erhöht (+27%), jedoch in geringerem Ausmaß als der des Kohlenstoffs. Die überproportionale Zunahme des Stickstoffs bedingte eine deutliche Erhöhung des C/N-Verhältnisses im Bautenbereich.

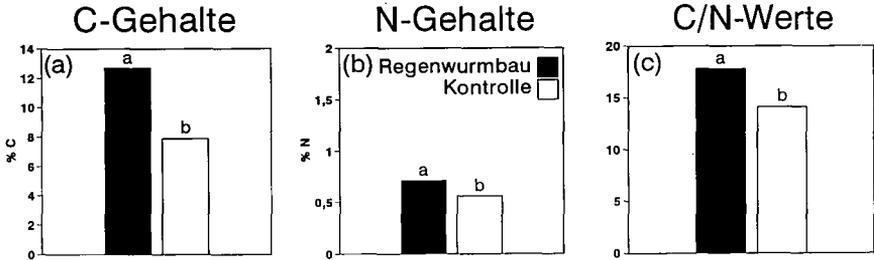


Abb. 1: C-Gehalte (a), N-Gehalte und C/N-Werte im Bereich von Regenwurmbauten und in Boden, der kaum von Regenwürmern beeinflusst ist (Kontrolle).

Mikroflora

Die mikrobielle Biomasse war in den Eingangsbereichen um 67% erhöht (Abb.2). Der Anstieg in der Basalatmung war noch ausgeprägter (+103%). Dies bedingte eine leichte Erhöhung der spezifischen Respiration von 7,5 (Kontrolle) auf 9,1 $\mu\text{gO}_2/\text{mgC}_{\text{mic}} \cdot \text{h}$ (Bautenbereich). Das $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis betrug im Bautenbereich und dessen Umgebung 0,013.

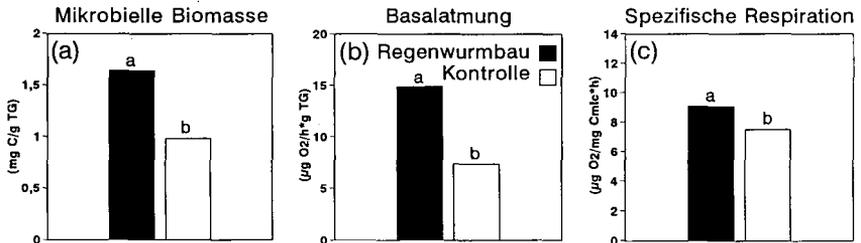


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse (a), Basalatmung (b) und spezifische Respiration (c) im Bereich von Regenwurmbauten und in Boden, der kaum von Regenwürmern beeinflusst ist (Kontrolle).

Protozoen

Die Abundanz der **Nacktamöben** in den Eingangsbereichen der Bauten variierte zwischen 17000 und 110000 Ind/gTG, und im benachbarten Boden zwischen 12000 und 29000 Ind/gTG. Durchschnittlich waren mit 54000 Ind/gTG mehr als dreimal so viele Nacktamöben im Bautenbereich wie im umgebenden Boden (17000 Ind/gTG) vorhanden (Abb. 3).

Die Anzahl der **Flagellaten** lag im Bautenbereich zwischen 87000 und 220000 Ind/gTG und im Boden zwischen 32000 und 110000 Ind/gTG. Im Mittel war die Abundanz in den Eingangsbereichen der Gänge (156000 Ind/gTG) ebenfalls fast dreimal so hoch wie im umgebenden Boden (57000 Ind/gTG; Abb.3).

Ciliaten wurden mit der MPN-Methode nur unzureichend erfasst und konnten nicht quantitativ ausgewertet werden. In den Proben der Gangmündungen waren aber Ciliaten aus der Gruppe der Polyhymenophora besonders auffällig und wurden zur weiteren Bestimmung in Reinkulturen isoliert. Diese charakteristischen Ciliaten wurden in den Bodenproben nie angetroffen und weisen auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Protozoen zwischen den Mikrohabitaten der Gangmündungen und dem umgebenden Boden hin.

Die Anzahl der beschalteten Amöben (**Thekamöben**) war im Bautenbereich von *L. terrestris* ebenfalls stark erhöht (Abb.3). Das Verhältnis zwischen lebenden Thekamöben und leeren Schalen betrug im Gangbereich und im umgebenden Boden ca. 1:3. Insgesamt wurden 33 Thekamöbenarten nachgewiesen. Das Artenspektrum und die Dominanzstruktur waren dabei im Bautenbereich und dessen Umgebung sehr ähnlich.

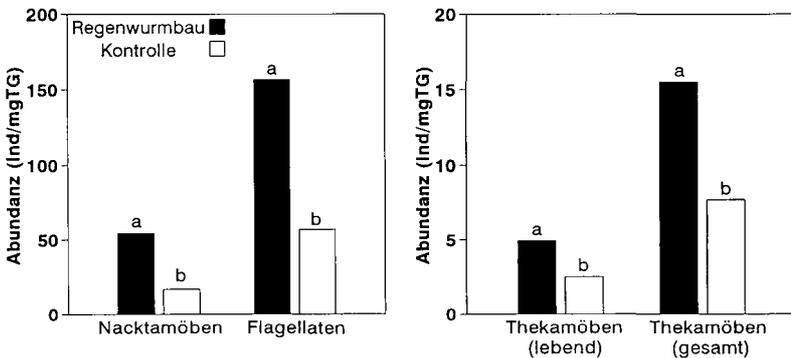


Abb. 3: Mittlere Abundanz von Nacktamöben, Flagellaten, lebenden Thekamöben und Thekamöben insgesamt (lebende Tiere und leere Schalen) im Bereich von Regenwurmbauten und in Boden, der kaum von Regenwürmern beeinflusst ist (Kontrolle).

Regenwürmer

Die Anzahl und Biomasse der Regenwürmer betragen mit 2100 Ind/m² und 183 gFG /m² im Eingangsbereich der Bauten gegenüber dem umgebenden Waldboden den sechsfachen Wert. In den Eingangsbereichen wurden achtmal so viele juvenile Regenwürmer der Art *Aporrectodea caliginosa* und die doppelte Anzahl *Octolasion* spp. gefunden. Nur hier kamen auch einige immature *Lumbricus castaneus* vor.

Zusammenfassung

- (1) Der Eingangsbereich von Bauten von *L. terrestris* ist ein bedeutendes Mikrohabitat, das sich durch einen erhöhten organischen Gehalt und erhöhte biologische Aktivität auszeichnet.
- (2) Die Reaktion der mikrobiellen Biomasse entspricht der Erhöhung des organischen Gehaltes.
- (3) Im Vergleich zur Biomasse der Mikroflora reagierten die untersuchten Gruppen der Fauna in stärkerem Ausmaß.
- (4) Die Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur der Ciliaten und Regenwürmer im Bautenbereich unterschieden sich stark von der Umgebung, die der Thekamoeben jedoch nur geringfügig.
- (5) Die erhöhte Anzahl von Regenwürmern in dem protozoenreichen Mikrohabitat der Bautenbereiche unterstützt Ergebnisse über erhöhte Wuchsleistung von Regenwürmern in protozoenreichem Substrat (BONKOWSKI & SCHAEFER, im Druck).

Summary

Microflora, protozoa and earthworms in middens of the deep-burrowing earthworm *Lumbricus terrestris* and in the surrounding soil were studied. Microbial biomass (SIR), basal respiration and specific respiration were higher in earthworm middens than in the surrounding soil. Increased microbial activity in middens presumably was caused by increased organic carbon contents. Density of naked amoebae and flagellates in middens was increased by a factor of 3. Differences in density of testate amoebae were less pronounced. Density and biomass of earthworms was increased by a factor of 6 mainly due to increased density of the endogeic species *Aporrectodea caliginosa*.

Literatur

- BONKOWSKI, M. & SCHAEFER, M. (im Druck) Interactions between earthworms and soil protozoa in the soil-root interface: A new component in the soil food web. *Soil Biol. & Biochem.*
- SCHAEFER, M. (1990) The soil fauna of a beech forest on limestone. Trophic structure and energy budget. *Oecologia* 82, 128-136.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. & Biochem.* 24, 1113-1118.

Bodenprotozoen in Gängen und Faeces von *Octolasion lacteum* (Oligochaeta, Lumbricidae)

von

Bonkowski, M.*

Einleitung

Gänge und Faeces von Regenwürmern sind bedeutende Mikrohabitate für die Mikroflora und Protozoen des Bodens. Die Abundanzen von Ciliaten, Flagellaten und Amöben wurden direkt nach der Darmassage und in 1-7 Tage alten Gangwänden und Faeces von *Octolasion lacteum* untersucht. Nach der Darmassage war die Abundanz der Amöben und Flagellaten um 10 % und 20% geringer als im umgebenden Boden.

Dagegen war die Abundanz der Protozoen in den 1-7 Tage alten Gangwänden gegenüber dem umgebenden Boden erhöht, in den Faeceshaufen der Regenwürmer verdoppelt.

Material und Methoden

Frischer Mineralboden wurde gesiebt (4 mm) und in 15 schmale Glasküvetten gefüllt. Jeder Küvette wurde ein *Octolasion lacteum* zugesetzt. Die Küvetten erlaubten den Regenwürmern eine zweidimensionale Bewegung in einer dünnen Bodenscheibe von 17 x 10 x 0,3 cm, so daß die Grabtätigkeit und Kotablage der Würmer täglich verfolgt werden konnten. Nach einer Woche (10°C, bei Dunkelheit) wurden die Gefäße geöffnet, die Würmer entfernt, und die Kothaufen, die Gangwände und der umgebende Boden separiert. Die Abundanz der Protozoen wurde in den drei Bodenkompartimenten mit Hilfe der MPN-Methode bestimmt und durch eine Varianzanalyse auf Signifikanzen überprüft.

Zusätzlich wurde aus den Regenwürmern am Versuchsende durch vorsichtiges Ausdrücken frischer Faeces gewonnen. Der frische Kot von je 5 *Octolasion* wurde gepoolt, und daraus wurden mit der MPN-Methode die Abundanzen der Protozoen bestimmt.

*II. Zoologisches Institut der Universität, Abteilung Ökologie
Berliner Str. 28, D-37073 Göttingen

Ergebnisse

A) Protozoen in frischem Faeces

Die MPN-Methode unterscheidet nicht zwischen aktiven und einzystierten Protozoen, sondern gibt deren Gesamtabundanz wieder.

In dem aus dem Regenwurmdarm gepreßten frischen Kot der Regenwürmer konnten Ciliaten nachgewiesen, aber aufgrund ihrer geringen Dichte nicht quantitativ erfaßt werden. Die Anzahl der Amöben betrug im frischen Faeces $21\,100 \pm 1\,200 \text{ Ind} \cdot \text{gTG}^{-1}$, die Abundanz der Flagellaten $16\,200 \pm 1\,600 \text{ Ind} \cdot \text{gTG}^{-1}$. Die Abundanzen lagen somit für Amöben um 10 % und für Flagellaten um 20 % niedriger als im Mineralboden.

B) Protozoen in altem Faeces, in Gängen und im Boden

Die 1-7 Tage alten Kothaufen von Regenwürmern bildeten Mikrohabitate mit hoher Protozoendichte.

Die Abundanz der Flagellaten war in Losungskrümeln mit $45\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$ doppelt so hoch wie im Boden ($21\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$) und in den Gangwänden ($27\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$) ($P < 0,0001$). Auch die Anzahl der Amöben war im Regenwurmkot ($29\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$) gegenüber Boden ($23\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$) und Gangwand ($14\,000 \text{ Ind} \cdot \text{g TG}^{-1}$) deutlich erhöht ($P < 0,01$) (Abb. 1).

Ciliaten wurden im Boden, in den Proben der Regenwurmgänge und in Regenwurmfeces nachgewiesen. Die Dichte der Ciliaten war so gering, daß eine Abundanzbestimmung nicht möglich war.

Schlußfolgerungen

Zwischen den nach ihrer Biomasse bedeutendsten Bodentiergruppen, den Regenwürmern und Protozoen besteht ein enges Beziehungsgefüge. Protozoen beeinflussen die Aufenthalts- und Nahrungspräferenz, sowie das Wachstum von endogäischen Regenwürmern (Bonkowski & Schaefer 1994, Doube & Gupta 1994).

Das vorliegende Experiment zeigt, daß sich Regenwürmer wiederum positiv auf die Ausbreitung und Abundanz von Protozoen auswirken.

Ein Großteil der Protozoen übersteht als inaktives Zystenstadium die Darmpassage der Regenwürmer. In dem vorgestellten Experiment waren die Abundanzen der Nacktamöben und Flagellaten nach der Darmpassage nur um 10 % und 20 % verringert.

Die Regenwürmer fördern mit ihrem Faeces die Ausbreitung der Protozoen. Darüber hinaus bilden der bakterienreiche Faeces und die Gangwände der Regenwürmer nahrungsreiche Mikrohabitate für die Protozoen in denen sie sich in kurzer Zeit stark vermehren können.

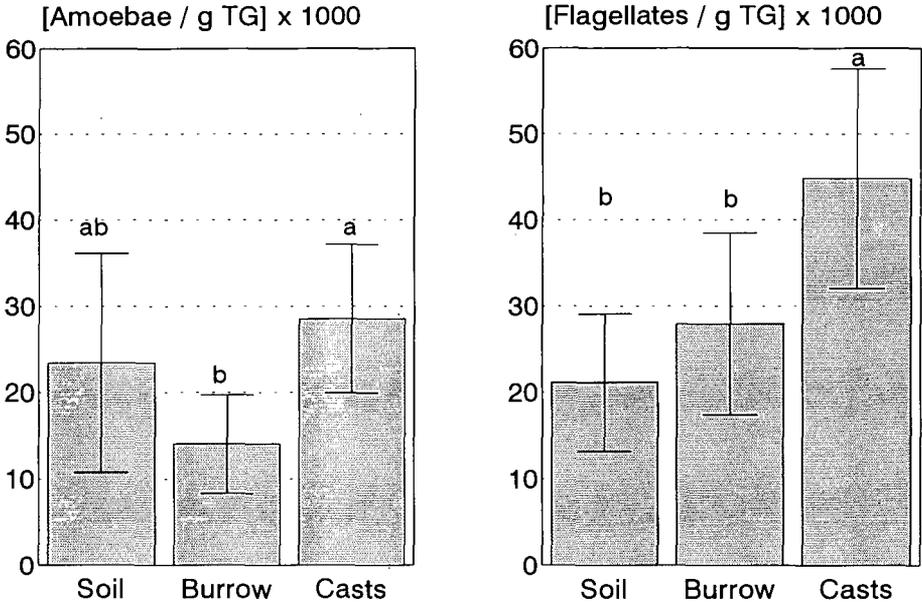


Abb. 1: Abundanz von Nacktamoeben und Flagellaten in Mineralboden (Soil) im Vergleich zu Regenwurmgängen (Burrow) und Faeces (Casts) von *Octolasion lacteum*.

Summary

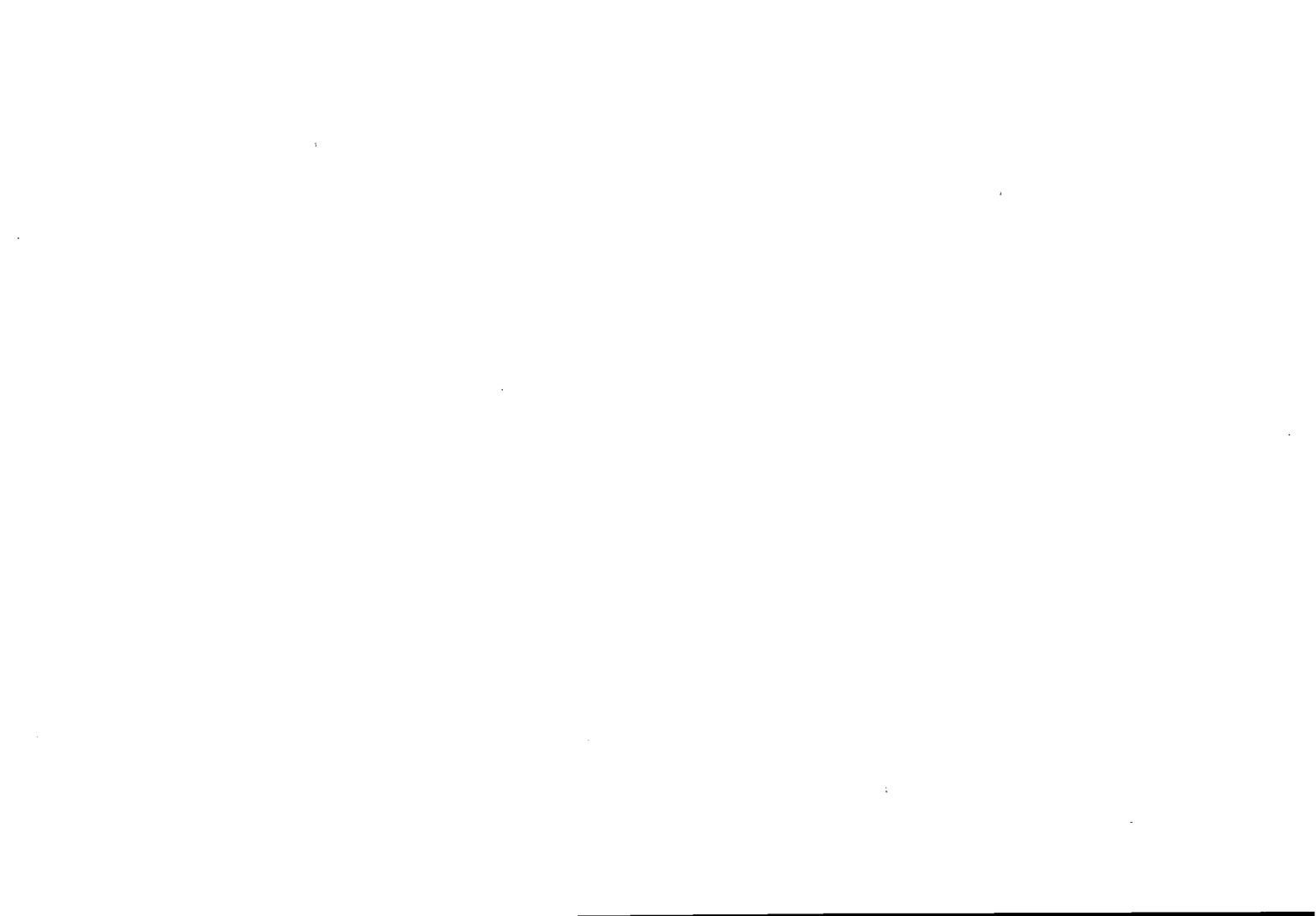
Earthworms do not feed soil at random. Preference of soil with high protozoan numbers and positive effects on earthworm growth were previously shown. This experiment deals with the vice versa effect of endogeic earthworms on protozoa. Abundance of Gymnamoebae and Flagellates after gut passage of *Octolasion lacteum* was reduced by 10 % and 20 %, respectively. A magnitude of protozoa survived gut passage of earthworms as inactive cysts, no active protozoa could be detected in fresh cast material. On the other hand, old earthworm casts had much higher protozoan numbers than the surrounding soil.

It was concluded that endogeic earthworms are important in distribution of protozoan cysts in soil. The fresh earthworm casts form microhabitats rich in bacterial food, suitable for rapid multiplying of excysting protozoa.

Literatur

BONKOWSKI M & SCHAEFER M (1994) Interactions between earthworms and soil protozoa in the soil-root interface, a new component in the soil food web. *Soil Biol. Biochem.* (in press).

DOUBE B M & GUPTA V V S R (1994) Recognition of the presence of protozoa in soil by the earthworms *Aporrectodea trapezoides* and *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae). *Soil Biol. Biochem.* (in press).



**Mikrosukzession in alterndem Kot von *Arion rufus*
(Gastropoda)**

von

Theenhaus, A.*

Einleitung

Im Kot der roten Wegschnecke *Arion rufus* L. (Gastropoda) und in ihrem Nahrungssubstrat (Buchenlaubstreu, *Fagus sylvatica* L.) wurden die mikrobielle Biomasse, die Basalatumung, die spezifische Respiration und der Nährstoffstatus der Mikroflora bestimmt. Es wurde angenommen, daß die Mikroflora durch die Darmassage gefördert wird.

Material und Methoden

Zu juvenilen *A. rufus* (0,02-0,23 g Frischgewicht) wurde Buchenlaubstreu (L-Schicht, März 1994) gegeben, von der sie jedoch nur die Oberfläche abweideten. Der produzierte Schneckenkot wurde bei +10 °C gelagert. Parallel dazu wurde die Buchenlaubstreu bei +10 °C gelagert. Nach 1, 2, 5, 10, 40, 80 und 160 Tagen Lagerung von Kot und Streu wurde in beiden Substraten die mikrobielle Biomasse (SIR-Methode nach ANDERSON & DOMSCH, 1978) und die Basalatumung (Mittelwert der Stunden 15 bis 20) gemessen, sowie die spezifische Respiration ($\mu\text{O}_2/\text{mgC}_{\text{mic}}\text{-C}^*\text{h}$) errechnet. Außerdem wurde das mikrobielle Wachstumsvermögen (Steigerung der mikrobiellen Respiration während der Wachstumsphase) nach der Gabe von Glukose (C), Stickstoff (N als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) und Phosphor (P als Na_2HPO_4) in den Kombinationen C, CN, CP und CNP ermittelt. Weiterhin wurde die Zeitdauer zwischen CNP-Gabe und dem Beginn des Wachstums der Mikroorganismen ("lag time"; DOELMAN & HAANSTRA, 1979) und die Zeitdauer zwischen dem Beginn des Wachstums und der maximalen Respirationsrate nach CNP-Gabe ("decomposition time"; HAANSTRA & DOELMAN, 1984) bestimmt.

Die Messung der mikrobiellen Respiration erfolgte mit einer elektrolytischen O₂-Mikrokompressionsanlage (SCHEU, 1992). Mit dieser Apparatur ist die Messung sehr kleiner Kompartimente (z.B. Kotmengen bis zu 0,02 g Trockengewicht) möglich.

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

Ergebnisse

Die mikrobielle Biomasse im Kot stieg im Laufe der Lagerung bis zum fünften Tag an (29,9 mgC/gTG), blieb zwischen Tag 5 und Tag 40 auf hohem Niveau und fiel danach langsam wieder ab. Die mikrobielle Biomasse in der Streu blieb weitgehend konstant (Abb. 1a). Die Basalatmung im Schneckenkot stieg während der Lagerung etwas früher an als die mikrobielle Biomasse. Sie erreichte am fünften Tag der Lagerung ein Maximum ($521 \mu\text{O}_2/\text{h} \cdot \text{gTG}$). Danach fiel sie bis zum Level der Basalatmung der Buchenstreu ab. In der Buchenstreu war die Basalatmung während der gesamten Lagerung weitgehend konstant (Abb. 1b). Die höchste spezifische Respiration wurde in einen Tag altem Kot gemessen ($43,3 \mu\text{O}_2/\text{mg C}_{\text{mic}} \cdot \text{C} \cdot \text{h}$). Sie fiel im Laufe der Lagerung ab. In der Laubstreu war die spezifische Respiration weitgehend konstant (Abb. 1c).

In ein und zwei Tage altem Schneckenkot war nach C-Gabe das Wachstumsvermögen der Mikroorganismen signifikant erhöht (Abb. 2a). Daraus ergibt sich, daß das Wachstum der Mikroorganismen in ein und zwei Tage altem Schneckenkot durch Kohlenstoff limitiert war und daß Stickstoff und Phosphor für mikrobielles Wachstum zur Verfügung standen. Ab dem Alter von 5 Tagen verursachte eine zusätzliche N-Gabe zu C-gedüngtem Kot mikrobielles Wachstum. Offensichtlich war nun Stickstoff das limitierende Element. Zwischen Tag 5 und 20 führten CNP-Gaben zu höherem mikrobiellen Wachstum als CN-Gaben. Daraus ergibt sich, daß Phosphor zusätzlich zu N ein limitierendes Element war. Ab Tag 40 änderte sich dies, was auf eine Mobilisierung von Phosphor während des Alterungsprozesses hindeutet. Der Nährstoffstatus der Buchenstreu blieb während der Inkubation weitgehend konstant (Abb. 2b).

Die Dauer der "decomposition time" des Kots war geringer als die der Buchenlaubstreu (Abb. 3). Die Dauer der "lag time" und der "decomposition time" des Kots verlängerte sich im Laufe der Alterung des Kots (Abb. 3a). Die Dauer der "lag time" und der "decomposition time" in der Laubstreu blieb während des Alterungsprozesses weitgehend konstant (Abb. 3b).

Schlußfolgerungen

- (1) Der Anstieg der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung im Schneckenkot innerhalb der ersten fünf Tage der Lagerung läßt auf eine Nährstofffreisetzung durch die Darmpassage von *Arion rufus* schließen. Diese Vermutung wird durch die Ergebnisse des Düngungsversuches bestätigt. Das erhöhte Wachstumsvermögen der Mikroflora in einen und zwei Tage altem Kot nach C-Gabe zeigt, daß Stickstoff und Phosphor für das mikrobielle Wachstum zur Verfügung standen.
- (2) Dem Anstieg der mikrobiellen Biomasse geht ein Anstieg der Basalatmung voraus.
- (3) Die hohe spezifische Respiration in frischem Kot läßt auf einen ineffizienten Stoffwechsel der Mikroflora schließen. Die Abnahme der spezifischen Respiration im Laufe der Sukzession deutet auf eine Erhöhung der Effizienz der Mikroflora hin.
- (4) Die Verlängerung der "lag time" und der "decomposition time" im Laufe des Alterungsprozesses des Kots stellt einen Wechsel der Mikroorganismengemeinschaft von schnell wachsenden zu langsam wachsenden Populationen dar.

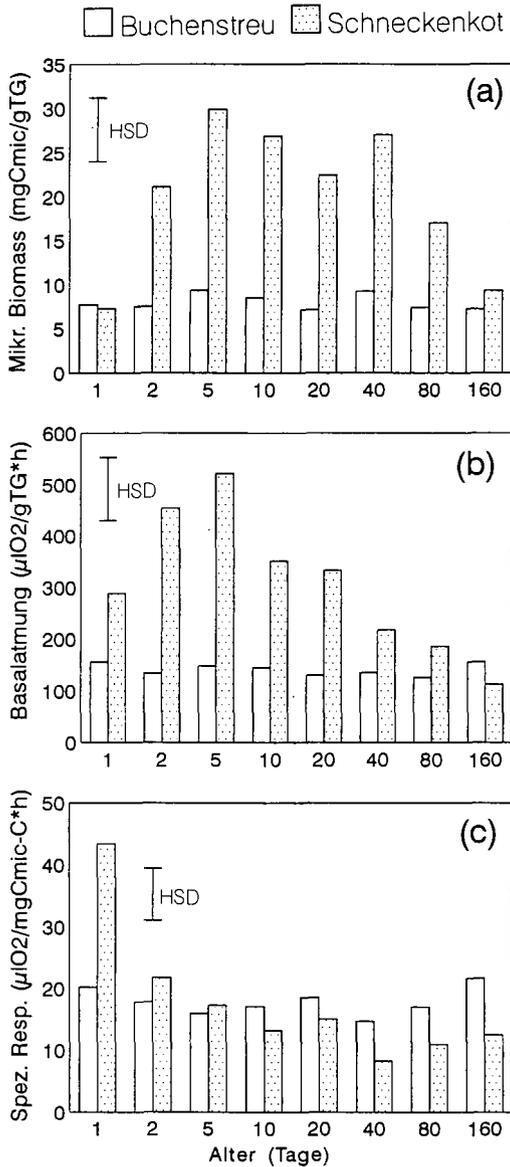


Abb.1: Mikrobielle Biomasse (a), Basalatmung (b) und spezifische Respiration (c) in alternder Buchenlaubstreu (*Fagus sylvatica*) und in alterndem Kot von *Arion rufus*.

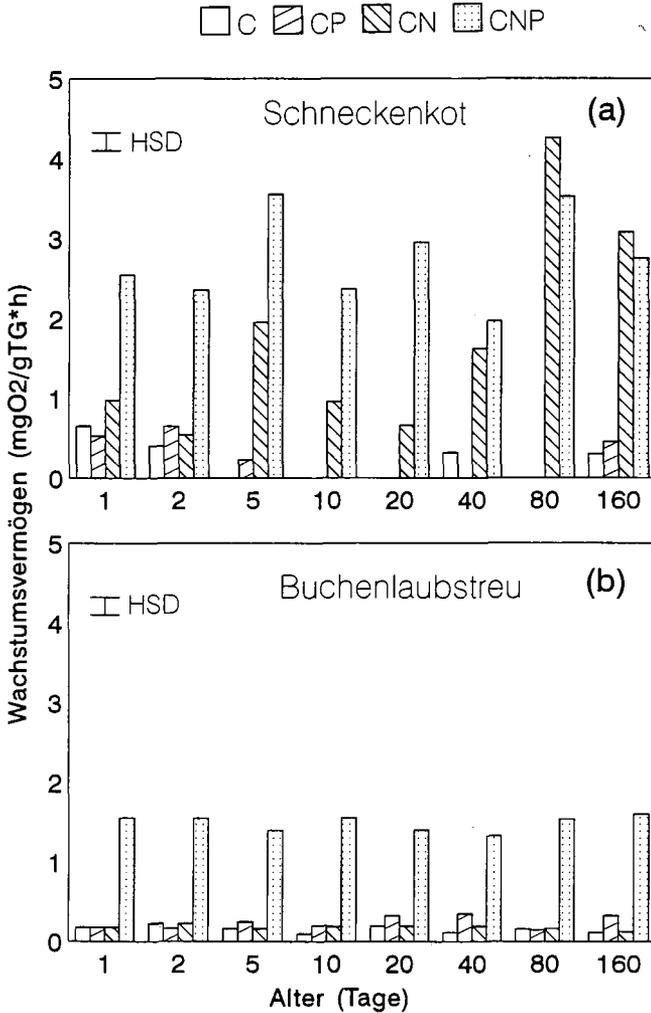


Abb.2: Wachstumsvermögen der Mikroorganismen (Steigerung der mikrobiellen Respiration während der Wachstumsphase) in alterndem Kot von *Arion rufus* (a) und in alternder Buchenlaubstreu (*Fagus sylvatica*) (b) nach Gabe von Glukose (C), Glukose und Stickstoff (CN), Glukose und Phosphor (CP) und Glukose, Stickstoff und Phosphor (CNP).

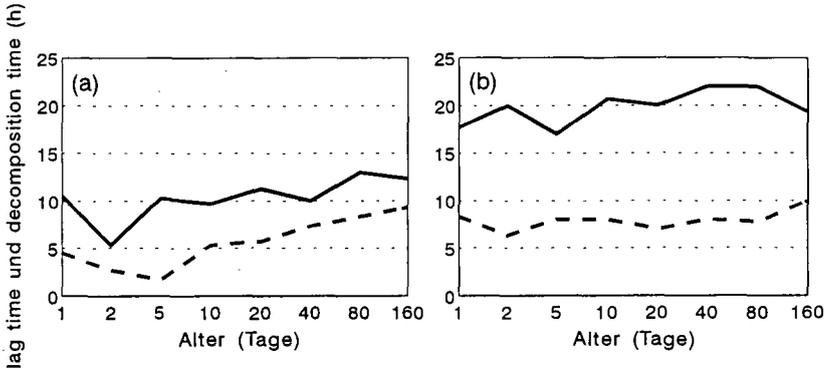


Abb.3: "Lag time" (---) und "decomposition time" (—) nach CNP-Gabe in alterndem Kot von *Arion rufus* (a) und in alternder Buchenlaubstreu (*Fagus sylvatica*) (b).

Summary

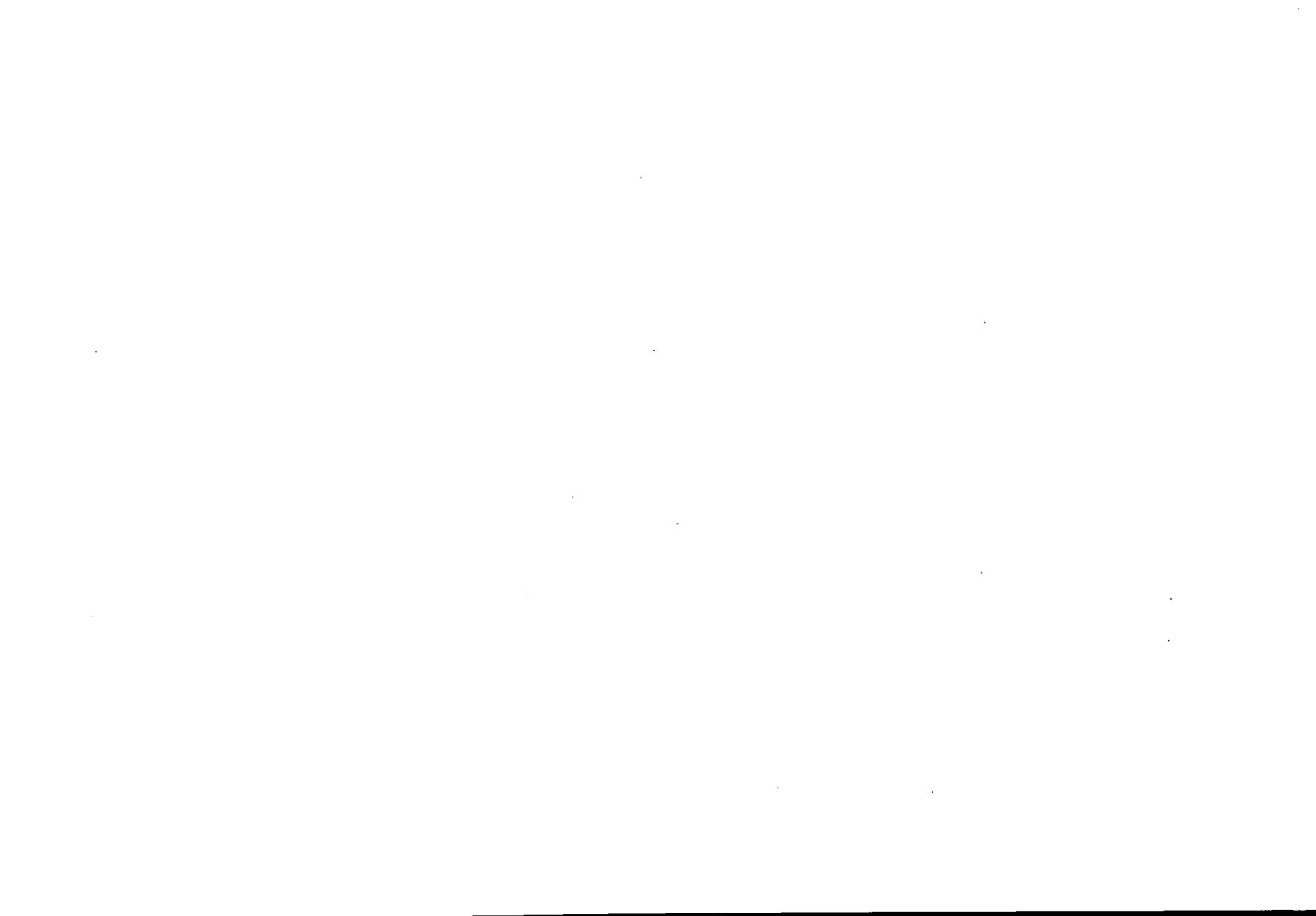
Casts of different ages (0 to 160 days) of the slug *Arion rufus* L. after feeding on beech leaf litter (*Fagus sylvatica* L.) were investigated. Parameters measured were basal respiration (O_2 -consumption), microbial biomass (SIR) and microbial growth ability after C (glucose), CN, CP and CNP amendment. The specific respiration (qO_2), the lag time and the decomposition time were also calculated.

Basal respiration and microbial biomass initially increased but then it decreased in aging casts. Specific respiration of cast materials was exceptionally high at day 1 ($43.4 \mu l O_2 / mg C_{mic} \cdot C^{-1} h$) and decreased with aging. In casts of an age of 1 day C was the primary limiting element and N and P were available for microbial growth. Between day 5 and day 20 the C amended microorganisms were limited by N and in addition CN amended microorganisms were limited by P. Following day 40 phosphate was mobilized in aging casts from beech leaf litter.

Decomposition time in leaf litter casts was shorter than in leaf litter. Lag time and decomposition time increased with age of casts produced after feeding on each of the food materials but remained almost constant in beech leaf litter with aging.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. & Biochem.* 10, 215-221.
- DOELMAN, P. & HAANSTRA, L. (1979) Effects of lead on the decomposition of organic matter. *Soil Biol. & Biochem.* 11, 481-485.
- HAANSTRA, L. & DOELMAN, J.P. (1984) Glutamic acid decomposition as a sensitive measure of heavy metal pollution in soil. *Soil Biol. & Biochem.* 16, 595-600.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil micro-compartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. & Biochem.* 24, 1113-1118.



**Die zellulolytische Aktivität der Mikroflora in
Buchenlaubstreu (*Fagus sylvatica*) und in Kotpellets
des Diplopoden *Glomeris marginata***

von

Maraun, M. und S. Scheu*

Einleitung

Zur Untersuchung von Umsetzungsprozessen des Kohlenstoffs in Mikrokompartimenten des Bodens ist die Verwendung von radioaktiv markierten Substanzen hilfreich. In dieser Arbeit wurde die zellulolytische Aktivität der Mikroflora in Buchenlaubstreu (*Fagus sylvatica*) und in Kotpellets des Diplopoden *Glomeris marginata*, die nach Fraß an dieser Buchenlaubstreu produziert worden sind, bestimmt. Dazu wurde C-14-markierte Holozellulose verwendet, deren Herstellung mittels Begasung von jungen Buchen mit $^{14}\text{CO}_2$ (2 Jahre) im Isotopenlabor für Medizinische und Biologische Forschung in Göttingen erfolgte (EBERHARDT & HARTWIG 1991). Der zeitliche Verlauf des Abbaus der Holozellulose durch die Mikroflora der Buchenstreu und der Kotpellets wurde untersucht.

Material und Methoden

Zerkleinerte Buchenlaubstreu bzw. Kotpellets von *G. marginata* (30 mg TG) wurden mit jeweils 15 mg ^{14}C -markierter Holozellulose (spezifische Aktivität: 137 kBq g^{-1} ; hergestellt nach WISE et al. 1946) vermischt und in Rollrand-Gläschen (20 ml) gefüllt. Diese Gläser (ohne Deckel) wurden jeweils mit einem Szintillationsfläschchen, das 1 ml 1n KOH enthielt, in ein luftdicht abgeschlossenes Schraubdeckelglas (200 ml) gestellt. Der Versuch wurde mit 1, 2, 5, 10, 20 und 40 Tage altem Kot und Streu durchgeführt. Die Inkubationsdauer mit Holozellulose betrug 8 Tage.

Die 1n KOH diente dazu, die von der Mikroflora zu $^{14}\text{CO}_2$ veratmete Holozellulose aufzunehmen. Die KOH wurde am Versuchsende mit Szintillatorflüssigkeit (Ultima Gold) aufgefüllt und die Zerfälle pro Minute (dpm) wurden mit einem Szintillationszähler gemessen. Außerdem wurde die wasserlösliche ^{14}C -Menge bestimmt. Zur Bestimmung des ^{14}C -Einbaus

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str.28, 37073 Göttingen

in die mikrobielle Biomasse wurde die Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode verwendet (VANCE et al. 1987).

Über folgende Formel wurde der Ertragskoeffizient der Mikroflora für Holozellulose (EK_{HZ}) bestimmt (cf. SCHEU et al. 1993): $EK_{HZ} = 14-C_{mic} * 100 / (14-C_{mic} + 14-CO_2-C)$

Ergebnisse

14-CO₂-Freisetzung

Die 14-CO₂-Freisetzung durch die Mikroflora der Laubstreu blieb während der 40-tägigen Lagerungszeit relativ konstant (Abb.1a). Sie lag im Durchschnitt bei 19% der eingesetzten Aktivität. Die Mikroorganismen im Kot setzten im Mittel 22% der eingesetzten Aktivität als 14-CO₂ frei. Dabei kam es nach 2 Tagen Lagerung zu einer sehr geringen 14-CO₂-Produktion, auf die nach 10 Tagen eine sehr hohe 14-CO₂-Freisetzung folgte.

14-C-Einbau in die mikrobielle Biomasse

Der Einbau von radioaktiv markiertem Kohlenstoff in die Mikroorganismen der Streu war nach 1, 2 und 10 Tagen am intensivsten (Abb.1b). Der durchschnittliche Einbau von 14-C in die Zellen von Mikroorganismen lag im Mittel bei 4,0% (SCHEU et al. 1993). Die Mikroorganismen in den Kotpellets inkorporierten nach 20 Tagen Lagerung die größte Menge an radioaktiv markiertem Kohlenstoff. Im Mittel aller Probetermine erfolgte ein Einbau von 2,9% des eingesetzten Substrats in die mikrobielle Biomasse.

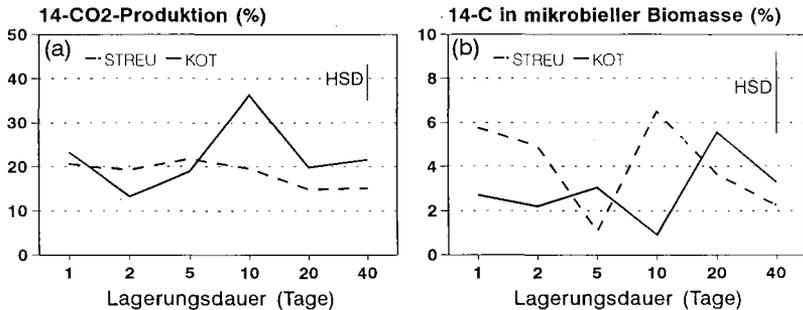


Abb. 1: 14-CO₂-Produktion (a) und 14-C Einbau in die Biomasse der Mikroflora (b) von Buchenlaubstreu und Kotpellets von *Glomeris marginata* (% der eingesetzten Aktivität).

14-C in wasserlöslichen Komponenten

In der Streu fanden sich im Mittel 2,4% der eingesetzten Aktivität im wasserlöslichen Teil wieder. In den Kotproben befanden sich im Durchschnitt 2,8% der Aktivität im wasserlöslichen Teil (Abb.2a).

Gesamtumsatz

In der Streu kam es zu einer langsamen Abnahme des Gesamtumsatzes während der Lagerungszeit. Im Durchschnitt wurden 25 % der eingesetzten Aktivität umgesetzt. In den Kotproben ging der Gesamtumsatz nach 2 Tagen stark zurück und stieg dann nach 10 Tagen auf über 40% der eingesetzten Aktivität an (Abb.2b). Dabei wurden im Mittel 28% der Aktivität umgesetzt.

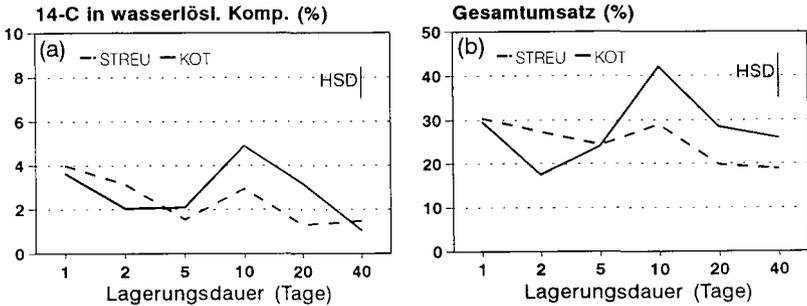


Abb. 2: 14-C in wasserlöslichen Komponenten (a) und Gesamtumsatz der Mikroflora (b) von Buchenlaubstreu und Kotpellets von *Glomeris marginata* (% der eingesetzten Aktivität).

Ertragskoeffizient

Der Ertragskoeffizient der Mikroflora war in der Streu nach 5 Tagen gering und nach 10 Tagen Lagerung sehr hoch (Abb.3). Der durchschnittliche Ertragskoeffizient in der Mikroflora der Streu betrug 16%. Im Kot trat der geringste Ertragskoeffizient nach 10 Tagen Lagerung und der höchste nach 20 Tagen auf. Der durchschnittliche Ertragskoeffizient der Mikroflora in den Kotpellets lag bei 12%.

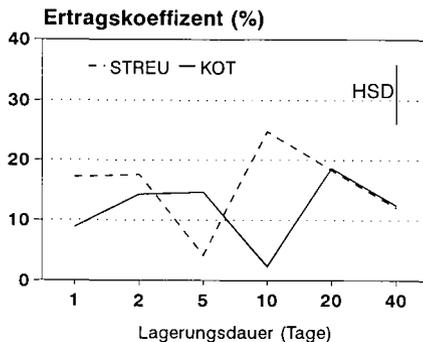


Abb. 3: Ertragskoeffizient der Mikroflora für Holozellulose in Buchenlaubstreu und in Kotpellets von *Glomeris marginata* (Erläuterungen siehe Text).

Zusammenfassung

- (1) Der durchschnittliche Einbau von radioaktiv markiertem Kohlenstoff aus Holozellulose in die Mikroflora der Streu (4%) und der Kotpellets (3%) war generell gering. Die Holozellulose erwies sich also als schwer zugängliche Ressource.
- (2) Die Mikroflora der Streu besaß vermutlich einen höheren Anteil an autochthonen bakteriellen und pilzlichen Populationen. Dadurch kam es im Vergleich zu den Kotpellets von *G. marginata*, bei einem hohen Ertragskoeffizienten, zu einem stärkeren Einbau von ¹⁴C in die mikrobielle Biomasse. Den Mikroorganismen der Streu ging ein geringerer Anteil des ¹⁴C als ¹⁴CO₂ verloren.
- (3) Die Mikroorganismen im Kot gehörten wahrscheinlich eher zymogenen Populationen an, die auf leicht verwertbare Nahrungsquellen eingestellt waren. Für die Erschließung schwer zugänglicher Ressourcen brauchten sie vermutlich mehr Energie (PUGH 1980).

Summary

Cellulolytic activity of microorganisms in beech leaf litter and in faecal pellets of the diploped *Glomeris marginata* after digestion of beech leaf litter were investigated using ¹⁴C-labelled holocellulose. In general, after 8 days of incubation only little of the holocellulose carbon was incorporated in microbial tissue (4 % in leaf litter and 3 % in faecal pellets). Most holocellulose-¹⁴C was lost by respiration (19 % in leaf litter and 22 % in faecal pellets). It was calculated that yield of the litter microflora was higher than that of faecal microflora (16 % and 12 %, respectively). Microorganisms in faecal pellets are assumed to be adapted to more easily available carbon resources.

Literatur

- EBERHARDT, U. & HARTWIG, D. (1991) Long-term ¹⁴C labelling of beech foliage. Appl. Radiat. Isot. 42, 583-584.
- PUGH, G.J.F. (1980) Strategies in fungal ecology. Transactions of the British Mycological Society 75, 1-14.
- SCHEU, S., WIRTH, S., EBERHARD, U. (1993) Decomposition of ¹⁴C-labelled cellulose substrates in litter and soil from a beechwood on limestone. Microbial Ecology 25, 287-304.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. Soil Biology and Biochemistry 19, 703-708.
- WISE, L.E., MURPHEY, M., D'ADDIECO, A.A. (1946) Chlorite holocellulose, its fractioning and bearing on summative wood analysis and on studies on the hemicellulose. Paper Trade Journal 122, 35-43.

**Methodenvergleich zur Eignung von Senf als
Extraktionsmittel für Regenwürmer**

von

Emmerling, C.

Einleitung

Vergleichende Untersuchungen zur Methodik des Regenwurmfanges liegen bereits zahlreich vor (SATCHELL 1969; NORDSTRÖM u. RUNDGREN 1972; SPRINGETT 1981; EHRMANN u. BABEL 1991; DANIEL et al. 1992). Keine der häufig eingesetzten Methoden allein liefert für alle Arten und Standortbedingungen optimale Ergebnisse, so daß eine Kombination mit Handauslese zu fordern ist (EHRMANN u. BABEL 1991). In der Praxis wird heute v. a. Formalin oder die Oktettmethode (THIELEMANN 1986) eingesetzt.

Beide Methoden haben ihre Vor- und Nachteile. So ist die Formalin-Methode (0,1- 0,3%iges Formaldehyd) relativ einfach und preiswert, sie ist für den Bearbeitenden aber gesundheitsschädlich und im Hinblick auf den Standort nicht pflanzenverträglich. Die elektrische Austreibung verlangt deutlich mehr Erfahrung, sie ist stark von der Bodenfeuchte abhängig, so daß flächenbezogene Angaben schwierig sind. Sie ist aufgrund der Anschaffungskosten relativ teuer, arbeitet aber sauber und effektiv. Nach THIELEMANN (1986) werden für einige Arten Austreibungseffizienzen von 75% bis zu 90% angegeben, die allerdings nicht immer bestätigt werden.

In neuerer Zeit setzt sich zunehmend die Austreibung mit einer 1,5%igen Senflösung (GUNN 1992) als Alternative durch. Diese Methode ist ebenfalls anwenderfreundlich, es werden vergleichbare Austreibungseffizienzen wie bei Formalin (0,2%ig) erzielt (GUNN 1992) und sie ist, wenn kein Oktettgerät zur Verfügung steht, besonders auf Standorten biologisch wirtschaftender Betriebe geeignet. Ein Vergleich mit der Oktettmethode fehlt bislang.

Bei den vorliegenden Untersuchungen wurden Formalin- und Senfgemische mit der Oktettmethode verglichen. Da die Wirkung des Senfgemisches eventuell auf Essig zurückzuführen ist, wurde zusätzlich eine Essig-Extraktion durchgeführt.

Material und Methoden

Als Untersuchungsfläche wurde eine 0,3ha große WW-Parzelle unter Integrierter Bewirtschaftung in der Wittlicher Senke bei Trier gewählt. Es handelt sich um schwach pseudovergleyte Parabraunerden aus uL. Die pH-Werte liegen bei 6,5. Aus feldbodenkundlichen Gesichtspunkten ist die Fläche homogen. Das Vorgewende wurde ausgeschlossen. Die Beprobung erfolgte im Mai 1994 nach ausgiebigen Niederschlägen, denen eine relativ trockene Periode vorausging.

Die einzelnen Varianten wurden in 4facher Wiederholung randomisiert angelegt, d.h. Senf-, Formalin- und Essig-Lösungen à 0,25 m² und Oktettmethode à 0,125 m². Die Applikation des Formalins erfolgte als 0,2 %ige wässrige Lösung zu insgesamt 10 l in 2 Intervallen à 20 min (vgl. BAUCHHENS 1982). Beim 1,5%igen Senfgemisch wurde in gleicher Weise verfahren. Es ist auf eine vollständige Suspension zu achten, da sonst das Senfgemisch nicht in den Unterboden eindringt und sich z.B. an der Krumenbasis absetzt. Für die Oktett-Methode wurde ein von

Thielemann entwickeltes Gerät (Worm-Ex III) verwendet. Die Extraktionsdauer betrug insgesamt 40 Minuten. Essig wurde als 0.1%ige Essigsäure analog der Senfmethode ausgebracht. Die Effektivitätskontrolle erfolgte durch Ausgraben der Regenwürmer bis zu einer Tiefe von 60 cm im Anschluß an die Extraktionen.

Ergebnisse und Diskussion

1. Artenspektrum und Flächenvariabilität

Mit insgesamt 7 Regenwurmarten wurde eine typische Ackerzönose erfaßt. Das Artenspektrum ist in Tab. 1 aufgeführt. Die einzelnen Wiederholungen erbrachten in Abhängigkeit vom Extraktionsverfahren zwischen 2 und 4 Arten. Die Abundanz lagen im Mittel bei 144 Tieren (28 adulte und 116 juvenile Tiere). Der Anteil adulter Tiere beträgt somit 20%. Dieser relativ geringe Anteil clitellater Tiere kann u.U. auf die ungünstige Witterung im Frühjahr zurückgeführt werden. Die Individuen und die Zahl der Arten sind auf der Fläche auffallend heterogen verteilt. Da ein Großteil der Tiere durch Handauslese gefangen wurde, sind die verschiedenen Varianten auch annähernd vergleichbar. Der heterogenen Verteilung der Regenwürmer auf einer aus feldbodenkundlicher Sicht homogenen Fläche muß durch eine möglichst hohe Anzahl von Wiederholungen Rechnung getragen werden.

Tab. 1: Artenspektrum der Vergleichsvarianten (Ind. m⁻², n = 4)

Art	Essig		Senf		Formalin		Oktett	
	Hand	Var.	Hand	Var.	Hand	Var.	Hand	Var.
<i>L. terrestris</i>	8	2	2	6	7	6	8	3
<i>A. caliginosa</i>	4	1	4	6	10	9	10	9
<i>A. c. trapezoides</i>	1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2	3
<i>A. chlorotica</i>	1	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.	2	2
<i>A. rosea</i>	1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<i>A. antipae</i>	n.n.	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<i>O. cyaneum</i>	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1	1	n.n.
<i>L. spec. (juv.)</i>	17	3	26	22	12	16	14	10
<i>A. spec. (juv.)</i>	117	7	44	40	52	10	42	32
Artenzahl	5	2	4	2	2	3	5	4

2. Fangeffizienzen

Die Fangeffizienzen aller geprüften Methoden lagen nie über 50% (Abb. 1). Auch die Oktett-Methode erbrachte im Mittel nur 43%. Bis auf die Senfmethode sind die Unterschiede zwischen Handauslese und Extraktionsmethoden hoch signifikant (Abb. 2). Ebenso konnte durch keine der eingesetzten Methoden ohne Handauslese das gesamte Artenspektrum erfaßt werden. Auffällig ist die geringe Fangeffizienz von im Mittel 8% bei der Essig-Methode. Es ist zu vermuten, daß die 1%ige Essigsäure noch zu hoch konzentriert ist und die Tiere zu stark gereizt wurden.

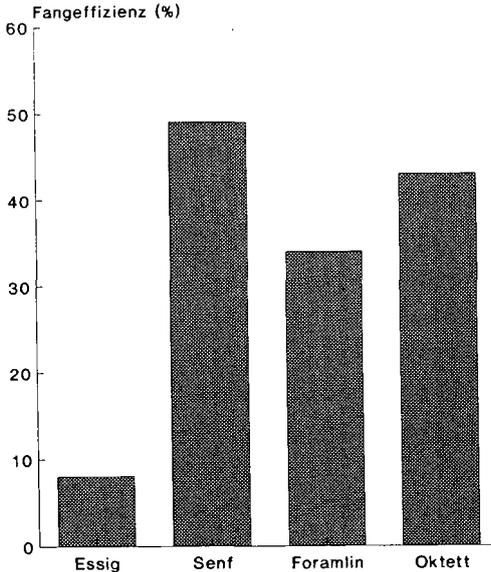


Abb. 1: Fangeffizienzen der untersuchten Extraktionsmethoden (n = 4)

3. Quantitativer und qualitativer Vergleich der Varianten

Die höchsten Abundanzen wurden mittels Essigsäure, gefolgt von Senfgemisch, elektrischem Fang und Formalinmethode jeweils in Kombination mit einer Handauslese erzielt (Abb. 2). Ein parameterfreier multipler Vergleich der Varianten nach Nemenyi (SACHS 1978) erbrachte allerdings selbst für ein Signifikanzniveau von $p < 0,10$ keine signifikanten Unterschiede für die Gesamtfänge. Die Differenzen markieren somit den zu erwartenden Streubereich der Untersuchungsfläche. Die Formalin- und Senfmethode waren für tiefgrabende Arten, z. B. *Lumbricus terrestris*, gleich gut geeignet (Tab. 1), während Essig- und Oktett-Methode nur unbefriedigende Fangergebnisse lieferten. Letztere Methode repräsentierte dagegen die

endogäischen Arten sehr gut. Wie bereits bei den Fangeffizienzen angedeutet, hat die Applikation einer 1%igen Essigsäure auch in qualitativer Hinsicht zu keinem Fangerfolg geführt. Dies gilt insbesondere für juvenile Lumbricius-, Alollobophora- und Aporetodea-Individuen. Eine hohe Austreibungseffizienz bei den Jungtieren wurde mittels Senf- und Oktettmethode erzielt.

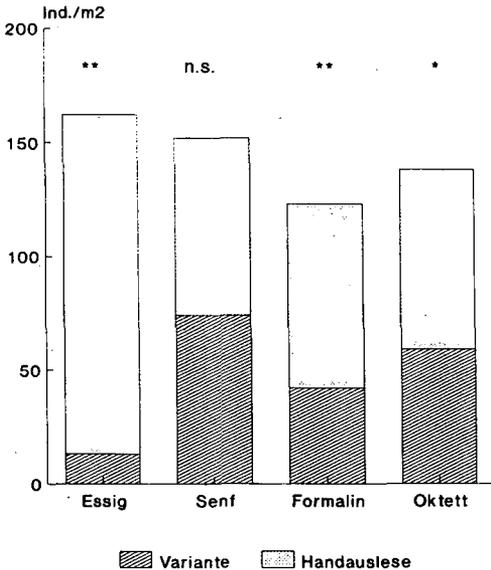


Abb. 2: Parameterfreier Vergleich der Regenwurm-Abundanz aus Handauslese und Extraktionsmethode. (U-Test; ** = $p < 0,01$; * $p = < 0,05$). Die Varianten unterscheiden sich insgesamt nicht signifikant. (Nemeyi-Test, $p > 0,10$)

Literatur

- BAUCHHENS, J. 1982: Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. Bayer. Landw. Jahrb., 59, 119-124.
- DÄNIEL, O.; JÄGER, P.; CUENDET, G. u. M. BIERI 1992: Sampling of lumbricus terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae). Pedobiologia, 36, 213-220.
- EHRMANN, O. u. U: BABEL 1991: Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. Mitteilungen Deutsche Bodenk. Gesellsch., 66, 475-478.
- GUNN, A. 1992: The use of mustard to estimate earthworm populations. Pedobiologia, 36, 65-67.
- NORDSTRÖM, S. u. S: RUNDGREN 1972: Methods of sampling lumbricids. Oikos, 23, 344-352.
- SATCHELL, J. E. 1969: Methods of sampling earthworm populations. Pedobiologia, 9, 20-25.
- SPRINGETT, J. A. 1981: A new methods for extracting earthworms from soil cores, with a comparison of four commonly used methods for estimating earthworm populations. Pedobiologia, 21, 217-222.
- THIELEMANN, U. 1986: Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktettmethode. Pedobiologia, 29, 296-302.

**Untersuchungen zur relativen Effizienz
verschiedener Extraktionsgeräte zur dynamischen
Trockenextraktion von Bodenarthropoden**

von

Scheuer, M. und H. Koehler*

EINFÜHRUNG

Um im Hohlraumssystem des Bodens lebende Arthropoden aus Bodenproben zu extrahieren, wird die Methode der dynamischen Trockenextraktion angewendet. An der Universität Bremen wird für die Extraktion von Milben und Collembolen seit langem ein bestimmtes Verfahren eingesetzt. Dieses Standard-Verfahren sollte in dieser Untersuchung mit veränderten Verfahren verglichen werden, um seine relative Effizienz einschätzen zu können und eventuell ein verbessertes Verfahren zu entwickeln. Außerdem sollten verschiedene Extraktionsgeräte miteinander verglichen und durch Messung abiotischer Parameter die auf den Extraktionsprozeß einwirkenden Faktoren genauer analysiert werden.

MATERIAL UND METHODEN

Das Extraktionsregime

Das Standard-Regime wurde von KOEHLER (1984) nach Vorgaben aus der Literatur entwickelt und wird seitdem eingesetzt: Anfangstemperatur von 20° C, Temperaturerhöhung alle 24 Stunden um 5° C, Deckeln der Probengefäße in den ersten 5 Tagen, Gesamtdauer 10 Tage.

Die Varianten

Es wurden sechs Extraktions-Varianten parallel untersucht (siehe Tab. 1), in weiteren Untersuchungen ein tragbarer Exkursionsextraktor "BEX" (MEIER 1993) und eine Extraktion, bei der die Temperatur im 12-Stunden-Rhythmus erhöht wurde (KOEHLER 1993). Um den zeitlichen Verlauf der Extraktion zu dokumentieren wurden die Auffanggefäße von je 5 Proben pro Variante im Rhythmus von 2 Tagen geleert.

* Dipl.-Biol. Martin Scheuer, Dr. Hartmut H. Koehler, Universität Bremen, Fachbereich 2, Arbeitsgruppe Ökosystemforschung und Bodenökologie, Postfach 33 04 40, 28334 Bremen

Mit den Varianten 1, 4 und 5 sowie mit dem BEX sollte die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Extraktoren überprüft werden. Die Varianten 2 und 3 dienen der Überprüfung des Einflusses der Deckel, Variante 6 des Einflusses einer Belüftung der Auffanggefäße.

Variante	Gerät	n	Regime
1	Macfadyen 1	12	Standard
2	Macfadyen 1	12	ganze Zeit ohne Deckel
3	Macfadyen 1	12	ganze Zeit mit Deckel
4	Macfadyen 2	12	Standard
5	Kempson	12	Standard
6	Kempson	12	Lüftungsöffnung zwischen Proben- und Auffanggefäß

Tab. 1: Übersicht über die extrahierten Varianten

Die Probenahme

Aus einer Rasenfläche wurden Grassoden ausgestochen und ausgeschüttelt und aus diesem Boden Mischproben von je etwa 80 g entnommen.

Messung abiotischer Parameter

Während der Extraktion wurden Temperaturen an Probenober- und -unterseiten in den Varianten 5 und 6, Abnahme des Bodengewichts durch Wasserverdunstung und Veränderungen der Menge an Auffangflüssigkeit (Ethylenglykol) gemessen.

ERGEBNISSE

Abiotische Parameter

Temperatur

Die zentral im Extraktor gelegenen Proben wurden von oben etwas stärker erwärmt und von unten etwas stärker gekühlt als die marginal gelegenen.

Bodengewicht

Die beiden "luftigeren" Varianten 2 und 6 waren nach 4 Tagen durchgetrocknet, die übrigen nach 6 Tagen.

Kondenswasser

In den Varianten 1 bis 5 schlug sich so lange Kondenswasser in der Auffangflüssigkeit nieder, bis die Bodenproben durchgetrocknet waren. Aus Variante 6 verdunstete von Anfang an Flüssigkeit.

Extraktionsergebnisse

Gesamtergebnisse

Tab. 2 zeigt die Verteilung der extrahierten Tiere auf die einzelnen Varianten.

Variante	1	2	3	4	5	6	BEX	12-h-Rh.
Probenzahl	12	12	12	12	12	12	18	12
Gamasina	105	101	86	108	111	91	139	99
Tiere / Probe	8,75	8,42	7,17	9,00	9,25	7,58	7,72	8,25
Collembola	29	43	25	39	37	16	126	41
Tiere / Probe	2,42	3,58	2,08	3,25	3,08	1,33	7,00	3,42

Tab. 2: Gesamtergebnisse der Extraktionen

Die Gamasinen-Gesamtzahlen der 6 Varianten unterscheiden sich nur geringfügig voneinander. Die Veränderungen gegenüber dem Standard-Verfahren haben kein verbessertes Ergebnis gebracht. Das Standard-Verfahren hat sich als robust gegenüber Veränderungen und damit als brauchbar erwiesen. Die unterschiedlichen Apparate arbeiten gleich, ihre Ergebnisse können also miteinander verglichen werden.

Für Collembolen haben sich die schneller austrocknenden Verfahren (Var. 2, BEX) als effektiver erwiesen, das am schnellsten austrocknende Verfahren der Variante 6 allerdings als unbrauchbar.

Die Gamasinen gehörten bis auf wenige Exemplare zu den Rhodacaridae (siehe Tab. 3).

Variante		1	2	3	4	5	6
Rhodacarellus silesiacus	Weibchen	42	41	35	42	35	35
	Deutonymphen	1	2	0	1	0	0
Rhodacarus coronatus	Weibchen	9	14	6	8	6	10
	Deutonymphen	3	3	0	1	1	4
Rhodacarus reconditus	Weibchen	13	13	12	18	26	16
	Deutonymphen	3	2	4	6	4	4
Gatt. Rhodacarus	Männchen	25	23	28	27	38	20
	Protonymphen	2	1	0	3	1	0
	Larven	1	1	0	2	0	1
Hypoaspis claviger, W.		1	0	0	0	0	0
Hypoaspis vacua, W.		0	0	1	0	0	0
Cheiroseius borealis, W.		1	0	0	0	0	0
Arctoseius cetratus, W.		1	0	0	0	0	0
Arctoseius cetratus, Larven		2	0	0	0	0	0
nicht bestimmbar (beschädigt)		1	1	0	0	0	1

Tab. 3: Die extrahierten Gamasinen-Arten

Ein Unterschied zwischen zentral und marginal im Extraktor gelegenen Proben und zwischen zwischenzeitlich ausgeleerten und kontinuierlich extrahierten Gefäßen konnte nicht festgestellt werden.

Zeitlicher Verlauf der Auswanderung

Die Gamasinen-Auswanderung fand in zwei Phasen statt, die bei den schneller austrocknenden Varianten

2 und 6 ineinander übergangen (siehe Abb. 1). Die erste Phase wird offenbar durch eine Störung der Tiere bei der Probenahme und beginnende Austrocknung ausgelöst. Die zweite Phase, in der der größte Teil auswanderte, korreliert offensichtlich mit der Austrocknung und Erwärmung der Proben. Die beiden Effekte lassen sich nicht voneinander trennen.

Die Collembolen-Auswanderung erfolgte schneller, die Tiere haben sich als empfindlicher gegen Austrocknung und Erwärmung erwiesen.

Auch alle übrigen Arthropoden (z. B. Oribatiden, Staphyliniden, Araneiden) erschienen innerhalb der ersten 6 Tage. Eine Extraktionszeit von 6 Tagen hat ausgereicht.

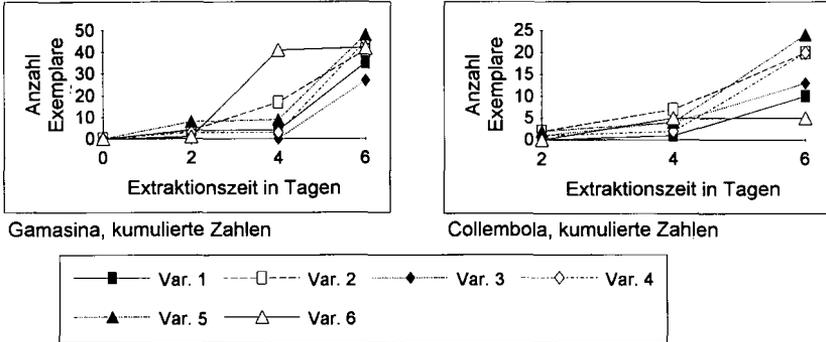


Abb. 1: Emigrationsmuster von Gamasinen und Collembolen

FAZIT

Das bisher verwendete Extraktionsverfahren ist für die Extraktion von Gamasinen brauchbar und robust. Collembolen haben sich als empfindlicher gegen Austrocknung und Erwärmung erwiesen. Extrahiert man speziell Collembolen, kann ein etwas schneller erwärmendes und austrocknendes Verfahren bessere Ergebnisse erbringen.

LITERATUR

- KOEHLER, H., 1984: Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes); Dissertation, Universität Bremen
- KOEHLER, H., 1993: Unveröffentlichte Aufzeichnungen über Versuche zur relativen Extraktionseffizienz mit der Macfadyen-Apparatur und mit einfachen Tullgren-Trichtern
- MEIER, B., 1993: Versuch zur Effizienz eines für Exkursionen konzipierten Extraktors von Bodenmesofauna; Leistungsschein-Arbeit, Universität Bremen

**Boden-Mikroarthropoden (Collembola, Gamasina) in
den Küstendünen der südlichen Ostsee**

von

Handelmann, D. und S. Heldt*

Einleitung

Collembolen (Springschwänze) und Gamasinen (Raubmilben) sind weltweit verbreitet, kommen in fast allen Böden vor und erreichen zum Teil beträchtliche Siedlungsdichten. Während sich Collembolen von der Bodenmikroflora (Algen, Pilze und Bakterien) und feinstem Bestandesabfall ernähren, leben Gamasinen räuberisch von anderen kleinen Bodentieren (v.a. Collembolen, Milben und Nematoden). Beide Tiergruppen sind direkt oder indirekt an Bodenbildungsprozessen beteiligt (DUNGER 1983). In den Küstendünen bekommt diese biologische Funktion einen besonderen Stellenwert, da dort vorwiegend endogäische Lebensformen der Bodenfauna in hoher Individuenzahl anzutreffen sind (KOEHLER et al. 1992, POINSOT, N. 1966). Dagegen kommen Oberflächenbewohner aufgrund der extremen abiotischen Lebensbedingungen nur spärlich vor. Beide Tiergruppen stehen im Mittelpunkt des hier vorgestellten Forschungsvorhabens:

- Collembolen können das mikrobielle Wachstum durch Beweidung von Pilzmyzelien bzw. Bakterienkolonien stimulieren (COLEMAN 1986) und somit die biogene Sandstabilisierung fördern. Gamasinen als Predatoren wirken u.a. regulativ auf die Populationen von Pflanzenparasiten (z.B. Nematoden), denen bei der Degradation des Strandhafers *Ammophila arenaria* eine bedeutende Rolle zukommt (VAN DER PUTTEN et al. 1990).
- Viele Arten beider Tiergruppen zeigen eine hohe Habitatspezifität, reagieren empfindlich auf Veränderungen ihrer Umwelt und sind daher als Bioindikatoren geeignet.
- Bislang liegen nur lückenhafte Informationen über die bodenlebenden Tiergemeinschaften der Küstendünen vor. Das gilt insbesondere für deren geographische Verbreitungen, Habitatpräferenzen und bodenbiologische Bedeutung.

Projektskizze

Im Mittelpunkt der Untersuchungen steht die Klärung **geographischer Verbreitungsmuster** von Collembolen und Gamasinen entlang der südlichen Ostseeküste. Bearbeitet werden junge, strandnahe Dünenstandorte, die eine geringe Habitatkomplexität zeigen und aufgrund des engen Korngrößenspektrums und der ähnlichen Vegetation eine hohe Vergleichbarkeit gewährleisten. Dabei sollen Zusammenhänge von vorherrschenden **Klimagradienten** (z.B. mittlere Jahresamplitude der Lufttemperatur (**Abb. 1**), Beginn und Dauer der Vegetationsperiode) und **Grenzen geographischer Artverbreitungen** geprüft werden.

* Universität Bremen (FB 2), Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Postfach 330440, 28334 Bremen

Da Collembolen und Gamasinen ein hohes Ausbreitungsvermögen aufweisen, können sie schneller als Pflanzen auf ihre Umwelt reagieren (HÖRMANN 1993) und kommen dadurch als mögliche Anzeiger von Klimaveränderungen in Betracht. Die zukünftigen Untersuchungsergebnisse können daher wichtige Basisinformationen für die Klimafolgenforschung liefern und **Methoden der Bioindikation klimatischer Veränderungen** aufzeigen.

Einen weiteren Schwerpunkt bildet die Untersuchung von **Habitatpräferenzen** auf Art- und Gemeinschaftsebene. Es gibt Hinweise auf die Existenz charakteristischer Biozönosen mit spezifischen Artenspektren der Bodenfauna in unterschiedlichen Dünenstadien (KOEHLER et al. 1992).

Methoden

Unter Berücksichtigung der regionalen Küstenmorphologie werden im Abstand von etwa 50 km im Bereich der Spülsäume, Vordünen und Weißdünen (vgl. ELLENBERG 1978) 10-12 Bodenproben von jeweils ca. 350 cm³ entnommen. Um die Mikroarthropoden vom Bodensubstrat zu separieren, wird ein dynamisches Extraktionsverfahren nach MACFADYEN angewandt. Collembolen und Gamasinen werden bis auf Artebene determiniert.

Gegenwärtige Planung

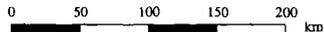
Das auf drei Jahre ausgerichtete Projekt befindet sich in der Durchführungsphase. Eine Beprobung repräsentativer Dünenstandorte wurde bislang im Baltikum (Rußland, Litauen und Lettland), Polen und Vorpommern vorgenommen. Weitere Feldarbeiten sind für das laufende Jahr an der deutschen und polnischen Küste vorgesehen. Eine Übersicht über das gesamte Untersuchungsareal ist in **Abb. 2** dargestellt. Die Auswahl geeigneter Standorte erfolgt in Kooperation mit lokalen Organisationen wie Nationalparkverwaltungen und Forschungsinstituten.

Literatur

- COLEMAN, D.C. (1986): The role of microbial and faunal interactions in affecting soil processes. - in: MITCHELL, N.J. & NAKAS, J.P. (eds.): Microbial and faunal interactions in natural and agro-ecosystems. - Nijhoff/Junk, Dordrecht: 317-348.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. Die Neue Brehm Bücherei 327, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 3. Auflage, pp. 280.
- ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage.
- HÖRMANN, G. (1993): Klimaänderung und terrestrische Ökosysteme. - in: SCHNELLNHUBER, H.J. & STERR, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Einblick ins Treibhaus. - Springer Verlag, Berlin: 260-275.
- KOEHLER, H., HOFMANN, S. & MUNDERLOH, E. (1992): The soil mesofauna of white-, grey- and brown-dune sites in Jutland (Denmark) with special reference to the Gamasina (Acari, Parasitiformes). - in: CARTER, R.W.G., CURTIS, T.G.F. & SHEEHY-SKEFFINGTON (eds.): Coastal dunes. - A.A. Balkema, Rotterdam & Brookfield: 273-281.
- POINSOT, N. (1966): Etude écologique des Collemboles des dunes de Beynes (Haute Camargue). - Rev. Ecol. Biol. Sol 23: 299-311.
- PUTTEN, W.H. van der, MAAS, P.W.T., GULIK, W.J.M. van, BRINKMANN, H. (1990): Characterization of soil organisms involved in the degeneration of *Ammophila arenaria*. - Soil Biology and Biochemistry 22: 845-852.

Abb. 1: Klimagradient entlang der südlichen Ostseeküste. -
Mittlere Jahresamplitude der Lufttemperatur [°C].

Maßstab 1 : 5.200.000



O S T S E E

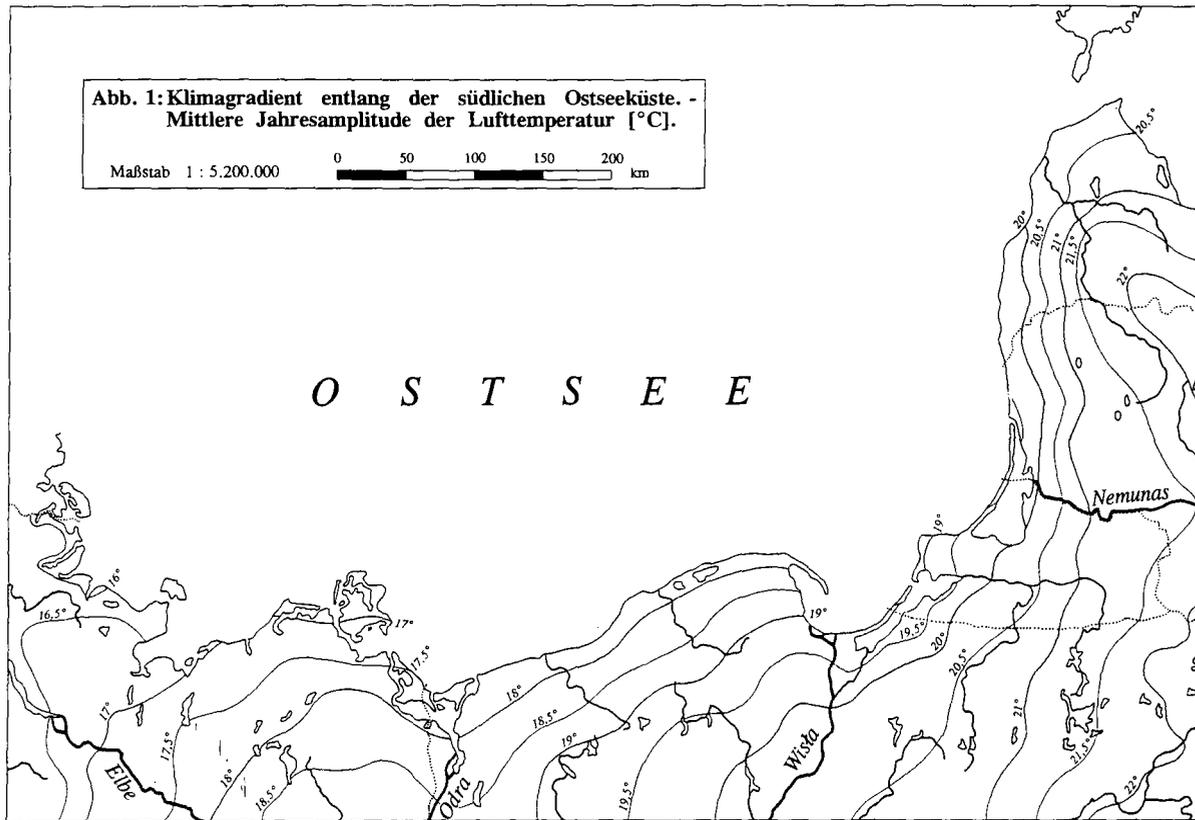
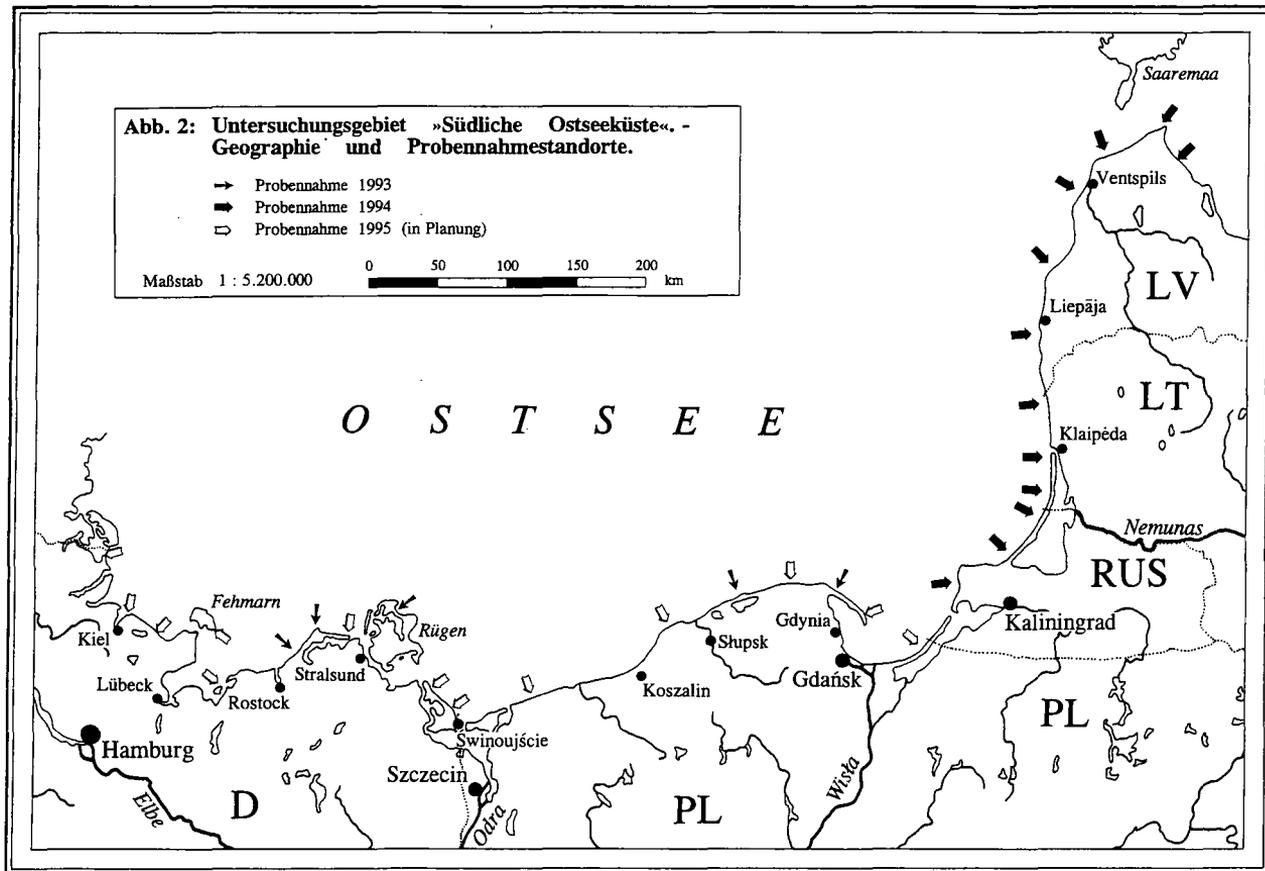
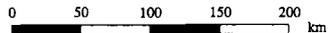


Abb. 2: Untersuchungsgebiet »Südliche Ostseeküste«. -
Geographie und Probenahmestandorte.

- Probenahme 1993
- ➔ Probenahme 1994
- ◻ Probenahme 1995 (in Planung)

Maßstab 1 : 5.200.000



Biogene Gefügebildung in Küstendünen

von

Koehler, H. und G. Weidemann

Einleitung

Die Entstehung von Küstendünen beruht auf der Interaktion geomorphologischer und biologischer Prozesse. Durch Wasserströmungen und Wind wird Sand transportiert und durch Organismen festgelegt ("Lebendverbau"). Da Dünensande sehr niedrige Schluff- und Tongehalte besitzen, sind physikalische Verklebung und chemische Verkitung im Vergleich zu biotischen Prozessen von untergeordneter Bedeutung für die Gefügestabilisierung (JASTROW & MILLER 1991). Die Bedeutung von Bodentieren für die Bodenstruktur ist überwiegend für Vertreter des makrotrophischen Systems landwirtschaftlich genutzter Böden untersucht worden (s. WOLTERS 1991). In Dünensanden überwiegt jedoch das mikro- und mesotrophische System. Hier sind entsprechende Informationen noch sehr lückenhaft.

Biogene Gefügebildung in Küstendünen: Evidenz

Die Bedeutung von Gräsern für die Entstehung und Stabilisierung von Küstendünen ist seit langem erkannt und wichtige Grundlage von Küstenschutz und Dünenmanagement (z.B. BOHEMEN & MEESTERS 1992). In letzter Zeit hat sich zunehmend gezeigt, daß bereits Vor- und Weißdünen durch zahlreiche andere Organismen besiedelt werden, darunter Mykorrhiza-Pilze (NICOLSON & JOHNSTON 1979), Cyanobakterien und Grünalgen (PLUIS & DE WINDER 1990) sowie Vertreter der Mikro- und Mesofauna in großen Individuenzahlen (PETERSEN 1965, BUSSAU 1990, DE GOEDE 1993, KOEHLER 1994). Erste Aggregatbildungen finden durch Ausscheidungen von Bakterien sowie durch das Verweben von Sandkörnern durch Pilzhyphen oder Grünalgen statt (SUTTON & SHEPPARD 1976, KOSKE & POLSON 1984, FORSTER 1990). Die hierdurch bewirkte Strukturdiversifizierung nimmt mit dem Alter der Dünen zu. In Ausblasungen älterer Dünen kann es zur Krustenbildung durch Cyanobakterien kommen (PLUIS & DE WINDER 1990).

Eigene Befunde

Neben Organismen, die direkt an der Aggregatbildung beteiligt sind, existiert selbst in Vor- und Weißdünen eine arten- und individuenreich Mikro- und Mesofauna. So haben wir im Rahmen unserer Untersuchungen von Küstendünen an der Nord- und Ostseeküste Vertreter fast aller zu erwartenden Bodentiergruppen gefunden und Ciliata (Protozoa), Nematoda, Gamasina (Acari) und Collembola (Insecta) bis zur Art bestimmt (Zusammenfassungen der bisherigen Befunde in KOEHLER & WEIDEMANN i.Dr., WEIDEMANN & KOEHLER 1995). Die höchsten Siedlungsdichten von Bodenkleinarthropoden wurden bislang in Primär- und Weißdünen W-Jütlands (Houstrup Strand) festgestellt.

Die Daten belegen ferner die Ausbildung von für die jeweiligen Dünenstadien charakteristischen Synusien (Tab. 1). Für Nematoden lassen sich entsprechende Befunde aus den Artenlisten von

Tabelle 1: Collembola und Gamasina in Küstendünen;
Herkunft: Spiekeroog, W-Jütland (Houstrup Strand), S-Ostseeküste.

charakteristische Arten

Collembola	PD	WD	GD	BD
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> (Rusek, 1976)	#	#	#	#
<i>Willemia scandinavica</i> Stach, 1949		#		
<i>Anurophorus spec.</i>		#		
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausbauer, 1898)			#	
<i>Xenylla maritima</i> , Tullberg, 1869			#	
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871			#	
<i>Entomobrya nivalis</i> (Linne, 1758)			#	
<i>Isotoma notabilis</i> Schäffer, 1896			#	
<i>Anurida pygmaea</i> (Börner, 1901)				#
<i>Neelus minimus</i> Willem, 1900				#
<i>Willemia anophthalma</i> Börner, 1901				#
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)				#

Gamasina	Sp, S	PD	WD	GD	BD
<i>Halolaelaps</i> spp.	#				
<i>Dendrolaelaps arenarius</i> Karg, 1971		#			
<i>Leiioseius bicolor</i> (Berlese, 1918)			#		
<i>Rhodacarus ancorae</i> Karg, 1971			#		
<i>Parasitus halophilus</i> (Sellnick, 1957)			#		
<i>Rhodacarus minimus</i> (Karg, 1961)				#	
<i>Asca aphidioides</i> (Linne, 1758)				#	
<i>Asca bicornis</i> (Can. et Franz, 1887)				#	
<i>Hypoaspis aculeifer</i> (Can., 1938)				#	
<i>Zercon andrei</i> (Sellnick, 1958)				#	
<i>Pergamasus robustus</i> (Oudemans, 1902)					#
<i>Veigaiainae</i>					#
<i>Pergamasus conus</i> Karg, 1971					#
<i>Hypoaspis vacua</i> (Michael, 1891)					#

*maximale mittlere Siedlungsdichten;
0-12cm Tiefe, Tsd.Ind./m², gerundet.*

Collembola	20	50	80	30	10
Acari	40	420	320	190	280
Gamasina	2	5	4	12	3

Sp,S: Spülsaum, Strand;

PD: Primärdüne; WD-Weißdüne; GD: Graudüne; BD: Braundüne

BUSSAU (1990; WEIDEMANN & KOEHLER i.Dr.) und aus den Untersuchungen von DE GOEDE (1993) ableiten.

Diskussion

Die z.T. hohen Individuenzahlen der Bodenmesofauna in den Dünen wirft die Frage nach der trophischen Basis hierfür auf (vgl. READ 1989). Abb. 1 stellt ein Modell bekannter und vermuteter Beziehungen vor, die für die Gefügebildung und -stabilisierung von Bedeutung sein können. Vor allem die auf trophischer Beeinflussung ("grazing") von Pilzen und Bakterien beruhenden indirekten Effekte der Bodenfauna sind nicht belegt; hier besteht dringender Forschungsbedarf.

Zerstörung der Vegetation und der oberen Bodenschichten, z.B. durch Tritt, beeinträchtigen auch die Bodenfauna erheblich (KOEHLER ET AL. i.Vorber.). Derartige Eingriffe haben vielfach zur Folge, daß es zu rascher Erosion von bis dahin relativ stabilen Dünen bis hin zur völligen Auflösung zusammenhängender Dünenketten kommt (SLATTER 1978, PIOTROWSKA 1979).

Neben den direkten Einflüssen von Pflanzenwurzeln, Bakterien, Cyanobakterien, Grünalgen und Pilzen auf die Aggregatbildung üben vermutlich Bodentiere eine erhebliche indirekte Wirkung auf diesen Prozeß aus: durch die Verbreitung von Diasporen und durch Wachstumsbeeinflussung infolge von Fraß ("grazing"). Besondere Aktualität besitzen daneben potentielle Räuber-Beute-Beziehungen zwischen Raubmilben und Nematoden, die nach neueren Erkenntnissen für die beobachteten Degradationen von *Ammophila arenaria* mitverantwortlich sein sollen (VAN DER PUTTEN 1991).

Literatur

- Bohemen, H. van & H. Meesters, 1992: Bioengineering and coastal defence. - In: Carter, R.W.G., T.G.F.Curtis & M.J. Sheehy-Skeffington (eds.), Coastal Dunes, Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- Bussau, C., 1990: Freilebende Nematoden aus Küstendünen und angrenzenden Biotopen der deutschen und dänischen Küsten. I. Gesamtüberblick und Chromadorida (Nematoda). Zool. Anz. 225: 161-188; II. Monhysterida, Enoplida und Trefusiida (Nematoda). Zool. Anz. 225: 198-209.
- De Goede, R., 1993: Changes in nematode community structure in a primary succession of blown-out areas in a drifts sand landscape. In: Terrestrial nematodes in a changing environment, Dissertation Landbouwwuniversiteit Wageningen.
- Forster, S.M., 1990: The role of Microorganisms in aggregate formation and soil stabilization: Types of aggregation. - Arid Soil Res. & Rehab. 4: 85-98.
- Jastrow, J.D. & R.M. Miller, 1991: Methods for assessing the effects of biota on soil structure. Agric., Ecos. and Environment 34: 279-303.
- Koehler, H., 1994: Soil mesofauna (Acari, Collembola) from beach and dune: characteristics and ecosystemic context. - Angenommener Vortrag EUCC Congress, Marathon, Griechenland, April 1993.
- Koehler, H. & G. Weidemann, i.Dr.: Biogenic dune sand stabilization. Proc. of EUCC workshop Jastrzebia Gora (Polen), Sept. 1993.

Abbau des Triazolfungizids Difenoconazol auf zwei verschiedenen Standorten

von

Thom, E., G. Benckiser und J.C.G. Ottow*

1 Einleitung und Problemstellung

Das apolare Fungizid Difenoconazol (Ciba-Geigy GmbH; Wasserlöslichkeit: 3,3 mg*l⁻¹; WIDMER, 1991) wird seit 1994 zur Behandlung von Blatt- und Ahrenkrankheiten in Winterweizen- und Zuckerrübenbeständen eingesetzt. Difenoconazol (Abb. 1), ein Triazolderivat, hemmt die Sterolbiosynthese bestimmter Pilze bereits in sehr geringen Konzentrationen. Die praxisübliche Aufwandmenge an aktiver Substanz (AS) beträgt daher nur 125 g*ha⁻¹ bzw. ca. 0,1 mg*kg⁻¹ Oberboden. Aufgrund der chemischen Struktur dürfte die Persistenz dieser Substanz relativ hoch sein (OTTOW, 1991; WITTICH 1994).

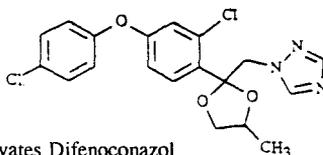


Abb. 1: Strukturformel des Triazolderivates Difenoconazol

Gerade geringe Applikationsraten von 125 g AS*ha⁻¹ auf den wachsenden Bestand können in Böden die Persistenz einer Substanz erhöhen, weil die potentiell zur Mineralisation befähigte Bodenmikroflora bei diesen geringen Aufwandmengen nicht induziert wird (OTTOW, 1990). Es stellt sich die Frage, inwieweit das Abbauverhalten von Difenoconazol (DT₅₀- und DT₉₀-Werte) von (1) steigenden Ausgangskonzentrationen und (2) den Bodeneigenschaften abhängt.

Anhand von Feldversuchen an zwei verschiedenen Standorten sollten Antworten auf obige Fragen gefunden werden. Die Versuche wurden in Zusammenarbeit mit Ciba-Geigy GmbH/Frankfurt durchgeführt.

2 Material und Methoden

2.1 Standorte und Durchführung der Feldversuche

Für die Feldversuche wurden zwei Standorte ausgewählt, die sich in Textur, C_t-Gehalt, C/N-Verhältnis und im pH unterscheiden (Tab. 1). Auf beiden Standorten wurden im April 1993 in 10 m Abstand vom Flurrand vier Parzellen angelegt (3,5*24 m), die durch 0,5 m Randstreifen voneinander abgegrenzt wurden. Eine Parzelle diente als Kontrolle, die anderen wurden mit der praxisüblichen Difenoconazolaufwandmenge (125 g AS*ha⁻¹), der 2fachen und 8fachen Konzentration beaufschlagt. Die Bodenoberfläche wurde während des Versuchszeitraums mit den Totalherbiziden Basta (Hoechst AG) bzw. Roundup (BASF) unkrautfrei gehalten. Die Bodenprobenahme erfolgte über 1 Jahr in Abständen von 0, 1, 3, 5, 7, 10, 14, 28 Tagen nach der Applikation und dann monatlich. Mit einem Tulpenzwiebelstecher wurden dazu 15 randomisierte Einstiche je Parzelle aus den oberen 10 cm Oberboden entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Proben wurden bei -17°C in Plastiktüten tiefgefroren, vor den Analysen bei 4°C schonend aufgetaut und auf 2 mm gesiebt.

*) Institut für Angewandte Mikrobiologie der Universität, Senckenbergstr. 3, 35390 Giessen

Tab. 1: Physiko-chemische Eigenschaften der Oberböden der Feldversuchsstandorte

	Lorsch (Hessisches Ried)	Schornbusch (Köln-Aachener Bucht)
Bodenart mWK (Gew.-%)	lehmgiger Sand (IS) 35,5	lehmgiger Schluff (IU) 40,1
C _t (%)	1,04	0,91
C _t (H ₂ O) (mg*kg ⁻¹ TB)	396	482
N _t	0,10	0,11
C/N-Verhältnis	10,7	8,6
pH (H ₂ O)	6,0	7,5
pH (CaCl ₂)	5,5	7,2

2.2 Difenoconazolanalytik

Zur Bestimmung der Difenoconazolkonzentrationen wurde feldfrisches Bodenmaterial (20 g TB) mit 200 ml eines Methanol/Ammoniak-Gemisches (8/2) 2 Stunden unter Rückfluß gekocht. Nach Abkühlen wurde ein Aliquot (20 ml) des Filtrats in einen Scheidetrichter pipettiert und mit 50 ml destilliertem Wasser versetzt. Nach Zugabe von je 2 ml gesättigter NaCl-Lösung und 25 ml Hexan wurde zweimal 3 min ausgeschüttelt und nach Phasentrennung die Hexanphase entnommen. Der Difenoconazolrückstand wurde nach Verdampfen der Hexanphase in Toluol gelöst und gaschromatografisch (GC5890 Serie II, Hewlett Packard; Kapillarsäule Rtx-50; Ofen-, Injektor- und Detektor(ECD)-Temperatur 260°C, 290°C und 300°C) nach AG-514 quantifiziert (CIBA-GEIGY AG, 1990).

Die physiko-chemischen Bodenuntersuchungen erfolgten nach SCHLICHTING und BLUME (1968), wenn nicht anders angegeben. Der pH wurde nach SCHINNER et al. (1991), der C (H₂O)-Gehalt nach ABOU-SEADA und OTTOW (1985) bestimmt.

Die Klimadaten für die Standorte Lorsch und Schornbusch wurden freundlicherweise von den Wetterstationen in Heppenheim (Lorsch) und von der Ciba-Geigy GmbH/Frankfurt bzw. vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach/Main (Schornbusch) zur Verfügung gestellt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abbaukinetik

Die Abbaukurven von Difenoconazol (nicht dargestellt) ließen sich für alle Varianten ähnlich beschreiben. Nach einer Latenzzeit von 5 bis 7 Tagen setzte eine sigmoid verlaufende Abbauphase ein, die durch eine erst zunehmende und dann wieder sinkende Abnahmerate gekennzeichnet war. Diese Kinetik deutet auf einen metabolischen Difenoconazolabbau hin und bestätigt entsprechende Ergebnisse früherer Untersuchungen (ELLGEHAUSEN, 1991). Zum Ende des untersuchten Zeitraums waren von der praxisüblichen Difenoconazolaufwandmenge (125 g AS*ha⁻¹) im lehmigen Sandboden in Lorsch noch 7%, von der 2fachen Konzentration (250 g AS*ha⁻¹) etwa 9% und von der 8fachen Konzentration (1000 g AS*ha⁻¹) noch 37% nachweisbar. Die entsprechenden Werte des lehmigen Schluffbodens in Schornbusch waren 2, 6, und 5%.

3.2 Halbwertszeiten und Persistenz

In Tab. 2 sind die Halbwertszeiten und DT₉₀-Werte (Persistenz) von Difenoconazol für den lehmigen Sandboden im Hessischen Ried und den lehmigen Schluffboden in der Köln-Aachener Bucht dargestellt. Die Halbwertszeiten reichen von 18 bis 75 Tage und die DT₉₀-Werte von 250 bis >360 Tage. Sowohl auf dem lehmigen Sandboden als auch auf dem lehmigen Schluffboden erhöhten sich DT₅₀- und DT₉₀-Werte mit zunehmender Ausgangskonzentration. Offenbar kann Difenoconazol in steigenden Ausgangskonzentrationen den Abbau hemmen. Die Difenoconazol-

abnahme verlief in allen Varianten auf dem lehmigen Schluffboden weitergehend als auf dem lehmigen Sandboden. Die DT_{90} -Werte deuten an, daß in dem IU die Difenonazolpersistenz herabgesetzt wurde. Der Difenonazolabbau verläuft demnach nicht nur konzentrations- sondern auch standortspezifisch. Auf dem IU waren die Wasserverhältnisse günstiger (mWK 40,1 gegenüber 35,5 auf dem IS), das C/N-Verhältnis enger (8,6 gegenüber 10,7 auf dem IS) und der pH neutral (7,2 bis 7,5 gegenüber 5,5 bis 6,0 auf dem IS)(Tab. 1). In beiden Böden hat aufgrund des apolaren Charakters von Difenonazol vermutlich eine starke unspezifische Sorption an die organische Substanz stattgefunden. Der verlangsamte Difenonazolabbau im späteren Versuchszeitraum hängt möglicherweise mit einer infolge der Sorptionsprozesse reduzierten physiologischen Verfügbarkeit der Substanz zusammen. Der niedrigere C-Gehalt auf dem IU (0,91 % gegenüber 1,04 % auf dem IS) könnte somit eine weitere Ursache für die geringere Difenonazolpersistenz auf diesem Standort sein.

Tab. 2: DT_{50} - und DT_{90} -Werte von Difenonazol auf den Feldversuchsböden

Konzentration	DT_{50} -Werte [Tage]	
	lehmiger Sandboden	lehmiger Schluffboden
125 g AS*ha ⁻¹	18	30
250 g AS*ha ⁻¹	22	30
1000 g AS*ha ⁻¹	75	40
Konzentration	DT_{90} -Werte [Tage]	
	lehmiger Sandboden	lehmiger Schluffboden
125 g AS*ha ⁻¹	330	250
250 g AS*ha ⁻¹	330	330
1000 g AS*ha ⁻¹	> 360	330

3.3 Dynamik der wasserlöslichen Kohlenstoffgehalte

Es bleibt zu klären, wie es trotz günstigerer Abbauverhältnisse auf dem IU zu einer rascheren anfänglichen Difenonazolabnahme auf dem IS kommen konnte. Die Latenzzeiten sowie der DT_{50} -Wert der praxisüblichen Dosis liegen auf dem IS unter denen des IU.

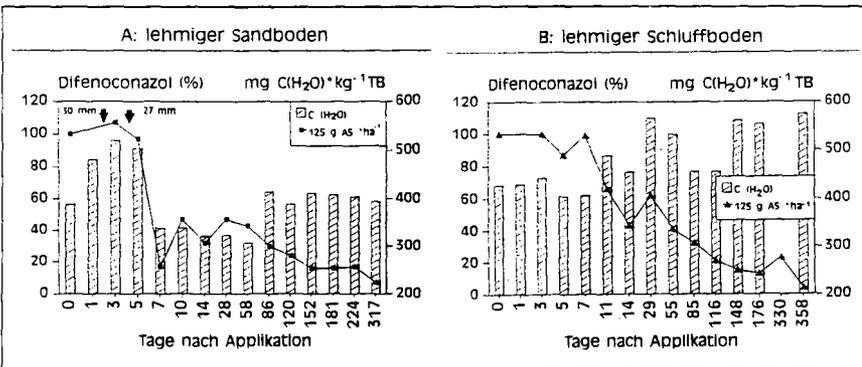


Abb. 2: Wasserlösliche Kohlenstoffgehalte und Difenonazolabnahme in den mit praxisüblicher Aufwandmenge beaufschlagten Parzellen

Eine Begründung hierfür kann aus der Dynamik der wasserlöslichen Kohlenstoffgehalte abgeleitet werden. Diese Kohlenstofffraktion ist ein Maß für die leicht mineralisierbare organische Substanz in Böden. Abb. 2A ist zu entnehmen, daß auf dem IS die wasserlöslichen Kohlenstoffgehalte nach dem 5. Versuchstag rasch von ca. 480 mg C *kg⁻¹ TB auf ca. 350 mg C *kg⁻¹ TB sanken. Parallel dazu nahmen auch die Difenconazolgehalte ab. Nach dem 7. Versuchstag stagnierten sowohl die wasserlöslichen Kohlenstoff- als auch die Difenconazolgehalte. Auf dem IU scheint dagegen kein Zusammenhang zwischen den beiden Parametern zu bestehen (Abb. 2B). Die rasche Abnahme der wasserlöslichen Kohlenstoffgehalte auf dem IS steht vermutlich in Zusammenhang mit zwei stärkeren Niederschlagsereignissen am 2. bzw. 4. Tag nach der Applikation in Höhe von 30 bzw. 27 mm. Im Anschluß an die monatelange extreme Trockenheit können diese Niederschläge intensive mikrobiologische Stoffumsetzungen ausgelöst haben, während derer die leicht verfügbaren Kohlenstoffverbindungen reduziert wurden. Es ist denkbar, daß im Verlauf dieser Umsetzungen ein beschleunigter Difenconazolabbau stattgefunden hat.

In den Oberbodenschichten von 10-30 cm konnte Difenconazol wenn überhaupt nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen werden. Es ist daher nicht zu vermuten, daß die Niederschlagsereignisse starke Auswaschungen verursachten. Gegen eine Auswaschung von Difenconazol bzw. wasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen spricht auch, daß die Gehalte in 0-10 cm erst nach dem 5. Versuchstag abnahmen und nicht im direkten Anschluß an die Regenfälle vom 2. bzw. 4. Versuchstag.

Die vorliegenden Ergebnisse sind standort- und versuchsspezifisch und können nicht verallgemeinert werden.

Danksagung: Wir danken Ciba-Geigy GmbH/Frankfurt für die finanzielle Unterstützung.

LITERATUR

- ABOU-SEADA, M.N.I. und J.C.G. OTTOW (1985). Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and nitrous oxide release from soil by different bacteria. *Biol. Fertil. Soils* 1: 31-38.
- CIBA-GEIGY AG (1990). Kurzfassung von AG-514.
- ELLGEHAUSEN, H. (1991). Degradation of Difenconazol in soil under aerobic/anaerobic and sterile/aerobic conditions at 20°C. Ciba-Geigy GmbH. Project Report 8/91.
- OTTOW, J.C.G. (1991). Biologische und physiko-chemische Wechselbeziehungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 63: 10-25.
- OTTOW, J.C.G. (1990). Der Boden, auf dem wir stehen. In: *Angst vor der Zukunft?* H.A. Koch (Hrsg.), Trias-Thieme-Hippokrates-Enke, S. 166-193.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER und E. KANDELER (1991). *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- SCHLICHTING, E und H.-P. BLUME (1968). *Bodenkundliches Praktikum*. Parey-Verlag Hamburg Berlin.
- WIDMER, H. (1991). Status Report, CGA 169374. Ciba-Geigy GmbH.
- WITTICH, R.-M. (1994). Der mikrobielle Abbau von DDs, DFs und DEs und ihren Derivaten. *BioEngin.* 1/94: 33-40.