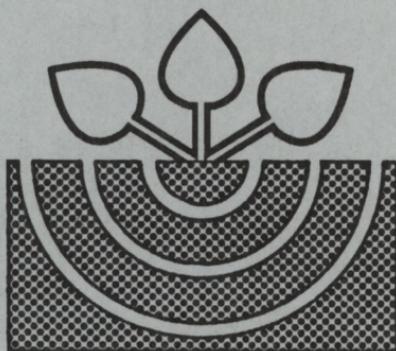


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 85

Heft II

1997

ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren

MITTEILUNGEN

DER

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate und Posterbeiträge
JAHRESTAGUNG 1997
6. bis 14. September 1997
KONSTANZ

**Referate. Workshop: „Digitale geowissenschaftliche Daten -
Bedarf, Nutzung, administrative Regelungen“**

4. Juni 1997
Halle/Saale

Band 85
HEFT II
1997

BEITRÄGE

KOMMISSION III

Band 85

Heft II

1997

Messung der mikrobiellen Atmung in Fichtenstreu über Substrat-induzierte Respiration: Methodische Grundlagen

von

ALBERS, D.; MIGGE, S.; SCHEU, St.

Einleitung

Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden wird häufig die Methode der Substrat-induzierten Respiration (SIR) angewandt (ANDERSON & DOMSCH 1978). Wenige Arbeiten beschäftigen sich dagegen mit der Messung der Substrat-induzierten Respiration in Streumaterialien (z.B. MARAUN & SCHEU 1995) und mit der Vorbehandlung dieser Materialien, die für die Anwendung dieser Methode notwendig ist.

In der vorliegenden Untersuchung wurde für die Bestimmung der Substrat-induzierten Respiration in Fichtenstreu der Zerkleinerungsgrad, der Wassergehalt und die Glucosekonzentration ermittelt, die zu einer maximalen Atmungsaktivität führten. Es wurden die ermittelten Werte für Fichtenstreu und Literaturwerte für Buchenstreu zusammengestellt.

Methoden

In den Untersuchungen wurde Fichtenstreu der L-Schicht aus einem Fichtenforst (*Picea abies*) im Solling verwendet. Die Messung der mikrobiellen Aktivität erfolgte nach der Substrat-induzierten Respiration (SIR; ANDERSON & DOMSCH 1978), bei der der Sauerstoffverbrauch der Mikroflora mit Hilfe einer automatisierten O₂-Mikrokompressionsanlage bei 22°C gemessen wurde (SCHEU 1992).

Zur Ermittlung der mikrobiellen Respiration ohne Glucosezugabe (Basalatmung) und der 'maximum initial respiratory response' (MIRR) nach Zugabe von Glucose wurden jeweils in drei Parallelen vier verschiedene Wassergehalte und fünf unterschiedliche Zerkleinerungsgrade der Nadelstreu getestet. Der Einfluß der Glucosekonzentration auf die SIR wurde durch die Zugabe von 10.000, 40.000, 80.000 und 160.000 µg Glucose/g TG Streu untersucht.

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

Da durch die Zerkleinerung des Blattmaterials Nährstoffe freigesetzt werden, die durch die Mikroorganismen genutzt werden können und somit deren Stoffwechselfähigkeit möglicher Weise erhöhen, wurde die Dauer einer Inkubationszeit ermittelt, nach deren Ablauf wieder die Basalatmung unzerkleinerter Streu erreicht wurde. Die Zerkleinerung der Fichtenstreu erwies sich als unnötig (s.u.). Deshalb wurde die Inkubationszeit nur für verschiedene Zerkleinerungsgrade von Buchenstreu ermittelt, da diese für Buchenstreu bisher nicht untersucht wurde. Dafür wurde für jeweils drei Proben unterschiedlichen Zerkleinerungsgrades die mikrobielle Respiration über einen Zeitraum von 42 Stunden gemessen. Die Zerkleinerung der Blätter für die Messung der mikrobiellen Respiration ohne Glucose war notwendig, da die Messung der SIR mit denselben Proben erfolgte. Für die Ermittlung der spezifischen Respiration (Basalatmung / 40 * MIRR, ANDERSON & DOMSCH 1986) ist es vorteilhaft, wenn die mikrobielle Respiration ohne Glucosezugabe und die MIRR im gleichen Probenmaterial gemessen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Respiration ohne Glucose und die SIR erreichten in Fichtenstreu mit einem Wassergehalt von 4 ml/g TG ein Maximum (Abb. 1a, b). Eine Zerkleinerung auf eine Größe von < 1,0 cm führte zu einer deutlichen Erhöhung der mikrobiellen Respiration ohne Glucose (Abb. 1c). Die SIR in unzerkleinerten Nadeln und in Nadeln bis zu einer Zerkleinerung auf 0,5 - 1,0 cm unterschied sich nicht signifikant (Abb. 1d). Die Substrat-induzierte Respiration war bei einer Glucosekonzentration von 80.000 µg/g TG am höchsten (Abb. 2). Aber auch andere Glucosezugabemengen führten zu einer ähnlichen Steigerung der mikrobiellen Respiration.

Tab. 1: Kombination von Wassergehalt (ml/g TG), Glucosekonzentration (µg/g TG) und Zerkleinerungsgrad, die zu einer 'maximum initial respiratory response' in Fichten- und Buchenstreu führten, sowie die Dauer der Vorinkubation (h), die zur Bestimmung der Basalatmung in zerkleinerter Streu notwendig ist (* Werte aus MARAUN & SCHEU 1995).

	Fichtenstreu	Buchenstreu
Wassergehalt (ml / g TG)	4	8 *
Glucosekonzentration (µg / g TG)	80.000	80.000 *
Zerkleinerungsgrad	keine Zerkleinerung	ca. 25mm ² *
Inkubationszeit (h)	keine	24

Die nach Zerkleinerung von Buchenstreu erhöhte mikrobielle Respiration ohne Glucosezugabe erreichte nach 24 h wieder das Niveau unzerkleinerter Buchenblätter. Bereits nach 15 h war der Unterschied zwischen der mikrobiellen Respiration ohne Glucosezugabe von zerkleinerten und

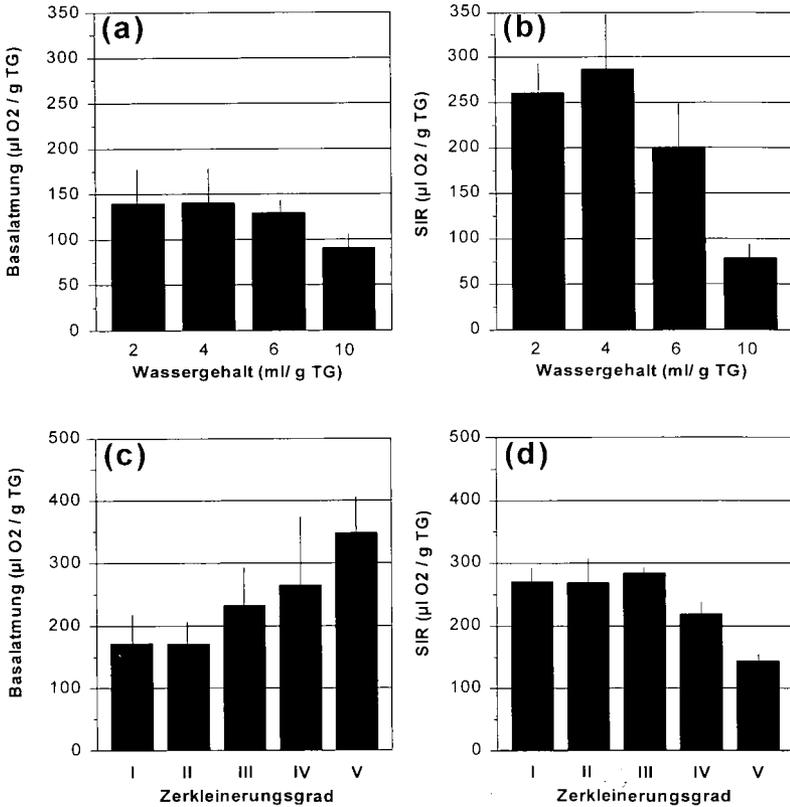


Abb. 1: Einfluß unterschiedlicher Wassergehalte auf (a) die mikrobielle Respiration ohne Glucosezugabe (Basalrespiration) und (b) die Substrat-induzierte Respiration (SIR) sowie der Einfluß verschiedener Zerkleinerungsgrade (I: 1,5cm (unzerkleinerte Nadeln); II: 1,0-1,5cm; III: 0,5-1,0cm; IV: 0,2-0,5cm; V: <0,2cm) auf (c) die mikrobielle Respiration ohne Glucosezugabe (Basalrespiration) und (d) die MIRR der Mikroflora in Fichtenstreu.

unzerkleinerten Blättern gering. Eine 24-stündige Inkubationszeit erscheint somit zur Messung der Basalrespiration in zerkleinerter Buchenstreu in jedem Fall ausreichend.

Die Atmungsaktivität war über eine große Spanne der getesteten Wassergehalte, Glucosekonzentrationen und teilweise auch der Zerkleinerungsgrade weitgehend konstant (Abb. 1a - d und 2). Erst bei sehr hohen Wassergehalten und bei sehr starker Zerkleinerung nahm die Atmungsaktivität der Mikroorganismen deutlich ab. Die Substrat-induzierte Respiration in Fichtenstreu ist also in einem großen Schwankungsbereich unabhängig vom Wassergehalt (vgl. WEST et al. 1992). Auch sehr hohe Glucosekonzentrationen (160.000 $\mu\text{l/g TG}$) führten zu keiner deutlichen Reduktion der mikrobiellen Respiration (vgl. BEARE et al. 1990).

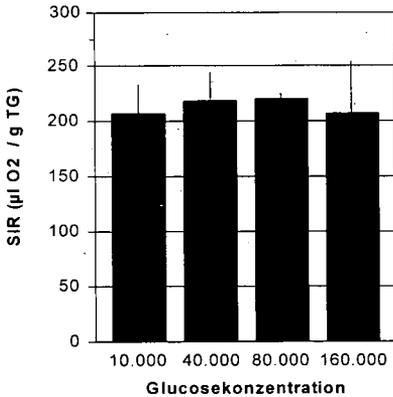


Abb. 2: Mikrobielle Respiration in unzerkleinerter Fichtenstreu bei verschiedenen Glucosekonzentrationen.

Die MIRR in unzerkleinerter und schwach zerkleinerter Fichtenstreu unterschied sich nicht signifikant (Abb. 1d). Für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Fichtennadeln über Substrat-induzierte Respiration ist also keine Vorzerkleinerung notwendig.

Die Abnahme der mikrobiellen Respiration in stark zerkleinerter Fichtenstreu deutet auf eine Beschädigung der Mikroorganismen durch den Zerkleinerungsvorgang hin. Die Erhöhung der mikrobiellen Respiration ohne Glucosezugabe in zerkleinerter Nadelstreu hängt mit der Freisetzung von Nährstoff- und Kohlenstoffressourcen durch die Zerkleinerung zusammen.

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.
- ANDERSON J. P. E. & DOMSCH K. H. (1986), Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149, 457-468.
- BEARE M. H., NEELY C. L., COLEMAN D. C. & HARGROVE W. L. (1990), A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biol. Biochem.* 22, 585-594.
- MARAUN M. & SCHEU S. (1995), Influence of beech litter fragmentation and glucose concentration on the microbial biomass in three different litter layers of a beechwood. *Biol Fertil Soils* 19, 155-158.
- SCHEU S. (1992), Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1113-1118.
- WEST A. W., SPARLING G. P., FELTHAM C. W. & REYNOLDS J. (1992), Microbial activity and survival in soils dried at different rates. *Aust. J. Soil Res.* 10, 209-222.

Die Gemeinschaftsstruktur freilebender Bodennematoden in Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte auf Buntsandstein

von

ALPHEI, J.; KLAGES, U.

Einleitung

Die Mehrzahl der natürlichen Wälder in Europa sind Mischwälder. Mischbestände gelten gegenüber angepflanzten Monokulturen als naturnäher und stabiler. Die Form der forstlichen Nutzung beeinflusst wichtige Umweltgrößen für die Bodenbiota wie z.B. die Qualität und Quantität von Habitat und Nahrungsressourcen. Die Zusammensetzung der Bodenbiota steht in enger Beziehung zu den am Standort ausgebildeten Umweltfaktoren. Nematoden sind die häufigsten Metazoen im Boden. Sie machen oft einen bedeutenden Teil der Biomasse des Edaphons aus und sind eine Schlüsselgruppe der Bodenfauna. An dieser Mikrofaunagruppe wurde die Veränderung von Mustern durch die Nutzungsform in zwei unterschiedlich alten Mischbeständen im Hinblick auf folgende Fragen untersucht:

Verändern sich Verteilungsmuster und Gemeinschaftsstruktur der Bodennematoden im Faktorengradient der Baumarten Buche und Fichte?

Gibt es Unterschiede in der Nematodenzönose zwischen einem Alt- und einem Jungbestand?

Untersuchungsflächen

In einem 30-jährigen und einem 120-jährigen Wald im Solling (Süd-niedersachsen) wurden 1995 jeweils ein reiner Buchenbestand, ein Buche/Fichte Mischbestand und ein reiner Fichtenbestand untersucht. Alle Bestände liegen auf 370-390 m ü.N.N. und stocken auf stark saurer Braunerde. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt >1000 mm, die durchschnittliche Jahrestemperatur ca. 6,5°C. In den Jahren 1992 (Jungbestand) bzw. 1985 (Altbestand) wurden die Bestände mit je 3 t CaCO₃/MgCO₃ pro ha gekalkt. Der Boden-pH lag zum Untersuchungszeitpunkt um 3,5 im Oh/Ah und Bv-Horizont und um 4,0 in der Streu, mit Tendenz zu höheren Werten unter Buche. Unter Buche ist ein Moderprofil, unter Mischbestand und Fichte ein moderartiger Rohhumus ausgebildet. Im dicht stockenden Jungbestand fehlen Kraut- und Strauchschicht, während diese im Altbestand unter dem lückigen Kronendach der Misch- und Fichtenfläche vorhanden sind.

Material und Methoden

In beiden Altersklassen wurden unter Buche, Mischbestand und Fichte jeweils sechs Mischproben entnommen und in die Horizonte Ol/Of, Oh/Ah und Bv (0-3cm) unterteilt. Die Nematoden wurden mit einer modifizierten Baermann-Naßextraktionsmethode (ALPHEI 1995) ausgetrieben, in Formalin

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

fixiert und auf Gattungsniveau ausgewertet. Die Gattungen wurden nach YEATES et al.(1993) den Ernährungstypen Pilzfresser, Wurzelfresser, Räuber, Allesfresser und Pflanzenparasiten zugeordnet. Mit einer Varianzanalyse (ANOVA) wurde der Einfluß der Faktoren Bestandesalter, Baumart und Bodenhorizont auf die Nematodendichte untersucht. Mittelwertsvergleiche wurden mit dem TUKEY-Test (Signifikanzniveau $p < 0,05$) durchgeführt. Der Einfluß von Bestandesalter und Baumart auf die Dominanzstruktur der trophischen Gruppen und der Gattungen wurde mit multivariaten Varianzanalysen (MANOVA, Roy's Greatest Root $p < 0,05$) getestet.

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden insgesamt 31 Gattungen aus 19 Nematodenfamilien gefunden, wobei die Vielfalt an Gattungen nur geringfügig von Buche über Buche/Fichte zu Fichte hin abnahm. Omnivore und Räuber waren auf allen Flächen nur mit einer bzw. zwei Gattungen vertreten, vermutlich als Folge des niedrigen Boden-pH (vgl. RUESS 1995, ZELL 1986). Überall häufig waren die Wurzelfresser *Malenchus* und *Filenchus*, die Pilzfresser *Aphelenchoides* und *Tyololaimophorus*, die Bakterienfresser *Plectus*, *Acrobeloides* und *Metateratocephalus* sowie die omnivore Gattung *Eudorylaimus*. Dominiert wurden alle Gemeinschaften von den wurzelfressenden Tylenchiden (vgl. JOHNSON et al. 1974).

Siedlungsdichten

Die mittleren Gesamtdichten der Fadenwürmer lagen unter Buche und unter Fichte bei $2,0 \times 10^6$ Ind./m², unter Mischbestand bei $1,6 \times 10^6$ Ind./m². Im Jungbestand waren die Dichten im Mittel um den Faktor 1,4 höher als im Altbestand (Abb. 1). Dies könnte eine Folge der kürzer zurückliegenden Kalkung sein, da v.a. die Dichte bakterienfressender Nematoden anstieg (vgl. HYVÖNEN & HUHTA 1989). Unterschiede in der Nematodendichte entlang des Baumartengradienten waren abhängig vom betrachteten Bodenhorizont: In der Streuschicht unterschieden sich die mittleren Nematodendichten nicht signifikant zwischen Buchenreinbestand, Buche/Fichte Mischbestand und Fichtenreinbestand. Tendenziell waren aber im Jungbestand höhere Dichten unter Buche zu finden, während dieses Muster im Altbestand genau umgekehrt war (Abb 1). Im Oh/Ah- und Bv-Horizont kamen unter Buche/Fichte Mischbestand signifikant weniger Nematoden vor als unter den Reinbeständen, die sich nicht unterschieden (Abb 1).

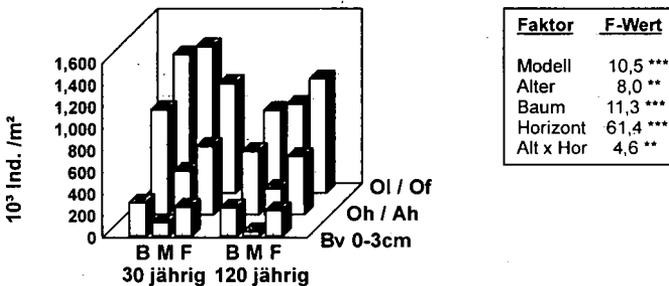


Abb. 1: Nematodendichten in Ol/Of-, Oh/Ah- und Bv-Horizonten der 30- und 120-jährigen Rein- und Mischbestände von Buche und Fichte im Solling (B=Buche, M=Buche/Fichte Mischbestand, F=Fichte). Rücktransformierte Mittelwerte log-transformierter Daten. Kasten: F-Werte-Tabelle der 3-faktoriellen Varianzanalyse (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Trophische Gruppen

Die trophische Struktur der Nematodengemeinschaften unterschied sich zwischen den Flächen hinsichtlich der Baumart (Roy's Greatest Root $p < 0,01$).

Der **Anteil omnivorer Nematoden** erhöhte sich in beiden Altersklassen signifikant von Buche über Buche/Fichte Mischbestand zu Fichte. Im Mittel hatten Omnivore unter Fichte einen zweifach höheren Anteil an der Gesamtpopulation als unter Buche (Abb. 2). Wahrscheinlich aufgrund der niedrigen pH-Werte im Boden, kam fast ausschließlich die Gattung *Eudorylaimus* vor (vgl. Abb. 3). Im Gegensatz dazu war die **mittlere Dominanz carnivorer Nematoden** unter Buche signifikant höher als unter Fichte, wobei deren Dominanz aber gleichzeitig abhängig vom Bestandesalter war: In nennenswerter Dichte traten Räuber nur im Altbestand unter Buche auf (Abb. 2). Hier dominierte v.a. die Gattung *Prionchulus*.

Pflanzenparasitische Nematoden hatten nur geringe Dichten. Sie gehörten alle zur Gattung *Paratylenchus*. Ihre Dominanz war im Mittel unter Buche am höchsten, wobei dieses Muster im Altbestand deutlicher ausgeprägt war als im Jungbestand. Unter Fichte wurden, trotz einer im Altbestand vorhandenen Krautschicht, überhaupt keine Phytoparasiten gefunden (Abb. 2).

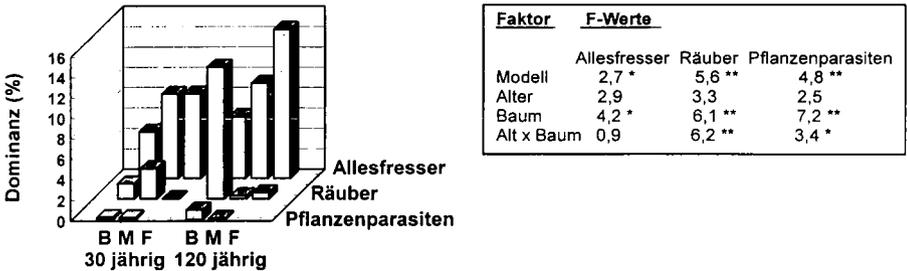


Abb. 2: Dominanz trophischer Gruppen in 30- und 120-jährigen Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte im Solling (B=Buche, M=Buche/Fichte Mischbestand, F=Fichte). Kasten: F-Werte-Tabelle der Einzel-ANOVAs innerhalb der MANOVA-Prozedur (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Mikrophytophage zeigten kein signifikantes Muster im Gradienten von Buche zu Fichte. **Bakterienfresser** tendierten bei Anteilen zwischen 15% und 27% zu höherer Dominanz unter Buche, während **Pilzfresser** (5%-15%) dort tendenziell geringere Dichteanteile erreichten. Dies könnte ein Hinweis auf ein günstigeres Nahrungsangebot für Bakterienfresser unter Buche sein. Die gefundenen Muster waren jedoch uneinheitlich und die Unterschiede statistisch nicht signifikant. Auch der Anteil an Wurzelfressern unterschied sich nicht zwischen den Flächen. Sie dominierten die Nematodengemeinschaften überall mit jeweils 50% der Gesamtdichte.

Gattungen

Die Dominanzstruktur der Gattungen unterschied sich signifikant hinsichtlich der Baumart (Roy's Greatest Root $p < 0,01$) und des Bestandesalters (Roy's Greatest Root $p < 0,05$). Die Dominanz der eher säuretoleranten Gattungen *Eudorylaimus*, *Acrobeloides* und *Aphelenchoides* erhöhte sich signifikant von Buche zu Fichte (Abb. 3).

Im Jungbestand zeigten die Pilzfresser *Tylolaimophorus* und *Aphelenchoides* ein gegensätzliches Muster: *Tylolaimophorus* dominierte unter Buche, während unter Fichte die kleinere Gattung *Aphelenchoides* vorherrschte.

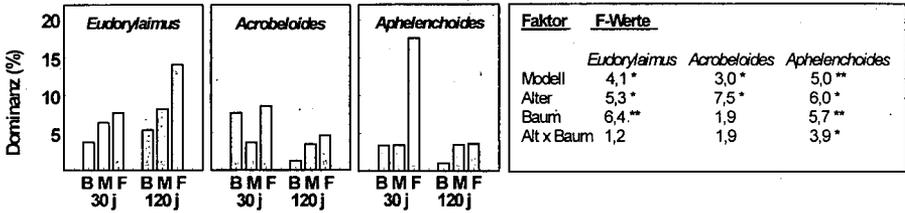


Abb. 3: Dominanz ausgewählter Gattungen in 30- und 120-jährigen Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte im Solling (B=Buche, M=Buche/Fichte Mischbestand, F=Fichte). Kasten: F-Werte-Tabelle der Einzel-ANOVAs innerhalb der MANOVA-Prozedur (* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001).

Zusammenfassung

Die Nematodenbesiedlung in zwei Buche/Fichte Mischwaldbeständen unterschiedlichen Alters wurde entlang eines Gradienten von Buche zu Fichte untersucht. Das Nematodenspektrum war unter Buchen- Misch- und Fichtenbeständen ähnlich. Die Gemeinschaftsstruktur aber unterschied sich nach Bestandesalter und Baumart:

Die Siedlungsdichten waren im Jungbestand höher als im Altbestand. Oh/Ah und Bv-Horizonte waren in den Mischbeständen weniger dicht besiedelt als in den Reinbeständen.

Wurzelfresser (v.a. die Gattungen *Filenchus* und *Malenchus*) dominierten auf allen Flächen mit Anteilen von ca. 50%. Die Dominanz omnivorer Nematoden erhöhte sich von Buche zu Fichte. Räuber und Pflanzenparasiten besiedelten bevorzugt den Buchen-Altbestand. Mikrophytophage zeigten kein signifikantes Muster im Gradient von Buche zu Fichte.

Die Dominanz säuretoleranter Gattungen (*Acrobeloides*, *Eudorylaimus* und *Aphelenchoides*) stieg signifikant von Buche zu Fichte:

Literatur

ALPHEI, J. (1995) Die freilebenden Nematoden von Buchenwäldern mit unterschiedlicher Humusform: Struktur der Gemeinschaften und Funktion in der Rhizosphäre der Krautvegetation.

HYVÖNEN, R., HUHTA, V. (1989) Effects of lime, ash and nitrogen fertilizers on nematode populations in Scots Pine forest soils. *Pedobiologia* 33, 129-143.

JOHNSON, S.R., FERRIS, J.M., FERRIS, V.R. (1974) Nematode community structure of forest woodlots. III. Ordinations of taxonomic groups and biomass. *J. Nematol.* 6, 118-126.

RUESS, L. (1995) Nematode fauna in spruce forest soils: a qualitative/quantitative comparison. *Nematologica* 41, 106-124.

YEATES, G.W., BONGERS, T., DE GOEDE, R.G.M., FRECKMAN, D.W., GEORGIEVA, S.S. (1993) Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *J. Nematol.* 25, 315-331.

ZELL, H. (1986) Nematoden eines Buchenwaldbodens. 6. Die Dorylaimen (Nematoda: Dorylaimida). *Carolinea* 44, 91-118.

**Wirkung einer 1958 durchgeführten Waldkalkung auf Bodenvegetation,
Humusform und Säure-Base-Status des Mineralbodens. Ergebnisse
einer Rasterkartierung im Hochsauerland**

von

ASCHE,N.; HALVERSCHEID,U.

Kurzfassung

Ein heute ca. 84 Jahre alter Buchenbestand (Abt. 132 Forstamt Winterberg, ab 1982 Privatbesitz) wurde im Jahre 1958 mit 9 t Kalkmergel/ha behandelt. Diese Fläche fällt durch einen markanten Wechsel bodenvegetationsfreier Zonen und Bereiche mit dichter Bodenvegetation anspruchsvoller Pflanzenarten (z.B. *Galium odoratum*, *Dentaria bulbifera*) auf. Der geologische Untergrund der Fläche wird durch Tonschiefer der Fredeburger Schichten des Mitteldevon gebildet. Aus diesen Gesteinen haben sich basenarme Braunerden mit Moderhumus entwickelt. Ziel der Erhebung war, auf einer repräsentativen Fläche von 1 ha in einem 10 x 10 m Raster die kleinflächige Heterogenität der Bodenvegetation, der Humusform und des Säure-Base-Status des Mineralbodens zu erfassen und zu prüfen, ob diese Heterogenitäten durch die 39 Jahre zurückliegende Kalkung bedingt sind.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, daß Bereiche mit hohen pH-Werten und hoher Basensättigung (Carbonatpufferbereich) und Bereiche mit tiefen pH-Werten und geringer Basensättigung (Aluminium- bzw. Aluminium-Eisenpufferbereich) auftreten (Abb. 1). Diese Verteilung ist bis in eine Tiefe von 40 cm zu erkennen. Auf Teilflächen, wo der pH(H₂O)-Wert > 5 ist, hat sich die Humusform mullartiger Moder bis L-Mull entwickelt (Abb. 2). In diesen Bereichen findet sich auch eine anspruchsvolle, flächendeckende Bodenvegetation. Teilflächen mit pH(H₂O)-Werten < 5 weisen dagegen die Humusform Moder auf, die in Bereichen mit pH(H₂O) um 4 in einen rohhumusartigen Moder übergeht. Hier treten nur vereinzelt bzw. in kleinen Gruppen säuretolerante Pflanzen (u.a. *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*) auf.

In Bereichen mit einer sauren Bodenreaktion steigen die pH-Werte mit zunehmender Bodentiefe leicht bis auf 4,4 an - dieser Trend ist für saure Braunerden im Rheinsichen Schiefergebirge typisch. Sie sinken auf den Teilflächen mit erhöhten pH-Werten mehr oder weniger deutlich mit zunehmender Tiefe ab. Ein ähnlicher Trend wurde auch für die Höhe der Ake und für die Basensättigung der Austauschergesamtheit gefunden (Abb. 3). Alle diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß die auf der Fläche vorgefundenen Heterogenitäten und der aktuelle Bodenzustand durch die sehr ungleichmäßige Kalkausbringung 1958 verursacht sein dürfte. Dabei wurden auf Teilflächen nur geringe Kalkmengen ausgebracht, während andere Bereiche mit wenigstens 16 t CaCO₃ behandelt sein müssen, da ansonsten der derzeitige Bodenzustand nicht zu erklären ist.

Abb. 1: pH - Wert (H₂O) in 10 cm Tiefe.

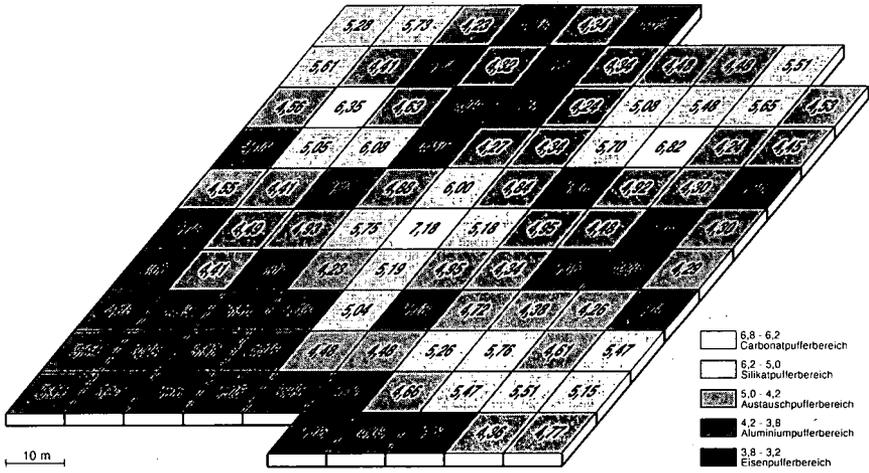


Abb. 2: Humusformen

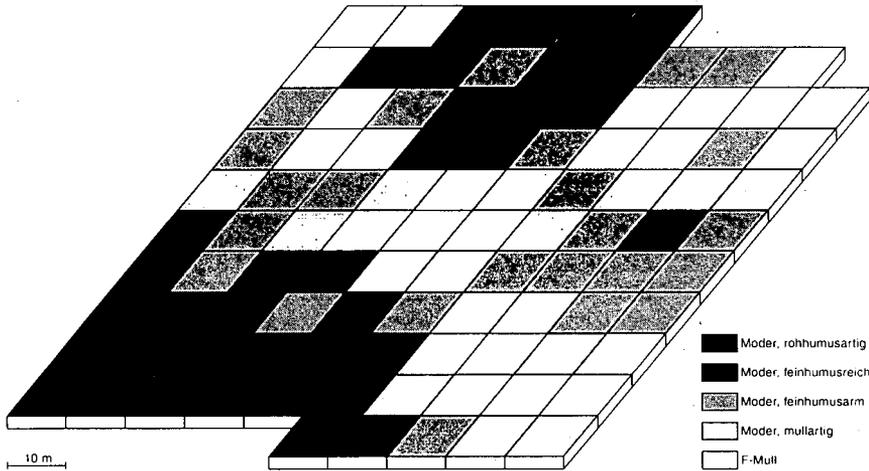
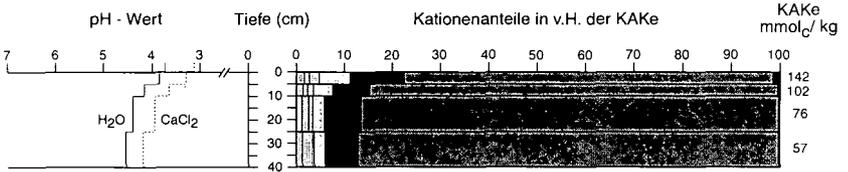
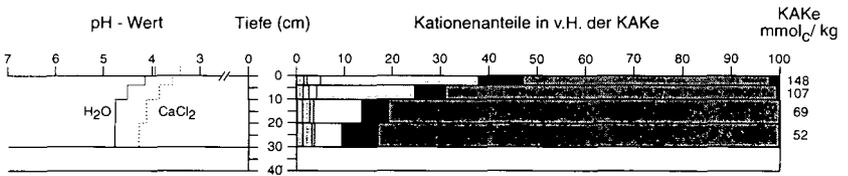


Abb. 3: Bodenchemische Kenndaten auf der Versuchsfläche Winterberg 1992

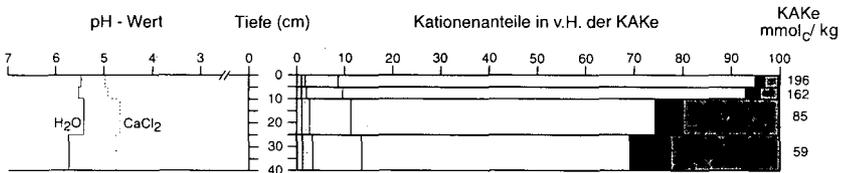
Teilfläche Moder, keine Bodenvegetation (Profil 3)



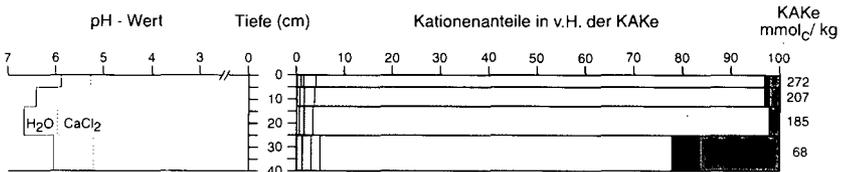
Teilfläche Moder, kaum Bodenvegetation (Profil 1)



Teilfläche F-Mull, Randbereich mit dichter Bodenvegetation (Profil 2)



Teilfläche F-Mull mit dichter Bodenvegetation (Profil 4)





Auswirkung der Bodenbearbeitung und mechanischen Belastung im Ackerboden auf Milben und die biologische Bodenaktivität

von

BAYER, B.; SCHRADER, S.

1. Einleitung

Die biologische Bodenaktivität ist ein entscheidender Faktor für die Bodenfruchtbarkeit. Die Bodenorganismen sorgen für eine Balance des Nährstoffflusses in terrestrischen Ökosystemen. Die tote organische Substanz wird durch saprophage Tiere aufgenommen, zerkleinert und in der Form aufbereitet, daß ein Angriff der Bakterien und Pilze ermöglicht wird. Die mikrobielle Aktivität wird so gefördert. In Folge von Bodenbearbeitungen und weiteren Kulturmaßnahmen kommt es zu einer Verarmung der landwirtschaftlich genutzten Flächen an Bodenorganismen. Vor allem Veränderungen der wichtigen Bodeneigenschaften wie Bodenstruktur und Wasserhaushalt wirken sich negativ auf die Bodenlebewesen aus. Milben, speziell Gamasiden, stehen als Konsumenten am Ende der Nahrungsketten. Mit ihnen wird ein Großteil der am Abbau von organischem Material beteiligten Bodentiere erfaßt. In der Untersuchung soll geklärt werden, wie sich die verschiedenen Bodenbearbeitungen und eine ein Jahr zurückliegende mechanische Verdichtung des Bodens auf die Acarofauna und die biologische Bodenaktivität auswirken.

2. Material und Methoden

Innerhalb eines Freilandversuchs wurden auf einem Winterweizenacker, bei dem es sich um eine Parabraunerde auf Löß handelt, zwei verschiedene Bodenbearbeitungssysteme, konventionelle Lockerbodenwirtschaft (LBW) und Festbodenmulchwirtschaft (FMW), untersucht. Zusätzlich wurden die Flächen 1995 durch verschieden wiederholte Befahrungen mit abgestuften Radlasten mechanisch belastet.

Variante	0	= unverdichtete Referenz		
Variante	2x2,5	= 2 Überfahrten	x	2,5 t Radlast
Variante	6x5	= 6 Überfahrten	x	5 t Radlast

An fünf Terminen wurden mit einem Bodenstecher bis zu einer Tiefe von 15 cm Proben genommen (n=8). Anschließend wurde die Mesofauna aus den jeweils aus 5 cm bestehenden Bodenfraktionen in einem modifizierten MacFadyen-Extraktor ausgetrieben und nach Karg (1993) und Krantz (1978) bestimmt.

Die biologische Bodenaktivität wurde mit dem Köderstreifentest nach v. Törne (1990a, 1990b) untersucht. Dabei handelt es sich um 1 mm dicke PVC-Streifen in denen 16 1,5 mm breite Löcher eingestanz sind, die mit einer Ködersubstanz gefüllt sind. Die Köderstreifen werden vertikal bis zu einer Tiefe von 8 cm in den Boden eingebracht. Das Füllmaterial bestand aus einer Weizen-Standard-Mischung. Pro Variante wurden an jedem Termin 4x16 Köderstreifen ausgebracht, nach einer Expositionszeit von 21 Tagen eingeholt und auf Köderfraß untersucht. Bei der Auswertung wurde die Fraßaktivität auf eine Expositionszeit von 10 Tagen umgerechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Bodenbearbeitungen führte zu einer unterschiedlichen Tiefenverteilung der Gamasiden (Abb.1). Die Varianten der Lockerbodenwirtschaft (LBW) wiesen in den tiefsten Fraktionen von 10-15 cm signifikant höhere Abundanzen auf als die entsprechenden Tiefenfraktionen der Festbodenmulchwirtschaft (FMW). Durch den Wendepflug wird organisches Material bis zu 30 cm tief in den Boden eingearbeitet. Von diesem Angebot profitieren die Beutetiere der Gamasiden. Die Gamasidenabundanzen auf der FMW zeigten eine typische, von oben nach unten abnehmende Tiefenverteilung im Boden, die sich aus dem besseren Nahrungsangebot in den oberen Schichten ergibt. Die Bodenverdichtung der Flächen wirkte sich bei der LBW deutlicher aus als bei der FMW bedingt durch die geringere Tragfähigkeit des Bodens durch Überlockerung bei LBW.

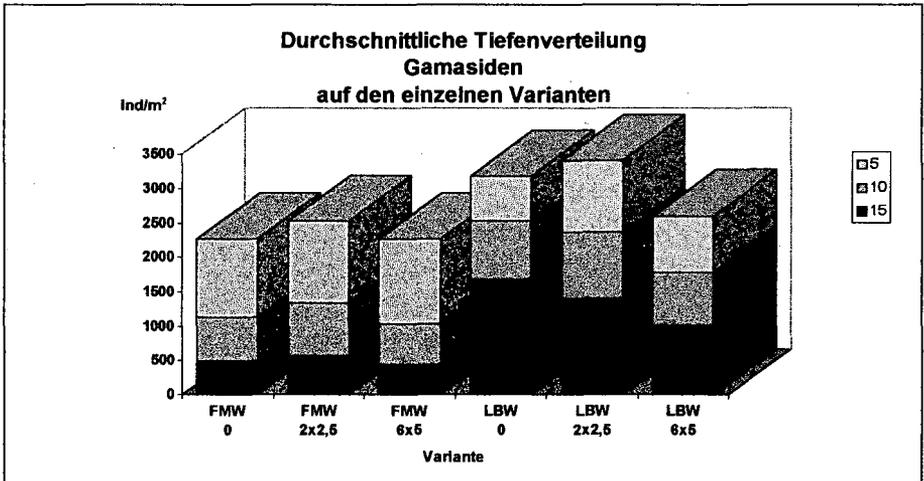


Abb. 1: Durchschnittliche Individuendichte der an allen fünf Probestermi- nen auf der entsprechenden Variante gefangenen Gamasiden, aufgeteilt nach den Tiefenfraktionen:

5 = 0-5 cm, 10 = 5-10 cm, 15 = 10-15 cm;

FMW = Festbodenmulchwirtschaft; LBW = Lockerbodenwirtschaft

Betrachtet man die beiden Bodenbearbeitungen auf dem Artniveau, so zeigen sich deutliche Unterschiede (Abb.2). Die eudominante Art *Rhodacarellus silesiacus* war auf beiden Bearbeitungen gleich stark vertreten. Auf der FMW bevorzugte diese kleine euedaphische Milbe die mittlere Tiefenfraktion, während sie bei der LBW am stärksten in der tiefsten Fraktion zu finden war. Die dominante Art *Arctoseius cetratus* bevorzugte die FMW, wo sie sich zu 90 % in der obersten Fraktion aufhielt. Auch auf den Flächen der LBW wurde diese Art zu 55 % in der obersten Fraktion angetroffen. Sie gilt als Indikatorart für ein fortgeschrittenes Rottestadium, was ihr Auftreten in der oberen Tiefenfraktion erklärt. 70 % der dominanten Art *Alliphis siculus* wurden auf den Varianten der LBW gefangen. Dort waren sie in den drei Tiefenfraktionen relativ gleich verteilt. Die auf den Flächen der FMW gefundenen Tiere besiedelten zu 70 % die oberste Fraktion. *A. siculus* gilt als reiner Nematodenfresser, der vermehrt in vermodernder Streu auftritt.

Die biologische Aktivitätsbestimmung mit dem Köderstreifen- test ergab bei beiden Bodenbearbeitungen eine Abnahme der Fraßaktivität mit zunehmender mechanischer Belastung, wobei die leichte mechanische Verdichtung auf das Bodenleben der FMW keine Auswirkungen hatte (Abb.3).

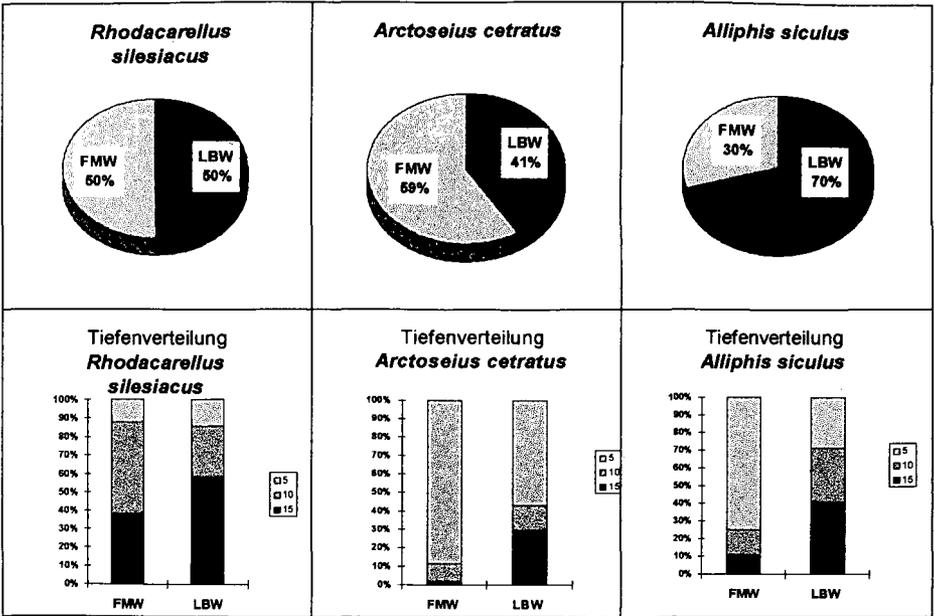


Abb.2: Prozentuale Verteilung einzelner Gamasidenarten auf die beiden Bodenbearbeitungen FMW (Festbodenmulchwirtschaft) und LBW (Lockerbodenwirtschaft) und die entsprechenden Tiefenfraktionen : 5 = 0-5 cm, 10 = 5-10 cm, 15 = 10-15 cm.

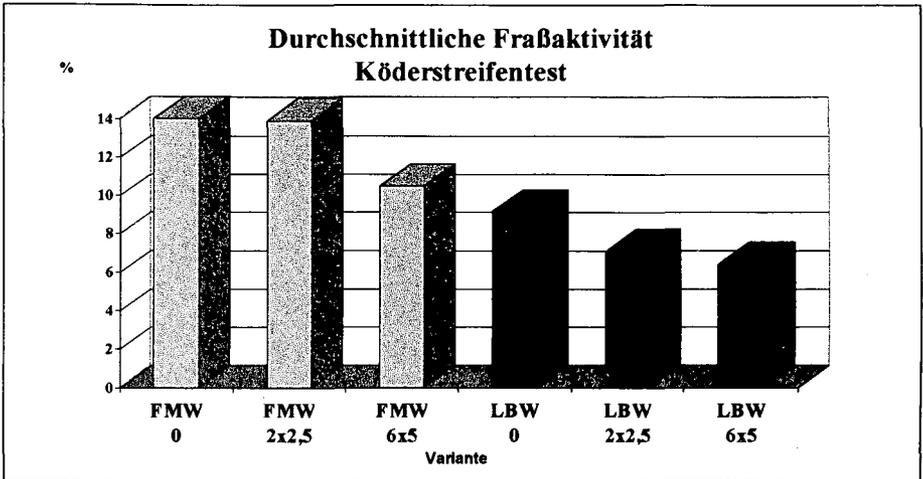


Abb.3: Durchschnittlicher Köderfraß in [%] / 10 Tage im Untersuchungszeitraum von Mai bis November 1996 auf den verschiedenen Varianten.

Der Köderstreifentest zeigte, daß das Bodenleben unter der verringerten Tragfähigkeit des Bodens auf der LBW leidet. Die Tiefenprofile der Fraßaktivität lassen erkennen, daß bei der FMW ein größeres Gefälle zwischen den oberen und den unteren Zentimetern liegt. Für das aktivere Bodenleben in den oberen Zentimetern der FMW kann die Mulchauflage und das bessere Angebot an totem organischen Material verantwortlich gemacht werden (Abb.4).

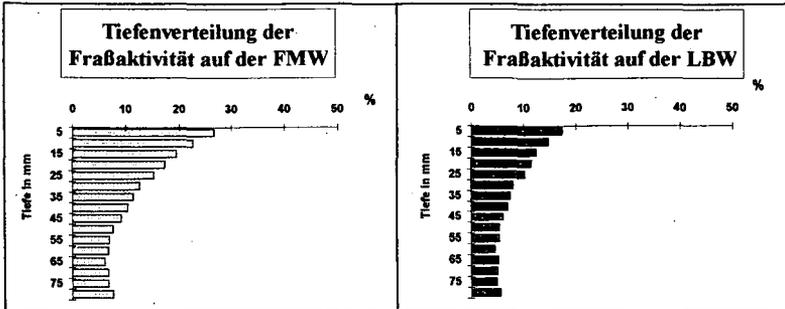


Abb.4: Durchschnittliche Tiefenverteilung der Fraßaktivität in [%] / 10 Tage auf den beiden Bodenbearbeitungen FMW und LBW im Untersuchungszeitraum von Mai bis November 1996.

4. Zusammenfassung

Von Mai bis November 1996 wurde eine konventionelle Bodenbearbeitung (Lockerbodenwirtschaft) mit einer reduzierten Bodenbearbeitung (Festbodenmulchwirtschaft) anhand der Milbenfauna und der biologischen Bodenaktivität verglichen. Zusätzlich wurden die Auswirkungen einer 1995 durchgeführten mechanischen Verdichtung der Flächen untersucht.

Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungen zeigten sich durch unterschiedliche Gamasidendichten in den einzelnen Tiefenfraktionen. Einzelne Milbenarten besaßen je nach Habitatsansprüchen individuelle Präferenzen für eine Bodenbearbeitung oder Tiefenfraktion. Die Auswirkungen der Verdichtung führten auf dem Artniveau zu deutlicheren Ergebnissen, da die einzelnen Arten stark unterschiedlich reagierten.

Die Untersuchung der biologischen Aktivität mit dem Köderstreifentest ergab, daß eine leichte Verdichtung auf den Flächen der Festbodenmulchwirtschaft besser kompensiert wurde, als unter der Lockerbodenwirtschaft. Dort nahm die Fraßaktivität mit zunehmender Verdichtung ab. Die Fraßprofile wiesen bei der Festbodenmulchwirtschaft aufgrund der organischen Auflage in den oberen 3 cm deutlich mehr Fraßspuren auf. Der Köderstreifentest bewährte sich ausgezeichnet zum Vergleich der beiden Bodenbearbeitungen.

KARG, W. (1993) : *Acari (Acarina), Milben: Parasitiformes (Anactinochaeta) Cohors Gamasina* Leach, Raubmilben. In: Dahl, F. [Hrsg.] : Die Tierwelt Deutschlands, 59. Teil. Jena: Fischer.

KRANTZ, G. W. (1978) : A Manual of Acarology. Corvallis: Oregon State University Book Stores.

VON TÖRNE, E. (1990 a) : Assessing feeding activities of soil-living animals. 1. Bait-lamina-tests. *Pedobiologia* 34: 89-101.

VON TÖRNE, E. (1990 b) : Schätzungen von Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. 2. Miniködertest. *Pedobiologia* 34: 269-279.

Die Arbeit wurde mit Mitteln der DFG gefördert.

Der Köderstreifentest als ein Maß der allgemeinen biologischen Aktivität von Ackerböden unter dem Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung

von

BODE, M.; BLUME, H.-P.

Einleitung:

Innerhalb des SFB 192 der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Teilprojekt Bodenbiologie, werden die Auswirkungen unterschiedlicher Düngungs- und Bearbeitungsmaßnahmen auf Bodenorganismen zweier Bodenformen einer Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins untersucht. Hier wird von den Ergebnissen des Köderstreifentests berichtet.

Material und Methoden:

Bodentypen: Parabraunerden und Kolluvisole aus Geschiebemergel

Bodenbearbeitung: Pflugbearbeitung (Pflugtiefe ca 30 cm); Reduzierte Bearbeitung (Frässhleensaat nach System HORSCH, Grubbertiefe ca. 10 cm)

Kulturarten: Wintergerste (1993/94), Raps (1994/95)

Düngung: **0** = ohne N-Düngung, **1** = 80/120 kg min. N/ha, **2** = 200/240 kg min. N/ha, **3** = Gülle in Herbst und Frühjahr mit insgesamt ca. 140 kg N/ha, **4** = 80/120 kg min. N/ha + Gülle in Herbst und Frühjahr mit insgesamt ca. 140 kg N/ha

Als biologische Eigenschaften wurden u.a. untersucht:

Die **Fraßaktivität** als unspezifischer Summenparameter der biologischen Aktivität im Boden (0-8 cm) per Köderstreifentest nach v. TÖRNE (1990). Die Köderstreifen waren mit einem Gemisch aus Cellulose, Weizenkleie und Agar-Agar befüllt. Sie wurden 8-21 Tage in drei 16er-Gruppen auf je zwei Flächen gleicher Bewirtschaftung und gleichen Bodentyps plaziert. Die Ergebnisse sind auf eine Ausbringungsdauer von 10 Tagen bezogen.

Die **mikrobielle Biomasse** der Ackerkrume (0-28 cm) per Substratinduzierter Respiration nach ANDERSON und DOMSCH (1977) am Präsmatren.

Ergebnisse und Diskussion:

Es lag ein typischer **Jahresgang** der Fraßaktivität vor (Abb. 1), der durch wechselnde Temperatur- und Feuchtebedingungen geprägt war. Es handelt sich beim Köderstreifentest um eine Feldmethode, die die tatsächlichen Aktivitäten der Bodenorganismen am Standort widerspiegelt.

Im Gegensatz dazu konnte bei der mikrobiellen Biomasse kein deutlicher zeitlicher Verlauf festgestellt werden. Die angewandte Labormethode erfasst Biomassepotentiale, die nicht mit der aktiven Biomasse am Standort übereinstimmen müssen.

Eine schrittweise multiple Regressionsanalyse ergab eine Abhängigkeit der Fraßaktivität von den Faktoren Temperatur (-), Bodenwassergehalt, N_{\min} -Gehalt und C_{org} -Gehalt (-) mit $r=0.81^{***}$.

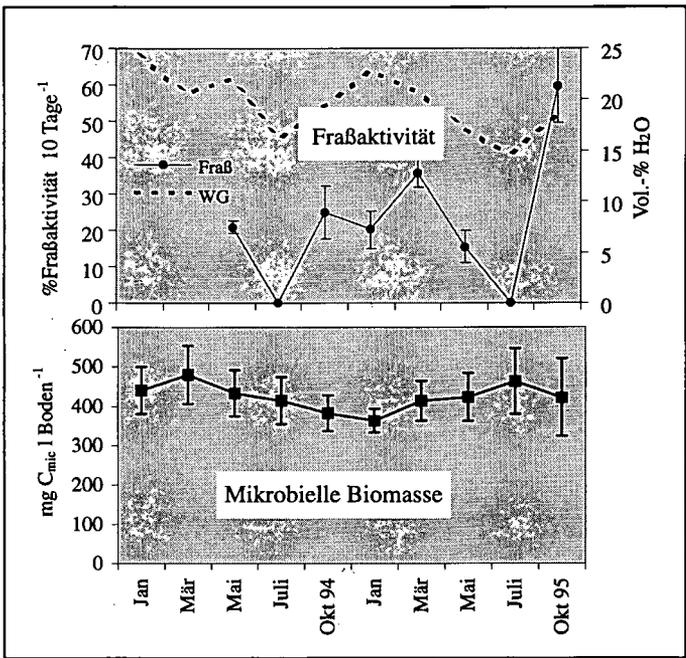


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf von Fraßaktivität (0-8 cm Tiefe) und Bodenwassergehalt (0-10 cm Tiefe) sowie mikrobieller Biomasse in der gesamten Ackerkrume (0-28 cm Tiefe). Mittelwerte aller Nutzungs- und Bodenvarianten.

Parabraunerden und Kolluvisole sowie **Pflugbearbeitung** und **reduzierte Bodenbearbeitung** unterschieden sich nicht signifikant voneinander (Tab. 1).

Tab. 1: Fraßaktivität bei unterschiedlichen Bodentypen und Bodenbearbeitungen

n=96	Fraßaktivität in 10 Tagen
Kolluvisole	30.1 %
Parabraunerden	29.5 %
Pflugbearbeitung	30.4 %
Reduzierte Bearbeitung	29.2 %

Jedoch konnte an Terminen mit günstigen Temperatur -und Feuchtebedingungen (z.B. im Herbst) für die reduzierte Bodenbearbeitung eine stärkere Abnahme der Fraßaktivität mit der Tiefe (0-8 cm) festgestellt werden als bei Pflugbearbeitung (reduziert: im Mittel aller Düngungs- und Bodenvarianten Abnahme von 88%, Pflug: 40%). Bei nur oberflächlichlicher Bodenlockerung ist die Aktivität der Bodenorganismen somit verstärkt in den obersten cm vorhanden, während unter Pflugeinsatz aufgrund der tieferen Einarbeitung der Ernterückstände die Bodenorganismen in größeren Tiefen aktiv sind (Abb. 2).

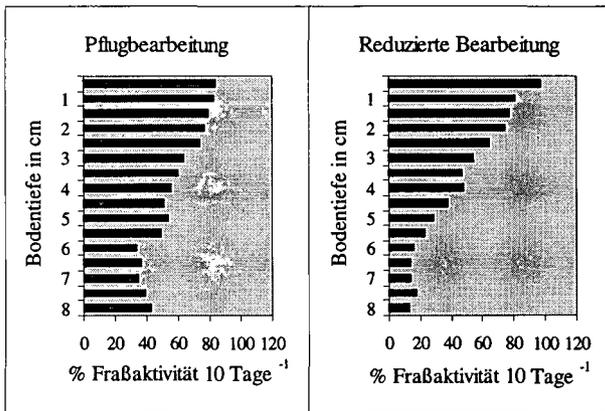


Abb. 2: Fraßaktivität als Tiefenfunktion im Oktober 95 auf ungedüngten Flächen. Parabraunerden und Kolluvisole zusammengefaßt

Steigende Düngung wirkte sich bei ausreichender Bodenfeuchte positiv auf die Fraßaktivität aus (Oktober in Abb. 3). Hier zeigte der Einsatz von Gülle eine besondere Förderung der Bodenorganismen (Abb. 3). Zu Zeiten größerer Trockenheit limitierte auf gedüngten Flächen der stärkere Wasserentzug der kräftigeren Pflanzen die Fraßaktivität (Mai in Abb. 95). Insgesamt zeigte sich eine positive Beziehung zwischen der Fraßaktivität und den Mengen an eingearbeitetem Stroh ($r=0.60^{**}$).

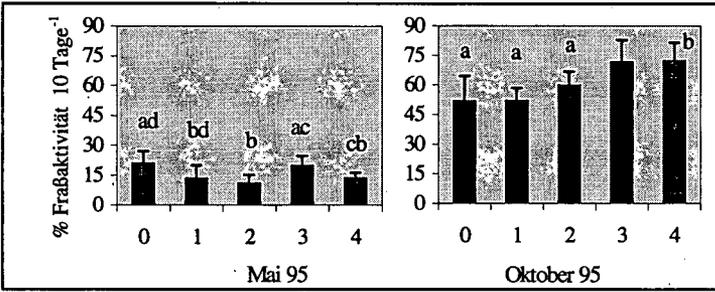


Abb. 3: Fraßaktivität in Abhängigkeit von der Düngung

0=keine, 1=80/120 kg N_{min}, 2=200/240 kg N_{min}, 3=Gülle, 4=120 kg N_{min}+Gülle. Balken mit gleichen Buchstaben sind nicht signifikant unterschiedlich

Zusammenfassung:

Der Köderstreifentest eignet sich zur Darstellung von zeitlichen und räumlichen Schwankungen der allgemeinen biologischen Aktivität im Feld und für das Aufzeigen von Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Eine ausführliche Darstellung ist BODE (1997) zu entnehmen.

Danksagung:

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung der Arbeit. Allen Kolleginnen und Kollegen, Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des SFB 192 und unseres Instituts danken wir für die gute Zusammenarbeit.

Literatur:

- ANDERSON T.H. und DOMSCH K.H. (1977): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**: 215-221
- BODE M. (1997): Einflüsse verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Bodenorganismen typischer Ackerböden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft. *Schriftenr. Inst. Pflanzenern. und Bodenk.*, Band **39**
- v. TÖRNE E. (1990): Schätzung der Fraßaktivität bodenlebender Tiere. II. Mini-Ködertest. *Pedobiologia* **34**: 269-279

Auswirkungen der Bodenbearbeitung und mechanischen Belastung im Ackerboden auf Collembolen und den Streuabbau

von

DITTMER;St., SCHRADER;St.

Zusammenfassung

Von Mai bis Ende August 1996 wurde untersucht, welche langfristigen Folgen eine einmalige Befahrung des Ackerbodens (Parabraunerde auf LÖB) mit abgestuften Radlasten (6x5t, 2x2,5t, 0t, Überrollhäufigkeit x Radlast) auf die Mikroarthropodenpopulation (speziell die Collembolen) und den Streuabbau hat.

Hierbei wurde zwischen der konventionellen Lockerbodenwirtschaft (LBW) und der schonenden Festbodenmulchwirtschaft (FMW) unterschieden. Der Streuabbau wurde mit Hilfe von Minicontainern erfaßt, als Streumaterial diente Weizenstroh, entsprechend der angebauten Feldfrucht Winterweizen. Zur Anwendung kamen zwei Maschenweiten: 20 µm und 500 µm.

Weder das Bearbeitungssystem, noch die Belastung zeigte eine Auswirkung auf die Mikroarthropodenpopulation, erst auf Ordnungsniveau (Collembola) gab es eine Reduktion der Besatzdichte in den tieferen Bodenschichten der höchstbelasteten FMW-Variante. Auf Artniveau wurden schließlich signifikante Unterschiede in der Besiedlung der Varianten festgestellt.

Der Streuabbau war in den ersten vier Wochen der Exposition am größten und nahm dann ab. In den Minicontainern mit 20 µm Gazenmaschenweite verlief die Dekomposition schneller, vermutlich aufgrund des für Mikroorganismen günstigeren Mikroklimas. Die schwankende Besiedlung der Streubehälter wurde durch Migrationsereignisse der Collembolen bestimmt, die nur bei ausreichender Bodenfeuchte in den Containern anzutreffen waren. Die Dominanzverhältnisse der Collembolenpopulation in den Minicontainern waren nicht mit denen im umgebenden Boden vergleichbar.

Problemstellung

Die konventionelle Bearbeitung des Ackerbodens mit dem Pflug (Lockerbodenwirtschaft) stellt einen tiefen Eingriff in das Bodengefüge dar. Die Bodenscholle wird gewendet, der Boden wird stark aufgelockert und die Erntereste werden auf die Pflugsohle transportiert. In der nichtwendenden Festbodenmulchwirtschaft werden nur die obersten 12 cm des Bodens bearbeitet und die Erntereste werden oberflächlich eingemischt. Die Überfahung des Ackers mit den schweren Landmaschinen kann eine Verdichtung des Bodens hervorrufen. Durch Radschlupf wird der Boden geknetet, das Porennetz und die Porengeometrie werden zerstört und damit auch der Lebensraum der Mikroarthropoden, die in den Poren der obersten Zentimeter des Bodens leben.

Diese Untersuchung soll die langfristigen Auswirkungen von mechanischer Belastung in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung anhand der Abundanzen der Mikroarthropoden, speziell der Collembolen feststellen. Unterschiedliche Reaktionen der Arten (Collembola) werden überprüft. Desweiteren wird der Streuabbau in den verschiedenen Bearbeitungssystemen mit Hilfe des Minicontainerverfahrens (Eisenbeis 1993) ermittelt.

Material und Methoden

Die Untersuchungsfläche gehört zum Versuchsgut Reliehausen der Universität Göttingen in Südost-Niedersachsen. Der Bodentyp ist eine Pseudogley-Parabraunerde auf Löß. Der Standort zeichnet sich klimatisch durch eine niedrige Jahresmitteltemperatur (8,2°C) und gleichmäßig hohe Niederschläge aus (810mm/Jahr). Auf der Fläche finden zwei verschiedene Bodenbearbeitungssysteme Anwendung: die Lockerbodenwirtschaft (LBW) und die Festbodenmulchwirtschaft (FMW). In der konventionellen LBW wird der Boden mit dem Pflug 25 cm tief, wendend bearbeitet. Die organische Substanz wird auf die Pflugschleife verlagert. In der FMW wird der Boden mit der Kreiselegge bis in 12 cm Tiefe aufgelockert und die organische Substanz als Mulchschicht eingearbeitet. Die Umstellung der Parzellen auf FMW erfolgte vor 6 Jahren. Im April 1995 wurde durch Spur-an-Spur-Überfahung mit Landmaschinen definierter Radlast eine einmalige mechanische Belastung auf den Boden aufgebracht. Folgende Belastungsvarianten wurden beprobt: 2x2,5t, 6x5t (Überrollhäufigkeit x Radlast) und 0t, als unbelastete Kontrollparzelle. Die Probenahme erfolgte monatlich mit Hilfe eines Bodenstechers, der 15 cm tief in den Boden eingetrieben wurde (n=8). Die Bodensäule wurde zur Erfassung der Vertikalverteilung der Tiere in drei gleiche Fraktionen unterteilt. Die Extraktion der Mikroarthropoden erfolgte mittels eines modifizierten MacFadyen-Extraktors (MacFadyen 1961). Die Mikroarthropoden wurden gezählt und die Ordnung der Collembolen bis zur Art bestimmt (nach Gisin 1960). Der Streuabbau wurde mit Hilfe von Minicontainern (Eisenbeis 1993) ermittelt. Als Substrat diente, entsprechend der angebauten Feldfrucht, Winterweizenstroh. Es kamen zwei verschiedene Maschenweiten zur Anwendung: 20 µm (Ausschluß der Mesofauna) und 500 µm (Zutritt der Mesofauna). Der Streuabbau wurde gravimetrisch nach der Exposition (vierwöchiger Entnahmezyklus) bestimmt und durch Veraschung der Streu korrigiert. Die Tiere wurden extrahiert und bestimmt (s.o.).

Ergebnisse und Diskussion

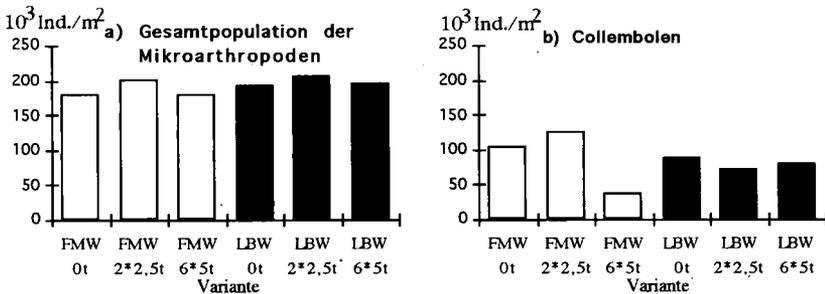


Abb.1 a) u. b): Vergleich der Abundanz der a) Gesamtpopulation der Mikroarthropoden und b) Collembolen aus den sechs Bearbeitungs- u. Belastungsvarianten (Mittelwerte aus 5 Probenahmen)

Ein Jahr nach der Befahrung des Ackers mit unterschiedlicher Radlast sind keine signifikanten Auswirkungen der mechanischen Belastung auf die Gesamtpopulation der Mikroarthropoden mehr zu erkennen (Abb.1a). Auch die unterschiedlichen Bearbeitungsformen wirken sich nicht auf die Besatzdichten aus.

Die Ordnung der Collembolen zeigt eine Reduktion der Abundanz in der höchstbelasteten FMW-Variante (Abb.1b). In der FMW übersteigt die Probenahmetiefe (15 cm) die Bearbeitungstiefe (12 cm). Da die Collembolendichte vor allem in der tiefsten Bodenfraktion (10-15 cm) reduziert ist, bleibt zu vermuten, daß der Boden in der Tiefe nach wie vor von der Verdichtung betroffen ist. Im darüberliegenden bearbeiteten Boden ist die Belastung nicht mehr spürbar. Das gilt auch für die LBW, in der die Bearbeitungstiefe (25 cm) die Probenahmetiefe übersteigt.

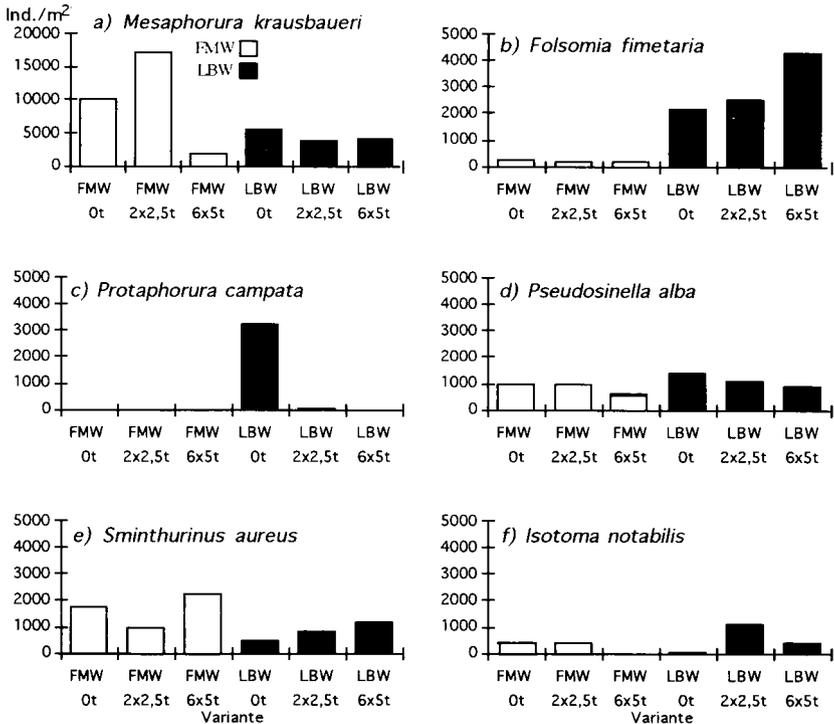


Abb.2 a)-f): Abundanzen (Ind./m²) ausgewählter Arten (Collembola) aus den Bodenstecherproben der sechs Bearbeitungs- und Belastungsvarianten (Mittelwerte aus fünf Probenahmen)

Die verschiedenen Collembolenarten verhalten sich hingegen ganz unterschiedlich in der Besiedlung der Varianten (Abb.2a)-f)). *Mesaphorura krausbaueri* ist eudominant und erreicht vor allem in der FMW hohe Abundanzen. *Folsomia fimetaria* zeigt höhere Besatzdichten in der LBW, besonders bei hoher Belastung. *Protaphorura campata* tritt (fast) ausschließlich in der unbelasteten LBW-Variante auf. *Sminthurinus aureus* erreicht in der FMW höhere Abundanzen, in der LBW steigt die Besatzdichte dieser Art mit zunehmender Belastung.

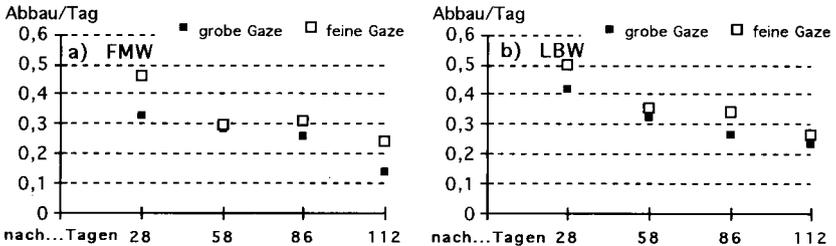


Abb.3 a) und b): Veränderung der Abbaurrate (g) mit der Expositionsdauer (Tage) in der a) FMW und b) LBW in Abhängigkeit von der Maschenweite: grobe Gaze=500 µm, feine Gaze=20 µm

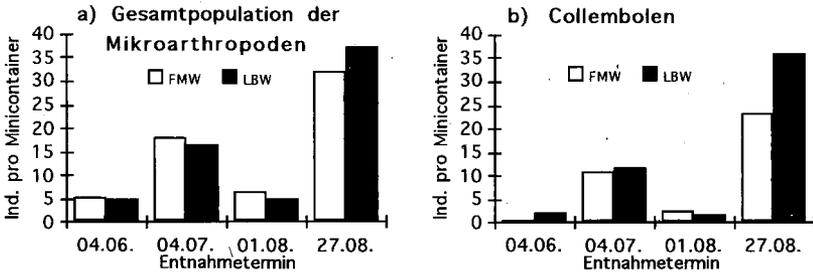


Abb.4 a) und b): Besiedlung der Minicontainer mit grober Maschenweite durch a) die Gesamtpopulation der Mikroarthropoden und b) die Collembolen an den Entnahmeterrinen (Mittelwerte der Gesamtzahl der Individuen pro Minicontainer).

Der Streuabbau ist in den ersten vier Wochen am größten und nimmt dann ab (Abb.3a),b)). Zu Beginn der Dekomposition werden die wasserlöslichen Bestandteile der Streu ausgewaschen (Leaching). Aufgrund der höheren Feuchtigkeit in den Minicontainern mit feiner Maschenweite (20 µm) kommt es hier zu einer höheren mikrobiellen Aktivität und damit zu einem stärkeren Abbau. Der langsamere Masseverlust bei 500 µm Gaze kann auf die trockeneren und damit für die Mikroflora ungünstigeren Bedingungen und auf Over-Grazing-Effekte bei Zutritt der Mesofauna zurückgeführt werden. Ein etwas größerer Masseverlust ergibt sich in der LBW. Die schwankende Besiedlungsdichte in den Minicontainern wird in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte durch wandernde Collembolen verursacht (Abb.4a),b)). Nur bei ausreichender Bodenfeuchte können sie die durch die lockere Packung des Strohs schnell austrocknenden Streubehälter besiedeln. Die Besiedlung der Minicontainer durch die Collembolen gibt nicht die Dominanzverhältnisse im Boden wieder (Abb.5). Große, mobile Arten sind in den Containern häufiger vertreten.

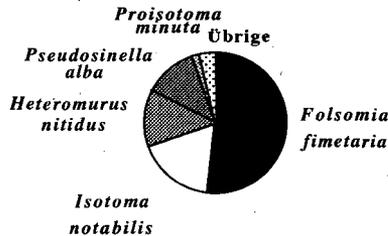


Abb. 5: Die fünf häufigsten Collembolenarten in den Minicontainern. Unter Übrige sind die mit wenigen Individuen auftretenden Arten zusammengefasst.

Literatur

Eisenbeis, G., 1993. Zersetzung im Boden. In: Ehrnberger, R. (Hrsg.), Bodenmesofauna und Naturschutz, Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland, 6: 53-76.
 Gisin, H., 1960. Collembolenfauna Europas. Museum d'histoire naturelle. Genf. 312 S.
 MacFadyen, A., 1961. Improved funnel-type extractors for soil arthropods. J. Anim. Ecol., 30: 171-184.

Die Untersuchung wurde aus Mitteln der DFG gefördert.

Enchytraeenabundanz, Artenspektrum und Vertikalverteilung in unterschiedlich alten forstlich rekultivierten Kippkohlesanden

von

DÜKER, Ch.; RUMPEL, C.; KEPLIN, B.; KÖGEL-KNABNER, I.; HÜTTL, R. F.

Einleitung

Im Lausitzer Braunkohlerevier kam es zur Ablagerung von stark braunkohlehaltigem (bis 50 g/kg Corg) Abraummateriale. Nach Aschemelioration und NPK-Grunddüngung wurden die Standorte u.a. mit Kiefern aufgeforstet. Enchytraeen (Kleinringelwürmer) als Vertreter der Bodenmesofauna haben einen wichtigen Anteil am Umsatzgeschehen in der organischen Auflage und tragen zur Entwicklung des Humuskörpers bei. Auf Rohböden wandern sie meist vor den Lumbriciden ein und übernehmen dann teilweise deren Funktion. Die Besiedlung von Braunkohlekuppen durch Enchytraeen wurde bisher kaum untersucht (vgl. DUNGER 1991). Ziel dieser Studie ist es, eine erste Charakterisierung der Enchytraeenzönose auf zwei Kippenforsten unterschiedlichen Alters vorzunehmen, sowie die Verteilung der Kleinringelwürmer in bezug zur rezenten organischen Substanz zu beschreiben. Weiterhin soll der Versuch unternommen werden, die Enchytraeenzönosen in das System der Zersetzer-gesellschaften nach GRAEFE (1993) einzuordnen.

Untersuchungsstandorte

Aus einer Chronosequenz von Kiefernforsten (0 - 30 Jahre) wurden zwei Standorte ausgewählt, Domsdorf (DD), ein ca. 30 Jahre alter Waldkiefernforst (*Pinus sylvestris*) und Bärenbrück (BB), ein ca. 10 Jahre alter Schwarzkiefernforst (*Pinus nigra*). Die Krautschicht wird in DD vorwiegend von Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) und Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) und in BB von *C. epigeios* und Haar-Segge (*Carex hirta*) gebildet. Die chemischen Parameter pH und elektrische Leitfähigkeit weisen große Spannbreiten auf (so reichen z.B. die Aciditätsverhältnisse auf beiden Standorten von sehr stark sauer bis schwach alkalisch) (Tab. 1).

Tab. 1: Spannbreiten der pH-Werte (H₂O) und der elektrischen Leitfähigkeit (EC) der Standorte Bärenbrück und Domsdorf in Auflage und Mineralboden (0 bis 12 cm Tiefe)

	Bärenbrück		Domsdorf	
	pH (H ₂ O)	EC (µS/cm)	pH (H ₂ O)	EC (µS/cm)
Auflage	4,5 - 6,9	221 - 1268	3,4 - 5,6	58 - 609
Mineralboden				
0 - 4 cm	4,5 - 7,9	84 - 497	4,0 - 7,2	73 - 2470
4 - 8 cm	3,6 - 7,9	124 - 2130	3,8 - 7,6	70 - 1340
8 - 12 cm	3,8 - 8,0	113 - 2500	3,6 - 6,0	121 - 2110

¹ Lehrstuhl f. Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, PF 101344, 03013 Cottbus, Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften. ² Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan, Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften

Methoden

Die Bodenprobenahme zur Extraktion der Enchytraeen begann im Okt./Nov. 95 und wurde dann im Abstand von 6 Wochen fortgeführt. Im Winter (Dezember bis Anfang April) konnten in der Regel wegen starken Bodenfrostes keine Proben genommen werden. BB wurde bisher an 11 Terminen und DD an 9 Terminen beprobt. Pro Termin wurden 10 Säulen mit einem Bodenstecher (\varnothing 19,6 cm) bis in eine Tiefe von 12 cm genommen. Die Enchytraeen wurden durch das Naßextraktionsverfahren von GRAEFE (1984) gewonnen. Die Auflage wurde, sofern mächtig genug, getrennt vom Mineralboden (dieser in 4 cm mächtigen Schichten) extrahiert. Die Austreibung der Tiere erfolgte über maximal 6 Tage.

Zur Bestimmung des rezenten Anteils der organischen Substanz wurde eine ^{14}C -Altersbestimmung vorgenommen (RUMPEL ET AL. 1997). Bodenproben wurden aus den obersten 0 - 2 cm (BB) und 0 - 5 cm (DD) des Mineralbodens entnommen, da aufgrund der dunklen Farbe des Substrates makromorphologisch kein A_i -Horizont ausgeschieden werden konnte.

Ergebnisse

Massenwechsel

Durch die Extraktion der Bodenproben konnten in BB bisher 175 und in DD 4.113 Enchytraeen gewonnen werden. Die durchschnittliche Enchytraeenabundanz in BB beträgt 872 Ind./m² (Spanne: 107 - 3.056 Ind./m²), in DD 29.914 Ind./m² (Spanne 14.295 - 44.295 Ind./m²). Die Enchytraeenzahlen unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen mit Höchstwerten im Frühjahr und Herbst (April und Oktober / November). Die niedrigsten Abundanzen treten im Juli und Februar auf (die Monate Dezember und Januar wurden allerdings wegen Bodenfrostes nicht erfaßt) (Abb. 1).

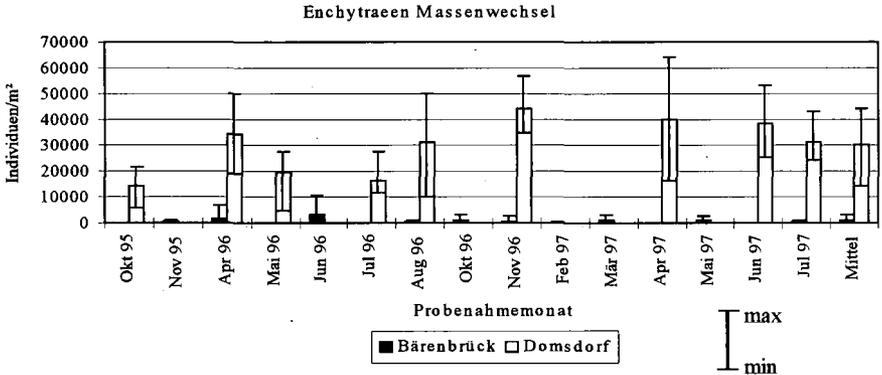


Abb. 1: Durchschnittliche Enchytraeenabundanzen (Auflage und 0 - 12 cm Tiefe) der Fläche BB und DD. Die Fehlerbalken geben den jeweiligen Minimal- und Maximalwert pro Probenahmetermin an (n = 10 Einstiche / Termin). Fehlende Säulen: keine Probenahme an diesem Termin.

Vertikalverteilung

Auf beiden Standorten besiedeln mehr als 75 % der Tiere die Auflage und die obersten 4 cm des Mineralbodens (BB 78,5 % und DD 92,5 %) (Abb. 2). In den Tiefen 4 - 8 cm (BB 17,7 %, DD 6,7 %) und 8 - 12 cm (BB 3,8 %, DD 0,8 %) nimmt die Besiedlung rapide ab. In DD ist die Besiedlung stärker auf die Auflage und die obersten 4 cm des Mineralbodens konzentriert als in BB. Dennoch sind die Gesamtzahlen der in den einzelnen Bodentiefen vorkommenden Enchytraeen in DD höher als in BB.

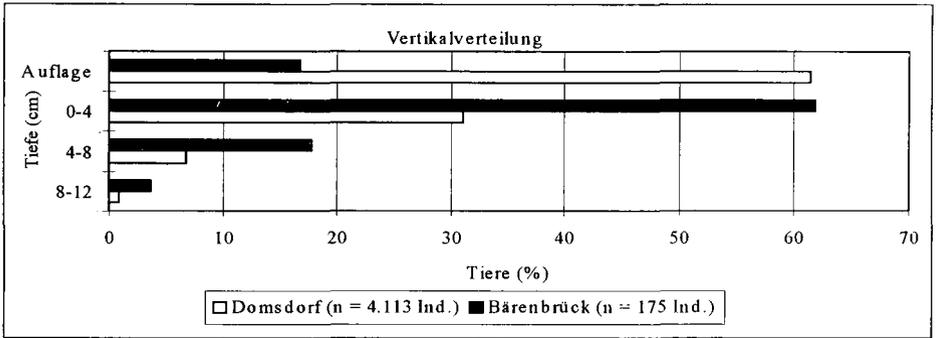


Abb. 2: Vertikalverteilung (in Prozent) der Enchytraeen auf den Standorten DD und BB, getrennt dargestellt nach Auflage und Mineralboden (0 - 12 cm Tiefe)

Dominanz

Die beiden Standorte sind artenarm. In BB konnten bisher 6 Arten und in DD 8 bzw. 9 Arten nachgewiesen werden (Abb. 3). Die Hauptarten (nach ENGELMANN 1978) (>32 %) sind in BB *Enchytraeus buchholzi*, *Buchholzia appendiculata*, *E. minutus bisetosus* und *Fridericia cf. bisetosa* (taxonomische Einordnung z.Zt. noch unklar, evtl. aus zwei Arten bestehend). Begleitarten (nach ENGELMANN 1978) (>3,2 %) sind *F. bulboides* und *Cognettia sphagnetorum* (1 Ind.). Die Gruppe der Hauptarten setzt sich in DD aus *F. cf. bisetosa*, *C. sphagnetorum*, *Achaeta affinis* und *F. bulboides* zusammen. Begleitarten sind *Henlea perpusilla*, *E. buchholzi*, *F. spec.* und *Marionina cambrensis*.

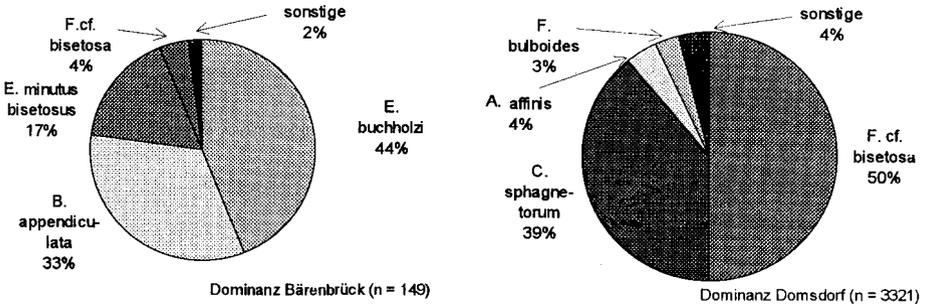


Abb. 3: Enchytraeendominanzen der Standorte BB und DD. Dargestellt sind die Hauptarten (> 3,2 % nach ENGELMANN 1978). Unter „sonstige“ sind die Begleitarten (< 3,2 %) zusammengefasst. Diese sind in BB: *F. bulboides* und *C. sphagnetorum* und in DD *H. perpusilla*, *E. buchholzi*, *F. spec.* und *M. cambrensis*. Nicht bestimmte Individuen sind nicht dargestellt (BB = 126, DD = 792).

Charakterisierung der organischen Substanz der Ai-Horizonte

In BB ist der Gesamt-Kohlenstoffgehalt im A_i -Horizont mit 100 g/kg Boden niedriger als in DD mit 160 g C/kg Boden. Durch die ^{14}C -Altersdatierung konnte in BB ein Anteil von 19 % organischen rezenten C (81 % Braunkohle-C) und in DD ein Anteil von 38 % organischen rezenten C (62 % Braunkohle-C) im A_i -Horizont bestimmt werden. DD verfügt somit über einen wesentlich höheren

Anteil rezenten organischen C im Oberboden als BB. Es wurden nach 30 Jahren der Bestandesentwicklung 61 g/kg rezenter organischer Kohlenstoff akkumuliert, nach 11 Jahren waren dies erst 19 g/kg C. Neben dem Input von Wurzelstreu kann dies auf eine stärkere Einarbeitung von organischem Material der Auflage in den Mineralboden zurückgeführt werden.

Diskussion

In BB liegen die Abundanzen weit unter denen vergleichbarer Standorte (vgl. DÓZSA-FARKAS 1987); die Zönose wird vorwiegend von kleinen euryöken Arten gebildet. In DD gleichen sich die Abundanzen bereits an jene von Nadelforststandorten auf gewachsenen Böden der Region an (vgl. HECK & RÖMBKE 1992), doch zeigt die Artenzusammensetzung wenig Parallelen. Typische Nadelwaldarten wie *C. sphagnetorum* und *A. affinis* treten in den Hintergrund bzw. kommen vorwiegend in der Auflage vor. Die ausgeprägte Dominanz von Arten der Gattung *Fridericia* (eurytope, isovalente Arten) gibt einen Hinweis auf gestörte Bodenverhältnisse. Aufgrund der stärkeren Einarbeitung rezenten organischen Materials in den Oberboden und der damit einhergehenden fortgeschrittenen Humusentwicklung im älteren Standort DD werden hier bessere Lebensbedingungen (Nahrungsverfügbarkeit, Feuchtigkeit) für Enchytraeen geboten als in Bärenbrück.

Die Zersetzergesellschaft wird von GRAEFE (1993) als „eine typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere, die aufeinander angewiesen sind und miteinander konkurrieren“ definiert. Die Enchytraeen können als Indikator für die gesamte Zersetzergesellschaft herangezogen werden. Die Enchytraeenzönose von Bärenbrück könnte am ehesten in den von GRAEFE (1993) geschaffenen Verband *Enchytraeion* eingeordnet werden, also Zeiger für gestörte Böden. Die Enchytraeengesellschaft in DD scheint zweigeteilt. In der sauren Humusaufgabe leben Arten, die typisch für saure Böden mit sauren Humusaufgaben sind (Verband *Achaeto-Cognettion*, nach GRAEFE (1993)), der Mineralboden hingegen, ist deutlich von den eher neutro-basophilen *Fridericia*-Arten dominiert. Auch dieser Zustand kann als Hinweis auf die für die Besiedlung ungünstigen Verhältnisse (vgl. Tab. 1) im Oberboden gewertet werden. Die Auflage hingegen bietet Lebensbedingungen, die bedingt durch Mächtigkeit, Acidität und Zersetzungsgrad der von Forsten auf gewachsenen Standorten ähnelt.

Fazit

Die Entwicklung des Abbaus organischer Substanz und die zoönotische Entwicklung solcher Sonderstandorte zeigen, daß sich im Laufe der Zeit Kippenforste Forsten auf gewachsenen Standorten angleichen. Die Zusammensetzung der Enchytraeenzönosen weisen auf gestörte Verhältnisse im Oberboden hin. Die Heterogenität des Kippsubstrates, dessen chemische und physikalische Beschaffenheit, ermöglichen zunächst nur euryöken Arten mit weiten ökologischen Amplituden die Besiedlung. Die Tätigkeit der Bodenorganismen führt, ausgehend von der Qualität der Streu, zu einer verbesserten Besiedlungsfähigkeit des Oberbodens und Schaffung homogener Bodenverhältnisse (Einarbeitung rezenter organischer Substanz). Dies kann langfristig zur Etablierung von nadelforsttypischen Enchytraeengemeinschaften führen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung und bei der BTUC für die Gewährung eines Stipendiums. Dr. Becker-Heidmann danken wir für die ¹⁴C-Altersdatierungen.

Literatur

- DÓZSA-FARKAS, K. (1987), In: STRIGANOVA, B.R. (ed.): Soil fauna and soil fertility. Nauka Moskau, 312 - 316.
DUNGER, W. (1991), Zool. Jb. Syst. 118, 423 - 447.
ENGELMANN, H.-D. (1978), Pedobiologia 18, 378 - 380.
GRAEFE, U. (1984), Protokoll des Workshops zu Methoden der Mesofaunaerfassung und zu PCP-Wirkungen auf Col-
lembolen und andere Mesofaunagruppen. Bremen, S. 17.
GRAEFE, U. (1993), Mitt. DBG 69, 95 - 98
GRAEFE, U. (1995), Mitt. DBG. 75, 11 - 14.
HECK, M. & RÖMBKE, J. (1992), Verh. Ges. Ökol. 21, 149 - 153.
RUMPEL, C., KÖGEL-KNABNER, I. & HÜTTL, R.F. (1997), Mitt. DBG. 83 (i. Dr.).

**Effects of liming on decomposition rates and feeding activities in forests soils
in relation to soil chemical parameters**

von

GEISSEN,V.; SCHÖNING,A.; KRATZ,W.; BRÜMMER,G.W.

Introduction

Acid rain requires countermeasures in the forest such as liming and fertilization. The effects of the treatments on soil chemical parameters as well as on the soil fauna and its activity are described by several authors (e.g. HAGVAR 1988, GEISSEN et al. 1997). However, further research is needed into the correlation of varying chemical parameters of the soil and biological activity. This study concentrates on decomposition rates and feeding activities in relation to varying soil chemical parameters following liming and fertilization.

Materials and Methods

The study was carried out in an oak-beech forest (*Carpinus betulus*) in the Kottenforst near Bonn on Stagnic Gleysols of loess with moder humus. As a basis for the study six plots in an oak - beech forest near Bonn (Germany) were treated with different amounts of lime, partly combined with P/K fertilization in 1988 and 1994/95. The treatments of the different plots (2500 m² each) are shown in Tab. 1. We studied the influence of the treatments on the feeding activities (bait-lamina test; TÖRNE 1990), the decomposition rates (minicontainer-test; EISENBEIS 1993) and the content of mobile nutrients, heavy metals and aluminium (NH₄NO₃ extraction; ZEIEN & BRÜMMER 1991).

To measure the feeding activities we inserted 48 strips in three groups in the Of and Ah horizon of each plot for 14 days in November 1996. The number of pierced bait laminae of each strip was determined after the time of exposure. 12 sticks each containing 12 minicontainers filled with dried oak-beech leaf litter were exposed in each plot. To determine the activity of the different groups of the soil fauna the minicontainers were sealed by meshes of different widths (2, 0.5 and 0.02 mm). After three, seven, twelve and twenty-five weeks we removed three sticks of each plot and determined the weight losses and the content of Corg. and Ntot. of the litter.

Tab. 1: Treatments of the plots A1-A6:

Liming in Oct. 88, Jan. 94 and Jan. 95 (t dolomite/ha); P/K fertilization in June 94 (200 kg P₂O₅ as acidified rockphosphat, 150 kg K₂O as K₂SO₄)

	A1	A2	A3	A4	A5	A6
1988	0	3	3	3	3	3
1994	0	0	3	3+P/K	6+P/K	6+P/K
1995	0	0	0	0	0	6
	0	3	6	6+P/K	9+P/K	15+P/K

Results and Discussion

Soil chemical parameters

Liming led to increasing pH values in the Ah horizon (plot A3-A6). At the same time the contents in mobile nutrients such as Ca and Mg increased while the contents of mobile heavy metals and aluminium decreased. Thus the contents of heavy metals in the treated plots decreased below the trigger values of the soil protection law of Baden-Württemberg (Tab. 2).

Tab. 2: pH values and contents of mobile nutrients (Ca, Mg, K), heavy metals (Mn, Zn, Pb, Cd) and Al in the Ah horizon of the plots A1 - A6 (means and standard deviation s); values in mg*kg⁻¹ (n=3)

plot	pH	s	Ca	s	Mg	s	K	s	Al	s	Mn	s	Zn	s	Pb	s	Cd	s
A1	3.5	0.1	306	17	43	3	129	26	215.2	36.0	113.5	47	6.43	1.9	4.33	1.0	0.17	0.03
A2	4.6	0.3	998	189	275	67	95	9	16.4	9.4	66.4	13	2.22	0.8	0.58	0.3	0.05	0.01
A3	5.4	0.4	1245	211	429	63	117	27	2.4	0.5	18.1	5.5	0.27	0.2	0.06	0.1	0.01	0.01
A4	5.6	0.3	1278	194	467	8	241	44	2.4	0.5	12.1	4.3	0.18	0.1	0.01	0.0	0.01	0.00
A5	5.7	0.5	1040	239	349	66	186	13	6.5	3.8	55.2	5.5	1.93	2.1	1.91	0.3	0.04	0.03
A6	6.0	0.3	1258	139	430	41	152	19	1.8	0.5	6.1	1.8	0.07	0.05	0.21	0.4	0.01	0.00

Feeding activities

Liming had an obvious influence on the activity of the soil fauna. The feeding activities in the plots A1 and A2, untreated in 1994, were lower than in all other treated variants (Fig.1). The plots A3 and A4, treated with 3+3 t dolomite / ha showed the highest feeding activities and differed significantly from those found in A1 and A2. The feeding activities in the plots A5 and A6 treated with an increased amount of lime were also higher than those in the untreated plots, did, however, not show significant differences. Furthermore the treatment with P/K did not reveal any significant effect on the feeding activities. In all plots the feeding activity decreased with increasing soil depth.

Looking at the influence of soil chemical parameters on the feeding activities we found clear, partly significant relationships (Tab. 3). The feeding activity of the soil improved with an increased pH value which coincided with an increased supply of mobile basic nutrients such as K, Ca and Mg

whereas the correlation between mobile aluminium, mobile heavy metals and the feeding activity was negative. The contents of these elements decrease at the same time with an increased pH value.

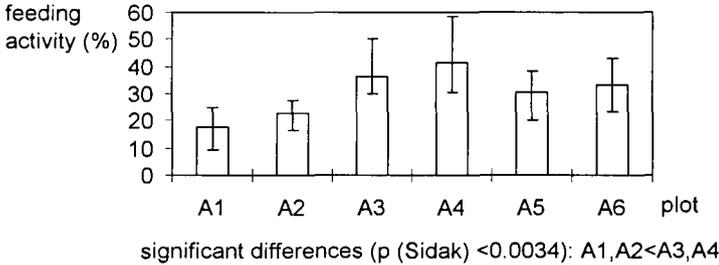


Fig. 1: Feeding activities in the Ah horizon in the plots A1-A6 after two weeks of exposure determined by the bait-lamina-test (n=48 strips; median, standard deviation)

Tab. 3: Correlations between the contents of mobile nutrients, heavy metals and aluminium and the feeding activities in the Ah horizon (Pearson coefficients)

parameter	pH	K	Ca	Mg	Al	Mn	Zn	Pb	Cd
r	0.83	0.87	0.70	0.76	-0.67	-0.69	-0.69	-0.70	-0.71

Decomposition rates

Different mesh sizes used to seal the minicontainers did not lead to any significant differences in the decomposition rates. The decomposition rates in the plots varied from 0.49% per week to 0.78% per week over the period of investigation (Tab. 4). The highest decomposition rate was found in A3 (3+3) and it differed significantly from the rate found in the untreated plot A1 and from those found in the plots A5 and A6 treated with a higher amount of dolomite. A4 (3+3+P/K) also showed a significantly higher decomposition rate than A5 and A6. It has to be noted that the decomposition rates in the plots treated with an increased amount of lime (A5, A6) were lower than the decomposition rates in the plots not treated in 1994 (A1, A2), however, it is not a significant difference. The C/N ratio of the leaves in the minicontainers decreased in all plots during the period of investigation (Tab. 4). This is due to the fact that the content of organic carbon nearly remained unchanged while the content of total nitrogen increased. A negative correlation was found between the amount of decomposition and the C/N ratio. In comparing the development of the C/N ratio of the decomposing leaves in all plots we noted that plot A3 (3+3) showed a significantly higher decreasing rate of the C/N ratio than the other plots (p<0.05). Thus plot A3 (3+3) did not only have the highest decomposition rate over the period of investigation but also the highest decrease in the C/N ratio which confirms the strong relation between decomposition rates and C/N ratio. Looking

at the influence of soil chemical parameters on the feeding activities no correlations were found between the decomposition rates and the contents of mobile nutrients, heavy metals or aluminium.

Tab. 4: Decomposition (dec.) rates of the leaf litter per week (values in %), decrease of the C/N ratio (C/N decr.) per week in the plots A1-A6 (values in % of the initial C/N ratio) and initial C/N ratio (C/N ini.) and C/N ratio after 25 weeks (C/N end.)

plot	dec./week	C/N decr./week	C/N ini.	C/N end.	significant differences (p<0.05):
A1	0.55	1.12	43.7	33.5	dec./week
A2	0.68	1.10	43.7	32.0	A3>A1,A5,A6
A3	0.78	1.35	43.7	28.9	A4>A5,A6
A4	0.68	1.07	43.7	31.5	
A5	0.49	1.01	43.7	32.1	C/N decr./week
A6	0.49	0.98	43.7	34.3	A3>A1,A2,A4,A5,A6

Summary

We studied the effects of liming in an oak beech forest on the feeding activities and decomposition rates in relation to the content of mobile nutrients, heavy metals and aluminium. Liming led to increased feeding activities in the Ah horizon of the forest soil two years after the treatment. The highest feeding activities were found in the plots treated with 3+3 t dolomite / ha + P/K. In all plots the feeding activity decreased with increasing soil depth. The feeding activities in the Ah horizon correlated positively with the pH values and the contents of mobile basic cations and negatively with the contents of aluminium and mobile heavy metals. The decomposition rates of the oak-beech leave litter varied from 0.49% to 0.78% per week in the different plots. The plots treated with 3+3 t dolomite / ha showed the highest decomposition rates and differed significantly from those plots treated with an extended amount of lime (3+6 and 3+12 t dolomite / ha) and from the plot completely untreated. The C/N ratio of the oak-beech leaves in the minicontainers decreased during the time of exposure. Amount of decomposition and C/N ratio showed a negative correlation.

Acknowledgements

We are grateful to the "Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft" of NRW.

References

- Eisenbeis, G. (1993): Zersetzung im Boden. In: R. Ehrensberger (ed.) *Bodenmesofauna und Naturschutz*, 53-76. Günter,Runge Verlag, Cloppenburg.
- Geissen, V., Illmann, J., Flohr, A., Kahrer, R. & Brümmer, G. W. (1997): Effects of liming and fertilization on *Collembola* in forest soils in relation to soil chemical parameters. *Pedobiol.* 41, 85-92.
- Hagvar, S. (1988): Decomposition studies in an easily-constructed microcosm: Effects of microarthropods and varying soil pH. *Pedobiol.* 31, 293-303.
- Van Törne, E. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals.- I. Bait-lamina-test. *Pedobiol.* 34, 89-101.
- Zeien, H. & Brümmer, G.W.(1991): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. In: Sauerbeck, D. (ed.): *Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen*. Ber. Ökol. Forschung 6, 62-91. Forschungszentrum Jülich.

Regenwürmer im Hegau - Vorkommen und Wirkungen auf das Bodengefüge

von

EHRMANN, O.; VOLLMER, T.

Einleitung

Regenwürmer können - wenn sie in größerer Zahl vorkommen - das Bodengefüge wesentlich beeinflussen. Im Hegau, einer Landschaft nordwestlich des Bodensees, wurden zu folgenden Fragestellungen Untersuchungen durchgeführt:

- ◆ welche Regenwurmpopulationen weisen die Böden dieser Landschaft auf?
- ◆ wie wirken sich die verschiedenen Regenwurmpopulationen auf das Bodengefüge aus? Ist die für viele Nutzungen günstige Krümelstruktur umso stärker ausgeprägt, je mehr Regenwürmer vorhanden sind?

Standorte

Untersucht wurden 9 Grünland- und Waldstandorte im Hegau (Tab. 1). Die Standorte liegen zwischen 450 und 700 m ü. NN. Die Jahresmitteltemperatur beträgt in Abhängigkeit von der Höhenlage 7,5 - 9° C. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 700 - 800 mm.

Methoden

Der **Regenwurmfang** wurde einmalig im Frühjahr 1996 mit einer Kombination der von THIELEMANN (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche: 1/8 m²) und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m²) in sechsfacher Wiederholung durchgeführt. Bei allen Aufnahmen wurden Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere) ermittelt. Adulte Tiere wurden bis zur Art bestimmt.

Zur Untersuchung des **Bodengefüges** wurde aus dem Ah von einer ungestörten Bodenprobe (Kubienakasten) je ein An- und ein Dünnschliff angefertigt. Unter dem Stereomikroskop wurde die Festschubstanz in zwei Klassen eingeteilt:

- ◆ Krümel: mehr oder weniger rundliche Aggregate von 0,5-5 mm Durchmesser (Beispiele in Bild 1). Verrundete Aggregate können auch durch Bodenbearbeitung, oder von kleineren (z.B. Enchyträen) bzw. größeren Bodentieren (z.B. Maulwürfe) gebildet werden. Die Krümel in den untersuchten Böden waren fast ausschließlich ehemalige Regenwurmlosungen.
- ◆ andere Festschubstanz: In dieser Klasse wurde die übrige Festschubstanz zusammengefaßt. Dazu wurden auch Regenwurmlosungen gezählt, wenn sie nicht in Form von Krümeln vorlagen, sondern ohne Hohlräume zwischen den einzelnen Losungen zu größeren Einheiten verbacken waren (Beispiele in Bild 2).

Die Anteile der beiden Klassen wurden durch Auszählen ermittelt.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Tab. 1: Standorte

	Ranker	Braunerde Pararendz.	Pseudogley -Pelosol	Pelosol- Gley	Pelosol- Gley	Gley ü. Niedermoor	Para- rendzina	Para- braunerde	Braunerde- Pelosol
Reliefposition	Mittelhang	Oberhang	Sattel	Bachrand	Talaue	Senke	Mittelhang	Unterhang	Mittelhang
Ausgangsmaterial	vulk. Bombentuff	GM und Deckentuff	Mergel	Auenlehm	Auenlehm	Kolluv. u. Niederm.	Wärm- GM	Wärm- GM	Basalt- fließerde
Oberboden (Ah)									
Bodenart	tL	uL	T	IT	uL	stL	stL	stL	tL
pH [CaCl ₂]	6,5*	7,3*	7,2*	6,0	7,1*	7,6*	7,0*	5,0	5,5
Corg [%]	3,9	5,7	9,1	7,4	8,4	8,4	7,8	3,9	5,7
C/N	10,5	12,8	11,0	10,3	10,9	11,7	12,1	13,8	13,9
Profil									
reduktomorphe Merkmale	-	-	+	++	++	++	-	-	+
nFk [l m ⁻²]	47	93	74	300**	600**	600**	105	137	164
Wasserregime	trocken	trocken- frisch	wechsel- trocken	nass	nass	sehr nass	frisch	feucht	feucht
Nutzung	Weide	Wiese	Weide	Wiese/ Ödland	Wiese	Ödland	Laubwald	Laubwald	Mischwald

GM = Geschiebemergel

* = kalkhaltig

** einschließlich kapillaren Aufstieg

Tab. 2: Regenwurmarten und -abundanzen

epigäische										
Dendrobena octaedra	-	-	-	•	-	-	-	-	-	
platyura	-	-	-	•	-	•	-	-	-	
rubida	-	-	-	-	-	-	-	-	•	
Eiseniella										
tetraedra	-	-	-	•	-	•	-	-	-	
Lumbricus										
castaneus	-	•	•	•	•	-	-	-	•	
rubellus	•	-	-	•	-	-	-	-	-	
anezische										
Lumbricus terrestris	-	•	•	•	•	-	•	•	-	
Aporrectodea longa	-	•	•	-	•	-	-	•	-	
endogäische										
Aporrectodea caliginosa	-	•	•	•	•	-	-	-	•	
rosea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Allolobophora										
chlorotica	-	-	•	-	•	-	-	-	-	
handlirschi	-	-	-	-	-	•	-	-	•	
Octolasion										
lacteum	•	•	-	•	-	•	•	•	•	
Σ Arten	3	6	6	9	6	5	3	4	6	
Abundanzen	\bar{x}	129	473	698	296	490	237	162	420	239
[Indiv. m ⁻²]	s	60	190	364	103	125	129	96	157	114

Ergebnisse und Diskussion

Alle Standorte wiesen mindestens 3 Regenwurmarten und über 100 Tiere m^{-2} auf. Maximal kamen 9 Arten und 700 Individuen m^{-2} vor. Die Biomasse lag zwischen 20 und 300 $g\ m^{-2}$ (Tab. 2, Abb. 1). Eine systematische Übersicht über die Regenwurmfaua Mitteleuropas fehlt. Die bisher umfangreichsten Untersuchungen wurden von BALTZER (1956) in Westfalen durchgeführt. Im Vergleich dazu ist die Abundanz im Hegau ca. fünfmal so hoch. Günstig für die Regenwurmpopulationen im Hegau sind die relativ hohen pH-Werte (pH-Werte < 5 sind für manche Arten limitierend, NORDSTRÖM und RUNDGREN 1974) und die schluffige bis tonige Körnung (eine sandige Textur ist nachteilig für anezische Regenwürmer, GLASSTETTER 1991). Differenzierend auf die Regenwurmpopulationen wirkt vor allem der unterschiedliche Wasserhaushalt der Standorte. Die wenigsten Regenwürmer kommen dabei an den Extremstandorten Ranker (Trockenheit) und Gley über Niedermoor (hoch anstehendes Grundwasser, dadurch Sauerstoffmangel) vor. An diesen Standorten fehlen auch die tiefgrabenden anezischen Arten. Als einzige Art kommt *Aporrectodea rosea* an allen Standorten vor. Nur an den nassen Standorten, Gley über Niedermoor und Pelosol-Gley, kommen *Dendrobaena platyura* und *Eiseniella tetraedra* vor. Diese wurden auch von GRAFF (1953) als für solche Standorte typisch beschrieben.

Zwischen dem Anteil der Krümel und der Anzahl bzw. Biomasse der Regenwürmer gibt es keine enge Beziehung (Abb. 1 u. 2). Es gibt sowohl viele Krümel bei niedrigen Regenwurmpopulationen (Ranker und Braunerde-Pelosol), als auch hohe Regenwurmpopulationen und nur wenige Krümel (Pelosol-Gley). Der Krümelanteil scheint eher vom Wasserhaushalt abzuhängen. Die nassen Standorte weisen meist weniger Krümel als die trockenen auf. An den nassen Standorten werden aber nicht weniger Losungen gebildet (Bild 2 zeigt fast nur Losungen), sie liegen aber im Gegensatz zu den trockeneren Standorten (Bild 1) seltener als Krümel vor, sondern sind oft zu größeren Einheiten verbacken (Bild 2). Vermutlich ist an den nassen Standorten die Stabilität der Losungen geringer. An den trockeneren Standorten könnte der häufigere Wechsel von Austrocknen und Wiederbefeuchten die Stabilität der Losungen erhöhen (MARINISSEN & DEXTER 1990). Sicherlich ist aber der Wasserhaushalt nur ein Faktor unter mehreren, der die Stabilität der Losungen beeinflusst. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

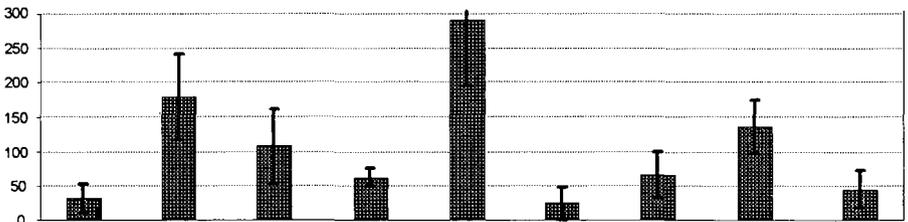


Abb. 1: Regenwurmbiomassen ($g\ m^{-2}$)

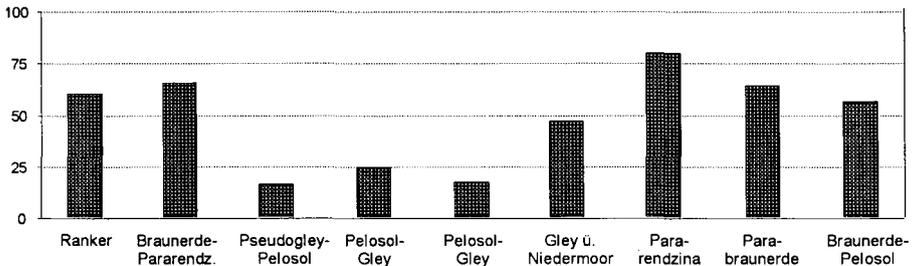


Abb. 2: Anteil von Krümeln an der Festschubstanz (gesamt Festschubstanz = 100%)

Schlußfolgerungen

♦ Der Hegau ist eine Landschaft in der arten- und individuenreiche Regenwurmpopulationen vorkommen. Unterschiede zwischen den Standorten sind vor allem auf den Wasserhaushalt zurückzuführen.

♦ Zwischen der Ausprägung eines Krümelgefüges und den Regenwurmpopulationen gab es im Untersuchungsgebiet keinen engen Zusammenhang. Das Vorkommen von vielen Regenwürmern muß also nicht immer mit einer krümeligen Bodenstruktur verbunden sein.

Literatur

BALTZER, R. (1956): Die Regenwürmer Westfalens - eine tiergeographische, ökologische und sinnesphysiologische Untersuchung. *Zoolog. Jb.* 84, 355-414.

GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. - Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Heft 7, 81 S.

GLASSTETTER, M. (1991): Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjura (Nordwestschweiz). *Baseler Beiträge zur Physiogeographica. Physiogeographica* 15, Basel, 224 S.

MARINISSEN, J.C.Y. und A.R. DEXTER (1990): Mechanisms of stabilization of earthworm casts and artificial casts. *Biol. Fertil. Soils* 9, 163-167.

NORDSTRÖM, S. und S. RUNDGREN (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. *Pedobiologia* 14, 1-27.

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

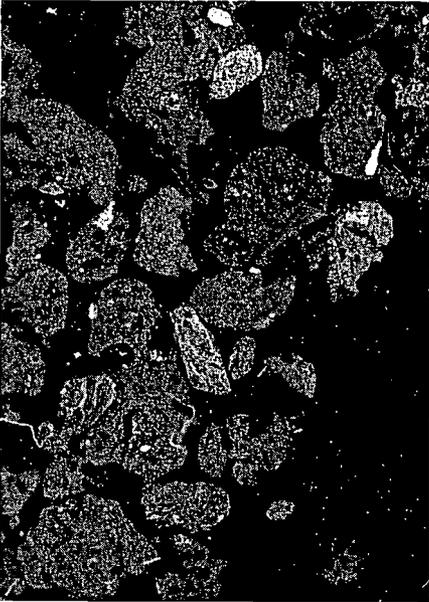


Bild 1: Pararendzina

Das Bild zeigt viele deutlich voneinander abgegrenzte Aggregate. Die meisten haben verrundete Oberflächen. Solche Aggregate wurden als Krümel gezählt. Form und Größe weisen auf Regenwurmlösungen hin. Obwohl die Regenwurmpopulation im Vergleich zu den anderen Standorten niedrig ist, weist dieser Standort den höchsten Krümelanteil auf.

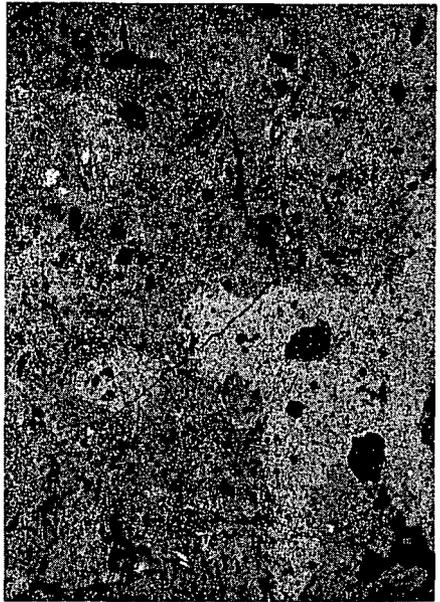


Bild 2: Pelosol-Gley (Bachrand)

Fast das gesamte Bild zeigt Regenwurmlösungen. Erkennbar sind diese an den bogenförmigen Innenstrukturen und an unterschiedlichen Graustufen. Die meisten Regenwurmlösungen liegen aber nicht als einzelne Krümel vor, sondern sind zu größeren Einheiten verbacken und wurden daher nicht als Krümel gezählt.

Beide Bilder: Dünnschliff, Bildhöhe 11 mm, Tiefe: 2cm, Durchlicht-Dunkelfeld (Hohlräume erscheinen schwarz)

Bodendauerbeobachtung in Brandenburg (1993-1996) - Standortcharakterisierung durch Ermittlung der mikrobiellen Biomasse

von

GRIMM,J.; WIRTH,S.

EINLEITUNG

In den Ländern der Bundesrepublik wird auf der Grundlage der Maßnahmen der Bundesregierung zum Bodenschutz (BMU 1988) seit 1986 ein Meßnetz von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) zur langfristigen Überwachung der Belastung und Belastbarkeit von Böden sowie ihrer Phyto- und Zoozönosen eingerichtet. Die Rahmenbedingungen zur bundesweiten BDF-Einrichtung wurden hierbei von der Sonderarbeitsgruppe *Informationsgrundlagen Bodenschutz* der Umweltministerkonferenz (Arbeitshefte Bodenschutz 1 der Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen"; SAG 1991) mit folgender Zielstellung vorgegeben:

- Ersterfassung des Bodenzustandes
- Ermittlung von lang- und kurzfristigen Veränderungen der Bodenfunktionen
- Basis für Auswertungsmodelle und Ableitung von Bodennormwerten
- Ausweisung von Referenzflächen zur Beurteilung regionaler Belastungen, Ausweisung von Eichstandorten

In Brandenburg wurden von 1992 bis 1996 dreißig acker- und grünlandgenutzte BDF eingerichtet (GRIMM et al. 1996; KOTHE und SCHMIDT 1994), die sich folgenden drei Kategorien zuordnen lassen:

Kategorie I: BDF mit repräsentativen Boden-, Landschafts- und Nutzungsmerkmalen (20 BDF)

Kategorie II: BDF mit Bodenbelastung (6 BDF)

Kategorie III: BDF mit sensitiven Bodentypen (4 BDF)

ZIELSTELLUNG

Eine Spannweite von 30 in Brandenburg eingerichteten BDF (Tab. 1) sollte anhand bodenmikrobiologischer Parameter charakterisiert werden. Neben dem Aspekt einer bodenökologischen Standortinventur aller 30 BDF sollten zudem Aussagen zur zeitlichen Dynamik der Bodenmikroflora und ihrer Aktivitäten über den Verlauf mehrere Jahre (Frühjahrs- und Herbsttermine) ermöglicht und Beziehungen zum organischen Kohlenstoff (C_{org}) aufgezeigt werden.

MATERIAL UND METHODEN

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte je BDF getrennt nach vier Teilflächen mittels Bohrstock bzw. Flügelbohrer (20 bzw. 5 Einstiche, 4 Mischproben je BDF). Je Probe wurden drei Labor-Parallelen analysiert.

* ehemals Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Forschungsstation Eberswalde, jetzt: LGF Humboldt-Universität Berlin, FG Pflanzenbau, Albrecht-Thaer-Weg 5, D-14195 Berlin
email: grimm@elster.iae.tu-berlin.de

**ZALF, Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg
email: swirth@zalf.de

Die Gesamtheit der physiologisch aktiven Bodenmikroorganismen wurde als mikrobielle Biomasse (C_{mic}) über substratinduzierte Respiration unter Einsatz einer automatisierten Infrarot-Gasanalyse (IRGA) bestimmt (ANDERSON und DOMSCH 1978; HEINEMEYER et al. 1989). Die Basalatmung (CO_2 -Respiration) wurde als Kenngröße für die mikrobielle Gesamtaktivität über IRGA entsprechend ohne Substratzugabe gemessen (8 - 12 h, 20° C). Der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens (C_{org}) wurde durch Subtraktion des Carbonat-Kohlenstoffgehalts vom Gesamt-Kohlenstoffgehalt ermittelt.

Tab. 1: Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Brandenburg (* BDF mit Grundwassermeßstelle)

BDF-	Standort	Standort	Nutzung	BDF-	Naturraum (Bezug Brandenburg)	Bodentyp
Nr.	Gemeinde	Kreis		Kategorie	(n. LUA in Anlehnung an SCHOLZ 1962)	(KA 3)
1*	Lockstädt	Pignitz	Ackerland	I	Pignitz und Ruppiner Land	Gley-Braunerde
2	Blandikow	Ostpignitz-Ruppin	Ackerland	I	Pignitz und Ruppiner Land	podsolige Braunerde
3*	Schönhagen	Pignitz	Ackerland	I	Pignitz und Ruppiner Land	typische Parabraunerde
4	Bagemühl	Uckermark	Ackerland	I	Uckermark	typische Parabraunerde
5	Augustenfelde	Uckermark	Ackerland	II	Uckermark	typische Pararendzina
6	Augustenfelde	Uckermark	Ackerland	III	Uckermark	typisches Kolluvium
7	Vierraden	Uckermark	Ackerland	II	Odertal	Gley-Braunerde
8	Zützen	Uckermark	Grünland	II	Odertal	Auenogley
9	Bölkendorf	Uckermark	Ackerland	I	Uckermark	Parabraunerde-Hafnassapseudogley
10	Bölkendorf	Uckermark	Ackerland	III	Uckermark	typisches Kolluvium
11	Altenhof	Barnim	Ackerland	I	Nordbrandenburgisches Wald- u. Seengebiet	Bänderparabraunerde
12	Altenhof	Barnim	Ackerland	II	Nordbrandenburgisches Wald- u. Seengebiet	normale Braunerde
13*	Neuholland	Oberhavel	Ackerland	I	Nordbrandenburgisches Wald- u. Seengebiet	Gley-Braunerde
14	Klandorf	Barnim	Ackerland	I	Nordbrandenburgisches Wald- u. Seengebiet	Podsol-Braunerde
15	Zerpenschleuse	Barnim	Grünland	III	Nordbrandenburgisches Wald- u. Seengebiet	saures Niedermoor
16	Rathsdorf	Märkisch-Oderland	Ackerland	I	Odertal	typischer Auenogley
17*	Pautinenaue	Havelland	Grünland	I	Rhin-Havelland	typisches Niedermoor
18	Gusow	Märkisch-Oderland	Ackerland	I	Odertal	typischer Auenogley
19	Lichtenow	Märkisch-Oderland	Ackerland	II	Barnim und Lebus	Parabraunerde
20*	Lünow	Potsdam-Mittelmark	Ackerland	I	Mittlere Mark	typische Parabraunerde
21	Schenkenberg	Potsdam-Mittelmark	Grünland	I	Mittlere Mark	kalkhaltiges Niedermoor
22*	Kühlowitz	Potsdam-Mittelmark	Ackerland	I	Fläming	podsolige Braunerde
23	Telz	Teltoow-Fläming	Ackerland	I	Mittlere Mark	Humusogley
24	Marienhöhe	Oder-Spree	Ackerland	III	Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	podsolige Bänderparabraunerde
25*	Gilenitz	Oder-Spree	Ackerland	I	Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	Parabraunerde-Braunerde
26	Golßen	Dahme-Spreewald	Grünland	I	Mittlere Mark	saures Niedermoor
27	Kossin	Teltoow-Fläming	Grünland	I	Fläming	Humusogley
28	Zeckerin	Elbe-Elster	Grünland	I	Niederlausitz	Humusogley
29	Dubrau	Spree-Neiße	Ackerland	I	Niederlausitz	Parabraunerde-Pseudogley
30	Biehlen	Oberspreewald-Lausitz	Ackerland	II	Niederlausitz	Vega-Gley

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die **mikrobielle Biomasse** der BDF lagen zwischen 60 bis 700 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden, wobei die höheren Werte ab 300 bis 700 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden auf allen Grünland-BDF mit Mineralboden und Niedermoor gemessen wurden (BDF 8, 15, 17, 21, 26, 27, 28). Ackerland-BDF mit schweren (BDF 4, 5, 9, 16, 18, 23, 30) sowie kolluviale Böden (BDF 6, 10) wiesen Werte ab 300 bis 500 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden auf. Die niedrigeren Werte von unter 300, zumeist unter 150 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden wurden auf Sandböden (restliche BDF) ermittelt (Abb. 1). Zwischen den Probenahmeterminen wurden auf BDF mit hohen C_{mic} -Gehalten Veränderungen um 50 bis 150 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden festgestellt, auf BDF mit geringen C_{mic} -Gehalten betrug die Veränderungen nur etwa 50 $\mu g C_{mic} g^{-1}$ Boden. Die Ergebnisse lassen auf eine standorttypische Systemstabilität schließen, die nicht wesentlich über- oder unterschritten wird (Abb. 2).

Die **Basalatmung** lag in den Größenordnungen von 0,1 bis 8 $\mu g CO_2-C g^{-1}$ Boden h^{-1} . Die höchsten Aktivitäten ($>1,5 \mu g CO_2-C g^{-1}$ Boden h^{-1}) wurden auf Grünland-BDF mit Niedermoor-Böden (BDF 15, 17, 21, 26) ermittelt. Zwei Grünland-BDF (BDF 27, 28) sowie vier Ackerland-BDF (BDF 10, 13, 18, 30) wiesen im Gesamtvergleich relativ hohe Atmungsaktivitäten zwischen 0,5 bis 1,5 $\mu g CO_2-C g^{-1}$ Boden h^{-1} auf, demgegenüber fielen die Atmungsleistungen für die übrigen 20 BDF deutlich geringer aus ($< 0,5 \mu g CO_2-C g^{-1}$ Boden h^{-1}).

Mit dem **metabolischen Quotienten** als spezifischer Atmungsleistung (qCO_2) lassen sich Aussagen über den ökophysiologischen Zustand der mikrobiellen Biomasse treffen. Die BDF unterschieden sich im qCO_2 in den Größenordnungen von etwa 0,11 bis 20 ($Wert \cdot 10^{-3}$) (Abb. 1). Schwere Böden (BDF 4, 5, 9, 16, 18, 23, 30, 6, 10) wiesen tendenziell einen niedrigeren qCO_2 auf, d.h. auf den durch leichte Böden gekennzeichneten BDF war die Umsetzung organischer Substanz pro Zeiteinheit vergleichsweise höher als auf schweren Böden. Demgegenüber wiesen Niedermoorstandorte (BDF 15, 17, 21, 26) sowohl hohe Gehalte an C_{mic} als auch hohe Werte für qCO_2 auf.

Der **organische Kohlenstoffgehalt** (Abb. 1) lag auf den ackerbaulich genutzten, leichten Mineralböden zwischen 0,5 bis 0,9 % und auf den durch Grünland genutzten Standorten zwischen 1 bis 5 % bzw. auf Niedermoorstandorten zwischen 17 bis 28 %. Über den Untersuchungszeitraum wurde eine nur sehr geringe zeitliche Variabilität für C_{org} festgestellt (Abb. 2). Eine Beziehung zwischen C_{mic} und C_{org} läßt sich unter Verwendung aller Daten nur bedingt aufzeigen (GRIMM und WIRTH 1995). Jedoch kann bei isolierter Betrachtung der Mineralböden ($C_{org} < 1\%$) eine Beziehung aufgezeigt werden (Abb. 3).

FAZIT

- Die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) und der metabolische Quotient (qCO_2) stellen geeignete bodenmikrobiologische Parameter zur bodenökologischen Kennzeichnung eines Standortes dar.
- Die zeitliche Dynamik der bodenmikrobiologischen Kenngrößen C_{mic} und qCO_2 liegen im Rahmen eines standorttypischen Niveaus.
- Die methodische Vorgehensweise und Parameterauswahl erlaubt einen direkten Vergleich mit den Erhebungen auf BDF anderer Bundesländer und bietet zudem einen konzeptionellen Ansatz zur Regionalisierung bodenmikrobiologischer Kenngrößen.
- Um weitergehende Aussagen treffen zu können, sind langfristig angelegte, kontinuierliche Untersuchungen erforderlich.

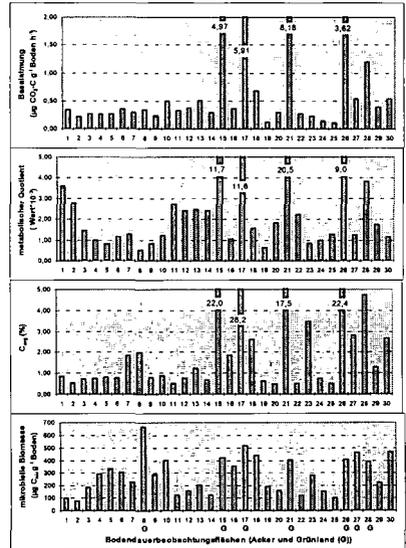


Abb. 1: Mikrobiologische Parameter und organischer Kohlenstoff von BDF Brandenburg

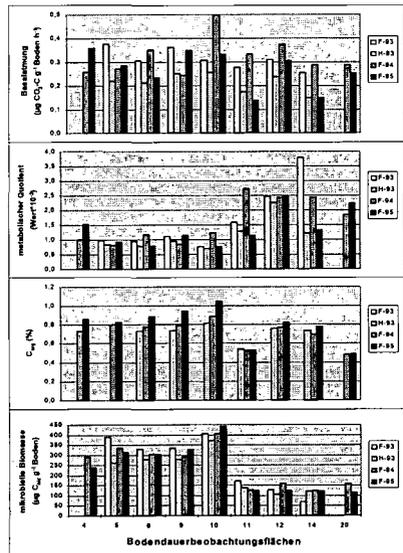


Abb. 2: Mikrobiologische Parameter und organischer Kohlenstoff von Bodenproben verschiedener Frühjahrs- und Herbstnahmeterminen der BDF Brandenburg

LITERATUR

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

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 1988: Maßnahmen zum Bodenschutz. Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag - Bonn (BT-Drucksache 11 / 1625).

GRIMM, J. und S. WIRTH, 1995: Bodendauerbeobachtung in Brandenburg - Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 76, 605-608.

GRIMM, J., M. MONSE, R. SCHMIDT, A. SÜSS, A. KÄMMERER, M. STÄHLER, H. SCHMIDT und R. BEHREND, 1996: Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und -überwachung im Land Brandenburg. Abschlußbericht Dezember 1996. F&E-Vorhaben A 8-2/93 im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.

HEINEMEYER O., H. INSAM, E.A. KAISER und G. WALENZIK, 1989: Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195.

KOTHE, P. und R. SCHMIDT, 1994: Nachbarschaftsanalytische Ausweisung repräsentativer Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg. In: SCHRÖDER, W., L. VETTER und O. FRÄNZLE (Hrsg.): *Neue statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie.* Verlag Vieweg, 225-237.

SAG, 1991: Bodendauerbeobachtungsflächen. Arbeitshefte Bodenschutz 1 der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Umweltministerkonferenz, München.

SCHOLZ, E., 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett Potsdam.

DANKSAGUNG

Wir danken dem Landesumweltamt Brandenburg für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten (FuE Vorhaben A8-2/93).

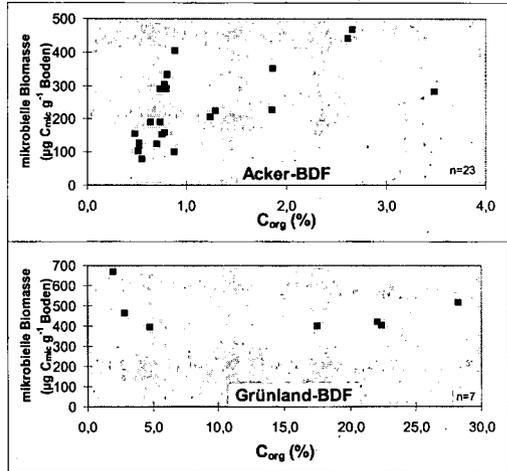


Abb. 3: Beziehung zwischen mikrobieller Biomasse und organischem Kohlenstoff von Acker-BDF und Grünland-BDF Brandenburgs

Zusammensetzung und Umsatz organischer Substanz in Permafrostböden Nordsibiriens

von

GUNDELWEIN, A.; PFEIFFER, E.-M.; WIECHMANN, H.

Einleitung

Rund ein Viertel der festen Landoberfläche der Erde sind von Dauerfrostböden bedeckt (Williams & Smith 1989). Aufgrund kurzer Vegetationsperioden und niedriger Jahresdurchschnittstemperaturen wird organische Substanz in diesen Böden nur langsam umgesetzt, die Böden bilden globale Kohlenstoffsenken. Zwischen 12-30% des terrestrischen Kohlenstoffs sind nach Schätzungen in Permafrostböden gespeichert (Oechel & Vourlitis 1997). Im Zusammenhang mit erwarteten globalen Klimaveränderungen im Zuge des "Treibhauseffektes" werden für die polaren Gebiete der Nordhalbkugel in den kommenden 100 Jahren besonders drastische Veränderungen der Winter- und Jahresdurchschnittstemperaturen von bis zu 4°C vorhergesagt (Rowntree 1997). Das könnte zu einer Degradierung des Permafrostes und verstärkter Freisetzung von Kohlenstoff in Form der klimarelevanten Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O führen (IPCC 1996).

Die Umsetzung der organischen Bodensubstanz (SOM) und die Freisetzung von Spurengasen hängt wesentlich von der Qualität der SOM ab. Ziel vorliegender Untersuchungen war es, die Qualität der SOM und Umsatzprozesse organischer Substanz in Abhängigkeit von Mikrorelief und in unterschiedlichen klimatischen Zonen (Arktis und Subarktis) zu charakterisieren. Als Maß für die Umsetzung organischer Substanz wurde die SOM fraktioniert und die δ¹³C-Werte der SOM und der einzelnen Fraktionen der SOM bestimmt.

Untersuchungsgebiet

Entlang eines Nord-Süd-Transectes auf der nordsibirischen Taimyr-Halbinsel (70-80°N, um 100°E) wurden an 3 Lokalitäten Boden-Pflanzen-Frostmusterkomplexe untersucht. Die drei Lokalitäten repräsentieren dabei die nur auf Taimyr in dieser idealen Abfolge vorkommenden drei Florenprovinzen **Polare Wüste** (Severnaya-Zemlya), **Arktis** (Levinson-Lessing-See) und **Subarktis** (Labaz-See). Eine Beschreibung der zwei näher vorgestellten Böden findet sich in Tab.1, eine weitergehende Beschreibung der einzelnen Untersuchungsgebiete ist in Pfeiffer et al. (1996) zu finden.

Methoden

Die C- und N-Gesamtgehalte in Feststoffproben wurden mit einem HERAEUS CHN-O-Rapid Elementaranalysator, die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff mit einem WÖSTHOFF-Analysator bestimmt. Die Gehalte an organischem und anorganischem Kohlenstoff in Flüssigkeiten wurden mit einem STRÖHLEIN C-MAT 5500 ermittelt.

Die organische Bodensubstanz wurde nach 3 verschiedenen Methoden fraktioniert: Bei der Dichtentrennung nach Beudert (1988) wurden die Fraktionen <1.6 g*cm⁻³ (unzersetzte organische Substanz, Litter), 1.6-2.0 g*cm⁻³ (feine, bereits umgesetzte organische Bodensubstanz), 2.0-2.4 g*cm⁻³ (organo-mineralische Komplexe) und >2.4 g*cm⁻³ (Mineralboden) voneinander getrennt. Als Trennmittel wurde Natriumpolywolframat (Na₆H₂W₁₂O₄₀ x H₂O) verwendet. Daneben wurde der NaOH-lösliche Anteil der SOM durch Säurefällung in Humin- und Fulvosäuren getrennt und mit XAD-4 und XAD-8-Harzen aufgereinigt (Lit.-Übersicht in Gundelwein & Pfeiffer 1997). Lignin wurde bei der Streustoffgruppenanalyse nach Schlichting et al. (1995) gewonnen.

Der Anteil stabiler Kohlenstoffisotope ¹³C wurde nach Aufschluß der Probe an einer Hochvakuumlinie bei 1000°C in reinem

Sauerstoffstrom und Aufreinigung in Kühlfallen an einem Massenspektrometer FINIGAN MAT 250 gegen einen PDB-Standard bestimmt. Der Meßfehler beträgt 0,5 ‰. Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert ist definiert als:

$$\delta^{13}\text{C} = \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{sample}} - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} \cdot 1000 \text{ [‰ PDB]}$$

Während des Umsatzes organischer Substanz insbesondere unter anaeroben Bedingungen kommt es zu einer Anreicherung der schweren (^{13}C) gegenüber den leichten (^{12}C) Kohlenstoffisotopen (Lit.übersicht dazu in Gundelwein & Pfeiffer 1997). Das Verhältnis von schweren zu leichten Kohlenstoffisotopen, ausgedrückt als $\delta^{13}\text{C}$ -Wert, kann somit Aufschluß über das Maß der Umsetzung organischer Substanz geben.

Tab. 1: Charakterisierung der Untersuchungsgebiete Labaz-See und Severnaya Zemlya

	Labaz-See, Profil 3	Severnaya-Zemlya, Profil 10
Position	72°N, 100°E	79°N, 101°E
Höhe [m ü. NN]	65	65
Landschaft	Nordsibirisches Tiefland, hügelige Landschaft, Tussocktundra	Bolshevik-Insel, flache Berghänge, nonsorted circles
Jahresdurchschnitttemp. [°C]	-13	-13
Mittlere Julitemp. [°C]	+12	+3
Mittl. Jahresniedersch. [mm]	235	60
Zahl frostfreier Tage/Jahr	55-65	35-40
Bodentyp (nach US Soil Tax.)	Loamy, Nonacid Pergelic Cryaquept	Clayey-Skeletal, Mixed, Nonacid Pergelic Cryaquept
Vegetation	Humide, subarktische baumfreie Tundra	Hocharktische Spotty Tundra, Bedeckungsgrad 5-10%

Ergebnisse

Beim hochpolaren Boden von Severnaya Zemlya liegt der C-Gehalt im Oberboden bei 1,2% und fällt bis zum Permafrost in 50 cm Tiefe auf 0,1% ab. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des pflanzlichen Ausgangsmaterials liegen zwischen -23 bis -25 ‰ PDB. Demgegenüber weisen die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der SOM keine Veränderung auf, sie liegen im Bereich um -24‰ PDB und spiegeln somit keine anaerobe Umsetzung der SOM wider.

Beim subarktischen Boden Profil 3 vom Labaz-See liegt der C-Gehalt im Oberboden mit 5% wesentlich höher als im Oberboden des hocharktischen Bodens. Der C-Gehalt sinkt im Unterboden auf 2% ab und steigt direkt über der Permafrostgrenze wieder auf 4% an. Im Vergleich zum pflanzlichen Ausgangsmaterial ($\delta^{13}\text{C} = -29 \text{ ‰ PDB}$) zeigt die SOM des subarktischen Standortes Labaz-See eine Anreicherung an ^{13}C um bis zu 3‰. Im Profilverlauf ist in 5-20 cm Tiefe eine besonders starke Anreicherung an ^{13}C zu beobachten. In diesem Bereich wurden auch besonders hohe Methangehalte im Bodenporenwasser und die höchsten Methanbildungsraten an inkubierten Bodenproben festgestellt (Gundelwein & Pfeiffer 1997, Samarkin et al. 1997). Im Oberboden, wo ständig frische, unzersetzte Pflanzenreste eingetragen wird, und im Unterboden, wo niedrige Temperaturen den Umsatz behindern, liegt der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der SOM näher am $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der pflanzlichen Ausgangssubstanz als in 5-20 cm Bodentiefe.

Bei der Dichtefraktionierung der SOM von Profil 3 zeigt sich, daß die leichte Fraktion im Oberboden und direkt über dem Permafrost dominiert. Im mittleren Bereich liegen dagegen 2/3 des organischen Kohlenstoffs in den schweren Fraktionen (1,6-2,0 und 2,0-2,4) vor. Die leichte Fraktion des Oberbodens unterscheidet sich aber deutlich von der leichten Fraktion über dem Permafrost: während im Oberboden fast ausschließlich nicht oder kaum zersetzte Pflanzenreste erkennbar sind,

besteht die leichte Fraktion über dem Permafrosthorizont überwiegend aus einem dunklen, pulverigen Material. Die erhöhten ^{13}C -Gehalte der leichten Fraktion über dem Permafrost gegenüber der leichten Fraktion des Oberbodens weisen ebenso wie die unterschiedliche Konsistenz auf einen bereits erfolgten mikrobiellen Umsatz der leichten Fraktion an der Permafrostgrenze hin. Beim **NaOH-löslichen** Anteil der SOM des Profils 3 bleibt der Anteil der Fulvosäuren mit rund 10% der SOM im Profilverlauf in etwa gleich. Huminsäuren sind im Oberboden (ca. 30% der SOM) gegenüber dem Unterboden (ca. 15% der SOM) stark angereichert. Direkt über dem Permafrost steigt der Anteil der Huminsäuren wieder auf 33% an.

Die Verteilung des **Lignins** als schlecht umsetzbarer Bestandteil der SOM an verschiedenen Standorten am Labaz-See zeigt eine Differenzierung in der Fläche in Abhängigkeit vom Mikro- und Makrorelief und im Profilverlauf. Je nach Lage im Gelände und in einer Frostmustereinheit lassen sich grob nasse (ca. 90% der untersuchten Fläche) und trockene (ca. 10% der untersuchten Fläche) Standorte unterscheiden. Bei feuchten Standorten liegen die Ligningehalte im Oberboden (Lignin 30% der SOM) niedriger als im Unterboden (Lignin 50% der SOM). Bei trockenen Standorten ist das Verhältnis mit durchschnittlich 36% Lignin im Oberboden und 25% Lignin im Unterboden umgekehrt.

Die Untersuchungen zeigen deutliche **Unterschiede** zwischen dem **hochpolaren** und dem **subarktischen Untersuchungsgebiet**. Aufgrund der ungünstigeren Witterungsbedingungen und mangelnder Nährstoffnachlieferung sind Produktion und Umsatz organischer Substanz in der arktischen Wüste gegenüber dem subarktischen Standort Labaz-See trotz gleicher Jahresdurchschnittstemperaturen stark vermindert. Im Gegensatz zum Labaz-See ist es am hocharktischen Standort Severnaya-Zemlya nur zu einer unbedeutenden Akkumulation von Kohlenstoff gekommen. Die geringen anaeroben Umsatzraten der SOM des hocharktischen Standortes drücken sich auch in einer fehlenden Anreicherung am schweren Kohlenstoffisotop ^{13}C aus. Demgegenüber läßt sich am subarktischen Standort Labaz-See eine deutliche C-Akkumulation beobachten. Die erhöhten $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der SOM und der große Anteil organischen Kohlenstoffs in den schweren Fraktionen zeigen, daß die SOM des subarktischen Standortes bereits deutlich umgesetzt wurde. Insbesondere im Bereich verstärkter Methanbildung in 5-20 cm Bodentiefe wurden erhöhte $\delta^{13}\text{C}$ -Werte festgestellt. Vergleichbare Ergebnisse liegen aus Alaska vor (Ping et al. 1996).

Am **subarktischen Labaz-See** zeigen sich **Unterschiede** zwischen **nassen und trockenen Standorten**. Die Ergebnisse der klassischen Streustoffgruppenanalyse zeigen, daß auch an nassen Standorten der subarktischen Tundra ein aerober Umsatz im Oberboden stattfindet. Im anaeroben Unterboden kommt es dabei zu einer Ligninanreicherung. An trockenen Standorten findet der Umsatz eher im Unterboden statt, wo Temperatur und Bodenfeuchte für den Umsatz der SOM besonders günstig sind. Bei Litter-Bag-Experimenten konnte jedoch festgestellt werden, daß die Gewichtsverluste an feuchten Standorten im ersten Jahr höher sind als an trockenen Standorten, da Leaching zunächst den mikrobiellen Abbau überwiegt (Gundelwein et al., 1997). **Innerhalb eines Profils** kommt es zu einer **ausgeprägten Tiefendifferenzierung**. Der NaOH-lösliche Anteil der SOM liegt bei 30-55%. Ping et al. (1996) kommen für Tundrenböden Alaskas zu ähnlichen Ergebnissen. Die mobilen Fulvosäuren verteilen sich gleichmäßig über das gesamte Bodenprofil. Aufgrund der Ligninumsetzung werden immobile Huminsäuren im Oberboden angereichert. Solche hohen Huminsäureanteile wurden auch in anderen sibirischen Böden gefunden (Karavayeva & Targuliyana 1960). Eine Anreicherung von Kohlenstoff an der Geländeoberfläche ist neben der Akkumulation immobilisierter Huminsäuren vor allem auf den ständigen Eintrag frischer, unzersetzter Streu zurückzuführen. Das zeigt sich an dem erhöhten Anteil der leichten Fraktion im Oberboden, die makroskopisch nur eine geringe Zersetzung aufweist und deren $\delta^{13}\text{C}$ -Wert nahe dem Wert der pflanzlichen Ausgangssubstanz liegt.

Eine Anreicherung von Kohlenstoff direkt über dem Permafrost wurde auch bereits von anderen Autoren beobachtet (Karavayeva & Targuliyana 1960, Kowalkowski et al. 1986, Matsuura & Yefremov 1995). Ein Großteil des über der Permafrostgrenze akkumulierten Kohlenstoffs gehört

zur leichten Fraktion ($< 1,6 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$) und zu den Huminsäuren. Beide Fraktionen scheinen sich ebenso wie im Oberboden zu überschneiden. Die leichte Fraktion über dem Permafrost unterscheidet sich aber deutlich gegenüber der leichten Fraktion des Oberbodens und weist Merkmale erfolgter Umsetzung auf. Die Herkunft des akkumulierten Kohlenstoffs an der Grenze zum Permafrost läßt sich mit einer irreversiblen Ausfällung gelöster organischer Substanz (DOC) unter Frostwechselbedingungen erklären, wie sie bereits von Zvereva (1992) beschrieben und in eigenen Experimenten nachgewiesen wurde. Niedrige Temperaturen und damit verbunden niedrige Umsatzraten der SOM fördern die Akkumulation ausgefallener organischer Substanz über dem Permafrost. Die insgesamt niedrigen Umsatzraten am Grunde des active layer spiegeln sich in den gegenüber höherliegenden Horizonten niedrigen $\delta^{13}\text{C}$ -Werten der SOM wider. Nur die ^{13}C -Gehalte der leichten Fraktion liegen höher als die ^{13}C -Gehalte der leichten Fraktion im Oberboden, was die These der Ausfällung mobiler und in wärmeren Bereichen des Oberbodens mikrobiell umgesetzter organischer Substanz über dem Permafrost stützt.

Zusammenfassung

SOM-Fractionen und stabile Kohlenstoffisotope in der SOM und ihren Fraktionen als Ausdruck des Grades anaerober Umsetzung wurden in nordsibirischen Tundrenböden untersucht. Es zeigen sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Klimaregion, vom Mikrorelief und der Profiltiefe. Bodentemperatur und -feuchte sind die steuernden Parameter. Ein Großteil der organischen Bodensubstanz liegt in schweren, bereits umgesetzten SOM-Fractionen vor. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte lassen eine Identifizierung des Bereiches verstärkter Methanbildung und eine Differenzierung der leichten Fraktion ($< 1,6 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$) aus unterschiedlichen Horizonttiefen zu. Die Ergebnisse stützen die Deutung der C-Anreicherung über dem Permafrost als Ausfällung bereits mikrobiell umgesetzter, ehemals löslicher organischer Substanz.

Literaturauswahl

- (Eine ausführliche Fassung der Literaturübersicht & des Vortragsmanuskriptes kann bei den Autoren angefordert werden)
- BEUDERT, G. (1988), Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Bd.8.
- GUNDELWEIN, A., BECKER, H. & PFEIFFER, E.-M. (1997), eingereicht Pedobiologia Frühjahr 1997.
- GUNDELWEIN, A. & PFEIFFER, E.-M. (1997), In: ISKANDAR, I.K., WRIGHT, E.A., RADKE, J.K., SHARRATT, B.S., GROENVELT, P.H. & HINZMAN, L.D. (eds.), *Proceedings of the International Symposium on Physics, Chemistry, and Ecology of Seasonally Frozen Soils, Fairbanks, Alaska, June 10-12, 1997 (CRREL Special Report 97-10)*, U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory Hanover/NH, 375-379.
- IPCC (1996): Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).-Cambridge University Press Cambridge.
- KARAVAYEVA, N.A. und TARGULIYAN, V.O. (1960), Soviet Soil Science 1293-1300.
- KOWALKOWSKI, A., BROGOWSKI, Z. & KOCON, J. (1986), Quaternary Studies in Poland 7, 25-37.
- MATSUURA, Y. und YEFREMOV, D.P. (1995), In: TAKAHASHI, K., OSAWA, A. und KANAZAWA, Y. (eds.), *Proceedings of the Third Symposium on the Joint Siberian Permafrost Studies between Japan and Russia in 1994*, Kap. 3, i-word Sapporo, 97-101.
- OEHEL, W.C. und VOURLITIS, G.L. (1997), In: OEHEL, W.C. (eds.), *Global change and arctic terrestrial ecosystems (Ecological Studies 124)*, Springer New York, 381-401.
- PFEIFFER, E.M., GUNDELWEIN, A., NÖTHEN, T., BECKER, H. & GUGGENBERGER, G. (1996), In: HUBBERTEN, H.-W. (ed.), *Berichte zur Polarforschung*, Bd.5, Potsdam.
- PING, C.L., MICHAELSON, G.J., CHERKINSKY, A. und MALCOLM, R.L. (1996), Proceedings of the 8th Meeting of the International Humic Substances Society September 9-14.
- ROWNTREE, P.R. (1997), In: OEHEL, W.C., CALLAGHAN, T., GILMANOV, T., HOLTEN, J.I., MAXWELL, B., MOLAU, U. und SVEINBJÖRNSSON, B. (eds.), *Global change and arctic terrestrial ecosystems (Ecological Studies 124)*, Springer Berlin, 82-112.
- SAMARKIN, V.A., GUNDELWEIN, A. & PFEIFFER, E.-M. (1997), eingereicht Polarforschung.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. und STAHR, K. (1995, Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin.
- WILLIAMS, P.J. und SMITH, M.W. (1989), Cambridge University Press Cambridge.
- ZVEREVA, T.S. (1992), In: GILCHINSKY, D.A. (eds.), *Proceedings Joint Russian- American Seminar on Cryopedology and Climate Change, Pushchino 1992*, Russian Academy of Sciences Pushchino, 145-148.

Danksagung

Wir danken dem Bundesforschungsministerium (BMBF), dem Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft und der Hansischen Universitätsstiftung für die finanzielle Unterstützung unserer Untersuchungen.

Modellierung der zeitlichen Dynamik von mikrobieller Biomasse und N_{\min} während einer Langzeitinkubation mit Stroh

von

HARDEN, T.; BLAGODATSKY, S.A.; NIEDER, R.; RICHTER, J.

Fragestellung

Modelle zur Beschreibung der N-Mineralisation und -Immobilisation unter Berücksichtigung der Dynamik der mikrobiellen Biomasse lassen sich in zwei Kategorien einordnen: 1.: Kompartimentorientierte Modelle mit Abbaukinetiken 1. Ordnung und 2.: Aktivitätsorientierte Modelle mit expliziter Simulation der mikrobiellen Aktivität und daraus folgendem Abbau der organischen Substanz.

Anhand der Meßergebnisse einer Langzeitinkubation mit und ohne Strohzugabe wird das kompartimentorientierte Modell DAISY mit dem aktivitätsorientierten Modell NiCa verglichen.

Material und Methoden

Laborinkubation: Bodenproben à 96 g (C_{org} : 1,0 %; N_i : 0,12 %; pH: 7,0; Ton: 19 %; Wassergehalt: 20 %) wurden 235 Tage bei 12°C in 1 l Glasgefäßen inkubiert. In jedes zweite Gefäß wurde zusätzlich 2,5 mg Stroh eingemischt. Nach 5, 18, 95 und 235 Tage wurden Biomasse-C und N mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (BROOKES et al. 1985; WU et al. 1990) und N_{\min} in den Bodenproben gemessen. Die CO_2 -Mineralisation wurde durch Adsorption in 1 N NaOH und anschließender Titration mit HCl bestimmt.

DAISY: Der Stickstoffteil des Modells DAISY (HANSEN et al. 1991) beinhaltet insgesamt 6 organische Kompartimente: jeweils 2 für organische Substanz, Pflanzenresiduen und mikrobielle Biomasse. Organische Substanz und Pflanzenresiduen unterteilen sich jeweils in ein schwer und ein leicht abbaubares Kompartiment. Der Abbau wird mit einer Kinetik 1. Ordnung beschrieben. Die beiden Biomassekompartimente unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Aktivität. Der eine Teil hat eine hohe Aktivität mit hohem Erhaltungsbedarf und hoher Sterberate, der andere Teil weist eine niedrige Aktivität auf. Jedes Kompartiment hat ein vorgegebenes C:N-Verhältnis. Über die N-Bilanz des gesamten Systems wird die N-Mineralisation bzw. Immobilisation berechnet.

NiCa: Das Modell NiCa (BLAGODATSKY & RICHTER 1997) beinhaltet nur drei organische Kompartimente: Organische Substanz, mikrobielle Biomasse und löslicher Kohlenstoff. Der wesentliche Unterschied zum Modell DAISY besteht jedoch darin, daß die spezifische mikrobielle Aktivität durch einen Aktivitätsbeiwert gesteuert wird und, daß für den Substratabbau eine Michaelis-Menten-Kinetik angenommen wird.

Simulation: Die Berechnung der Modelle und die Parameteranpassung erfolgte mit dem Simulationsprogramm Model Maker. Um bei der Parameteranpassung lokale Minima zu vermeiden, wurden mehrere Parameteranpassungen mit unterschiedlichen Startwerten vorgenommen. Sämtliche Parameter des Modells DAISY ($n=18$) wurden zunächst separat für die Varianten mit und ohne Strohzugabe angepaßt. Ausgehend vom Parametersatz für die Variante ohne Strohzugabe wurde dann versucht, die Ergebnisse der Variante mit Strohzugabe durch Anpassen der substratabhängigen Parameter ($n=4$) zu

*Institut für Geographie und Geoökologie; Langer Kamp 19c; 38106 Braunschweig

** Institute of Soil Science and Photosynthesis; Pushchino; Russia

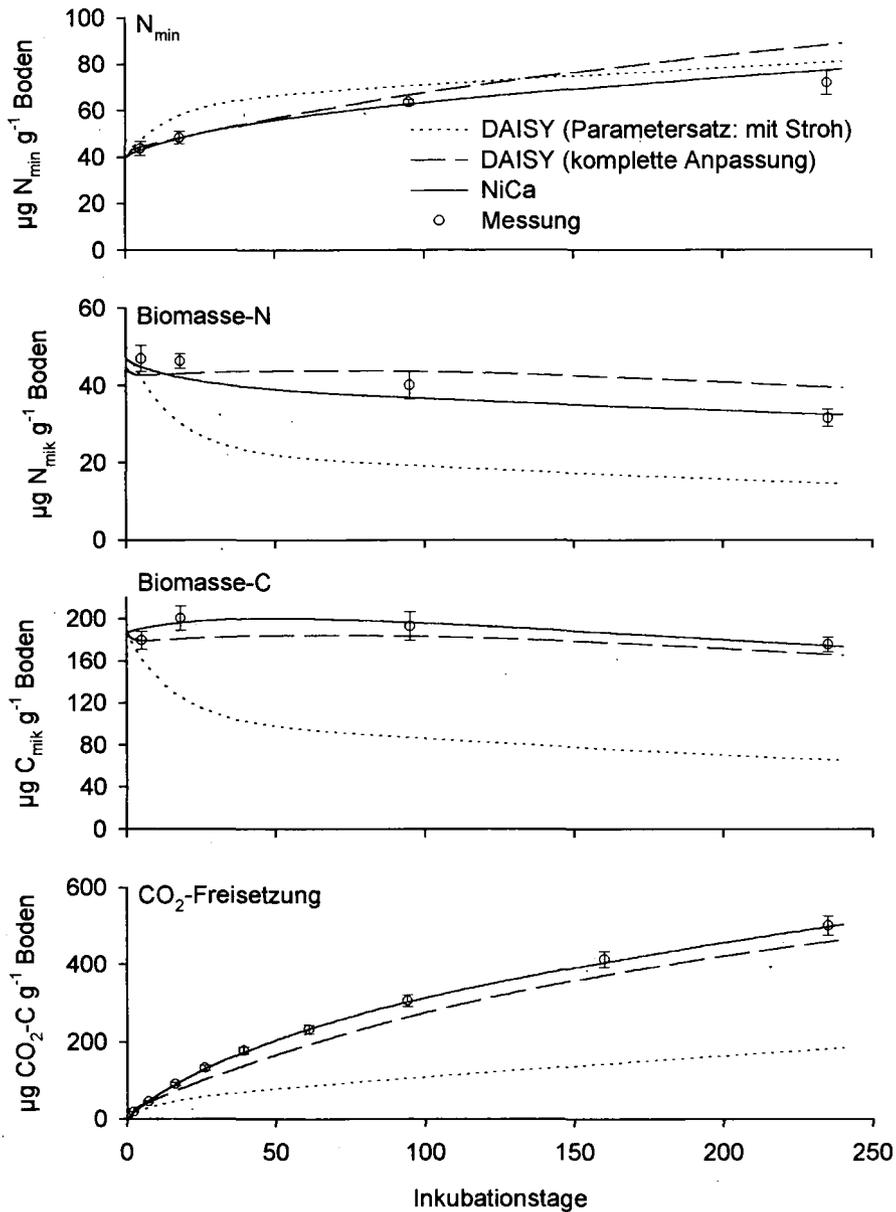


Abbildung 1: N_{min}, CO₂, Biomasse-C und N bei 235-tägiger Inkubation

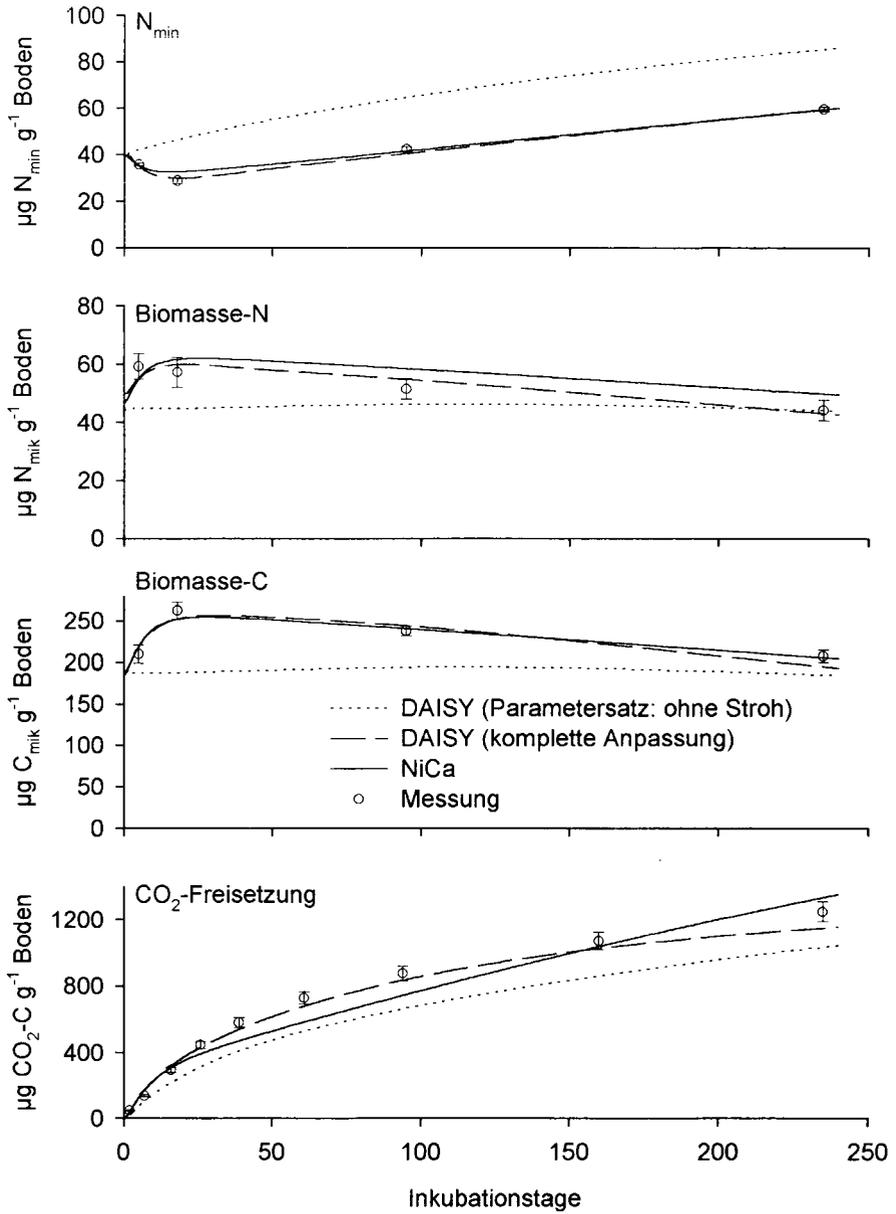


Abbildung 2: N_{min} , CO_2 , Biomasse-C und N bei 235-tägiger Inkubation nach Zugabe von Weizenstroh

Tabelle 1: Statistische Kennwerte der Modellanpassungen (n.b.: nicht berechnet)

Anpassung	r ²	p	WSS	
			Modell	Residuen
NiCa (ohne Stroh)	0,98	<0,001	643	10
NiCa (mit Stroh)	0,96	<0,001	1125	42
DAISY (ohne Stroh; komplette Anpassung)	0,90	0,0025	586	67
DAISY (ohne Stroh; Parameter: mit Stroh)	n.b.	n.b.	n.b.	868
DAISY (mit Stroh; komplette Anpassung)	0,98	0,0085	1147	19
DAISY (mit Stroh; Parameter: ohne Stroh)	n.b.	n.b.	n.b.	1263

simulieren. Als nächstes wurde geprüft, wie der Parametersatz aus der Variante mit Strohzugabe geeignet ist, die Ergebnisse der Variante ohne Strohzugabe zu simulieren.

Das Modell NiCa wurde zuerst für die Variante ohne Strohzugabe angepaßt (11 Parameter). Für die Simulation der Variante mit Strohzugabe wurden nur die Parameter des C-Kreislaufs (5 Parameter) neu angepaßt.

Ergebnisse

Mit dem Modell NiCa konnten die Messungen der Varianten mit und ohne Strohzugabe sehr gut simuliert werden (Abb. 1+2; Tab. 1). Eine Simulation aller gemessenen Größen war mit dem Modell DAISY nur möglich, wenn alle Parameter angepaßt wurden. Wurde ausgehend von der Anpassung der Variante ohne Stroh versucht, nur die Parameter für Strohzugabe anzupassen, so konnten die Werte für N_{mik} , C_{mik} und CO_2 -Produktion am Versuchsende simuliert werden, die N-Mineralisation jedoch nicht (Abb. 2). Wurde umgekehrt der Parametersatz für die Variante mit Strohzugabe für die Variante ohne Strohzugabe verwendet, so konnte die N-Mineralisation simuliert werden, die übrigen Meßgrößen jedoch nicht (Abb. 1).

Schlussfolgerungen

- ⇒ Das Modell DAISY erlaubt es, N-Mineralisation und -Immobilisation zu simulieren. Eine gleichzeitige Beschreibung von Biomassedynamik, CO_2 -Freisetzung und N-Mineralisation ist jedoch mit der gegenwärtigen Modellstruktur problematisch.
- ⇒ Da mit dem Modell NiCa für die Simulation von Biomasse- und N-Dynamik weniger Parameter angepaßt werden müssen, ist dieser Ansatz einem kompartmentorientierten Modell vorzuziehen.

Literatur

- BLAGODATSKY, S.A. & O. RICHTER (1997): Microbial growth in soil and nitrogen turnover: A theoretical model considering the activity state of microorganisms. *Soil Biol Biochem* (eingereicht).
- BROOKES, P.C.; A. LANDMAN; G. PRUDEN & D.S. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol Biochem* 17: 837-842.
- HANSEN, S.; H.E. JENSEN; N.E. NIELSEN & H. SVENDSEN (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fert Res* 27: 245-259.
- WU, J.; R.G. JOERGENSEN; B. POMMERENING; R. CHAUSSOD & P.C. BROOKES (1990): Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22: 1167-1169.

Fraßaktivität an Köderstreifen von Collembolen, Enchytraeiden und Regenwürmern im Laborversuch

von

HELLING,B.; PFEIFF,G.; LARINK,O.

Einleitung

Es gibt verschiedenen Methoden die bodenbiologische Aktivität zu ermitteln, wie sie beim Abbau organischer Substanz deutlich wird. Die bekannteste ist die Streubeutel-Methode, wie sie auch von Seastedt (1984) dargestellt wurde. Diese Methode ist aber hinsichtlich der Materialvorbereitung und der notwendigen Zeit sehr aufwendig (Eisenbeis, 1994).

Die Köderstreifenmethode nach von Törne (1990 a,b) ist ein sehr einfacher Schnelltest, mit dem die kleinräumige Verteilung der biologischen Aktivität untersucht werden kann. Nach der Originalpublikation ist die Methode in den letzten Jahren verschiedentlich beschrieben (z.B. Larink, 1994), und in einigen wissenschaftlichen Untersuchungen angewandt worden (z.B. Luthardt, 1991). Es sind jedoch noch einige methodische Aspekte ungeklärt. Mit der Methode wird ein nicht genau zu definierender Summenparameter 'Fraßaktivität' erfaßt. Welche Taxa im einzelnen den Köder konsumieren und in welchem Maße, ist noch recht unklar. Von Törne vermutete, daß der beobachtete Köderschwund hauptsächlich durch die Bodenmesofauna verursacht wird.

Ziel dieser Untersuchung war es, mit standardisierten Laborexperimenten die Fraßaktivität einiger ausgewählter Taxa zu ermitteln. Dabei wurde auch die Eignung unterschiedlicher Ködersubstanzen mituntersucht.

Material und Methoden

Bei den Köderstreifen nach von Törne (1990 a,b) handelt es sich um perforierte Teststäbe, die mit einer Ködersubstanz befüllt und im Boden exponiert werden. Die Methode basiert auf dem Prinzip, daß die im Boden lebenden Organismen durch ihre Aktivität Löcher in der Ködersubstanz erzeugen, die biometrisch ausgewertet werden.

Da in der Literatur sehr unterschiedliche Ködersubstanzen eingesetzt werden, war auf dem Köderstreifenworkshop in Braunschweig 1994 (Larink & Kratz 1994) eine Weizenkleiemischung (Zellulose, Bentonit, Agar-Agar, Weizenkleie: 6,5:1:1,5:1) als Standard empfohlen wurden. In der vorliegenden Untersuchung wurde ein Vergleich zwischen dieser und einer häufig verwendeten Brennesselmischung (Brennessel, Zellulose, Agar-Agar: 6,5:2,5:1) (Heisler 1994, Larink 1994) angestellt, um ihre Eignung zu überprüfen.

Um sicherzustellen, daß nur die jeweils getesteten Bodenorganismen an den Köderstreifen fressen, wurde mit defauniertem Boden gearbeitet. Der Boden des Lehmstandortes Neuenkirchen wurde zweimal im Abstand von drei Tagen in der Mikrowelle defauniert (Huhta *et al.* 1989). Je 75 g wurden in 55 cm³ große Versuchsgefäße gefüllt, wodurch sich ein Porenvolumen von 57 % ergab. Diese Versuche wurden mit 16 unabhängigen Wiederholungen in jeweils 2-3 Durchgängen bei 20° C durchgeführt.

Korrelationskoeffizienten zwischen der Fraßaktivität und der Besiedlungsdichte erkenntlich ist (Korrelationskoeffizient nach Pearsson: *F. candida* $R = 0,84$, $P < 0,01$; *O. fimatus* $R = 0,805$, $P < 0,01$).

Abnahmen der Individuenzahlen sind bei den **Enchytraeiden** nur bei Weizenkleieköder festzustellen. Auch bei dieser Gruppe ist die Fraßaktivität stark korreliert mit der Individuenzahl ($R = 0,93$, $P < 0,001$). Eine gesteigerte Dekomposition durch Enchytraeiden konnte auch Didden (1995) in seinen Laborversuchen mit Kiefernadelstreu zeigen. Aufgrund der geringen Zahl an Untersuchungen mit Köderstreifen (Larink & Kratz 1994) wurde der Nachweis über die Korrelation zwischen Fraßaktivität und Tierbesiedlung bisher noch nicht erbracht. Kampmann (1994) ermittelte in ökotoxikologischen Labortests mit Köderstreifen große Unterschiede zwischen den beiden Parametern. Da in Freilanduntersuchungen der Nachweis schwieriger ist, verwundert es nicht, daß Heisler (1994) keine Korrelationen zur Collembolendichte ermitteln und Federschmidt & Römbke (1994) nur Tendenzen auf Einzelstandorten feststellen konnten. Obwohl die Versuche zur Fraßaktivität der **Mikroorganismen** die längste Versuchsdauer hatten, wurde lediglich ein Köderabbau von weniger als 4 % verursacht. Auch von Törne 1990 vermutete, daß der mikrobielle Abbau sehr gering ist. Ein möglicher Grund ist darin zu sehen, daß die Kolonisation der Ködersubstanz durch die Mikroorganismen sehr langsam erfolgte. Da es in diesem Versuchsaufbau nicht zu Interaktionen mit der Mesofauna kommen konnte, ist davon auszugehen, daß die mikrobielle Abbauleistung unterschätzt wurde. So kann z.B. die periodische Abweidung von Bodenpilzen durch Mikroarthropoden deren Wachstum fördern (Lee & Pankhurst 1992).

Im Vergleich zur Bodenmesofauna und -flora war die mittlere, ebenfalls auf 10 Tage normierte Fraßaktivität der vier **Regenwurmarten** z.T. deutlich geringer (Abb. 1). In beiden Versuchsdurchgängen zeigte sich für *L. terrestris*, *A. caliginosa* und *O. lacteum* eine höhere Fraßaktivität an den Brennnesselködern, die mindestens auf dem 5 % Niveau signifikant war.

A. rosea wies als einzige der untersuchten Arten in 2 Durchgängen eine Bevorzugung der Weizenkleieköder auf, die jedoch nur im ersten Versuchsdurchgangsignifikant war. Somit scheint *A. rosea* keine deutliche Präferenz für Brennnessel- oder Weizenkleiepulver als Ködersubstanz aufzuweisen. Die Fraßaktivität korrelierte nicht mit den Biomassen der Arten. Wenn die Anzahl der ausgefressenen Löcher auf ein Gramm eingesetzte Regenwurmbiomasse bezogen wird, zeigt sich die höchste Fraßaktivität durch *A. rosea* und *A. caliginosa*. An Weizenkleieködern ergibt sich eine 10-fach höhere Fraßaktivität für *A. rosea* als für *L. terrestris* und *O. lacteum*. Für Brennnesselköder ist die Fraßaktivität von *A. caliginosa* 4 mal höher als die von *L. terrestris* und *O. lacteum*. Das Ablutschen der Köderstreifen, wie Larink (1993) es beobachtete und die Benutzung als Leitplanke, die Koehler (1993) vermutete, scheint zumindest

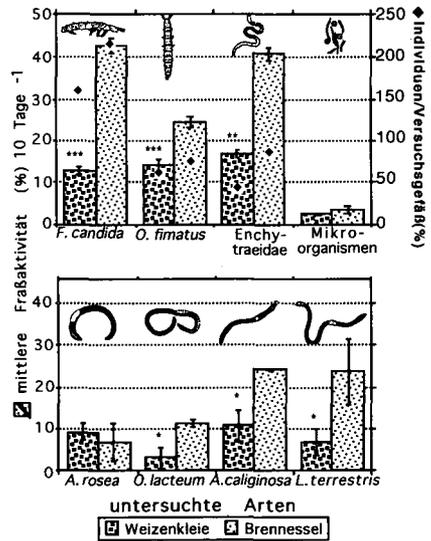


Abb. 1: Mittlere Fraßaktivität aller Taxa (\pm SD) und Individuendichte (\blacklozenge) in Prozent des Anfangswertes der Mesofauna und der Mikroorganismen jeweils für 2 Ködersubstanzen. Sterne markieren signifikante Differenzen zwischen den Ködersubstanzen (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$).

Zur Ermittlung der an der Fraßaktivität beteiligten Bodenmesofaunagruppen wurden unterschiedliche Taxa ausgewählt, von denen nach Larink (1993) eine Beteiligung an der Fraßaktivität angenommen werden konnte. Als Vertreter der bedeutendsten Gruppen der Mesofauna mit phytophager Lebensweise wurden 2 Collembolenarten und Enchytraeiden (*Enchytraeus minutus* und *Enchytraeus lacteus* im Verhältnis 9:1) ausgesucht. Von den Collembolen wurden pro Versuchsgefäß 100 Tiere zugesetzt, von den Enchytraeiden 75 Tiere. Zur nachträglichen Überprüfung der Individuenzahlen in den Versuchsgefäßen wurden jeweils bei der Entnahme der Köderstreifen die Tiere aus 3 Gefäßen ausgetrieben. Zusätzlich zu diesen Versuchsansätzen wurde eine Versuchsreihe mit einer Mikroorganismensuspension des Ackerbodens beimpft (500 g Boden für 2 h in 1 l Wasser geschüttelt).

	Mesofauna-Mikroflora	Regenwürmer
untersuchte Arten/Gruppen	<i>Folsomia candida</i> , <i>Onychiurus fimatus</i> , Enchytraeiden Mikroorganismen	<i>L. terrestris</i> <i>O. lacteum</i> <i>A. caliginosa</i> <i>A. rosea</i>
Anzahl Versuchsgefäße	je 16	je 5
Köderstreifen / Gefäß	1	6
Ködervarianten	Brennessel/ Weizenkleie	Brennessel/ Weizenkleie
Bodenfeuchte (Gew. %)	18	19
Porenvolumen (%)	58	55
Wiederholung	3*	2

Tab. 1: Wichtige Charakteristika der Versuche zur Ermittlung der Fraßaktivität von Bodenorganismen. *Für die Mikroorganismensuspension wurde nur der erste Durchgang ausgewertet.

Die Untersuchung der Regenwürmer unterschied sich von den anderen, da hier beide Ködersubstanzen in denselben Gefäßen angeboten wurden. Die Tiere hatten also die Wahl zwischen Brennessel- oder Weizenkleieköder. Die Auswertung aller eingesetzter Köderstreifen erfolgte unter dem Binokular. Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Kruskal-Wallis Testes und des Mann-Whitney U-Testes, da die Daten nicht normalverteilt waren. Verwendet wurde hierfür das Softwarepaket SPSS. Für weitere Details vergleiche auch Helling (1997).

Ergebnisse und Diskussion

Die Laboruntersuchungen belegten einen Abbau der Ködersubstanzen durch alle untersuchten Taxa. Es konnte gezeigt werden, daß die Mesofauna stark an dem Summenparameter Fraßaktivität, der mit den Köderstreifen gemessen wurde, beteiligt ist. Die höchste Fraßaktivität wird von *F. candida* und den Enchytraeiden (*Enchytraeus minutus* und *Enchytraeus lacteus* im Verhältnis 9 : 1) verursacht (Abb. 1 oben). Für die beiden **Collembolenarten** ist die Fraßaktivität und die Entwicklung der Individuenzahlen in den Versuchsgefäßen sehr unterschiedlich, beides ist bei *O. fimatus* deutlich niedriger. *F. candida* ist eine in Laborversuchen häufig eingesetzte Art, die sich als besonders dominant und konkurrenzfähig erweist (Christiansen *et al.* 1992). Bedingt durch die parthenogenetische Vermehrung und die kurze Entwicklungsdauer ist die Art ein Kosmopolit (Klironomos *et al.* 1992). Aus diesem Grund sind die bei Versuchsende gestiegenen Abundanzen von *F. candida* im Laborversuch wenig erstaunlich.

Beide Collembolenarten zeigen ein breites Ernährungsspektrum, das von Pilzhyphen und -sporen bis hin zu Ackerunkräutern und Laubblättern reicht (Ulber 1980, Leonard & Anderson 1991). Unter den Laborbedingungen erweist sich *O. fimatus* als nicht so resistente Art wie *F. candida*. Ein möglicher Grund ist die Empfindlichkeit von *O. fimatus* verdichteten Böden gegenüber (Didten 1987). Die Abundanzen waren im Verlauf des Versuches abnehmend, insbesondere bei Weizenkleie als Ködersubstanz. Bedingt dadurch war die Fraßaktivität absolut zwar geringer, relativ zur Besiedlungsdichte jedoch genauso hoch wie bei *F. candida*, was an dem sehr ähnlichen

artspezifisch unterschiedlich zu sein. Die Gewichtsabnahmen von *L. terrestris* und *O. lacteum* (83 bzw. 88% des Anfangsgewichtes) und die geringen Fraßaktivitäten deuten darauf hin, daß diese Arten die Köderstreifen nur zwangsläufig als Nahrung angenommen hatten, da keine andere Nahrungsquelle vorhanden war. Die Zusammensetzung der Nahrung der Regenwürmer ist zwar abhängig von der Nahrungsverfügbarkeit, aber besonders für *L. terrestris*, der als anektische Art ganze Laubblätter in seine Röhre zieht, ist zu vermuten, daß er die Köderstreifen nur sehr begrenzt als Nahrungsquelle nutzt. Insgesamt könnte sich auch das Defaunieren des Bodens für die Regenwürmer negativ ausgewirkt haben.

In diesen Laborversuchen konnte gezeigt werden, daß die untersuchten Taxa an den Köderstreifen fressen. Es läßt sich jedoch nicht ableiten, welchen Anteil sie im einzelnen an diesem Abbau unter natürlichen Bedingungen haben, da der Versuchsaufbau sehr künstlich war. Eine Verschiebung der Anteile, den die untersuchten Taxa an der Fraßaktivität hatten, kann sich z. B. durch Interaktionen zwischen diesen ergeben.

Die Untersuchung fand im Rahmen des SFB 179 statt und wurde von der DFG unterstützt.

Literatur

- Christiansen, K., Doyle, M., Kahlert, M. und Gobaleza, D. (1992): Interspecific interactions between collembolan populations in culture. *Pedobiologia*, 36: 274-286.
- Didden, W. (1995): The effect of nitrogen deposition on enchytraeid-mediated decomposition and mobilization - a laboratory experiment. *Acta Zool. Fennica*, 196: 60-64.
- Didden, W.A.M. (1987): Reactions of *Onychiurus fimatus* (Collembola) to loose and compact soil. Methods and first results. *Pedobiologia*, 30: 93-100.
- Eisenbeis, G. (1994): Die biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunsch. naturkundl. Schr., 4: 653-668.
- Federsmidt, A. und 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.
- Helling, B. (1997): Einfluß der Regenwürmer auf die Stickstoff-Mineralisation und die bodenbiologische Aktivität landwirtschaftlich genutzter Flächen bei verschiedenen N-Düngern. *Agrarökologie*, 23: 1-140.
- Kampmann, T. (1994): Entwicklung eines standardisierten Labortests mit Köderstreifen für ökologische Prüfungen: Erste Vorversuche. Braunsch. naturkundl. Schr., 4: 681-686.
- Klironomos, J.N., Widden, P. und Deslandes, I. (1992): Feeding preferences of the collembolan *Folsomia candida* in relation to microfungus successions on decaying litter. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 685-692.
- Koehler, H.H. (1993): Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test nach Törne. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.*, 69: 143-146.
- Larink, O. (1993): Ist der Köderstreifen-Test ein Maß für bodenzoologische Aktivität? *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.*, 69: 139-142.
- Larink, O. (1994): Bait Lamina as a Tool For Testing Feeding Activity of Animals in Contaminated Soils. In: Donker, M.H., Eijsackers, H. und Heimbach, F. (Hrsg.), *Ecotoxicology of Soil Organisms*. Lewis Publisher, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 339-345.
- Larink, O. und Kratz, W. (1994): Köderstreifen-Workshop in Braunschweig - ein Resümee-. Braunsch. naturkundl. Schr., 4: 647-651.
- Lee, K.E. und Pankhurst, C.E. (1992): Soil Organisms and Sustainable Productivity. *Australian Journal of Soil Research*, 30: 855-892.
- Luthardt, V. (1991): Vergleich der biologischen Aktivität in extensiv und intensiv genutzten Niedermoorböden. *Pedobiologia*, 35: 199-206.
- Seastedt, T.R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomol.*, 29: 25-46.
- Törne, E.v. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait lamina tests. *Pedobiologia*, 34: 89-101.
- Törne, E.v. (1990): Schätzungen der Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II Mini-Köder-Test. *Pedobiologia*, 34: 269-279.

Bodeneigenschaften und der Gehalt an ninhydrin-reaktivem Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse

von

JÖRGENSEN, R.G.

Problemstellung

Mit der Fumigations-Extraktions-Methode können in der mikrobiellen Biomasse neben den Gesamtmengen an C (C_{mik}) und N (N_{mik}) auch spezifische organische Komponenten als Teilfraktionen erfaßt werden. Die wichtigste dieser Komponenten, die in der Differenz "begast/unbegast" gemessen werden, ist der ninhydrin-reaktive Stickstoff (E_{nin}) (AMATO & LADD, 1988). Die Messung dieser hauptsächlich zytoplasmatischen Komponente hat den Vorteil, daß sie überwiegend mikrobieller Herkunft ist und nur zu einem geringen Teil aus den Humussubstanzen freigesetzt wird (JOERGENSEN & BROOKES, 1990). Die Konzentration von ninhydrin-reaktivem N ist daher in den Extrakten der unbegasteten Böden, wenn kein NH_4 in der Bodenlösung akkumuliert wurde, ausgesprochen niedrig. Ein weiterer Vorzug der Bestimmung von ninhydrin-reaktivem N liegt darin, daß sich diese Komponente in den Extrakten mit einer einfachen kolorimetrischen Methoden messen läßt. In den meisten Arbeiten dient der ninhydrin-reaktive Stickstoff zur Abschätzung der C_{mik} -Gehalte, seltener zur Abschätzung der N_{mik} -Gehalte (JOERGENSEN, 1995, 1996). In dieser Arbeit steht deswegen die Beziehung von N_{mik} und E_{nin} bzw. der $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotient im Mittelpunkt der Betrachtung. Dabei möchte ich der Frage nachgehen, ob Nutzungsform oder Bodeneigenschaften einen Einfluß auf diese Beziehung bzw. diesen Quotienten haben.

Material und Methoden

Eine Gruppe von 110 Böden (57 Acker-, 25 Grünland- und 28 Waldböden) wurde hauptsächlich in Deutschland (97 Böden), aber auch in England (11 Böden), Australien (1 Boden) und Finnland (1 Boden) gesammelt. Alle Bodenproben wurden dem A-Horizont entnommen, durch ein Sieb passiert (< 2 mm), auf 40% der maximalen WHK eingestellt und 21 Tage bei 15°C (Böden aus England und Finnland) bzw. 10 Tage bei 25°C (Böden aus Deutschland) präinkubiert und anschließend bei 4°C bis zum Versuchsbeginn gelagert. Alle untersuchten Böden und eingesetzten Methoden sind ausführlich in den Arbeiten von JOERGENSEN und BROOKES (1990), JOERGENSEN (1995, 1996) sowie JOERGENSEN und MUELLER (1996) ausführlich beschrieben worden.

* Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, D-37075 Göttingen

Ergebnisse und Diskussion

E_{nin} ist mit allen untersuchten mikrobiellen und bodenchemischen Parametern signifikant korreliert (Tabelle 1). Den größten Korrelationskoeffizienten weist die lineare Beziehung von E_{nin} zu C_{mik} auf, unwesentlich kleiner ist der von E_{nin} und N_{mik} . In der Größenverteilung der Korrelationskoeffizienten zu den untersuchten Parametern ähnelt E_{nin} aber mehr N_{mik} als C_{mik} .

In diese Richtung weisen auch die geometrischen Mittel der $(C/N)_{\text{mik}}$ -, $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ - und $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten für die nach Nutzungsform getrennten Untergruppen (Tabelle 2). Während in den überwiegend sauren Waldböden der mittlere $(C/N)_{\text{mik}}$ -, aber auch der mittlere $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotient deutlich über denen der Acker- und Graslandböden liegt, unterscheiden sich die mittleren $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten der drei Nutzungsformen nicht signifikant voneinander. Der mittlere $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotient der sauren Waldböden ist am niedrigsten. Das überrascht, da in diesen Böden der in der mikrobiellen Biomasse gebundene Stickstoff fast überhaupt nicht zu Ammonium abgebaut wird, der in Acker- und Graslandböden ein bis zwei Drittel des ninhydrin-reaktiven Stickstoffs ausmachen kann (Joergensen, 1996).

Auf eine engere Beziehung von E_{nin} zu N_{mik} als zu C_{mik} weisen auch die Ergebnisse der ANOVA hin (Tabelle 3). Während sich die Unterschiede im $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten zwischen den verschiedenen Böden zu fast 50% durch unterschiedliche pH-Werte erklären, liegt dieser Anteil beim $(C/N)_{\text{mik}}$ - und $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten bei ungefähr 10%. Unterschiede im pH-Wert sind sicher Konsequenz, aber auch Ursache für eine unterschiedliche Landnutzung. Die $(C/N)_{\text{mik}}$ - und $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten werden im Gegensatz zum $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten durch weitere, nicht pH bedingte, Eigenschaften der Landnutzungsform beeinflusst, z.B. durch die Qualität des pflanzlichen C-Inputs.

Trotz der engen Beziehung von E_{nin} zu C_{mik} und N_{mik} weisen die $(C/N)_{\text{mik}}$ -, $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ - und $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten außerordentlich große Streubreiten zwischen minimalen und maximalen Werten auf, wobei die Variationskoeffizienten aller drei Quotienten bei ungefähr 30% liegen (Tabelle 2). Ein Teil dieser Streubreite wird sicher durch Ungenauigkeiten in der Analytik verursacht, an die durch die niedrigen Konzentrationen sehr hohe Anforderungen gestellt wird. Ein Teil wird auch durch Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft verursacht (AMATO & LADD, 1994). In den untersuchten Waldböden dominieren Pilze mit weiten $(C/N)_{\text{mik}}$ - und $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten (JOERGENSEN *et al.*, 1995). Es ist aber unklar, welche Organismen Unterschiede in den $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ -Quotienten hervorrufen. Es gibt eine Tendenz, daß Bakterien einen höheren-Gehalt an ninhydrin-reaktivem Stickstoff aufweisen als Pilze (JOERGENSEN, 1996). Diese Tendenz ist aber bis jetzt unzureichend abgesichert. Es könnte ebenso sein, daß auch bestimmte Pilzarten eine hohe Konzentration an ninhydrin-reaktivem Stickstoff während der Begasungszeit bilden.

Tabelle 1: Korrelationsmatrix zwischen mikrobiellen und chemischen Bodeneigenschaften (log-transformierte Daten)

	C_{mik}	N_{mik}	E_{NH_4}	E_{nin}
pH-H ₂ O	-0,03	0,10	0,39****	0,20*
C_{org}	0,80****	0,67****	0,24*	0,65****
N_{t}	0,86****	0,78****	0,40****	0,77****
C_{ex}	0,74****	0,63****	0,33****	0,63****
CO ₂	0,83****	0,84****	0,69****	0,81****
C_{mik}		0,93****	0,58****	0,94****
N_{mik}			0,75****	0,93****
E_{NH_4}				0,70****

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; **** $P < 0,0001$; E_{nin} = (ninhydrin-reaktives N, extrahiert mit 0,5 M K₂SO₄ aus begasten Proben) minus (ninhydrin-reaktives N, extrahiert mit 0,5 M K₂SO₄ aus nicht-begasten Proben); $E_{\text{NH}_4\text{N}}$ = (NH₄-N, extrahiert mit 0,5 M K₂SO₄ aus begasten Proben) minus (NH₄-N, extrahiert mit 0,5 M K₂SO₄ aus unbegasten Proben); C_{ex} = (C_{org} , extrahiert mit 0,5 M K₂SO₄ aus unbegasten Proben).

Tabelle 2: Geometrische Mittel, Minima, Maxima und Variationskoeffizienten für die Quotienten $(C/N)_{\text{mik}}$, $C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$, $N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$ aller Böden sowie die geometrischen Mittel für die nach Nutzungsform getrennten Untergruppen

	$(C/N)_{\text{mik}}$	$C_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$	$N_{\text{mik}}/E_{\text{nin}}$
Alle Böden (n = 110)			
Geometrische Mittel	7,0	23,7	3,4
Minimum	3,4	14,1	1,5
Maximum	20,8	50,5	10,2
Variationskoeffizient (± %)	34,8	28,8	33,4
Geometrische Mittel			
Ackerböden (n = 57)	6,4 ^a	22,0 ^a	3,4 ^a
Graslandböden (n = 25)	6,4 ^a	23,2 ^a	3,6 ^a
Waldböden (n = 28)	8,9 ^b	28,2 ^b	3,1 ^a

Gleiche Buchstabenindizes bedeuten gleiches Signifikanzniveau (Scheffé-Test, $P = 0,05$).

Tabelle 3: ANOVA der log-transformierten Daten von Acker-, Grasland- und Waldböden

Fehlerquelle	FG	SQ (%)	F-Wert
(C/N)_{mik}			
Kovariate pH	1	12,3	18,0****
Form der Landnutzung	2	16,2	11,9****
Residuen	109	71,5	
C_{mik}/E_{nin}			
Kovariate pH	1	48,8	102,9****
Form der Landnutzung	2	1,4	1,4
Residuen	109	49,8	
N_{mik}/E_{nin}			
Kovariate pH	1	9,2	12,3***
Form der Landnutzung	2	11,7	7,8***
Residuen	109	79,1	

*** $P < 0,001$; **** $P < 0,0001$; FG = Freiheitsgrade, SQ = Summe der quadrierten Fehlerabweichungen in % der Gesamtvarianz.

Literatur

- AMATO M. & LADD J.N. (1988) Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soil. *Soil Biology & Biochemistry* **20**, 107-114.
- AMATO M. & LADD J.N. (1994) Application of the ninhydrin-reactive N assay for microbial biomass in acid soils. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1109-1115.
- JOERGENSEN R.G. & BROOKES P.C. (1990) Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biology & Biochemistry* **22**, 1023-1027.
- JOERGENSEN R.G. (1995) Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **104**, 1-229.
- JOERGENSEN R.G. (1996) Quantification of the microbial biomass by ninhydrin-reactive N. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 301-306.
- JOERGENSEN R.G., ANDERSON T.-H. & WOLTERS V. (1995) Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Biology & Fertility of Soils* **19**, 141-147.
- JOERGENSEN R.G. & MUELLER T. (1996) The fumigation extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the k_{EN} -factor. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 33-37.

JOSCHKO, M.; PACHOLSKI, A.

Enchytraeidendichten und organische Bodensubstanz**- ein geostatischer Ansatz -****Einleitung**

Enchytraeiden kommt im Funktionsgefüge des Bodens eine wichtige Rolle zu. Als nur zu einem geringen Anteil saphrophage Mikrobivoren weiden sie hauptsächlich Mikroben von der Oberfläche sich zersetzender organischer Substanz ab. Doch auch Bodenpartikel werden aufgenommen. Das Verhältnis des Vorkommens von Enchytraeiden zu der räumlichen Ausprägung der organischen Substanz ist nach Didden (1993) noch relativ wenig untersucht. Als deutlichste - aber eher qualitative - Beziehung kann das unterschiedlich ausgeprägte Vorkommen von Enchytraeiden in bestimmten Humusformen angesehen werden. Die Beantwortung dieser Fragestellung ist besonders durch die kleinräumig hochvariable Verteilung von Enchytraeiden (negative Binomialverteilung, Axelsson et al., 1975) erschwert. Mit Geostatistik können räumliche Verteilungsstrukturen von Enchytraeiden und anderen Umweltfaktoren untersucht werden. Ziel dieser Arbeit war es, die Variabilität von Enchytraeiden und anderen Bodeneigenschaften in einem auf dem ersten Blick homogenen Agrarstandort zu ermitteln.

Hypothesen:

- Enchytraeiden sind auf Agrarstandorten im Feldmaßstab räumlich strukturiert verteilt.
- Diese Muster sind in starkem Maße von den Verteilungen von biotischen und abiotischen Umweltparametern bestimmt.
- Es liegt eine ähnliche räumliche Verteilung von Enchytraeiden und der organischen Substanz im Feldmaßstab vor.

Material und MethodenGeostatistik

Mithilfe geostatistischer Methoden kann ermittelt werden, ob sich trotz großer Variabilität auf kleinräumiger Ebene eine kontinuierliche weiträumige Beziehung in der Ausprägung von Bodeneigenschaften finden läßt (zu *Spatial Continuity*, siehe Isaak&Srivastava, 1989). Wenn solche Beziehungen und räumlich strukturierte Verteilungen der Variationsniveaus ermittelt wurden, können diese zur Interpolation zwischen den Meßpunkten genutzt werden. Geostatistik dient also zur methodisch gesicherten Glättung der lokalen Variabilitäten.

Variogramme (**Abb. 1a**) geben die Veränderung der Differenzen der Werte einer Variablen - also deren Variabilität - in Abhängigkeit von der Entfernung der Meßwerte voneinander wieder. Je kleiner ein Semivariogramm-Wert ist, umso geringer ist die Variabilität. Ein

1 Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für mikrobielle Ökologie und Bodenzoologie, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg

2 Institut für Geoökologie und Geographie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19 a, 38106 Braunschweig

Variogramm wird durch 3 Parameter gekennzeichnet, die für den Vergleich der Variogramme und die darauffolgende Modellanpassung und Interpolation von Bedeutung sind:

- Zumeist erreichen die Variogramm-Werte ein Plateau, den *sill-Wert*, wo sich die Variabilität nicht mehr ändert. Dieses Niveau entspricht in der Regel der Gesamtvarianz.
- Der *range* bezeichnet die Distanz bis zum Erreichen dieses Plateaus.
- Der *nugget-Wert* bezeichnet den Y-Achsenabschnitt einer gedachten oder berechneten Modellkurve. Er gibt die nicht durch räumliche Variabilitätsveränderung erklärbare Grundvariabilität und Variabilität aufgrund von Meßfehlern wieder. Somit setzt sich die Gesamtvarianz durch räumlich erklärbare strukturierte und nichterklärbare Varianz zusammen.

An die berechneten Variogramm-Werte wird eine Modellkurve angepaßt, mit deren Hilfe das Interpolationsverfahren des *Kriging* angewendet werden kann. Dieses Verfahren liefert die besten linearen unverzerrten Schätzergebnisse. Räumliche Verteilungsstrukturen verschiedener Variablen lassen sich also durch Variogramme und Schätzergebnisse vergleichen.

Standort

Winterschwarzbrache (Vorfrucht Mais) in Möglin/Ostbrandenburg (schluffiger Sand, Jahresniederschlag 527 mm / Sommermaximum). Auf der Fläche wurde ein 105 Meßpunkte umfassendes Untersuchungsrastrer von 84 X 36 m Abmessung eingerichtet. Die Punkte waren jeweils 6 m voneinander entfernt. Die Beprobungsabstände wurden durch eine vorhergehende Transsektbeprobung mit geostatistischer Auswertung ermittelt. Die Fläche liegt in einem flachkuppigen Grundmoränengebiet auf einer Kuppe. In der Rasterfläche selbst war nur wenig Relief ausgebildet.

Untersuchte Variablen

Auf dem Standort wurden die räumlichen Verteilungsstrukturen von Enchytraeiden im Feldmaßstab untersucht. Enchytraeiden-Dichten [Anzahl/m²] wurden auf dem taxonomischen Niveau der Familie bestimmt. Bodenproben von 4.1 cm Durchmesser wurden bis zu einer Tiefe von 20 cm entnommen und in 5cm-Schichten untersucht. Die Enchytraeiden wurden mit dem kalten Naßaustriebsverfahren nach Graefe (1989) ausgetrieben.

Auf der Untersuchungsfläche wurden neben den Enchytraeiden-Abundanzen Textur [S, U, T, %], pH-Werte, aktueller gravimetrischer Wassergehalt [%], Corg Gehalt [%] (pyrometrisch-coulombmetrisch) und pflanzliche Reststoffe > 0.25 mm Durchmesser [g/Probe] (Fenwick-Kanne) bestimmt (Pacholski, 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Variogramme

Abb.1b zeigt das Variogramm für Enchytraeiden-Abundanzen im November 1995. Die hochvariablen Enchytraeiden-Daten (Variationskoeffizient 76%) waren räumlich strukturiert. In der Variabilität ließ sich also eine kontinuierliche und nicht zufällige räumliche Veränderung aufzeigen. Es lag eine strukturierte Varianz von ca. 50% der Gesamtvarianz vor. Der range betrug 25 m. **Abb.1 a**: das Variogramm für Corg. besitzt sehr ähnliche Strukturen wie das Variogramm für Enchytraeiden: nugget von ca. 50 %, range 30 m. **Abb. 1 c**: auch bei Tongehalten- und pH-Werten lagen ähnliche Strukturen vor. Die hier

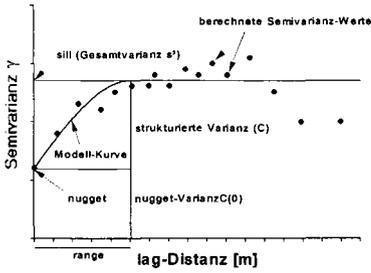


Abb.: 1a

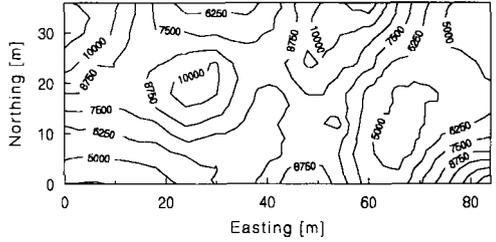


Abb.: 2a

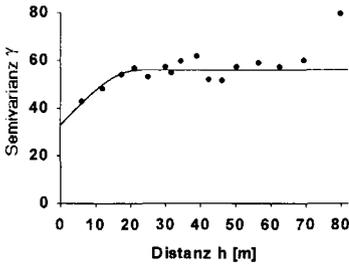


Abb.: 1b

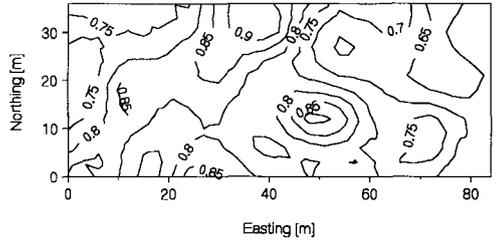


Abb.: 2b

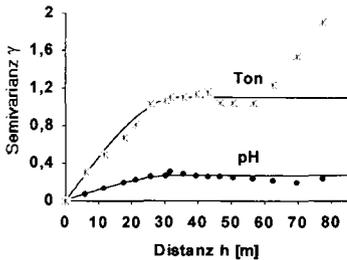


Abb. 1c

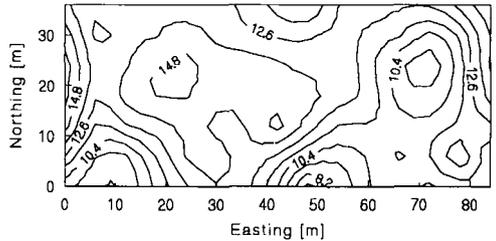


Abb.: 2c

Abbildungen 1a - c: Variogramm für Corg-Gehalt [%], Variogramm für Enchytraeiden-Dichten [Anzahl/m²] im November 1995 und Variogramme für pH-Wert und Tongehalte [%]

Abbildungen 2a - c: Räumliche Verteilung von Enchytraeiden im November 1995 [Anzahl/m²], räumliche Verteilung des Corg-Gehaltes [%] und räumliche Verteilung des Schluffgehaltes [%]

aufgeführten Variablen wiesen also ähnliche räumliche Variabilitätsstrukturen auf. Für die Betrachtung, ob räumliche Korrelationen vorlagen, müssen die gekrigten Verteilungen selber betrachtet werden.

Verteilungen

Abb.2 a und **b** bilden die Verteilungen von Enchytraeiden-Dichten und Corg.-Gehalten ab. Es wird deutlich, daß Bereiche mit hohen und niedrigen Werten ähnlich im Raum verortet waren, wenn auch Maxima und Minima nicht ortsgleich lagen. Ähnliches gilt für grobe pflanzliche Reststoffe im Boden. Es sind also Kongruenzen in der räumlichen Verteilung von Enchytraeiden und Variablen der organischen Substanz deutlich erkennbar. **Abb. 2 c** zeigt jedoch ausgeprägtere Kongruenz bei dem Vergleich der Enchytraeiden-Verteilung mit der Verteilung des Gesamtschluffgehalt. Dasselbe gilt für den Vergleich mit der Verteilung des aktuellen grav. Wassergehaltes. Hier sind noch deutlicher ähnliche klar strukturierte räumliche Muster zu erkennen. Enchytraeiden-Abundanzen und Tongehalte bzw. /pH-Werte hingegen waren negativ räumlich miteinander korreliert. Doch waren auch hier ähnliche räumliche Strukturen - also ähnlich verlaufende Isolinien - zu erkennen.

Im niederschlagsarmen Osten Brandenburgs hat der Schluffgehalt des Bodens als Wasserspeicher eine besonders große Bedeutung. Im Bereich mit erhöhtem Schluffgehalt ist deshalb mit verbessertem Pflanzenwachstum zu rechnen. Die dadurch zu erklärende Erhöhung des Gehaltes an org. Substanz und die verbesserte Bodenfeuchtigkeit fördern Enchytraeiden. Welche Bedeutung der organischer Substanz genau zukommt, war bei dieser Untersuchung nicht zu klären. Im Bereich mit hohen Tongehalten werden austauschbare Kationen intensiver und nachhaltiger im Boden gespeichert. Dies wirkt sich auch durch Erhöhung des pH-Wertes aus. In diesen Bereichen sind wegen der vielfach belegten (Didden, 1993) Bevorzugung von niedrigeren pH-Werten verringerte Enchytraeiden-Abundanzen zu finden.

Schlußfolgerungen

- Enchytraeiden wiesen auf dem untersuchten Standort eine im Feldmaßstab räumlich strukturierte Verteilung auf.
- Es ließ sich eine positive räumliche Korrelation von Enchytraeiden-Abundanzen und der Ausprägung von Variablen der org. Substanz aufzeigen. Deutlichere räumliche Korrelationen lagen aber positiv mit dem Gesamtschluffgehalt und negativ mit pH-Werten und Tongehalt vor. Die relative Bedeutung der org. Bodensubstanz war im Zusammenspiel dieser Faktoren nicht eindeutig klärbar. Als steuernde Variable scheint die Bodentextur die größte Bedeutung zu haben.
- Auch scheinbar homogene Flächen können durch räumlich strukturierte Variabilität gekennzeichnet sein. Trotz unterschiedlicher Größenordnungen der Variabilitäten der verschiedenen Variablen ließen sich mit geostatistischen Methoden ähnliche räumliche Verteilungsstrukturen aufzeigen

Literatur:

1. Axelsson, B. et al. (1975): Confidence Intervals of some animal populations with non-normal distribution, *Zoon*, 3, 115 - 119
2. Didden, W. A. M. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37, 2 - 29
3. Graefe, U., in Dunger, W., Fiedler, H.J. (1989): Methoden der Bodenbiologie, G. Fischer, Jena
4. Isaak, E.H. and Srivastava, R.M. (1989): Applied Geostatistics, Oxford University Press, New York
5. Pacholski, A., (1997): Räumliche Variabilität von Enchytraeiden in Beziehung zu Umweltfaktoren in einem landwirtschaftlich genutzten Sandboden, Diplomarbeit, TU Braunschweig

Wirkung von Klimaänderungen auf die C- und N-Dynamik eines Modellökosystems

von

KANDELER,E.; TSCHERKO,D.; KAMPICHLER,Chr.; HEFIN JONES,Thos.

Einleitung

Ein Anstieg der Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre beeinflusst durch seine Düngewirkung die Photosyntheseleistung der Pflanzen (Bazzaz, 1990 und Rogers et al., 1994) und die chemische Zusammensetzung ihrer Streu (Kemp et al., 1994). Die Bodenorganismen hingegen zeigen kaum eine direkte Reaktion auf die Erhöhung des atmosphärischen CO₂. Es wird jedoch angenommen, daß Bodenmikroorganismen indirekt durch die gesteigerte Wurzelbiomasse und Wurzelexsudation sowie durch das größere C/N Verhältnis von Streustoffen beeinflusst werden können.

Die prognostizierte Temperaturerhöhung von 2-3°C könnte ebenfalls die Lebensgemeinschaft von Bodenmikroorganismen und deren Stoffwechselleistungen verändern. Nach Modellberechnungen von Trumbore et al. (1996) sollte bereits ein geringer Anstieg der Temperatur der Atmosphäre zu einer Erhöhung der Turnover Rate von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen führen. Das Ziel der Untersuchungen war es, die Wirkung von erhöhtem atmosphärischen CO₂ und erhöhter Temperatur auf Wurzelwachstum, mikrobielle Biomasse und Enzyme des C- und N-Kreislaufes in einem komplex aufgebauten Modellökosystem zu untersuchen.

Material und Methodik

Die Experimente wurden in Zusammenarbeit mit dem Centre for Population Biology (CPB) am Imperial College (Silwood Park, Ascot, UK) durchgeführt. Das Ökotron besteht aus 16 Klimakammern, deren Versorgung mit Licht, Wasser, Luft, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, UV-B-Strahlung und CO₂ unabhängig voneinander kontrolliert werden kann (Lawton et al., 1993; Lawton, 1996). Als Substrat wurde eine Sand-Lehm-Mischung (40:60) mit relativ niedrigen Nährstoffgehalten (40 ppm N, 12,5 ppm P und 10,7 ppm K) verwendet (Aufbau des Versuches siehe Kampichler et al., 1997). In den Jahren 1995-1996 wurden im Ökotron zwei aufeinanderfolgende Versuche zur Erfassung des Einflusses erhöhter Temperatur (Umgebungstemperatur plus 2°C) bei 350 ppv CO₂- bzw. bei 550 ppv CO₂-Atmosphäre auf Biomasseproduktion und Populationsdynamik der einzelnen Arten des Systems (Gefäßpflanzen, Herbivore, Parasiten, Bodenorganismen) durchgeführt. Nach einer Versuchsdauer von 9 Monaten wurden die Wurzelbiomasse, die mikrobielle Biomasse (SIR und CFE), die mikrobielle Respiration sowie Enzymaktivitäten zur Charakterisierung der C- und N-Kreisläufe in den Bodentiefen von 0-2, 0-10 und 10-20 cm bestimmt (Methoden siehe Schinner et al., 1996).

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

(**) GSF-Institut für Bodenökologie, Neuherberg, Postfach 1129, D-85758 Oberschleissheim

(***) Centre for Population Biology, Imperial College at Silwood Park, Ascot, Berkshire, UK, SL5 7PY

Die Wurzelbiomasse wurde zusätzlich in den Bodentiefen von 20-30 und 30-40 cm bestimmt (Bestimmung der Wurzelbiomasse nach Smucker et al., 1982).

Ergebnisse und Diskussion

Die Temperaturerhöhung führte nach einer neunmonatigen Versuchszeit zu keiner Veränderung der Wurzelbiomasse im Bodenprofil (Abb.1). Die gleichzeitige Erhöhung von Temperatur und CO₂-Konzentration der Atmosphäre verringerte die Wurzelbiomasse in 0-10 und 30-40 cm Bodentiefe (Abb.1). Das C/N Verhältnis der Wurzeln wurde durch die Temperaturerhöhung und durch die Wechselwirkung von Temperatur und CO₂-Erhöhung nicht verändert (Ergebnis nicht abgebildet).

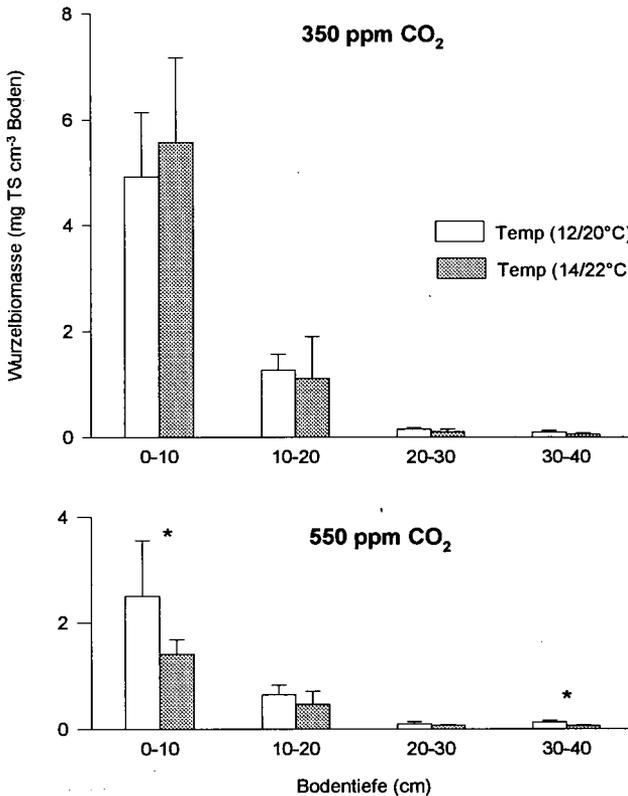


Abb.1: Einfluß der Temperaturerhöhung bei normaler CO₂ Atmosphäre (350 ppv) und bei erhöhter CO₂ Atmosphäre (550 ppv) auf die Wurzelbiomasse. Temp. (12/20°C): Angabe der Nacht/Tag Temperatur. * signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb eines Experimentes (P<0,05).

Tab.1: Einfluß der Temperaturerhöhung (2°C) auf die mikrobielle Biomasse (SIR und CFE), die Respiration, den metabolischen Quotienten und das C_{mic}/C_{org} Verhältnis im Ökotron. Die Ergebnisse wurden als Mittelwerte und Standardabweichung angegeben. Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen wurden durch den p -Wert gekennzeichnet ($n=6$ für die Probenahme von 0-2 und 0-10 cm; $n= 2$ für die Bodentiefe von 10-20 cm).

	Bodentiefe (cm)	Umgebungs- temperatur	erhöhte Temperatur	P
Mikrobielle Biomasse (SIR) (mg CO ₂ 100 g ⁻¹ h ⁻¹)	0-2	1,52 (0,27)	1,95 (0,27)	<i>n.s.</i>
	0-10	0,71 (0,23)	1,10 (0,34)	<i>0,042</i>
	10-20	0,58	0,76	
Biomasse N (CFE) (µg Ninhydrin-reaktiver N g ⁻¹)	0-2	8,14 (3,27)	6,53 (3,72)	<i>n.s.</i>
	0-10	4,24 (3,60)	4,57 (1,85)	<i>n.s.</i>
	10-20	4,72	4,17	
Respiration (mg CO ₂ 100g ⁻¹ 24h ⁻¹)	0-2	23,44 (3,64)	23,17 (7,24)	<i>n.s.</i>
	0-10	8,19 (1,57)	6,92 (2,40)	<i>n.s.</i>
	10-20	4,51	3,67	
qCO₂ (mg CO ₂ -C g ⁻¹ C _{mic} h ⁻¹)	0-2	8,72 (1,93)	6,54 (0,44)	<i>0,022</i>
	0-10	6,72 (1,94)	3,81 (1,78)	<i>0,022</i>
	10-20	4,84	2,65	
C_{mic}/C_{org} Verhältnis (mg C _{mic} g C _{org} ⁻¹)	0-2	20,04 (3,12)	25,83 (7,19)	<i>n.s.</i>
	0-10	11,08 (3,35)	17,04 (4,77)	<i>0,044</i>
	10-20	8,90	12,59	

Die mikrobielle Biomasse wurde durch die Temperaturerhöhung in der Tiefe von 0-10 cm signifikant gefördert, der metabolische Quotient sank signifikant ab (Tab.1). Dieses Ergebnis kann auf Basis unterschiedlich rascher Sukzession der Mikroorganismenpopulationen diskutiert werden: „r“ Strategen, die sehr rasch auf leicht verfügbare C-Quellen reagieren, könnten unter dem Einfluß von erhöhter Temperatur rascher durch langsam wachsende „K“ Strategen ersetzt werden. Diese Hypothese wird durch die Ergebnisse der Phospholipidfettsäuremuster, die an den selben Böden durchgeführt wurden, bestätigt (Bardgett et al., 1997).

Die Enzyme des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufes (Xylanase, Trehalase, Protease, Desaminase, Urease) wurden durch die Temperaturerhöhung im Ökotron nicht beeinflusst (Ergebnisse nicht abgebildet). Sehr deutlich zeigte sich jedoch der Tiefengradient im Profil: Nach dem Versuchszeitraum von 9 Monaten lagen die Enzymaktivitäten in der Schicht von 0-2 cm wesentlich höher als in der Tiefe 10-20 cm. Der geringe Kohlenstoffgehalt des Versuchsbodens bewirkte zusätzlich, daß die Aktivitäten der einzelnen Enzyme in einem niedrigen Bereich lagen (siehe Vergleichsdaten von Ackerböden: Kandeler und Böhm, 1996). Die geringe Versorgung der Pflanzen und Bodenmikroorganismen mit Nährstoffen (N, P, K) scheint in diesem komplexen Ökosystem das Wachstum der Pflanzen und der Bodenmikroorganismen zu limitieren, dadurch wurde die mögliche Wirkung der Klimaänderung überdeckt. Weitere Untersuchungen über die Auswirkung der Klimaänderung auf Pflanzen und Boden bei differenzierter Nährstoffversorgung werden vorgeschlagen (Bardgett et al., 1997; Kandeler et al., 1997).

Danksagung: Wir möchten uns bei Frau E.Kohlmann, Frau D.Busch, Frau H.Peisser und Herrn G.Schlatte für die gewissenhafte Durchführung der Analysen bedanken. Die Kooperation des „Bundesamtes und Forschungszentrums für Landwirtschaft“ mit dem Centre for Population Biology, Imperial College at Silwood Park, wurde von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, dem British Council und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

Literaturhinweise

- Bardgett RD, Kandeler E, Tscherko D, Hobbs PJ, Jones TH, Thompson LJ and Bezemer TM (1998) Below-ground microbial community development in a high temperature world. *Oecologia*, submitted.
- Bazzaz FA (1990) The response of natural systems to the rising of global CO₂. *Annu. Rev. Ecol. Syst* 21, 167-196.
- Kampichler C, Kandeler E, Bardgett RD, Jones TH and Thompson LJ (1997) Impact of elevated atmospheric CO₂ concentration on soil microbial biomass and activity in a complex, weedy field model ecosystem. *Global Change Biology* (in press)
- Kemp PR, Waldecker DG, Owensby CE, Reynolds JF and Virginia RA (1994) Effects of elevated CO₂ and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil* 165, 115-127.
- Kandeler E and Böhm K (1996) Temporal dynamics of microbial biomass, xylanase activity, N-mineralisation and potential nitrification in different tillage systems. *Appl. Soil Ecol.* 4, 181-191.
- Kandeler E, Tscherko D, Bardgett RD, Hobbs PJ, Kampichler C and Jones H (1997) The response of soil microorganisms and roots to elevated CO₂ and temperature in a terrestrial model ecosystem. *Plant and Soil* (submitted)
- Lawton JH (1996) The ecotron facility at Silwood park: the value of „big bottle“ experiments. *Ecology* 77, 665-669.
- Lawton JH, Naeem S, Woodfin RM et al. (1993) The Ecotron: a controlled environmental facility for the investigation of population and ecosystem processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society London, Series B*, 341, 181-194.
- Rogers HH, Runion GB and Krupa SV (1994) Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment with emphasis on roots and rhizosphere. *Environ. Pollution* 83, 155-189.
- Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E and Margesin R (1996) *Methods in Soil Biology*. Springer, Berlin.
- Smucker AJM, McBurney SL and Srivastava AK (1982) Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the Hydropneumatik Elutriation Systems. *Agron. J.* 74, 500-503.
- Trumbore SE, Chadwick OA, Amundson R (1996) Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* 272, 393-396.

Bedeutung der Bodenorganismen für die Nährstoffversorgung von Pflanzen in diluvialen Böden Norddeutschlands

von

KAUTZ,G.; TOP,W.

Einleitung

Saprophage Bodenorganismen sind für die Zerkleinerung organischer Totsubstanz verantwortlich. Dabei beeinflussen die Saprophagen die Nährstoffversorgung von Pflanzen. Dies wurde bislang allerdings nur in Laborversuchen festgestellt (SETÄLÄ & HUTHA 1990; ALPHEI et al. 1996; GEMESI 1996). Die vorliegenden Untersuchungen dienen dazu, für das Freiland den möglichen Einfluß von Bodenorganismen auf die Nährstoffversorgung der Pflanzen zu erkennen und zu bewerten. Hierzu wurden in Waldbeständen mit naturnaher Mischbestockung oder herkömmlicher Kiefernbestockung bodenchemische und bodenmikrobiologische Kenngrößen sowie das Verteilungsmuster der Bodenfauna erfaßt.

Material und Methoden

Im April, Juni, August und Oktober 1996 wurden vier ausgewählten Waldflächen des Sauener Forsts (Landkreis Oder-Spree, Brandenburg) beprobt. Die Flächen 1 und 2 stellen für die Region typische Kiefernforste dar. In der Fläche 1 stocken Kiefern auf Sander auf (Bodentyp: Sand-Braunpodsol) und in der Fläche 2 auf Grundmoräne (Bodentyp: Tieflehmfahlerde). Bei den Flächen 3 und 4 handelt es sich um Mischwaldbestände. Die Fläche 3 (Kiefern-Buchenwald) stimmt geologisch und vom Bodentyp mit der Fläche 1 überein; die geologische Zuordnung und der Bodentyp der Fläche 4 (Kiefern-Eichen-Buchenwald) sind mit der Fläche 2 identisch.

Chemische Bodenanalysen wurden mit Feinboden (Korngröße < 2 mm) durchgeführt. Für die Analysen wurden die obersten drei Zentimeter des A-Horizonts verwendet. Austauschbare K^+ , Mg^{++} - und Ca^{++} -Ionen des A_h -Horizonts wurden mit 1 M NH_4NO_3 -Lösung extrahiert und mit einem Atomabsorptions-Spektrometer gemessen. Die Erfassung des Phosphats erfolgte kolorimetrisch nach der Vanadatmethode; die Aluminium-Extraktion nach Methoden in STEUBING & FANGMEIER (1992).

Die Bestimmung des mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoffs (C_{mic}) im A_h -Horizont erfolgte mit Hilfe der Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE et al. (1987). Für die Erfassung der mikrobiellen Bodenatmung wurde das während einer Inkubation von 20 Stunden gebildete mikrobielle Kohlendioxid mit einem TOC-Analysator quantifiziert. Der metabolische Quotient (qCO_2 = spezifische Atmung) wurde berechnet und die C-Mineralisationsrate unter Berücksichtigung des C_{org} -Gehalts gebildet.

* Zoologisches Institut, Universität Köln, Weyertal 119, 50923 Köln

Zur Abundanzbestimmung der Mesofauna wurden Stechzylinderproben (Fläche 31.17 cm² bzw. 55.42 cm²) aus dem A-Horizont bis zu einer Tiefe von vier Zentimetern entnommen. Enchytraeidae wurden nach dem Naßverfahren extrahiert, Collembola und Oribatei nach dem Trockenverfahren. Die Besiedlungsdichte der Regenwürmer wurde nach der Methode der Formalin-Austreibung und durch Handauslese erfaßt.

Ergebnisse und Diskussion

Im A_n-Horizont der beiden Grundmoränenflächen 2 und 4 waren meistens die höchsten Konzentrationen an austauschbaren K⁺, Mg⁺⁺- und Ca⁺⁺-Ionen nachweisbar (Abb. 1). Dabei konnten im naturnah bestockten Dreistufenwald (Kiefer-Eiche-Buche) der Fläche 4 im Frühjahr und Herbst signifikant höhere Werte gemessen werden als in dem reinen Kiefernforst der Fläche 2 (U-Test, p ≤ 0.01). Im Dreistufenwald erhöhte sich Kationengehalt im Oktober sogar um etwa das Doppelte im Vergleich zu den im August gemessenen Werten. Für den Kiefern-Buchenwald auf Sander (Fläche 3) war ein entsprechender Einfluß nicht feststellbar. Die signifikant geringsten Werte traten fast immer im A_n-Horizont des Kiefernforsts auf Sander (Fläche 1) auf. In allen Versuchsflächen war ein Trend hoher Calcium-, geringerer Kalium- und noch geringerer Magnesiumgehalte festzustellen. Solche Nährstoffverteilungen stellten bereits KHANNA & ULRICH (1991) für Waldökosysteme der gemäßigten Breiten fest.

Die signifikant höchsten Phosphat-Gehalte traten für alle Beprobungstermine im A_n-Horizont des Dreistufenwalds (Fläche 4) auf (U-Test, p ≤ 0.01). Auch die Werte der Fläche 2 lagen meistens über den Phosphatkonzentrationen der beiden Sanderflächen 1 und 3 (Abb. 1). Anhand der erfaßten Makroelemente ist für den naturnah bestockten Dreistufenwald (Fläche 4) die günstigste Nährstoffversorgung der Pflanzen anzunehmen.

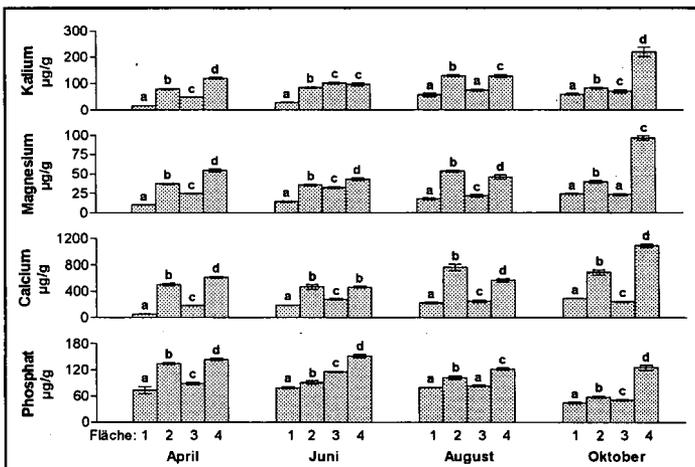


Abb. 1. Gehalt austauschbarer Nährstoffe im A_n-Horizont der Versuchsflächen 1-4 (M ± MAD, n = 18). Daten mit verschiedenen Buchstaben weisen signifikante Unterschiede auf (U-Test, p ≤ 0.01).

Die geringsten Aluminiumgehalte traten immer im Dreistufenwald (Fläche 4), also der Fläche mit dem höchsten pH-Wert des Bodens (pH 3.6, gemessen in 1 M KCl) auf (U-Test, $p \leq 0.001$); die höchsten Gehalte meistens im Kiefern-Buchenwald (Fläche 3). Ein Vergleich der beiden Kiefernbestände (Flächen 1 und 2) ergab ein uneinheitliches Bild (Tab. 1). Eine Zunahme der Al^{3+} -Löslichkeit, und somit auch der potentiellen toxischen Wirkung des Aluminiums, mit sinkendem Boden-pH (RODE 1989) konnte somit auch für den Sauener Forst belegt werden.

Tab. 1. Al^{3+} -Gehalt im A_1 -Horizont der Versuchsflächen 1-4 ($M \pm MAD$, $n = 8$).

ALUMINIUM [$\mu g/g$]	April	Juni	August	Oktober
Fläche 1 (pH 3.0)	240 \pm 8	437 \pm 20	371 \pm 17	332 \pm 23
Fläche 2 (pH 3.3)	257 \pm 15	585 \pm 27	362 \pm 23	276 \pm 6
Fläche 3 (pH 2.9)	359 \pm 5	638 \pm 29	474 \pm 14	316 \pm 13
Fläche 4 (pH 3.6)	125 \pm 7	302 \pm 5	157 \pm 11	119 \pm 4

Die erfaßten mikrobiellen Kenngrößen wiesen eindeutig auf eine Sonderstellung des Dreistufenwalds (Fläche 4) hin. Hier trat die höchste mikrobielle Aktivität und Biomasse auf (Abb. 2a). Der resultierende qCO_2 ist allerdings nicht als Streß der mikrobiellen Populationen zu werten, sondern auf einen verstärkten Fraßdruck der Bodenfauna zurückzuführen. Diese Verjüngung der mikrobiellen Bestände hat häufig eine erhöhte Aktivität zur Folge (KANDELER et al. 1994). Auch die Dekompositionsleistung im A_1 -Horizont (= C-Mineralisation) war im Dreistufenwald am höchsten. Dieses Ergebnis ist als Erklärung der hohen Nährstoffkonzentrationen in der Fläche 4 zu berücksichtigen.

Enchytraeiden und Regenwürmer stellten die bedeutsamsten Tiergruppen im Sauener Forst dar (Abb. 2b.). In Sauerhumuswäldern gehören Enchytraeiden zu den dominierenden Zersettern der Streu (GRAEFE 1989). Vor allem im Dreistufenwald (Fläche 4) waren deutlich höhere Werte dieser beiden Tiergruppen festzustellen als in den Sanderflächen 1 und 3.

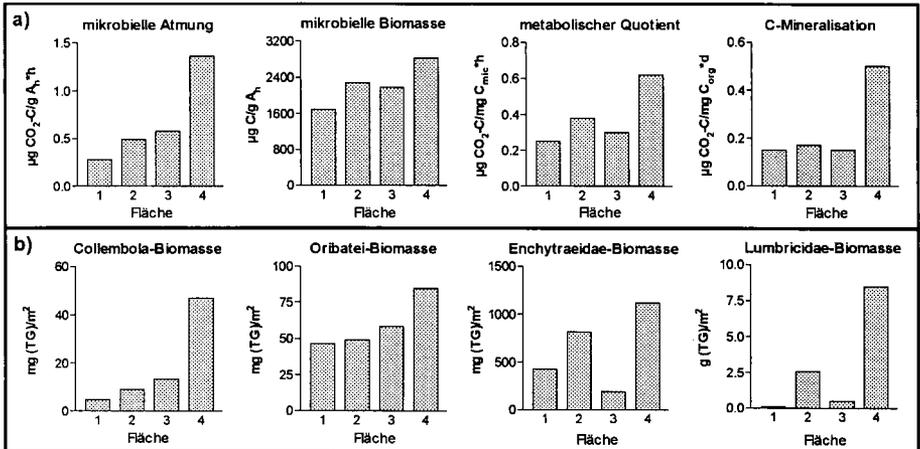


Abb. 2. Durchschnittswerte a) der erfaßten mikrobiellen Kenngrößen (Median; mik. Atmung, qCO_2 , C_{min} : $n = 28$, mik. Biomasse: $n = 72$) und b) des Verteilungsmusters der Mesofauna (Median, $n = 72$) und der Regenwürmer (Median, $n = 8$) in den Versuchsflächen 1-4.

Eine signifikante Einflußnahme der biotischen Aktivität auf die bodenchemischen Kenngrößen konnte sowohl durch das Verteilungsmuster der Bodenfauna als auch durch die mikrobielle Atmung über Kovarianzanalysen wahrscheinlich gemacht werden (Tab. 2). Hohe Abundanzen der Mesofauna bzw. hohe mikrobielle Aktivitäten bewirkten einen Anstieg der austauschbarer Kationen im Boden. Von saprophagen Bodentieren ist bekannt, daß ihre Fraßtätigkeit einer Bodenversauerung entgegenwirkt (ZIEGLER 1993). Der signifikante Einfluß der Bodenorganismen auf den Aluminiumgehalt ($R^2 = 0.07$ bis $R^2 = 0.14$) war besonders auf die Befunde im Dreistufenwald (Fläche 4) zurückzuführen. In dieser Fläche trat der höchste Tierbesatz und die größte mikrobielle Aktivität bei gleichzeitigem Anstieg des Boden-pH und der geringste Al^{3+} -Gehalt auf.

Tab. 2. Einfaktorielle Kovarianzanalysen mit dem Einfluß a) des Faktors Mesofauna und b) des Faktors mikrobielle Atmung auf bodenchemische Kenngrößen der Versuchsflächen 1-4. Als Kovariaten dienten der Boden (prozentualer Sandanteil des Oberbodens), die Bestockung (prozentualer Kiefernanteil an der Baumzahl) und die Zeit (Monat der Probenahme) sowie wechselseitig die mikrobielle Atmung und die Mesofauna-Abundanz.

KOVARIANZANALYSE		K^+		Mg^{++}		Ca^{++}		Al^{3+}	
(einfaktoriell)	df	F	R^2	F	R^2	F	R^2	F	R^2
a)									
Kovariaten (Boden/Bestockung/Zeit/mik. Atmung)	4	285 ***		506 ***		375 ***		71 ***	
Mesofauna	3	14 ***	0.03	36 ***	0.04	37 ***	0.06	10 ***	0.07
Modell	7	169 ***		304 ***		320 ***		45 ***	
b)									
Kovariaten (Boden/Bestockung/Zeit/Mesofauna)	4	288 ***		348 ***		309 ***		29 ***	
mik. Atmung	2	29 ***	0.04	7 *	0.01	14 ***	0.02	19 ***	0.14
Modell	6	202 ***		234 ***		211 ***		26 ***	

*: $p \leq 0.01$, ***: $p \leq 0.001$, ns: nicht signifikant

Zusammenfassung

Die naturnahen waldbaulichen Maßnahmen, wie sie in einem Dreistufenwald (Kiefer-Eiche-Buche) auf Grundmoräne (Fläche 4) verwirklicht wurden, führten zu einer Förderung der Bodenorganismen. Außerdem ist in dieser Fläche eine Verbesserung der Nährstoffversorgung von Pflanzen gegenüber einem Kiefernforst auf Grundmoräne (Fläche 2) anzunehmen. Kovarianzanalysen zeigten einen signifikanten Zusammenhang zwischen bodenchemischen Kenngrößen mit der mikrobiellen Aktivität und mit der Besiedlungsdichte der Mesofauna.

Literatur: ALPHEI, J. et al., 1996: Protozoa, Nematoda and Lumbricidae in the rhizosphere of *Hordelymus europaeus* (Poaceae): faunal interactions, response of microorganisms and effects on plant growth. *Oecologia* 106, 111-126. – GEMESI, O., 1996: Der Einfluß von *Octolasmus lacteum* (Lumbricidae) auf Waldböden: Stabilität und Nährstoffumsatz. Diss., Köln. – GRAEFE, U., 1989: Der Einfluß von sauren Niederschlägen und Bestandeskalkung auf die Enchytraidenfauna in Waldböden. *Verh. Ges. Ökol.* 17, 597-603. – KANDELER, E. et al., 1994: Effects of mesofaunal exclusion on microbial biomass and enzymatic activities in field mesocosms. In: RITZ, K.; DIGHTON, J.; GILLER, K.E. (eds.): *Beyond the Biomass: Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial Communities*. John Wiley & Sons, Chichester, 181-189. – KHANNA, P.K.; ULRICH, B., 1991: *Ecochemistry of temperate deciduous forests*. In: RÖHRIG, E.; ULRICH, B. (eds.): *Ecosystems of the world 7 - Temperate deciduous forests*. Elsevier, Amsterdam, 175-218. – RODE, M.W., 1989: Die Beeinflussung von Aluminiumtoleranz durch die Form der Stickstoffernährung. *Verh. Ges. Ökol.* 17, 535-541. – STEUBING, L.; FANGMEIER, A., 1992: *Pflanzenökologisches Praktikum*. Ulmer, Stuttgart. – VANCE, E.D. et al., 1987: An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil. Biol. Biochem.* 19, 703-707. – SETÄLÄ, H.; HUTHA, V., 1991: Soil fauna increase *Betula pendula* growth: Laboratory experiments with coniferous forest floor. *Ecology* 72, 665-671. – ZIEGLER, F., 1993: Zersetzung. In: KUTTLER, W. (ed.): *Handbuch zur Ökologie*. Analytica, Lüdenscheld, 499-505.

Einfluß unterschiedlicher Komposte auf die Bodenfruchtbarkeit einer Parabraunerde

von

KEDZIA, M.; SIEBERT, S.; LEIFELD, J.; KÖGEL-KNABNER, I.

Einleitung

Die Zufuhr von organischer Substanz erhöht den Humusgehalt und meist den mikrobiell gebundenen Kohlenstoff. Die Umsetzung der organischen Substanz und somit die Freisetzung bzw. die Mineralisierung von Nährstoffen erfolgt überwiegend durch die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) im Boden, die im wesentlichen die Bodenfruchtbarkeit beeinflusst. Im Allgemeinen wird die Bodenfruchtbarkeit als Summenparameter der biotischen und abiotischen Faktoren nach SAUERBECK (1993) definiert.

Für den Einsatz von organischen Düngemitteln im ökologischen Landbau wurden in einem Feldversuch Stallmistkomposte und Biotonnenkompost auf ihre bodenverbessernde Wirkung geprüft. Gerade über die langfristigen Auswirkungen von Biotonnenkompost auf die Bodenfruchtbarkeit besteht noch Forschungsbedarf. Im Anschluß an einen 10-jährigen Feldversuch wurden abschließende Untersuchungen 2 Jahre nach der letzten Düngung durchgeführt, um die langfristigen Auswirkungen zu überprüfen.

Fragestellung

Da drei Komposte (2 Stallmistkomposte, Biotonnenkompost), Mineraldünger und eine Kontrolle (Tab. 1) im Feldversuch verwendet wurden, waren folgende Fragen von Interesse:

Wie werden bodenmikrobiologische und bodenchemische Eigenschaften im Vergleich langfristig beeinflusst

- nach der Anwendung von Komposten und Mineraldüngern?
- nach Anwendung von Stallmistkomposten und Biotonnenkomposten?

Material

Der Feldversuch bestand aus einer randomisierten Blockanlage mit Nettoteilstückgrößen von 4 x 4 m. Der Bodentyp ist eine Parabraunerde aus Löß; als Bodenart im beprobten Ap liegt ein stark toniger Schluff vor (Sand: 5 %, Schluff: 70-80 %, Ton: 15 %).

Einige Eigenschaften der eingesetzten Dünger sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Fruchtfolge bestand aus abwechselndem Anbau von Hack- und Halmfrüchten sowie Klee gras-Anbau. Die Dünger wurden alle 2 Jahre zu den Hackfrüchten manuell eingearbeitet. Die Beprobung erfolgte 2 Jahre nach der letzten Düngung im Frühjahr 1996.

* Arbeitsgruppe Bodenkunde u. Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/131, 44780 Bochum

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

Tabelle 1: Eingesetzte Dünger, Aufwandmengen und Eigenschaften

Variante	Behandlung und Eigenschaften
Kontrolle	Ernterückstände blieben auf dem Feld wie bei allen anderen Varianten ebenfalls
Mineraldünger	Mineraldünger: Kalkammonsalpeter, Kaliumchlorid, Kaliumsulfat, Superphosphat, Magnesiumkalk; nach Nmin Untersuchung, ebenfalls nur in 2-jährigen Abständen gedüngt
Stallmistkompost	60 t ha ⁻¹ Rindertierstallmist des Versuchshofs Eichenberg; zwecks aerober Zersetzung einmal während der Lagerung mit dem Stallmiststreuer umgesetzt; pH = 8,5, ungedeckte Lagerung
Stallmistkompost + N-Ergänzung	49 t ha ⁻¹ 3-4 Wochen nach Anlage der Miete mit Stroh und Folie abgedeckt um gasförmigen Verlusten und Auswaschungen vorzubeugen; Ergänzung mit 6 dt Hornmehl / -grus
Biotonnenkompost	60 t ha ⁻¹ organische Haus- und Gartenabfälle der sogenannten „Grünen Tonne“ und organische Grünabfälle der Stadt (Holz, Laub, Gras), während drei Monaten in 1,5 m hohen Trapezmieten aerob kompostiert, pH = 7,8

Methoden

Der pH-Wert wurde in CaCl₂ gemessen; der Kohlenstoff- und Stickstoffgesamtgehalt (Corg / Nges) mit einem C/N-Analyser (LECO) bestimmt. Die effektive Kationenaustauschkapazität (KAKeff) wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) ermittelt. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte mit der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (OCIO & BROOKES 1990), der Cmik-Gehalt wird bezogen auf den Corg-Gehalt dargestellt, um die unterschiedlich hohen Corg-Gehalte (Tab. 2) auszugleichen. Die Basalatmung wurde in Anlehnung an ISERMEYER ermittelt. Der metabolische Quotient (qCO₂) wurde aus der Basalatmung bezogen auf den Cmik-Gehalt abgeleitet. Dieser Parameter gibt Aufschluß über die Effizienz der Energieausnutzung der Mikroorganismen. Je niedriger der qCO₂ ist, umso effizienter arbeiten die Mikroorganismen. (ANDERSON & DOMSCH 1990) Um den extrahierbaren Kohlenstoff zu charakterisieren wurde der molare Absorptionskoeffizient im K₂SO₄-Extrakt bei 254 nm gemessen. Dieser Parameter bietet eine Abschätzungshilfe für den Aromatengehalt des extrahierbaren Kohlenstoffs (HÜTTER 1992).

Ergebnisse

Tabelle 2: Grundparameter

Variante	pH-Wert (CaCl ₂)	Corg (mg g ⁻¹ TS)	Nges	C/N	KAKeff (mmol _e kg ⁻¹)
Kontrolle	5,7	11,75	1,44	8,2	86
Mineraldünger	5,8	12,07	1,38	8,7	88
Stallmistkompost	6,0**	14,05**	1,54**	9,1	102**
Stallmistkompost+N	6,1**	13,38**	1,56**	8,6	107**
Biotonnenkompost	6,5***	15,38***	1,82***	8,5	128***

p < 0,01 = **; p < 0,001 = ***

Die Werte des pH-Wertes, Corg, Nges und KAKeff liegen nach Kompostanwendung signifikant höher als nach mineralischer Düngung oder ohne Düngung.

Der pH-Wert, Corg, Nges und KAKeff sind nach Biotonnenkompostanwendung signifikant am höchsten. Da die C/N-Verhältnisse sich bei allen Parzellen nicht signifikant unterscheiden, kann auf eine ähnliche Mineralisierungsleistung geschlossen werden.

Mikrobielle Biomasse

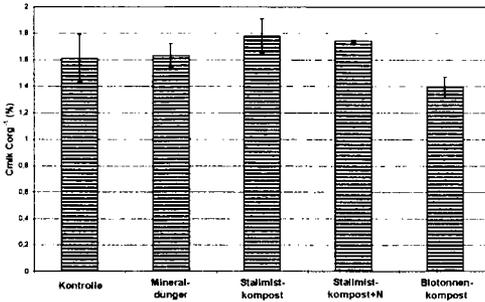


Abbildung 1: Anteil des Cmik am Corg-Gehalt nach unterschiedlicher Düngung

Der höchste Anteil Cmik am Corg-Gehalt tritt nach Stallmistdüngung auf. Es ist auffällig, daß trotz des höchsten Corg-Gehaltes der Anteil des Cmik am Corg bei der Biotonnenkompost-Variante am signifikant geringsten ($p < 0,05$) ist. Signifikante Unterschiede zwischen den übrigen Varianten bestehen nicht.

Metabolischer Quotient

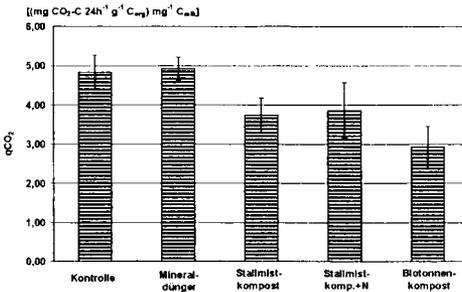


Abbildung 2: Metabolischer Quotient (qCO₂) der unterschiedlichen Düngungsvarianten (Quotient aus Basalatmung und Cmik)

Nach Kompostanwendung tritt ein signifikant niedrigerer qCO₂ auf als ohne Düngung oder Mineraldüngung ($p < 0,001$). Biotonnenkompostdüngung führt zu dem niedrigsten qCO₂, aber es besteht kein statistisch signifikanter Unterschied. Daraus läßt sich schließen, daß Kompostanwendung zu einer effizienter arbeitenden Mikroorganismenpopulation führt.

Molarer Absorptionskoeffizient (E)

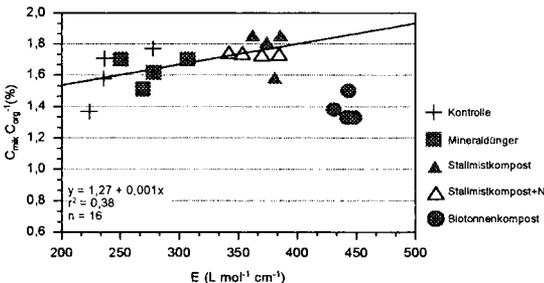


Abbildung 3: Einfache lineare Regression zwischen dem molaren Absorptionskoeffizienten und dem Cmik/Corg-Verhältnis (Biotonnenkompost-Variante ist aus Berechnung herausgenommen worden)

Nach Kompostanwendung steigt der Aromatenanteil im extrahierbaren Kohlenstoff an (Abb. 3). Nach Biotonnenkompostdüngung ist der Aromatengehalt im extrahierbaren Kohlenstoff am höchsten. Läßt man die Biotonnenkompost-Variante außer Betracht, besteht ein positiver Zusammenhang zwischen dem Cmik/Corg-Verhältnis und dem molaren Absorptionskoeffizienten, also dem Aromatenanteil im extrahierbaren Kohlenstoff.

Schlussfolgerungen

Die Zufuhr von Komposten führt bei den bodenchemischen Parametern im Vergleich zur Kontrolle und Mineraldüngung langfristig zu höherem pH-Wert, Corg, Nges und KAKeff. Das C/N-Verhältnis wird durch lange Kompostanwendung nicht erweitert. Da 90 % des Gesamtstickstoffs organisch gebunden sind, führt der Einsatz der Komposte zur nachhaltigen Stickstoffversorgung. Bezüglich der bodenchemischen Parameter ist die Kompostanwendung der mineralischen Düngung zu bevorzugen.

Hinsichtlich der bodenmikrobiologischen Parameter zeigt sich ein differenziertes Bild: Das Cmik/Corg-Verhältnis ist bei den Stallmistkomposten am höchsten und am niedrigsten bei der Biotonnenkompost-Variante. Die Cmik-Gehalte der Kontrolle und Mineraldünger-Variante liegen zwischen den Cmik-Gehalten der Komposte. Langfristig scheint Biotonnenkomposteinsatz in diesem Fall negative Auswirkungen auf die Quantität der mikrobiellen Biomasse zu haben. Bei Stallmistkompostanwendung kommt es zu einer positiven Beeinflussung des Cmik-Gehalts. Der metabolische Quotient deutet auf eine sehr effektive Mikroorganismenpopulation aller Kompost-Varianten hin, insbesondere der Biotonnenkompost-Variante. Unter Berücksichtigung des qCO₂ ist eine Kompostanwendung und auch eine Biotonnenkompostanwendung langfristig empfehlenswert.

Der erhöhte Aromatenanteil im extrahierbaren Kohlenstoff nach Kompostanwendung könnte ein Hinweis auf höhere Ligningehalte sein (LEIFELD et al. 1997).

Der geringe Cmik-Gehalt der Biotonnenkompost-Variante kann eine methodische Ursache haben. Die CFE-Methode kann beispielsweise nicht alle Mikroorganismengruppen gleich erfassen und dadurch kommt es zu einer Minderbestimmung bei unterschiedlicher Zusammensetzung der Populationen.

Danksagung

Hiermit bedanken wir uns beim BMBF für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Verbundvorhabens 'Neue Techniken der Kompostierung' (Fö.-Nr. 11460638L). Der Gesamthochschule Kassel-Witzenhausen, Abt. 'Ökologischer Landbau' und der Firma PlanCoTec danken wir für die Bereitstellung der Proben und die freundliche Unterstützung.

Literatur

- ANDERSON T.H. & K.H. DOMSCH (1990): Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 251-255.
- HÜTTER L.A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung. 5. Aufl., Frankfurt.
- LEIFELD J., SIEBERT S. & I. KÖGEL-KNABNER (1997): Einfluß unterschiedlicher Düngungsvarianten auf organische Stoffgruppen in Böden. *Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesell.*, 83, 347-350.
- OCIO J.A. & P.C. BROOKES (1990): An evaluation of methods for measuring the microbial biomass following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biol Biochem.*, 22, 685-694.
- SAUERBECK D. (1993): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. *Berichte über Landwirtschaft*. SH 206 (4), 13 -29.
- SCHLICHTING E., BLUME H.P. & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. (Pareys Studentexte. 81) Berlin.

Einfluß von Schwermetallen auf die respiratorische Aktivität eines Rieselfeldbodens

von

KENTER,C.; HOFFMANN,C.; SZEBERÉNYI,M.; KALNOWSKI,G.; RENGER,M.

Einleitung

Vor dem Hintergrund zunehmender Stoffbelastungen des Bodens wird es immer bedeutender, nicht nur Schadstoffkonzentrationen zu ermitteln, sondern auch deren ökotoxikologische Wirkung auf die Bodenqualität und -biozönose zu erfassen. Schwermetallbelastungen, die charakteristisch für Rieselfeldböden sind, können eine Beeinträchtigung mikrobieller Stoffumsätze im Boden verursachen (BENKERT & SCHINDLER, 1992; HATTORI, 1991). Aufschluß über Störungen im Kohlenstoffhaushalt kann z.B. die Messung der Bodenatmung geben. In der vorliegenden Untersuchung wird die Wirkung von Cadmium- und Quecksilberdotierungen auf die Mikroflora eines mit Schwermetallen (SM) vorbelasteten Bodens anhand von Respirationsmessungen dargestellt.

Material und Methoden

Es wurden Proben von dem ehemaligen Rieselfeld Berlin-Buch verwendet, das von 1898 bis 1985 mit ungeklärtem kommunalen und industriellen Abwasser beaufschlagt wurde. Das sandige, tonarme (< 1 %) Material wurde dem Ah-Horizont (0-30 cm) eines Regosols entnommen und hatte einen Humusgehalt von 5,2 % bei einem C / N-Verhältnis von 9,3. Der pH-Wert (H₂O) lag bei 5,5 und der C_{mik}-Gehalt (CFE; JOERGENSEN, 1995) war 133,1 µg · g⁻¹ Boden. Die Abwasseraufbringung hat zu einer starken Anreicherung von organischer Substanz, organischen Schadstoffen und Schwermetallen im Oberboden geführt (SCHLENTHER *et al.*, 1996). Die CaCl₂-extrahierbaren Gehalte lagen bei Cd 2,0, Cu 1,8, Pb 0,3 und Zn 92,5 mg · kg⁻¹. Jeweils 50 g TS des gesiebten Bodens (< 2 mm) wurden in Glasflaschen eingewogen; dem Boden wurde Cd-Acetat bzw. Hg-Sulfat in wäßriger Lösung zugesetzt und dabei gleichzeitig der Wassergehalt auf ca. 50 % der max. Wasserkapazität eingestellt. Die eingesetzten SM-Konzentrationen waren Cd 20, 100, 200 und 400 ppm, Hg 10, 50 und 100 ppm, sowie 20 ppm Cd + 10 ppm Hg und 40 ppm Cd + 20 ppm Hg. Die Flaschen wurden mit gasdurchlässigem Laborfilm verschlossen und für sieben Tage bei 21°C inkubiert. Nach dieser Vorinkubation wurde in Anlehnung an ANDERSON und DOMSCH (1978) die Glucose-induzierte Atmung gemessen, wobei 10.000 ppm Glucose eingesetzt wurden. An ausgewählten Proben wurde außerdem mit der CFE-Methode (JOERGENSEN, 1995) der mikrobiell gebundene Kohlenstoff (C_{mik}) bestimmt. Die Atmungsmessungen wurden mit einem Micro-Oxymax[®]-Respirometer durchgeführt, das über einen Infrarot-CO₂-Sensor und einen elektrochemischen O₂-Sensor (Pb-Brennstoffzelle) verfügt. Die Messungen erfolgen im geschlossenen System, ein Gasaustausch („refresh“) bei Erreichen einer CO₂-Schwellenkonzentration oder nach einer beliebigen Anzahl von Meßintervallen ist möglich. In den hier vorgestellten Messungen

¹ TU Berlin, Inst. f. Technischen Umweltschutz, FG Umweltmikrobiologie und Technische Hygiene, Amrumer Str. 32, D-13353 Berlin, e-mail: kent0635@sp.zrz.tu-berlin.de

² TU Berlin, Inst. f. Ökologie & Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin e-mail: crisnjhb@sp.zrz.tu-berlin.de

wurden die Versuchsgefäße über 48 Stunden alle 45 min beprobt; ein refresh wurde nicht durchgeführt. Alle Versuche wurden in drei Parallelen durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Der zeitliche Verlauf der Respirationskurven folgte in allen Fällen einem charakteristischen Muster (siehe Abb. 1 u. 2): In den ersten Stunden nach der Glucosezugabe, d.h. zu Beginn der Messung blieben die CO₂-Produktionsraten zunächst über einige Stunden konstant (Plateau); in dieser Phase kann die *maximum initial respiratory response* bestimmt werden (ANDERSON & DOMSCH 1978). Aufgrund des einsetzenden Wachstums der Mikroorganismen folgte ein steiler Anstieg der Atmungsraten, nach Erreichen eines Maximalwertes (peak) und einem anschließenden starken Abfall blieben die CO₂-Produktionsraten bei langsamer Abnahme noch bis zum Versuchsende gegenüber dem Anfangsplateau deutlich erhöht. Vergleichbare Kurvenverläufe wurden u.a. von ANDERSON und GRAY (1991) und BECK (1991) beschrieben.

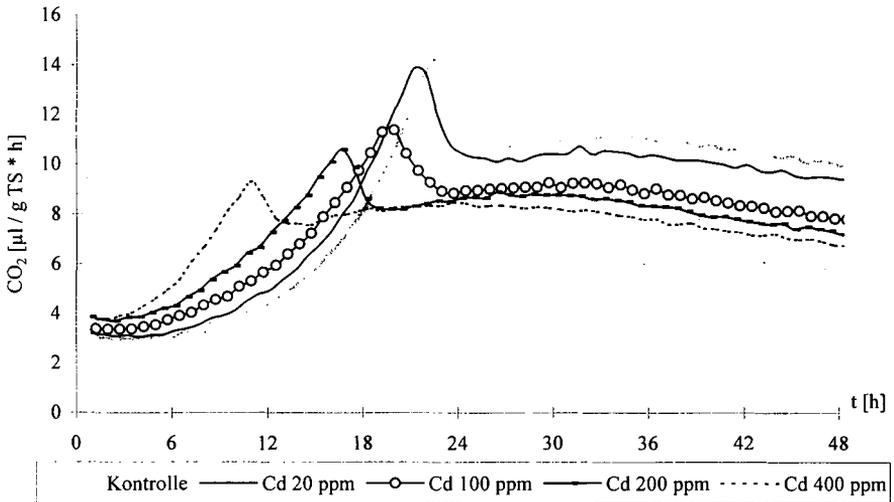


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Glucose-induzierten Atmung nach Zugabe von Cadmium

Mit steigenden Cd-Konzentrationen erhöhte sich das Anfangsplateau im Vergleich zur nicht dotierten Kontrolle (siehe Abb. 1), die maximalen Atmungsraten (bzw. Peakhöhen) waren jedoch geringer und wurden früher erreicht. Nach Überschreiten der Maxima waren die CO₂-Produktionsraten der kontaminierten Proben gegenüber dem Vergleichsboden vermindert. Die C_{mik}-Gehalte (CFE) waren sieben Tage nach Cd-Zugabe in allen Proben gleich (133 µg C_{mik} · g⁻¹ TS in der Kontrolle, 136, 141 und 133 µg C_{mik} · g⁻¹ TS in den mit 100, 200 bzw. 400 ppm Cd kontaminierten Proben). C_{mik} wurde nicht nach ANDERSON und DOMSCH (1978) berechnet, da die SIR-Methode dazu für SM-belastete Böden nicht geeignet erscheint (FLIESSBACH & REBER, 1991). Die erhöhten Anfangsplateaus bei steigenden Cd-Konzentrationen deuten auf eine Streßatmung hin: Aufgrund von Zellschädigungen durch Cd kann sich der Substratbedarf der Bodenmikroflora erhöht haben, um den Energiebedarf zur Ausführung von Reparaturmechanismen zu decken. Die verringerten Maxima weisen auf ein im Vergleich zur Kontrolle weniger effektives Wachstum hin. Unter durch Schwermetalle verursachtem Streß kann bei vermindertem C-Einbau ein erhöhter Anteil des Substratkohlenstoffes in den Energiestoffwechsel gelangen (KILLHAM, 1985).

Nach Zugabe von Quecksilber ergab sich ein anderes Bild als nach Cadmiumzusatz (Abb. 2). Die Höhe des Anfangsplateaus verringerte sich mit zunehmender Hg-Konzentration, ebenso der Peak, wobei die mit 10 ppm Hg kontaminierte Probe aus dem Trend herausfiel. Die mikrobielle Bodenflora ist durch Quecksilber offenbar stärker geschädigt worden als durch Cadmium; die verringerten Anfangsplateaus können durch das Absterben eines Teils der Biomasse verursacht worden sein, zumindest war die Fähigkeit zur Substratverwertung eingeschränkt.

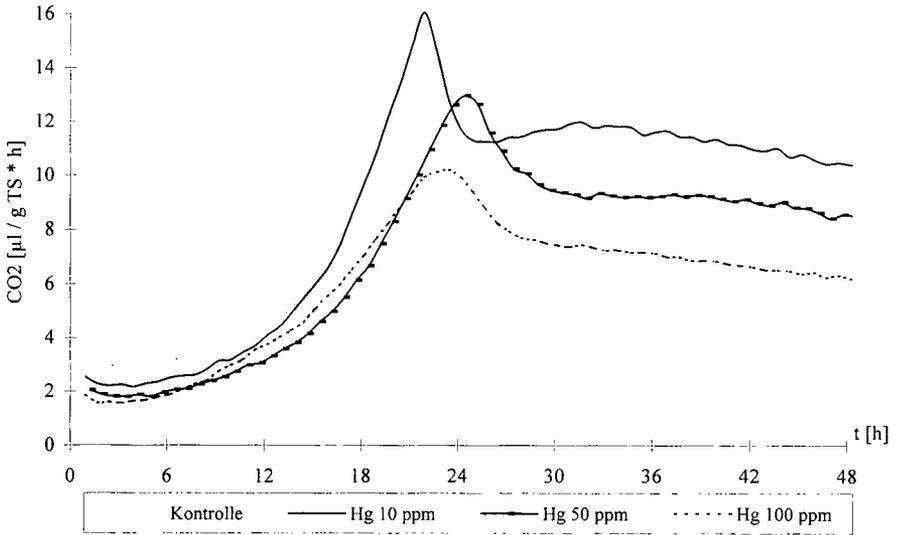


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Glucose-induzierten Atmung nach Zugabe von Quecksilber

Tab. 1: Kumulative CO₂-Freisetzung mit Cadmium, Quecksilber bzw. Quecksilber + Cadmium kontaminierter Bodenproben

	µl CO ₂ · g ⁻¹ TS Boden 6 h	24 h nach Glucosezugabe
Kontrolle	20,4	151,9
Cd 20 ppm	21,0	158,4
Cd 100 ppm	23,5	163,6
Hg 10 ppm	16,8	143,7
Hg 50 ppm	12,0	102,1
Hg 10 ppm + Cd 20 ppm	16,5	144,2
Hg 20 ppm + Cd 40 ppm	13,2	138,8

Die Ergebnisse des Versuchs mit Kombinationen von Cadmium und Quecksilber zeigt Tab. 1. Dargestellt ist die kumulative CO₂-Bildung nach sechs und 24 Stunden Meßdauer für jeweils zwei mit Cd allein, mit Hg allein oder mit Cd + Hg dotierte Proben. Erkennbar ist die im Vergleich zur Kontrolle steigende Tendenz der CO₂-Bildung innerhalb der ersten 24 h nach Glucosezugabe in den mit Cd kontaminierten Proben und der gegenteilige Effekt in den mit Hg versetzten Proben. Die Kombination von 10 ppm Hg + 20 ppm Cd bewirkte eine Abnahme der CO₂-Bildung, unterschied sich in der Wirkung allerdings nicht von 10 ppm Hg allein, ein Synergismus war nicht zu erkennen. Bei der Verdopplung der Konzentrationen auf 20 ppm Hg + 40 ppm Cd war eine weitere Abnahme der kumulativen CO₂-Werte zu beobachten.

Die Ergebnisse des Kombinationsversuches mit Cd + Hg ordneten sich in den Trend, der bei der Zugabe von Hg allein zu beobachten war. In dem untersuchten Konzentrationsbereich (der etwa der

Verdopplung der Gesamtausgangsgelalte im Boden an Cd und Hg entsprach) scheint es noch keinen Kombinationseffekt zu geben, vermutlich aufgrund einer Adaptation der Bodenmikroflora durch die Vorbelastung des Bodens. Unklar ist, ob die Bindungsform der eingesetzten SM einen Einfluß auf den Verlauf der Respirationskurven hatte. Die Kohlenstoffzufuhr über Cd-Acetat bewirkte innerhalb der siebentägigen Vorinkubation keine Änderung der C_{mik} -Gehalte im Boden. Eine Stimulierung der Bodenmikroflora, die die erhöhten Atmungsraten in der Anfangsphase der Messung zum Teil mitverursacht hat, ist denkbar, erscheint vor dem Hintergrund der hohen eingesetzten Cadmiummengen jedoch unwahrscheinlich. Zur Klärung sind weitere Versuche mit anderen Cd-Verbindungen notwendig.

Die gleichzeitige Messung von CO_2 -Freisetzung und O_2 -Verbrauch einer Bodenprobe erlaubt die Berechnung des respiratorischen Quotienten (molares Verhältnis CO_2 / O_2), der bei der Veratmung von Glucose theoretisch bei 1,0 liegt, von diesem Wert jedoch in praxi häufig abweicht (BECK, 1991). In den hier untersuchten Proben wurden respiratorische Quotienten zwischen 1,2 und 1,5 ermittelt. Abweichungen zwischen O_2 -Verbrauch und CO_2 -Bildung von Bodenproben bei der Messung der substratinduzierten Respiration (SIR) wurden auch von BECK *et al.* (1997) beschrieben, wobei die CO_2 - und O_2 -Messungen jedoch anders als in der vorliegenden Untersuchung nicht simultan an einem Meßgerät durchgeführt wurden. Die hier gefundenen respiratorischen Quotienten, die alle über 1,0 lagen, deuten auf anaerobe Prozesse im Boden hin; ein Teil der Glucose kann durch Gärung metabolisiert worden sein, daneben kann z.B. Nitrat als Elektronenakzeptor aufgetreten sein, denn die NO_3 -Gehalte haben sich in der Mehrzahl der untersuchten Proben im Versuchsverlauf bis zur Nachweisgrenze vermindert.

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.
- ANDERSON, T.-H. & GRAY, T.R.G. (1991): The influence of soil organic carbon on microbial growth and survival. In *Advances in Organic Matter Research: The Impact on Agriculture & the Environment* (W.S. Wilson, ed.), pp. 253-266. Redwood Press, Melksham.
- BECK, T., JOERGENSEN, R.G., KANDELER, E., MAKESCHIN, F., NUSS, E., OBERHOLZER, H.R. & SCHEU, S. (1997): An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **29**: 1023-1032.
- BECK, TH. (1991) Einsatzmöglichkeiten der substratinduzierten Atmungsmessung bei bodenmikrobiologischen Untersuchungen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **66**: 459-462.
- BENKERT, J.-P. & SCHINDLER, P.W. (1992): Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **155**: 251-252.
- FLIESSBACH, A. & REBER, H. (1991): Auswirkungen einer langjährigen Zufuhr von Klärschlamm auf die Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen. *Berichte aus der ökologischen Forschung* **6**: 327-358; Jülich.
- HATTORI, H. (1991): Influence of cadmium on decomposition of glucose and cellulose in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* **37**: 39-45.
- JOERGENSEN, R.G. (1995): The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Extraction with 0,01 M $CaCl_2$. *Agribiol. Res.* **48**: 319-324.
- KILLHAM, K. (1985): A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass. *Environ. Pollut. (Series A)* **38**: 283-294.
- SCHLENTHER, L., MÄRSCHNER, B., HOFFMANN, C., & RENGGER, M. (1996): Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch - bodenkundliche Aspekte. *Verh. Ges. Ökol.* **25**: 349-359.

Danksagung

Wir danken Ulrike Maier für die Hilfe bei den Laborarbeiten sowie der TU-Berlin für die Finanzierung dieser Untersuchungen im Rahmen des IFP 7/21: „Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung von organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen“.

Charakterisierung bakterieller Diversität in Böden mittels PCR-Produkten von 16S rDNA - Räumliche Heterogenitäten in einer Versuchsfläche bei Neustadt

von

KÖGLMEIER,W.; KUBIAK,R.

Einleitung und Fragestellung

Landwirtschaftliche Böden sind intensiven anthropogenen Nutzungen und Einflüssen unterworfen. Dazu gehören z.B. der Bodenumbau, das Fernhalten von Beikräutern und das Ausbringen verschiedener Pflanzenschutzmittel. Die daraus resultierenden möglichen Veränderungen der Zusammensetzung und Anzahl an Arten von Makroorganismen können relativ gut untersucht werden. Die Mikroorganismen entziehen sich einer schnellen Untersuchung. Ihre vielfältigen physiologischen Leistungen haben aber essentielle Bedeutung für die Stoffkreisläufe im Boden und damit auf die Bodenfruchtbarkeit.

Durch Kultivierung von Mikroorganismen und deren physiologischer Charakterisierung kann nur ein kleiner Teil der vermuteten Gesamtzahl an Arten erfaßt werden. Eine Ergänzung bildet die Analyse mit Hilfe von Sequenzen von 16S rRNA in Verbindung mit der PCR-Technik und denaturierender Gradientengelelektrophorese (DGGE).

Die heterogene Strukturierung des Bodens, verbunden mit geringer Durchmischungsrate und einer großen Oberfläche, läßt eine hohe räumliche Heterogenität in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften erwarten.

In diesem Versuch soll ermittelt werden, wie groß der Probenumfang in einem relativ homogenen landwirtschaftlichen Boden sein muß, um einen repräsentativen Querschnitt der bakteriellen Diversität an der Probestelle zu bekommen. Die Ergebnisse sollen als Basis für eine mögliche spätere Probenahme in einem Weinbergboden mit seiner Zonierung in Stockbereich, Fahrspur und Gasse dienen.

Probestelle und Probenahme

Die Probestelle befindet sich auf einer Wiese auf einem Versuchsgelände der SLFA bei Neustadt. Im Juni 1997 wurden mit Humax-Bohrer aus 17 Bohrlöchern Bohrkerne von 30cm Länge und 8cm Durchmesser bis zu einer Tiefe von 90 cm genommen. Die Proben wurden bis zu ihrer Aufarbeitung bei 4°C zwischen zwei und vier Wochen gelagert.

Zur Aufarbeitung wurden scheibenförmige Segmente aus den Bohrkernen von 6cm Länge entnommen, durch ein 0,5cm Sieb gesiebt, das Siebgut durchmischt und gemörsert. Nach erneuter Durchmischung wurden 5 mal je ca. 0,7g in Eppendorf-Cups eingewogen. Dies geschah für Segmente in 10, 20, 40, 50 und 70 cm Tiefe. Alle Objekte und Oberflächen mit Ausnahme des Humax-Bohrers und der Bohrhülsen wurden mit 70% Ethanol sterilisiert.

Material und Methoden

DNA-Extraktion

0,7g Boden wurde mit Phosphatpuffer zur Entfernung freier DNA vorgewaschen, mit TENP-Puffer (50mM Tris, 20mM EDTA, 100mM NaCl, 2% PVPP, pH 8) und Lysozym (1,5 mg/Ansatz) versetzt und eine Stunde bei 37°C inkubiert. Die Proben wurden dann zur späteren Verarbeitung eingefroren. Nach wiederauftauen wurde SDS (Endkonz: 3,5%) zugegeben und die Proben 10 min bei 70°C im Ultraschallbad inkubiert. Anschließend wurde nacheinander mit kaltem Phenol, Phenol/Chloroform und Chloroform extrahiert, der Rohextrakt wurde mit 2M Natriumacetat (1/10 Probenvolumen pH 5,2) und Isopropanol (1 Probenvolumen) über Nacht gefällt. Das Pellet (Zentrifugation 20min 16000g) wurde luftgetrocknet, in TE resuspendiert und über zwei Wizard DNA Clean-up Säulen (Promega) weiter aufgereinigt. Von insgesamt 50 µl gereinigtem Extrakt wurden 5 µl auf ein 1% Agarosegel zur Kontrolle und quantitativen Abschätzung aufgetragen.

PCR und DGGE

Das Prinzip besteht darin, aus einem DNA-Rohextrakt aus Boden analysierbare Mengen von bakterieller 16S rDNA zu erhalten. Ist dies gelungen, wird das Gemisch aus 16S rDNA-Fragmenten gleicher Länge und von verschiedenen Bakterien mit Hilfe des unterschiedlichen Schmelzverhaltens der Fragmente in einem linearen Gradienten von denaturierenden Chemikalien aufgetrennt. Durch partielles Aufschmelzen der DNA wird eine Retardierung nach unterschiedlichen Laufstrecken erreicht, es ergibt sich ein Bandenmuster.

1µl Extrakt wurde 1:50, 1:100 oder 1:200 verdünnt in einem 50µl PCR-Ansatz (10mM Tris-HCl pH9, 50mM KCl, 2,5mM MgCl₂, je 250µM dNTPs, 100µg/ml BSA, je 0,5µM Primer forward/reverse und 2,5U Taq (Pharmacia)) Es wurden die Primer 341F (mit GC-Klammer) und 927R (TESKE et al., 1996) verwendet. Als Amplifikationsprotokoll wurde nach einem ersten Denaturierungsschritt (94°C, 5min) ein Touchdown bei der Annealingtemperatur von 68°C bis 58°C gefahren (-0,5°C in jedem Zyklus), danach folgten zehn weitere Zyklen (Denaturierung 1min 94°C, Annealing 30sec, Extension 2min, 72°C). 5µl wurden in einem 1% Agarosegel zur Kontrolle aufgetragen.

Die 45µl restlicher Probe wurden 1:6 mit 6x Auftragspuffer (40% Saccharose, 6xTAE) ersetzt und direkt auf ein 6% Acrylamidgel (16x16cm, Acryl/Bis 37,5:1; 1xTAE) mit ansteigender Denaturierungskonzentration von 20-50% (1,4M Harnstoff, 8% (v/v) Formamid bis 3,5M Harnstoff, 20% (v/v) Formamid) aufgetragen. Die Elektrophorese (D Gene System, Bio-Rad) wurde bei 200V und 60°C 5 Stunden durchgeführt, die Gele in Ethidiumbromid (~2µg/ml) gefärbt, anschließend in dest. Wasser entfärbt und mit Polaroid-Gelcam unter UV-Durchlicht fotografiert.

Auswertung

Die Fotos wurden mit Image Master Desktop Scanner und zugehöriger Software (Version 1.1, Pharmacia) erfaßt, invertiert, der Hintergrund abgezogen und ein Densitogramm erstellt. Die Banden wurden manuell markiert und deren R_F-Werte für den Vergleich der Proben

untereinander benutzt. Als Vergleichsstandard diente der KiloBase DNA-Marker (Pharmacia).

Mit einer Rarefactionsmethode nach Shinozaki (in: ACHTZIGER et al., 1992, Formel siehe unten) soll getestet werden, ob das gewählte Probenahmeraster eine ausreichende Datenbasis liefert.

Aus der Gesamtzahl an gefundenen Arten, der Gesamtanzahl an Proben und der Zahl an Proben, in denen eine gefundene Art vorkommt, wird die Artenzahl berechnet, die bei einer bestimmten Anzahl an Proben erwartet werden kann. Die Abundanz der einzelnen Arten fließt nicht ein. Es kann abgeschätzt werden, wieviele neue Arten pro weiterer Probenahme zusätzlich zu erwarten wären. Auf dieser Basis kann entschieden werden, ob der Aufwand für zusätzliche Proben lohnt.

Die graphische Auftragung ergibt eine Sättigungskurve, die die Kenntnis über die Artenzahl im beprobten Gebiet als Funktion der Anzahl an Proben (Erfassungseinheiten) wiedergibt.

Für die Anzahl an Arten in der Formel wird bei Auswertung der Gele die Anzahl unterschiedlich weit gewanderter Banden eingesetzt. Dies heißt aber nicht, daß jede dieser Banden für eine Bakterienart steht. Es existieren unterschiedliche Specieskonzepte bei Bakterien (ISTOCK et. al., 1996) und es ist bekannt, daß auch Reinkulturen sich mit mehr als einer Bande im Gel manifestieren können.

$$S(q) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{Q - a_i}{q}}{\binom{Q}{q}} \right]$$

$S(q)$ = zu erwartende Artenzahl für $q = 1, 2, 3...Q$
 q = Erfassungseinheit/Probe (1...Q)
 Q = Gesamtzahl Erfassungseinheiten
 a_i = Anzahl an Erfassungseinheiten, in denen die Art i vorkommt
 S = festgestellte Gesamtartenzahl

Erste Ergebnisse

Da erst ein kleiner Teil der Proben aufgearbeitet ist, kann momentan nur ein Trend beobachtet werden.

- Der Trend deutet auf reproduzierbare Bandenmuster innerhalb des selben aufgearbeiteten Bohrkernsegmentes hin. Ferner besteht sehr große Übereinstimmung zwischen unterschiedlichen Bohrkernsegmenten der gleichen Tiefenstufe.
- Segmente aus unterschiedlichen Tiefenstufen benachbarter Bohrkerne unterscheiden sich nur in wenigen Banden.
- Die Amplifikation der ca. 550 Basenpaaren langen Zielsequenz gelingt, allerdings treten häufig noch Nebenprodukte auf. Bei genügend großer Verdünnung des Templates nehmen die Nebenprodukte ab.

- Proben aus dem selben Fragment weisen trotz unterschiedlicher Menge an PCR-Beiprodukten im DGGE-Gel ein identisches Bandenmuster auf.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Segmente aus verschiedenen Tiefenstufen von mit Humax-Bohrer gezogenen Bohrkernen aus einem landwirtschaftlich genutzten Boden wurden homogenisiert. In einem direkten Extraktionsprotokoll wurde DNA isoliert. Mit für Bakterien spezifischen Primern wurde mit PCR ein Gemisch von ca. 550 Basenpaaren langen Fragmenten bakterieller 16S rDNA gewonnen und mit denaturierender Gradientengelelektrophorese (DGGE) aufgetrennt.

Durch Untersuchung des in der DGGE erhaltenen Bandenmusters mit einer Rarefactionsmethode soll geprüft werden, ob das gewählte Probenahmeraster eine repräsentative Analyse der bakteriellen Gemeinschaft im Versuchsboden erlaubt.

Ein erster Trend deutet auf eine hohe Übereinstimmung in den Bandenmustern aus benachbarten Bohrkernsegmenten der gleichen Tiefenstufe hin.

Setzt sich der Trend bei der weiteren Analyse fort, so scheint eine repräsentative Probenahme im gewählten lehmigen Sandboden schon mit einer kleinen Probenanzahl auf einer Fläche möglich, die zwischen die Fahrspuren einer Rebgarbe passen.

Die teilweise in der PCR bei vergleichbaren Proben in unterschiedlicher Intensität auftretenden Beiprodukte haben bisher keinen Einfluß auf die Reproduzierbarkeit des Bandenmusters in der DGGE gezeigt.

Literatur

Achtziger, R.; Niggmann, U.; Zwölfer, H.: Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen; *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1 (1992): 89-105

Istock, C.A.; Bell, J.A.; Istock, N.L.: Bacterial species and evolution: theoretical and practical perspectives; *Journal of Industrial Microbiology* 17 (1996): 137-150

Teske, A.; Wawer, C.; Muyzer, G.; Ramsing, N.B.: Distribution of Sulfate-Reducing Bacteria in a Stratified Fjord (Mariager Fjord, Denmark) as Evaluated by Most-Probable-Number Counts and Denaturing Gradient Gel Electrophoresis of PCR-Amplified Ribosomal DNA Fragments; *Applied and Environmental Microbiology* 62(4) (1996): 1405-1415

Untersuchungen zum Streuabbau, zur Mikrobiologie und zur Bodenmesofauna auf forstlich rekultivierten Standorten einer Kiefernchronosequenz

von

KOLK,A.; KEPLIN,B.; HÜTTL,R.F.

Einleitung

Unter der Annahme, daß für die langfristige Entwicklung von ehemaligen Kippsubstraten des Braunkohletagebaus zu stabilen terrestrischen Ökosystemen, die Etablierung biologischer Nährstoffkreisläufe eine wichtige Rolle spielt, wurden im Rahmen zweier Drittmittelprojekte seit Herbst 1995 an unterschiedlich alten Kiefernreinständen auf vergleichbaren, aschemelierten Kippsubstraten des Niederlausitzer Braunkohlereviere bodenbiologische Untersuchungen durchgeführt. Im Einzelnen wurden der Streuabbau, die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivität im C- und N-Kreislauf sowie die Bodenmesofauna betrachtet.

Versuchsstandorte

Die Flächen Weissagker Berg (= WB), Meuro (= ME) und Domsdorf (= DD) wurden mit *Pinus sylvestris* aufgeforstet, die Fläche Bärenbrücker Höhe (= BB) mit *P. nigra*. In der Fläche Domsdorf wurden weiterhin die Varianten ohne bzw. mit Vegetation in der Krautschicht unterschieden (= oV bzw. mV).

Tab. 1: **Bodenchemische Kenndaten*) und Humuscharakteristik**)**

Fläche	pH [H ₂ O]	C _i [%]	N _i [%]	C/N	S _i [%]	Humusform
WB (1995: 0 a); Kippkohlesand***)	4,6	1,0	0,03	33,4	0,42	-
BB (1995: 12 a) Kippkohlelehmsand	4,1	5,9	0,10	59,0	0,22	Initialstadium „Pilzförna“
ME (1995: 20 a) Kippkohlesand bis -lehmsand	6,3	4,0	0,11	36,4	0,11	Moder
DD (1995: 32 a) Kippkohlelehmsand	4,3	9,4	0,23	40,9	0,20	oV: rohhumusartiger Moder bis dystropher Grobmoder; mV: mullartiger Moder

Alle Angaben (außer zur Humusform) beziehen sich auf Mineralboden und 0-10 cm Bodentiefe. *) nach T. Heinkele, BTU Cottbus und **) F. Lamparski, Universität Greifswald (BTUC Innovationskolleg „Bergbaufolgelandschaften“, 1996); ***) S. Mayer, BTU Cottbus bzw. 2. REKLAM-Zwischenbericht, 1997

Tab. 2: **Methoden**

Mesofauna und Streuabbau	Mikrobiologie
Collembolen und Milben (Trockenrichter-Extraktion, <i>Dunger u. Fiedler 1997</i>) Enchytraeen (Naßextraktionsverfahren, <i>Graefe 1984</i>)	Mikrobielle Biomasse und mikrobiell gebundener Stickstoff (C _{mik} und N _{mik}): Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (CFE) und Persulfat-Aufschluss (<i>Joergensen 1995; Cabrera and Beare 1993</i>).
Abbau von Kiefernstreu im Minicontainer-Test (<i>Eisenbeis 1993</i>)	C-Mineralisation: CO ₂ -Freisetzungsrates luftdurchströmter Bodenproben bei 22° C (<i>Heinemeyer et al. 1995</i>).

*Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Universitätsplatz 3-4, D-03044 Cottbus, Tel. ++49/355/693710, Fax: ++49/355/692323, E-mail: rabe@umwelt.tu-cottbus.de

Ergebnisse und Diskussion

Die Besiedlungsdichte von Collembolen und Milben nimmt in der Chronosequenz Kiefer in der Reihenfolge WB < ME < BB < DDmV < DDoV zu und spiegelt somit nicht eindeutig altersabhängige Unterschiede wider. Die Enchytraeendichten steigen demgegenüber mit zunehmendem Bestandesalter an (vgl. Abb. 1). Auf der neuangelegten Fläche WB sind die erhobenen Siedlungsdichten von Collembolen und Milben noch sehr gering und liegen noch deutlich unter den Angaben von *Dunger (1991)* für einen altersgleichen Standort im Berzdorfer Revier. Das Fehlen von Enchytraeen auf WB ist einerseits sicher auf die niedrigen pH-Werte (vgl. Tab. 1) und rel. hohen elektrischen Leitfähigkeiten (bis zu 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) des Kippbodens und andererseits auf die erschwerte Immigration (passive Verbreitung) zurückzuführen.

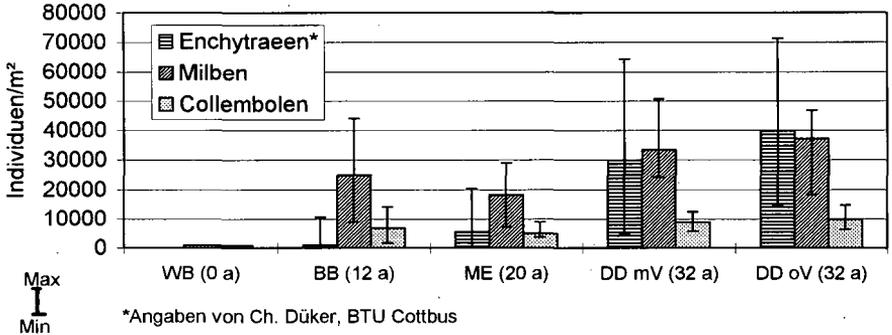


Abb. 1: Abundanzen (Ind./m²) von Collembolen, Milben und Enchytraeen im Auflagehorizont (O_e/O_a) und Mineralboden (0-8 cm) unterschiedlich alter, forstlich rekultivierter Standorte einer Kiefernchronosequenz im Niederlausitzer Braunkohlerevier

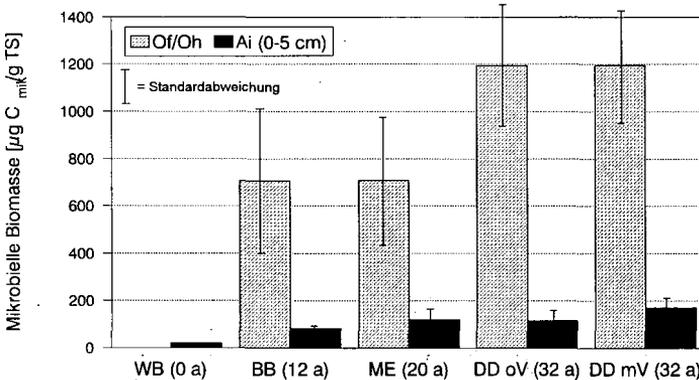


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse (CFE) im Auflagehorizont (O_e/O_a) und Mineralboden (A_i; 0-5 cm) unterschiedlich alter, forstlich rekultivierter Standorte einer Kiefernchronosequenz im Niederlausitzer Braunkohlerevier

Die höchste mikrobielle Biomasse (Abb. 2) wurde im Auflagehorizont des ältesten Bestandes verzeichnet, während zwischen den 12- und 20-jährigen Beständen

in der O_e/O_a-Auflage keine Abstufung zu erkennen war. Eine kontinuierliche Zunahme der mikrobiellen Biomasse über alle Altersstufen wurde hingegen im Mineralboden festgestellt. Hier zeigte sich weiterhin auch ein Unterschied zwischen den Varianten DDoV und DDmV, der auf das Vorhandensein eines größeren Nährstoffpools aufgrund von Wurzelstreu, Exsudaten usw. in den Teilflächen mit Vegetation in der Krautschicht zurückgeführt wird.

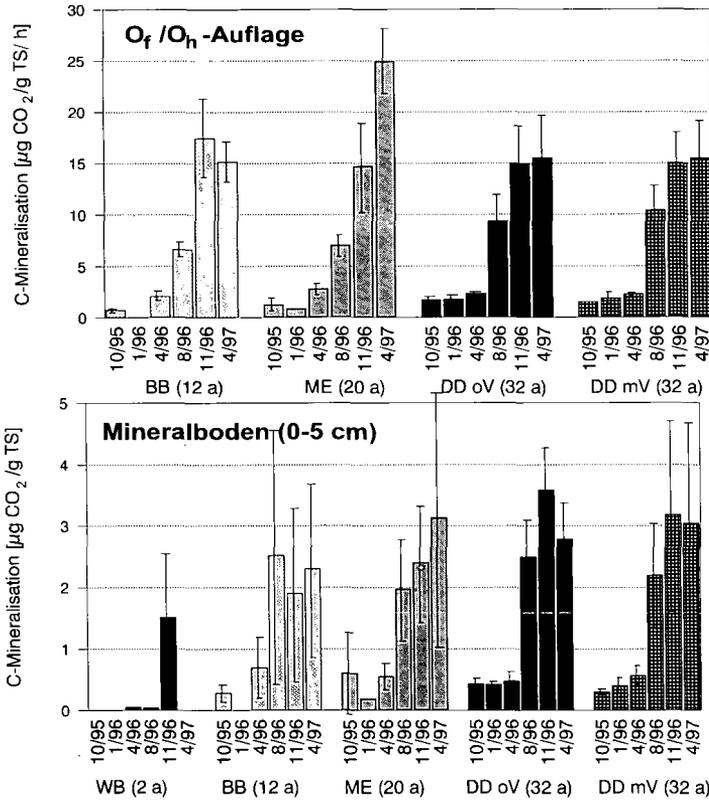


Abb. 3: C-Mineralisation im Auflagehorizont (O_f/O_h) und Mineralboden (A_i; 0-5 cm) unterschiedlich alter, forstlich rekultivierter Standorte einer Kiefernchronosequenz im Niederlausitzer Braunkohlerevier

Bei der C-Mineralisation (Abb. 3) wurden in der Humusauflage, mit einer Ausnahme (ME 4/97), keine altersabhängigen Unterschiede festgestellt. Dies könnte damit erklärt werden, daß evtl. vorhandene Unterschiede in den jeweils mineralisierten C-Vorräten bzw. den für die Umsetzung verantwortlichen Mikroorganismengesellschaften mit diesem Summenparameter nicht erfasst werden. Im Mineralboden wurde neben einem Anstieg der C-Mineralisation mit zunehmendem Bestandesalter weiterhin deutlich, daß die C-Umsatzraten in den jüngeren Flächen bzw.

der Variante DDmV größere Schwankungsbreiten aufwiesen als bei DD oV, was sowohl auf klimatische Einflüsse als auch auf Unterschiede in der Zusammensetzung der jeweils für die Mineralisation zur Verfügung stehenden C-Vorräte zurückgeführt werden könnte.

Beim Abbau der Kiefernstreu wurde mit zunehmender Expositionsdauer der Minicontainer an allen Standorten eine Verengung der C/N-Verhältnisse des Inhaltes der Minicontainer festgestellt, die dadurch zustande kam, daß der C-Gesamtgehalt weitgehend konstant blieb während der N-Gesamtgehalt zunahm. Beispielhaft sind in Tab. 3 die am Standort Domsdorf ermittelten Daten angegeben.

Tab. 3: Gesamt-C- und N-Gehalte [%] und C/N-Verhältnisse der Kiefernstreu im Minicontainer-Test
[Mittelwerte aus 3 Maschenweiten (20 und 500 µm und 2 mm) und 4 Teilflächen]

	24.10.1995 Ausgangswert	09.04.1996	06.08.1996	05.11.1996	03.06.1997
C _t	51,1	50,2	47,8	48,9	47,3
N _t	0,77	1,13	1,44	1,46	1,40
C/N	66,4	45,2	33,6	33,8	33,7

Die Annahme, daß sich diese Zunahme des Gesamt-N-Gehaltes des Minicontainer-Inhaltes darauf zurückführen läßt, daß die Kiefernstreu mit zunehmender Expositionsdauer von Mikroorganismen u.a. Kleinstlebewesen besiedelt und dadurch N-eingetragen wird, wird durch die Ergebnisse aus Untersuchungen zum C/N-Verhältnis in der mikrobiellen Biomasse gestützt (Tab. 4): in der Humusauflage des ältesten Bestandes (DD oV

und DDmV) sowie im Mineralboden der jüngeren Bestände (WB, BB, ME) wurden mit Werten zwischen 2,5 und 7,2 auch in der mikrobiellen Biomasse relativ enge C/N-Verhältnisse festgestellt, die darauf hinweisen daß hier Stickstoff zunächst in der mikrobiellen Biomasse fixiert wird, bevor er für die Pflanzenernährung zur Verfügung steht. Mit zunehmendem Bestandesalter und damit verbundener, fortschreitender Entwicklung des terrestrischen Ökosystems nahmen die C/N-Verhältnisse in der mikrobiellen Biomasse im Mineralboden zu, was als Hinweis auf mögliche physiologische und/oder strukturelle Änderungen der Bodenmikroflora gewertet wird.

Tab. 4: C/N-Verhältnisse in der mikrobiellen Biomasse
[Mittelwerte aus 5 Teilflächen und n = 2 bis 5 Probenahmeterminen]

	WB	BB	ME	DD oV	DD mV
O _i /O _h	-	5,1	6,0	6,5	7,2
A _i : 0-5 cm	3,5	2,5	3,6	14,1	15,5

Ein direkter Vergleich des Masseverlustes der in den Minicontainern eingebrachten Nadelstreu ist nur eingeschränkt möglich, da die Dauer und der Beginn der Ausbringung der Minicontainer ins Gelände zwischen den Standorten DDmV einerseits und BB und ME andererseits verschieden waren und zudem qualitativ unterschiedliche Nadelstreu (*Pinus sylvestris* - *Pinus nigra*) zur Verfügung stand (Abb. 4). Es läßt sich aber festhalten, daß in ME die Kiefernstreu etwas schneller abgebaut wird als auf dem jüngeren Standort BB.

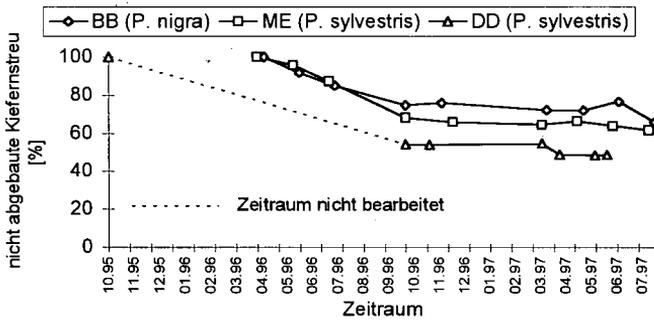


Abb. 4: Abbau von Kiefernstreu im Minicontainer-Test auf unterschiedlich alten, forstlich rekultivierten Standorten einer Kiefernchronosequenz im Niederlausitzer Braunkohlerevier

Nach einem Jahr weist der Standort BB einen Abbau von ca. 27,9 % auf und der Standort ME ca. 33,7 %. In Domsdorf sind nach Versuchsende im Juni

1997 ca. 48,7 % der Nadelstreu abgebaut. Das zu diesem Zeitpunkt festgestellte C/N-Verhältnis beträgt ca. 34 (vgl. Tab. 3) und liegt bereits im unteren Bereich der für die O_i-Lage ermittelten C/N-Verhältnisse von 33-52. Es nähert sich damit dem C/N-Verhältnis im O_i/O_h-Horizont an (*Dageförde, mündl. Mitt.*).

Eine eindeutige Zunahme mit dem Bestandesalter konnte innerhalb der untersuchten Chronosequenz nicht für jeden der vorgestellten boden(mikro-)biologischen bzw. Streuabbauparameter festgestellt werden. Aus den vorliegenden Ergebnissen wurde jedoch sowohl die Verknüpfung einzelner Prozesse und Parameter als auch die Tatsache deutlich, daß sich die Nährstoffkreisläufe in den untersuchten Systemen noch in der Entwicklung befinden und auf vielfältige Faktoren wie z.B. klimatische oder bodenchemische Faktoren oder die Zufuhr leicht zu verwertender Substrate teilweise sehr empfindlich reagieren.

Literatur:

Cabrera, M.L. and M.H. Beare (1993): Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Science Soc. Am. J.*, 57, 1007-1012. *Dunger, W. und Fiedler, H.J. (1997): Methoden der Bodenbiologie*, 2. Aufl. *Eisenbeis, G. (1993): Zersetzung im Boden. Inf. Natursch.-Landschaftspf.* 6, 53-76. *Graefe, U. (1984): Naßextraktion von Enchytraeen. Prot. Workshop Methoden der Mesofaunaerfassung und PCP-Wirkung*, Bremen, 17. *Heinemeyer, O. et al. (1995): The infrared gas analysis. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Alef, K. and P. Nannipieri (Eds.) 1995, Academic Press, London, 218-219. *Joergensen, R.G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. Göttinger bodenkundliche Berichte*, 104.

Wir danken der DFG und dem-BMBF für die finanzielle Unterstützung unserer Untersuchungen.

Die häufigsten Ursachen und Quantifizierung von Priming-Effekten

von

KUZYAKOV, Ya.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K.

Die Einbringung von verschiedenen Substanzen in Boden führt häufig zur Störung des vorhandenen Gleichgewichtes oder zur Veränderung der Reaktionsgeschwindigkeiten. In manchen Experimenten bedingt die Zugabe von geringen Mengen einer Substanz eine plötzliche unerwartet starke Reaktion des Bodens. In diesen Fällen spricht man vom Priming-Effekt (PE). Dabei können große Mengen von Nährstoffen kurzfristig mobilisiert (positiver PE) oder auch immobilisiert (negativer PE) werden (Abb. 1).

Unter Priming-Effekt verstehen wir eine plötzliche Änderung des Abbaus der organischen Bodensubstanz (inklusive Bodenorganismen), hervorgerufen durch eine Bewirtschaftungsmaßnahme (z.B. Zugabe einer Substanz zum Boden) und nachfolgender Änderung der mikrobiellen Aktivität bzw. Störung des Gleichgewichtes im Boden. Die bisherigen Erklärungsansätze (cometabolischer Abbau bodeneigener organischer Substanz, Stofffreisetzung aus der mikrobiellen Biomasse), die auf bekannte "normale" Umsatzprozesse zurückgreifen, können PE nicht immer erklären. Das Verständnis wird auch dadurch erschwert, daß in vielen Experimenten das Ergebnis einem echten PE (echte Freisetzung oder Festlegung der Nährstoffe) ähnlich ist, obwohl keine zusätzliche Nährstofffreisetzung oder -immobilisierung stattgefunden ist. Hier spricht man von sogenannten "scheinbaren" PE.

Ziel dieses Beitrages ist, anhand von Literaturergebnissen und eigenen Untersuchungen eine Übersicht der möglichen Ursachen von positiven und negativen echten und scheinbaren Priming-Effekten darzustellen und Ansätze zur quantitativen Beschreibung von PE vorzuschlagen.

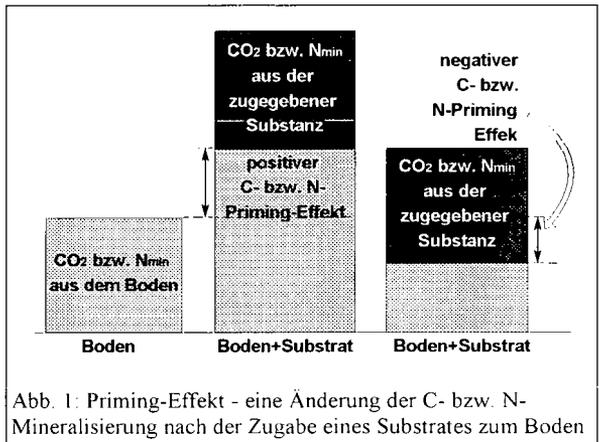


Abb. 1: Priming-Effekt - eine Änderung der C- bzw. N-Mineralisierung nach der Zugabe eines Substrates zum Boden

In folgender Übersicht werden alle PE in vier Gruppen unterteilt: 1) positive echte PE, 2) negative echte PE, 3) positive scheinbare PE und 4) negative scheinbare PE. Da die PE in den meisten Untersuchungen für Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) festgestellt werden, die Ursachen aber für die Nachlieferung bzw. Immobilisierung für C und N verschieden sein können, werden die PE-Ursachen für diese Elemente getrennt betrachtet (Tab. 1).

Tabelle 1. Möglichen Ursachen von positiven und negativen echten und scheinbaren Priming-Effekten (PE) für Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N)

Positive echte Priming-Effekte

PE für	Zugabe von	mögliche Ursache
C und N	<ul style="list-style-type: none"> • leicht verfügbaren organischen Substanzen • Salzen (Mineraldüngern) • N-Mineraldüngern • Wurzelausscheidungen 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Anstieg der MO-Aktivität und Beschleunigung der Mineralisierung von Humus ➤ osmotischer Streß für MO und ihr Absterben unter Freisetzung von C und N ➤ Beschleunigung der Mineralisierung von Humus durch günstigeres C/N-Verhältnis ➤ Anstieg der MO-Aktivität und Beschleunigung der Mineralisierung von Humus
C	<ul style="list-style-type: none"> • N-Mineraldüngern 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Beschleunigung der Mineralisierung von Humus als Substrat- und Energiequelle
N	<ul style="list-style-type: none"> • leicht verfügbaren organischen Substanzen oder C-reichen Wurzelausscheidungen 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Aktivierung der MO, Beschleunigung der Mineralisierung von Humus in der Rhizosphäre und Freisetzung von NH_4^+ bei Beweidung der MO durch Bodentiere

MO = Mikroorganismen

Negative echte Priming-Effekte

PE für	Zugabe von	mögliche Ursache
C und N	<ul style="list-style-type: none"> • toxischen Substanzen • C- bzw. N-Quellen 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ direkte Hemmung der Aktivität der Mikroorganismen oder ihrer Enzyme ➤ Sorption oder Festlegung und physikalisch-chemischer Schutz der zugegebenen Substanz oder ihrer durch mikrobiellen Abbau gebildeten Metaboliten im Boden
C	<ul style="list-style-type: none"> • N-Mineraldüngern • N-Mineraldüngern • organischen Substanzen mit C/N < 16 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ N-Verluste aus Gesamtpool ($^{15}\text{NO}_3^- + ^{14}\text{NO}_3^-$) durch Denitrifikation, C wird als Energiequelle für Denitrifikation verbraucht ➤ bevorzugter Einbau von C-reichen Verbindungen in die MO ➤ Verringerung des C/N-Verhältnisses, C-Immobilisation (wie oben)
N	<ul style="list-style-type: none"> • organischen Substanzen mit C/N > 16 • N-Mineraldüngern • N-Mineraldünger • NH_4^+-Mineraldünger 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ N-Immobilisation in den MO ➤ N-Immobilisation in den MO bei genügend vorhandenen C-Verbindungen im Boden ➤ Verringerung der atmosphärischen N_2-Fixierung ➤ NH_4^+-Festlegung durch Tonminerale

Positive scheinbare Priming-Effekte

PE für	Zugabe von	mögliche Ursache
C und N	• ???	➤ bis jetzt keine Möglichkeiten gefunden
C	<ul style="list-style-type: none"> • N-Mineraldüngern • organischen Substanzen mit C/N < 16 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ N-Verluste aus Gesamtpool ($^{15}\text{NO}_3^- + ^{14}\text{NO}_3^-$) durch Denitrifikation, C wird als Energiequelle für Denitrifikation verbraucht ➤ Verringerung des C/N-Verhältnisses, C-Immobilisation (wie oben)
N	<ul style="list-style-type: none"> • $^{15}\text{Nmin}$ oder Salzen • $^{15}\text{Nmin}$ • $^{15}\text{Nmin}$ • Nmin oder H₂O 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Isotopenverdünnung mit austauschbarem Pool (MO, teilweise mit fixiertem NH₄⁺) ➤ Poolersatz durch Immobilisation, N aus MO oder Humus ➤ Poolverlust ($^{15}\text{NO}_3^-$) durch: <ul style="list-style-type: none"> a) Denitrifikation und ^{15}N-Verluste bei O₂-Mangel b) $^{15}\text{NO}_3^-$-Auswaschung c) ^{15}N-Pflanzenaufnahme und nachfolgende ^{14}N-Nachlieferung aus dem austauschbaren N-Pool ➤ Erschließung tieferer Bodenschichten durch stärkeres und tieferes Wurzelsystem oder Stimulation der N-Aufnahme

Negative scheinbare Priming-Effekte

PE für	Zugabe von	mögliche Ursache
C	• organischen Substanzen	➤ Unvollständiger Abbau von C-Quellen im Laufe des Experimentes

Aus der vorgestellten Tabellenübersicht läßt sich schlußfolgern, daß es sich empfiehlt, in den Experimenten zu Ursachen der PE immer parallel C und N zu untersuchen. Die Markierung von verschiedenen Pools mit ^{14}C und ^{15}N kann eine eindeutige Aussage zur Nachlieferungsquelle ermöglichen. Die Dynamik der Freisetzung bzw. Festlegung und ihr Vergleich mit dem zeitlichen Verlauf der Aktivität der Mikroorganismen kann eine entscheidende Rolle bei der Klärung der Ursachen der PE spielen.

Eine Möglichkeit der quantitativen Beschreibung der Priming-Effekte bei Arbeiten mit ^{14}C -markierten Substanzen wurde von SHEN & BARTA (1997) über den Priming-Index (PI) vorgeschlagen. Wir haben diese Formel so modifiziert, daß negative Priming-Indexe einer Immobilisation, also negativen PE, und positive Priming-Indexe einer zusätzlichen Freisetzung von Nährstoffen entsprechen (Gl. 1).

$$PI = \frac{\text{Netto CO}_2\text{-Evolution (in \% vom total C-Input)}}{^{14}\text{CO}_2\text{-Evolution (in \% vom total }^{14}\text{C-Input)}} - 1 \quad (\text{Gl. 1})$$

PE werden auch oft in den Experimenten ohne markierte Substanzen festgestellt. Um diese quantitativ beschreiben zu können, unterscheiden wir zwei Möglichkeiten:

- 1) Freisetzung (CO_2 oder N_{min}) ohne Lag-Phase – wenn die Mikroorganismenpopulation sich auf das zugegebene Substrat nicht einzustellen braucht. In diesen Fällen werden meistens exponentielle Ansätze (Gl. 2) für die Beschreibung der Freisetzung verwendet.

$$C(t) = C_{\text{max}} \cdot (1 - \exp(-k \cdot t)) \quad (\text{Gl. 2})$$

wobei: $C(t)$ – Dynamik der Freisetzung, C_{max} – maximale mögliche Freisetzung – ist gleich der Menge des zugegebenes Substrates, k – Abbaukonstante des Substrates, t – Zeit.

Unsere Modifikation beinhaltet die Möglichkeit einer additiven Berücksichtigung des PE zusätzlich zu dem C_{max} Parameter (KUZYAKOV *et al.*, 1997):

$$C(t) = (C_{\text{max}} + PE) \cdot (1 - \exp(-k \cdot t)) \quad (\text{Gl. 3})$$

- 2) Freisetzung mit einer Lag-Phase – wenn für die Mikroorganismenpopulation eine gewisse Zeit notwendig ist, um sich auf das fremde Substrat einzustellen. In diesen Fällen werden verschiedene logistische Funktionen (z.B. Gl. 4) für die Beschreibung der Freisetzung verwendet.

$$C(t) = \frac{C_{\text{max}}}{1 + \exp(a - b \cdot t)} \quad (\text{Gl. 4})$$

In diesem Fall mit der Lag-Phase kann eine Addition des PE zu der maximalen Menge des zugegebenen Substrates zufriedenstellende quantitative Aussagen über das Ausmaß des PE liefern.

$$C(t) = \frac{C_{\text{max}} + PE}{1 + \exp(a - b \cdot t)} \quad (\text{Gl. 5})$$

Die Anpassung der Parameter der Gleichung 3 bzw. 5 an die experimentelle Werte mittels nichtlinearer Regression ermöglicht die Bestimmung der PE auch in Experimenten ohne markierte Substanzen. In diesen Fällen werden allerdings nur die Gesamtmengen des freigesetzten bzw. festgelegten Nährstoffes berechnet und nicht die ganze Dynamik der Prozesse, wie es bei Priming-Index ist.

Vorteilhaft bei den beiden Kalkulationsmethoden von PE (Gl. 3, Gl. 5) ist, daß in beiden Fällen – mit und ohne Lag-Phase, – die maximale Intensität des PE dem stärksten Abbau des zugegebenen Substrates, also der maximalen Aktivität der Mikroorganismen entspricht.

Literatur.

- Kuzyakov Ya. V., Rühlmann J. und Geyer B. 1997. Kinetik und Parameter des Abbaus von Gemüserückständen im Boden. *Gartenbauwissenschaften*. Im Druck.
- Shen J. and Bartha R. 1997. Priming effect of Glucose polymers in soil-based biodegradation tests. *Soil Biol. Biochem.* **29**(8): 1195-1198.

Veränderungen in der chemischen Struktur organischer Substanz durch Kompostanwendung im Modellversuch

von

LEIFELD, J.; SIEBERT, S.; KÖGEL-KNABNER, I.

Einleitung und Fragestellung

Die Anwendung von Bioabfallkompost auf landwirtschaftliche und rekultivierte Flächen erhöht die mikrobielle Aktivität und damit die Stoffumsätze im Boden. In einem Modellversuch wurde untersucht, ob und wie die Kompostanwendung auch die Zusammensetzung und den Abbau der organischen Substanz in unterschiedlichen Böden beeinflusst.

Methoden

Oberbodenmaterial einer Braunerde unter Grünlandnutzung (SI2), einer Parabraunerde unter Acker (Ut4) und ein quartäres Kippbodensubstrat (Ss) wurden mit einer Aufwandmenge von 60t ha⁻¹ Trockensubstanz eines Frisch- und Fertigungskompostes (Rottegrade III und V) in Mikrokosmen verfüllt und bei 14°C für achtzehn Monate inkubiert.

Die humuschemische Charakterisierung erfolgte zu Beginn und nach achtzehn Monaten zum einen mit naßchemischen Parametern (Kögel-Knabner 1994). Cellulosische Polysaccharide (CPS) und nichtcellulosische Polysaccharide (NCPS) wurden nach zweistufiger saurerer Hydrolyse colorimetrisch mit MBTH nachgewiesen. Lignin wurde mit alkalischer CuO-Oxidation und nachfolgender Aufreinigung und gaschromatographischer Bestimmung als Summenparameter der phenolischen Oxidationsprodukte V+S+C bestimmt. Der Parameter V+S+C ist ein Maß für den Gesamt-ligningehalt des Bodens. Als Methode zur Darstellung der Zusammensetzung der gesamten organischen Substanz wurde die ¹³C-Festkörper-Kernresonanzspektroskopie (CPMAS ¹³C NMR) eingesetzt. Die Einteilung der Spektren erfolgte relativ zum internen Standard TMS in die Integrale 0-45 ppm (Alkyl-C), 45-110 ppm (O-Alkyl-C), 110-160 ppm (Aromaten-C) und 160-220 ppm (Carboxyl-C).

Ergebnisse und Diskussion

Die Anwendung von Bioabfallkomposten erhöhte zu Versuchsbeginn die C- und N-Gehalte und die pH-Werte der Böden (Tab. 1).

Die Kompostanwendung führte zu einer Erhöhung der relativen Gehalte von Cellulose und von Lignin (Tab. 2). Die ¹³C NMR-Spektren zeigen, daß sich die Anteile von O-Alkyl-C (v.a. Polysaccharide) und aromatischem C an der organischen Substanz durch Kompostanwendung erhöhten. Die Zusammensetzung der organischen Substanz der verschiedenen Versuchsansätze unterschied sich vor allem bei den aliphatischen Strukturen (Alkyl-C und O-Alkyl-C).

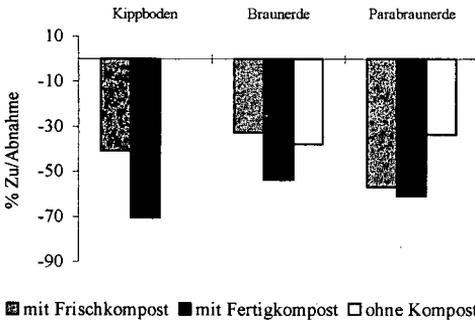
Tab. 1: C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und pH-Werte der Kompost-Bodengemische zu Versuchsbeginn

	Corg (mg g ⁻¹ TS)	Nt (mg g ⁻¹ TS)	C/N	pH (CaCl ₂)
Kippboden ohne Kompost	<0,5	<0,1	n.b.	6,7
Kippboden mit Frischkompost	19,1	2,1	9	7,5
Kippboden mit Fertigkompost	15,2	1,5	10	7,7
Braunerde ohne Kompost	17,4	1,3	14	4,5
Braunerde mit Frischkompost	37,6	3,2	12	6,2
Braunerde mit Fertigkompost	34,4	3,3	10	6,5
Parabraunerde ohne Kompost	13,0	1,7	8	7,0
Parabraunerde mit Frischk.	33,7	3,5	10	7,3
Parabraunerde mit Fertigk.	35,0	3,8	9	7,4

n.b. = nicht bestimmt

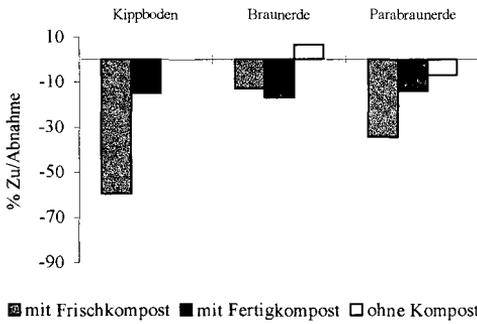
Tab. 2: Gehalte der organischen Substanz an cellulosischen und nichtcellulosischen Polysacchariden, Ligninoxidationsprodukten und prozentuale Anteile der C-Species an den ¹³C NMR-Spektren zu Versuchsbeginn

	CPS (mg g ⁻¹ Corg)	NCPS (mg g ⁻¹ Corg)	VSC (mg g ⁻¹ Corg)	Alkyl C (% vom Gesamtspektrum)	O-Alkyl- C (% vom Gesamtspektrum)	Arom. C (% vom Gesamtspektrum)	Carboxyl C (% vom Gesamtspektrum)
Kippboden mit Frischk.	109,1	93,0	3,02	19	50	23	8
Kippboden mit Fertigk.	118,8	82,8	5,14	17	51	24	8
Braunerde ohne Kompost	76,5	77,0	1,09	33	38	20	8
Braunerde mit Frischk.	88,9	64,5	2,06	27	44	21	8
Braunerde mit Fertigk.	97,1	89,2	3,62	22	45	24	9
Parabraunerde o. Kompost	93,4	57,9	2,53	16	46	23	13
Parabraunerde mit Frischk.	102,2	62,2	2,99	22	46	23	9
Parabraunerde mit Fertigk.	97,3	98,8	4,96	17	47	27	10



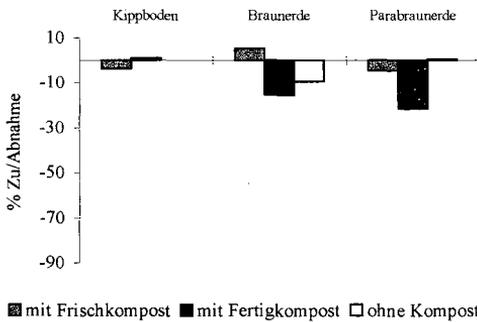
Nach achtzehn Monaten haben die cellulosischen Polysaccharide um 30-70% abgenommen (Abb. 1). Bei den Varianten mit Fertigkompost tritt eine stärkere Abnahme auf als mit Frischkompost.

Abb. 1: Abnahmen der cellulosischen Polysaccharide nach achtzehn Monaten in %



Im Gegensatz zur Cellulose haben die nichtcellulose Polysaccharide nach achtzehn Monaten weniger abgenommen und sich bei der Braunerde relativ angereichert (Abb. 2). Eine deutliche Abnahme tritt nur beim Kippboden mit Frischkompost auf. Die Abnahme der nichtcellulose Polysaccharide weist keine Abhängigkeit zum Rottegrad der Komposte auf.

Abb. 2: Zu- und Abnahmen der nichtcellulose Polysaccharide nach achtzehn Monaten in %



Beim Lignin zeigen sich die geringsten Änderungen der Gehalte; zum Teil ist eine relative Anreicherung zu erkennen (Abb. 3). Beim Kippboden erfolgt kein Ligninabbau. Bei Braunerde und Parabraunerde mit Fertigkompost ist der Ligninabbau am stärksten.

Abb. 3: Zu- und Abnahmen des Lignins nach achtzehn Monaten in %

In Tab. 3 sind die Veränderungen in der Zusammensetzung der organischen Substanz anhand der ¹³C NMR-Spektren nach achtzehn Monaten dargestellt. Der Alkyl-C-Gehalt hat bei den Kontrollen und den Böden mit Fertigkompost leicht zugenommen. Mit Kompostanwendung hat der O-Alkyl-C-Gehalt besonders beim Kippboden abgenommen. Aromatische Verbindungen wurden beim Kippboden und bei Braunerde und Parabraunerde mit Frischkompost relativ angereichert.

Tab. 3: Prozentuale Veränderungen an der Gesamtsignalintensität der ¹³C NMR-Spektren nach achtzehn Monaten

	Alkyl-C	O-Alkyl-C	Aromat. C	Carboxyl-C
Kippboden mit Frischk.	+3	-10	+3	+4
Kippboden mit Fertigk.	+1	-6	+5	0
Braunerde ohne K.	+3	0	-2	0
Braunerde mit Frischk.	0	-3	+2	0
Braunerde mit Fertigk.	+5	-4	0	0
Parabraunerde ohne K.	+3	+3	0	-3
Parabraunerde mit Frischk.	-3	-1	+2	+1
Parabraunerde mit Fertigk.	+3	-2	-2	0

Die Bioabfallkompostanwendung erhöht die Gehalte an Lignin und Cellulose im Boden. Ursächlich dafür sind zum einen deren Anreicherung im Kompost während des Rotteprozesses und zum anderen die geringen Gehalte an Cellulose und Lignin in den Böden, bedingt durch Art und Menge der C-Einträge mit Gräsern und Ernterückständen. Vergleichbar zu den naßchemischen Daten zeigen die ^{13}C NMR-Spektren nach Komposteinarbeitung höhere O-Alkyl-C und Aromaten-C-Gehalte. Im Verlauf des Inkubationsversuchs kommt es zu deutlich stärkeren Abnahmen der cellulosischen als der nichtcellulosischen Polysaccharide. Dies ist vermutlich auf die Produktion mikrobieller Polysaccharide im Boden zurückzuführen, die den Gehalt an nichtcellulosischen Polysacchariden stabilisieren. Beim Kippboden mit Frischkompost, der sich in der Anfangsphase der Humifizierung befindet, überwiegt noch der Abbau der Hemicellulose. Der stärkere Abbau von Cellulose bei gleichzeitigem Ligninabbau mit Fertigungskompost ist a) auf das Fehlen anderer, leichtverfügbarer C-Quellen und b) auf die gemeinsame chemische Struktur dieser Verbindungen (Lignocellulose) zurückzuführen. Der Abbau der Polysaccharide und die relative Anreicherung von Alkyl-C sind die wichtigsten Prozesse, die die ^{13}C NMR-Daten zeigen. Daneben wird beim Kippboden auch aromatischer Kohlenstoff angereichert. Diese Prozesse stehen in Übereinstimmung mit anderen ^{13}C -NMR-spektroskopischen Untersuchungen zu Humifizierungsprozessen (Baldock et al. 1997; Knicker & Lüdemann 1995). Die Anreicherung aromatischer Verbindungen durch Kompostanwendung tritt auch in mehrjährigen Feldversuchen auf (Leifeld et al. 1997).

Schlußfolgerungen

Den Veränderungen in der Zusammensetzung der organischen Substanz nach Kompostanwendung entsprechen verschiedenen Stadien des Stoffabbaus und der Humifizierung im Boden. Diese Stadien sind: Abbau von Hemicellulose, Abbau von Cellulose und Lignin, gleichzeitige Anreicherung aliphatischer Verbindungen und mikrobieller Polysaccharide. Wichtigste Veränderung in der chemischen Struktur der organischen Substanz durch Kompostanwendung ist die Zunahme der Aromaten- und Ligningehalte. Die Komposte ähneln in ihrer chemischen Zusammensetzung der pflanzlichen Streu nur noch wenig. Die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz wird kurzfristig beeinflusst, die bodenbedingten Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz bleiben aber trotz Kompostanwendung bestehen.

Danksagung

Wir bedanken uns beim BMBF für die Förderung im Rahmen des Verbundvorhabens „Neue Techniken zur Kompostierung, TV 13: Humifizierungsprozesse von Kompost nach Ausbringung auf den Boden, FK. 1460638L, und bei Frau Dr. H. Knicker für die ^{13}C NMR-Spektroskopie.

Literatur

- Baldock, J. A., J. M. Oades, C. M. Preston, P. N. Nelson, T. M. Skene, A. Golchin and P. Clarke, 1997: Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. Australian Journal Soil Research, submitted.
- Knicker, H. & H. D. Lüdemann, 1995: N-15 and C-13 CPMAS and solution NMR studies of N-15 enriched plant material during 600 days of microbial degradation. Org. Geochem. 23:329:341.
- Kögel-Knabner, I., 1995: Composition of soil organic matter. S. 66-78. In: Nannipieri, P., K. Alef (eds.): Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, New York.
- Leifeld, J., S. Siebert und I. Kögel-Knabner, 1997: Einfluß unterschiedlicher Düngungsvarianten auf organische Stoffgruppen in Böden. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell 83:347-350.

Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf bodenmikrobiologische Prozesse während des Streuabbaus in Waldböden

von

LORENZ, K.; RASPE, S.

1. Einleitung

Durch den Abbau der Pflanzenstreu wird tote organische Substanz wieder in ihre Grundbestandteile zerlegt (EISENBEIS, 1993). Diese Stoffwechselleistungen werden von Bakterien aber vor allem von Pilzen erbracht. Bestimmend für diese durch mikrobielle Exo-Enzyme katalysierten Stoffwechselleistungen ist das Artenspektrum, welches vor allem von der Nutzungsgeschichte des Standorts geprägt wird und in enger Wechselbeziehung zum Bodentyp steht. Auch die Bodenreaktion beeinflusst die Aktivität stark.

Unter dem Eindruck der „neuartigen“ Waldschäden und der fortschreitenden Bodenversauerung werden heute in der forstlichen Praxis vielfach Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen durchgeführt (GUSSONE, 1987). Es ist zu erwarten, daß es durch die Anhebung der pH-Werte zu Änderungen von Biomasse und Umsatzleistungen der Bodenmikroflora kommt.

Der Einfluß dolomitischer Kalkungen auf den Streuabbau in Fichtenökosystemen wurde daher im Rahmen des forstökologischen Projektes ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) an den Standorten Schluchsee und Villingen, die u. a. aufgrund unterschiedlicher Nutzungsgeschichte deutliche Unterschiede in der bodenbiologischen Aktivität aufweisen, untersucht. Hierzu wurde der Litterbag-Test mit aktuellen Methoden der Bodenmikrobiologie und Ernährungskunde kombiniert. Unter anderem wird untersucht, ob die beobachteten Effekte abhängig von der Kalkdosis sind und ob sich kurz- und mittelfristige Auswirkungen praxisüblicher Kalkgaben unterscheiden.

2. Material und Methoden

Auf den ARINUS-Versuchsflächen Schluchsee und Villingen wurden über mehrere Jahre Abbauveruche mit einheitlicher Nadel- bzw. Feinwurzelstreu ($\varnothing < 2$ mm) in Netzbeuteln (Estal mono PE Maschenweite 1 mm, Schweiz. Seidenfabrik AG Thal) durchgeführt. Neben den unbehandelten Kontrollflächen wurde in Schluchsee die 1990 mit 4 t/ha granuliertem Dolomit gekalkte Fläche in die Untersuchungen mit einbezogen. Außerdem wurden 1994 an beiden Standorten neue Kalkungsparzellen in einer praxisüblichen (4 t/ha granulierter Dolomit) und einer extremen (20 t/ha granulierter Dolomit) Variante angelegt. In halbjährlichem Abstand wurden Massenverlust, mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität bestimmt.

Eine genauere Darstellung der Methoden findet sich bei RASPE et. al (1996). Eine kurze Charakterisierung beider Standorte im Schwarzwald findet sich bei RASPE et. al (1997).

3. Ergebnisse

Aus Platzgründen werden hier nur einige Ergebnisse zum Nadelstreuabbau dargestellt. Abb. 1 gibt die Veränderungen der Residualmasse während der ersten 2 1/2 Jahre der Nadelstreuersetzung wieder. In Villingen verläuft der Nadelstreuabbau mit größerer Intensität als in Schluchsee. Nach 29 Monaten werden in Villingen nur noch ca. 28 % der ausgebrachten Nadelmasse wiedergefunden. Während es in Schluchsee noch ca. 36 % sind. Während in Villingen beide Kalkungsvarianten den Nadelstreuabbau beschleunigen, wird er in Schluchsee durch die praxisübliche Kalkung aus dem Jahre 1990 aber vor allem durch die neue, extreme Dolomit-Gabe deutlich gehemmt.

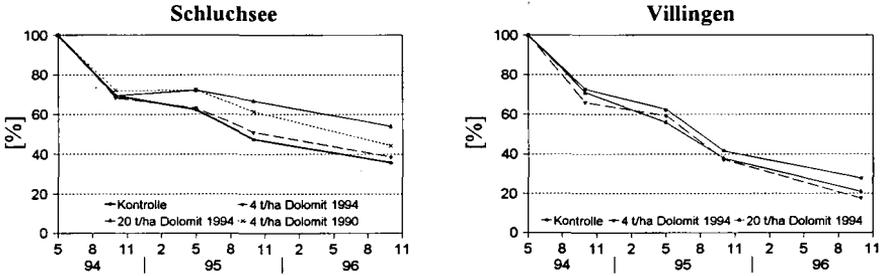


Abb. 1: Residualmasse während der Nadelstreuersetzung in den Kontroll- und Kalkungsvarianten auf den Standorten Schluchsee und Villingen

Für die Basalatmung als Maß für die aktuelle Aktivität der Mikroorganismen ergeben sich bei den Kalkungsvarianten in Schluchsee nach unterschiedlichem Verlauf am Ende des Untersuchungszeitraums nur geringe Unterschiede zur Kontrolle (Abb. 2). Dagegen werden in Villingen nach Kalkung durchweg höhere Werte beobachtet.

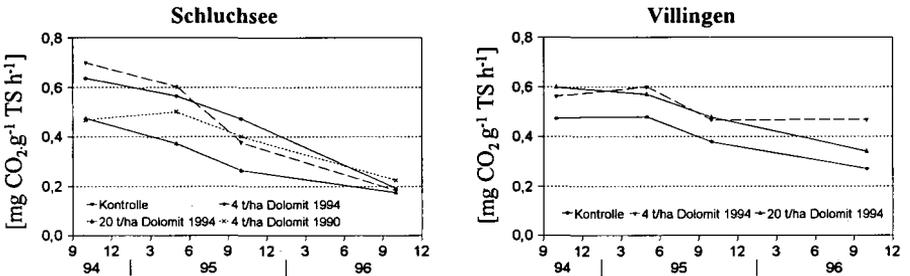


Abb. 2: Basalatmung während der Nadelstreuersetzung in den Kontroll- und Kalkungsvarianten auf den Standorten Schluchsee und Villingen

Auch die mikrobielle Biomasse weist auf den Kalkungsflächen in Schluchsee gegenüber der Kontrolle unterschiedliche Entwicklungen auf (Abb. 3). Stets höhere mikrobielle Biomassen werden hingegen auf den Kalkungsvarianten in Villingen beobachtet.

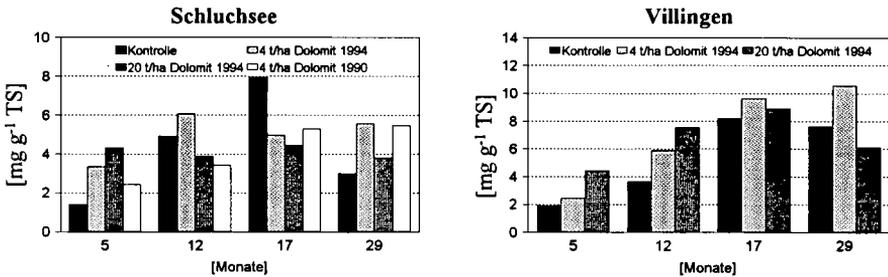


Abb. 3: Mikrobielle Biomasse während der Nadelstreuersetzung in den Kontroll- und Kalkungsvarianten auf den Standorten Schluchsee und Villingen

4. Diskussion

Die Auswirkungen dolomitischer Kalkungen auf den Nadelstreuabbau sind standörtlich differenziert. Am Standort Schluchsee, der durch eine hohe bodenbiologische Aktivität gekennzeichnet ist, hemmen alle Kalkungsvarianten den Streuabbau. Dieser zunächst überraschende Befund ist vermutlich auf eine Verschiebung des an diesem Standort äußerst leistungsfähigen Artenspektrums der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft zurückzuführen. Durch die Anhebung der pH-Werte in der organischen Auflage nach den Kalkgaben, werden die Bakterien gegenüber den Pilzen gefördert (vgl. ZELLES et. al, 1990). Die Abbauleistung der Pilze ist jedoch deutlich höher als die der Bakterien (GISI et. al, 1997). Dementsprechend führte die Extremkalkungsvariante auch zu den geringsten Abbauraten. Auch die Basalatmung war bei dieser Variante stets niedriger als auf der Kontrollfläche. Dies deutet darauf hin, daß der Abbau komplexer C-Polymere, der überwiegend von Pilzen durchgeführt wird, vermindert ist (vgl. XANDER und SCHINNER, 1986). Nach Mac DONALD (1979) kann Kalkung sowohl hemmende als auch fördernde Effekte auf die mikrobielle Atmung haben. Dies bestätigt sich bei den anderen Kalkungsvarianten in Schluchsee. Auch durch die mehrere Jahre zurückliegende Kalkung wurde offensichtlich die Pilzpopulation dauerhaft verändert (vgl. ZELLES et. al, 1990), so daß der Nadelstreuabbau ebenfalls deutlich gehemmt war. Eine Hemmung des Abbaus nach Kalkung beobachteten auch BAATH et. al (1980). Unmittelbar nach den Kalkgaben kam es möglicherweise zum Absterben eines Großteils der an saure Verhältnisse angepassten Mikroorganismen. Die dabei freigesetzten Nährstoffe wurden von den basophilen Mikroorganismen aufgenommen, so daß es an beiden Standorten nach Kalkung zu Beginn des Nadelstreuabbaus zu einem Anwachsen der mikrobiellen Biomassen kam (vgl. BADALUCCO et. al, 1992). In Schluchsee war dieser Effekt allerdings nur vorübergehend.

Dagegen ist auf dem vormals streugennutztem Standort Villingen nach Kalkung eine deutliche Förderung des Nadelstreuabbaus zu erkennen. Von einer standortsabhängigen Kalkwirkung berichteten auch BAATH und ARNEBRANT (1993). Auf diesem bodenbiologisch wenig aktiven Standort lag die Basalatmung nach Kalkung durchweg höher. Offensichtlich führte hier die Kalkung zu besseren Lebensbedingungen für die Mikroorganismen. Dies zeigte sich auch in einem stärkeren Anwachsen der mikrobiellen Biomassen nach den Kalkgaben im Vergleich zur Kontrolle.

Die Kalkungen führten also standorts- und dosisabhängig entweder zu einer Förderung oder Hemmung des Nadelstreuabbaus. Auf dem durch frühere intensive Streunutzung wenig aktiven Standort Villingen stieg die mikrobielle Aktivität und Biomasse nach den Kalkgaben an. Dagegen wurde in Schluchsee, wo die Böden als reliktsches Merkmal eines Buchen-Tannen-Vorbestandes eine relativ hohe bodenbiologische Aktivität aufweisen, ein Rückgang beobachtet. Für die aktuellen Prozesse der Streuzersetzung ist daher die Stoffdynamik der Standorte von entscheidender Bedeutung. Dies sollte bei der Beurteilung von Kalkungsmaßnahmen in Waldökosystemen unbedingt berücksichtigt werden.

5. Literatur

- BAATH, E. und K. ARNEBRANT** (1993): Microfungi in coniferous forest soils treated with lime or wood ash. - *Biol. Fert. Soils*, **15**, 91-95
- BAATH, E., B. BERG, U. LOHM, B. LUNDGREN, H. LUNDKVIST, T. ROSSWALL, B. SÖDERSTRÖM und A. WIREN** (1980): Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. - *Pedobiologia*, **20**, 85-100
- BADALUCCO, L., S. GREGO, S. DELL'OCRO und P. NANNIPIERI** (1992): Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). - *Biol. Fert. Soils*, **14**, 76-83
- EISENBEIS, G.** (1993): Zersetzung im Boden. - In: R. EHRNSBERGER (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland **6**, 53-76
- GISI, U., R. SCHENKER, R. SCHULIN, F. X. STADELMANN und H. STICHER** (1997): Bodenökologie. - Thieme, Stuttgart.
- GUSSONE, H. A.** (1987): Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Walde. - *Forst- und Holzwirt* **42**, 158-163
- Mac DONALD, R. M.** (1979): Liming and the growth of a mixed population of soil bacteria. - *Soil Biol. Biochem.* **11**, 633-636
- RASPE, S., K. LORENZ, K. H. FEGER, L. ZIMMERMANN, M. ARMBRUSTER und H. W. ZÖTTL** (1996): Projekt ARINUS: X. Bodenmikrobiologische und ernährungkundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. - *FZKA/PEF-Berichte* **142**, 1-14
- RASPE, S. und K. H. FEGER** (1997): Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Aktivität und Nährstoffreisetzung während der Streuzersetzung in Waldböden mit unterschiedlichem Wasserhaushalt. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* (im Druck)
- XANDER, A. und F. SCHINNER** (1986): Die Wirkung von Düngekalk, Dolomit und Gesteinsmehl auf biologische Aktivitäten eines Ackerbodens. - *Veröff. Landw.-chem. Bundesanstalt Linz/Donau*, **18**, 347-354
- ZELLES, L., K. STEPPER und A. ZSOLNAY** (1990): The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. - *Biol. Fert. Soils*, **9**, 78-82

6. Danksagung

Das Projekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (PEF Karlsruhe).

Nahrungspräferenzen von Hornmilben (*Oribatida*)

von

MARAUN, M.; MIGGE, S.; SCHEU, St.

Einleitung

Oribatiden besitzen in Waldböden der gemäßigten Breiten mit 20 000 bis 400 000 Ind/m² sehr hohe Dichten. Obwohl Oribatiden damit zu den häufigsten Bodenarthropoden zählen, ist die Kenntnis ihrer Nahrungsbiologie unzureichend. Aufgrund von Darminhaltsanalysen wurden viele Arten als panphytophag eingestuft (BEHAN-PELLETIER & HILL 1983), wogegen sie nach Wahlversuchen mit verschiedenen Pilzen eher als Nahrungsspezialisten angesehen wurden (KANeko et al. 1995). Eine bessere Kenntnis der Nahrungsbiologie der Oribatiden ist von grundlegender Bedeutung, um die Funktion dieser Tiere bei der Zersetzung der organischen Substanz und damit die Bedeutung dieser Tiere im Nahrungsnetz des Bodens abschätzen zu können. Daher wurden in der vorliegenden Arbeit die Nahrungspräferenzen von sechs Oribatidenarten hinsichtlich verschiedener Pilze, die aus den Streuschichten zweier unterschiedlicher Buchenwälder isoliert worden waren, ermittelt.

Material und Methoden

Im Februar 1994 wurden Pilze des F-Horizonts aus der Buchenlaubstreu der B1a-Fläche des Sollings (Niedersachsen) isoliert. Im Februar 1995 wurden außerdem Pilze aus dem L2-Horizont der Buchenlaubstreu des Göttinger Waldes isoliert. Die Isolierung der Pilze erfolgte mit Hilfe des Wasch-Plattierverfahrens nach GAMS & DOMSCH (1967). Mit sechs häufigen Pilzen der jeweiligen Streuschichten wurden Nahrungswahlversuche mit Oribatiden durchgeführt, die mittels einer Lebendextraktion aus den entsprechenden Streuschichten extrahiert worden waren. Bei der Auswahl der Pilze wurde allerdings nicht nur auf deren Häufigkeit geachtet, sondern auch darauf, daß sie zu verschiedenen Gattungen gehörten, um ein möglichst breites Nahrungsspektrum der Oribatiden untersuchen zu können.

Im Solling waren folgende Pilze in der F-Streu häufig vertreten: *Cladosporium cladosporioides*, *Penicillium* sp., *Mortierella parvispora*, *Mortierella ramanniana*, *Mucor hiemalis* und sterile dunkle Formen. Die für die Nahrungswahlversuche verwendeten Oribatidenarten des Sollings waren

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

Nothrus silvestris, *Cepheus dentatus* und *Hypochthonius rufulus*. Bei diesen Tieren handelt es sich um sehr große und im Solling häufige Oribatiden (MIGGE 1996).

Zu den häufigsten Pilzen der L2-Streu des Göttinger Waldes gehörten *Cladosporium herbarum*, *Penicillium* sp., *Trichoderma viride*, *Mortierella elongata*, *Mucor hiemalis* und sterile dunkle Formen. Für die Nahrungswahlversuche mit diesen sechs Pilzen wurden die Oribatidenarten *Steganacarus magnus*, *Hypodamaeus riparius* und *Acrogalumna longipluma* verwendet. Diese Tiere kommen im Göttinger Wald häufig vor (SCHULZ 1991).

Zu Beginn der Nahrungswahlversuche wurden aus den Pilzen, die auf Agarplatten wuchsen, kreisrunde Scheiben mit einem Durchmesser von 8 mm ausgestanzt und in Glasgefäße (Ø 4cm) eingesetzt, deren Boden mit einer Gipsschicht bedeckt war. Für die Untersuchung der Frage, welche Pilze bevorzugt gefressen werden, wurden alle sechs Pilze im Kreis in den Gefäßen ausgelegt und so zum Fraß angeboten. In die Mitte des Gefäßes wurden dann jeweils 20 Oribatiden einer Art gesetzt, und nach fünf Tagen wurden die Kotpellets gezählt, die an den jeweiligen Pilzen abgelegt worden waren (jeweils drei Replikate).

Statistische Auswertung: Nachdem die Oribatiden an den Pilzen gefressen hatten, wurden die Kotpellets, die an dem jeweiligen Pilz gefunden wurden, gezählt. Diese Daten wurden log-transformiert und mit einer ein-faktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) mit dem Programmpaket SAS (SAS Institute Inc. 1995) ausgewertet. Die unabhängige Variable war 'PILZ' und hatte jeweils sechs Stufen, die den sechs unterschiedlichen Pilzen im Solling bzw. im Göttinger Wald entsprachen. Zum Vergleich von Mittelwerten wurde 'Tukey's honestly significant difference' (HSD) berechnet (SOKAL & ROHLF 1995).

Ergebnisse

Alle sechs untersuchten Oribatidenarten zeigten deutliche Nahrungspräferenzen (Tab. 1, Abb. 1). Generell wurden Pilze mit melanisierten, dunklen Hyphen (=Dematiacea) bevorzugt gefressen. Dabei gab es zwischen den Oribatidenarten jedoch Unterschiede im Grad ihrer Bevorzugung:

Steganacarus magnus und *Acrogalumna longipluma* aus dem Göttinger Wald fraßen fast ausschließlich an der sterilen dunklen Form und an *Cladosporium herbarum*, während *Hypodamaeus riparius* zusätzlich an *Trichoderma viride*, *Mortierella elongata* und *Mucor hiemalis* fraß (Abb. 1a). *Penicillium* sp. wurde von keiner der drei Oribatidenarten als Nahrungssubstrat angenommen.

Die drei Oribatidenarten des Sollings zeigten eine ähnliche Bevorzugung der angebotenen Pilze wie die des Göttinger Waldes: *Cepheus dentatus* fraß bevorzugt an *Cladosporium cladosporioides*, an der sterilen dunklen Form und an *Mortierella ramanniana*. *Nothrus silvestris* nahm zusätzlich *Penicillium* sp. auf, und *Hypochthonius rufulus* fraß an allen sechs angebotenen Pilzen, wobei allerdings *Cladosporium cladosporioides* und die sterile dunkle Form bevorzugt gefressen wurden (Abb. 1b).

Tabelle 1: F-Werte einer ein-faktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zum Einfluß der jeweils sechs im Göttinger Wald und im Solling untersuchten Pilztaxa (PILZ) auf die Anzahl abgelegter Kotpellets von jeweils drei Oribatidenarten des Göttinger Waldes und des Sollings.

	<i>Steganacarus magnus</i>	<i>Acrogalumna longipluma</i>	<i>Hypodamaeus riparius</i>	<i>Cepheus dentatus</i>	<i>Nothrus silvestris</i>	<i>Hypochthonius rufulus</i>
PILZ	44.9 ***	29.3 ***	6.1 **	17.3 ***	12.5 ***	11.2 ***
SS erklärt (%)	94.9	92.9	71.7	87.6	83.9	82.4

*** p<0.001, ** p<0.01; alle Berechnungen mit log-transformierten Daten

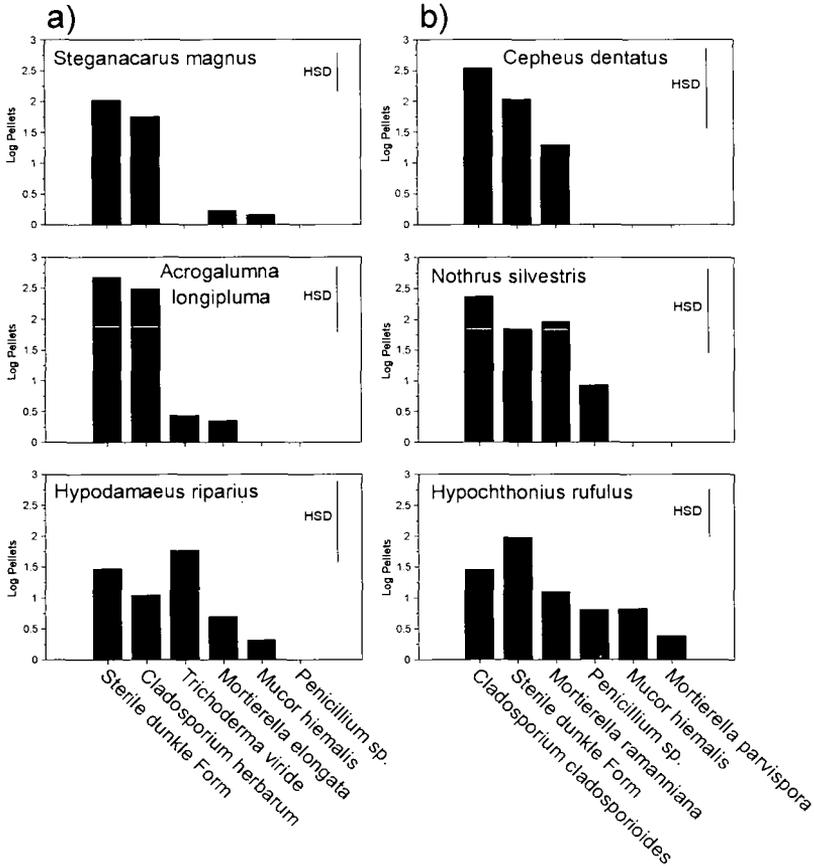


Abb. 1: Anzahl der Kotpellets, die von 20 Oribatiden der Arten *Steganacarus magnus*, *Acrogalumna longipluma* und *Hypodamaeus riparius* aus dem Göttinger Wald (a) und der Arten *Cepheus dentatus*, *Nothrus silvestris* und *Hypochthonius rufulus* aus dem Solling (b) innerhalb von fünf Tagen neben den jeweiligen Pilztaxa abgelegt wurden (HSD, Tukey's honestly significant difference; log-transformierte Daten).

Diskussion

Die sechs untersuchten Oribatidenarten unterschieden sich im Grad der Bevorzugung der angebotenen Pilze. Dabei nahm das Spektrum der gefressenen Pilze in folgender Reihenfolge ab: *Hypochothonius rufulus* > *Hypodamaeus riparius* > *Nothrus silvestris* > *Acrogalumna longipluma* > *Steganacarus magnus* > *Cepheus dentatus*.

Generell bevorzugten alle sechs Oribatidenarten Pilze mit melanisierten, dunklen Hyphen und Sporen (=Dematiacea). Einige Arten besitzen dabei jedoch ein engeres Nahrungsspektrum als andere. Dieses Ergebnis wird durch neuere Untersuchungen zur Nahrungsbiologie der Oribatiden bestätigt (u.a. KLIRONOMOS & KENDRICK 1995).

Über die Gründe der Bevorzugung der Dematiacea durch die Oribatiden kann nur spekuliert werden: Eventuell benötigen die Oribatiden das in den Hyphen der Dematiacea eingelagerte Eisen, oder diese Pilze sind besonders nährstoffreich oder nur gering toxisch. Möglicherweise ernähren sich die Oribatiden (im Freiland) aber nicht nur von den Pilzen sondern auch von den durch die Exoenzyme der Pilze abgebauten Kohlenstoff-Ressourcen ('external rumen'). Die Bevorzugung der Dematiacea als Nahrungssubstrat der Oribatiden könnte durch unterschiedliche Enzymaktivitäten der melanisierten gegenüber den hyalinen Pilzen erklärt werden. Möglicherweise wirken die Exoenzyme der Dematiacea in einem weiteren Abstand von den Hyphen als die Exoenzyme der hyalinen Pilze (SCHULZ & SCHEU 1994).

Die im Labor gefundene Spezialisierung der Oribatiden auf bestimmte Pilze deutet darauf hin, daß auch im Freiland die Gemeinschaft der Pilze unterschiedlichem Fraßdruck durch die Oribatiden ausgesetzt ist. Oribatiden könnten dadurch die Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft stark beeinflussen.

Literatur

- BEHAN-PELLETIER VM, HILL SB (1983) Feeding habits of sixteen species of Oribatei (Acari) from an acid peat bog, Glenamoy, Ireland. *Rev Ecol Biol Sol* 20, 221-267
- GAMS W, DOMSCH KH (1967) Beiträge zur Anwendung der Bodenwaschtechnik für die Isolierung von Bodenpilzen. *Arch Mikrobiol* 58, 134-144
- KANEKO N, MCLEAN MA, PARKINSON D (1995) Grazing preference of *Onychiurus subtenis* (Collembola) and *Oppeilla nova* (Oribatei) for fungal species inoculated on pine needles. *Pedobiologia* 39, 538-546
- KLIRONOMOS JN, KENDRICK B (1995) Relationships among microarthropods, fungi, and their environment. *Plant Soil* 170, 183-197
- MIGGE S (1996) Hornmilben (Oribatida) in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*) auf Buntsandstein: Relation zu Streualter und mikrobieller Biomasse. Diplomarbeit, Universität Göttingen
- SAS Institute (1995) SAS User's Guide: Version 6.11. SAS Institute Inc., Cary
- SCHULZ E (1991) Die Milbenfauna (Acari: Mesostigmata und Cryptostigmata) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Populationsökologie, Sukzession und Beziehung zum Lebensraum. Dissertation, Universität Göttingen. *Ber Forschunz Waldöko, Reihe A*, Bd 79
- SCHULZ E, SCHEU S (1994) Oribatid mite mediated changes in litter decomposition: model experiments with ¹⁴C-labelled holocellulose. *Pedobiologia* 38, 344-352
- SOKAL RR, ROHLF FJ (1995) *Biometry*. Freeman, New York

**Nitrifizierung und Immobilisierung von $^{15}\text{N-NH}_4^+$ in unterschiedlich versauerten
Waldböden von Buchenstandorten**

von

MEYER,H.; RAUBUCH,M.; STEINMETZ,G.; BRUMME,R.

Einleitung:

In der Vergangenheit wurde für Waldstandorte bei zunehmender Bodenversauerung eine Abnahme der Fähigkeit, eingetragenes NH_4^+ zu nitrifizieren, diskutiert. Ziel dieser Untersuchung war es, die Nitrifikation von drei unterschiedlich versauerten Buchenstandorten unter Freilandbedingungen, aber an einem Standort unter gleichen klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Dabei wurde von der Hypothese ausgegangen, daß der bodenchemische Zustand, insbesondere der Versauerungszustand, die Nitrifikationsrate eingetragenen Ammoniums maßgeblich kontrolliert.

Material und Methoden

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die oberen 20 cm von drei unterschiedlich versauerten Buchenstandorten auf Muschelkalk (Göttinger Wald), Basalt (Zierenberg) und Buntsandstein (Solling) einbezogen. Nach der Methode von Raubuch (1997) wurden ungestörte Bodensäulen entnommen. Eine Kurzcharakterisierung der Böden wird in Tabelle 1 gegeben.

Die Bodensäulen wurden am Boden abgedichtet und mit Saugkerzen versehen und anschließend als Mikrokosmen in der Versuchsfläche des Solling eingesetzt. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Oberfläche der Bodensäulen mit der umgebenden Fläche abschloß. Damit waren die drei Böden mit unterschiedlichem bodenchemischen Gegebenheiten dem gleichen Klima ausgesetzt. Die Säulen wurden alle zwei Wochen mit einer künstlichen, den natürlichen Bedingungen des Solling entsprechenden Kronentraufe beregnet, der als einzige Stickstoffkomponente nur ^{15}N -markiertes Ammonium zugesetzt worden war.

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Buisenweg 2, 37077 Göttingen

Aufgrund der definierten Einträge und der erfaßten Austräge wurden die N-Bilanzen erstellt.

Tabelle 1

Bodenart, pH-Wert, Austauschkapazität sowie C und N-Gehalte der Mineralböden (0-20 cm) der verschiedenen Standorte

	GöttingerWald	Zierenberg	Solling
Bodenart	toniger Lehm	lehmiger Schluff	toniger Schluff
Tongehalt (%)	34,8 - 44,8	10,0 - 14,0	23,2 - 24,0
Pufferbereich	Silikat *	Silikat	Aluminium
pH (H ₂ O) im Profil	5,3 - 5,8	5,6	3,7 - 4,2
pH (KCl) im Profil	3,9 - 4,8	4,4 - 4,5	2,9 - 3,4
SAK _e (µmol I.Ä. g ⁻¹)	364 - 268	156 - 118	112 - 89
Ca X ^s (%) im Profil	89,4 - 81,8	58,8 - 56,4	3,5 - 1,4
Mg X ^s (%) im Profil	4,6 - 2,5	26,9 - 28,0	1,4 - 0,92
K X ^s (%) im Profil	1,9 - 1,3	5,2 - 3,4	1,6 - 1,3
Al X ^s (%) im Profil	0,5 - 10,4	2,7 - 7,7	63,7 - 87,7
Fe X ^s (%) im Profil	0,02 - 0,05	0,4 - 0,3	10,4 - 1,2
Mn X ^s (%) im Profil	2,9 - 3,1	4,9 - 2,7	1,7 - 4,7
C (%) im Profil	7,7 - 3,96	5,47 - 3,23	4,72 - 2,11
N (%) im Profil	0,54 - 0,31	0,42 - 0,25	0,25 - 0,13
C/N	14,1 - 12,93	12,93 - 12,62	18,7 - 16,22

* kein CaCO₃ nachgewiesen

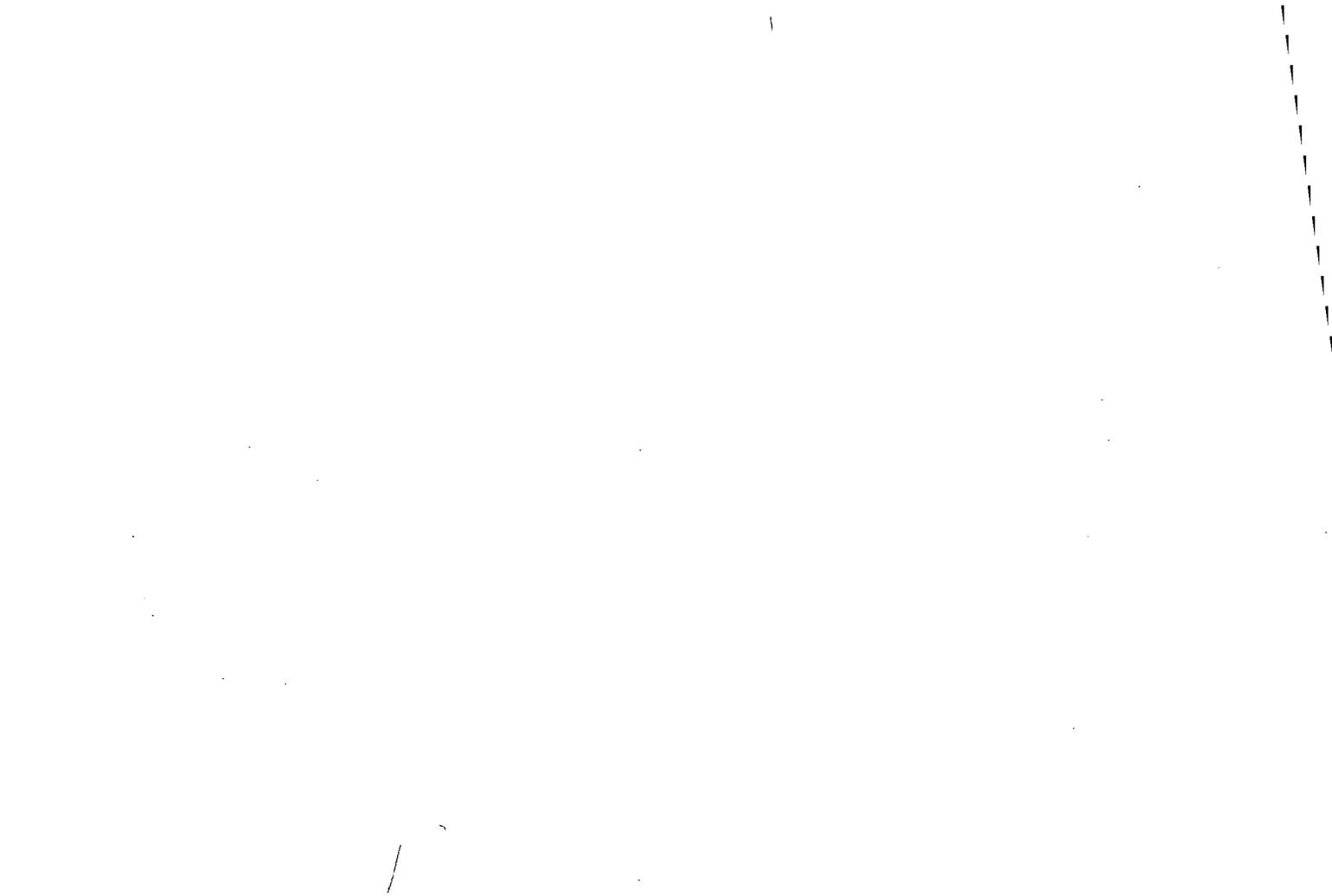
Ergebnisse und Diskussion

Der versauerte Boden auf Buntsandstein (Solling) zeigte die geringsten Austräge von ¹⁵N als Nitrat in der Bodenlösung (31,2 % gegenüber 38,1 % und 42,7 % im Göttinger Wald bzw. Zierenberg). Gleichzeitig wurden geringe aber im Vergleich zu den anderen Standorten die höchsten Austräge in Form von Ammonium festgestellt (3,7 % gegenüber 0,3 % und 0,5 % im Göttinger Wald bzw. Zierenberg). Im Boden des Solling wurde der höchste Anteil an ¹⁵N immobilisiert (48,1%

gegenüber 45,2 % und 33,5 % im Göttinger Wald bzw. Zierenberg). In Abhängigkeit von der Humus-Form wurde mehr Ammonium in der Auflage gespeichert 4% (L-Mull Göttinger Wald), 7,4 % (F-Mull Zierenberg) und 20,4 % (Moder Solling). Aus diesen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß bei zunehmender Bodenversauerung weniger eingetragenes NH_4^+ nitrifiziert und mehr NH_4^+ -N immobilisiert wird.

Literatur

Raubuch M. (1997): Field microcosms, a new method for investigations of soil processes: calculation of mineralization and nitrification by using chloride as tracer. Verhandlungen der GfÖ 27, 323-328



Zur Charakterisierung des Humuszustandes von Ackerböden in Beziehung zu Standort und Bewirtschaftung

von

MICHEL,R.; SCHMIDT,R.; BIERMANN,S.; HÜLSBERGEN,K.-J.; PAPAJA,S.

1. Einleitung

Von den vielfältigen anthropogen bedingten Einträgen und Prozessen, die auf verändernd auf Böden agrar genutzter Flächen wirken, sind

- die Qualität der Nährstoff- und Humusproduktion,
- die Bodenerosion und
- Bodenverdichtungen

besonders gravierende Probleme, da sie großflächig, in manchen Regionen flächendeckend auftreten.

Es ist zur Zeit noch ein erhebliches Defizit, daß ein Monitoring, welches Aufschluß über den bewirtschaftungsabhängigen Bodenzustand gibt, weder stattfindet noch konzipiert ist, obwohl Böden in erheblichem Umfang gestört sind. Dabei müßte die Bewertung des Humushorizontes im Vordergrund stehen.

Bei der Vielzahl möglicher Bodenparameter erscheint die Bodenstruktur (das Bodengefüge) möglicherweise als ein geeigneter Parameter, der den Zustand des Oberbodens landwirtschaftlich genutzter Böden integrierend beschreiben kann (MICHEL, 1996). Diese Hypothese sollte in den hier vorgestellten Untersuchungen unter kontrollierten Versuchsbedingungen wie auch auf Praxisschlägen geprüft werden.

2. Untersuchungsmaterial und Methodik

2.1. Methodik der Bodengefügebewertung

Im Vordergrund der Untersuchungen standen *Bodengefügebewertungen*. Dabei werden anhand einer Spatenprobe die visuell erkennbaren *Gefügeformen des Humushorizontes* und ihr Ausprägungsgrad angesprochen. Die Methodik ist in MICHEL (1996) beschrieben. Im Ergebnis wird neben der verbalen Gefügeansprache eine *integrierende Gefügenote* in 8 Stufen vergeben, deren wichtigste Stufen sind:

- 1 (= sehr gut), 3 (= gut), 5 (= indifferent), 7 (= schlecht), 8 (= sehr schlecht);
die Noten 2, 4 und 6 stellen entsprechende Übergänge dar.

* Fachhochschule Eberswalde, Möllerstraße 1, 16225 Eberswalde

** Martin-Luther-Universität Halle- Wittenberg, Inst. Acker- und Pflanzenbau,
Ludwig- Wucherer- Straße.2, 06108 Halle (Saale)

2.2. Untersuchungen unter Versuchsbedingungen

Die Untersuchungen wurden auf einem Dauerversuch der Station 'Seehausen' der Martin- Luther- Universität Halle vorgenommen (Ziel: Prüfung der Kombinationswirkung steigender organischer und mineralischer Düngung, Anlagejahr 1967). Der Versuch läßt sich wie folgt kennzeichnen:

- Bewirtschaftung: 4 Stufen organischer Stallmist-Düngung (: 0, 50, 100, 150 kg N/ ha*a) jeweils in Kombination mit 4 Stufen mineralischer N-Düngung (0, 50, 100, 150 kg N/ ha*a), je 4 Wiederhol
- Boden: Sandlößtieflehm Braunstaugley (Gleyic - Luvisol).

Untersucht wurden die Bodenkennwerte

- Bodenstruktur (s.o.),
- organischer Kohlenstoff (Ct- Gehalt),
- Trockenrohddichte (σ_d) und
- Regenwurm- Biomasse.

2.3. Untersuchungen auf Praxisschlägen :

Auf 6 unterschiedlichen Standorten der Uckermark (sandige bis lehmige Standorte mit unterschiedlichem Versorgungsgrad an organischer Substanz oder mineralischem Stickstoff, sowie unterschiedlicher Bodenverdichtung) wurde an ca. 200 Untersuchungspunkten u.a. das Bodengefüge nach (s.o.) angesprochen; auf einem Teil der Standorte wurde auch die Trockenrohddichte gemessen.

3. Ergebnisse

3.1. Ergebnisse unter Versuchsbedingungen (zusammenfassende Darstellung Abb.1)

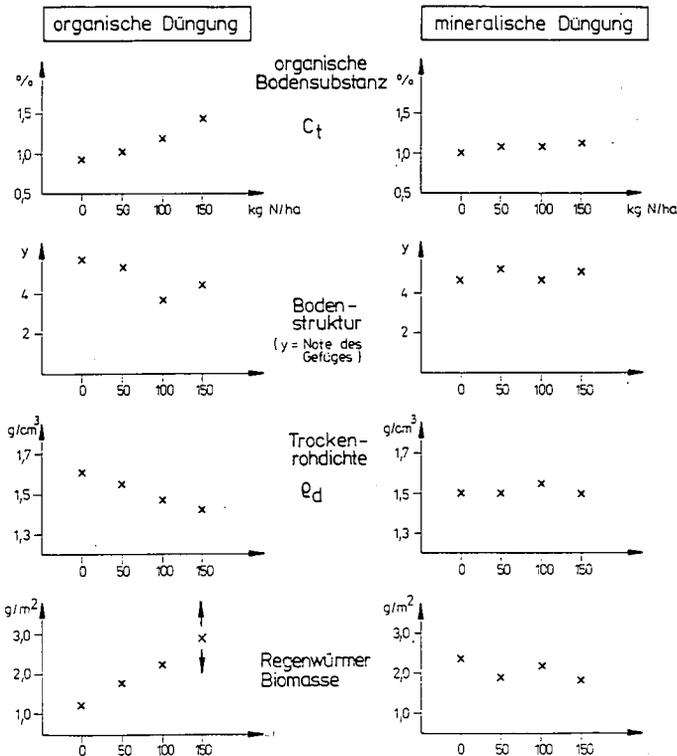


Abb.1 Wirkung der organischen und der Mineral-N-Düngung auf Bodenparameter im Dauersfeldversuch Seehausen

Die untersuchten Parameter zeigten jeweils deutliche Beziehungen zur organischen Düngung, während die mineralische Düngung nur sehr wenig Einfluß auf die Werte hatte:

- Daß diese Beziehungen für die organische Bodensubstanz (Ct), die Trockenrohdichte (σ_d) und die Regenwurm-Biomasse existiert, wurde bereits häufig herausgestellt. Die Interpretation dieser Parameter bedarf jedoch neben einem Meßaufwand immer eines Bezuges zu repräsentativen Vergleichsgrößen. SCHMIDT et. al. (1987) weisen darauf hin, daß in Abhängigkeit von Bodenart und geographischer Position des Untersuchungsstandortes relativ streng regionalisierte Normwerte des Ct- Gehaltes benötigt werden, um erhobene Daten beurteilen zu können. Hinzu kommt, daß z.B. der Ct - Gehalt düngungsabhängig auch noch ansteigt, wenn das Optimum der Versorgung des Standortes mit Nährstoffen überschritten ist. Im dargestellten Fall (Abb.1) traf dies bei den Varianten mit sehr hoher Düngung (organisch und/oder mineralisch) i.d.R. zu. Auf diese Weise angestrebte hohe Ct- Gehalte werden mit negativen Wirkungen auf die Umwelt (z.B. Grundwasser) erkaufte.
- Bei der Bodenstruktur zeigt sich dagegen, daß mit steigender Humus- und Nährstoffversorgung des Bodens einerseits eine Verbesserung des Bodengefüges verbunden ist, eine zu starke Düngung jedoch wiederum eine gegenüber dem Optimum verminderte Qualität des Bodengefüges bewirkt.

3.2. Ergebnisse auf den Praxisschlägen

Auch unter Praxisbedingungen bestätigte sich die unter Versuchsbedingungen ersichtliche Tatsache, daß sich zu geringe Versorgung des Bodens mit organischer Substanz in einer Verschlechterung der Gefügequalität bemerkbar macht (Tab. 1). Diese Beziehung wurde bereits in MICHEL (1996) herausgearbeitet. Danach hatte sich die unterschiedliche Versorgung mit organischer Substanz zwar empfindlich auf die Gefügequalität ausgewirkt (Tab.1), jedoch waren Unterschiede im Ct-Gehalt der Böden nicht nachweisbar, da hierzu die Bewirtschaftungsunterschiede noch zu gering waren bzw. von anderen Faktoren (i.d.R. des Standortes) überlagert wurden..

Tabelle 1: Typische Gefügeformen an Standorten mit unterschiedlichem Versorgungsgrad an organischer Substanz (ROS-Bilanz)*, (Standorte im pleistozänen Tiefland Nordostdeutschlands)

Charakterisierung des Standortes	Versorgung mit organischer Substanz im langjähr.Mittel	Charakterisierung des Bodengefüges	
		schlecht ← mittel → optimal	
1 wellige Platten bis Hügel, schwach staunasse Tieflehme (Braunerden),	sehr gering (-1,7 t ROS/ha)*	Polyedergefüge stark, Koagulatg. schwach bis sehr schwach	
2 ebene bis kuppige Platten, Sande (Rost- und Fahlerden),	gering (-0,4 t ROS/ha)	Einzelkorngefüge deutlich,	Polyedergefüge deutlich bis schwach, Koagulatgefüge sehr schwach
3 wellige Platte, schwach staunasse Tieflehme (Parabraunerden),	mittel bis gering (-0,1 t ROS/ha)	Polyedergefüge deutlich, Koagulatgefüge schwach bis deutlich, Krümelgefüge sehr schwach	
4 wellige Platte, schwach staunasse Tieflehme (Parabraunerden),	mittel bis hoch (+1,0 t ROS/ha)	Koagulat-bis Krümelg. deutlich, Polyedergef. schwach bis deutlich	
5 wellige Platten und Hügel, Lehme und Tieflehme (Braun und Parabraunerden),	hoch (+ 1,3 t ROS/ha)	Koagulat-b. Krümelg. deutlich, Polyedergef. schwach	

* ROS: 'Reproduktionswirksame organische Substanz'

Vor allem jedoch zeigten die Untersuchungen zum Bodengefüge auf Praxisschlägen, daß für ein verschlechtertes Bodengefüge unterschiedlich Bewirtschaftungsfaktoren verantwortlich sein konnten. Meist reichte das Auftreten eines Faktors, um die Bodengefüge-Qualität deutlich zu verschlechtern.

Tabelle 2: Ursachen für bei Feldkartierungen festgestellte ungünstige Gefügestände im Humushorizont von Ackerböden

Ursache	Erläuterung/ Literaturquelle
negative Humusbilanz (Unterversorgung mit organischer Substanz)	s. Tabelle 1
mechanische Bodenverdichtung	Vergleich von Bereichen unterschiedlicher Bodenverdichtung auf einem sonst einheitlich bewirtschaftetem Ackerschlag/s. MICHEL(1996)
deutlicher Nährstoffmangel	unterschiedliche mineralische Düngung auf einem sonst einheitlich bewirtschafteten Ackerschlag (s. Abb. 2)
starke Überdüngung (mineralisch oder organisch)	s. Abb. 1

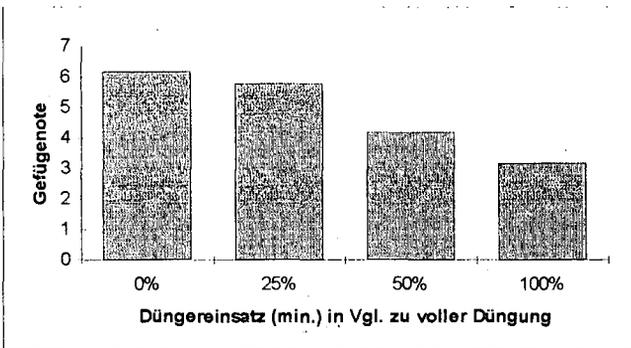


Abb.2: Gefügebewertung des Oberbodens in Abhängigkeit von der Düngungsintensität (100% entspricht der üblichen mineralischen Düngung im integrierten Betrieb)

4. Zusammenfassung

Der Humuszustand von Ackerböden läßt sich durch eine Reihe von Parametern kennzeichnen, die jeweils bestimmte Aspekte des Zustandes kennzeichnen. So zeigte sich unter Versuchsbedingungen, daß die Bodenkennwerte 'Gehalt an organische Bodensubstanz', 'Trockenrohlicht', 'Regenwurm-Biomasse' und 'Bodengefüge' deutlich vom Versorgungsgrad des Bodens mit organischer Substanz abhängen.

Der Parameter 'Bodengefüge' hat den Vorteil, daß er als ein Indikator angesehen werden kann, der den Oberbodenzustand von Ackerböden integrierend charakterisiert. Ein gutes Bodengefüge signalisiert eine hohe Bewirtschaftungsqualität bzgl. der relevanten Faktoren (Humusversorgung, Nährstoffversorgung, Bodenverdichtung), während eine Gefügeverschlechterung anzeigt, daß in der Bewirtschaftung des Standortes Fehler gemacht werden. An welcher Stelle diese Fehler gemacht werden, ist dann zu untersuchen.

5. Literatur

MICHEL, R. (1996): Standort- und bewirtschaftungsabhängige Zustände des Oberbodens auf Ackerböden. Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 80, S.221-224
 SCHMIDT, R. et.al. (1987): Richtlinie zur Ausgrenzung ertrags- und effektivitätsbestimmender Stanortelemente auf Schlägen. F/E-Bericht, Inst. Bodenkunde Eberswalde, 35 S.

Nachhaltigkeit von Kalkungen und Kalkungen mit Phosphat auf bodenbiologische Kenngrößen und den Ernährungsstatus von Wäldern

von

MINDRUP, M.; MEIWES, K. J.

Fragestellung

In Niedersachsen wird im Zuge der Fortsetzung von Bodenschutzkalkungen im Staatswald beim zweiten Durchgang der Kalkungen nach Prioritäten auch Phosphor ausgebracht. Ziel ist es, (1) durch eine moderate Phosphatzufuhr einerseits latente oder akute Ernährungsstörungen zu beheben und (2) die biologischen Umsetzungen im Auflagehumus anzuregen und der teilweise durch die langanhaltenden Depositionen von Luftschadstoffen hervorgerufenen Entkoppelungen des Stoffkreislaufs entgegenzuwirken. Vor diesem Hintergrund wurde ein alter Düngungsversuch mit 70-jähriger Fichte 40 Jahre nach der letzten Kalkung/Düngung neu bearbeitet. Untersucht wurden Fragen der Nachhaltigkeit der lange zurückliegenden Kalkung und P-Düngung im Hinblick auf die Umsetzungen des Kohlenstoffs im Auflagehumus und oberen Mineralboden sowie die Langzeitwirkung auf den Ernährungszustand der Bäume (=Nährelementgehalte in den Nadeln).

Material und Methoden

Material

Der untersuchte Fichtenbestand liegt im Niedersächsischen Forstamt Oerrel, Forstliches Wuchsgebiet Ostniedersächsisches Tiefland. Die Bestandesbegründung und Versuchsanlage mit 3 Wiederholungen erfolgte im Jahre 1930 als 2. Waldgeneration nach Heideaufforstung (Vorbestand 47-jährige Kiefer). Der Boden ist ein grundwasserferner, silikatarmer Sand bis Sand mittleren Silikatgehaltes. Im langjährigen Mittel wurden 702 mm Niederschlag bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,3 °C gemessen. Eine detaillierte Versuchsbeschreibung findet sich bei Seibt et al. (1968). Zu Versuchsbeginn im Jahre 1930 und im Jahre 1958 wurden Kalkungen sowie P-Düngungen durchgeführt. Die Summe der applizierten Kalk- und Phosphatmengen der verschiedenen Varianten beträgt:

„Kalk+P“: 5 t/ha Carbonatkalk + 196 kg P_2O_5 /ha als Rhenaniaphosphat; „P“: 196 kg P_2O_5 /ha als Rhenaniaphosphat; „Kalk“: 5 t/ha Carbonatkalk.

Methoden

Der Ernährungszustand der Bäume wurde nach Bestimmung der Elementgehalte 1-jähriger Nadeln des 7. Quirls von jeweils 3 Bäumen der 3 räumlichen Wiederholungen im Jahre 1996 beurteilt. Die Elementbestimmung erfolgte nach den bei König und Fortmann (1996) beschriebenen Methoden. Auf jeder der Versuchspartellen wurden mit einem Stechring zufällig jeweils 5 volumengerechte Proben der Auflagehumushorizonte und des Ah-Horizontes mit 0,4 m Durchmesser gewonnen. Die Proben wurden homogenisiert, ein Aliquot in Kleinsäulen von 5 cm Durchmesser und 9 cm Höhe überführt und 4 Monate bei einer Temperatur von 8 °C im Dunkeln bebrütet. Die Proben wurden mit einer in Höhe und Zusammensetzung dem Standort angepaßten künstlichen Kronentraufe zweimal wöchentlich bewässert und mit Vakuum entwässert. Am Anfang und am Ende der Bebrütung wurde der mikrobielle Kohlenstoff mit der Fumigations-Extraktions-Methode nach Vance et al. (1987) bestimmt. Mikrobieller Kohlenstoff wurde nach Wu et al. (1990) als $2,22 \cdot E_c$ geschätzt (E_c = Extrahierter org. Kohlenstoff der fumigierten Probe minus extrahierter org. Kohlenstoff der nicht fumigierten Probe). Die Kohlendioxidproduktion der Proben wurde alle 14 Tage gemessen. Dazu wurden die Kleinsäulen in 2 l-Gefäßen 1 Stunde inkubiert und die CO_2 -Produktion als Gehaltsanstieg in den Gefäßen gaschromatographisch ermittelt.

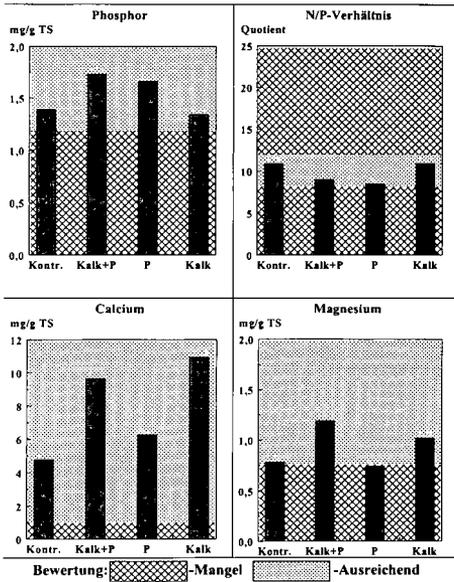


Abb.1: Elementgehalte/-verhältnis in Nadeln des 1. NJ, 7. Quirl 40 Jahre nach Kalkung/P-Düngung

Ergebnisse

Ernährungszustand der Bäume

Die Bäume waren in der Kontrolle ausreichend mit N, P und Ca versorgt. Die Mg-Versorgung befand sich im Mangel. Das N:P-Verhältnis lag im optimalen Bereich. Durch die Kalkung verbesserte sich die Mg- und Ca-Versorgung. Durch die Gabe von P und Kalk+P wurde die P-Versorgung verbessert (=Erhöhung der P-Gehalte und Verringerung des N:P-Verhältnisses innerhalb des optimalen Bereichs). Die Wirkung von Kalk+P war ausgeprägter als von P allein.

CO₂-Atmung

40 Jahre nach der letzten Kalkung und P-Düngung waren die Raten der CO₂-Atmung in der F-Lage der Kontrolle höher als in den gekalkten und gedüngten Varianten, in der H-Lage waren die Raten in der Kontrolle niedriger. Im Ah-Horizont gab es keine Unterschiede.

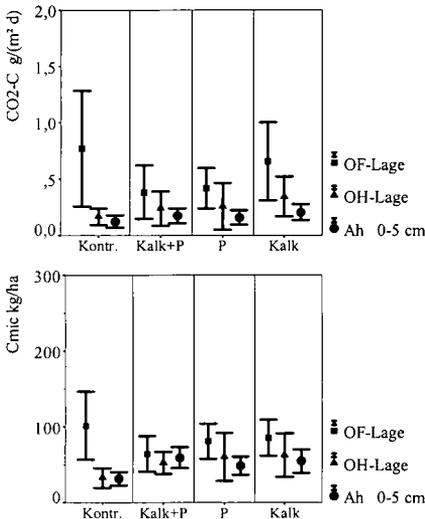


Abb. 2: CO₂-Atmung bei 8°C sowie mikrobieller Kohlenstoff. (Mittelwert und Standardabweichung)

Mikrobieller Kohlenstoff (C_{mic})

In der F-Lage der Kontrolle lag der Vorrat an mikrobiellem C am höchsten, in der Variante Kalk+P am niedrigsten. In H- und Ah-Horizont waren die Werte der Kontrolle am niedrigsten. In der H-Lage unterschieden sich die gekalkten und gedüngten Varianten nicht, während im Ah-Horizont bei der Variante Kalk+P der Vorrat an mikrobiellem C am höchsten war.

Schlußfolgerungen

Kalkung wie auch die P-Düngung zeigten auf die Mg-, Ca- bzw. auf die P-Ernährung eine lang anhaltende (40 Jahre), verbessernde Wirkung. Auf den mikrobiellen Kohlenstoff wie auch die CO₂-Atmung hatten Kalkung und P-Düngung ebenfalls eine nachhaltige Wirkung. Die Effekte zeigten sich vor allem in einer Erhöhung von C_{mik} und CO₂-Atmung insgesamt und teilweise einer Verlagerung vom Auflagehumus in den Ah-Horizont. Die Ergebnisse entsprechen der Intention der im niedersächsischen Staatswald gebietsweise um eine Phosphatdüngung erweiterten Bodenschutzkalkung, die biologischen Stoffumsätze insgesamt zu erhöhen und vom Auflagehumus in den Mineralboden zu verlagern.

Danksagung

Die Untersuchung wurde von der EU unter der Vorhaben-Nr.: 94.60.DL0100 gefördert.

Literatur

- König, N. und H. Fortmann, 1996: Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 46-48
- Seibt, G., W. Knigge, J.B. Reemtsma und B. Ulrich, 1968: Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Düngungsmaßnahmen auf Ertragsleistung, Holzeigenschaften, nadelanalytische Merkmale und Bodenzustand des Fichtenbestandes im Düngungsversuch Oerrel-Lintzel. Allg. Forst- und Jagdzeitung 139, 25-72
- Vance, E.D., P.C. Brookes, and D.S. Jenkinson, 1987: An extraction method for measuring soil microbial C. Soil Biol. Biochem. 19, 703-708
- Wu, J., R.G. Joergensen, B. Pommerening, R. Chaussod, and P.C. Brookes, 1990: Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. Soil Biol. Biochem. 22, 1167-1169

The Microbial Activity as a Function of the Soil Clay Content
(Die mikrobielle Aktivität als Funktion des Tongehalts von Böden)

von

MÜLLER, T.

Abstract

The characteristic capacity of soils to protect organic matter and microbial biomass against the microbial turnover depends on the soil clay content (van Veen et al., 1984 & 1985). The metabolic quotient ($q\text{CO}_2$ [$\text{g C}_{\text{CO}_2} \text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} \text{d}^{-1}$]) can be used as a specific microbial activity parameter to assess the effects of environmental conditions (Andersen and Domsch, 1993). The aim of this study was (1.) to quantify the influence of the soil clay content on the specific soil microbial activity and (2.) to evaluate the function of the clay-modifier (F_m^c) in the DAISY-model (Hansen et al., 1993). Under steady state conditions (microbial death \approx microbial growth), F_m^c for a given soil clay content is the quotient of the actual soil respiration per unit soil organic C [$\mu\text{g C}_{\text{CO}_2} \text{g}^{-1} \text{C}_{\text{org}} \text{d}^{-1}$] divided with the potential values at 0% clay content.

29 papers dealing with 229 soils were examined for soil organic C (C_{org}), soil microbial biomass C (C_{mic}), basal respiration, $q\text{CO}_2$ and soil clay content. Basal respiration and $q\text{CO}_2$ were calculated or recalculated if necessary. It was assumed that all measurements were done under steady state conditions.

Basal respiration and $q\text{CO}_2$ were normalized to an incubation temperature of 10 °C using the DAISY temperature-modifier function. The water contents in the soil samples were assumed to be optimal during incubation. The literature data were mathematically transformed into empirical values of F_m^c . The variability of $q\text{CO}_2$ increased with decreasing soil clay content. There was a weak negative logarithmic relationship between these two parameters ($r^2=0.42$). The logarithmic relationship between the empirical values of F_m^c and the clay content was nearly identical with the function of the DAISY clay modifier (F_m^c). However, this relationship was very poor ($r^2=0.05$).

The negative relationship between $q\text{CO}_2$ and soil clay content is in accordance with the above mentioned concept of a clay dependent protection capacity for soil organic matter and soil microbial biomass. The variability of the quotient $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$ is responsible for the poor relationship between the empirical values of F_m^c and the soil clay content. This is in contrast to the DAISY-model where the turnover rates of the organic matter pools are independent of the amount of C_{mic} .

Since data points within the examined papers were not always independent, statistical tests could not be performed.

The number of studies dealing with clay contents <7% is small. Own experiments dealing with a wide range of soils including those with low clay contents will be included into the data set later. The complete study will then be published internationally.

* Plant Nutrition and Soil Fertility Lab., The Royal Veterinary and Agricultural University, Thorvaldsensvej 40, DK-1871 Frederiksberg C, Denmark; phone +45 35283499, fax +45 35283460, e-mail tm@kvl.dk, <http://www.agsci.kvl.dk/~tomuj5>

Literature

- Andersen T.H. and Domsch K.H. (1993) The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* **25**, 393-395.
- Hansen S., Jensen H.E. Nielsen N.E. and Svendsen H. (1993) *The Soil Plant System Model DAISY*. Jordbrugsforlaget, Copenhagen.
- Van Veen J.A., Ladd J.N. and Amato M. (1985) Turnover of carbon nitrogen and phosphorus through the microbial biomass in soils incubated with [¹⁴C(U)]-glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biology & Biochemistry* **17**, 747-756.
- Van Veen J.A., Ladd J.N. and Frissel M.J. (1984) Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soils. *Plant and Soil* **76**, 257-274.

Acknowledgements

The author was financed by the Danish Environmental Research Programme. The author thanks Raimund Schneider (Dep. VI, University of Trier) who made unpublished data from 16 soils available.

Umsatz der organischen Substanz in Waldböden: Einfluß von Abundanz und Diversität der Collembolen

von

PIEPER, B.; KLEIN, A.; EKSCHEMITT, K.; WOLTERS, V.

Einleitung

Ein wesentliches Problem bei der Bewertung des Einflusses der edaphischen Fauna auf Stoffumsetzungen in Böden ist die Unterscheidung zwischen Abundanz- und Diversitätseffekten. Diversitätseffekte können sowohl auf unterschiedlich großen artspezifischen Grundaktivitäten als auch auf unterschiedlichen Toleranzgrenzen der beteiligten Arten beruhen. Diese Unterscheidung ist wichtig, weil sich Diversitäts- und Abundanzeffekte überlagern können.

Bisherige Untersuchungen zu systemaren Effekten der Mesofauna beschränken sich überwiegend auf (a) Streubeutelversuche, bei denen die Mesofauna insgesamt ausgeschlossen wird (z.B. SCHOLLE et al. 1992; WISE 1994), oder (b) auf synthetische Laborsysteme mit geringer Artenvielfalt (HUHTA et al. 1994).

In der vorliegenden Untersuchung wurden Abundanz- und Diversitätsunterschiede in Collembolengemeinschaften natürlicher Komplexität systematisch getrennt. Die Auswirkungen dieser Unterschiede auf die C-Mineralisation in Waldböden wurden in einem **Abundanzexperiment** und einem **Diversitätsexperiment** gemessen. Insbesondere wurden Diversitätseffekte unter dynamischen Mikroklima-Bedingungen untersucht, um den Einfluß von Toleranzgrenzen in unterschiedlichen Artenzusammensetzungen zu erfassen.

Material und Methoden

In beiden Experimenten wurde als Substrat Material des F1/F2-Horizontes (Buchenstreu) aus einem Hainsimsen-Buchenwald des Solling (ELLENBERG et al. 1986) verwendet. Durch wiederholte MacFadyen-Extraktion wurde mesofaunafreies Substrat hergestellt, das anschließend kontrolliert mit Mesofauna aus Lebendextraktionen besetzt wurde. Im **Abundanzexperiment** wurde das mesofaunafreie Substrat in 24 Stufen mit dem 0,03- bis 8,7-fachen der natürlichen Mesofaunaabundanz und in der natürlichen Diversität am Standort beimpft (Tab. 1). Über einen Zeitraum von 6 Wochen wurde die CO₂-Freisetzung bei konstanter Temperatur (8°C) und Feuchte (160% TM) mit einem Gaschromatographen kontinuierlich gemessen. Die folgenden Ergebnisse werden beispielhaft für die Collembolen dargestellt.

Das **Diversitätsexperiment** gliederte sich in zwei Stufen:

1. Zunächst wurden naturnahe Collembolengemeinschaften unterschiedlicher Diversität hergestellt, indem die natürliche Collembolengemeinschaft 9 verschiedenen Kombinationen von Temperatur und Feuchte 28 Tage lang ausgesetzt wurde (Tab. 1).
2. Anschließend wurde das mesofaunafreie Material mit diesen 9 unterschiedlichen Collembolengemeinschaften mit einheitlicher Abundanz beimpft und in Labor-Mikrokosmen

* Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Justus-Liebig-Universität, Stephanstr. 24, 35390 Gießen

eingesetzt. Die beimpften Mikrokosmen, sowie unbeimpfte Kontrollen wurden in mehreren Klima-Phasen einem spiralförmig zunehmend extremeren Mikroklima mit Temperaturen von 2 bis 25°C und Wassergehalten von 50 bis 400% TM ausgesetzt. Über 3 Monate wurde die CO₂-Freisetzung mit einem Gaschromatographen kontinuierlich gemessen. Als Collemboleneffekt wurde der relative Unterschied der CO₂-Freisetzung zur collembolenfreien Kontrolle bestimmt.

Ergebnisse

1. **Abundanzexperiment:** Die CO₂-Freisetzung ist mit der Collembolenabundanz insgesamt positiv korreliert (Spearman Rangkorrelation, $p < 0.001$). Paßt man eine nicht lineare Ausgangskurve (Polynom 3. Grades), so zeigt sich bei steigender Abundanz der Collembolen von 0 bis 15 Ind./g TM wird die CO₂-Freisetzung um bis zu 45% erhöht. Bei höheren Collembolenabundanz sinkt die CO₂-Freisetzung wieder leicht ab (Abb. 1).

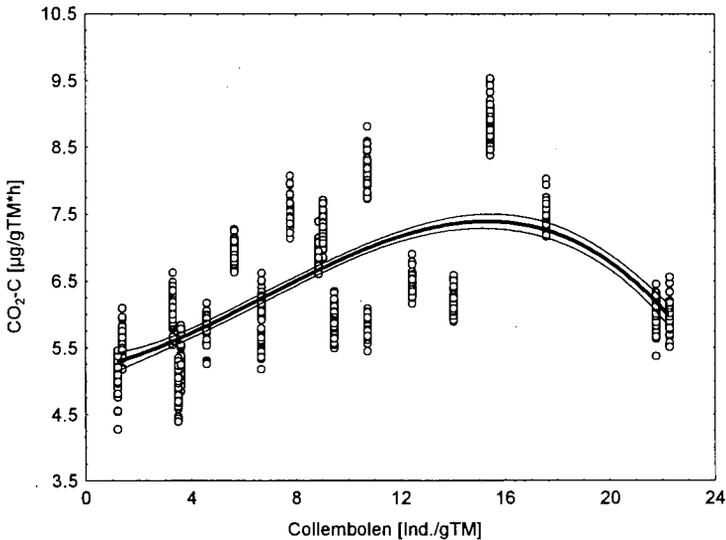


Abb. 1: CO₂-C in Abhängigkeit der Collembolenabundanz (Regression: Polynom 3. Grades)

2. **Diversitätsexperiment:** Durch die 9 verschiedenen Kombinationen von Temperatur und Feuchte wurde die natürliche Collembolengemeinschaft unterschiedlich gefiltert. Den stärksten Einfluß hatte Kälte in Kombination mit Trockenheit oder Nässe. In diesen Selektionsvarianten wurde die Artenvielfalt drastisch von 8 auf 3 Arten reduziert (Tab. 1).

Eine Varianzanalyse über die Wirkungen der selektierten Collembolengemeinschaften auf die CO₂-Freisetzung (Tab 2, Abb. 2) zeigt, daß

- (1) unterschiedliche Collembolengemeinschaften die CO₂-Freisetzung grundsätzlich in verschiedener Weise verändern (Haupteffekt Selektierte Gemeinschaft, $p < 0.001$) und
- (2) unterschiedliche Collembolengemeinschaften haben auf die CO₂-Freisetzung in den Klima-Phasen eine verschiedene Wirkung (Interaktion Selektierte Gemeinschaft x Mikroklima-Phase, $p < 0.001$).

Tab. 1: Selektionswirkungen von Feuchte und Temperatur auf Collembolengemeinschaften (N = naß, F= feucht, T = trocken, H = heiß, W = warm, K = kalt)

Selektions-Variante	Stand-ort	NH		NW		FW		FH		FK		TH		TW		TK		NK	
		Keine Selektion				Feuchte				Trockenheit				Kälte					
vermutete Selektion																			
Abundanzen [Ind./gTM]																			
Nicht differenz. Arten																			
<i>Folsomia quadrioculata</i>																			
	9.06	7.88	4.97	7.44	10.45	14.85	12.14	6.51	4.37	6.14									
<i>Hypogastrura denticulata</i>																			
	5.59	7.18	1.99	3.04	11.76	5.08	5.21	2.54	2.16	2.10									
<i>Onychiurus subarmatus</i>																			
	2.11	1.31	1.79	0.83	1.14	1.68	0.47	0.85	0.35	1.38									
Differenzierende Arten																			
<i>Friesea mirabilis</i>																			
	0.94	0.35	0.46	0.50	0.07	1.21	0.46	0.85	0.52	0.07									
<i>Isotoma notabilis</i>																			
	0.49	0.51	0.29	0.34	0.58	0.94	1.22	0.53	0.06	0.00									
<i>Isotomiella minor</i>																			
	0.22	0.14	0.26	0.25	0.15	0.24	0.76	0.13	0.00	0.00									
<i>Sminthurus lubbocki</i>																			
	0.00	0.35	0.17	0.17	0.54	0.36	0.88	0.07	0.00	0.07									
<i>Sphaeridia pumilis</i>																			
	0.15	1.10	0.18	0.31	1.55	0.08	0.06	0.00	0.00	0.00									
Seltene Arten																			
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>																			
	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06									
Gesamtartenzahl																			
	8.00	8.00	8.00	8.00	7.00	7.00	7.00	6.00	4.00	3.00									

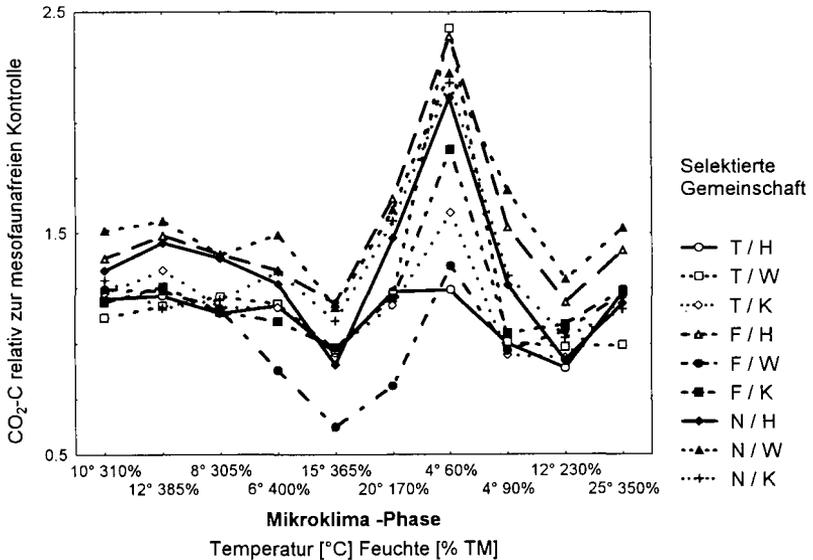


Abb. 2: Wirkung von unterschiedlich selektierten Collembolengemeinschaften auf die relative CO₂-Freisetzung bei kontrolliert wechselnden Klimabedingungen (Selektion: N=naß, F=feucht, T=trocken, H=heiß, W=warm, K=kalt)

3. Vergleich **beider Experimente**: Tabelle 2 vergleicht die relativen Effektstärken (MS Effect) von Abundanz, Mikroklima-Phase, selektierter Gemeinschaft und Interaktion von Mikroklima-Phase und selektierter Gemeinschaft. Für diesen Vergleich wurde die CO₂-Freisetzung relativ zur collembolen-freien Kontrolle berechnet.

Tab. 2: Ergebnisse der ANOVA für die relative CO₂-Freisetzung im Abundanz- und Diversitätsexperiment (log-transformierte Daten)

CO ₂ -relativ	df Effect	MS Effect	df Error	MS Error	F	p-level
Abundanzexperiment						
Abundanz	23	2.67	1191	0.001	2165	0.0000
Diversitätsexperiment						
Mikroklima-Phase (M)	7	2.98	1191	0.098	30.30	0.0000
Selektierte Gemeinschaft (S)	8	1.74	1191	0.098	17.66	0.0000
Interaktion M x S	56	0.27	1191	0.098	2.763	0.0000

Diskussion

Die Ergebnisse liefern den empirischen Beleg, daß neben der Abundanz auch die Artenzusammensetzung natürlicher Bodentiergemeinschaften systemare Prozesse messbar verändert. Sie zeigen, daß (1) Abundanzeffekte nicht monoton verlaufen, sondern daß bei übermäßiger Collembolenabundanz die Förderung der mikrobiellen C-Mineralisation wieder abnimmt, vermutlich durch Overgrazing. (2) Effekte der Artenzusammensetzung unter statischen Bedingungen auftreten. Dies beruht vermutlich auf unterschiedlichen Grundaktivitäten der einzelnen Arten. (3) Effekte der Artenzusammensetzung unter dynamischen Bedingungen auftreten. Dies beruht vermutlich auf unterschiedlichen Toleranzgrenzen der beteiligten Arten. (4) Aus dem Vergleich beider Experimente ergibt sich folgende Gewichtung der Effektstärken:

Abundanzeffekt \approx statischer Diversitätseffekt $>$ dynamischer Diversitätseffekt.

Unter den in diesen Experimenten realisierten Mikroklima-Bedingungen spielen offensichtlich Unterschiede in den Toleranzgrenzen der beteiligten Collembolenarten eine geringere Rolle, als die Unterschiede in der Grundaktivität der einzelnen Arten, sowie Unterschiede in der Gesamtabundanz. Es kann vermutet werden, daß unter extremeren Witterungsbedingungen im Freiland (Frost, lange Trockenperioden) die Toleranzgrenzen von Collembolenarten stärker zum Tragen kommen.

Literatur

- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J. (Eds.), 1986: Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojektes. Stuttgart (Ulmer) 507 S.
- SCHOLLE G., WOLTERS V., JOERGENSEN R. G., 1992: Effects of mesofauna exclusion on the microbial biomass in two moder profiles. *Biology and Fertility of Soils* 12, 253-260.
- HUHTA V., HAIMI J., SETÄLÄ H., 1994: Soil fauna promote nutrient cycling - Experimental evidence using simulated coniferous forest floor. - Volume 4a, Commission 3: Symposia, 15th World congress of soil science, Acapulco, Mexico.
- WISE D.H., SCHAEFER M., 1994: Decomposition of leaf litter in a mull beach forest: comparison between canopy and herbaceous species. *Pedobiologia* 38: 269-288

Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein

von

PLATNER, Ch., SCHEU, St., SCHAEFER, M.; SCHAUERMANN, J.

Einleitung

Innerhalb der Bodenzönose spielt die Makrofauna eine wichtige Rolle als Steuerelement von Umsatzprozessen. Die Struktur der Gemeinschaft selbst wird durch abiotische und biotische Faktoren gesteuert.

Diese Wechselbeziehungen wurden unter dem spezifischen Aspekt der Veränderungsdynamik im Faktorengradienten der bestandsbildenden Baumarten Fichte (*Picea abies*) und Buche (*Fagus sylvatica*) zweier bodensaurer Mischwaldbestände im Solling untersucht.

Dabei waren folgende Fragen besonders wichtig:

1. Welchen Einfluß hat die bestandsbildende **Baumart** auf die Artenzusammensetzung und Abundanz?
2. Wie wirken sich das **Alter** der Bäume und das damit zusammenhängende Bestandsklima aus?
3. Korrelieren die Tiergruppen untereinander oder mit Umweltvariablen? Geben diese Korrelationen Hinweise auf die Wirkung menschlicher Einflüsse (Nutzungsformen, Immissionen, Kalkungsmaßnahmen)?

Untersuchungsflächen und -methode

In zwei Buchen-Fichten-Mischwaldbeständen im Alter von ca. 35 und 120 Jahren wurden auf je einer Fichten-, einer Misch- und einer Buchenfläche je drei Bodenphotoelektoren (nach FUNKE 1971) mit runder 1 m² Grundfläche installiert. Die Kopfdosen und integrierten Bodenfallen waren mit Diethylenglykol (Dihydroxydiethylether) gefüllt und wurden alle zwei Wochen geleert.

Die Flächen liegen 370 - 390 m ü.NN. im Solling (südliches Niedersachsen) auf einer stark versauerten Braunerde über Buntsandstein; das Klima ist subozeanisch-montan. Beide Bestände

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen
e-mail: CPLATNE@ZooEco.Uni-Zoo11.gwdg.de

wurden gekalkt, die Humusform ist auf den Fichten und Mischflächen ein moderartiger Rohhumus und auf den Buchenflächen ein typischer Moder, die Schichtdicken nehmen mit steigendem Fichtenanteil zu (PLATNER *et al.* 1996). Die jährlichen Streueinträge hingegen sind auf den Buchenflächen deutlich höher (Abb. 1), was durch höhere Blattstreueinträge und unter den älteren Buchen zusätzlich durch die starke Bucheckern-Produktion, die hier zum Holzeintrag gerechnet wurde, hervorgerufen wird..

Im Altbestand ist das Kronendach aufgelichtet, es hat sich eine reiche Kraut- und Strauchschicht entwickeln können. Dem dicht begründeten Jungbestand fehlt dagegen bis auf eine lückige Moosschicht auf der Fichtenfläche jeglicher Unterwuchs.

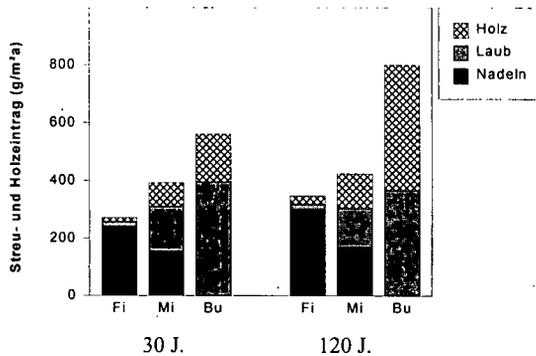


Abb. 1: Jährliche Blattstreue- und Holz- (incl. Fruktuation) einträge auf den Fichten-, Misch- und Buchenflächen in den Altersstufen 30 und 120 Jahre (in g Trockengewicht [24^h, 105°C] pro m² und Jahr).

Ergebnisse

Phytophage

Die Dichte der phytophagen Diptera (v.a. Cecidomyiidae) stieg im Altbestand von der Fichten- über die Misch- zur Buchenfläche sehr stark an (Abb. 2). Borkenkäfer (Scolytidae) kamen dagegen kaum unter Buche vor; sie hatten ihr Abundanz-Maximum auf der älteren Mischfläche. Rüsselkäfer (Curculionidae) hatten im Jungbestand auf der Buchenfläche, im Altbestand dagegen auf der Fichtenfläche ihre höchsten Dichten; auf den Mischflächen hatten sie jeweils mittlere Abundanzen.

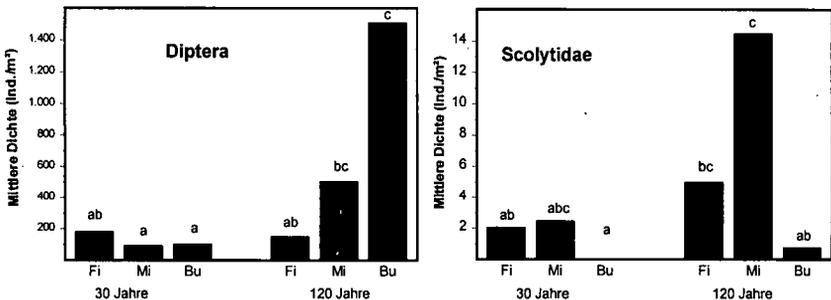


Abb. 2: Geometrisches Mittel der Individuendichten von phytophagen Diptera und Scolytidae.

Sapro- und Pantophage

Die Dichte der pantophagen Elateridae (zum größten Teil *Athous subfuscus*), die auch eine wichtige Rolle bei der Steuerung der Zersetzungsprozesse spielen können (WOLTERS 1989), war auf den Fichtenflächen am höchsten. Auch die saprophagen Diptera schlüpften auf den Fichtenflächen in etwas höherer Dichte, diese Unterschiede waren aber nicht signifikant (Abb. 3). Die Dichte der sapro- und mikrophytophagen Gruppen der Käfer unterschied sich auf den verschiedenen Flächen nicht signifikant.

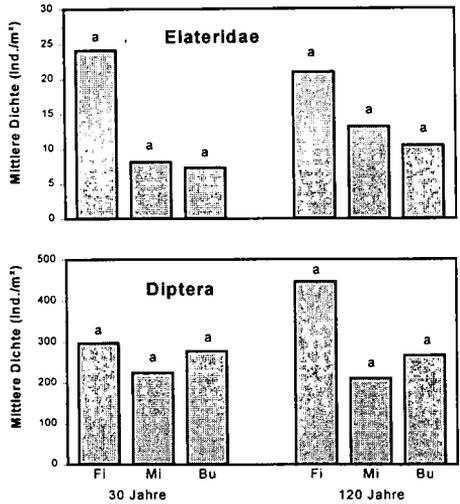


Abb. 3: Geometrisches Mittel der Individuendichten von Elateridae und saprophagen Diptera.

Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey's Studentized Range Test)

Zoophage

Im Altbestand traten deutlich mehr Websspinnen (Araneida; vorwiegend Linyphiidae) als im Jungbestand auf. Generell hatten die Mischflächen die größeren Spinnendichten (Abb. 4), die

einzelnen Arten hatten aber sehr unterschiedliche Abundanzen auf den verschiedenen Waldflächen:

Beispielsweise hatte die Baldachinspinne *Diplocephalus latifrons* ihre höchsten Dichten auf den Fichtenflächen, *Tapinocyba pallens* hingegen auf den Buchenflächen und *Micrargus herbigradus* auf den Mischflächen.

Die heterogenen zoophagen Käfer (Carabidae, Cantharidae, Coccinellidae und Staphylinidae) zeigten eine überraschend gleichförmige Reaktion auf den Faktorengradienten der Baumarten; sie hatten einzeln und als Gruppe das Maximum ihrer Dichten im Altbestand unter Buche (Abb. 4).

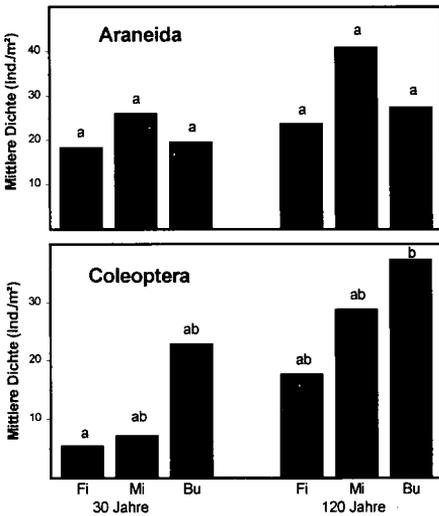


Abb. 4: Geometrisches Mittel der Individuendichten von Araneida und zoophagen Coleoptera.

Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey's Studentized Range Test)

Zusammenfassung

- Die höhere Dichte der räuberischen Käfer und Webspinnen im Altbestand ist vermutlich durch die größere strukturelle Vielfalt im Vergleich zum Jungbestand bedingt (Kraut- und Strauchschicht). Für Zoophage ist das Nahrungsangebot an Collembolen in den beiden Beständen ähnlich (SALAMON *et al.* 1997); stärker limitierende Faktoren dürften geeignete Netzbauplätze (Abb. 5) oder das Angebot an Kleinsthabitaten, z.B. für den Nachwuchs, sein.
- Insgesamt wies die Mehrzahl der untersuchten Tiergruppen eine höhere Dichte im Altbestand als im Jungbestand auf. Die Strukturdiversität im offeneren, älteren Bestand ist für viele dieser Tiergruppen ein wesentlich bedeutenderer Faktor als die bestandesbildende Baumart selbst.
- Das Maximum der Individuenabundanzen von Spinnen aus Bodenproben lag im gleichen Zeitraum auf der 120 jährigen Buchenfläche (PLATNER *et al.* 1996), es dominierten sehr stark die endo- und epigäische Zwergspinnen (Linyphiidae-Erigoninae). In der vorliegenden Untersuchung aus den Eklektoren dominierten hingegen deutlich die eher hypergäische Baldachinspinnen (Linyphiidae-Linyphiinae); das Maximum der Spinnenabundanz liegt auf der 120-jährigen Mischfläche, die die ausgeprägteste und vielfältigste Kraut- und Strauchschicht aufweist.



Abb. 5: Strukturdiversität - auch zum Fallenstellen unerlässlich

Literatur

- FUNKE, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. In: H. Ellenberg (Hrsg.): Integrated experimental ecology: Methods and results of ecosystem research in the German Solling Projekt (Ecological Studies 2). Berlin: Springer.
- PLATNER, C., S. SCHEU, J. SCHAUERMANN & M. SCHAEFER. (1996): Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 81, 235-256.
- SALAMON, J.-A., D. ALBERS, S. SCHEU & M. SCHAEFER (1997): Vergleich der Collembolengemeinschaft im Boden und in Litterbags in einem Gradienten von Buche (*Fagus sylvatica*) zu Fichte (*Picea abies*) auf Buntsandstein. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in vorliegendem Band.
- WOLTERS, V. (1989): The influence of omnivorous elaterid larvae on the microbial carbon cycle in different forest soils. Oecologia 80, 405-413.

Extensivierte Bodenbearbeitung in integrierten Ackerbausystemen - Untersuchungen zum Abbau von Ernterückständen und zu Regenwurmpopulationen

von

POTTHOFF, M.; BEESE, FR:

Fragestellung

Vor dem Hintergrund, daß in extensivierten Ackerbausystemen den biologischen Selbstregulationsmechanismen der Böden große Bedeutung zukommt, wurde der Abbau von Ernterückständen in einem pfluglosen und einem konventionell bewirtschafteten Anbausystem des Göttinger IntEx-Projekts untersucht. Sowohl ökologische als auch ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau werden im IntEx-Projekt erarbeitet und beurteilt.

In einem Netzbeutelversuch wurden neben Trockengewichtsverlusten von Ernteresten auch verschiedene mikrobielle Parameter und der Einfluß der Bodenfauna mit Hilfe unterschiedlicher Maschenweiten erfaßt.

Außerdem erfolgte auf den Flächen des Versuchs eine Bestimmung der Regenwurmdichte bzw. -biomasse.

Material und Methoden

Der Netzbeutelversuch wurde auf Flächen des Göttinger Versuchsguts Reinshof (tiefgründige Gley-Auenböden aus mittel bis stark tonigem Schluff) durchgeführt. Ein konventionelles System mit der Fruchtfolge Winterraps, Winterweizen, Wintergerste, das gemäß der Officialberatung bewirtschaftet wurde, wurde einem pfluglosen Anbausystem mit der Fruchtfolge Winterraps, Hafer, Winterweizen und 1-jährige Brache gegenübergestellt.

In 10 x 10 cm große Netzbeutel mit den Maschenweiten 50 µm und 5 mm wurden ca. 5 g TG [105°C] Raps- bzw. Weizenstroh eingewogen. Von November 1995 bis Juni

1996 wurden die Netzbeutel im Freiland inkubiert, wobei sie im konventionellen System in einer Bodentiefe von ca. 20 cm eingegraben und im pfluglosen Anbausystem oberflächlich ausgelegt bzw. parallel zum Grubbereinsatz in die oberen 5 cm eingearbeitet wurden (n=5 pro Schlag und Maschenweite). Zur Ermittlung der Trockengewichtsverluste erfolgte eine Bestimmung auftretender Verunreinigungen des Materials mit Boden mit Hilfe eines internen Standards (Aluminium; Potthoff & Loftfield 1997). Aus der Erfassung der mikrobiellen Biomasse (Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode) und der CO₂-Freisetzung (titrimetrisch) wurde der metabolische Quotient errechnet. Im Mai 1996 wurden die Regenwurmabundanzen bzw. -biomassen bestimmt (Formaldehyd-Austrieb; n = 5).

Ergebnisse und Diskussion

Die Reduktion der Bodenbearbeitung bewirkte eine deutliche Verringerung der Trockengewichtsverluste aus den feinmaschigen Netzbeuteln (Abb. 1), da Umsatz- und Abbauprozesse im oberflächennahen Bereich der Ackerkrume von den trockenen und kalten Klimabedingungen im Winter 1995 - 1996 stärker beeinträchtigt waren als die tieferen Bodenschichten.

Eine nachweisbare Erhöhung der Trockengewichtsverluste durch die Zugangsmöglichkeit der Bodenfauna (Maschenweiteneffekt) wurde ausschließlich im pfluglosen Anbausystem gefunden, wobei sich gleichzeitig zeigte, daß sowohl die Regenwurmdichte als auch die Biomasse hier gegenüber dem konventionellen System stark erhöht war (Abb. 2).

Regenwürmer sind somit gerade bei reduzierter Bodenbearbeitung für Trockengewichtsverluste von Ernteresten von besonderer Bedeutung.

Die höheren Trockengewichtsverluste im konventionellen System waren mit einer stärkeren mikrobiellen Besiedlung verbunden (Abb. 3). Diese Mikroflora war allerdings in ihrer Umsatzaktivität gegenüber der des extensivierten Systems deutlich verringert (Abb. 4). Demnach waren im extensivierten System wesentliche Abba- und Umsatzprozesse aufgrund der stärkeren Abhängigkeit von Klimafaktoren

gegenüber dem konventionellen System zeitlich in die milderen Frühjahrsmonate verschoben.

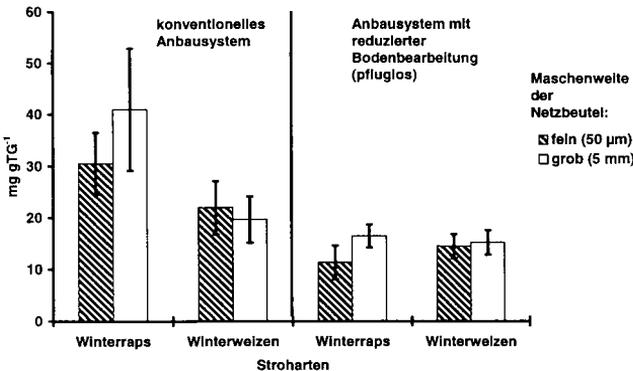
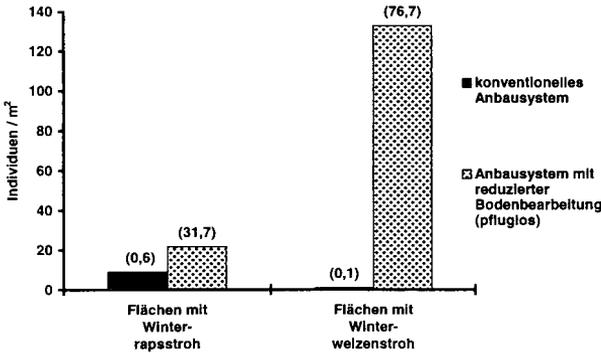
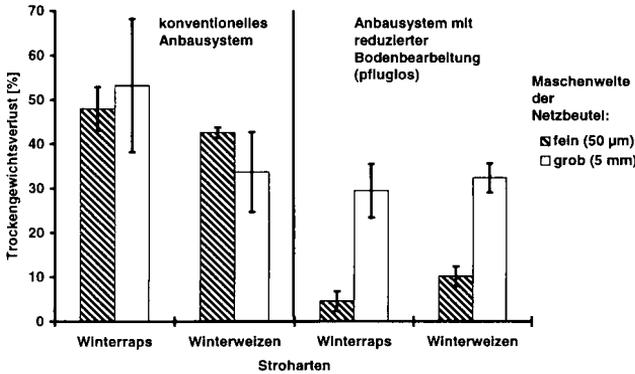


Abb. 1: Prozentuale Trockengewichtsverluste von Ernteresten nach 9-monatiger Inkubation (Nov.-Jun.) in Netzbeuteln unterschiedlicher Maschenweite bei konventioneller bzw. pflugloser Bewirtschaftung; Mittelwerte und Standardabweichungen aus 5 Wiederholungen.

Abb. 2: Regenwurmabundanzen bzw. -biomassen (g/m²; in Klammern über den Säulen) auf den Flächen des Netzbeutelversuchs im Mai 1996 bei konventioneller bzw. pflugloser Bewirtschaftung (n = 5).

Abb. 3: Strohbesiedelnde mikrobielle Biomasse (CFE-Methode) nach 9-monatiger Inkubation im Juni 1996 in Netzbeuteln unterschiedlicher Maschenweite bei konventioneller bzw. pflugloser Bewirtschaftung; Mittelwerte und Standardabweichungen aus 5 Wiederholungen.

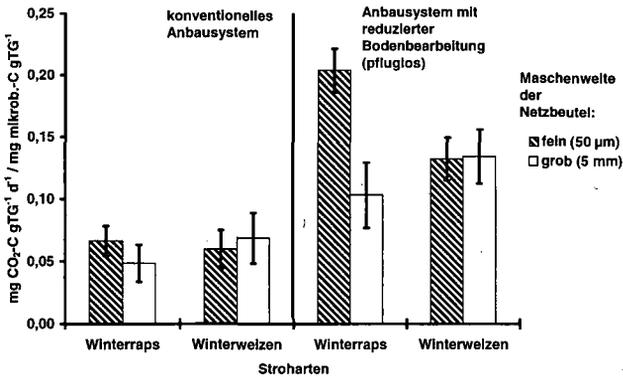


Abb. 4: Metabolischer Quotient (qCO₂) der strohbesiedelnden mikrobiellen Biomasse nach 9-monatiger Inkubation im Juni 1996 in Netzbeuteln unterschiedlicher Maschenweite bei konventioneller bzw. pflugloser Bewirtschaftung; Mittelwerte und Standardabweichungen aus 5 Wiederholungen.

Schlußfolgerungen

In pfluglosen Anbausystemen ist die Abundanz und Biomasse von Regenwürmern deutlich erhöht, wobei die Tiere hier gleichzeitig den Trockengewichtsverlust von Ernterückständen steigern.

Grundsätzlich ist der Abbau und die Mineralisation von Ernteresten ohne Pflugeinsatz allerdings verlangsamt und damit sowohl zeitlich als auch räumlich enger mit dem Aufwuchs und der Phase der Nährstoffaufnahme der Folgefrucht gekoppelt. Regenwürmer können hier positiv auf die Nährstoffkonkurrenz zwischen Mikroflora und Pflanze wirken, indem sie beispielsweise den Gehalt an freiem Stickstoff erhöhen (Wolters & Joergensen 1993), bzw. die mikrobielle Biomasse des Bodens verringern (Wolters & Joergensen 1992).

Literatur

- POTTHOFF, M. und LOFTFIELD, N. (1997) How to quantify contamination of organic litterbag-material with soil? Pedobiologia (in Vorbereitung)
- WOLTERS, V. und JOERGENSEN, R. G. (1992) Microbial carbon turnover in beech forest soils worked by *Aporrectodea caliginosa* (Savigny) (Oligochaeta: Lumbricidae). Soil Biol. Biochem. 24:171-177
- WOLTERS, V. und JOERGENSEN, R. G. (1993) Wirkung von *Lumbricus terrestris* auf den mikrobiellen N-Umsatz in der Sukzessionsreihe Acker - Brache - Wald. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69:147-150

Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Waldböden mit unterschiedlichem Wasserhaushalt

von

RASPE, S.; FEGER, K.H.

1. Einleitung

Die Nährstoffnachlieferung aus der Zersetzung der organischen Substanz stellt einen zentralen Prozeß im Stoffhaushalt von Waldökosystemen dar. Die Streuzersetzung ist jedoch abhängig von einer Vielzahl interner und externer Faktoren. Hierzu gehören sowohl Bodeneigenschaften als auch Witterungseinflüsse. Unterschiede im Wasserhaushalt verschiedener Standorte oder aufgrund veränderter Niederschlagsdeposition, wie sie in Zusammenhang mit den globalen Klimaveränderungen diskutiert werden, sollten sich daher auf den Streuabbau und die damit verbundene Freisetzung von Nährstoffen differenzierend auswirken.

Aus diesem Grund werden im Rahmen des forstökologischen Forschungsprojekts ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) (ZÖTTL et al., 1987) in einer prozeßorientierten Studie (RASPE et al., 1996a) die Wechselwirkungen zwischen Standortfaktoren und Streuzersetzung untersucht. Zielsetzung ist es, die Prozesse der Streuzersetzung auf unterschiedlichen Fichtenstandorten zu charakterisieren und die Nährstofffreisetzung unter verschiedenen Witterungs- bzw. Bodenfeuchteverhältnissen zu quantifizieren.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf den ARINUS-Standorten Schluchsee und Villingen im Schwarzwald durchgeführt. Zum Vergleich wurde auch ein höher mit SO₂ belasteter Standort im Osterzgebirge in die Untersuchung mit einbezogen. Eine kurze Charakteristik der Standorte ist Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Beschreibung der Versuchslächen

Standort	Schluchsee	Villingen	Erzgebirge
Lage	zentraler Hochschwarzwald	Ostrand Mittlerer Schwarzwald	Osterzgebirge
Höhenlage	1150 - 1250 m ü.NN	810 - 945 m ü.NN	600 - 700 m ü.NN
Klima	kühl perhumid 4 °C 1900 mm a ⁻¹	vergl. kontinentaler 6 °C 1200 mm a ⁻¹	kontinental 3 - 5 °C 920 mm a ⁻¹
Ausgangsgestein	Bärhaldegranit	Buntsandstein	Teplitzer Rhyolith
Bodentypen	Eisenhumuspodsole	Pseudogley-Braunerden	Braunerde-Podsole
Humusform	F-Mull - Rohhumus	Rohhumus	Rohhumus
Vegetation	Fichte 40/60 j.	Fichte 80/100 j.	Fichte 90/100 j.
natürliche Waldgesellschaft	Hainsimsen-(Buchen)- Fichten-Tannenwald	Tannen-Fichten- Forlenwald	Hainsimsen-Buchen- Mischwald
SO ₂ -Belastung	gering	gering	65 µg m ⁻³ a ⁻¹

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Bertoldstraße 17, 79085 Freiburg

Hinsichtlich der Bodenvegetation unterscheiden sich die beiden Schwarzwaldstandorte deutlich. Während in Schluchsee die Kraut- und Moossschicht zusammen nur 40 % Deckungsgrad aufweisen, ist in Villingen der Boden praktisch vollständig mit einer Bodenvegetation bedeckt (WOHLFAHRT, 1996).

Neben einer unbehandelten Kontrollfläche wurden auf beiden Schwarzwald-Standorten jeweils eine Trockenvariante untersucht, bei der etwa die Hälfte der sommerlichen Niederschläge durch 16 m² große Dächer aus durchsichtigem Kunststoff abgehalten wurden.

Im Mai 1994 wurde auf allen Flächen einheitliches Streumaterial in 12 x 12 cm großen Polyesterbeuteln mit einer Maschenweite von 1 mm ausgebracht. Als Streumaterial wurden braune Fichtennadeln zuvor gefällter Bäume sowie gereinigte und zerkleinerte Feinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm) aus der organischen Auflage verwendet. Die Probenahmen erfolgten im Oktober 1994, Mai und Oktober 1995 sowie im Oktober 1996. Neben der Abbaurate und der Nährstofffreisetzung wurden auch mikrobielle Biomasse (FEM) und Aktivität (Basalatmung, Katalaseaktivität) sowie die Aktivität verschiedener Exoenzyme aus dem C-, N-, S- und P-Kreislauf bestimmt. Eine Zusammenstellung der verwendeten Methoden ist RASPE et al. (1996a + b) zu entnehmen.

3. Ergebnisse

In Abb. 1 ist die Abnahme der Residualmasse während der Nadel- und Feinwurzeltreuzersetzung dargestellt. Nach 2½ Jahren sind in Schluchsee etwa 60 % und in Villingen 70 % der Nadelstreu abgebaut. Geringer fiel der Nadelstreuabbau unter den Trockendächern aus. Besonders deutlich ist der Unterschied in Schluchsee. Hier beträgt der Unterschied zwischen Kontrolle und Trockenvariante etwa 20 %, während in Villingen nach 2½ Jahren nur ein geringer Unterschied festzustellen ist. Für die Feinwurzeltreu ist bei allgemein langsamerem Abbau kein Einfluß der induzierten Trockenheit festzustellen.

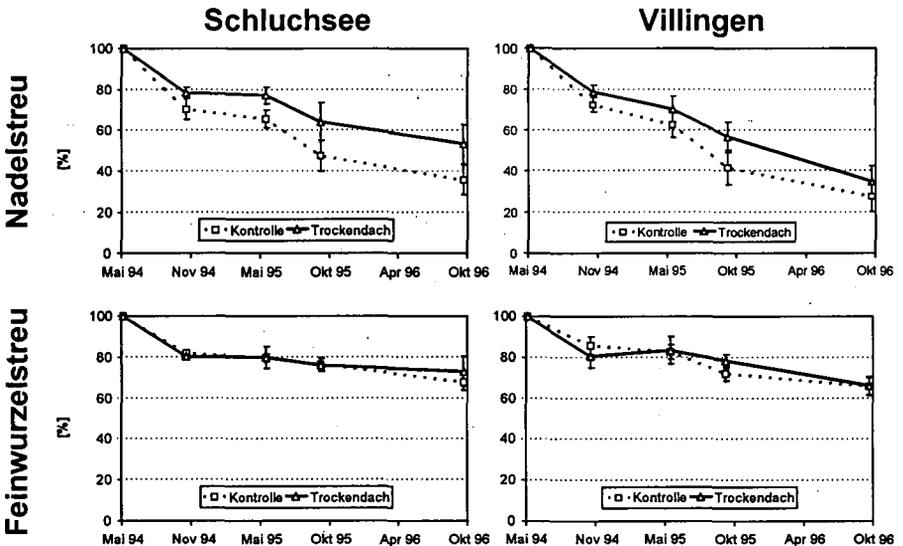


Abb. 1: Residualmasse während des Nadel- und Feinwurzeltreuzerbaus auf den Kontroll- und Trockenflächen in Schluchsee und Villingen im Zeitraum Mai 1994 bis Oktober 1996. Die Balken geben die Standardabweichung an.

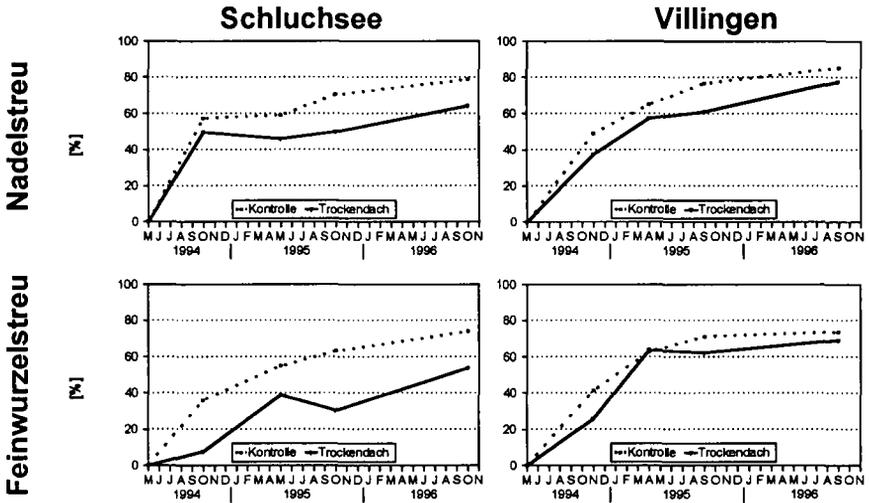


Abb. 2: Mg-Friestzung während des Nadel- und Feinwurzelstreuabbaus auf den Kontroll- und Trockenflächen in Schluchsee und Villingen im Zeitraum Mai 1994 bis Oktober 1996.

Auch bei der Mg-Freisetzung ist eine Reduktion unter den Trockendächern zu beobachten (Abb.2). Im Gegensatz zur Residualmasse ist hiervon auch die Feinwurzelstreu betroffen. Allerdings ist die Reduktion in Schluchsee wiederum deutlich stärker ausgeprägt als in Villingen. Ähnliche Tendenzen finden sich auch für die mikrobielle Biomasse und Aktivität (vgl. RASPE et al., 1996a) während der ersten 18 Monate des Nadelstreuabbaus. Zum Ende des Untersuchungszeitraums steigen dagegen mikrobielle Aktivität und Biomasse unter den Trockendächern gegenüber der Kontrolle deutlich an (Daten hier nicht gezeigt).

Eine klare Korrelation ist zwischen der Proteaseaktivität und der N-Freisetzung (Daten nicht gezeigt) bzw. den N-Gehalten der Nadelstreu zu erkennen (Abb. 3). Hierbei sind deutliche Unterschiede der Standorte zu erkennen. Während die Aktivität der Protease in Schluchsee mit zunehmenden N-Gehalten der Streu nur relativ langsam ansteigt, wird die Proteaseaktivität in Villingen und im Erzgebirge durch steigende N-Gehalte wesentlich stärker induziert. Auch die Ergebnisse der Trockenvarianten fügen sich gut in die Regressionsmodelle ein.

4. Diskussion

Die dargestellten Ergebnisse unterstreichen die zentrale Bedeutung der Bodenfeuchte für die mikrobielle Aktivität und die damit verbundene Nährstofffreisetzung während des Streuabbaus in Waldböden ist. Einen starken Einfluß der Bodenfeuchte auf die mikrobielle Aktivität fanden u. a. auch KOWALENKO et al. (1978). Entsprechend der geringeren Abbaurate ist bei Trockenheit auch die Nährstofffreisetzung reduziert. Einen engen Zusammenhang zwischen Mg-Freisetzung und Massenverlust fanden auch STAFF und BERG (1982) bei Abbaueversuchen mit Kiefernadelstreu.

Die Witterungsverhältnisse wirken sich vor allem auf die Nadelstreu nahe der Bodenoberfläche aus. Dabei wirkt die Bodenvegetation (insbesondere die Mooschicht) als Feuchtepuffer, wie am Unterschied der Standorte Schluchsee und Villingen deutlich wird. Obwohl in Villingen die Niederschlagsmenge wesentlich geringer als in Schluchsee ist, konnte die Bodenfeuchte unter den Trockendächern nur geringfügig experimentell reduziert werden. Aufgrund der geschlossenen Moosvegetation waren daher die Effekte der Niederschlagsreduktion in Villingen geringer.

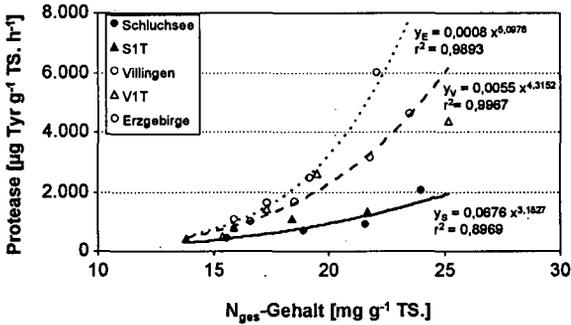


Abb. 3: N-Gehalte und Proteaseaktivität während der Nadelstreuzersetzung auf den Standorten Schluchsee, Villingen und Erzgebirge. Die Trockenflächen in Schluchsee (S1T) und Villingen (V1T) wurden bei den Regressionen nicht berücksichtigt.

Daneben ist die Nährstoffnachlieferung offensichtlich auch abhängig vom standortspezifischen Bedarf des jeweiligen Nährelements. So entsprechen die unterschiedlichen Induktionsraten der Proteaseaktivität den nutzungsbedingten Unterschieden der N-Verfügbarkeit auf den untersuchten Standorten (vgl. ZÖTTL et al., 1987). Während die N-Mineralisationsraten in Schluchsee aufgrund reliktscher Merkmale eines Buchen-Tannen-Vorbestandes sehr hoch sind, ist die N-Nachlieferung auf dem vormals streugenutzten Standort Villingen deutlich geringer (WÖLFELSCHNEIDER, 1994). Eine raschere Induktion der Proteaseaktivität durch die N-Gehalte der Streu ist daher als Adaptation an einen erhöhten N-Bedarf der Mikroorganismen zu sehen.

5. Literatur

- KOWALENKO, C.G.; IVARSON, K.C.; CAMERON, D.R. (1978): Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon evolution from field soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 417-423.
- RASPE, S.; LORENZ, K.; FEGER, K.H.; ZIMMERMANN, L.; ARMBRUSTER, M.; ZÖTTL, H.W. (1996a): Projekt ARINUS: X. Bodenmikrobiologische und ernährungskundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. *FZKA/PEF-Berichte* **142**, 1-14.
- RASPE, S.; LORENZ, K.; FEGER, K.H. (1996b): Bodenmikrobiologische Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Fichtenwäldern. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **81**, 179-182.
- STAFF, H.; BERG, B. (1982): Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Can. J. Bot.* **60**, 1561-1568.
- WÖLFELSCHNEIDER, A. (1994): Einfluß der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **34**, 191 S.
- WOHLFAHRT, D. (1996): Ernährungskundliche und bodenmikrobiologische Untersuchungen zum Nadelstreuabbau von *Picea abies* ([L.] Karst) und *Picea mariana* (Mill.) auf verschiedenen Standorten. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 103 S.
- ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H.; BRAHMER, G. (1987): Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage. *KfK/PEF-Berichte* **12(1)**, 269-281.

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. Dr. W. Nebe vom Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Abteilung Forstwirtschaft (TU Dresden/Tharandt) für die Möglichkeit, den Standort Erzgebirge in die Untersuchungen miteinzubeziehen. Das Projekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) wurde gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaft (PEF Karlsruhe).

Wirkungsweise unterschiedlicher Klimabedingungen auf die C- und N-Freisetzung in unterschiedlich versauerten Böden von Buchenwäldern

von

RAUBUCH,M.; MEYER,H.; KLEIN,A.

Vor dem Hintergrund einer Anreicherung von klimarelevanten Spurengasen und CO₂ in der Atmosphäre wird unter dem Stichwort „Global Change“ eine mögliche Erwärmung der Atmosphäre diskutiert. Nach Modellrechnungen wird eine Erwärmung insbesondere in den gemäßigten Breiten prognostiziert. Sollte eine solche Veränderung des Klimas eintreten, so ist auch mit einer direkten Beeinflussung der biologischen Prozesse in Böden zu rechnen. Diese könnte sich insbesondere bei den C- und N-Mineralisationsraten bemerkbar machen.

Der Einfluß der Temperatur auf die C- und N-Mineralisationsraten war in der Vergangenheit überwiegend aufgrund von Laborexperimenten untersucht worden, in denen Bodenproben bei unterschiedlichen Temperaturen inkubiert wurden. Eine Steigerung der Mineralisationsraten aufgrund erhöhter Temperatur ließ sich nach mehreren Untersuchungen mit einfachen mathematischen Funktionen beschreiben. In dieser Untersuchung wurde aber von der Hypothese ausgegangen, daß eine zweidimensionale Betrachtung nicht unbedingt Rückschlüsse auf die Veränderungen unter Freilandbedingungen zuläßt. Vielmehr wurde davon ausgegangen, daß sowohl der Temperaturgradient als auch die Verteilung der mikrobiellen Biomasse und der C- und N-Vorräte im Tiefenprofil berücksichtigt werden müssen.

Material und Methoden

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die oberen 20 cm von zwei Buchenstandorten einbezogen. Eine Kurzcharakterisierung der Standorte wird in Tabelle 1 gegeben. In dem einen Standort (Solling) war aufgrund der

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen

² Institut für allgemeine und spezielle Zoologie, Stephanstr. 24, 35390 Giessen

fortgeschrittenen Versauerung der überwiegende Teil der mikrobiellen Biomasse sowie etwa die Hälfte der C- und N-Vorräte in den Auflagen konzentriert. In dem zweiten, nicht versauerten Boden (Zierenberg) konzentrierte sich der Hauptteil mikrobiellen Biomasse und der überwiegende Teil der C- und N-Vorräte in dem Mineralboden.

Tabelle 1:

	Zierenberg	Solling B2
Humusform	F-Mull	rohhumusartiger Moder
Bodentyp	humose Braunerde	podsolierte Braunerde
Pufferbereich	Silikat-Puffer	Al-Puffer
Bodenart	lehmiger Schluff bis sandig schluffiger Lehm	toniger Schluff bis schluffiger Lehm
Ø Niederschlag	750-800 mm	1032 mm
Ø Temperatur	7°C	6,2°C
Höhe [m] ü. N.N.	440	500
Baumarten	Bu; Es; BAh	Bu
Bestandesalter in Jahren	145	150

Nach der Methode von Raubuch (1997) wurden ungestörte Bodensäulen an beiden Standorten entnommen. In der Versuchsfläche des Solling wurden Bodensäulen von beiden Standorten als Mikrokosmen so eingebaut, daß die Oberfläche in den Bodensäulen mit der der umgebenden Fläche abschloß. Die Versuchsfläche Zierenberg diente der Kontrolle. An diesem Standort wurden nur Mikrokosmen aus dem Zierenberg eingesetzt. Alle Bodensäulen waren am Boden abgedichtet und mit einer Saugkerze versehen. Die Mikrokosmen beider Flächen wurden überdacht und alle zwei Wochen mit der gleichen Menge und der gleichen Qualität einer künstlichen Kronentraufe begossen. Mit Hilfe von Saugkerzen wurde die Bodenlösung gewonnen und alle vier Wochen eingesammelt. Aufgrund der definierten Einträge und der erfaßten Austräge wurden die N-Bilanzen erstellt. Mit Hilfe von zweiwöchigen Respirationsmessungen wurden die C-

Mineralisationsraten berechnet. Auf beiden Flächen wurden kontinuierlich die Bodentemperaturen erfaßt

Ergebnisse und Diskussion

Trotz des geringen Unterschiedes im Jahresmittel (7,3 °C Zierenberg, 6,1 °C Solling) lag der Temperaturverlauf in -5 cm Bodentiefe der Zierenbergfläche von April bis September um 2 °C bis 6°C über dem in den vergleichbaren Tiefenstufen der Sollingfläche (0 und - 5 cm). Die Temperatur in -5 cm Tiefe der Zierenbergfläche entsprach dagegen in etwa der in der Auflage der Sollingfläche (+ 5 cm, Jahresmittel 7,0 °C).

Dies wirkte sich auf die Mineralisation aus. Unter den klimatischen Bedingungen der Sollingfläche wies der Boden aus dem Solling eine deutlich höhere N-Mineralisationsrate im Vergleich zu dem Boden des Zierenberg auf. Dies läßt sich mit der Konzentration der C- und N-Vorräte und der mikrobiellen Biomasse in der Auflage erklären. Berücksichtigt man C- und N-Mineralisation, so entsprachen die daraus resultierenden jeweiligen C/N-Verhältnisse denen der Auflage im Zierenbergboden und im Sollingboden (> 20).

Unter den Temperaturbedingungen der Zierenbergfläche veränderte sich die C-Abgabe des Zierenbergbodens nicht, während sich die N-Abgabe verdoppelte. Das daraus resultierende C/N-Verhältnis entsprach dem des Mineralbodens (< 14). Es kann daraus abgeleitet werden, daß die Erwärmung des Mineralbodens auf der Zierenbergfläche die im Mineralboden konzentrierte mikrobielle Biomasse besonders anregte.

Bei Prognosen bezüglich der Veränderungen der Klimabedingungen sind die Tiefengradienten der Temperaturverläufe, der Verteilung der C- und N-Vorräte und der mikrobiellen Zersetzungsgemeinschaften zu beachten.

Literatur:

Raubuch M. (1997): Field microcosms, a new method for investigations of soil processes: calculation of mineralization and nitrification by using chloride as tracer. Verhandlungen der GfÖ 27, 323-328

Bodenqualitätsziele für den Schutz der Ressource Boden

von

RÜCK,F.

Kernpunkt dieses Beitrages ist die Frage der Definition und Ableitung von Umweltqualitätszielen/ Umwelthandlungszielen und welche Aussagen sie hinsichtlich der Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“ enthalten. Im folgenden wird hierzu aus dem Zwischenbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" (Enquete-Kommission 1997) zitiert.

Die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio 1992 formulierte das Leitbild einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung („sustainable development“). Die Agenda 21 nennt die mit dem Leitbild verbundene Zielsetzung, nämlich die natürlichen Lebensgrundlagen zu erhalten, wirtschaftlichen Wohlstand zu ermöglichen und für soziale Gerechtigkeit zu sorgen. Das Leitbild der nachhaltig zukunftssträchtigen Entwicklung ist in konkrete Ziele und Maßnahmen zu übersetzen.

Demnach (stark gekürzt) beschreiben Umweltqualitätsziele ... Zustände oder Eigenschaften (=Sollwerte) der Umwelt. Umwelthandlungsziele geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände oder Eigenschaften der Umwelt zu erreichen. Umwelthandlungsziele operationalisieren Umweltqualitätsziele. Die Ziele sind an Belastungsfaktoren zu orientieren und sollen Vorgaben für Belastungsminderungen enthalten. Konkret gefaßt werden die Umwelthandlungsziele mittels Indikatoren, diese geben den angestrebten bzw. zu vermeidenden Bereich in Form von Zahlenwerten (z.B. Grenzwerten, Gefährungsklassen der Roten Liste) oder schutzwürdigen Biotopen an.

Ähnlich dem E-BBodSchG ist die Lebensraumfunktion als Lebensgrundlage und Lebensraum für Mensch, Flora und Fauna, insbesondere für spezifische Bodenflora und -fauna als Bodenfunktion (neben weiteren) definiert.

Diese Funktionen sind dauerhaft zu erhalten, die Nutzung der Böden soll die Leistungsfähigkeit und die ökologischen Funktionen der Böden so wenig wie möglich und vor allem nicht dauerhaft beeinträchtigen.

Die Leistungsfähigkeit der natürlichen Bodenfunktionen kann [jedoch] je nach Bodennutzung teilweise oder ganz reduziert werden. Bislang werden Böden (unzureichend) geschützt über das Naturschutzgesetz (schädigende Eingriffe vermeiden, sonst ausgleichen oder entschädigen) und das Baugesetzbuch (sparsamer und schonender Umgang mit Grund und Boden).

Laut Enquete-Kommission (1997) sind übergreifende Umweltziele die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Funktionen der Böden und der sorgsame Umgang mit Böden als endliche Ressourcen. Zusammenfassend enthält Tab. 1 die für die Bodenbiologie betreffende Fragestellungen wichtigen Umweltqualitäts- und -handlungsziele unter den Themenkreisen „Böden als endliche Ressourcen“ und „Stoffeinträge“.

* Umweltbundesamt, FG Grundsatzfragen des Bodenschutzes, Bodenfunktionen; PF 33 00 22, 14191 Berlin

Aus dieser Übersicht wird deutlich, daß insbesondere auf der Ebene der Indikatoren noch Konkretisierungen erarbeitet werden müssen.

Konzeption von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes

Zum Zweck der sprachlichen Klarheit und um Mißverständnisse zu vermeiden, wie auch für die Aufgabe, operationalisierbare Kriterien für einen nachhaltigen Bodenschutz und geeignete Handlungsempfehlungen zu geben, bedarf es einer sauberen Begriffsklärung. Dabei ist für den deutschen Raum insbesondere der aktuelle Diskussionsstand und Handlungsrahmen von Bedeutung, wie er durch den E-BodSchG (Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes, Bt-Drs. 13/6701 vom 12.06.1997) vorgegeben wird.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz unterscheidet die vorgesehenen Bodenwerte in solche zur Beurteilung von bestehenden Belastungen (Gefahrenbeurteilung und -abwehr: Prüf- und Maßnahmenwerte) und in solche zur Beurteilung von aufgrund künftiger Einwirkungen zu besorgenden Belastungen (Vorsorgewerte).

§8 des Bundes-Bodenschutzgesetzes definiert die vorgesehenen Bodenwerte wie folgt:

- **Prüfwerte** Werte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.
- **Maßnahmenwerte** Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind.
- **Vorsorgewerte** Bodenwerte, bei deren Überschreiten in der Regel davon auszugehen ist, daß das Entstehen einer schädlichen Bodenveränderung zu besorgen ist. Im Zusammenhang mit Anforderungen der Vorsorge können auch Werte über die zulässige Zusatzbelastung des Bodens festgelegt werden.

Im Hinblick auf Bodenqualitätsziele sind hierbei die Vorsorgewerte von besonderer Bedeutung. Vorsorgewerte sollen einen langfristigen Schutz der Böden vor zukünftigen Einwirkungen ermöglichen. Langfristiger Schutz hat zum Ziel, daß Böden vielfältig nutzbar erhalten bleiben. Eine differenzierte Einengung der Geltung von Vorsorgewerten auf bestimmte eng abgegrenzte Nutzungen würden diesem Ziel widersprechen und einen Nutzungswandel praktisch nur in Richtung weniger anspruchsvoller Nutzungen ermöglichen oder gar lenken. Erforderlich erscheint vielmehr eine Differenzierung der Böden aufgrund ihrer natürlichen Zusammensetzung und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen.

Für prioritäre Stoffe (Metalle und ausgewählte organische Stoffe) werden u.a. Vorsorgewerte vorgeschlagen (Bachmann et al., 1997). Die fachliche Konzeption der Vorsorgewerte sieht vor, daß der vorsorgende Schutz des Bodens dann sichergestellt werden kann, wenn

1. ökotoxikologische Wirkungsschwellen nicht überschritten werden,
2. bei diesem Konzentrationsniveau keine Anhaltspunkte für unerwünschte oder schädliche Auswirkungen auf Pflanzen und Belastungen des Grundwasser zu besorgen sind sowie ein hin-

Tab. 1: Umweltqualitäts- und -handlungsziele hinsichtlich Bodenbiologie (Enquete-Komm., 1997)

Umweltqualitätsziele	Umwelthandlungsziele
<u>Natur- und Landschaftsschutzfläche</u> Sicherung und Weiterentwicklung der Vielfalt, Eigenart (u.a. "seltene Böden"), und Schönheit von Natur und Landschaft sowie Erhalt der biologischen Vielfalt. Lebensraum für Bodenmikroflora und -fauna (Regelungs- und Produktionsfunktion) und Lebensraum terrestrischer Pflanzen und Tiere, Bodenbelastungen stören die Regelungsfunktion, damit Schmälerung der biologischen Vielfalt. SRU 1985 fordert: Meso- und Makrofauna in bestmöglichem Umfang zu erhalten. SRU 1987: gesamte Bodenbewelt in Schutzanstrengungen mit einbeziehen. Biodiversitätskonvention: Schutz der Bodenfunktionen.	Neben besonders zu schützenden Flächen, die nur wenige Prozente der Gesamtfläche Deutschlands umfassen sollen, ist auf der Gesamtfläche der Bundesrepublik eine Nutzung anzustreben, die besser als bisher Aspekte der Artenvielfalt, und der Produktion von Nahrungsmitteln und anderen nachwachsenden Rohstoffen bei gleichzeitigem Erhalt der natürlichen Schönheit und Vielfalt der Landschaft sichert. Aufbau eines funktionsfähigen Biotopverbunds auf der gesamten Fläche. Der Flächenanteil dafür soll durchschnittlich 10% der Gesamtfläche betragen.
<u>Land- und Forstwirtschaftsfläche:</u> Erhalt der Standorteigenschaften, des Ertragspotentials und der Bodenfruchtbarkeit für eine nachhaltig zukunftsverträgliche Land- und Forstwirtschaft. Bodenfruchtbarkeit: Verweis auf ISO 8157: Eignung eines Bodens, Pflanzenwachstum sicherzustellen	Standortgerechte Land- und Forstwirtschaft: Ausrichtung der land-, forst- und weinwirtschaftlichen Produktion auf die Schonung des Bodens, die Erhaltung und Mehrung der Bodenfruchtbarkeit und des Biomasseproduktionspotentials (Ertragsfähigkeit)
<u>Stoffeinträge</u> Erhaltung der für die standörtlich mögliche Bodennutzung notwendigen Bodenfunktionen und ihrer regenerativen Kräfte	Verminderung des Eintrages von Stoffen, welche die notwendigen Bodenfunktionen dauerhaft gefährden. Erwünschte Bodenqualität in Bezug zur Vorsorge und tolerierbaren Bodenbelastungen. Verweis auf LABO-Hintergrundwerte Vermeidung des Eintrags persistenter, bioakkumulierbarer, human- und/oder ökotoxischer und bioakkumulierbarer Stoffe, insbesondere solcher mit irreversiblen Wirkungen
<u>Eintrag von Nährstoffen: „critical loads“</u> <u>Stickstoffminderungsprogramm</u> Erhaltung eines regionalspezifischen natürlichen Gehaltes an Nährstoffen zuzüglich eines unvermeidlichen aber tolerierbaren Anteils in Folge von Bewirtschaftung. Vorsorge gegenüber zu hohen Nährstoffeinträgen insbesondere in Form von Stickstoff- und Phosphorverbindungen.	Reduktion des Eintrages von Nährstoffen unter Berücksichtigung aller Dünger auf ein Maß, das das Grundwasser nicht beeinträchtigt und Oberflächengewässer nicht so belastet, daß dies zur Eutrophierung und ökotoxikologischen Belastung der Küstengewässer führen kann
<u>Eintrag von Säurebildnern</u> Vorsorge gegenüber im Boden versauernd wirkender Stoffeinträge	Reduktion der sauren Deposition aus atmosphärischen Einträgen an Stickoxiden und Verminderung der Einträge an Schwefeldioxid, Ammoniak und anderen Säurebildnern unterhalb des jeweiligen kritischen Eintrages durch Verminderung der Emissionen aus Kraftwerken, industriellen Anlagen, Hausbrand, Verbrennungsmotoren und Landwirtschaft.

reichend deutlicher Abstand zu den für den Pfad Boden / Mensch vorgeschlagenen Prüfwerten besteht,

3. die so erhaltenen Konzentrationen mit repräsentativen Boden-Hintergrundgehalten (LABO 1995) abgeglichen worden sind.

Die Ableitung von Boden-Vorsorgewerten für Schwermetalle, polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe erfolgt auf der Basis der in der Literatur vorliegenden Daten zur ökotoxikologischen Wirkung der Schadstoffe.

Im einzelnen werden abgeleitet die Eckwerte zur Begründung von Vorsorgewerten für vorrangige Stoffe (Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Hg, As, Zn) sowie für ausgewählte organische Stoffe (PCB und PAK). Die vorgeschlagenen Vorsorgewerte werden abgeleitet aufgrund der bekannten Datenlage der Wirkungen auf Bodenorganismen (Mikrobiologie, Bodenlebewese, Invertebraten) und der Wirkung auf Pflanzen und für jeden der genannten Stoffe begründet. Ökotoxikologische Wirkungsschwellen für Metalle, PCB und PAK werden auf der Basis einer direkten Beurteilung von Daten zum NO-EFFECT-LEVEL abgeleitet (niedrigste NOECs und LOECs für einzelne Spezies).

Neben den Beiträgen zum Bundes-Bodenschutzgesetz erfolgen weitere Arbeiten im Zusammenhang von Schadstoffwirkungen und Bodenorganismen zur Bewertung der Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Im Sept. 1994 wurde im Umweltbundesamt der Workshop „Bodenbiologie und Schadstoffe - Ableitung von Bodenwerten“ abgehalten, der insbesondere ökotoxikologische Methoden, Kriterien und Wirkschwellen zur Erfassung bodenbiologischer Orientierungswerte zum Ziel hatte (unveröffentlicht). Weitere Vorhaben zur Entwicklung von Testmethoden zur terrestrischen Ökotoxizität betreffen z.B. die Bioverfügbarkeit und Bioindikation (Flora und Fauna) für Böden.

Das UBA FuE-Vorhaben „Bodenbiologische Boden-Güteklassen“ (1997-1998) wird derzeit vergeben. Inhalte dieses Vorhabens sind die Ausarbeitung einer bodenbiologischen Standorttypisierung, die Erstellung von Arten-Inventarlisten im Hinblick auf eine Standort-Klassifikation (Bewertungsrahmen) und eine Validierung (vorerst an naturnahen Standorten). Zukünftig sollten landwirtschaftliche Nutzflächen und weitere Standorte unter besonderen Nutzungseinflüssen wie z.B. Stadtböden oder besonderen Standortsbedingungen wie z.B. Auen, Moore usw. ebenfalls erfaßt werden können und Funktionseinschränkungen durch schädliche Bodenveränderungen wie z.B. Veränderung der Bodenbeschaffenheit und stoffliche Belastungen bewertet werden können.

Literatur

- Bachmann, G., Bannick, C.-G., Giese, E., Glante, F., Kiene, A., Konietzka, R., Rück, F., Schmidt, S., Tertytze, K., von Borries, D. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: *Rosenkranz, Bachmann, Einsele, Harreß* (Hg.) Handbuch Bodenschutz, Kenn-Ziffer 3500, Berlin
- Enquete-Kommission (1997): Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen; Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer Nachhaltigen Zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. Hrsg.: Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn
- LABO Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. In: *Rosenkranz, Bachmann, Einsele, Harreß* (Hg.) Handbuch Bodenschutz, Kenn-Ziffer 9006, Berlin

Vergleich der Collembolengemeinschaften im Boden und in Litterbags in einem Gradienten von Buche (*Fagus sylvatica*) zu Fichte (*Picea abies*) auf Buntsandstein

von

SALAMON, J.; ALBERS, D.; SCHAEFER, M.

Einleitung

Collembolen bilden neben den Oribatiden die arten- und individuenreichste Gruppe der Mesofauna in der organischen Auflage von Waldböden. Sie spielen bei der Zersetzung der toten organischen Substanz besonders in Moderhumuswäldern eine entscheidene Rolle (PETERSEN & LUXTON 1982). In dieser Arbeit wurde untersucht, welches die dominierenden Collembolenarten in bodensauren Buchen-, Misch- und Fichtenbeständen (Solling) sind. Zum einen wurde die Collembolengemeinschaft im Boden, parallel dazu die Collembolengemeinschaft in ausgebrachten Litterbags (gefüllt mit Buchen- oder Fichtenstreu) analysiert. Die Fragestellungen dieser Untersuchung waren, ob im Boden und in den Litterbags die Populationsentwicklung der Collembolen im Jahresgang ähnlich verläuft, ob dieselben Collembolenarten in den beiden Systemen (Boden/Litterbags) dominieren, welche Umweltfaktoren mit der Veränderung der Collembolengemeinschaft im Jahresgang am stärksten korrelieren und ob die Bestockung die Collembolengemeinschaft im Boden und in den Litterbags wesentlich beeinflusst.

Methoden

Bodenproben

Das Untersuchungsgebiet lag im Solling in einem 120-jährigen Waldgebiet, das aus einer Fichten- und Buchenfläche und einer dazwischenliegenden Mischfläche (Fichte/Buche) bestand. Im November 1994, Februar 1995, Mai 1995 und August 1995 wurden auf jeder Teilfläche zur Erfassung der Collembolenfauna und abiotischer sowie mikrobielle Boden- und Streuparameter mit Stechzylindern jeweils sechs Bohrkern entnommen und in die Horizonte L/F, H/Ah und Bv unterteilt. Die Collembolen (Artenzusammensetzung und Dichte), die Mikroflora (mikrobielle Biomasse, Basalatmung, spezifische Respiration und C_{mic}/C_{org} -Verhältnis) sowie die abiotischen Umweltfaktoren Wasser-, Kohlenstoff-, Stickstoffgehalt und C/N-Verhältnis wurden im Jahresgang untersucht. Horizontmächtigkeit, Bodendichte, pH-Wert und Kohlenstoffmenge wurden nur im November 1994 bestimmt.

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

Litterbags

Parallel zu jedem Termin wurden von jeder Teilfläche sechs Litterbags mit Buchen- und sechs Litterbags mit Fichtenstreu eingeholt, die auf diesen Flächen ausgelegt worden waren. In diesen wurde ebenfalls die Collembolenfauna und dasselbe Spektrum an mikrobiellen und abiotischen Parametern erfaßt wie im Boden. Da die Litterbags erst im November 1994 ausgebracht wurden, erfolgte ihre erste Analyse abweichend von der ersten Entnahme der Bodenproben (November 1994) im Dezember 1994. Abweichend von der Entnahme der Bodenproben erfolgte eine abschließende Analyse der Litterbags im November 1995.

Ergebnisse

Abundanz

Die **Populationsentwicklung** der Collembolen auf der Fichten- und Mischfläche war im Boden

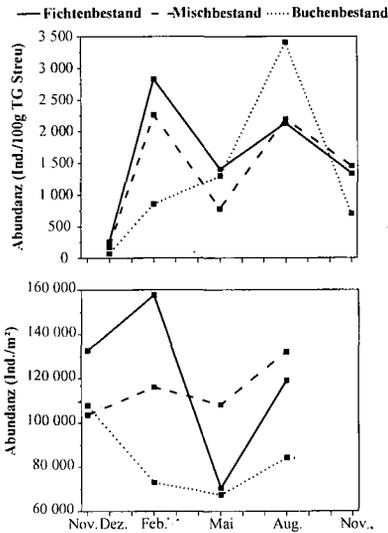


Abb. 1: Populationsentwicklung der Collembola (a) in Litterbags und (b) im Boden auf einer 120-jährigen Fichten-, Misch- und Buchenfläche von November 1994 bis November 1995.

und in den Litterbags sehr ähnlich. In beiden Systemen erreichten die Collembolen hohe Dichten im Februar und August und relativ niedrige Dichten im Mai (Abb. 1). Auf der Buchenfläche unterschied sich die Populationsentwicklung im Boden von der in den Litterbags dagegen deutlich (Abb. 1). Im Mittel hatten die Collembolen im Boden die höchsten Dichten im November (ca. 113 000 Ind./m²) und die niedrigsten Dichten im Mai (ca. 70 000 Ind./m²). In den Litterbags erreichten die Collembolen die höchsten Abundanzen im August (ca. 400 Tiere/100g TG Streu), die niedrigsten dagegen im Dezember (ca. 150 Tiere/100g TG Streu), wobei berücksichtigt werden muß, daß der Besiedlungszeitraum der Litterbags bis Dezember nur sechs Wochen betrug.

Vergleich der Dominanzstruktur im L/F-Horizont und in den Litterbags

Im Jahreslauf unterschied sich die **Dominanzstruktur** der Collembolengemeinschaft zwischen dem L/F-Horizont und den Litterbags stark. Dies wird am Beispiel des Maitermins deutlich (Tab. 2).

Generell dominierte im **L/F-Horizont** auf allen Flächen *Folsomia quadrioculata*. Weitere wichtige Arten/Gattungen waren: *Onychiurus spec.*, *Mesaphorura spec.*, *Isotoma notabilis* und *Isotomiella minor* (Tab. 2).

In den **Litterbags** dominierten z. T. Arten (hauptsächlich Streubewohner), die im L/F-Horizont nur in geringen relativen Häufigkeiten (<3%) auftraten, wie z.B. *Isotoma hiemalis* und *Lepidocyrtus spec.* Euedaphische Arten (z.B. Arten der Gattung *Mesaphorura*) spielten hier kaum eine Rolle. Während im L/F-Horizont auf allen drei Flächen ähnliche Arten/Gattungen dominierten, unterschied sich in den Litterbags die Dominanzstruktur zwischen den Flächen deutlich. Auf der Fichtenfläche dominierte *Isotoma hiemalis*, wogegen auf der Buchenfläche *Lepidocyrtus spec.* am häufigsten war (Tab. 2.).

Tab. 2: Dominanzanteile der häufigen Collembolenarten (>3%) in Litterbags und Bodenproben auf der 120-jährigen Fichten- Misch- und Buchenfläche im Mai 1995. Arten mit einem Dominanzanteil <3% werden unter "Rest" zusammengefaßt.

Arten	Fichtenfläche		Mischfläche		Buchenfläche	
	L/F-Horizont	Litterbags (Fichte)	L/F-Horizont	Litterbags (Fi/Bu)	L/F-Horizont	Litterbags (Buche)
<i>Onychiurus spec.</i>	12%	<3%	8%	<3%	8%	<3%
<i>Mesaphorura spec.</i>	9%	<3%	7%	<3%	8%	<3%
<i>Ceratophysella spec.</i>	<3%	<3%	<3%	<3%	7%	<3%
<i>Folsomia quadrioculata</i>	43%	6%	48%	22%	30%	20%
<i>Isotoma hiemalis</i>	<3%	41%	<3%	7%	<3%	<3%
<i>Isotoma notabilis</i>	10%	17%	8%	18%	10%	28%
<i>Isotomiella minor</i>	11%	<3%	10%	<3%	23%	<3%
<i>Lepidocyrtus spec.</i>	<3%	24%	<3%	35%	<3%	41%
<i>Entomobrya nivalis</i>	<3%	6%	<3%	<3%	<3%	<3%
Rest	15%	6%	19%	18%	14%	11%

Mit Hilfe einer **kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA)** wurde ermittelt, welcher der erhobenen Umweltfaktoren mit der Veränderung der Collembolengemeinschaft im Jahresgang am stärksten korrelierte. Im Boden war dies das C/N-Verhältnis, in den Litterbags dagegen eher der Stickstoffgehalt selbst. Insgesamt bestand weder im Boden noch in den Litterbags ein enger Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Verteilung der Springschwänze.

Diskussion

Populationsdynamik

Vor allem auf der Fichtenfläche verlief die **Populationsentwicklung** der Collembolen im Boden und in den Litterbags ähnlich. Diese Übereinstimmungen dürften mit der geringeren Saisonalität des Streufalls auf der Fichtenfläche im Vergleich zur Misch- und Buchenfläche zusammenhängen. Der herbstliche Streufall auf der Buchenfläche beeinflusst vermutlich die Populationsdynamik der Collembolen im Boden stärker als in den Litterbags, da es durch den Streufall auf der Freifläche zu einem massiven Ressourceneintrag und einer Zunahme an potentiellm Siedlungsraum kommt, wohingegen in die Litterbags kein Streueintrag stattfindet. Die kanonische Korrespondenzanalyse

wies auf einen Zusammenhang zwischen der Collembolengemeinschaft in den Litterbags und der Saisonalität auf der Buchenfläche hin. Allerdings gingen die Abundanzen in den Litterbags im Gegensatz zum Boden im Herbst zurück, was auf die Migration der Collembolen aus der L-Schicht in tiefere Schichten zurückzuführen ist, die stattfindet, um sich den für Springschwänze ungünstigen, kalt-feuchten Witterungsbedingungen in der klimatisch exponierten L-Schicht zu entziehen (HÄGVAR 1983).

Dominanzstruktur

Die nach ihrer Morphologie als euedaphisch einzustufenden Collembolengattungen *Mesaphorura* und *Onychiurus* erreichten im L/F-Horizont (Streuschicht) überraschend hohe relative Häufigkeiten. Vor allem *Onychiurus furcifer* und *Onychiurus quadricellatus* hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt im L/F-Horizont und müssen deshalb als hemiedaphisch eingestuft werden (vergl. WOLTERS 1985). Das fast vollständige Fehlen der Gattungen *Mesaphorura* und *Onychiurus* in den Litterbags (exponiert auf der Streuoberfläche!) könnte darauf zurückzuführen sein, daß beide Gattungen die wenig zersetzte Streu an der Bodenoberfläche meiden. Dies könnte mit den größeren Schwankungen der Temperatur und Feuchte in der oberflächennahen Streu, jedoch auch mit der noch nicht ausreichend fortgeschrittenen pilzlichen Besiedlung der Streu zusammenhängen (vergl. McMILLAN 1976, BÄÄTH 1980).

Der sehr hohe Anteil der Gattung *Lepidocyrtus* an der Artengemeinschaft in den Litterbags im Vergleich zum fast völligen Fehlen der Gattung in den Bodenproben ist schwer zu erklären. WOLTERS (1985) stuft *Lepidocyrtus lignorum*, die auf den Untersuchungsflächen häufig gefunden wurde, als Art mit mikrophytophager Ernährungsweise ein. Möglicherweise ist für diese Art das qualitative Nahrungsangebot (Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft) in den Litterbags sehr attraktiv.

Insgesamt scheinen die Litterbags in Bezug zur Freifläche ein besonderes Mikrohabitat für die Collembolen darzustellen, was vor allem an den Unterschieden in der **Dominanzstruktur** (Boden/Litterbags) deutlich wird.

Literatur

- BÄÄTH, E., BERG, B., LOHM, U., LUNDGREN, B., LUNDKVIST, H., ROSSWALL, T., SÖDERSTRÖM, B. & WIREN, A. (1980): Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia*, 20: 85-100.
- HÄGVAR, S. (1983): Collembola in Norwegian coniferous forest soils, II. Vertical distribution. *Pedobiologia*, 25: 383-401.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M. (1982): Quantitative ecology of microfungi and animals in soil and litter. *Oikos*, 39: 287-388.
- McMILLAN, J. H. (1976): Laboratory observations on the food preference of *Onychiurus armatus* (TULLB.) GISIN (Collembola, Family Onychiuridae). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 13: 353-364.
- WOLTERS, V. (1985): Untersuchung zur Habitatbindung und Nahrungsbiologie der Springschwänze (Collembola) eines Laubwaldes unter besonderer Berücksichtigung ihrer Funktion in der Zersetzerkette. Dissertation, Universität Göttingen.

Die Bodenfauna in der organischen Auflage entlang eines europäischen Transekts

von

SCHRÖTER, D.; HÜLSMANN, A.; PFLUG, A.; WOLTERS, V.

Einleitung

Die Leistungsfähigkeit und die Struktur von Zersetzergemeinschaften wird durch Klima, Bodenbedingungen und Ressourcenqualität gesteuert (SWIFT ET AL. 1979). Unter dem Gesichtspunkt des 'Global Climate Change' rückt der Faktor Klima (Temperatur, Feuchte) in den Vordergrund bodenökologischer Untersuchungen (FRECKMAN 1994). Als ein möglicher Ansatz zur Quantifizierung seiner Wirkung wird ein sog. 'transect approach' vorgeschlagen (MENAUT & STRUWE 1995).

Diesem Konzept folgend wurden in der hier vorliegenden Studie Zersetzergemeinschaften und deren Abbauleistung an klimatisch unterschiedlichen Standorten entlang eines europäischen Nord-Süd-Transekts untersucht. Die Arbeiten fanden im Rahmen des von der EU geförderten Projektes CANIF auf der Grundlage des TERI Science Plans (MENAUT & STRUWE 1995) statt.

Standorte und Methoden

Die untersuchten Flächen liegen in Frankreich, Deutschland, Süd- und Nordschweden (Abb. 1). Es handelt sich um *Picea abies*-Bestände (in Nordschweden gemischt mit *Pinus sylvestris*). Die Probenahme fand im Herbst 1996 statt. An jedem der Standorte wurden 100 Bohrkerne (\varnothing : 5 cm) entnommen und in organische Auflage (O-Horizont) und mineralischen Horizont geteilt. Hier werden nur Ergebnisse für den O-Horizont dargestellt.

Die 100 Bohrkerne jeder Fläche wurden zu je 10 Mischproben vereinigt. Aus je einem Aliquot dieser Proben wurden die Mikroarthropoden extrahiert und der Wassergehalt bestimmt. Der verbleibende Rest der 10 Mischproben jeder Fläche wurde paarweise zu je 5 Mischproben vereinigt. Aus einem Aliquot dieser Proben wurden Nematoden extrahiert. Das restliche Substrat wurde gesiebt (4 mm) und in je 4 Teilmengen unterteilt. Darin wurden der Wassergehalt, der $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Wert, die CO_2 -Freisetzung und die mikrobielle Biomasse nach der FE-Methode bestimmt (Standardverfahren, z.B. WOLTERS & JOERGENSEN 1991). Die Dicke der organischen Auflage wurde an jedem Standort direkt nach Kernentnahme an zehn zusätzlichen Bohrkerne gemessen. Als statistische Verfahren wurden eine einfaktorielle Varianzanalyse (mit angemessen transformierte Daten) und die PEARSON-Produkt-Moment-Korrelation eingesetzt. Die Varianzhomogenität wurde nach LEVENE bzw. SEN & PURI überprüft.

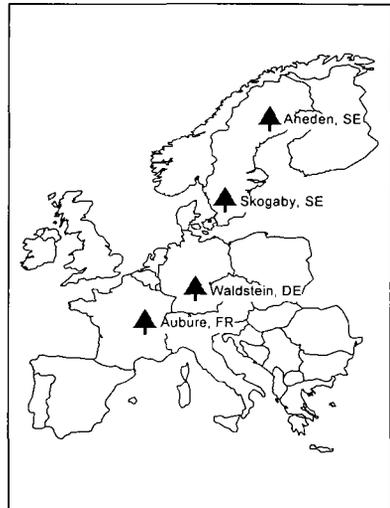


Abb. 1: Europäischer Transekt

Ergebnisse

Die abiotischen Parameter sind in Tabelle 1 und die biotischen Parameter in Tabelle 2 zusammengefaßt. Für die abiotischen Parameter zeigen sich nach den Ergebnissen der ANOVA signifikante standortspezifische Unterschiede bei Wassergehalt, pH und Schichtdicke. Der Wassergehalt nimmt von Süden nach Norden zu (Tab. 1). Alle Standorte sind mit pH-Werten zwischen 3.6 und 3.8 recht sauer. Der mächtigste Auflagehorizont (Schichtdicke 6.8 cm) wird in Nordschweden gefunden.

Tab. 1: Charakterisierung der Probenahmestandorte (in Klammern: Standardabweichung).

	Probenahmestandorte ^a			
	Aubure (FR)	Waldstein (DE)	Skogaby (S-SE)	Åheden (N-SE)
geographische Lage	48°N, 07°E	50°N, 12°E	57°N, 13°E	64°N, 17°E
Höhe über NN [m]	1100	760	115	175
Klima	feucht, ozeanisch	feucht, kontinental	feucht, ozeanisch	boreal
mittlerer Jahresniederschlag [mm]	1400	1100	1100	600
mittlere Jahrestemperatur [°C]	5.5	5.8	7.5	1.0
Bodentyp, Textur ^b	dystrophe Braunerde, sL	Braunerde-Podsol, IS	Podsol, IS	Podsol, S
Wassergehalt [% TG]	29.8 (1.8)	36.8 (2.0)	45.6 (7.8)	54.1 (10.2)
pH _{H2O}	3.6 (0.04)	3.5 (0.10)	3.5 (0.04)	3.8 (0.18)
Schichtdicke [cm]	4.9 (1.0)	5.4 (1.2)	5.0 (1.1)	6.8 (1.2)

^a FR = Frankreich; DE = Deutschland; S-SE = Südschweden; N-SE = Nordschweden;

^b s = sandig; l = lehmig, S = Sand, L = Lehm

Tab. 2: Biotische Parameter in der organischen Auflage. Als bodenzoologische Parameter werden Abundanzen (10^3 Individuen m^{-2}) dargestellt (in Klammern: Standardabweichung; Länderkürzel siehe Tab. 1).

	Aubure (FR)	Waldstein (DE)	Skogaby (S-SE)	Åheden (N-SE)
<i>bodenzoologische Parameter</i>				
Acarina	38.0 (19.6)	69.6 (13.7)	119.9 (6.6)	234.5 (107.6)
Acarina, Adulte	21.4 (10.9)	59.6 (26.0)	49.6 (5.9)	128.0 (61.8)
Acarina, Nymphen	16.6 (9.9)	10.0 (17.4)	70.3 (9.2)	106.4 (46.0)
Collembola	8.4 (3.0)	24.7 (6.2)	17.4 (3.8)	45.3 (13.6)
Nematoda	189.8 (41.9)	327.6 (100.3)	113.8 (36.0)	124.3 (38.2)
<i>mikrobiologische Parameter</i>				
CO ₂ -Freisetzung [μg CO ₂ -C g^{-1} TG h^{-1}]	5.5 (0.4)	4.7 (0.7)	4.6 (0.4)	7.0 (1.1)
mikrobielle Biomasse ^a [μg C _{mic} g^{-1} TG]	8582.3 (896.6)	964.1 (75.3)	2683.1 (533.8)	5408.5 (1188.9)
qCO ₂ ^b [μg CO ₂ -C mg^{-1} C _{mic} h^{-1}]	0.7 (0.1)	4.6 (0.5)	1.8 (0.5)	1.3 (0.1)

^a C_{mic}, mikrobieller Kohlenstoff; ^b metabolischer Quotient

Bodenzoologische Parameter

An allen Standorten hatten die Nematoden die höchsten Dichten (Tab. 2). Bei den Mikroarthropoden traten die Milben stets in deutlich höheren Abundanz als die Collembolen auf. Außer in Südschweden wurden mehr adulte als juvenile Milben gefunden. Die ANOVA zeigte signifikante standortspezifische Unterschiede für alle zoologischen Parameter.

Mit Ausnahme der Nematodenabundanz waren alle bodenzoologischen Parameter positiv mit dem Wassergehalt korreliert (mindestens $p < 0.01$). Die höchste Varianzaufklärung ergab sich

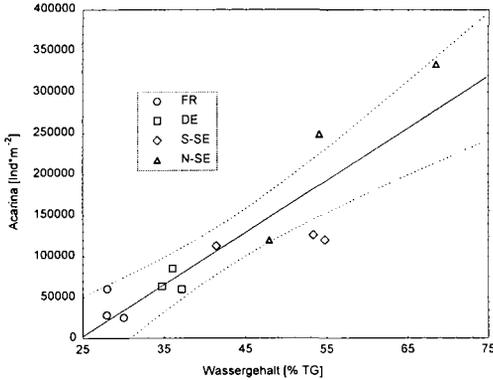


Abb. 2: Korrelation zwischen Acarinadichte und Wassergehalt (Länderkürzel siehe Tab. 1).

mit 80 % für die Acarina (gesamt). Diese Korrelation ist exemplarisch in Abb. 2 dargestellt. Bei geringer Überlappung zwischen den Standorten nahm demnach die Abundanz der Acarina von Süden nach Norden mit steigendem Wassergehalt zu. Sowohl die mittlere Dichte der Collembolen als auch die der adulten Milben waren positiv mit der Dicke der organischen Auflage korreliert ($r^2 = 0.954$ bzw. $r^2 = 0.957$; $p < 0.05$). So korrespondierte die mächtige Streuschicht in Nordschweden mit der höchsten Collembolendichte aller Standorte (Tab. 2).

Bodenmikrobiologische Parameter

Signifikante standortspezifische Unterschiede ergaben sich nach der ANOVA für die Parameter Biomasse, CO_2 -Freisetzung und $q\text{CO}_2$. Besonders auffallend war die starke CO_2 -Freisetzung und die relativ große mikrobielle Biomasse am nordschwedischen Standort (Tab. 2). Unerwartet war ebenfalls die sehr niedrige mikrobielle Biomasse im Auflagehorizont am Standort Waldstein (Deutschland). In Kombination mit einer recht hohen CO_2 -Freisetzung ergab sich daraus ein außergewöhnlich hoher metabolischer Quotient.

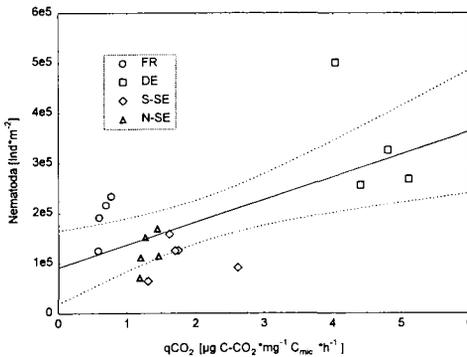


Abb. 3: Korrelation zwischen Nematodenabundanz und metabolischem Quotienten (Länderkürzel siehe Tab. 1).

Es fanden sich keine signifikanten Korrelationen der mikrobiologischen Parameter mit Wassergehalt oder Schichtdicke der organischen Auflage.

Nematodenabundanz und metabolischer Quotient waren positiv korreliert ($r^2 = 0.407$, $p < 0.01$). Diese Korrelation ergab sich vor allem aus dem hohen metabolischen Quotient am deutschen Standort, der gleichzeitig eine sehr hohe Abundanz der Nematoden aufwies (Abb. 3).

Schlußfolgerungen

Die Standorte zeichnen sich durch sehr unterschiedliche Zersetzergemeinschaften aus. Es ergeben sich erste Hinweise auf ein unterschiedliches Zusammenwirken von Mesofauna, Mikrofauna und Mikroflora. Großklimatische Unterschiede haben also erwartungsgemäß einen wichtigen Einfluß auf die Struktur des Edaphons. Der Transekt-Ansatz erweist sich als ergiebig. Interessant ist, daß sich besonders beim Wassergehalt die lokale Variabilität in die großräumigen Unterschiede zwischen den Standorten einfügt. Demnach ist dieser Parameter ein sensibler Steuerfaktor. Ergebnisse aus Freilandexperimenten werden dadurch bestätigt (HUELSMANN ET AL. 1997).

Daß großklimatische Unterschiede zu ganz besonderen Abbaubedingungen führen, läßt sich gut am Beispiel des nordschwedischen Standortes zeigen. Die große Schichtdicke erklärt sich aus der in Folge niedriger Durchschnittstemperatur verringerten Abbauleistung. Demgegenüber überrascht die hohe CO₂-Freisetzung, die für diesen Standort gemessen wurde. Die Mikroflora ist möglicherweise kälteangepaßt und in der Lage, bei der Meßtemperatur von 10° C im Labor eine vergleichsweise hohe Atmungsleistung zu vollbringen. Im Zusammenhang mit einer relativ großen mikrobiellen Biomasse läßt sich von einem unerwartet hohen Potential der Mikroflora an diesem Standort sprechen.

Ein weiteres interessantes Ergebnis ist die Kombination von hoher Nematodendichte und hohem metabolischen Quotienten am deutschen Standort. Da der qCO₂ als Streß-Indikator gilt, könnte dies auf eine gemeinsame Reaktion von Mikroorganismen und Mikrofauna auf externe Störungen hinweisen. Weitere Untersuchungen werden dies klären müssen. Eine höhere taxonomische Auflösung der bodenbiologischen Faktoren ist in Bearbeitung und wird im Verbund mit Daten aus weiteren Probenahmen einen detaillierteren Einblick in Struktur und Leistung der Zersetzergemeinschaften ermöglichen.

Danksagung

Unser Dank gilt vor allem dem Projektkoordinator E.-D. SCHULZE und den Projektpartnern des im Rahmen der EU geförderten Projektes CANIF (Carbon and Nitrogen cycling in Forest ecosystems; Contract N° ENV4-CT95-0053).

Literatur

- FRECKMAN, D.W. (1994) Life in the Soil. Soil Biodiversity: Its Importance to Ecosystem Processes. Report of a Workshop held at the Natural History Museum, London, England, August 30 - September 1, 1994, 26pp.
- HUELSMANN, A., SCHROETER, D., PFLUG, A., WOLTERS, V. (1997) Struktur und Leistung von Zersetzergemeinschaften in Fichtenforstböden unter Feuchtestreß. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 89.1, 362.
- MENAUT, J.-C., STRUWE, S. eds. (1995) TERI Science Plan. Ecosystems Research Report 17, European Commission.
- SWIFT, M.J., HEAL O.W. AND ANDERSON, J.M. (1979) Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- WOLTERS, V. AND JOERGENSEN, R.G. (1991) Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. Soil Biol. Biochem. 23, 897-902.

Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten eines neuen Verfahrens zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS)

von

SIEWERT, Chr.

Die organische Bodensubstanz spielt eine Schlüsselrolle in Böden und Ökosystemen. Dies zeigt sich bei vielen Fragen der Pflanzenernährung in der Land- und Forstwirtschaft, bei der Bodenbewertung, beim Bodenschutz usw.. Um dieser Bedeutung gerecht zu werden, wurde in den vergangenen Jahrzehnten immer wieder versucht, eine einfache Methode zur Charakterisierung dieser wichtigen Komponente zu entwickeln. Dennoch spiegeln die bisher vorliegenden Ergebnisse eher die Komplexität der Fragestellungen als brauchbare Lösungsansätze wider. Die verwendeten Methoden und vorliegende Ergebnisse zur Humusanalytik sind äußerst vielfältig, miteinander kaum vergleichbar und für eine allgemeine Anwendung kaum zu empfehlen. Es kam daher darauf an, den bisherigen Bemühungen nicht nur eine weitere Methode hinzuzufügen, sondern überregional praxistaugliche Ansätze zu entwickeln.

Zu den wichtigsten Merkmalen der Verfahrensentwicklung gehörte dementsprechend eine Orientierung auf allgemeine Gesetzmäßigkeiten. Dabei stand ein Verständnis der Bodenbildung und der organischen Bodensubstanz (OBS) als Ergebnis der evolutionen Entwicklung der Organismen im Vordergrund (vgl. Siewert, 1994). Im Rahmen eines DFG-Forschungsprojektes wurden dazu umfangreiche biologische und physikalische Untersuchungen zu Böden aus allen wichtigen Klimazonen Mittel- und Osteuropas mit natürlicher Vegetation, Forst- und Landwirtschaft sowie unterschiedlichen geologischen Substraten zu mehreren Entnahmetermen durchgeföhrt.

Hauptergebnis dieser Herangehensweise sind Vorstellungen zur Funktionsweise humifizierter Komponenten der OBS bzw. der Humusstoffe. Im Unterschied zu bisherigen Annahmen sind für ihre Wirkungen Hydrathüllen verantwortlich, die sich unabhängig von der chemischen Zusammensetzung ausbilden und thermogravimetrisch erfassen lassen. Diese Hydrathüllen beeinflussen biologische Prozesse und alle davon abhängigen Bodeneigenschaften durch eine temperatur- und feuchteabhängige Pufferung von mikrobiellen Enzymen. Hierbei handelt es sich um eine Spezifik biologischer Prozesse in Böden. Sie ist in Organismen nicht vorstellbar und wurde von anderen Wissenschaftsdisziplinen weder vermutet, noch untersucht.

Mit der Orientierung der OBS-Qualitätsbewertung an diesem Wirkungsprinzip der Humusstoffe wurden bisherige Probleme der Humusanalytik gelöst. Erstens entfällt das bisherige Problem der Definierbarkeit von chemisch, biologisch oder physikalisch identifizierbaren Fraktionen und Komponenten der OBS (Laugenextrakte, DOC, funktionelle Gruppen, Bindungsformen, ...) einschließlich der schwierigen Zuordnung darauf aufbauender Ergebnisse zu Prozessen, Bodeneigenschaften, dem Ertrag oder anderen Kenngrößen. Zweitens funktioniert die Qualitätsbestimmung unabhängig von der Bodennutzung, der Vegetation, Ausgangssubstraten der Bodenbildung und anderen Einflusfaktoren. Sie bietet dadurch vielfältige neue Ansatzpunkte für weiterführende Untersuchungen in einzelnen Regionen und bei globalen Aufgabenstellungen. Drittens wurde eine gezielte Auswahl und Prüfung geeigneter Untersuchungsmethoden ermöglicht, die in kürzester Zeit optimiert werden konnten. Viertens berücksichtigt diese Herangehensweise eine erdgeschichtliche Entwicklung von Bodenbildungsprozessen und der OBS als Produkt des Zusammenlebens von autotrophen und heterotrophen Organismen in komplexen Gemeinschaften / Ökosystemen. Die darauf aufbauende Qualitätsbestimmung beschreibt die OBS als Ergebnis miteinander vernetzter biologischer Prozesse, die wegen ihrer Komplexität weder über die Zusammensetzung der Organismengemeinschaften noch über physiologische Leistungen von Organismenarten oder mit anderen Methoden beschrieben werden können, jedoch für das Verständnis von ökosystemaren Zusammenhängen zwischen der Bodenbildung, Stoffkreisläufen, dem Klima und Eigenschaften der Biosphäre wichtig sind.

Inhalt der entwickelten OBS-Qualitätsbestimmung ist - in Anlehnung an ursprüngliche Ansätze aus der Humusforschung - eine Quantifizierung mikrobiell umsetzbarer Anteile in der OBS. Diesbezügliche Ergebnisse erwiesen sich jedoch auf Grund der Wirkungsweise der Humusstoffe allein nicht aussagefähig. Die feuchte- und temperaturabhängigen Wirkungen der Humusstoffe überlagern bekannte Abhängigkeiten der Organismenaktivität von Temperatur, Feuchte und dem Nahrungsangebot. Die Intensität dieser Wirkungen wird von der Humusmenge, dem Tongehalt und anderen Eigenschaften geologischer Ausgangssubstrate der Bodenbildung beeinflusst. Um diese quantitativen Einflußgrößen zu nivellieren und um bodengenetische Aspekte zu berücksichtigen, werden daher bei der Bestimmung der OBS-Qualität Humuspufferwirkungen einbezogen und in Relation zur umsetzbaren Substanz dargestellt.

Die experimentelle Umsetzung der OBS-Qualitätsbestimmung baut wegen der Bedeutung von Hydrathüllen und der damit verbundenen Menge an gebundenem Wasser auf einer thermogravimetrischen Analyse auf. Dazu werden Bodenproben von 20 °C auf ca. 1000 °C erwärmt und die auftretenden Gewichtsverluste kontinuierlich aufgezeichnet. Die Erwärmungsrate wird in Abhängigkeit von Einwaage so gewählt, daß eine gleichmäßige Erwärmung der Probe über den gesamten Temperaturbereich erfolgt. Die Aufbereitung der Bodenproben für die Thermoanalyse erfolgt nach allgemein üblicher Verfahrensweise (Lufttrocknung, Siebung auf 2 mm) zuzüglich einer Konditionierung bei definierter Luftfeuchte.

Aus der aufgezeichneten Gewichtsverlustdynamik wird nach der Analyse die Menge umsetzbarer Substanz berechnet. Vorzugsweise dient dazu ein Indikatorbereich zwischen 200 °C und 450 °C. Je nach Genauigkeitsanspruch, der Genauigkeit der Thermowaage und der Häufigkeit der Datenaufzeichnung läßt sich dieser Bereich auf einen kleineren Temperaturbereich einengen, um Störungen durch Überlagerungen von Zerfallsprozessen unterschiedlicher Komponenten einzuschränken.

Die Quantifizierung der Humusstoffe ist demgegenüber schwieriger. Obwohl Humusstoffe fast ausschließlich zwischen 450 °C und 650 °C thermogravimetrisch erfaßt werden, ist dieser Bereich wegen häufiger Überlagerungen mit thermisch stabilen, jedoch biologisch umsetzbaren Komponenten für eine Quantifizierung ungeeignet. Aus diesem Grund werden die Wirkungen der Humusstoffe über die Menge gebundenen Wassers bewertet. Dazu dienen die Gewichtsverluste in einem Temperaturbereich zwischen 100 °C und 200 °C, wobei auch hier eine Beschränkung auf engere Temperaturbereiche entsprechend den Genauigkeitsansprüchen und experimentellen Möglichkeiten zweckmäßig ist.

Zwischen der Menge gebundenen Wassers und der Menge an Humusstoffen besteht unabhängig von der Vegetation, der Bodenart, dem Bodentyp, dem Klima und anderen Einflußfaktoren eine sehr enge Beziehung (siehe Abb. 2). Sie ermöglicht eine indirekte Quantifizierung der Menge an Humusstoffen.

Abschließend werden die Menge umsetzbarer Substanz und die Menge gebundenen Wassers rechnerisch nach einem patentierten Verfahren zum thermogravimetrischen Qualitätsindex der OBS verknüpft.

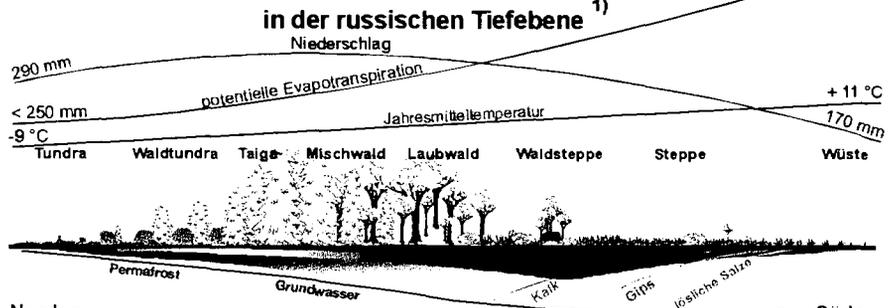
Zusätzlich lassen sich aus der Gewichtsverlustdynamik Angaben zum C-, N- Ton- und Carbonatgehalt der untersuchten Proben ableiten. Diese thermogravimetrischen Bestimmungen von Bodeneigenschaften sind hinsichtlich ihrer Genauigkeit - im Unterschied z.B. zur Glühverlustbestimmung - mit Standardmethoden (z.B. Elementaranalyse) vergleichbar, erheblich kostengünstiger, aber nur für Mineralböden anwendbar.

Die Anwendungsmöglichkeiten der thermogravimetrischen Qualitätsbestimmung der OBS sind äußerst vielfältig. So scheint beispielsweise eine Erfassung der Bodengenese, die Identifikation von Nutzungsrichtungen der Böden, eine experimentelle Abschätzung der Nachhaltigkeit der Bodennutzung und der Nachweis bodenfremden Kohlenstoffs unproblematisch. Darüber hinaus bieten sich Möglichkeiten für eine gezielte Entwicklung ökonomisch attraktiver Technologien der Bodennutzung und des Bodenschutzes. Um diese Möglichkeiten ansatzweise zu dokumentieren, wurden in Abb. 1 die bekannten Beziehungen zwischen Klima, Vegetation und Bodennutzung in der russischen Tiefebene (nach Walter, 1968) mit der OBS - Qualität gegenübergestellt.

Von Norden nach Süden nimmt in der Abbildung die Temperatur und die potentielle Evapotranspiration zu, während die Niederschläge zunächst zu und dann wieder abnehmen. Unter dem Einfluß dieser Klimafaktoren bildet sich ohne Eingriffe des Menschen jeweils ein bestimmter Vegetationstyp aus. Dieser ist zusammen mit dem Klima für eine differenzierte Bodenbildung verantwortlich. Die Anpassung des Vegetationstyps an die Klimabedingungen zeigt sich u.a. in der Dynamik des Nährstoffbedarfs während der

Vegetationsperiode. Neu sind in der Abbildung die Angaben zur OBS-Qualität als Endprodukt der Entwicklung von Böden und der Vegetation.

Beziehungen zwischen Klima, Vegetation, Bodenbildung und OBS-Qualität



Norden						Süden	
Tundraböden		Waldböden		Steppenböden			
Tundraböden	Podsole	Rasenpodsole	graue Waldböden	Schwarzerden	Kastanozeme	Solonetze	
Entwicklung des Nährstoffbedarfs der Vegetation während der Wachstumsperiode							
schnell		langsam		schnell			
Qualitätsindex der organischen Bodensubstanz (Mittelwerte für 0-30 cm)							
?	2.5	1.5	1	0.5	?		
Veränderungen der OBS-Qualität bei:							
		landwirtschaftlicher Nutzung					
?	1.5	0.8	0.4	?			
		forstwirtschaftlicher Nutzung					
?	2.5	1.6	0.9	?			

¹⁾ für Böden auf Löß und lößähnlichen Substraten ohne Grundwassereinfluß

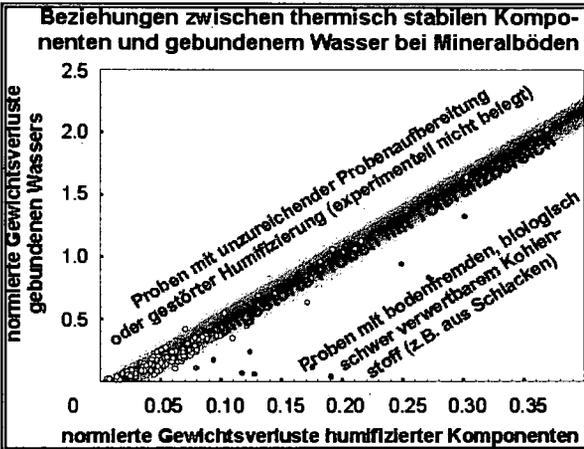
Sie spiegeln Spezifika der ökosystemaren Nährstoffkreisläufe sehr gut wider. Dieser Aspekt ist nicht nur aus pflanzen- und tierphysiologischer oder ökologischer Sicht interessant. Er bietet unter anderem aussichtsreiche Ansätze für die Entwicklung von Anbauverfahren, scheint aber auch zur Identifikation von Bodentypen an Einzelproben sowie zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Einflußfaktoren auf die Bodenbildung und einzelnen Bodenbildungsprozessen geeignet.

Durch die ackerbauliche Nutzung von Böden ändern sich bekanntermaßen Umsatzprozesse in Böden. So ist beispielsweise die Dynamik der Nährstoffaufnahme von Getreide um ein vielfaches schneller, als beispielsweise die von Buchen oder Eichen. Sie ähnelt entsprechend der Herkunft dieser Kulturen denen der Steppenvegetation. Unter ihrem Einfluß sowie Maßnahmen des Acker- und Pflanzenbaus wird die Dynamik der Freisetzung von Nährstoffen aus den Waldböden der humiden Gebiete schneller. Auch diese Veränderungen spiegeln sich deutlich in der OBS-Qualität wider. Letztere wird steppenähnlicher, ohne die Werte typischer Schwarzerden zu erreichen – eine Folge der nutzungsunabhängigen Witterung. Umgekehrte Verhältnisse finden sich bei der forstwirtschaftlichen Bodennutzung von Steppengebieten. Sie führt zu langsameren Stoffkreisläufen entsprechend der Bedarfsdynamik des Waldes und zu einer geringen, jedoch zweifelsfrei signifikanten Annäherung der OBS-Qualität an Merkmale humider Gebiete. Sind also der Bodentyp und die klimatischen Rahmenbedingungen bekannt, bzw. ist eine regionale Zuordnung unbekannter Proben möglich, läßt die thermogravimetrische Qualitätsbewertung eine Indikation der Nutzungsrichtung zu. In anderen Fällen erleichtert eine bekannte Nutzung und der Bodentyp Rückschlüsse auf bodengenetisch relevante Klimakomponenten.

Zusätzlich bietet sich eine Gegenüberstellung der OBS-Qualität in genutzten und unbeeinflussten Böden für eine experimentelle Bewertung der Nachhaltigkeit der Bodennutzung an. Große Unterschiede kennzeichnen den Grad der anthropogenen Einflußnahme auf die Bodenbildung, während geringe Differenzen als Maß der Übereinstimmung mit ungestörten Entwicklungsprozessen von Böden und Ökosystemen und folglich als Grad der Nachhaltigkeit der Bodennutzung aufgefaßt werden können.

Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die thermogravimetrische Qualitätsbewertung bei Nutzung moderner Thermowaagen (z.B. von Mettler-Toledo) sehr genaue Ergebnisse liefert. Nicht nur die dargestellten langfristigen Modifikationen und überregionalen Differenzierungen lassen sich dadurch erfassen, sondern auch Variationen der OBS – Qualität z.B. in Laufe der Jahreszeiten oder durch biologische Abbauprozesse unter Laborbedingungen. Dies eröffnet aussichtsreiche Möglichkeiten für eine gezielte Entwicklung neuer Technologien der Bodennutzung z.B. durch Analyse von Einflüssen einzelner acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen auf die OBS-Qualität.

Für den Nachweis bodenfremden Kohlenstoffs – ein weiteres Anwendungsgebiet der OBS-Qualitätsbewertung – steht die bereits erwähnte Beziehung von Humusstoffen zur Menge gebundenen



Wassers im Vordergrund (s. nebenstehende Abb. 2). Bodenfremder Kohlenstoff z.B. aus Schlacken oder Holzkohle induziert, wie auch bodenbürtige Humusstoffe, Gewichtsverluste im Temperaturbereich um 500 °C. Eine Unterscheidung anhand von Gewichtsverlusten in einzelnen Temperaturbereichen ist nicht sinnvoll. Im Gegensatz zu Humusstoffen ist jedoch bodenfremder Kohlenstoff nur selten im gleichen Maße hygroscopisch, da er nicht an den für Böden charakteristischen Umsatzprozessen beteiligt ist. Dadurch ergeben sich unabhängig von der chemischen Zusammensetzung

der bodenfremden Verbindungen Abweichungen in der Beziehung zwischen Gewichtsverlusten um 500 °C und der Menge gebundenen Wassers. Dies ermöglicht einen qualitativen, funktionsorientierten Nachweis bodenfremder Komponenten unabhängig von ihrer chemischen Zusammensetzung.

Zusammenfassend läßt sich somit feststellen, daß die thermogravimetrische Qualitätsbewertung

- auf (co)evolutiv geprägten Gesetzmäßigkeiten des Zusammenlebens von autotrophen und heterotrophen Organismen in Ökosystemen sowie der Bodenbildung aufbaut,
- eine einfache funktionsorientierte Bewertung von wichtigen Bodeneigenschaften und ökosystemaren Stoffkreisläufen ermöglicht und dadurch
- vielfältige neue Lösungsmöglichkeiten für aktuelle und zukünftige Fragestellungen der Bodennutzung und des Bodenschutzes eröffnet.

Literatur:

- Siewert, C. (1994): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 38, 127-147
- Siewert, C. (1995): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 4: Besonderheiten der Atmungs dynamik unterschiedlicher Böden nach Lufttrocknung. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 39, 131-153
- Walter, H. (1968): Die Vegetation der Erde in ökophysiologischer Betrachtung. Band II: Die gemäßigten und arktischen Zonen. Fischer Verlag, Jena

Funktionale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Gehäuselandschnecken und Böden in Baden-Württemberg

von

SOMMER, M.; HUFNAGEL, J.; MARTIN, K.

Einleitung:

In Baden-Württemberg existieren 131 Gehäuselandschneckenarten in unterschiedlich strukturierten Lebensgemeinschaften. In einer interdisziplinären Studie wird der Frage nachgegangen, welche Faktoren die Arten- und Individuendichten einzelner Standorte bestimmen. Die dabei entwickelten Arbeitshypothesen lassen sich wie folgt formulieren (Hypothesenhierarchie):

1. Je stärker die anthropogene Beeinflussung (Nutzungsintensität), desto geringer sind die Arten- und Individuendichten.
2. Bei gleicher Nutzungsintensität erhöhen sich die Arten- und Individuenzahlen mit zunehmendem Ca-Angebot der Böden, da die Gehäuse aus CaCO_3 bestehen.
3. Die günstige Wasserversorgung von Grundwasserböden bedingt höhere Arten- und Individuenzahlen gegenüber nicht-hydromorphen Standorten gleicher Ca-Versorgung.

Um diese Hypothesen zu prüfen, werden in **15 Naturräumen Baden-Württembergs** die regional- und standortspezifischen Zusammenhänge zwischen Gehäuselandschnecken und Böden untersucht.

Methodik:

Mit Hilfe der *Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200000* (BÜK 200) erfolgt die Auswahl je einer charakteristischen Bodengesellschaft pro Naturraum. Innerhalb einer Bodengesellschaft werden ca. 10 Untersuchungsstandorte ausgewählt, die typische Böden und Nutzungen repräsentieren ($\Sigma = 150$ Standorte). Eine Profilansprache bis 1m Tiefe führt zur Charakterisierung der Subvarietät bzw. Bodenform. Auf den Standorten werden 25 x 25 cm große Flächen in 4 (Feld-) Wiederholungen abgegrenzt. Die darauf vorhandene Krautschicht, die Streu sowie die ersten 1-2 cm des obersten Horizontes werden zur Erfassung der Schneckengemeinschaften entnommen, die obersten 2-3 cm unter dem L-Horizont für Bodenanalysen beprobt. Aus dem Hydromorphiegrad der Böden lassen sich Gruppen des Wasserhaushaltes ableiten.

Im Labor werden die Böden auf ihren pH-Wert (CaCl_2), C_1 und C_{carb} (konduktometrisch, WÖSTHOFF-Gasanalysegerät), die austauschbaren Neutralkationen (1M NH_4 -Acetat, pH 7) sowie die Austauschacidität (1N KCl, ungepuffert). Die lebenden Schnecken werden quantitativ ausgelesen.

(Vorläufige) Ergebnisse:

Bisherige Ergebnisse (65 Standorte aus 10 Naturräumen) lassen einen dominanten Einfluß der *Nutzung* bzw. *Nutzungsintensität* erkennen (Abb. 1):

In der Abfolge Acker → Intensivgrünland → Extensivgrünland → Seggen nehmen die Arten- und Individuenzahlen zu. Auwälder weisen etwas geringere Werte auf als Seggen. Andere Waldstandorte liegen auf dem Niveau vom Intensivgrünland.

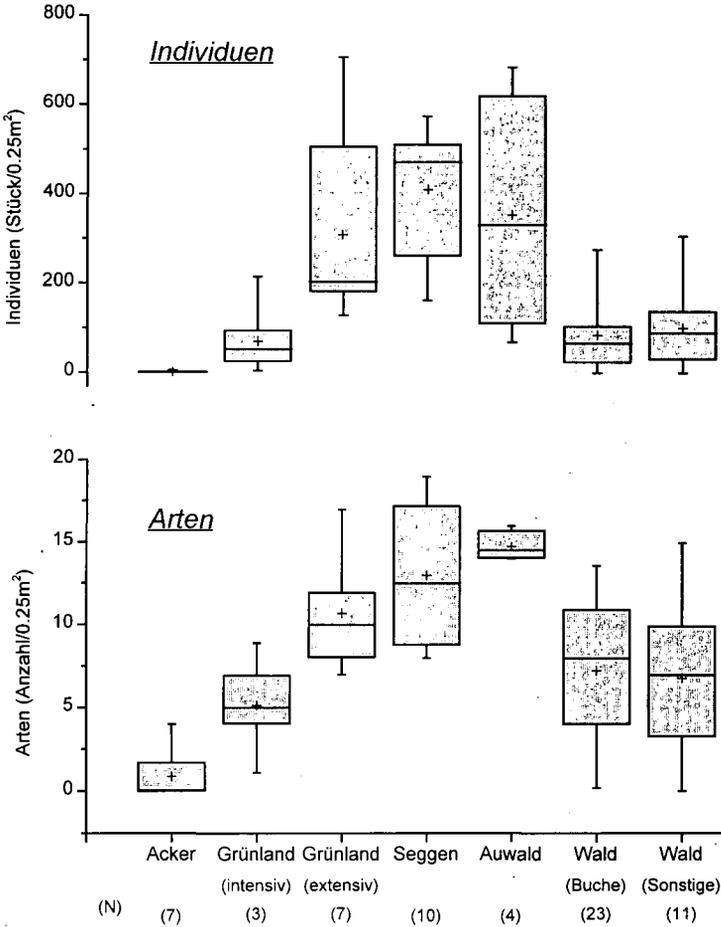


Abb.1: Abhängigkeit der Arten- und Individuendichten von Nutzung bzw. Vegetation; boxplots mit 5-, 25-, 50-, 75-, 95-Perzentil, sowie Mittelwert (Kreuz)

Auf (Buchen-)Waldstandorten besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Kenngrößen der *Basizität/Azidität* und den Schneckendichten: Positive, hochsignifikante Korrelationen weisen sowohl die Arten- (A) als auch Individuenzahlen (I) zum Ca_a sowie zum pH-Wert auf (Abb.2). Negative Beziehungen bestehen zum H-Wert (A: $r^2=0.70$; I: $r^2=0.75$; $n=18$) und Al_a -Gehalt der Oberböden (A: $r^2=0.64$; I: $r^2=0.72$; $n=18$).

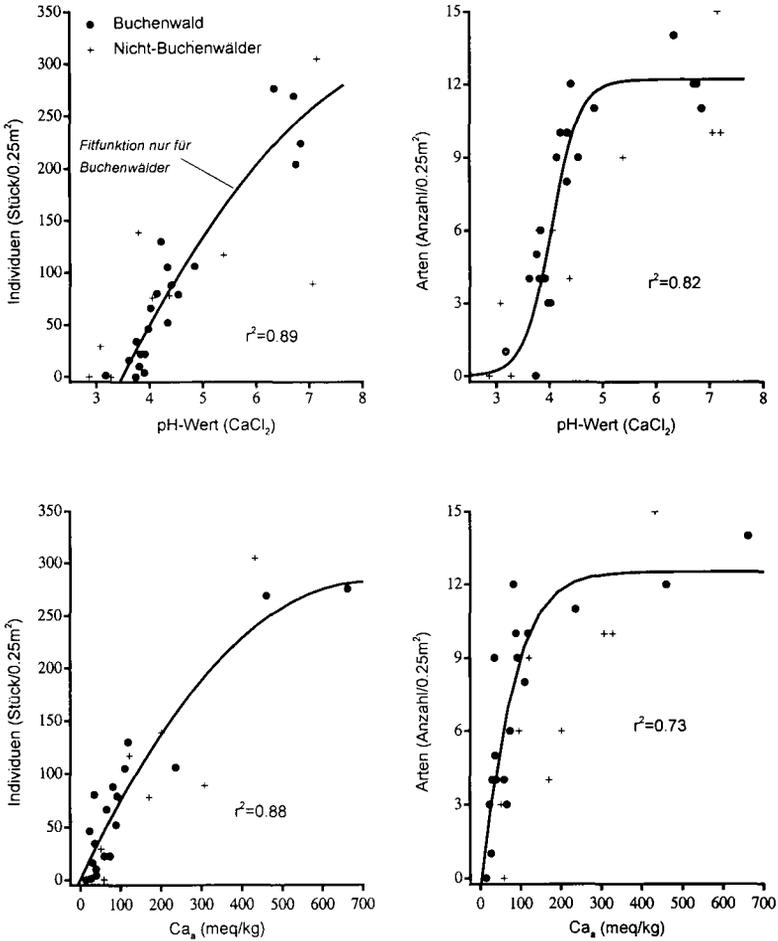


Abb.2: Zusammenhang zwischen Arten- und Individuendichten und Kenngrößen der Basizität/Acidität

Bei ausreichender Ca-Versorgung ($\text{pH} > 5$) weisen Auennaßgleye höhere Arten- und Individuendichten auf als Braune Auenböden (Abb.3).

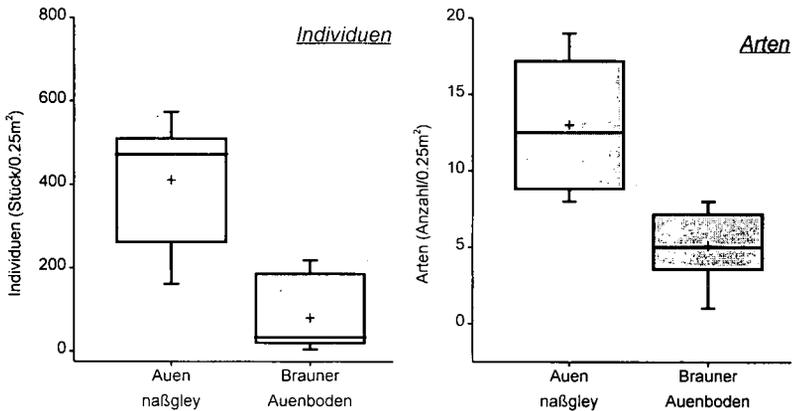


Abb.3: Individuen- und Artendichten auf Auennaßgleyen ($n = 10$) und Braunen Auenböden ($n = 10$); boxplots mit 5-, 25-, 50-, 75-, 95-Perzentil, sowie Mittelwert (Kreuz)

Vorläufige Schlußfolgerungen

- Für landwirtschaftlich genutzte Flächen bestätigt sich die Hypothese abnehmender Schneckendichten mit zunehmender Nutzungsintensität, nicht jedoch für vergleichsweise ungestörte (Buchen-)Waldstandorte.
- Auf den (Buchen-)Waldstandorten bestätigt sich jedoch die prinzipielle Abhängigkeit zwischen der Basizität/Azidität eines Standortes und den Schneckendichten.
- Auf grundwasserbeeinflussten Böden wirkt weniger die (ohnehin ausreichende) Ca-Versorgung als vielmehr der Vernässungsgrad differenzierend auf die Schneckendichten.
- Die Ergebnisse dieser Studie sollen bei der Bewertung von Böden in ihrer Funktion als *Lebensraum für Organismen* im Rahmen des Bodenschutzgesetzes von Baden-Württemberg eingesetzt werden.

Der Einfluß von Schwermetallen auf *Enchytraeus buchholzi* und auf die Aktivität der Mikroorganismen in einem Mikrokosmosversuch

von

STOCKINGER,A.; BAUER,R.; KANDELER,E.

Einleitung: Terrestrische Ökosysteme sind in zunehmendem Maße durch den Einfluß von Schwermetallen belastet. Bisher wurde die Kontamination eines terrestrischen Ökosystemes hauptsächlich über die Erfassung der Schwermetallgehalte von Pflanzen und Boden ermittelt. Das Ziel dieser Arbeit war, die Langzeitwirkung von Cu, Zn, Ni, Cd und V auf die Abundanz von *Enchytraeus buchholzi* (Enchytraeidae), auf die mikrobielle Biomasse sowie auf einige bodenmikrobiologische Prozesse zu untersuchen. Auf diese Weise sollte ein Vergleich der Ergebnisse der Mikrokosmen mit Freilandböden, die durch jahrelange Schwermetallakkumulation geprägt sind, ermöglicht werden.

Material und Methodik: Für die Mikrokosmen wurden ein Dystric Lithosol und ein Calcaric Phaeozem (FAO) verwendet, die bereits vor zehn Jahren im einem Großgefäßversuch kontaminiert worden waren. Die Kontaminationsstufen entsprachen dem einfachen bzw. dem eininhalbfachen Richtwert nach KLOKE (1980). Die kontaminierten und unkontaminierten Böden wurden durch mehrmaliges Tieffrieren defauniert und auf 40% der maximalen Wasserkapazität eingestellt. Die Mikrokosmen (10x7x5cm) wurden 21 Tage bei 15°C vorinkubiert, mit 4 juvenilen und 11 adulten Würmern wiederbesiedelt und für 7 bzw. 14 Wochen bei 15°C inkubiert. Als Kontrolle dienten tierfreie Mikrokosmen. Die einzelnen Varianten wurden in fünffacher Wiederholung angelegt. Die bodenmikrobiologischen Methoden wurden nach Schinner et al. (1996) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion: Nach einer Versuchsdauer von 7 Wochen trat eine signifikante Abundanzverminderung von *Enchytraeus buchholzi* auf (Abb.1). Bereits bei einer Schwermetallkontamination, die in dem vorangegangenen Gefäßversuch einen geringen Einfluß auf das Pflanzenwachstum hatte, reduzierte sich die Abundanz von *E. buchholzi* beim Dystric Lithosol um 95% und beim Calcaric Phaeozem um 80%. Dieses Ergebnis wurde für den Calcaric Phaeozem auch nach 14 Wochen bestätigt. Beim Dystric Lithosol mit einem geringen C_{org} Gehalt (0,19%) kam es zum Absterben von *E. buchholzi*. Die Empfindlichkeit der *Enchytraeiden* gegenüber Schwermetallen wird auf die wasserdurchlässige Epidermis zurückgeführt, die keinen Schutz vor gelösten Schwermetallen bietet.

* Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstraße 191, A-1226 Wien.
e-mail: stocking@bfl.at

** Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien.

Der Vergleich der tierfreien Mikrokosmen mit den wiederbesiedelten Mikrokosmen zeigte, daß *Enchytraeus buchholzi* bei einer Abundanz, die den Verhältnissen im Freiland entsprach, keine direkte Wirkung auf die mikrobielle Biomasse und deren Stoffwechselleistungen hatte (Ergebnis nicht abgebildet).

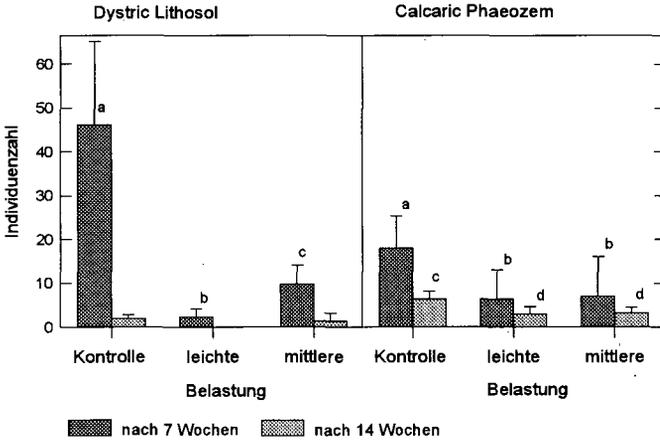


Abb. 1: Individuendichte von *Enchytraeus buchholzi* bei unterschiedlicher Schwermetallbelastung. Balken mit denselben Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant bei $p < 0,05$.

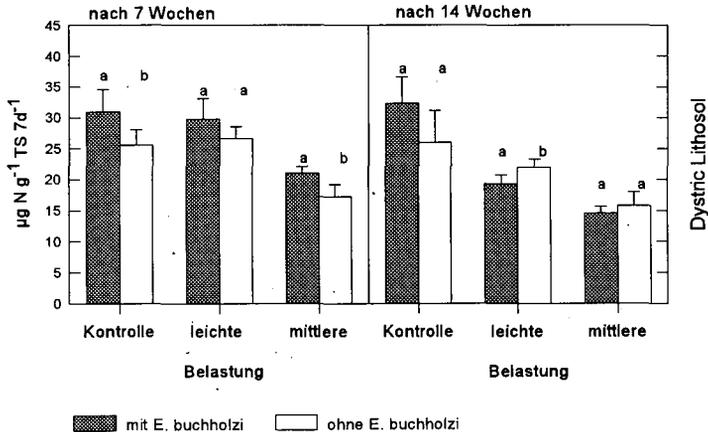


Abb. 2: Einfluß von *E. buchholzi* auf die N-Mineralisation. Balken mit denselben Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Nach einer Versuchsdauer von 7 Wochen wurde die N-Mineralisation unter dem Einfluß von *E. buchholzi* im Dystric Lithosol erhöht (Abb.2). Die Beeinflussung der N-Dynamik wurde bereits mehrfach beobachtet (WILLIAMS & GRIFFITHS 1989 und ABRAHAMSEN 1990). Der Wirkungsmechanismus ist jedoch noch nicht vollständig geklärt. Nach 14 wöchiger Versuchsdauer konnte der Einfluß von *E. buchholzi* auf die N-Mineralisation wegen der toxischen Wirkung der Schwermetalle und des Nahrungsmangels der Tiere nicht mehr beobachtet werden.

Schwermetallgehalte, die dem einfachen Richtwert nach Kloke entsprachen, führten in der Regel zu einer Abnahme der tierischen und mikrobiellen Biomasse und der Enzymaktivitäten (Abb.3). Die Xylanaseaktivität wurde jedoch beim Dystric Lithosol um 10% erhöht.

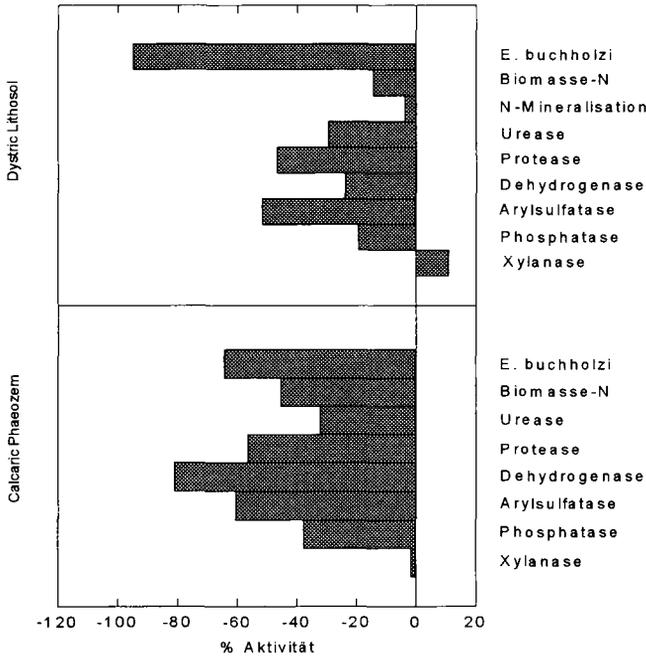


Abb. 3: Prozentuelle Abweichungen der Aktivitäten von den unbelasteten Kontrollböden. Negative Werte geben die Hemmung wieder, positive Werte die Förderung des Prozesses.

Die Arylsulfatase ist bekannt für ihre Sensitivität gegenüber Schwermetallen und ihre Eignung als Schwermetallindikator (KANDELER et al. 1990, HAANSTRA & DOELMANN 1991, WILKE 1986). Der Einfluß von Schwermetallen auf die Arylsulfatase war in allen Fällen als Aktivitätsabnahme erkennbar. Beim Dystric Lithosol nahm die Aktivität nach 7 Wochen von der Kontrolle zur leichten Belastungsstufe (einfacher Richtwert nach KLOKE) um 50% ab und beim Calcaric Phaeozem um 60% ab.

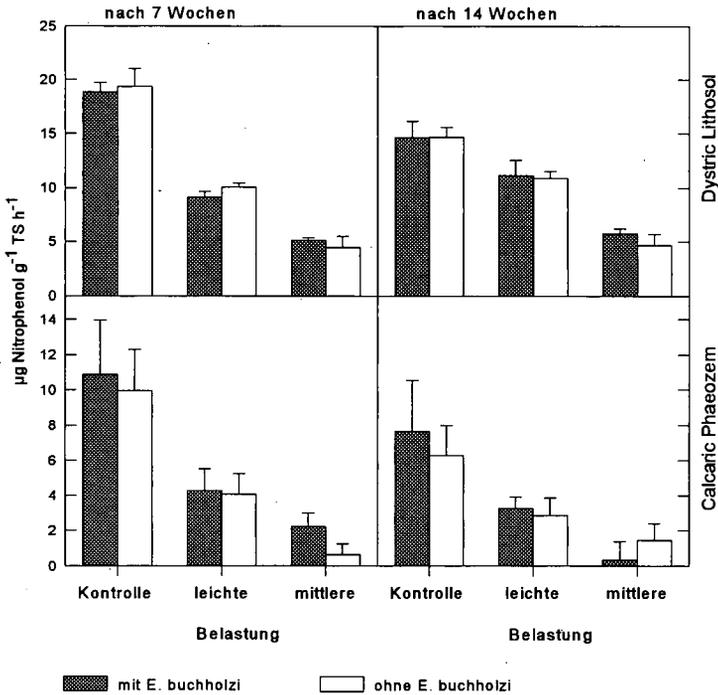


Abb. 4: Arylsulfataseaktivität in Kontrollböden und bei der leichten und mittleren Belastungsstufe.

Schlussfolgerung: Aus diesen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß *Enchytraeus buchholzi* und die Bodenmikroorganismen eine niedrigere Toxizitätsgrenze als die meisten Kulturpflanzen besitzen. Die geringe mikrobielle Biomasse in den schwermetallbelasteten Böden führte dazu, daß die vorwiegend mikrophytophagen *Enchytraeiden* (Bakterien- und Pilzfresser) ihre Nahrungsquelle verloren.

Literatur:

Abrahamsen G. (1990) Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Oligochaeta: Enchytraeidae) on nitrogen mineralization in homogenized mor humus. *Biol. Fert. Soils*, 9, 159-162.

Haanstra L. & Doelman P. (1991) An ecological dose-response model approach to short- and long-term effects of heavy metals on arylsulfatase activity in soil. *Biol. Fert. Soils*, 11, 18-23.

Kandeler E., Mentler A., Pfeffer M. & Horak O. (1990) Bodenbiologische Beurteilung der Toxizität von Schwermetallen in künstlich belasteten Böden. *VDLUFASchriftenr.* 32, 621-626.

Kloke A. (1980) Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. *Mitt. VDLUFA*, Heft 1-3, 9-11.

Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E. & Margesin R. (1996) *Methods in Soil Biology*. Springer, Heidelberg

Wilke B. (1986) Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität. *Bayreuter Geowissenschaftliche Arbeiten* 8.

Williams B.L. & Griffiths B.S. (1989) Enhanced nutrient mineralization and leaching from decomposing sitka spruce litter by enchytraeid worms. *Soil Biol. Bioch.*, 21, 183-188

Besitzen Schnecken eine Vorliebe für bestimmte Pilze der Streuschicht in Buchenwäldern?

von

THEENHAUS, A.; MARAUN, M.

Einleitung

Es ist bekannt, daß Schnecken mit Pilzmyzel durchwachsene organische Substanz bevorzugt vor unverpilzter Substanz fressen (z.B. FRÖMMING 1958, RICHTER 1979, CORSMANN 1984). Nicht bekannt ist hingegen, ob Schnecken zwischen den unterschiedlichen Streu- und Bodenpilzen unterscheiden können und ob sie bestimmte Präferenzen beim Fraß dieser Pilze aufweisen. Diesen Fragen wurde in zwei Nahrungswahlversuchen nachgegangen, in denen verschiedenen Schneckenarten unterschiedliche Pilze, die aus Laubstreu eines Buchenwaldes isoliert worden waren, als Nahrungssubstrat angeboten wurden. Zunächst wurde in einem ersten Versuch untersucht, ob die jeweiligen Schneckenarten mit Pilzen durchsetztes Material von pilzarmem Material unterscheiden können und ob sie ersteres bevorzugt fressen. Im zweiten Versuch wurde untersucht, ob bestimmte Pilze bevorzugt gefressen werden und ob sich die einzelnen Schneckenarten in ihren Nahrungspräferenzen unterscheiden.

Material und Methoden

Mit dem Wasch-Platierverfahren (cf. GAMS & DOMSCH 1967) wurden Pilze aus der L1-Laubstreu eines Buchenwaldes (Göttinger Wald) isoliert. Für die Nahrungswahlversuche wurden fünf häufige Pilze verwendet: *Cladosporium herbarum*, *Penicillium spec.*, eine sterile hyaline Form, *Aureobasidium pullulans* und *Microdochium bolleyi*. Die Schnecken wurden aus der Laubstreu des gleichen Waldes entnommen: Juvenile sowie adulte *Arion rufus* und *Arion lusitanicus* und adulte *Arion silvaticus*, *Arion distinctus*, *Arianta arbustorum*, *Perforatella incarnata*, *Helicodonta obvolvata*, *Balea biplicata* und *Cochlodina laminata*.

Für die beiden Nahrungswahlversuche wurde ein Agar-Gel aus einem Laubstreu-Extrakt hergestellt, das durch Kochen von L1-Buchenlaubstreu in destilliertem Wasser gewonnen wurde. Mit der Agar-Lösung wurden Agarplatten gegossen und mit den Pilzen beimpft. Aus den mit Pilzen überwachsenen Platten wurden runde Agarscheiben (ϕ 1.7 cm) ausgestochen, die in folgenden Kombinationen in den Nahrungswahlkammern angeordnet wurden:

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

Versuch I: Pro Nahrungswahlkammer wurden sechs Agarscheiben (drei beimpfte und drei unbeimpfte) jeweils abwechselnd kreisförmig ausgelegt. Dabei wurde pro Nahrungswahlkammer jeweils nur einer der fünf Pilze verwendet (sechs Parallelen). Der Wahlversuch begann damit, daß in jede Nahrungswahlkammer eine Schnecke eingesetzt wurde. Wenn die Schnecke zwischen 5 und 40% des Agars einer Nahrungswahlkammer gefressen hatte, wurde sie entnommen und die Größe der gefressenen Fläche jeder Agarscheibe geschätzt.

Versuch II: Pro Nahrungswahlkammer wurde von jedem Pilz eine Agarscheibe kreisförmig in zufälliger Abfolge angeordnet (20 Parallelen). Die Versuchsdurchführung erfolgte wie im Versuch I.

Statistische Auswertung

Für beide Versuche wurde der prozentuale Anteil der pro Agarscheibe gefressenen Fläche an der insgesamt gefressenen Fläche je Nahrungswahlkammer berechnet und mit diesen Werten eine Arcussinus-Quadratwurzel-Transformation durchgeführt (KREBS 1989). Mit den Daten des zweiten Versuchs wurde zunächst eine ein-faktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt um zu untersuchen, ob die Pilze von den Schnecken selektiv gefressen wurden. Weiterhin wurde mit dem Tukey-Test (Tukey's studentized range test, SOKAL & ROHLF 1995) untersucht, zwischen welchen Pilzen signifikante Unterschiede bezüglich der Fraßmenge der Schnecken bestanden.

Ergebnisse und Diskussion

Versuch I

Das mit Pilzen beimpfte Agar-Material wurde von allen Schneckenarten, außer von *Perforatella incarnata*, bevorzugt gefressen. Dies zeigt, daß die untersuchten Schnecken (mit Ausnahme von *P. incarnata*) organisches Material, das mit Pilzen besiedelt ist, von unbesiedeltem organischen Material unterscheiden können und daß sie generell vorzeretzte organische Substanz bevorzugt fressen. Der Grund für die Bevorzugung von vorzeretzter organischer Substanz liegt vermutlich darin, daß Pilze Nährstoffe (besonders Stickstoff) in die frisch gefallene Streu transportieren. Außerdem ist mit Pilzen durchwachsene Laubstreu für Bodentiere besser verwertbar, da die toxischen Polyphenole der Streu von den Pilzen oxidiert werden, der Proteingehalt erhöht wird und Cellulose und Lignin teilweise in Kohlenhydrate umgewandelt werden (DIX & WEBSTER 1995).

Versuch II

Während zwei der neun getesteten Schneckenarten (*Arion silvaticus*, *Arianta arbustorum*) keine Nahrungspräferenzen zeigten, wählten alle anderen Schneckenarten die Pilze in einer bestimmten Rangfolge aus. Dabei war der von den meisten Schneckenarten bevorzugte Pilz *Aureobasidium pullulans*. An zweiter Stelle folgte *Microdochium bolleyi* (Abb.

1a, b). Die Ursache für die Bevorzugung dieser Pilze könnte eine günstige Nährstoffzusammensetzung oder der Mangel an unverdaubaren oder schwer verdaubaren Substanzen sein.

Generell wurden *Penicillium spec.* und *Cladosporium herbarum* wenig gefressen. Es ist wahrscheinlich, daß dies mit Toxinen, die *Penicillium* produziert, zusammenhängt. Fungizide, Bakterizide und andere toxisch wirkende Substanzen sind bei *Penicillium* häufig (DOMSCH et al. 1980).

Interessant ist, daß die juvenilen und die adulten Tiere von *A. rufus* und *A. lusitanicus* jeweils vergleichbare Präferenzen zeigten. Offensichtlich ändern sich die Nahrungspräferenzen der Schnecken mit dem Alter der Schnecken nicht.

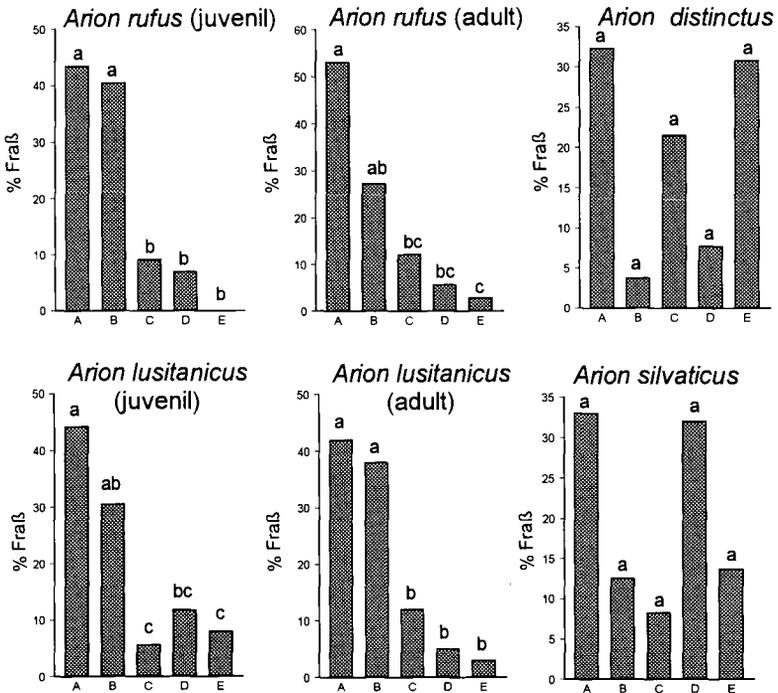


Abb. 1a. Nahrungspräferenzen von verschiedenen Nacktschnecken. Prozentualer Anteil der gefressenen Agarfläche einer Agarscheibe bezogen auf die insgesamt gefressene Agarfläche je Nahrungswahlkammer. A: *Aureobasidium pullulans*; B: *Microdochium bolleyi*; C: *Cladosporium herbarum*; D: sterile hyaline Form; E: *Penicillium spec.*

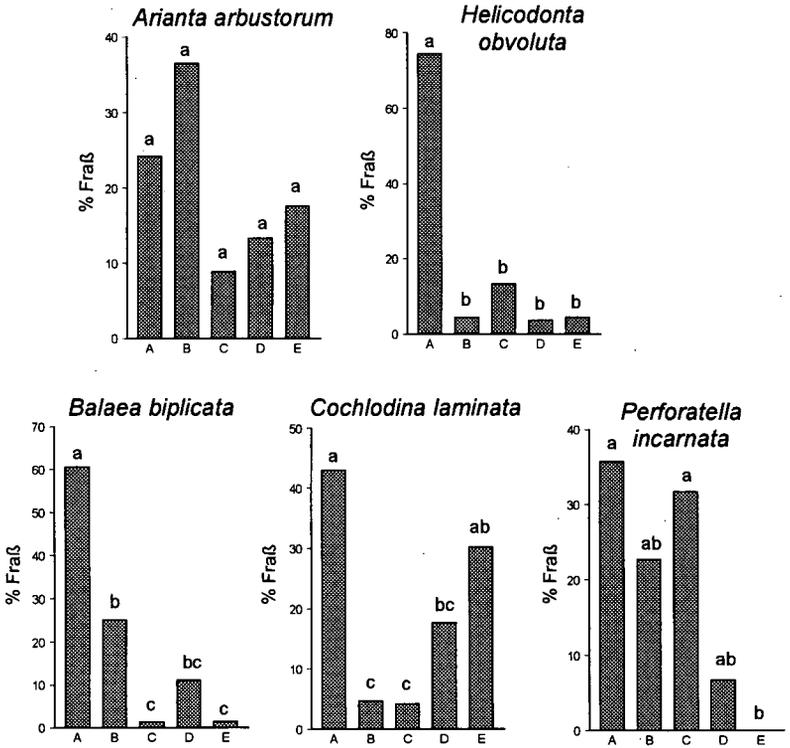


Abb. 1b. Nahrungspräferenzen von verschiedenen Gehäuseschnecken. Erklärung siehe Abb. 1a.

Literatur

- CORSMANN M (1984) Untersuchungen zur Bedeutung von Waldschnecken bei der Streuzersetzung. Mitt. dtsh. malak. Ges. 37: 174-181.
- DIX NJ, WEBSTER J (1995) Fungal ecology. London (Chapmann and Hall), 549 pp.
- DOMSCH KH, GAMS W, ANDERSON TH (1980) Compendium of soil fungi. Vol. 1, London (Academic Press), 859 pp.
- FROMMING E (1958) Die Rolle unserer Landschnecken bei der Stoffumwandlung und Humusbildung. Zeitschr. f. angew. Zool. 45: 341-352.
- GAMS W, DOMSCH KH (1967) Beiträge zur Anwendung der Bodenwaschtechnik für die Isolierung von Bodenpilzen. Arch. Mikrobiol. 58: 134-144.
- KREBS CJ (1989) Ecological Methodology. New York (Harper Collins), 654 pp.
- RICHTER KO (1979) Aspects of nutrient cycling by *Ariolimax columbianus* (Mollusca: Arionidae) in Pacific Northwest coniferous forests. Pedobiologia 19: 60-74.
- SOKAL RR, ROHLF FJ (1995) Biometry. 3. Aufl., New York (Freeman and Co.), 887 pp.

Der Einfluß einer ehemaligen Ackernutzung auf Morphologie, Biozönose und Chemismus des Humuskörpers

von

WACHENDORF, C.; IRMLER, U.; BLUME, H.-P.

1. Einleitung

Die Wälder Norddeutschlands sind durch eine unterschiedlich intensive Nutzung durch den Menschen seit dem Mittelalter stark beeinflusst. Die Wiederaufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen hat den Waldanteil in Schleswig-Holstein bis 1993 auf 10 % anwachsen lassen. Um Prognosen über zukünftige Waldentwicklung abzugeben ist es interessant, wie sich die standörtlichen Eigenschaften durch Bewaldung verändern. Folgende Fragen müssen in diesem Zusammenhang beantwortet werden: wie lange ist der Einfluß einer ehemaligen Ackernutzung noch nachweisbar und welche Parameter spiegeln die Standortseigenschaften unter Wald wider?

2. Methoden

Im Untersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette, 30 km südlich von Kiel, wurden zwei benachbarte Braunerden aus Geschiebesanden über Schmelzwassersanden unter einem 100 jährigen Buchenforst, nach ehemals ackerbaulicher Nutzung und unter Acker hinsichtlich ihrer Morphologie, der Bodenfauna, des Streuabbaus und der Humuschemie untersucht. Die Abundanz und Biomasse der Bodenfauna wurden monatlich während mehrerer Jahre mittels Handauslese, nasser und trockener Extraktion aus 5 cm mächtigem Mineralboden und der Streu- und Humusaufgabe ermittelt (Irmeler, 1995). Streubeutel mit einer Maschenweite von 5 mm, die jeweils 10g Bestandesstreu (Blätter, Stengel und Grobwurzeln von Mais) enthielten, wurden auf dem Ackerstandort im Herbst 1990 auf die Bodenoberfläche des Maisbestandes ausgelegt und nach dem Pflügen in den Ap in 10 cm Tiefe vergraben. Unter Buchenwald wurden mit Buchenblättern gefüllte Streubeutel, mit einer unterschiedlicher Maschenweite (5, 0,25 und 0,02 mm), im Winter 1989 ausgelegt. Die chemische Charakterisierung der Humusprofile erfolgte nach Schlichting et al. (1995) und ist bei Wachendorf beschrieben (1996). Die ^{13}C NMR-Spektroskopie wurden an einem Bruker MSL 100 Spektrometer mit einer Magnetfeldstärke von 2,34 Tesla aufgenommen, die Meßfrequenz betrug 25,2 MHz.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten Braunerden weisen im Oberboden schwach lehmigen Sand auf, unter Wald ist der Oberboden mit einem pH-Wert (CaCl_2) von 3,6 stark versauert (Tab. 2). Der ehemalige Pflughorizont ist unter Buchenwald noch deutlich erkennbar. Seit der Aufforstung hat sich eine 4-8 cm

*Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

** Ökologiezentrum der Universität Kiel, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel

mächtige Streu- und Humusauflage gebildet, wobei wenig zersetzte organische Substanz mit einem geringen Anteil an Feinhumus dominiert. Eine beginnende Kornpodsoligkeit im Aeh und ein stellenweise auftretender Oh-Horizont weisen die Humusform mullartiger Moder aus. Der Ap-Horizont unter Acker ist durch ein Feinkoagulat- bis Einzelkorngefüge und einem pH-Wert von 5,1 charakterisiert; die hohen Kohlenstoffgehalte von 17 mg g⁻¹ sind durch die hohe Zufuhr an organischer Düngung an diesem Standort bedingt. Im Mittel der Jahre 1989-1993 wurde 2,8 t C ha⁻¹ a⁻¹ auf dem Acker durch die organische Düngung und im Buchenwald genau die gleiche Menge an Kohlenstoff durch den oberirdischen Streufall eingetragen.

3.1 Bodenfauna

Unterschiede in der Zusammensetzung der Bodenfauna sind insbesondere durch höhere Biomassen der Testacea, der höheren Abundanz und Biomasse der Enchytraeidae, der Cryptostigmata und Araneida unter Buchenwald festzustellen (Tab.1). Epigäische Regenwürmer sind stärker in der Streu- und Humusauflage des Waldes zu beobachten, während endogäische Regenwürmer im Wald kaum vorkommen. Da wühlende Bodentiere unter Buchenwald nur vereinzelt auftreten sind die Horizontgrenzen im Humusprofil deutlich ausgeprägt.

Tab. 1: Mittlere Abundanz (n·m⁻²) und Biomasse (mg·TM m⁻²) der wichtigsten Streuzersetzer unter Buchenwald nach Acker und unter Acker

		Buchenwald		Acker	
		Abundanz	Biomasse	Abundanz	Biomasse
Mikrofauna	Testacea	60 · 10 ⁶	257	97	39
	Nematoda	5 · 10 ⁶	230	3	167
Mesofauna	Collembola	5600	70	8361	92
	Cryptostigmata	7800	130	450	6
	Enchytraeidae	39300	309	2200	20
Makrofauna	Lubricidae endog.	11	293	0	293
	Lubricidae epig.	1	27	17	47
	Diptera sapr.	1250	220	680	152
	Elateridae	117	150	0	0
	Araneida	127	50	37	6
Gesamtbiomasse			2560		570

Die Leistung der Fauna und Mikroorganismen wird durch die Massenverluste von Streu abgeschätzt. Die mittels Streubeutelversuchen ermittelte Abbaurate k (Olson, 1963) ist auf dem Acker für alle Pflanzenorgane höher als im Buchenwald (Abb. 1). Im Buchenwald deutet der geringe Unterschied zwischen Abbauraten in Streubeuteln mit groben und feinen Maschenweiten auf einen geringen Einfluß der Makrofauna auf den Streuabbau an diesem grundwasserfernen Standort hin.

3.2 Chemie der Humuskörper

Trotz nur geringer morphologischer Änderungen zwischen dem Ln und dem Of-Horizont unter Buchenwald sind die chemischen Veränderungen im Laufe der Humifizierung hier am höchsten (Tab.2). Mit zunehmender Humifizierung nehmen die Fette ab und steigen im Mineralboden wieder

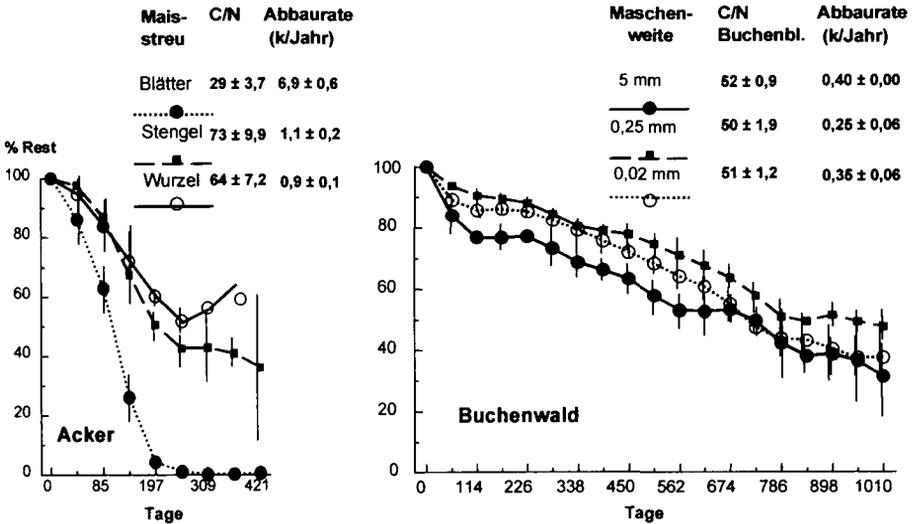


Abb. 1: Massenverlust in Streubeuteln verschiedener Steufraktionen auf einem Acker und Massenverlust von Buchenblättern in Streubeuteln verschiedener Maschenweite eines Buchenwaldes.

an, wie es häufig für saure Waldböden beobachtet wird. Die Polysaccharide nehmen ebenso wie den über die Methoxylgehalt abgeschätzten Ligninanteil ab. Der Eiweißanteil steigt mit zunehmender Humifizierung an. Mittels CPMAS ¹³C NMR-Spektroskopie können ebenfalls typische Verläufe der Humifizierung festgestellt werden (Tab. 3).

Tab. 2: Streustoffzusammensetzung (in % Corg) eines Streu- und Humusprofils unter Buchenwald und eines Pflughorizontes unter Acker

Standort/ Horizont	Mächtigkeit (cm)	pH (CaCl ₂)	Corg (mg g ⁻¹)	Lignin	Eiweiß	Cellulose	Hemicellulose	Zucker & Stärke	Fett & Wachs
Wald Ln	1,0	4,4	532	20,6	3,4	17,5	14,5	1,2	12,4
Of	2,0	3,8	513	19,2	6,8	11,9	10,7	0,7	5,4
Ohf	2,5	3,4	398	15,4	7,8	11,5	8,9	0,8	5,3
Aeh	3,0	3,1	54	8,9	8,7	2,1	12,4	1,5	6,2
rAp	31,0	3,6	16	5,8	9,3	3,8	13,0	2,1	7,5
Acker Ap	30,0	5,1	17	8,2	14,8	1,7	10,7	1,1	2,6

Im Vergleich zu dem Ap-Horizont unter Acker zeigt der reliktsche Ap-Horizont unter Wald erhöhte Gehalte an Fett und Wachs und einen geringeren Anteil an Eiweiß in der organischen Substanz. Unter den sauren Bedingungen des Waldbodens ist es zu einer relativen Anreicherung der Fette gekommen. Dieser Unterschied ist mittels NMR-Spektroskopie jedoch nicht ermittelt worden, da im Alkyl-Bereich auch die nicht verseifbaren Anteile detektiert werden. Der Carboxylanteil ist

im rAp-Horizont jedoch deutlich erhöht (Tab.3). Die höheren Eiweißgehalte im Ap unter Acker sind durch die Zufuhr eiweißreicher Streu durch die Düngung mit Festmist, sowie durch eine stärkere Mineralisierung der organischen Substanz und damit einer relativen Anreicherung dieser Fraktion zu erklären.

Tab. 3: Anteil chemischer Verschiebungsbereiche der CPMAS ¹³C NMR-Spektren (in % Corg) eines Streu- und Humusprofils unter Buchenwald und eines Pflughorizontes unter Acker

Standort	Horizont	C/N	Carboxyl	Aromaten	O-Alkyl	Methoxyl	Alkyl
Wald	Ln	48	5,0	21,0	55,9	6,4	12,4
	Of	31	8,4	22,8	46,5	8,1	14,5
	Ohf	22	10,5	23,2	40,9	8,0	16,7
	Aeh	16	11,7	21,2	35,1	9,3	22,7
	rAp	18	12,3	18,9	31,1	9,7	28,0
Acker	Ap	15	9,2	20,1	34,3	9,6	26,7

4. Schlußfolgerung

100 Jahre nach einer Wiederaufforstung ist die ehemalige Ackernutzung nur noch makromorphologisch nachweisbar. Die Biozönose und die chemischen Eigenschaften haben sich hingegen stark verändert. Folgende Parameter spiegeln die heutigen, ungünstigen Zersetzungsbedingungen im Buchenwald wider: 1. Kornpodsoligkeit und deutlich bis scharfe Horizontgrenzen, 2. das Fehlen tiefgrabender Bodenorganismen, 3. ein deutlich verlangsamter Streuabbau, 4. eine relative Anreicherung von Fett und Wachs und carboxylisch gebundenem Kohlenstoff und 5. ein geringer Anteil an Eiweiß am Gesamtkohlenstoff. Nach morphologischen Kriterien ist die Humusform unter Buchenwald heute als mullartiger Moder anzusprechen. Die chemischen Eigenschaften des Humuskörpers und die Bodenbiozönose deuten aber daraufhin, daß sich an diesem Standort ein typischer Moder entwickeln wird.

5. Danksagung

Wir danken Frau Dr. Heike Knicker am Institut für Biophysik an der Universität Regensburg für die Erstellung der ¹³C NMR-Spektren. Die Daten für die Testacea wurden freundlicherweise von Frau Dipl. biol. Dagmar Ritter zur Verfügung gestellt.

6. Literatur

- Olson, J.S. (1963): Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44, 322-331.
- Irmeler, U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. *Faun. Ökol. Mitt. Suppl.* 18. p. 184.
- Schlichting, E., H.-P. Blume and K. Stahr (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, p. 295.
- Wachendorf, C. (1996): Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft *Ecosys Suppl.* Bd.13, Universität Kiel.

Charakterisierung der organischen Bodensubstanz einer Reis-Weizen-Fruchtfolge in Hinblick auf die Methanbildung

von

WAGNER, D.; PFEIFFER, E.-M.

1 Einleitung

Die Bedeutung anaerober Zonen von Reisböden als natürliche Quelle des klimarelevanten Spurengases Methan ist seit langem bekannt (KOYAMA, 1963). Dabei kommt der organischen Bodensubstanz als Precursor für die Methanogenese in hydromorphen Böden eine besondere Bedeutung zu. Beispielsweise bewirkt das Einbringen frischer organischer Substanz, wie etwa Reisstroh nach der Ernte, einen Anstieg der Methanemission (SASS et al., 1991; MURASE et al., 1993). Verschieden lange angerottetes Reisstroh führt zu einer unterschiedlich starken Steigerung der Methanemission, obwohl die chemische Analyse des eingesetzten Materials keine Unterschiede aufzeigen konnte (WATANABE, 1993).

Über langfristige Effekte der organischen Substanz insbesondere hinsichtlich ihrer Abbaubarkeit (active pool, slow pool, passive pool), ihrer Tiefenverteilung und über die Bedeutung eines Fruchtfolgewechsels für die Methanbildung und damit für die Methanemission in Reisfeldern ist nur wenig bekannt. Diese Kenntnisse sind jedoch zum Verständnis des Kohlenstoffkreislaufes von entscheidender Bedeutung und Voraussetzung für die Modellierung zukünftiger Methanemissionen (PARTON et al., 1988; METHERELL et al., 1995).

Eine wichtige, für die Modellierung geeignete, Einflußgröße ist die tiefenabhängige Kohlenstoffverteilung am Standort (CAO et al., 1995). Dabei spielt nicht so sehr die Gesamtkohlenstoffmenge eine Rolle, sondern vielmehr die Qualität der organischen Substanz. Ziel dieser Untersuchung war es mittels verschiedener Fraktionierungsmethoden (Dichtefraktionierung, extrahierbare Fraktionen wie DOC) die organische Bodensubstanz in Hinblick auf die Methanbildung genauer zu charakterisieren.

2 Material und Methoden

Untersuchungsgebiet: Der subtropische Untersuchungsstandort ist ein Reisanbaugebiet im Tai-Hu-Tiefland der ostchinesischen Provinz Jiangsu etwa 80 km westlich von Shanghai (31°10'N; 120°33'O). Seit 1968 wird auf den Untersuchungsflächen eine Reis-Weizen-Fruchtfolge betrieben. Die Böden wurden als Anthric Epiaquent und Aeric Epiaquent (SOIL SURVEY STAFF, 1994) angesprochen.

Zellzahlbestimmung und CH₄-Bildungspotentiale: Durchführung nach WAGNER & PFEIFFER (1997).

δ¹³C-Bestimmung: Aufschluß des Kohlenstoffs durch Verbrennung im reinen O₂-Strom und Überführung in CO₂ an der Hochvakuumlinie nach FREYTAG (1985). Bestimmung des Isotopenverhältnisses am Massenspektrometer MAT 200 (Fa. Finnigan) gegen PDB-Standard. Bestimmungsgrenze: 0,01 ‰, Probenfehler: 0,05 ‰.

Dichtefraktionierung: Fraktionierung in Anlehnung an die Methode von BEUDERT (1988) mit Natrium-Polywolframat. Es wurden folgende vier Fraktionen gewonnen: Dichte < 1,6 g cm⁻³ (frische bis schwach zersetzte Streustoffe und Wurzeln); 1,6 bis 2,0 g cm⁻³ (organische Feinsubstanz); 2,0 bis 2,4

g cm^{-3} (organo-mineralische Komplexe); $> 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ (mineralischer Bodenanteil mit Resten organischer Substanz).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind in den tiefen Horizonten durch Grundwasser geprägt und weisen im Oberboden aufgrund der tonigen Bodenart deutliche Stauwassermerkmale auf. Grund- und Stauwassereinflüsse verstärken die saisonal gesteuerten und kulturbedingten Hydromorphiegrade des Bodens. Die Weizenphase ist durch abgesenkte Grundwasserstände im Unterboden und im Oberboden durch partiell vorhandene anaerobe Bodenzone charakterisiert. Es dominiert der aerobe Kohlenstoffabbau. In der Reissaison ist der Oberboden oberhalb des Hardpans und in den hochanstehenden Grundwasserhorizonten stark reduziert.

Die Zellzahlen methanogener Bakterien lagen zwischen $1,0 \times 10^4$ und $2,0 \times 10^7$ Zellen g^{-1} Boden mit Acetat sowie zwischen $9,5 \times 10^3$ und $5,8 \times 10^7$ Zellen g^{-1} Boden mit H_2/CO_2 als Substrat. Dabei wurden die höchsten Zellzahlen in der Größenordnung $10^6 - 10^7$ im reduzierten Ober- (Ap-Horizont, Hardpan) und Unterboden (Gor2-, Gr-Horizont) ermittelt (Abb. 1). Im mittleren Profilbereich, der durch Oxidationsflecken gekennzeichnet war, lagen die Zellzahlen ein bis zwei Zehnerpotenzen niedriger.

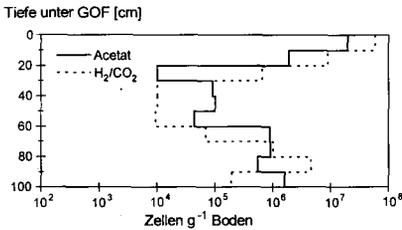


Abb. 1. Zellzahlen methanogener Bakterien am Ende der Reissaison (10/95) mit Acetat (20mM) oder H_2/CO_2 (80:20 v/v) als Substrat in Abhängigkeit von der Tiefe bei 22°C in situ Temperatur.

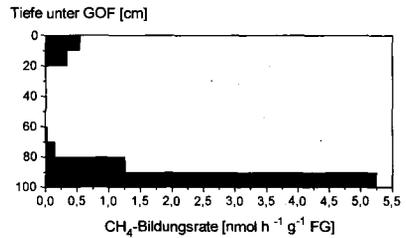


Abb. 2. Methanbildungspotentiale nach Zugabe von Reisstroh am Ende der Reissaison (10/95) in Abhängigkeit von der Tiefe bei 22°C in situ Temperatur.

Die reduzierten Profilbereiche im Ober- und Unterboden, die die höchsten Zellzahlen methanogener Bakterien aufwiesen, zeigten auch die höchsten Methanbildungspotentiale, wohingegen für den mittleren Profilbereich von 20 - 60 cm Tiefe während des Versuchszeitraumes nur eine sehr geringe Aktivität nachweisbar war (Abb. 2). Die Methanbildungsraten lagen zwischen $0,035$ und $5,252 \text{ nmol h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ FG}$, wobei die höchste Rate im deutlich reduzierten Gr-Horizont gemessen wurde.

Für die Methanbildung stand ausreichend Substrat in Form von löslichem Kohlenstoff (DOC: $20,7 - 59,6 \text{ mg l}^{-1}$) und partikulärer organischer Substanz (TOC: $0,5 - 2,0 \%$) in allen Bodenbereichen zur Verfügung (Abb. 3). Im Oberboden beider Profile war die Höhe und Tiefenfunktion des organischen Kohlenstoffs annähernd gleich, während im Unterboden die Kohlenstoffgehalte am Ende der Reissaison mit durchschnittlich $0,99\%$ etwa doppelt so hoch waren als am Ende der Weizensaison ($0,52\%$). Die DOC-Gehalte waren während der Reissaison im Durchschnitt fast $2,5$ mal so hoch als während der Weizensaison. In der Weizensaison nahmen die DOC-Gehalte im Tiefenprofil ab, während am Ende der Reissaison in den reduzierten Ober- und Unterbodenhorizonten die Gehalte am höchsten waren. Dies waren auch die Bereiche, die die höchsten Methanbildungsraten während der Reissaison zeigten (Abb. 2).

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Mittelwerte des gesamtorganischen Kohlenstoffs (TOC) aller untersuchten Tiefenprofile spiegeln die langfristigen Prozesse wieder. Es ließ sich in allen Horizonten mit Reduktionsmerkmalen (Gor1, Gor2, Gr) eine deutliche Anreicherung des schweren Kohlenstoffs von etwa 3,7 ‰ gegenüber dem Mittelwert der am Standort vorkommenden Pflanzen erkennen (Abb. 4). In den Oberbodenhorizonten, die während der Reissaison ebenfalls stark reduziert waren, ließ sich der Effekt der Isotopendiskriminierung im Zuge der Methanogenese nicht erkennen, da dieser durch den ständigen Eintrag an frischer organischer Substanz und ackerbaulicher Maßnahmen überlagert wurde. Demgegenüber spiegeln die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des leichtverfügbaren löslichen organischen Kohlenstoffs (DOC) am Ende der anaeroben Reissaison die aktuellen Prozesse wieder. Die Werte lagen zwischen -25,59 und -22,62 ‰, wobei die stärksten Anreicherungen jedoch auf die Horizonte mit starken Reduktionsmerkmalen (Gor2, Gr) beschränkt blieben.

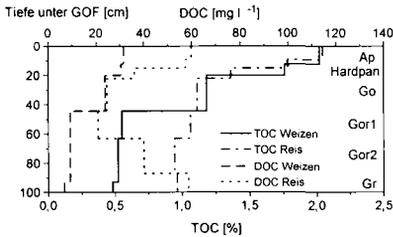


Abb. 3. Tiefenverteilung des gesamtorganischen Kohlenstoffs (TOC) und des löslichen organischen Kohlenstoffs (DOC) am Ende der Weizen- und Reissaison.

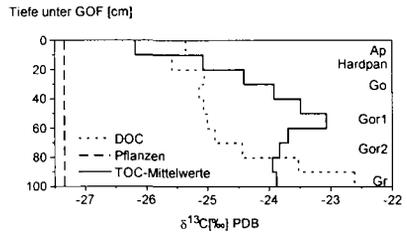


Abb. 4. Tiefenprofil der $\delta^{13}\text{C}$ -Mittelwerte des gesamtorganischen Kohlenstoffs (TOC) aller untersuchten Profile ($n = 4$) und $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des löslichen organischen Kohlenstoffs (DOC).

Am Gesamt-Kohlenstoff-Pool des Reisfeldes war der Gewichtsanteil der leichteren Fraktionen (Dichten $<1,6$ und $1,6-2,0 \text{ g cm}^{-3}$) am geringsten und der der schwereren Fraktionen (Dichten $2,0-2,4$ und $>2,4 \text{ g cm}^{-3}$) am höchsten (Ergebnisse nicht dargestellt).

Im Verlauf des Tiefenprofils nahm der Kohlenstoffgehalt generell von oben nach unten ab. Die Gesamtgehalte waren dabei am Ende der Weizensaison geringer als am Ende der Reissaison. Dies wird auf den verlangsamten Abbau der organischen Substanz unter den anaeroben Bedingungen während der Reiskultur zurückgeführt.

In den aeroben Phasen, während der Weizenkultur der Fruchtfolge, reicherte sich gewichtsbezogen der größte Anteil des organischen Kohlenstoffs in der schwersten Fraktion (Dichte $> 2,4 \text{ g cm}^{-3}$) an (Abb. 5a). Im Gegensatz dazu ließ sich am Ende der Reiskultur, auf dem Höhepunkt der anaeroben Verhältnisse, der größte Anteil des Kohlenstoffs in der mittleren Fraktion der Dichte $2,0$ bis $2,4 \text{ g cm}^{-3}$ finden, während der Kohlenstoffanteil der schwersten Fraktion nur noch einen geringen Anteil aufwies (Abb. 5b). Dieser Kohlenstoff unterlag offensichtlich Ab- und Umbauprozessen unter den anaeroben Bodenverhältnissen.

Neben einer Verschiebung des Kohlenstoffs innerhalb der einzelnen Fraktionen, wurde ein Teil des Kohlenstoffs im Zuge des anaeroben Abbaus der Methanogenese zugeführt. Dies belegen die Ergebnisse der isotopenanalytischen Untersuchung der einzelnen Kohlenstofffraktionen (Abb.6). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der schwersten Fraktion am Ende der Reissaison zeigten eine deutliche Anreicherung des schweren Kohlenstoffs im Verhältnis zum $\delta^{13}\text{C}$ -Wert des gesamtorganischen Kohlenstoffs (TOC). Die höchsten Anreicherungen wurden dabei in den reduzierten Bereichen des Hardpans (Hardpan 1) und des Gr-Horizontes gemessen.

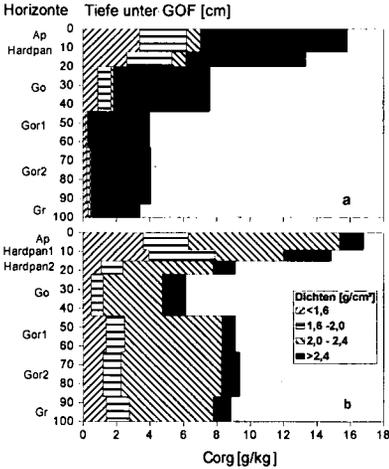


Abb. 5. Gewichtsbezogener Kohlenstoffanteil der einzelnen Dichtefractionen am gesamtorganischen Kohlenstoff in Abhängigkeit von der Tiefe am Ende der Weizen- (a) und Reissaison (b).

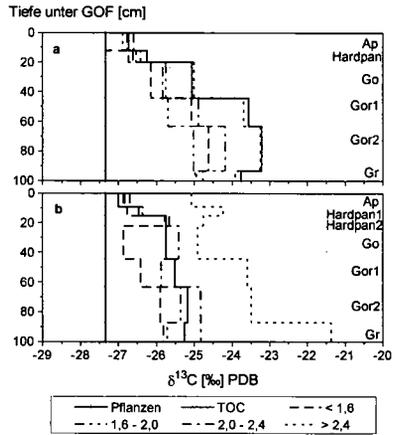


Abb. 6. $\delta^{13}C$ -Werte der Dichtefractionen sowie des pflanzlichen Ausgangsmaterials und des organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abhängigkeit von der Tiefe am Ende der Weizen- (a) und Reissaison (b).

Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, daß eine bessere Charakterisierung des Kohlenstoffpools im Boden in Hinblick auf die Methanbildung und damit auch für die Methanflüsse und -emissionen durch die Differenzierung des organischen Substrates in verschiedene Fraktionen möglich ist. Dabei zeigen unsere Ergebnisse, daß dem im Zuge der Methanogenese leichtverfügbaren löslichen organischen Kohlenstoff sowie der stärker humifizierten organischen Substanz, die im Verhältnis den weitestgrößten Teil im Boden ausmacht, die größte Bedeutung zukommt. Um eine weitergehende Beurteilung der organischen Substanz in Hinblick auf die Methanogenese in Reisböden zu gewährleisten, ist es notwendig, die einzelnen Kohlenstofffraktionen hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit (Methanbildungspotentiale) sowie ihrer stofflichen Zusammensetzung (^{13}C -NMR-Spektroskopie) und ihres Alters (AMS-Analysen) zu bewerten.

Dank

Die vorliegende Arbeit wurde vom BMBF im Rahmen des Verbundprojektes Spurenstoffkreisläufe gefördert. Unser besonderer Dank gilt B. Grabellus für ihre tatkräftige Hilfe. Der Artikel basiert in Teilen auf der Doktorarbeit von D. Wagner.

Literatur

BEUDERT, G. (1988) Bayreuther Bodenkd. Berichte 8, pp. 133.
 CAO, M. & DENT, J.B. (1995) Global Biochem Cycles 9, 183-195.
 FREYTAG, J. (1985) Hamburger Bodenkd. Arbeiten 3, pp. 264.
 KOYAMA, T. (1963) J. Geophys. Res. 68, 3971-3973.
 METHERELL, A.K.; CAMBARDELLA, C.A.; PARTON, W.J.; PETERSON, G.A.; HARDING, L.A. & COLE, C.V. (1995) In: Soil management and greenhouse effect (Lal, R.; Kimble, J.; Levine, E. & Stewart, B.A., eds.), 259-270. CRC Press
 MURASE, J.; KIMURA, M. & KUWATSUKA, S. (1993) Soil Sci. Plant Nutr. 39, 63-70.
 PARTON, W.J.; STEWART, J.W.B. & COLE, C.V. (1988) Biogeochem. 5, 109-131.
 SASS, R.L.; FISHER, F.M.; HARCUMBE, P.A. & TURNER, F.T. (1991) Global Biogeochem. Cycles 5, 275-287.
 SOIL SURVEY STAFF (1994) U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Pocahontas Press, Blacksburg.
 WAGNER, D. & PFEIFFER, E.-M. (1997) FEMS Microbiol. Ecol. 22, 145-153.
 WATANABE, A.; KATOH, K. & KIMURA, M. (1993) Soil Sci. Plant Nutr. 39, 701-706.

Enzymaktivitäten und umsetzbarer Kohlenstoff, untersucht an unterschiedlichen Düngungsvarianten in 7 Dauerversuchen an 6 Standorten

von

WEIGEL, A.; KLIMANEK, E.-M.; KÖRSCHENS, M.; POWLSON, D.; MEREIK, S.; KUBAT, J.

1. Einleitung

Für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Bodennutzungssystemen sind geeignete Kriterien und deren Grenzwerte bzw. Optimalbereiche festzulegen. Der umsetzbare Teil der organischen Bodensubstanz besitzt in ackerbaulichen Bodennutzungssystemen unter praxistüblichem Management ein sehr enges Optimum von 0,2-0,6 % C. Niedrigere Werte führen zu einer verringerten Produktivität, während überhöhte Werte über ungünstige Nährstoffbilanzen eine Umweltbelastung darstellen. Dies führt zu der Annahme, daß für ackerbauliche Bodennutzungssysteme ebenfalls Optimalbereiche für die mikrobiellen Bodeneigenschaften abgeleitet werden können.

Für die Untersuchung solcher Beziehungen stellen Dauerversuche ein ideales Erkenntnismittel dar, da sich nach jahrzehntelanger gleichbleibender Behandlung ein Gleichgewicht der Kohlenstoffgehalte eingestellt hat. Die Einbeziehung von Varianten sehr unterschiedlicher Kohlenstoffniveaus gestattet die Quantifizierung der Kohlenstoffdynamik und ihrer Beziehungen zur mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität.

2. Material und Methode

Die einbezogenen Dauerversuche und ausgewählte Standortcharakteristika werden in Tab. 1 vorgestellt. Im Frühjahr 1994 und 1995 wurden insgesamt 31 Prüfliegern unterschiedlicher Düngung (ohne Düngung/ NPK/ Stalldung/ Stalldung+NPK) Proben (0-20 cm) entnommen.

Tabelle 1: Vorstellung der einbezogenen Versuchsstandorte

Land/Standort	Jahresmitteltemp. (°C) ^{*)}	Jahresniederschlag (mm) ^{*)}	Bodentyp	Ton (%)	Start des Versuches	Fruchtarten
GB/ Rothamsted	9,2	704	toniger Lehm	27	1843	WW Monokultur
D/ Bad Lauchstädt	9,1	467	Lehm	22	1902	FF (Zr, SG, K, WW)
P/ Skierniewice	8,1	545	lehmgiger Sand	7	1923	freie FF
P/Skierniewice (G)	8,1	545	lehmgiger Sand	10	1933	FF Gemüse
Cz/ Prag-Ruzyne	8,0	522	toniger Lehm	31	1955	FF (Zr, SW)
Cz/ Lukavec	7,3	665	sandiger Lehm	13	1956	freie FF mit Legum.
Cz/Caslav	8,8	600	Lehm	18	1956	freie FF mit Legum.

*) langjähriges Mittel 1968-1993, FF- Fruchtfolge, Zr-Zuckerrübe, SG-Sommergerste, K-Kartoffel, WW-Winterweizen, SW-Sommerweizen

Es wurden anhand der Enzyme β -Glucosidase (HOFFMANN und DEDEKEN, 1965)¹, Protease (LADD und BUTLER, 1972) und alkalische Phosphatase (TABATABAI und BREMNER, 1969) die Aktivitäten physiologischer Mikroorganismengruppen sowie die Dehydrogenasen (THALMANN, 1968) die DMSO-Reduktasen (ALEF und KLEINER, 1989) und die C-Mineralisation im Brutversuch (KLIMANEK, 1994) als Kriterien für die Gesamtaktivität der Mikroflora erfaßt und ihre Beziehung zur organischen Bodensubstanz sowie zu deren umsetzbaren Anteil untersucht. Der Gesamtkohlenstoff (C_{org}) wurde durch nasse Oxidation nach ALTEN (1935) ermittelt. Als Kriterium für den umsetzbaren Kohlenstoff wurde die heißwasserlösliche Kohlenstofffraktion (C_{hw}) (SCHULZ, 1990) verwendet.

- 1) Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt, Germany
- 2) Rothamsted Experimental Station, Department of Soil Science, Harpenden AL5 2JQ, Hertfordshire, Great Britain
- 3) Warsaw Agricultural University, Department of Agricultural Chemistry, Rakowiecka 26/30, 02-528 Warsaw, Poland
- 4) Research Institute of Crop Production, Praha-Ruzyne, Drnovska 507, 161 06 Praha, Czech Republic

3. Ergebnisse

In der Abb. 1 ist der aktuelle C-Gehalt (Probenahme 1995) der einzelnen Düngungsvarianten der einbezogenen Versuche den gemessenen bzw. kalkulierten Startwerten zum jeweiligen Versuchsbeginn gegenübergestellt. Letztere wurden der Literatur (Körshens et al. 1994, Mercik 1993, Johnston 1968, Klir 1996) entnommen. Die Versuche sind nach aufsteigendem Tongehalt geordnet (vgl. Tab. 1), die ausgewählten Varianten entsprechen denen in Tab. 2.

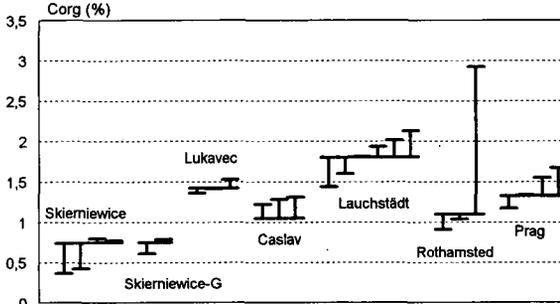


Abb. 1: Corg-Gehalt unterschiedlicher Düngungsvarianten in 7 Dauerversuchen an 6 Standorten (dargestellt als Differenz zum Ausgangsgehalt)

Der C-Gehalt der Varianten ohne Düngung ist mit Ausnahme der Versuche in Caslav und Lukavec an allen Standorten um 0,16-0,38 % zurückgegangen. Tendenziell nahm dabei der Rückgang mit steigendem Tongehalt der Versuche ab. Er war am höchsten am Sandstandort in Skierniewice mit 0,38% (7% Ton) und am niedrigsten in Prag (31% Ton). Ursache dafür ist die wesentlich höhere Mineralisierungsintensität auf Sandboden. Eine Sonderstellung nehmen die Versuche in Caslav und Lukavec ein, die Leguminosen

in der Fruchtfolge aufweisen und daher keine echten Nullparzellen besitzen. In vier der einbezogenen Versuche ging ebenfalls der C-Gehalt der NPK-Varianten im Vergleich zu den Ausgangsgehalten zurück. Dabei war wiederum der Rückgang am Sandstandort in Skierniewice mit 0,32% am höchsten und sank mit steigendem Tongehalt. Kein Rückgang konnte in Prag und in den Leguminosenfruchtfolgen in Caslav und Lukavec festgestellt werden. Durch die organische Düngung wurde der C-Gehalt an allen Standorten erhöht. Der Anstieg entspricht, mit Ausnahme des Sandstandortes mit höherer Mineralisierungsintensität, der jeweils verabreichten Menge. Die höchste Differenz zum Ausgangsgehalt wurde mit 1,82 % für Rothamsted ermittelt, wo seit 154 Jahren jährlich 35 t/ha Stallung verabreicht werden. Zusammenfassend kann abgeleitet werden, daß sich nach Jahrzehnten gleichbleibender Bewirtschaftung bei Applikation von praxisüblichen Nährstoffmengen eine Differenz zwischen 'Nullparzelle' und 'gedüngt' von maximal 0,68% C eingestellt hat. Lediglich die überhöht organisch gedüngte Variante in Rothamsted weist höhere Differenzen auf.

Tab. 2 enthält die Ergebnisse für den heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{hw}) ausgewählter Düngungsvarianten. Die C_{hw} -Werte der Nullvarianten zeigen eine deutliche Beziehung zum Tongehalt mit den niedrigsten Werten am Sandstandort in Skierniewice und den höchsten Werten in Prag. Eine Ausnahme bilden wiederum die Versuche in Caslav und Lukavec mit insgesamt nur sehr geringen Unterschieden zwischen den einzelnen Düngungsvarianten. Die Mineraldüngung bewirkte nur in Skierniewice (71%) und Lauchstädt (25%) eine Steigerung der C_{hw} -Werte. Wesentlich größer war dagegen der Einfluß der organischen Düngung, die an allen Standorten einen Anstieg der C_{hw} -Werte zur Folge hatte. Dieser entsprach den jeweils ausgebrachten Düngermengen und lag zwischen 24% in Prag (10 t/ha Stallung pro Jahr) und 242% in Rothamsted (35 t/ha Stallung pro Jahr).

Aus Untersuchungen zur Beziehung von C_{org} und C_{hw} -Fraktion in 10 Dauerfeldversuchen wurde von Körshens et al. (1990) für ackerbaulich genutzte Böden ein Optimalbereich zwischen 200 und 400 $\mu\text{g/g}$ TS abgeleitet. Die meisten der untersuchten Varianten befinden sich in diesem Bereich. Niedrigere Werte wurden in der Null und NPK-Variante der Ackerfruchtfolge und in der NPK- und Stallungsvariante der Gemüsefruchtfolge am Standort Skierniewice ermittelt, höhere Werte in der extrem hoch gedüngten Stallungsvariante in Rothamsted, der höchsten Düngungsvariante in Lauchstädt aber auch in allen Düngungsvarianten in Lukavec. Letzterer ist ein Gebirgsstandort mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von nur 7,3°C, was auf eine niedrige Mineralisierungsrate hinweist.

Ein Vergleich der einzelnen Methoden für die mikrobielle Aktivität zeigt deutliche Unterschiede hinsichtlich des Einflusses der Standortbedingungen und der einzelnen Düngerformen (Tab. 2). Aus diesen Betrachtungen werden die Versuche in Caslav und Lukavec ausgeklammert, da der Leguminosenanteil in den Versuchen die eigentliche Wirkung der Düngung überdeckte.

Die Werte der C-Mineralisation (Resp) zeigen keine Standortunterschiede. So weisen die Werte der Nullparzellen an allen Standorten die gleiche Größenordnung auf. Die Mineraldüngung ist ohne Einfluß. Auch der Effekt der organischen Düngung ist vergleichsweise gering mit Steigerungen zwischen 10 und 40 %. Lediglich die 35 t/ha-Stallung-Variante in Rothamsted weist einen Anstieg um 150 % auf. Verglichen mit der C-Mineralisation zeigt die DMSO-Reduktion (DMSO) eine deutlich andere Reaktion auf Standort und Düngerformen auf. Die Werte der Nullparzellen steigen entlang des Tongehaltes der Standorte. Der Einfluß der Düngung auf die DMSO-Reduktion ist im Vergleich zu C-Mineralisation größer. Besonders deutlich wird der vergleichsweise hohe Effekt der mineralischen Düngung. Die Dehydrogenaseaktivität (DH) zeigt niedrigere Werte für den Sandstandort Skierniewice und vergleichbare Werte in Lauchstädt, Rothamsted und Prag. Wie schon für die C-Mineralisation kann auch hier kein

Tab 2: Heißwasserlöslicher Kohlenstoff und bodenbiologische Eigenschaften ausgewählter Düngungsvarianten in 7 Dauerfeldversuchen an 6 Standorten (Frühjahr 1995)

Düngung	**C _{hw} µg/g TS	rel	Resp µg C/g TS*11d	rel	DMSO ng/g TS	rel	DH µg TFF/g TS	rel	AP µg p-NP/g*h	rel	Glu µg Salig/g*3h	rel	Prot µg Tyrosin/g*2h	rel
Skiernewice (7% Ton)														
ohne	73	100	88	100	400	100	10.6	100	323	100	28.2	100	78.7	100
NPK	125	171	87	99	782	195	13.8	129	190	59	39.6	141	103	131
6* Stm	252	345	109	124	1188	297	33.6	316	317	98	62.3	223	145.2	185
6 Stm+NPK	223	305	91	104	1444	361	14.5	137	244	75	74.5	264	134.3	171
Skiernewice-Gemüse (10% Ton)														
NPK	132		76	+))	912		4.6		103		20.0		51.4	
20 Stm	181		85		940		9.1		342		37.6		86.1	
Lukavec (13% Ton)														
ohne	394	100	122	100	1360	100	145.1	100	1356	100	92.4	100	178.5	100
10 Stm	429	109	137	113	1734	127	164.3	113	1536	113	146.2	158	203.5	114
10 Stm+NPK	498	126	136	112	1793	132	131.0	90	1348	99	102.4	111	268.3	150
Caslav (18% Ton)														
ohne	287	100	109	100	1204	100	71.9	100	1267	100	86.5	100	83.2	100
10 Stm	315	110	162	148	1156	96	55.5	77	1237	98	92.5	107	76.8	92
10 Stm+NPK	330	115	139	124	1382	115	72.6	101	1040	92	92.4	101	107	129
Lauchstädt (22% Ton)														
ohne	214	100	102	100	651	100	53.1	100	1008	100	38.1	100	93.6	100
NPK	268	125	93	91	850	131	52.2	98	1018	101	62.7	165	108.5	116
10 Stm	333	156	127	125	856	131	79.9	151	1505	149	69.6	183	104.8	112
10 Stm+NPK	363	170	126	124	1044	160	57.2	108	1340	133	87.3	229	133	142
15 Stm	386	180	126	124	948	146	91.5	172	1762	175	79.9	210	142.2	152
15 Stm+NPK	432	202	155	153	1198	184	99.5	187	1824	181	109.8	288	111.8	119
Röthamsted (27% Ton)														
ohne	250	100	103	100	1137	100	64.2	100	1072	100	40.1	100	62.3	100
NPK	234	94	114	111	1881	166	56.8	88	960	90	94.1	235	82.3	132
35 Stm	855	342	247	239	1954	172	179.4	279	2443	228	114.3	285	353.4	568
Prag (31% Ton)														
ohne	261	100	104	100	1200	100	46.4	100	1247	100	65.2	100	41.9	100
NPK	254	97	81	78	1296	108	25.2	54	1311	105	49.2	75	35.2	84
10.5 Stm	324	124	102	98	1562	130	64.5	139	1433	115	59.4	91	72.1	172
10.5 Stm+NPK	328	126	116	112	1343	112	86.9	187	1498	120	69.0	106	73.3	175

*) /ha und Jahr (**C_{hw}) heißwasserlöslicher C, Resp- C-Mineralisation im Brutversuch [11 Tage Inkubation], DH-Dehydrogenase, AP-Alkalische Phosphatase, Glu-β-Glucosidase, Prot-Protease, +) keine Nullvariante als Bezugsbasis

Effekt der mineralischen Düngung ermittelt werden, aber eine Steigerung durch die organische Düngung, die den ausgebrachten Stallungsmengen entspricht. Kein Einfluß der Düngung konnte für die Gemüsefruchtfolge in Skierniewice ermittelt werden.

Auch die Ergebnisse der Enzymaktivitäten für verschiedene Stoffkreisläufe zeigen unterschiedliche Reaktionen auf Standort und Düngung. Die **alkalische Phosphatase (AP)** ist am Sandstandort wesentlich niedriger und der Einfluß der Düngung war dort gering. Die Werte aller anderen Standorte besitzen eine vergleichbare Größenordnung. Nur die organische Düngung bewirkte eine Steigerung der Phosphataseaktivität, während diese durch mineralische Düngung überwiegend gehemmt wurde. Die **β -Glucosidaseaktivität (Glu)** der Nullparzellen der einzelnen Standorte wächst mit steigendem Tongehalt. Sie wurde sowohl durch mineralische als auch durch organische Düngung gesteigert, wobei der Anstieg proportional zur ausgebrachten Nährstoffmenge bis hin zur höchsten Düngungsstufe erfolgte. Der Einfluß der Düngung auf die **Proteaseaktivität (Prot)** ist im Vergleich zur β -Glucosidase insgesamt geringer und hinsichtlich der Düngerform an den einzelnen Standorten nicht einheitlich. Zur Ermittlung signifikanter, quantifizierbarer Beziehungen zwischen der umsetzbaren Kohlenstofffraktion und den untersuchten bodenbiologischen Parametern wurden die Korrelationen zum C_{org} , zum C_{hwi} und zum Tongehalt berechnet (Tab. 3).

Tab. 3: Korrelation einzelner Kriterien der biologischen Aktivität zum C_{org} , C_{hwi} und zum Tongehalt (n=31, signifikant bei $p < 0.01$)

		Resp	DMSO	DH	AP	Glu	Prot
C_{org}	1995	0.68		0.72	0.94	0.60	0.54
	1994	0.85	0.69	0.78	0.87		
C_{hwi}	1995	0.83	0.54	0.74	0.81	0.73	0.74
	1994	0.76	0.89	0.78	0.71	0.60	0.67
Ton	1995			0.63	0.64		
	1994			0.63	0.70		

Im Untersuchungsjahr 1995 ergaben sich mit $r = 0.83$ für die C-Mineralisation die engsten Korrelationen zum C_{hwi} . Ursache dafür ist wahrscheinlich daß, wie auch bei den C_{hwi} -Werten, der Einfluß der organischen Düngung auf die C-Mineralisation wesentlich stärker als der der mineralischen Düngung war. Die β -Glucosidaseaktivität und die Proteaseaktivität wurden mit steigender Düngung, unabhängig von der Düngungsform (mineralisch/organisch), an allen Standorten deutlich erhöht.

Beide Enzyme zeigen ebenfalls eine engere Korrelation zum C_{hwi} als zum C_{org} und keine Beziehung zum Tongehalt. Auch die DMSO-Reduktion erfuhr an allen Standorten eine deutliche Steigerung sowohl durch organische Düngung als auch durch mineralische Düngung. Die Korrelation zum C_{hwi} ist signifikant, im Untersuchungsjahr 1994 wurden aber wesentlich bessere Ergebnisse erzielt. Die Dehydrogenase und alkalische Phosphatase reagierten unterschiedlich auf die verschiedenen Düngerformen (mineralisch/organisch). Sie wiesen, vor allem aufgrund niedriger Werte am Sandstandort in Skierniewice, deutliche Standortunterschiede auf, was sich in höheren Korrelationen zum C_{org} und zum Tongehalt zeigt.

Die Abhängigkeit einzelner Kriterien der biologischen Aktivität von der organischen Bodensubstanz wurde anhand sehr unterschiedlicher Böden und Landnutzungsformen schon mehrfach mit hohen Korrelationskoeffizienten nachgewiesen. Dagegen treten bei den hier verwendeten Prüfgliedern in Abhängigkeit von der Düngung nur vergleichsweise geringe C-Differenzen auf, was sich in zwar signifikanten aber relativ niedrigen Korrelationskoeffizienten niederschlägt. Darüberhinaus können zahlreiche Einflußfaktoren angenommen werden, z. Bsp. verschiedene Fruchtarten (Leguminosen) und Fruchtfolgesysteme (Monokultur, Ackerfruchtfolge, Gemüsefruchtfolge), die zeitliche Dynamik, der Einfluß der Witterung und der Bodentextur.

Zusammenfassung

Im Rahmen eines EU-Projektes wurden unterschiedliche Düngungsvarianten aus 7 Dauerfeldversuchen an 6 Standorten untersucht. Ziel war die Quantifizierung von Beziehungen zwischen dem Gesamt-C-Gehalt des Bodens, seiner umsetzbaren Fraktion und bodenbiologischen Eigenschaften.

1. Nach Jahrzehnten gleichbleibender Bewirtschaftung hat sich bei Applikation von praxisüblichen Nährstoffmengen eine Differenz zwischen 'ungedüngt' und 'gedüngt' von maximal 0,68% C eingestellt.
2. Die C_{hwi} Fraktion spiegelte die Veränderungen des C-Gehaltes der einzelnen Düngungsvarianten an allen Standorten wider, was ihre Eignung als Kriterium für die Schätzung des umsetzbaren Kohlenstoffs bestätigt. Der von Körschens et al. (1990) empfohlene Optimalbereich von 200-400 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS muß unter Einbeziehung zusätzlicher Standorte (Gebirgslagen) und Fruchtartenspektren (Leguminosenfruchtfolgen) eine weitere Spezifizierung erfahren.
3. Die ermittelten Korrelationskoeffizienten zur mikrobiellen Aktivität des Bodens sind zwar signifikant aber vergleichsweise niedrig, was auf weitere zahlreiche Einflußfaktoren (z.B. Fruchtarten, Textur, Witterung etc.) schließen läßt. Eine Quantifizierung der dargestellten Beziehungen bis hin zur Ausweisung von standort- und bewirtschaftungsspezifischen Optimalwerten bedarf daher weiterer Untersuchungen.

¹ Die Literatur ist beim Autor einzusehen.

Wirkung von TNT (2,4,6-Trinitrotoluol) auf Bodenatmung und Nitrifikation

von

WINKEL,B.; WILKE,B.-M.

Einleitung

Chemische Analysen geben über Anwesenheit und Konzentration bestimmter Schadstoffe in Böden Aufschluß, nicht aber über deren schädliche ökologischen Effekte. Biologische Testmethoden zeigen die ökologischen Effekte der Toxizität von Schadstoffen. Sie decken synergistische Effekte aller Schadstoffe, einschließlich der nicht erwarteten oder nachgewiesenen auf. Im Rahmen des Förderschwerpunkts „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“ Verbund 4: Ökotoxikologische Testbatterien sollen ökotoxikologische Tests validiert werden. Die Wirkung von Schadstoffen auf Bodenmikroorganismen wird u.a. mit potentieller Ammoniumoxidation und Atmungskurven bewertet. Da ein wesentlicher Teil der im Vorhaben zu bewertenden Bodenproben aus mit 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) kontaminierten Rüstungsaltslasten stammt, wurde die Wirkung von TNT auf bodenmikrobielle Prozesse zunächst im Laborversuch untersucht.

Material und Methoden

Die Versuche wurden mit A_p-Horizonten (schluffige Sande) zweier unbelasteter Parabraunerden durchgeführt (Tab.1).

Tab. 1: Eigenschaften der Böden

Boden	pH [CaCl ₂]	WHK _{max} [%]	P _{cal}	N _{total} [g/kg]	C _{Org} [%]	NO ₂ -Bildung [µg NO ₂ /kg·h ⁻¹]
SB	6,1	24	0,20	1,48	2,5	0.58
PB	6,6	29	0,32	1,59	2,1	0.85

TNT wurde in 5 ml Aceton gelöst und auf 100 g Seesand gegeben. Nachdem das Aceton abgedampft war, wurde der Sand mit 1,5 kg Boden vermischt und in drei Parallelen bei 20°C im Dunkeln inkubiert. Die Wirkung auf Bodenmikroorganismen wurde mit Hilfe der potentiellen Ammoniumoxidation nach TORSTENSSON und des kombinierten Atmungstests (basal- und substratinduzierte Atmung) nach PALMBORG & NORDGREN bewertet (Methoden s. Torstensson 1993).

Ergebnisse und Diskussion

Einen Tag nach TNT-Zugabe hemmten 400 mg TNT/kg die Nitritbildung des PB-Bodens (Abb. 1a), SB zeigte bereits bei 50 mg TNT/kg eine deutliche Beeinflussung (Abb.1b). Mit zunehmender Inkubationsdauer stieg die Hemmung der Ammoniumoxidation in PB an, wohingegen in SB über die Zeit keine gravierende Änderung auftrat. Dies kann mit einem TNT-Abbau in PB zu seinen toxischeren Zwischenprodukten erklärt werden. Dieser Boden hat eine höhere mikrobielle Aktivität als SB (vgl. potentielle Ammoniumoxidation Tab.1), die anhand von Nährstoffversorgung und pH-Wert erklärbar wird.

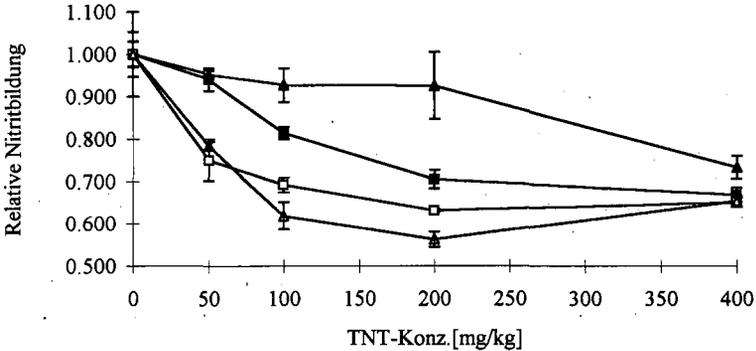


Abb. 1a: Auswirkung von TNT auf die potentielle Ammoniumoxidation in PB

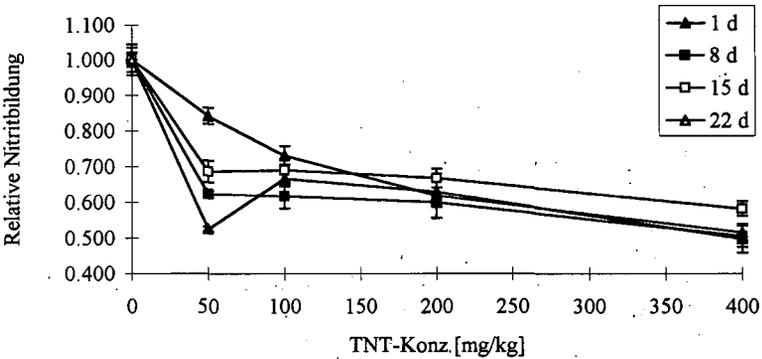


Abb.1b: Auswirkung von TNT auf die potentielle Ammoniumoxidation in SB

TNT beeinflusste die Bodenatmung deutlich. Bereits 100 mg TNT/kg verlängerten die Lag-Phase (Zeit zwischen Glukose-Zugabe und exponentieller Wachstumsphase) und erhöhten den respiratorischen Quotient (Q_R), gebildet aus Basal/Substratinduzierte Atmung des PB-Bodens (Abb.2 & 3). Diese beiden Faktoren werden zur Bewertung aller kontaminierten Böden hinzugezogen. Ein weiteres Merkmal der TNT-Kontamination, das bei anderen Schadstoffen bisher nicht aufgetreten ist, ist die Bildung eines zweiten Peaks, der sich bei Konzentrationen über 200 mg TNT/kg weiter nach hinten verschiebt (Abb.2). Dies deutet auf eine durch Substratzugabe induzierte Sukzession der Mikroorganismen-Population hin. Mögliche Ursache ist das, durch das Absterben der ersten Population erleichterte, Entstehen einer zweiten weniger TNT-toleranten Population. Zur Bestätigung dieser Vermutung bedarf es weiterer Untersuchungen.

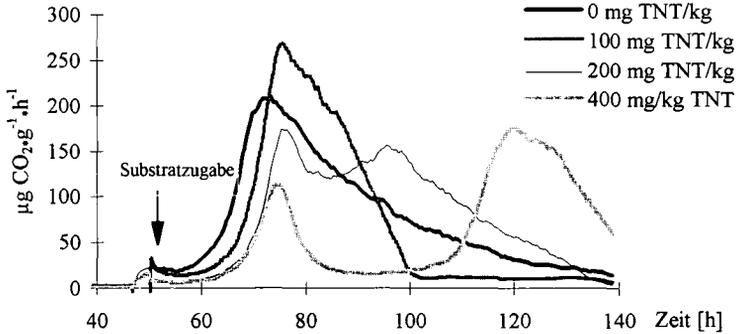


Abb.2: Wirkung von TNT auf die Bodenatmung von PBBA 10 Tage nach Dotierung

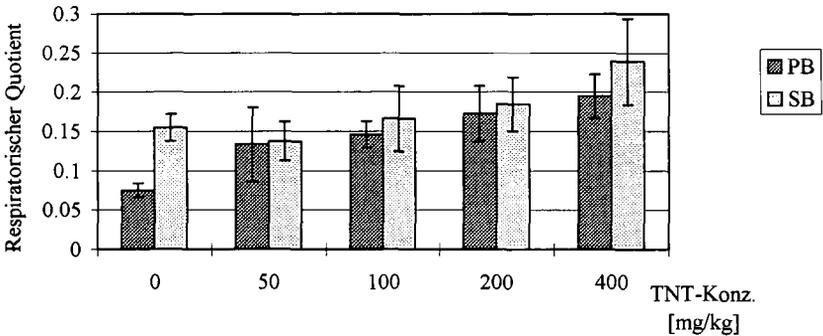


Abb.3: Änderung von Q_R in den Böden mit zunehmender TNT-Konzentration

Eine längere Inkubationsdauer nach Dotierung wirkt sich nicht auf den respiratorischen Quotienten und die Lag-Phase des ersten Peaks aus. Der zweite Peak liegt allerdings zehn Tage nach der Zugabe von TNT weiter hinten als nach drei Tagen (Abb.4). Mögliche Gründe dafür sind, daß sich die Mikroorganismen so kurz nach Dotierung noch nicht auf das TNT eingestellt haben oder daß die Adsorption des TNT im Boden noch nicht abgeschlossen ist.

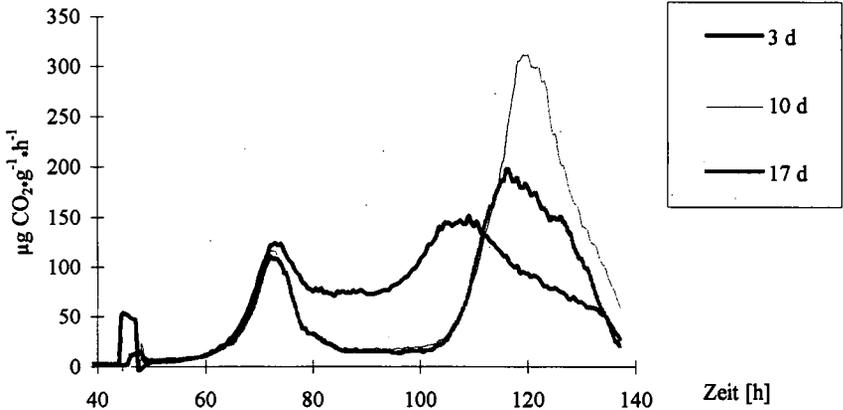


Abb.4: Wirkung von 400 mg TNT/kg PB-Boden auf die Bodenatmung in Abhängigkeit von der Alterung

Zusammenfassung

15 Tage nach Dotierung wirkten bereits 50 mg TNT/kg Boden auf die potentielle Ammoniumoxidation beider Böden hemmend. Auch der respiratorische Quotient (Q_R) und die Lag-Phase wurden durch 100 mg TNT/kg deutlich beeinflusst. Bei Konzentrationen über 200 mg TNT/kg zeigte sich in den Atmungskurven ein zweiter Peak. Die Ursache dafür wird weiterhin untersucht. Sowohl die potentielle Ammoniumoxidation als auch der kombinierte Atmungstest reagierten auch drei Wochen nach Dotierung sensibel und erschienen als ökotoxikologische Testmethoden für TNT-kontaminierte Altlasten sinnvoll. Weitere Tests werden an real kontaminierten Böden durchgeführt.

Diese Arbeit wurde vom BMBF (Bundesministerium für Erziehung, Wissenschaft, Forschung und Technologie) gefördert. Besonderer Dank gilt Frau L. Kapitzki und Frau R. See für ihre Hilfe.

Literatur

Nordgren, A., Baath, E. Söderström, B. (1988): Evaluation of soil respiration characteristics to assess heavy metal effects on soil microorganisms using glutamic acid as a substrate, *Soil Biol. biochem.*, 20(6):949-954

Torstensson, L. (1993): MATS Guidelines: Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment, Swedish Environmental Protection Agency

BEITRÄGE SYMPOSIUM

KOMMISSION II

und

KOMMISSION III

Band 85

Heft II

1997

Klimaeinfluß auf organische P-Bindungsformen in Korngrößenfraktionen russischer Steppen- und nordamerikanischer Prärieböden

von

AMELUNG,W.; SUMANN,M.; RODIONOV,A.; ZECH,W.

Einleitung

Sowohl geochemische als auch biologische Prozesse bestimmen die P-Dynamik in Böden (Cross und Schlesinger, 1995). Diese Prozesse werden vom Klima beeinflusst (Jenny, 1941). Obwohl Großteile des P in Böden organisch gebunden sein können (McCall et al., 1956), wurde der Zusammenhang zwischen Klimatelementen und der Zusammensetzung von organisch P (P_{org}) bisher nur sehr selten untersucht (Newman und Tate, 1980). Vor allem fehlen diesbezüglich aussagekräftige Daten für die fruchtbaren Böden der russischen Steppe und der nordamerikanische Prärie.

Mit Hilfe der Korngrößenfraktionierung lassen sich operationell definierte Pools der organischen Bodensubstanz gewinnen, die sich hinsichtlich ihrer Reaktivität und humuschemischen Eigenschaften deutlich voneinander unterscheiden (Christensen, 1992). Erste ^{31}P -NMR-spektroskopische Studien zur P-Bindung in den Korngrößenklassen machen wahrscheinlich, daß sich die Korngrößenfraktionierung auch zur Identifikation unterschiedlicher P-Pools eignet (Leinweber et al., 1997). Die vorliegende Arbeit hat deshalb zum Ziel, den Einfluß des Klimas auf die Zusammensetzung von P_{org} in Korngrößenfraktionen herauszuarbeiten.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden je 11 Oberböden (0 - 10 cm) der naturbelassenen Prärie Nordamerikas sowie der naturbelassenen Steppen Rußlands entlang Klimagradienten beprobt. Die Probenahmestandorte entstammen einer repräsentativen Auswahl von Versuchsflächen der Studien von Amelung (1997; Standorte I, II, III, IV, VI, X, XIII, XVI, XIX, XX, XXI) sowie Rodionov et al. (1997; Standorte 2, 5, 8, 10). Anschließend erfolgten ^{31}P -NMR-spektroskopische Messungen an 0.1 M NaOH/0.4 M NaF-Extrakten (1:1 v/v) der Feinerde sowie der Ton- (< 2 μm), Schluff- (2 - 20 μm) und Sandfraktionen (20 - 2000 μm , letzere zwei Fraktionen wurden nur von den russischen Standorten extrahiert).

Ergebnisse und Diskussion

In beiden Graslandschaften liegen zwischen 30 und 75 % des P_{org} als Monoester vor. Sieben bis 40 % des P_{org} ist als Diester-P gebunden. Mono- und Diester-P sind damit die quantitativ wichtigsten organischen P-Bindungsformen in den hier untersuchten Böden. Die relativen Signalintensitäten für P-Diester sind in den Tonfraktionen signifikant gegenüber denjenigen in der Feinerde erhöht ($p < 0,05$; Abb. 1), jene der P-Monoester sind vermindert ($p < 0,05$, nur für die nordamerikanischen Standorte signifikant, nicht dargestellt).

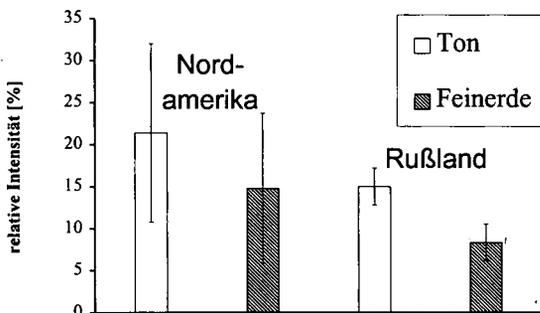


Abbildung 1. Anteile von P-Diestern an der Gesamt-Signalintensität in ^{31}P -NMR-Spektren von NaOH/NaF-Extrakten aus Feinerde und Tonfraktion nordamerikanischer und russischer Steppenböden.

Aus naßchemischen Humusanalysen von Korngrößenfraktionen ist bekannt, daß mit abnehmendem Äquivalentdurchmesser der Fraktionen der Zersetzungsgrad der organischen Bodensubstanz zunimmt, so daß die Konzentration mikrobieller Stoffwechselprodukte in der Tonfraktion maximal ist (Christensen, 1992; Guggenberger et al., 1994; Amelung, 1997). Die eigentlich labileren P-Diester sind dabei nicht zu Monoestern verseift worden, sondern sie sind in der Tonfraktion angereichert. Deshalb ist davon auszugehen, daß es sich hierbei um (vermutlich mikrobielle) Syntheseprodukte handelt.

In Abb. 1 fällt auf, daß die relativen Signalintensitäten für P-Monoester in den russischen Böden im Mittel niedriger sind und weniger stark schwanken als in den Extrakten aus den nordamerikanischen Böden. Dies ist insofern bemerkenswert, als daß der Bodentyp in den russischen Standorten stärker variiert (Greyzem, Phaeozem, Chernozem, Kastanozem) als in den USA, wo wir v.a. Chernozeme und Kastozeme beprobt haben. Auch die Vegetationsform ändert sich auf den russischen Standorten (Wald auf dem Greyzem, Gräser auf den anderen Standorten), wohingegen in Nordamerika Gräser dominieren. Es scheint, daß weder die Bodentypen Greyzem und Phaeozem noch die Waldvegetation auf dem Greyzem einen starken Einfluß auf die Zusammensetzung des P_{org} im Steppenoberboden ausübt.

Amelung (1997) fand für die Standorte der nordamerikanischen Prärie, daß Klimaeinflüsse auf die organische Bodensubstanz v.a. durch die Tonfraktion angezeigt werden. Dies gilt auch für die hier vorgestellte Studie. Je höher die mittleren Jahrestemperaturen (MJT) sind, desto relativ mehr P-Diester ($r_{MJT, P-Diester} = 0,91^{***}$) und weniger P-Monoester ($r_{MJT, P-Monoester} = -0,87^{***}$) finden sich in den Tonfraktionen der nordamerikanischen Prärieböden (Abb. 2). In den russischen Steppen nimmt in Extrakten der Tonfraktionen der Anteil der P-Diester mit zunehmenden MJT in der Reihenfolge Haplic Greyzem < Haplic Chernozem < Haplic Kastanozem < Gypsic Kastanozem ebenfalls zu ($r_{MJT, P-Diester} = 0,95^*$), die Signalintensitäten für P-Monoester nehmen in gleicher Richtung ab ($r_{MJT, P-Monoester} = 0,94^*$). Mit Hilfe der mittleren MJT können wir also über 75 % ($r^2 > 0,75$) der relativen Signalintensitäten für P-Mono- und P-Diester in ^{31}P -NMR-Spektren alkalischer Bodenextrakte vorhersagen. Da die P-Diester vermutlich mikrobieller Herkunft sind (s. oben), machen die Ergebnisse wahrscheinlich, daß mikrobienbürtige P-Strukturen um so stärker zur P-Zusammensetzung beitragen, je wärmer das Klima ist.

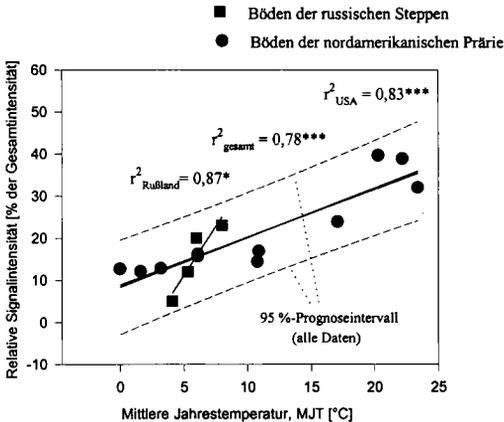


Abbildung 2. Relative Signalintensitäten der P-Monoester und P-Diester in ^{31}P -NMR-Spektren alkalischen Bodenextrakte als Funktion der mittleren Jahrestemperatur, MJT.

Die Befunde decken sich nicht mit denen nach Bestimmung von Zuckern. Hier deuten abnehmenden Hexosen/Pentosen-Verhältnisse in den Tonfraktionen an, daß der Anteil mikrobieller Neutralzucker mit zunehmender MJT sinkt (Amelung, 1997). Auch der Anteil von Amino-zucker-C bzw. zu Gesamt-C korreliert nicht positiv mit der MJT, sondern zeigt einen parabolischen Zusammenhang (Amelung et al., 1997). Die Ergebnisse zeigen, daß zum Verständnis der gesamten Humusdynamik unterschiedliche Strukturelemente betrachtet werden müssen, und daß sich die Dynamik von P_{org} zumindest von derjenigen der Zucker unterscheidet.

Auf den russischen Standorten sinkt mit zunehmender MJT die MJN ab. Hier lassen sich Einflüsse des MJN deshalb nicht von solchen des Temperaturregimes trennen. Für die nordamerikanischen Böden gilt jedoch, daß der MJN nur schwach mit den relativen Signalintensitäten für P-Diester in den Extrakten der Tonfraktion korreliert ($r^2 = 0,20^*$), für P-Monoester sind entsprechende Korrelationen nicht signifikant. Einflüsse des Niederschlagsregimes sind also für die P_{org} -Zusammensetzung der Tonfraktionen nur von untergeordneter Bedeutung. Dies gilt nicht für die Feinerde der nordamerikanischen Böden, wo der MJN stärker als die MJT mit den relativen Signalintensitäten für P-Mono- und -Diester korreliert ($r_{MJN, P-Monoester} = -0,68^*$ und $r_{MJN, P-Diester} = +0,78^{**}$).

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Das Klima beeinflusst die Zusammensetzung des P_{org} , v.a. im Ton. Mit zunehmender MJT, aber auch mit zunehmendem MJN, ist P_{org} reicher an mikrobienbürtigen P-Diestern und ärmer an vermutlich pflanzenbürtigen P-Monoestern. Dies macht wahrscheinlich, daß im Zuge einer verstärkten P-Mineralisation bei höheren Temperaturen und feuchteren Klimaten P-Diester mikrobiell synthetisiert werden und in wärmeren Klimaten in der Tonfraktion gegenüber anderen P-Strukturen akkumuliert werden. Der Temperatureinfluß zeigt sich hierbei deutlicher im mikrobiell stärker veränderten Substrat der Tonfraktion, wohingegen sich der Niederschlagseinfluß v.a. in der Zusammensetzung von P_{org} des Gesamtbodens niederschlägt.

Literatur

- Amelung, W. 1997. Zum Klimaeinfluß auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 53.
- Amelung, W., X. Zhang und W. Zech. 1997. Amino sugars in native grassland soils along a climosequence in North America, Soil Sci. Soc. Am. J., begutachtet und zum Druck empfohlen.
- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20: 1-90.
- Cross, A.F. und W.H. Schlesinger. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64: 197-214.
- Guggenberger, G., B. T. Christensen und W. Zech. 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil I. Lignin and carbohydrate signature. *Europ. J. Soil Sci.* 45: 449-458.
- Jenny, H. 1941. Factors of soil formation. New York.
- Leinweber, P., L. Haumaier und W. Zech. 1997. Sequential extractions and ^{31}P -NMR spectroscopy of phosphorus forms in animal manures, whole soils and particle size separates from a densely populated livestock area in northwest Germany. *Biol. Fertil. Soils* 25:89-94.
- McCall, W.W., Davis, J.F. und Lawton, K. (1956). A study of the effect of mineral phosphates upon the organic phosphorus content of organic soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 20, 81-83.
- Newman, R.H. und K.R. Tate. 1980. Soil phosphorus characterization by ^{31}P nuclear magnetic resonance. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 11: 835-842.
- Rodionov, A., W. Amelung, I. Urucewskaja und W. Zech. 1997. Beziehungen zwischen Klimafaktoren und C-, N-Pools in Korngrößenfraktionen zonaler Steppenböden Rußlands. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, eingereicht.

Klimaeinfluß auf Aminosucker in Korngrößenfraktionen nordamerikanischer Prärieböden

von

FLACH,K.W.; AMELUNG,W.; ZHANG,X.; ZECH,W.

Die Kenntnis der Aminosucker-Zusammensetzung erlaubt Rückschlüsse auf die mikrobielle Herkunft der organischen Bodensubstanz. Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, den Einfluß des Klimas auf die Verteilung und Konzentration von Aminosuckern in Korngrößenfraktionen herauszuarbeiten. Hierzu wurden 18 Oberböden der naturbelassenen Prärie Nordamerikas entlang Gradienten der mittleren Jahrestemperatur (MJT) und des mittleren Jahresniederschlages (MJN) zwischen Saskatoon (Kanada) und Süd-Texas (USA) beprobt. Anschließend erfolgte die Bestimmung von Glucosamin, Muraminsäure, Galactosamin und Mannosamin in Feinerde und Korngrößenklassen der Ton- ($< 2 \mu\text{m}$), Schluff- ($2 - 20 \mu\text{m}$), Feinsand- ($20 - 250 \mu\text{m}$) und Grobsandfraktion ($250 - 2000 \mu\text{m}$; Originaldaten bei Amelung, 1997). Mit abnehmendem Äquivalentdurchmesser der Korngrößenfraktionen steigen die Konzentrationen der Aminosucker von $11 \text{ g kg}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}$ im Grobsand auf $54 \text{ g kg}^{-1} \text{ C}_{\text{org}}$ in der Tonfraktion an, die ungefähr 70 % der Hexosamine und 80 % der Muraminsäure enthält. Die Dynamik der Aminosucker ist vom Klima abhängig. Die Zusammensetzung der Aminosucker, v. a. im Ton, wird vom Feuchteregime beeinflusst. Je höher die Jahresniederschlagsmengen sind, desto mehr Aminosucker liegen als chitinbürtiges Glucosamin vor, desto weniger sind Aminosucker also bakteriellen Ursprungs. Dagegen beeinflusst das Temperaturregime in erster Linie das Aminosuckerspektrum der größeren Fraktionen sowie die Summenkonzentration der Aminosucker in der Feinerde, die parabolisch von der MJT abhängen und für eine MJT zwischen $12,4$ und $15 \text{ }^\circ\text{C}$ maximal sind. Mit Hilfe einer hierarchischen Clusteranalyse läßt sich die parabolischen Funktion der Aminosucker-Konzentration in jeweils zwei lineare Funktionen zerlegen. In Böden der nördlich-zentralen Prärie (*cryic* bis *mesic* Temperaturregime) steigen die Aminosucker-Konzentrationen mit zunehmender MJT an, weil Frost die Produktion von Aminosuckern hemmt. In der südlichen Prärie (v. a. *thermic* bis *hyperthermic* Temperaturregime) fallen die Aminosucker-Konzentrationen ab, wenn das Klima noch wärmer wird, da sich das Gleichgewicht zwischen Aminosuckerproduktion und Zersetzung hin zur letzteren verschiebt.

Eine detaillierte Veröffentlichung der Ergebnisse erfolgt an anderer Stelle.

Literatur: Amelung, W. 1997. Zum Klimaeinfluß auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 53.

¹4104 El Macero Drive, Davis, CA 95616. Poster anlässlich des 70ten Geburtstags von Klaus Flach

²Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Untersuchung zu Herbizid-DOC-Wechselwirkungen

von

GIESSSL, H.; KAUPENJOHANN, M.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) wird zunehmend als bedeutendes Transportagens für die Schadstoffverlagerung in Böden diskutiert. Aus experimentellen Untersuchungen mit hydrophoben Kohlenwasserstoffverbindungen ist bekannt, daß Wechselwirkungen mit DOC bestehen. Beim Nachweis dieser Wechselwirkungen stößt man jedoch ganz allgemein auf analytische Schwierigkeiten bezüglich der Trennung DOC-gebundener und „frei gelöster“ Stoffe.

Über die Bedeutung von DOC als Reaktionspartner für Herbizide ist bisher wenig bekannt. Das Ziel der Untersuchung war es deshalb, Herbizid-DOC-Wechselwirkungen nachzuweisen und dafür eine geeignete, routinefähige Methode zu entwickeln. Der methodische Ansatz beruht auf der fallenden Wirkung von Metallionen für höhermolekulare Verbindungen der Huminstofffraktion von Böden.

Die Untersuchungen wurden mit den Herbizid-Wirkstoffen Terbutylazin und Pendimethalin und mit DOC-Extrakten von zwei Ackerböden (Anmoor, Kolluvium), dem Auflagehorizont (Moder) eines Waldbodens sowie technischer Humussäure als Vergleichslösung durchgeführt. Für die Fällungsreaktionen wurde Cu in Form von CuCl_2 -Lösungen verwendet.

Voruntersuchungen ergaben, daß eine unterschiedliche Effektivität der Fällung durch Cu bei den einzelnen DOC-Lösungen von 19% (Moder) bis 90% (Anmoor) besteht. Die Herbizid-Wiederfindung aus Wasser wurde durch Cu nicht beeinträchtigt. In DOC-haltigen Bodenextrakten wurden jedoch bei der Variante ohne Cu-Zusatz im Vergleich zur Kontrolle für die zugesetzten Wirkstoffe bereits deutlich geringere Wiederfindungsraten (Terbutylazin 60-90%, Pendimethalin 5-30%) festgestellt. Kupfer verringerte die Herbizid-Wiederfindung in unterschiedlichem Maße weiter, was als Indiz für die Fällung DOC-gebundener Wirkstoffe angesehen wurde. Für Terbutylazin wurde festgestellt, daß die Reaktionslösung mit dem geringsten DOC-Flockungsgrad die stärkste Reduktion frei gelösten Wirkstoffes aufwies. Pendimethalin konnte nach Cu-Zusatz nur noch im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze wiedergefunden werden.

Die Arbeit ist zur Veröffentlichung in „Environmental Science and Pollution Research“ eingereicht.

Lösliche und extrahierbare DOM-Charakterisierung der organischen Bodensubstanz und ihren Wechselwirkungen mit Kupfer

von

HOFFMANN,C.; GRUBE,R.; RENGER,M.

Die Affinität von Cu^{2+} zur Bildung von Komplexen mit der organischen Bodensubstanz (SOM) ist deutlich stärker ausgeprägt als die Festlegung z.B. durch Oxide oder Tonminerale. Diese Komplexbindung ist nicht ohne weiteres reversibel. Zwischen Adsorption und Desorption besteht eine erhebliche Hysterese (SWIFT et al. 1995). Der Anteil von Cu^{2+} in der Bodenlösung steigt erst bei pH-Werten unter 6.0 langsam an. Bei höheren pH-Werten liegt Kupfer zu 100 % in Form organischer Komplexe vor (MC BRIDE & BOULDIN 1984). Zum Verständnis von Kupfermobilität in Böden ist deshalb eine umfassende Kenntnis der SOM und deren löslichem Anteil, dem DOM notwendig. Als DOM werden im allgemeinen jene Anteile der gelösten organischen Verbindungen in der Bodenlösung, in Gewässern oder dem Grundwasser bezeichnet, welche über natürliche biotische und abiotische Prozesse gebildet werden und bei der Filtration eine $0.45 \mu\text{m}$ Membran passieren. DOM wird im Gelände über Saugkerzen mit der Bodenlösung gewonnen. Diese Methode ist jedoch zeit- und kostenintensiv. Im Labor kann DOM z.B. aus dem Perkolat von Bodensäulen gewonnen werden. Je nachdem, ob es sich dabei um gestörte oder ungestörte Bodensäulen handelt, bzw. welche Perkolationslösungen verwendet werden, zeigen sich erhebliche Unterschiede in der DOM-Qualität und -Quantität. Alter und Ursprung der organischen Substanz sowie physico-chemische Bodenparameter üben ebenfalls einen Einfluß aus.

Der Einsatz von unterschiedlichen Elutionsmitteln zur Charakterisierung von Kupfer und SOM in Batch-Versuchen führt ebenfalls zur Extraktion organischer Komponenten $< 0,45 \mu\text{m}$, wobei je nach Extraktionsmittel niedermolekulare Komponenten, makromolekulare Bestandteile, Polymerisate oder abgespaltene Humusbestandteile unterschieden werden können. Diese löslichen Bestandteile zeigen jedoch oft ein gänzlich anderes Bindungsverhalten als jener DOM, welcher aus der Bodenlösung bzw. dem Perkolat gewonnen wird. Für eine Interpretation und Bewertung solcher Ergebnisse ist es deshalb in Zukunft wichtig, beim DOM zwischen „löslichen“ Fraktionen (DOM_s) und „extrahierbaren“ Fraktionen (DOM_E) zu unterscheiden.

Material & Methoden

Es wurden Bodenproben eines ehemaligen Rieselfeldstandorts in Berlin-Buch (B), welcher seit zwölf Jahren nicht mehr berieselt wird und eines Rieselfeldes in Berlin-Gatow (G), das regelmäßig mit Klarwasser aus dem Ablauf der Kläranlage Berlin-Ruhleben beschickt wird, untersucht. Am Standort Buch wirken seit Ende der Verrieselung intensive Mineralisationsprozesse, die eine erhebliche Nitratfreisetzung und pH-Wert-Absenkung verursacht haben. In Gatow werden mit dem Klarwasser regelmäßig basische Kationen eingetragen, die zu einem stabilen pH-Wert um 7 geführt haben (HOFFMANN et al. 1995). Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffs wurde thermokonduktometrisch nach Verbrennung im geschlossenen System bestimmt. Die effektive KAK wurde mit 1 M $\text{NH}_4\text{-Cl}$ -Lsg. im Verhältnis 5 g : 100 ml ermittelt. Die Gesamt-Cu-Bestimmung erfolgte mit konz. HNO_3 im Verhältnis 0.5 g : 10 ml durch Druckaufschluß. NH_4 -Acetat- und NH_4 -EDTA-lösliche Fraktionen wurden in Anlehnung an ZEIEN & BRÜMMER (1989) an jeweils neuen Proben be-

¹ TU-Berlin, Inst. f. Ökologie & Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin
e-mail: crisnjhb@sp.zr.zu-berlin.de

² FUGRO Consult GmbH Berlin, Wolfener Str. 36 Aufgang K, D-12681 Berlin

stimmt. Die Proben B2 und B3 aus Buch, sowie die Gatower Proben G1, G2 und G3 entsprechen in ihrer Abfolge im Profil untereinander liegenden Horizonten. In Tab.1 sind die bodenchemischen Kenndaten der untersuchten Proben dargestellt.

Tab.1: Bodenchemische Kenndaten der untersuchten Proben

Probe	Tiefe	pH-Wert	C _{org.}	C/N	KAK _{eff.}	Cu _{org.}	Cu _{verfngb.}	Cu _{org.}
Buch	[cm]	CaCl ₂	[%]		NH ₄ Cl	HNO ₃	NH ₄ OAc	NH ₄ EDTA
					[mmol/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
B1 [Ah ₁]	0-20	5.2	2.0	11.4	115.7	104	9.2	63.4
B2 [Ah ₁]	0-19	5.5	4.2	10.5	191.8	199	9.5	118.8
B3 [Ah ₂]	19-29	5.2	1.0	8.0	97.2	56	10.3	34.3
Gatow								
G1 [Ap ₁]	0-12	6.6	4.6	9.6	366.7	68	1.3	40.0
G2 [Ap ₂]	12-39	6.5	3.0	10.3	163.4	102	3.0	63.8
G3 [rAh]	39-50	6.3	0.5	9.5	41.5	16	n.b.	16.0

Die Extraktion der Proben erfolgte im Batchversuch mit einem Bodenlösungsverhältnis von 1:5 für 24 h im Überkopfschüttler, anschließend wurden die Extrakte abzentrifugiert (3.000 U/min, 5 min.) und membranfiltriert (< 0.45 µm). Als Extraktionsmittel wurden bidest. H₂O, 0.01 M CaCl₂, 0.03 M NaOH sowie 0.1 M Na₄P₂O₇ eingesetzt. Die gewonnenen Extrakte wurden mittels Ultrafiltration in drei Molekülfractionen geteilt (R₁:>10 kD, R₂:1-10 kD, R₃:<1 kD). In diesen Proben wurde jeweils die Kupfer- und DOM-Konzentration ermittelt.

Ergebnisse

Mit H₂O lassen sich im Vergleich zu CaCl₂ zwischen 10 und 60 % mehr DOM extrahieren. Der prozentuale Anteil des wasserlöslichen DOM bezogen auf den Humusvorrat steigt mit zunehmender Tiefe im Profil an. Dies könnte ein Indiz für eine Verlagerung von mobilere DOM-Anteilen in tiefere Horizonte sein. Die mit H₂O ermittelten DOC-Konzentrationen entsprechen in der Größenordnung in etwa den Bodenlösungskonzentrationen, die in Buch und Gatow im Gelände gemessen wurden (HOFFMANN et al. 1995). Die Extraktion mit H₂O bzw. CaCl₂ scheint zumindest in sandigen Böden mit dem DOM₅ (aus dem Gelände) vergleichbare Daten zu liefern.

Tab.2: DOC-Ausbeuten [%] von den Gesamt-C_{org.}-Gehalten

Probe	DOC-H ₂ O	DOC-CaCl ₂	DOC-NaOH	DOC-Na ₄ P ₂ O ₇
B1 (Ah ₁)	0.95	0.88	10.00	30.63
B2 (Ah ₁)	0.35	0.25	6.25	15.48
B3 (Ah ₂)	1.10	0.78	18.75	30.00
G1 (Ap ₁)	0.30	0.17	5.16	17.39
G2 (Ap ₂)	1.08	0.37	8.33	21.67
G3 (rAh)	2.70	1.10	24.50	100.00

Die Extraktion mit NaOH und Na₄P₂O₇ führt im Vergleich mit den beiden anderen Extraktionsmitteln zu einer erheblich stärkeren DOM-Freisetzung, Ursache hierfür ist hauptsächlich der pH-Wert-Einfluß bei der Dissoziation von funktionellen Gruppen sowie die Zerstörung von Ca²⁺-Brücken. Bei einer längeren Extraktionsdauer können NaOH und Na₄P₂O₇ auch zu einer Zerstörung von organischer Substanz beitragen (KHAIRY & ZIEHMANN 1981). Diese Bruchstücke finden sich bei der Ultrafiltration überwiegend in der Molekülfraction > 10 kD (R₁) wieder. Diese Ergebnisse müssen als DOM_E angesprochen werden, da es sich hier um chemisch veränderte organische Verbindungen handelt, die in dieser Form nicht unter natürlichen Bedingungen auftreten würden.

Der Quotient aus H₂O- und CaCl₂-löslichem DOM (Abb.1) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den beiden Standorten. Die Quotienten der Bucher Böden sind nur wenig größer als 1, bei den Gatower Proben (G1-3) dagegen werden Quotienten von 1.7 bis ca. 3.0 erreicht. Für die deutlich niedrigere DOM-Freisetzung aus den Gatower Proben wird eine Ca-Brückenbildung verantwortlich sein, die einerseits zur Verknüpfung von kleineren DOM-Molekülen, andererseits zur stärkeren Bindung von

DOM an die mineralische Festphase führt (MURPHY et al. 1994). In diesen Proben ist der makromolekulare DOM-Anteil (R_1 : >10kD) im Vergleich zu den Bucher Proben sehr hoch (40-60 %). Bei den Bucher Proben dagegen scheint die Ca-Brückenbildung nur eine nachgeordnete Rolle zu spielen, da aufgrund intensiver Mineralisationsprozesse der niedermolekulare Anteil des DOM (R_3 : <1kD) mit etwa 35 % deutlich höher als in Gatow ist.

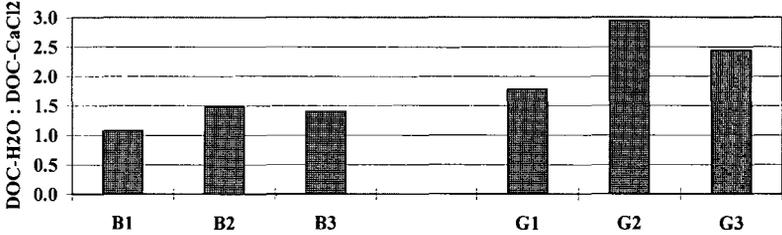


Abb.1: Verhältnis von DOC-H₂O : DOC-CaCl₂ der untersuchten Proben

In Untersuchungen an Säulenperkolaten mit vergleichbaren Böden der Standorte Buch und Gatow konnten HOFFMANN et al. (1995) deutliche Unterschiede in der Art des freigesetzten DOM beobachten. Der Gatower DOM weist erheblich höhere UV-Absorptionen bei 254 und 436 nm auf, das führt zu auch zu höheren $\epsilon_{254}/\text{DOC}$ -Quotienten (Gatow: 3-4; Buch: 1.5-2) und einer deutlichen Gelbfärbung der Perkolate. Diese Ergebnisse stützen die Annahme, dass in Buch schnelle, unvollständige Mineralisationsprozesse ablaufen, während aus dem Gatower Bodenmaterial sehr stark huminstoffartiges Material mit einem hohen Anteil an -COOH- und phenolischen Gruppen freigesetzt wird.

Die Abb. 2 zeigt die Verhältnisse von Cu [mmol] / DOC [mol] in den untersuchten Proben. Es ist deutlich erkennbar, dass der wasserlösliche Bucher DOM mit etwa 1 Cu-Atom/1.000 C-Atome eine fast dreimal so hohe Belegung aufweist. Ursächlich dafür dürfte der deutlich höhere Anteil an leichtmobilisierbarem Kupfer in den Bucher Proben sein (vgl. Tab. 1). Bei pH-Werten um 5.0 liegt dieses Kupfer wahrscheinlich zum kleineren Teil als Cu^{2+} , zum größeren Teil komplexiert mit niedermolekularer organischer Substanz vor (NEDERLOF & VAN RIEMSDIJK 1995). Die gemessenen Cu/DOC-Verhältnisse entsprechen in ihrer Größenordnung Meßwerten, die seit einigen Jahren in Buch und Gatow in der Bodenlösung im Gelände erhoben werden (HOFFMANN et al. 1995).

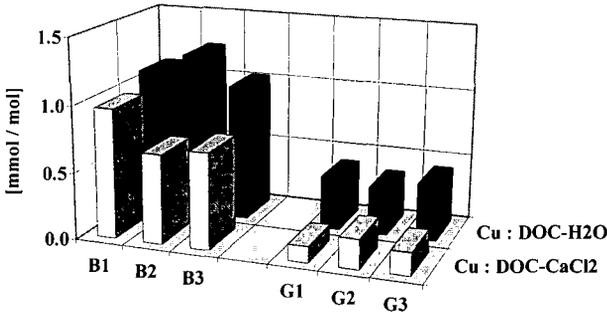


Abb.2: Verhältnisse von Kupfer und DOC [mmol/mol] in den H₂O- und CaCl₂-Extrakten

Die Abb.3 zeigt den erheblichen Einfluß von Extraktionsmitteln auf die Freisetzung von DOM und Kupfer, anhand der Cu/DOC-Quotienten. Bei den $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ -Extrakten ist ein deutlicher Anstieg des Cu-DOC-Verhältnisses in den kleineren Molekülfractionen (R_2 & R_3) zu erkennen. Am deutlichsten ist der Anstieg in der Fraktion 1-10 kD (R_2) ausgeprägt. Weiterhin ist eine Zunahme der Cu-DOC-Quotienten mit zunehmender Profiltiefe zu beobachten, hierfür könnte die Verlagerung von Kupferkomplexen mit niedermolekularer organischer Substanz verantwortlich sein. Dafür spricht auch das

relativ hohe Cu/DOC-Verhältnis in den Fraktionen R2 und R3 und das relativ niedrige in der Fraktion R1.

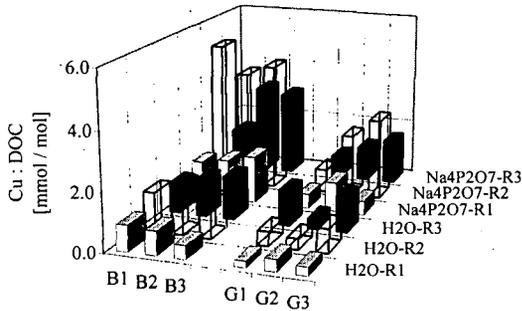


Abb.3: Verhältnisse von Kupfer und DOC [mmol/mol] in den drei Molekülgrößenfraktionen (R1: >10kD, R2:1-10kD, R3: <10kD) der H₂O- und Na₄P₂O₇-Extrakte

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß unterschiedliche Extraktionsmittel z.B. in Abhängigkeit von pH-Wert oder Komplexierungsseigenschaften sehr verschiedene Anteile DOM extrahieren. Die extrahierte DOM-Menge steigt in der Reihenfolge Na₄P₂O₇>NaOH>CaCl₂>H₂O. Der DOM₅ aus Geländeuntersuchungen entspricht in der Größenordnung in etwa den mit CaCl₂ extrahierten Kupfer- und DOM-Mengen. Mit steigendem DOM_E-Anteil nimmt die Molekülgrößenfraktion R1 (>10kD) zu, das spricht für eine chemische Aufspaltung von organischer Substanz.

Literatur:

- BURBA, P., V. SHKINEV, B.Y. SPIVAKOV (1995):** On-line fractionation and characterization of aquatic humic substance by means of sequential-stage ultrafiltration. *Fresenius J. Anal. Chem.* 351: 74-82.
- HOFFMANN, C., M. JEKEL, G. KALNOWSKI, T. REEMTMA, M. RENGER, S. SZEBERENYI (1995):** Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung organischer und anorganischer Schadstoffe sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen. Zwischenbericht des IFP 7/21 d. TU-Berlin. 108 S. (unveröffentlicht).
- KHAIRY, H. & W. ZIECHMANN (1981):** Die Veränderung von Huminsäuren in alkalischer Lösung. *Z. Pflanzenerähr. Bodenkd.* 144: 407-421.
- MC BRIDE, M.B. & D.R. BOULDIN (1984):** Long-term Reactions of Copper(II) in a Contaminated Calcarous Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 56-59.
- MURPHY, E.M., J.M. ZACHARA, S.C. SMITH, J.L. PHILLIPS & T.W. (1994):** Interaction of hydrophobic organic compounds with mineral bound humic acids. *Environ. Sci. Tech.* 28: 1291-1299.
- NEDERLOF, M.M. & W.H. VAN RIEMSDIJK (1995):** Effect of Natural Organic Matter and pH on the Bioavailability of Metal Ions in Soils. In: HUANG, P.M. et al.: *Environmental Impact of Soil Component Interactions - Metals, Other Inorganics and Microbial Activities.* Lewis Publ.: 75-86.
- SWIFT, R.S., A.W. RATE & R.G. MC LAREN (1995):** Interactions of Copper with Soil Humic Substance. In: HUANG, P.M. et al.: *Environmental Impact of Soil Component Interactions - Metals, Other Inorganics and Microbial Activities.* Lewis Publ.: 19-28.
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989):** Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitt. Deut. Bodenkdl. Ges.* 59/1: 505-509.

Auswirkungen der Landnutzung und von Landnutzungsänderungen auf die gelöste organische Substanz im Boden und Wasser eines Niedermoorgebietes

von

KALBITZ,K.; RUPP,H.; GEYER,S.; GEYER,W.; KNAPPE,S.; MEISSNER,R.,
BRAUMANN,F.

Einleitung

Wasser aus dem größten Niedermoorgebiet Sachsen-Anhalts (Drömling) wird zur Trinkwasserversorgung des Großraumes Magdeburg genutzt. Auswirkungen der dort seit Beginn der 90er Jahre stattfindenden, tiefgreifenden Veränderungen in der Landnutzung auf Boden und Wasser sind aber nicht bekannt. Im Mittelpunkt der vorliegenden Studie steht daher der Einfluß einer geänderten Landnutzung, wie Extensivierung und Einstellung der landwirtschaftlichen Produktion nach Wiedervernässung von Niedermoorböden, auf die Freisetzung und Zusammensetzung von gelöster organischer Substanz (DOM). Der DOM wurde aufgrund ihrer großen Bedeutung für den Schad- und Nährstofftransport und für die Trinkwasseraufbereitung eine besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Methoden

Für die Untersuchungen wurden sechs Standorte mit einer unterschiedlichen Nutzung und einem unterschiedlich starken Torfabbau ausgewählt. Während das extensive Grünland (EG), das Grünland in natürlicher Sukzession (Su) und der Erlenbruchwald (EB) heute noch zu den organischen Böden gerechnet werden können, müssen der Acker (Ak), das intensive Grünland (IG) und die Umwandlung eines Ackerstandortes in ein extensiv genutztes Grünland (Um) aufgrund des starken Torfabbaus bereits den mineralischen Böden zugeordnet werden. Einige Eigenschaften der Oberböden sind in Tab. 1 aufgelistet. Die Oberböden (Sättigungsextrakte; Kalbitz, 1996), Sickerwässer (Saugkerzen in 25 cm, 55 cm und 95 cm Tiefe), und Grundwässer der Standorte werden in einer zeitlichen Auflösung von drei Wochen auf ihren Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) untersucht. Eine qualitative Charakterisierung der DOM mit spektroskopischen Methoden (UV/VIS, Synchronfluoreszenz) und eine Fraktionierung in hydrophobe und hydrophile Bestandteile (Leenheer, 1981) der Proben im Sommer, Herbst und Frühjahr ergänzt den methodischen Ansatz.

Ergebnisse und Diskussion

Die DOC-Konzentrationen in den Sättigungsextrakten aus den Oberböden sind ein Spiegelbild der Gehalte der Oberböden an organischer Substanz und hierbei vor allem des Gehaltes an heißwasserlöslichem organischem Kohlenstoff (vgl. Tab. 1 und Tab. 2). Die höchsten DOC-Gehalte treten im Erlenbruchwald (EB) auf, gefolgt von der Sukzession (Su) und der extensiv genutzten Grünlandfläche (EG; Tab. 2). Diese beiden Standorte (Su, EG) unterscheiden sich zwar deutlich in ihren C_{org} -Gehalten (Tab. 1), besitzen aber vergleichbare Gehalte an heißwasserlöslichem Kohlenstoff (ca. 4000 mg kg⁻¹ C_{hw}). Die niedrigsten DOC-Konzentrationen wurden in den Oberböden der mineralischen, intensiver genutzten Standorte ermittelt, die relativ niedrige Gehalte an C_{org} und C_{hw} besitzen.

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

² Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

³ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

⁴ Naturparkverwaltung „Drömling“, Kämkerhorst, D-39359 Mannhausen

Die Abhängigkeit der DOC-Konzentration von der organischen Substanz des Bodens ist in den Saugkerzenlösungen (vor allem in tieferen Schichten) und im Grundwasser wesentlich schwächer ausgeprägt als in den Sättigungsextrakten. Ursache sind Adsorptionsprozesse, die in unterschiedlichem Umfang zur Verringerung der DOC-Konzentration beitragen. Aber auch im Sickerwasser besitzt der Erlenbruchwald die höchsten DOC-Konzentrationen, zumeist gefolgt vom Acker, dem intensiv genutztem Grünland und der Sukzession. Bei einer Betrachtung des Grundwassers fallen die zumeist höheren DOC-Konzentrationen unter dem Erlenbruchwald und der Sukzession auf.

Table 1: Ausgewählte Eigenschaften der organischen Horizonte¹

Standort ²	Landnutzungsintensität	Tiefe (cm)	Dichte (g cm ⁻³)	TOC (g kg ⁻¹)	TON (g kg ⁻¹)	TOC/TON	C _{hw} ³ (mg kg ⁻¹)	Anteil des C _{hw} am TOC (%)	pH
Ak ⁴	intensiv	0-18	1.41	41.8	3.6	11.6	977.0	2.34	5.49
		18-32		43.7	3.01	14.5	957.8	2.19	5.47
IG		0-32	1.21	47.2	3.65	12.9	1133.2	2.4	5.32
Um		0-26	1.68	46.2	2.58	17.9	852.0	1.84	5.97
EG	extensiv	0-37	0.58	205.6	11.84	17.4	4100.7	1.99	5.33
		37-52	0.4	150.2	7.65	19.6	546.9	0.36	5.56
Su		0-28	0.83	86.8	8.76	9.9	3749.6	4.32	5.74
		28-55	0.27	452.4	23.09	19.6	4289.8	0.95	5.67
EB	naturnah	0-30	0.28	452.7	30.76	14.7	12059.9	2.66	5.21
		30-42	0.27	447.7	22.84	19.6	5549.1	1.24	6.32

- 1 unterlagert werden die organischen Horizonte von sandigen Ablagerungen, die am Standort EG und z.T. am Standort EB von bindigen Muddeschichten unterbrochen werden
- 2 Kurzzeichen der Standorte: Ak (Acker), IG (intensives Grünland), Um (Umwandlung von Ackernutzung in extensives Grünland), EG (extensives Grünland), Su (Grünland in natürlicher Sukzession), EB (Erlenbruchwald)
- 3 heißwasserlöslicher organischer Kohlenstoff (Körschens et al., 1990) als ein Maß für die leicht umsetzbare organische Substanz
- 4 Horizonte mit Torfreflikten bis in eine Tiefe von 80 cm, z.T. mit hohen Anteilen des C_{hw} am TOC (bis zu 6,1 %)

Tab. 2: Mittelwerte der DOC-Konzentration (mg C L⁻¹) sowie Anteile an hydrophoben Säuren (HoA), hydrophoben Neutralen (HoN) und hydrophilen Säuren (HiA) an der DOM (%)

Standort	Sättigungsextrakte der Oberböden				DOC-Konzentration im Sickerwasser der Tiefen			Grundwasser			
	DOC	HoA	HoN	HiA	25 cm	55 cm	95 cm	DOC	HoA	HoN	HiA
Ak	28.8	61	1	21	75.6	86.6	61.7	28.9	63	5	30
IG	38.2	57	4	29	61.0	67.5	58.2	14.9	60	1	30
Um	32.1	57	0	26	42.5	38.4	34.3	27.3	56	0	36
EG	58.6	53	0	23	65.7	28.3	8.5	12.2	57	0	34
Su	54.3	53	1	33	87.7	46.2	35.3	24.1	56	2	35
EB	138.0	56	2	34	144.7	115.2	98.5	29.5	59	0	34

Somit zeigen sich pedogene und nutzungsbedingte Einflüsse auf die DOC-Konzentration im Drömling. Für Niedermoorstandorte mit sandigen Unterböden (Su, EB) sind hohe DOC-Konzentrationen typisch, mit den höchsten Konzentrationen bei Waldnutzung (Tab. 2). Dies ist wahrscheinlich das Resultat der Kombination eines stark degradierten Niedermoororfes (vermulmt) und des Waldbewuchses. Führen anthropogene Veränderungen (landwirtschaftliche Nutzung nach Sanddeckkultur; Standorte Ak und Su) in reliktschen Niedermoorhorizonten zu hohen Anteilen leicht abbaubarer organischer Verbindungen (angezeigt durch hohe Gehalte an C_{hw} und einen hohen Anteil des C_{hw} am

TOC; Tab. 1), muß mit hohen DOC-Konzentrationen in den verschiedenen Kompartimenten gerechnet werden.

Erschwerend wird das Auffinden von Zusammenhängen zwischen der Landnutzung und stattfindenden Renaturierungsmaßnahmen auch durch jahreszeitliche Einflüsse. Während im Oberboden und im Sickerwasser im Frühjahr und im Sommer höhere DOC-Konzentrationen als im Herbst auftraten, zeigten die Grundwässer zumeist ein Maximum im Herbst (außer Ak und EB). Dieses Maximum wurde nach einer langen Regenperiode und nachfolgenden hohen Grundwasserständen beobachtet. Nach intensiven Niederschlägen finden sich wahrscheinlich im Grundwasser die im Boden im Sommer akkumulierten und nicht abtransportierten organischen Verbindungen wieder.

Die Zusammensetzung der DOM in den untersuchten Kompartimenten scheint vom Zustand des

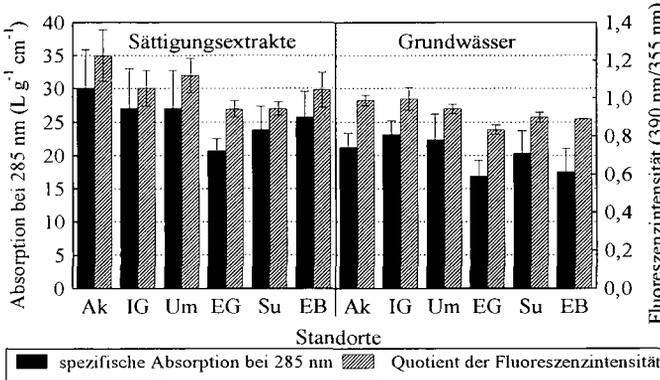


Abb. 1: Vergleich des Quotienten der relativen Fluoreszenzintensität (Bandenverhältnis 390 nm/355 nm) und der spezifischen Absorption bei 285 nm der Sättigungsextrakte aus den Oberboden und der Grundwässer der untersuchten Standorte (Mittelwerte und Standardabweichungen)

285 nm (Buffle et al., 1982) und einen größeren Quotienten der Fluoreszenzintensität zwischen 390 nm (vor allem höher kondensierte Aromaten) und 355 nm (hauptsächlich Carboxylgruppen vom Salicylsäuretyp; Cronan et al., 1992) der DOM der mineralischen im Vergleich zu den organischen Böden (Abb. 1). Dabei sind die Unterschiede im Verhältnis der Fluoreszenzintensität zumeist signifikant. Ein Korrelationskoeffizient von 0,44 (n=79) zwischen dem Fluoreszenzquotienten und dem Anteil hydrophober Säuren zeigt zum einen die Berechtigung, einen hohen Fluoreszenzquotienten mit einem hohen Humifizierungsgrad zu interpretieren. Zum anderen wird der aus den spektroskopischen Untersuchungen abgeleitete höhere Humifizierungsgrad der DOM der mineralischen Standorte im Vergleich zu den organischen Böden auch an zumeist höheren Gehalten des Ackers und des intensiv genutzten Grünlandes an hydrophoben Säuren und Neutralen bestätigt (Tab. 2, n.s.).

Trägt man die spezifische Absorption bei 285 nm gegen den Fluoreszenzquotienten auf, erlaubt die Darstellung zumeist eine Unterscheidung der DOM der organischen (extensiv oder nicht genutzt) von der DOM der mineralischen (intensiver genutzt) Standorte (Abb. 2). Bei einer Regression zwischen der Absorption bei 285 und dem Fluoreszenzquotienten nimmt vom Sättigungsextrakt über das Sickerwasser (auch über die drei Tiefen) bis zum Grundwasser der Geradenanstieg ab, das Absolutglied zu und das Bestimmtheitsmaß ab. Der abnehmende Geradenanstieg bedeutet, daß sich die Zunahme der spezifischen Absorption im Grundwasser (Zunahme fulvischer Anteile; Buffle et al., 1982) schwächer auf den Fluoreszenzquotienten auswirkt als im Oberboden. Dies könnte bedeuten, daß die fulvischen Anteile im Grundwasser einen geringeren Anteil höher kondensierter Aromaten besitzen als im Oberboden. Auch aus Abb. 1 geht die Abnahme aromatischer Bestandteile an der

Moorkörpers und damit von der Nutzung abzuhängen. Die DOM ist in den organischen Böden, die heute als extensives Grünland oder nicht landwirtschaftlich genutzt werden, im Vergleich zu den mineralischen und intensiver genutzten Standorten (nur noch Torfrelikte) weniger aromatisch, mit einem geringeren Anteil an Huminstoffen. Dies wird angezeigt durch eine höhere spezifische Absorption bei

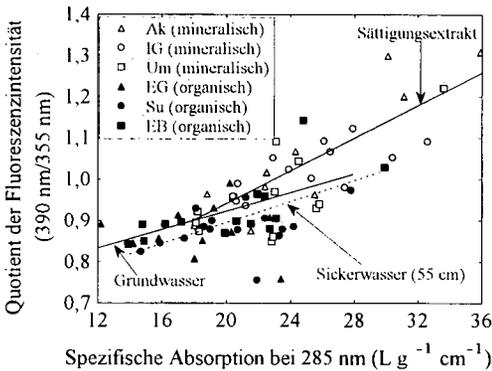


Abb. 2: Darstellung der spezifische Absorption und des Quotienten der Synchronfluoreszenzintensität im Sättigungsextrakt, im Sickerwasser (3 Tiefen) und im Grundwasser unterschiedlich genutzter Standorte mit Regressionsgeraden für Sättigungsextrakt, Sickerwasser (55 cm) und Grundwasser (DOC Konzentration wurde auf 10 mg C L^{-1} eingestellt)

DOM vom Sättigungsextrakt bis ins Grundwasser hervor (Abnahme der spezifischen Absorption bei 285 nm und des Fluoreszenzquotienten).

Eine Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland ist wahrscheinlich mit einer starken mikrobiellen Veränderung der DOM verbunden. So zeigten die Synchronfluoreszenzspektren unter allen Standorten für die Umwandlung die höchste Intensität bei jeder Probenahme und in jedem untersuchten Kompartiment (Sättigungsextrakte, Sicker- und Grundwasser; Geyer et al., 1997). Die Bestimmung des ^{14}C -Gehaltes isolierter Fulvinsäuren im Grundwasser der Umwandlung ($91,4 \text{ pmC}$; Geyer et al., 1997) deutet auf eine sehr junge organische Substanz hin, die möglicherweise unter dem Einfluß der Landnutzungsänderung mobilisiert wurde.

Schlußfolgerungen

Einflüsse der Landnutzung auf die DOM in einem Niedermoorgebiet werden von dem unterschiedlichen Grad des Torfabbaus hervorgerufen. Sie zeigen sich vor allem in einer veränderten DOM-Zusammensetzung. Ein zunehmender Torfabbau ist mit einer zunehmenden Humifizierung der DOM verbunden. Die DOM weist auf einen deutlichen Anstieg biochemischer Umsetzungsprozesse nach der Umwandlung eines Ackerstandortes in ein extensiv genutztes Grünland hin.

Literatur

- Buffle, J., Deladoey, P., Zumstein, J., Haerdi, W. (1982): Analysis and characterization of natural organic matters in freshwater. I. Study of analytical techniques. *Schweiz. Z. Hydrol.* 44/2, 325-362.
- Cronan, C.S., Lakshman, S., Patterson, H.H. (1992): Effects of disturbance and soil amendments on dissolved organic carbon and organic acidity in red pine forest floors, *J. Environ. Qual.* 21, 457-463.
- Geyer, S., Kalbitz, K., Geyer, W. (1997): The influence of changing landuse in a fen area on the isotopic (^{14}C) and chemical signature of DOC - conclusions for the initial ^{14}C content of DOC for groundwater dating. In: Isotope techniques in the study of past and current Environmental changes in the hydrosphere and the atmosphere (Proc. Symp. Vienna), IAEA, Vienna, im Druck.
- Kalbitz, K. (1996): Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften, UFZ-Report 23/1996, Leipzig.
- Körschens, M., Schulz, E., Behm, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol.* 45, 305-311.
- Leenheer, J.A. (1981): Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters, *Environ. Sci. Technol.* 15, 578-587.

Die Forschungsarbeiten wurden vom Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalts (FKZ 76213/20/95) finanziell unterstützt.

41

Desorption organischer Substanzen von Mineralphasen und Böden

von

KAISER, K.

Einleitung

Natürliche gelöste organische Substanzen (DOM) unterliegen in sesquioxidreichen Böden einer starken Festlegung an der Festphase. Über die Beständigkeit der Bindung ist bislang wenig bekannt. Die allgemeine Löslichkeit organischer Substanzen hängt von der ionaren Zusammensetzung der Bodenlösung ab. Wesentliche Faktoren für die Löslichkeit sind die Ionenstärke (IS), der pH-Wert und die Anwesenheit polyvalenter Kationen (Evans jr. et al. 1988; Krug & Frink 1983; Ghosh & Schnitzer 1980; Underdown et al. 1985; Buurman 1985). An der Festphase können außerdem anorganische Anionen wie F⁻, SO₄²⁻ und PO₄³⁻ mit organischen Substanzen um Bindungsplätze konkurrieren (Gobran & Nilsson 1988; David & Zech 1989; Gu et al. 1994).

Ziel der Studie war es, die Löslichkeit von an Mineralpartikeln sorbierten organischen Substanzen in Abhängigkeit von verschiedenen Parameter der Bodenlösung zu erfassen. Hierzu wurde die Desorption von frisch an C_{org}-arme Materialien gebundene natürliche organischen Substanzen untersucht.

Material und Methoden

Böden und Mineralphasen:

Die Studien wurden an einem C_{org}-armen IIISd-Horizont eines primären Pseudogleys sowie an schwachkristallinem Goethit bzw. amorphem Al(OH)₃ vorgenommen. Goethit wurde bei pH 7 durch langsame Oxidation einer FeSO₄-Lösung hergestellt (Schwertmann & Cornell 1991). Die Synthese von Al(OH)₃ erfolgte durch Neutralisation einer Al(NO₃)₃-Lösung (Huang et al. 1977). In Tab. 1 sind einige Eigenschaften der Böden bzw. Mineralphasen wiedergegeben.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Materialien.

Boden Horizont	C _{org}	Fe _d	Fe _o	Al _o	SO* m ² g ⁻¹	pH CaCl ₂
		g kg ⁻¹				
IIISd	<1	20.4	4.9	1.7	25.3	4.2
Al(OH) ₃	nn	nn	nn	268	280	4.5
Goethit	nn	625	118	nn	136	6.9

*SO = spezifische Oberfläche (BET-N₂); nn = nicht nachweisbar

DOM:

DOM wurde aus dem Oh-Horizont eines Fichten-Rohhumus gewonnen. Die DOC-Konzentration betrug 6.0 mmol L⁻¹ und verteilte sich zu 37 % auf hydrophile und zu 63 % auf hydrophobe Substanzen. Die Trennung dieser beiden Fraktionen erfolgte mittels XAD-8-Adsorberharz bei pH 2 (Aiken & Leenheer 1993). Die an XAD-8 adsorbierenden DOM sind definitionsgemäß hydrophob, die hydrophilen DOM passieren das Adsorberharz.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Sorptions-/Desorptionsexperimente:

Die Sorption von DOM an Böden und Mineralphasen wurde mit initialen Konzentrationen von 0 - 6.0 mmol DOC L⁻¹ untersucht. Dazu wurde die Ausgangs-DOM-Lösung mit einer Lösung gleicher anorganischer Bestandteile verdünnt. In 2-facher Wiederholung wurden 8 g Boden bzw. 1 g Mineralphase mit 40 ml der Initial-Lösungen versetzt und bei 5°C 24 h horizontal mit 60 rpm geschüttelt. Die Suspensionen wurden durch Membranfilter mit 0.45 µm Porung (Gelman Supor-450) filtriert. Im Filtrat wurden die Konzentration an DOC sowie die Verteilung zwischen hydrophiler und hydrophober Fraktion ermittelt. Die Ergebnisse der Sorptionsexperimente wurden mit Hilfe der *initial mass*-Beziehung (Nodvin et al. 1986) ausgewertet.

Im Anschluß an die Sorptionsexperimente wurden die Böden und Mineralphasen gewogen und mit 40 ml H₂O, künstlicher Bodenlösung, 0.1 M Na₂SO₄, 0.1 M NaH₂PO₄, 0.1 M Na₄P₂O₇ bzw. 0.1 M NaOH versetzt. Nach 24 h schütteln (bei 60 rpm) wurden die Suspensionen mittels durch Membranfilter filtriert. Im Filtrat wurden die Konzentrationen an DOC sowie dessen Verteilung auf hydrophile und hydrophobe Bestandteilen ermittelt. Die Werte wurden bezüglich der noch vom vorangehenden Sorptionsexperiment enthaltenen Lösungsreste korrigiert.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt die DOC-Sorption an amorphes Al(OH)₃ sowie an schwachkristallinen Goethit. Die nahe bei 1.00 liegenden Verteilungskoeffizienten *m* der *initial mass*-Beziehung zeigen, daß beide Mineralphasen DOC im hier untersuchten Bereich (Zugabe bis maximal 375 mmol kg⁻¹) nahezu vollständig sorbieren (Tab. 2). Da die Zugaben weit unterhalb der Mengen liegen, die zur Absättigung der zur Verfügung stehenden Bindungsplätze nötig sind (49.0 mol DOC kg⁻¹ für Al(OH)₃ und 22.6 mol DOC kg⁻¹ für Goethit), ist die Sorption linear von der Zugabe abhängig, was sich in der guten Anpassung der *initial mass*-Beziehung ausdrückt. Für beide Minerale ist eine Präferenz für hydrophoben DOC zu bemerken (Abb. 1 und Tab. 2).

Tab. 2: Verteilungskoeffizient *m* und Güte der Anpassung (*r*²) der *initial mass*-Beziehung für die Sorption von DOC und DOC-Fractionen an amorphem Al(OH)₃, schwachkristallinen Goethit und den IIISd-Horizont eines primären Pseudogleys. Die DOC-Zugabe liegt für die Minerale zwischen 0 und 375 mmol kg⁻¹ und für den IIISd-Horizont zwischen 0 bis 30 mmol kg⁻¹.

Mineral/ Horizont	Gesamt-DOC		hydrophiler DOC		hydrophober DOC	
	<i>m</i>	<i>r</i> ²	<i>m</i>	<i>r</i> ²	<i>m</i>	<i>r</i> ²
Al(OH) ₃	0.89	1.00	0.78	1.00	0.96	1.00
Goethit	0.91	1.00	0.87	1.00	0.95	1.00
IIISd	0.86	1.00	0.80	0.99	0.90	1.00

In Abb. 1 ist auch die Desorption von frisch sorbiertem DOC durch verschiedene Lösungen dargestellt. Zugabe von H₂O löst nur 1 bis 3 % des vorher gebundenen DOC. Noch geringer ist die Freisetzung bei Zugabe der künstlichen Bodenlösung mit gleicher ionarer Zusammensetzung wie die der Initiallösungen für die Sorption. Der im Vergleich zur H₂O-Zugabe niedrigere pH-Wert und die höhere IS führen vermutlich zu einer verminderten Löslichkeit. Die ausgeprägte Hysterese für die Sorption von DOC sowohl an oxidische Materialien (Gu et al. 1994) wie an Böden (Qualls & Haines 1992) wird somit bestätigt. Bei Zugabe von 0.1 M Na₂SO₄, werden 5 bis 7 % des vorher sorbierten Gesamt-DOC freigesetzt. Zugabe von 0.1 M NaH₂PO₄ führt zu noch höheren DOC-Freisetzung (50 - 60 % des vorher sorbierten DOC). Große Mengen mehrwertiger anorganischer Anionen bewirken somit verstärkte Desorption von DOC. Der Effekt von SO₄²⁻ bleibt deutlich hinter dem von H₂PO₄⁻ zurück (vgl. Gu et al. 1994). Trotz erwiesener starker Konkurrenz zwischen H₂PO₄⁻ und DOC bei der Sorption wird durch im Überschuß zugegebenes NaH₂PO₄ keine vollständige Desorption erreicht. Ursache hierfür kann die Abschirmung bindender Liganden durch die an der Mineraloberfläche aufliegenden organischen Substanzen sein. Diese nehmen auf Mineraloberflächen vermutlich eine flache, verknäulte Konformation an, um so ein Maximum an Bindungsstellen zu erreichen. Werden aber nicht alle Bindungen eines Polyelektrolyts gelöst, so verbleibt es an der Mineraloberfläche

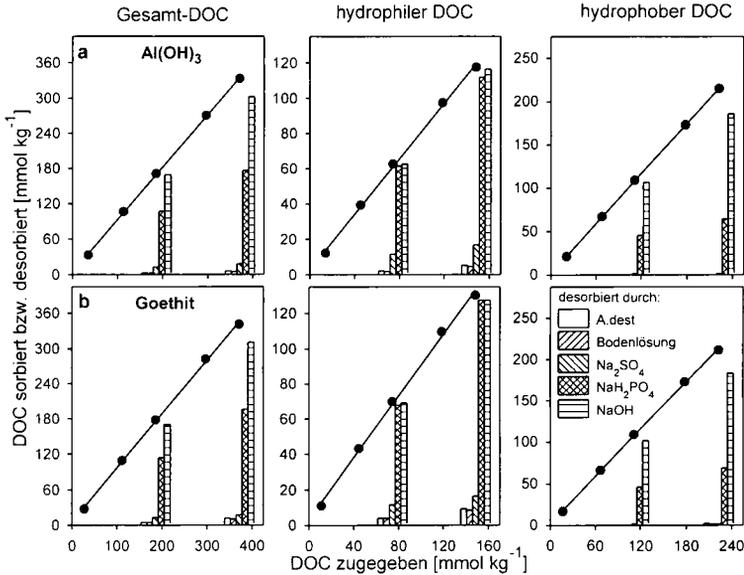


Abb. 1: Sorption und Desorption von Gesamt-DOC und seiner Fraktionen an (a) amorphem $\text{Al}(\text{OH})_3$ und (b) Goethit. Die Geraden geben die *initial mass*-Beziehung der Sorption, die Balken die an den entsprechenden Isothermenpunkten durch verschiedene Lösungen desorbierten DOC-Mengen wieder.

(Oktopus-Effekt; Podoll et al. 1987). Eine nahezu vollständige Desorption wird nur durch 0.1 M NaOH und 0.1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (hier nicht dargestellt) erreicht. Durch die von diesen Lösungen herbeigeführte pH-Erhöhung können sich die sorbierten organischen Substanzen strecken, wodurch vermutlich bindende Liganden für einen Austausch gegen OH^- bzw. $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ zugänglich gemacht werden.

Die Desorbierbarkeit der hydrophilen und hydrophoben Fraktion durch die zugegebenen Lösungen unterscheidet sich deutlich. Durch H_2O wie auch durch die künstliche Bodenlösung wird so gut wie kein hydrophober DOC gelöst; Freisetzung von DOC geht in beiden Fällen fast ausschließlich auf Lösung hydrophiler Substanzen zurück. Durch Na_2SO_4 wird die Freisetzung von hydrophobem DOC nicht wesentlich erhöht, während immerhin 13 - 20 % des vorher sorbierten hydrophilen DOC gelöst werden. Für hydrophoben DOC scheint SO_4^{2-} keine Konkurrenz darzustellen, für hydrophilen DOC dagegen sehr wohl. Durch Zugabe von NaH_2PO_4 wird der hydrophile DOC vollständig desorbiert, vom hydrophoben DOC dagegen nur etwa 30 - 40 %. Beide Fraktionen werden von NaOH und $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ nahezu vollständig desorbiert.

Bei allen Lösungen ist ein Rückgang der Desorbierbarkeit mit zunehmender Belegung zu erkennen. Dies gilt besonders für hydrophobes DOC, aber in geringem Maße auch für Gesamt-DOM und die hydrophile Fraktion. Ursache ist möglicherweise eine mit höherer Oberflächenbelegung bessere gegenseitige Abschirmung der sorbierten Moleküle, die bindende Liganden für desorbierende/konkurrierende Ionen schwerer zugänglich macht. Da hydrophobe DOM eine größere Molekülmasse als hydrophilen Substanzen aufweisen (Gu et al. 1995), ist dieser Effekt bei ihnen vermutlich stärker ausgeprägt. Dies könnte ihre schlechtere Desorbierbarkeit erklären.

Abb. 2 zeigt die Sorption von DOC an einen C_{org} -armen IISd-Horizont. Für den Bereich der zugegebenen DOC-Menge (0 - 30 mmol kg^{-1}) ist eine sehr hohe Sorption zu erkennen; der Verteilungskoeffizient m der *initial mass*-Beziehung für Gesamt-DOC beträgt 0.86.

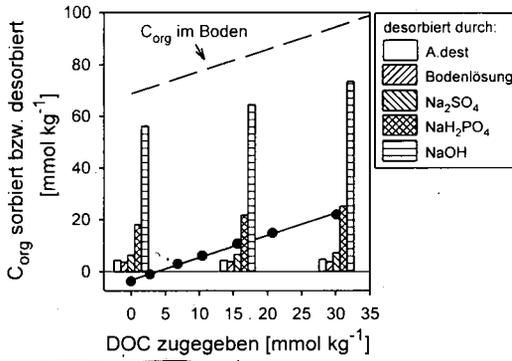


Abb. 2: Sorption und Desorption von DOC für einen IISd-Horizont. Die Gerade gibt jeweils die initial mass-Beziehung der Sorption; die Balken zeigen die an den entsprechenden Isothermenpunkten durch verschiedene Lösungen desorbierten DOC-Mengen. Die gestrichelte Linie stellt den Gesamtgehalt von C_{org} am Bodenmaterial dar.

Ebenso wie bei den Mineralen wird durch H₂O und die künstliche Bodenlösung nur ein Bruchteil des Gesamt-C_{org} (intialer C_{org}-Gehalt des Bodens korrigiert mit der während des Sorptionsexperiments freigesetzten bzw. sorbierten DOC-Menge) gelöst. Durch Zugabe von Na₂SO₄ wird geringfügig mehr C_{org} mobilisiert; eine weitere Steigerung der Freisetzung wird durch NaH₂PO₄-Zugabe erzielt. Mit NaOH (bzw. Na₄P₂O₇) wird die höchste DOC-Mobilisierung erreicht, wobei maximal 80 % des Gesamt-C_{org} aus dem Bodenmaterial extrahiert wird. Mit Zunahme der Gesamt-C-Gehalte infolge der DOC-Sorption verringert sich der extrahierbare Anteil an C_{org}. Dies gilt für alle verwendeten Desorptionslösungen. Für NaOH z.B. geht der Anteil extrahierten C_{org} nach der höchsten DOC-Zugabe auf 73 % zurück.

Literatur

- Aiken, G.R. & Leenheer, J.A. 1993. *Chemistry and Ecology* **8**, 135-151.
 Buurman, P. 1985. *Journal of Soil Science* **36**, 255-260.
 David, M.B. & Zech, W. 1990. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **153**, 379-384.
 Evans, A.Jr, Zelazny, L.W. & Zipper, C.E. 1988. *Soil Science Society of America Journal* **52**, 1789-1792.
 Ghosh, K. & Schnitzer, M. 1980. *Soil Science* **129**, 266-276.
 Gobran, G.R. & Nilsson, S.I. 1988. *Journal of Environmental Quality* **17**, 235-239.
 Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. & McCarthy, J.F. 1994. *Environmental Science and Technology* **28**, 38-46.
 Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. & McCarthy, J.F. 1995. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **59**, 219-229.
 Huang, P.M., Wang, T.S.C., Wang, M.K., Wu, M.H. & Hsu, N.W. 1977. *Soil Science* **123**, 213-219.
 Krug, E.C. & Frink, C.R. 1983. *Science* **221**, 520-525.
 Nodvin, S.C., Driscoll, C.T. & Likens, G.E. 1986. *Soil Science* **142**, 27-35.
 Podoll, R.T., Irwin, K.C. & Brendinger, S. 1987. *Environmental Science and Technology* **21**, 562-568.
 Qualls, R. & Haines, B.L. 1992. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 456-460.
 Schwertmann, U. & Cornell, R.M. 1991. *Iron oxides in the laboratory*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, FRG.

Dank

Die Studien wurden von der *Deutschen Forschungsgemeinschaft* im Rahmen des Schwerpunktprogramms "Refraktäre organische Säuren in Gewässern - ROSIG" gefördert. Für Anregungen und Kritik danke ich G. Guggenberger, L. Haumaier und W. Zech. Bei den Laborarbeiten war D. Ulbrich eine große Hilfe.

Einfluß der strukturellen Eigenschaften von Huminstoffen auf die Bildung und Freisetzung von Metall-Huminstoff-Komplexen

von

KRÜGER,A.; SCHNEIDER,B.; NEUMEISTER,H.

1. Problemstellung

Für die Mobilisierung und Immobilisierung von Schwermetallen und deren Transport in der wasserungesättigten Bodenzone spielen gelöste organische Substanzen eine wesentliche Rolle. Die Mobilisierung anorganischer Kontaminanten durch hydrophobe organische Makromoleküle (Huminstoffe) wurde für verschiedenartige und unterschiedlich anthropogen belastete Standorte in Mitteleuropa untersucht. Spezielles Anliegen der Untersuchungen bestand in der Aufklärung der Eigenschaften von aquatischen und terrestrischen Huminstoffen in Abhängigkeit ihrer Herkunft und Genese und deren Auswirkung auf den Transport von Metallen in der wasserungesättigten Bodenzone. Für diese Problemstellung wurden Standorte in Ökosystemen ausgewählt, die sich in ihrem geochemischen Reaktionsmilieu (pH-Wert), in der Art ihrer anthropogenen Belastung (Immissionen) und in ihren Standorteigenschaften (Höhenlage, Gesteinslage, Bodenart, Vegetation) wesentlich unterscheiden (Tabelle 1).

<i>Oberes Westergebirge /1/</i>	<i>Muldennaue Bitterfeld /2/</i>
-saureres Milieu (pH 3,8-4,4), anthropogene Beeinflussung durch saure Immissionen (SO _x , NO _x), Bergbau (Fe, Sn, Bi, U) und Versauerung nach 200-jähriger Fichtenmonokultur, Beprobung mooriger und mineralischer Standorte auf granitischem Untergrund: Großer Rammelberg, Naturschutzgebiet Riedert, Hochmoor Kleiner Kranichssee, Hangmoor Pyra, Hochmoor Schwarzer Teich	-neutrales Milieu (pH 6,3), anthropogene Beeinflussung durch Deposition basischer Flugstäube und fluviale Sedimentationsprozesse Standort Greppin, Auewald Boden: Braune Vega Sediment: Auelehm über fluvialem Grobsand

Tabelle 1: Untersuchungsstandorte und ihre Differenzierung nach ihrem geochemischen Reaktionsmilieu, der Art der anthropogenen Belastung und der Standorteigenschaften (Höhenlage, Gesteinslage, Bodenart, Vegetation).

2. Methodik

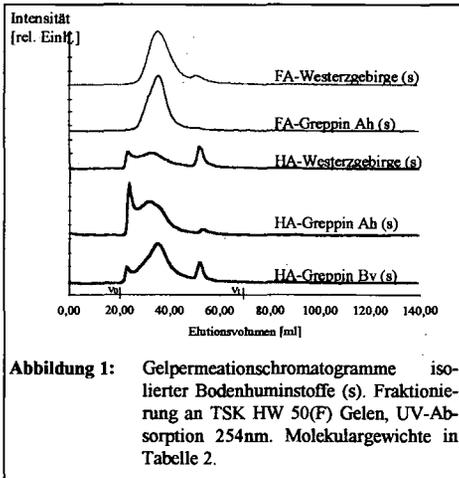
- **Isolierung** von sediment-, boden- und wasserbürtigen Huminsäuren (HA) und Fulvinsäuren (FA) durch Extraktion mit 0,5 N NaOH im Falle terrestrischer HS und nachfolgender selektiver Adsorption an XAD-8-Adsorberharzen (IHSS-Verfahren) für aquatische und terrestrische HS aus Standorten des Oberen Westergebirges /1/ und der Bitterfelder Muldennaue /2/ (Tabelle 1). Die isolierten HA und FA wurden hinsichtlich ihrer Elementarzusammensetzung (Elementaranalysator), ihres Anteiles an funktionellen Gruppen, ihres Molekulargewichts, ihres Anteils an gebundenen Metallen (Flammen-AAS) und mittels HPLC-Untersuchungen charakterisiert.
- **HPLC-Untersuchungen:** Nucleosil C18 Säule Machery Nagel, 7µm,1000A, Gynkotek-HPLC-Anlage, Gradientenelution: Eluent A= 0,05 M Kaliumformiat (pH7,5), Eluent B= ACN, Flußgradient 0,55-0,8ml/min, Detektion: UV 254nm und 280 nm, Fluoreszenzdetektion Ex 375nm, Em 470 nm.
- **Funktionelle Gruppen:** Totalaciditäten: pH-Titration mit HCl nach Austausch mit Ba(OH)₂ /3/; phenolische OH⁻Gruppen: nach Umsatz der HS-Lösung mit gepufferter 3-Methyl-2-benzothianzolinon-hydraton- und Cer(IV)-ammoniumsulfatlösung spektralphotometrische Bestimmung (Absorption bei 492 nm) /3/; Carbonylgruppen: Versetzung der HS-Lösungen mit Dimethylaminoethanol in 2-Propanol und Hydroxyl-

*Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig

- ammoniumchlorid in Methanol und Titration gegen Thymolblau mit Perchlorsäure in 1,2 Dimethoxyethan bis zum Farbumschlag nach rot /3/; Carboxylgruppen: pH-Titration mit NaOH nach Austausch mit Calciumacetat /3/.
- **Molekulargewichtsverteilung:** Gelpermeationschromatographie an TSK-Fractogel HW-50(F), UV-Absorption bei 254 nm, Elutionsmittel = Tris(hydroxymethyl)-aminomethan- Pufferlösung (pH-8,25 und Ionenstärke 0,1).

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Elementarzusammensetzung von Huminstoffen verschiedener Herkunft und Standortgenese liefert Aussagen, daß sich diese hinsichtlich ihrer Gerüststrukturen unterscheiden (Tab.2). Mit zunehmender Humifizierung wird ein sinkendes H/C-Verhältnis detektiert. Dies ist auf eine Erhöhung des Anteils an Doppelbindungen zurückzuführen. Aus dem Vergleich der H/C-Verhältnisse mit exakt definierten chemischen Substanzen kann geschlußfolgert werden, daß die HA eines Standortes gegenüber den FA einen höheren Anteil an aromatischen Strukturen aufweisen. Dies gilt ebenfalls für die Bitterfelder HS im Vergleich zu den HS des Erzgebirges. Die detektierten H/C-Verhältnisse weisen auf das Auftreten von cyclischen aliphatischen Strukturen und primären Aminen insbesondere für die terrestrischen HA des Bitterfelder Standortes hin. Das O/C-Verhältnis spiegelt u.a. die Menge an Kohlenhydratstrukturen wider, welches mit wachsendem Kohlenhydratanteil zunimmt. Die terrestrischen HA des Bitterfelder Standortes zeigen somit einen geringfügig höheren Anteil an Kohlenhydratstrukturen.



Die funktionellen Gruppen der HS stellen für die Wechselwirkung mit Metallionen einen wesentlichen Gesichtspunkt dar. Die aus bis zu 5 Parallelmessungen ermittelten Mittelwerte zur Bestimmung der funktionellen Gruppen sind in Tabelle 2 dargestellt. Für die FA wurden höhere Totalaciditäten und Gehalte an Carboxylgruppen aufgrund des stärker oxydierten Zustandes der FA detektiert. Mit sinkenden Humusgehalten in den Bodenhorizonten (Hochmoor Kleiner Kranichsee 44,1 %, A_h-Horizont Auewald Bitterfeld 21,7 %, B_v-Horizont Auewald Bitterfeld 8,1 %) nehmen die Totalaciditäten der HA und FA ebenso wie der Gehalt phenolischer OH- und Carboxylgruppen signifikant ab. Die HA des B_v-Horizontes am Standort Auewald Bitterfeld besitzt eine deutlich geringere Totalacidität im Vergleich zu dem A_h-Horizont bzw. Hochmoor Kleiner Kranichsee. Die HA und FA des Westerzgebirges besitzen höhere Totalaciditäten gegenüber den HS der Bodenhorizonte am Bitterfelder Standort Auewald und damit erhöhte Bindungskapazitäten gegenüber Metallen (Tabellen 2 und 3).

Im Vergleich mit den molekularen Größen der isolierten HS (Abbildung 1) werden für höhere Molmassen ansteigende Carboxyl- und phenolische OH-Gruppen gefunden. Die HA aus dem A_h-Horizont des Auewaldes Bitterfeld Greppin weisen die höchsten Molekulargewichte auf, gefolgt von den HA des sauren Erzgebirgsmoores Kleiner Kranichsee. Die HA des Auelehmsedimentes B_v hingegen zeigen ähnliche Molekulargewichte wie die für FA gefundenen Werte, welche sich in ihrer Größenordnung unabhängig vom Probenursprung darstellen.

Der Vergleich der huminsäuregebundenen Metalle der Bitterfelder HA und jener der Carlsfelder Hochmoore zeigt, daß HA verschiedenen Ursprungs differenzierte Schwermetallgehalte liefern (Tab. 3). Diese sind abhängig von dem Schwermetallangebot in den Bodenhorizonten, Sicker- und Fließgewässern der betrachteten Standorte. Dividiert man den Schwermetallgesamtvorrat des jeweiligen Bodenhorizontes durch den Schwermetallgehalt der aus diesem Horizont isolierten HA, stellt der berechnete Quotient ein Maß für die Schwermetallbindung der HA des Ökosystemes dar. Ein so berechnetes sinkendes Verhältnis (Tab. 3) weist auf eine stärkere Affinität des betrachteten Metalles zur Bindung an die standortspezifische HA hin. Aus Tabelle 3 kann ersehen werden, daß die terrestrische HA des Hochmoores Kleiner Kranichsee höhere Schwermetallan-

teile bei vergleichsweise geringerem Schwermetallangebot im Gegensatz zu dem Standort Bitterfeld Auewald aufweist. Somit trägt diese HA entsprechend ihrer Eigenschaften (geringeres Molekulargewicht, Strukturbausteine, höhere Totalacidität) wesentlich zur Metallmobilisierung bei.

Huminstoffe	Totalacidität [meq/g HS]	Carboxylgruppen [meq/g HS]	Phenol. OH [meq/g HS]	Carbonylgruppen [meq/g HS]	M [g/mol]	H/C	O/C	N/C
HA-Greppin Ah (s)	4,89	3,16	1,73	1,40	16216	1,36	0,60	0,07
HA-Greppin Bv (s)	3,27	2,60	0,67	/	10965	1,46	0,57	0,10
HA-Kl. Kranichsee (s)	5,68	3,40	2,28	2,00	16194	1,24	0,46	0,03
FA-Greppin Ah (s)	8,90	6,55	2,35	1,80	10394	1,29	1,29	0,06
FA-Greppin Bv (s)	8,64	7,00	1,64	3,20	/	1,32	0,82	0,05
FA-Kl. Kranichsee (s)	9,10	8,00	1,10	1,60	10964	1,13	0,69	0,04

Tabelle 2: Gehalte an funktionellen Gruppen, Molekulargewichte und atomare Verhältnisse H/C, O/C, N/C der Bodenhuminstoffe (s) der Standorte Oberes Westerzgebirge und Muldenaue Bitterfeld.

Metallgesamtgehalte [mg/kg]	Mn	Pb	Cr	Cd	Co	Zn	Ni	Cu	Mg	Fe
HA Greppin Ah(s)	65,4	157	133,5	12	64,8	718,8	110,8	160,7	7482	14946
HA-Greppin Bv (s)	118	120	65	12	58	1287	85	192	3650	8250
HA-Kleiner Kranichsee (s)	49,2	103,5	52,5	12,2	62,5	337,4	74,3	26,9	2135	2095

Berechnete Verhältnisse Metallgesamtgehalt des Bodens/Metallgehalt der HA:

Normierter Quotient	Mn	Pb	Cr	Cd	Co	Zn	Ni	Cu	Mg	Fe
HA Greppin Ah(s)	35,1	3,1	1,1	1,0	0,7	1,6	0,8	1,1	0,6	3,6
HA-Greppin Bv (s)	16,4	4,1	1,6	0,2	0,5	0,2	0,5	0,3	0,7	4,9
HA-Kleiner Kranichsee (s)	2,5	0,3	0,1	0,7	0,01	0,1	0,1	0,4	0,1	0,7

Tabelle 3: Metallbestandteile in Boden- und Gewässerhuminstoffen der Standorte Muldenaue Bitterfeld und Oberes Westerzgebirge, Angaben in mg/kg und berechnete Verhältnisse Metallgesamtgehalt des Bodens/Metallgehalt der HA.

Unterschiede der Eigenschaften von Huminstoffen verschiedener Herkunft zeigen auch die RP-Chromatogramme der isolierten Huminstoffe (Abb. 2a-2f). Für eine optimale Auftrennung, Minimierung von Ausschlußeffekten und für maximale Wiederfindungsraten wurde eine RP-C18-Säule (1000 A, 7 µm) verwendet (Ausschlußgrenze 2*10⁶ g/mol). In der Abbildung 2a ist ein typisches Chromatogramm am Bsp. der terrestrischen HA des Großen Rammelsberges, Ah-Horizont, im Vergleich zu der kommerziell verfügbaren HA-Aldrich dargestellt. Anteile der HA werden auf der Trennsäule ausgeschlossen und bei Rt=4-6 min eluiert (Totzeit). Der hydrophobe Bereich (Rt=12.5-22.3 min) konnte in bis zu 12 Fraktionen aufgetrennt werden. Eine Auftrennung der hydrophoben Bestandteile von HA in 12 Fraktionen wurden ebenfalls von /4/ gefunden. Die HA Aldrich unterscheidet sich sowohl in dem Vorhandensein als auch in den Anteilen dieser 12 Fraktionen von der HA des Gr. Rammelsberges. Gleiches gilt für die in der Abb. 2b dargestellten isolierten Bodenhuminstoffe verschiedener Standorte. Deutliche Unterschiede zeigen ebenfalls der Vergleich von aquatischen und terrestrischen HA eines Standortes (Abb.2c) und der Vergleich von HA und FA (Abb.2d). Weiterführende Untersuchungen sollen die Frage klären, ob für diese Fraktionen strukturelle Unterschiede nachweisbar sind.

Die Änderung der Fluoreszenzemission isolierter Huminstoffe in den RP-Chromatogrammen nach Ausbildung von Al- und Cu-Komplexen (Differenz der Intensität vor und nach der Metallkomplexierung, Quenching) wurde gleichfalls untersucht (Abb. 2e, Bsp. FA-Gr.Rammelsberg, Ah). Für die Metallkomplexierung wurden 5 ml 0.1M gepufferter HS-Lösung definierten pH-Wertes und Ionenstärke mit 5 ml 0.1M Cu (II)- bzw. Al(III)-Lösung versetzt und nach 30 min chromatographiert. Die Abb. 2e zeigt die Veränderung des Chromatogrammes nach Ausbildung des Metallkomplexes: Die Fraktion bei Rt=14.2 min) wird nach Metallkomplexierung deutlich verringert und weist auf die Teilnahme dieser Fraktion zur Metallbindung hin. Unterschiede in den quenching-Chromatogrammen der HA- und FA-Komplexe des Al und Cu (Abb.2f) zeigen, daß diese Metalle auf verschiedene Art und Weise und an verschiedenen Bindungsplätzen an HA und FA gebunden werden. Für die Bindung der Metalle Cu und Al an eine HA bzw. FA konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

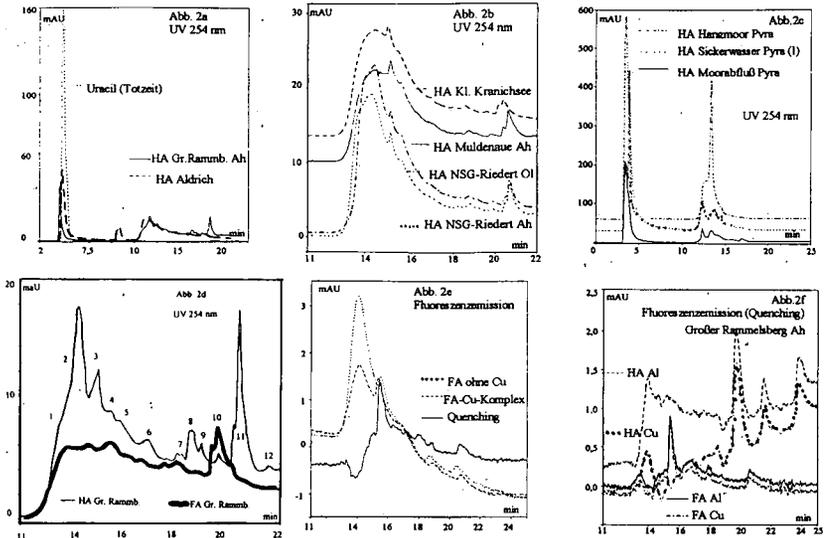


Abbildung 2a-f: HPLC-Untersuchungen isolierter Huminstoffe: 2a: Chromatographische Auftrennung der HA Groß Rammelsberg im Vergleich zu der HA Aldrich. 2b: Vergleich von Boden-HA verschiedenen Ursprunges. 2c: Unterschiede aquatischer und terrestrischer HA eines Standortes. 2d: Unterschiede zwischen HA und FA, Groß Rammelsberg (Ah). 2e: Chromatogramme der unkomplexierten FA und des FA-Cu-Komplexes (1:1) des Großen Rammelsberges (Ah) unter Angabe der Änderung der Fluoreszenzintensität nach Metallkomplexierung (Quenching). 2f: Fluoreszenzquenching gebildeter HA- und FA-Cu und Al-Komplexe (1:1), pH 7.0.

4. Zusammenfassung

Die chemische Charakterisierung (Elementarzusammensetzung, Anteil an funktionellen Gruppen und Molekulargewicht) der Huminstoffe zeigte, daß die Eigenschaften der HA unterschiedlichen Ursprunges differieren: Der Oxidationszustand, das Molekulargewicht, Strukturbausteine und die Totalaciditäten der isolierten Huminsäuren variieren mit der Belastung, der Nutzungsart und dem geochemischen Reaktionsmilieu der Probenstandorte und wirken sich auf das Bindungsverhalten gegenüber Metallen aus: Die Anteile der huminsäuregebundenen Metalle spiegeln sowohl die pedogenetische Ausbildung als auch die anthropogene Belastung der Boden- und Sedimenthorizonte wider. Differenzierte Untersuchungen der Huminstoffe und gebildeten metallorganischen Komplexe mittels HPLC gestatteten eine chromatographische Auftrennung der HA in Fraktionen verschiedener Hydrophobizität, die jede isolierte Huminsäure unabhängig von ihrer Herkunft aufwies. Unterschiede in den Chromatogrammen zwischen HA verschiedener Herkunft und zwischen HA und FA zeigten sich insbesondere in dem hydrophoben Bereich, welcher in 12 Fraktionen aufgetrennt werden konnte. Diese Unterschiede wurden gleichermaßen in den Chromatogrammen der Huminstoff-Metallkomplexe nachgewiesen. Messungen der Änderungen der Fluoreszenzintensität gebildeter HS-Metallkomplexe gegenüber unkomplexierten Huminstoffen (Quenching) weisen auf Unterschiede der Metallbindung von Humin- und Fulvinsäuren hin.

5. Literatur

- /1/ Krüger, A., Lörz, C., Neumeister, H. (1997): Einfluß der Beschaffenheit von Oberflächenwässern auf die Wassergüte von Trinkwassersperren. Braunschweiger Grundwasserkolloquium 1997. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Zentralblatt für Geol. und Paläontologie. Teil 1, Jahrgang 1996, Heft 1/2, S.155-172.
- /2/ Neumeister, H., Krüger, A., Schneider, B. (1997): Problems of artificial flooding of flood plain forests in an industrial region in Germany. Global Ecology and Biogeography Letters, Oxford, in press.
- /3/ Krüger, A. (1995): Eigenschaften und Dynamik von umweltrelevanten Metallen in Böden und Fließgewässern unter dem Einfluß von Huminstoffen. Dissertation, Universität Leipzig.
- /4/ Saleh, F.Y., Ong W.A., Chang D.Y. (1989): Anal. Chem. 61, 2792-2800.

Methodische Aspekte bei der Extraktion und Charakterisierung löslicher organischer Substanzen aus Säulen- und Batchversuchen

von

MARSCHNER, B.; BREDOW, A.

Einleitung

Gelöste organische Substanzen (DOM = "dissolved organic matter") in Gewässern, Grundwasser und in der Bodenlösung können eine wichtige Rolle als Nährsubstrate oder als Sorbenten für anorganische und organische Schadstoffe spielen. Ihre Analyse und Charakterisierung bildet daher eine wichtige Grundlage für Stoffhaushaltsuntersuchungen oder bei der Risikoabschätzung für die Mobilisierung von Schadstoffen in Böden.

Während die Gewinnung von DOM aus Oberflächen- oder Grundwässern und ihre weitere Analyse meist keine größeren methodischen Probleme bereitet, da die Substanzen in gelöster Form vorliegen und ausreichende Lösungsmengen verfügbar sind, ist dies bei Böden selten der Fall. Für die Gewinnung von Bodenlösung können im Feld Saugkerzen und Lysimeter, im Labor die Zentrifugation eingesetzt werden. Wegen der einfacheren Handhabbarkeit werden in Laborversuchen aber meist wässrige Extrakte zur Gewinnung von DOM aus Bodenproben eingesetzt. Da hierbei in der Regel mit einem deutlichen Lösungsüberschuß (1:3 - 1:20) und mit gestörten Proben gearbeitet wird, ist damit zu rechnen, daß es in Abhängigkeit vom eingesetzten Verfahren zu unterschiedlichen Ausbeuten und Zusammensetzungen der löslichen (also auch nicht der gelösten) Humusstoffe kommen kann. Ursächlich hierfür können mechanische Effekte wie Abrieb und Aggregatzerstörung in Schüttelextrakten sein, oder auch chemische Effekte, die durch den großen Lösungsüberschuß oder die Zugabe von Salzen (z.B. CaCl_2) entstehen. Ziel der folgenden Versuche war daher, den Einfluß des Extraktionsverfahrens auf Menge und Qualität der gewonnenen DOM zu untersuchen.

Material und Methoden

Für die Versuche kamen zwei Ah-Horizonte als Testböden zum Einsatz:

"Lehm" Lt2; pH 7,0; 2,8% C_{org} ; 4% C_{carb} ; von einem Auftragsboden im Raum Stuttgart

"Sand" mSfs; pH 5,3; 1,7% C_{org} ; von einem ehemaligen Berliner Rieselfeld:

Die lufttrockenen und gesiebten (< 2 mm) Bodenproben wurden 24 h vor Versuchsbeginn auf ca. 15% Wassergehalt angefeuchtet und bei 5 °C gelagert. Die Extrakte wurden an jeweils drei Parallelen mit 100 g Boden (TS) und 300 mL Millipore- H_2O durchgeführt:

1. **Schüttelextrakte:** 24 h in 500 mL Duran-Flasche überkopf schütteln; anschließend zentrifugieren (3000 rpm, 15 min) und filtrieren (Celluloseacetat, 0,45 µm).

* TU Berlin, Institut für Ökologie und Biologie, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

2. **Standextrakte:** 24 h bei 5 °C stehenlassen, vor dem Zentrifugieren und Filtrieren kurz aufgerührt.
3. **Perkolate:** Bodenprobe eingefüllt in Stechzylinder mit 60 mm·h⁻¹ beregnet und bei -60 hPa an der keramischen Bodenplatte über 24 h entwässert; anschließend filtriert.

In den Lösungen wurden DOC, Ca und spektroskopische Eigenschaften bestimmt, sowie eine Molekülgrößenfraktionierung mittels Ultrafiltration vorgenommen und das Cu-Sorptionsvermögen der DOM nach einem Verfahren von Zsolnay (pers. Mitt.) durch Reaktion mit festem CuO bei pH 6,5 und nach Messung der gelösten Cu-Konzentrationen gegenüber einer DOM-freien Kontrolle bestimmt.

Ergebnisse

Aus beiden Bodenproben wurde mit dem Schüttelextrakt erwartungsgemäß die größte DOM-Menge extrahiert (Tab. 1). Beim Lehm waren die Unterschiede aber gering und nur zwischen Schüttel- und Standextrakt signifikant. Dagegen konnte aus diesem karbonathaltigen Boden durch Schütteln mehr als doppelt soviel Ca extrahiert werden, während im sauren Sand durch die Perkolatation etwas mehr Ca freigesetzt wurde und nur der Standextrakt deutlich geringere Ca-Konzentrationen aufwies.

Tab. 1: Chemische Kenngrößen der verschiedenen wässrigen Extrakte des Lehm und Sand-Ah Horizonts.

		Extraktionsverfahren		
		Schütteln	Perkolat	Stand
Lehm				
DOC	[mg·L ⁻¹]	78	70	60
Ca	[mg·L ⁻¹]	72	29	19
SAK ₂₈₀	[L·g ⁻¹ ·m ⁻¹]	1,84	2,67	2,30
Cu-Sorption	[mg·g ⁻¹]	63	107	132
DOC-Lagerstabilität	[mg·L ⁻¹]	77	67	45
Sand				
DOC	[mg·L ⁻¹]	21	17	12
Ca	[mg·L ⁻¹]	56	63	38
SAK ₂₈₀	[L·g ⁻¹ ·m ⁻¹]	1,73	2,13	1,35

Der spezifische Absorptionskoeffizient bei 280 nm (SAK₂₈₀), der ein Maß für den Aromatengehalt der DOM darstellt (Chin et al. 1994), war bei beiden Böden in den Perkolaten am höchsten. Beim Lehm trat das Minimum im Schüttelextrakt auf, beim Sand dagegen im Standextrakt.

Das Cu-Sorptionsvermögen, das nur in den Extrakten des Lehmbodens bestimmt wurde, erreichte in den Standextrakten Maximalwerte von knapp 150 mgL^{-1} und lag damit mehr als doppelt so hoch wie in den Schüttelextrakten und auch deutlich über den Perkolaten. (Tab. 1).

Nach 2-wöchiger Aufbewahrung der Lösungen bei 5°C wurden die DOC-Konzentrationen erneut bestimmt, um die Lagerstabilität zu kontrollieren. Dabei zeigte sich, daß in den Schüttelextrakten und Perkolaten praktisch keine Konzentrationsänderung aufgetreten war. In den Standextrakten wurden dagegen nur noch 75% der ursprünglichen Mengen wiedergefunden. Ob diese Verluste auf Abbau, Ausfällung oder Glassorption zurückzuführen sind, konnte nicht ermittelt werden.

Auch bezüglich der DOM-Molekülgrößenverteilung weisen die Extrakte deutliche Unterschiede auf, die wiederum bei den beiden Böden nicht gleichsinnig ausgeprägt sind (Abb. 1). Bei den Lehmbodenextrakten findet sich in den Standextrakten der größte Anteil hochmolekularer Substanzen ($\text{MW} > 10.000$), in den Schüttelextrakten die meisten niedermolekularen ($\text{MW} < 1000$). Beim Sand verhält es sich genau umgekehrt. Eigentlich entspricht letzteres auch eher den Erwartungen, nach denen durch Abrieb und andere mechanische Effekte beim Schütteln auch mehr höhermolekulare Substanzen in Lösung gebracht werden sollten. Die Perkolate sind dagegen bei beiden Böden durch die Dominanz der mittleren Molekülgrößenfraktion gekennzeichnet.

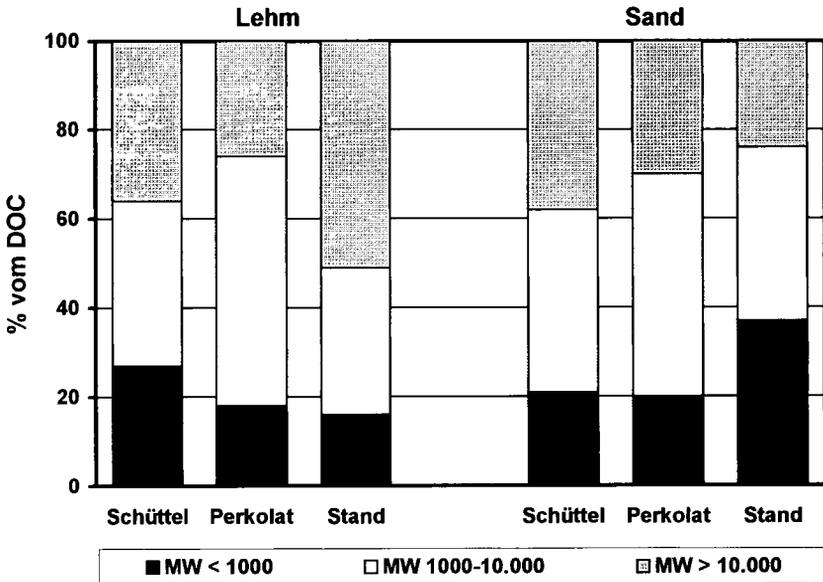


Abb. 1: DOM-Molekülgrößenverteilung in den verschiedenen Extrakten der beiden Versuchsböden.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß die DOM-Ausbeute, aber vor allem die DOM-Zusammensetzung und -Eigenschaften sehr stark vom gewählten Extraktionsverfahren abhängen. Dabei wird weiterhin deutlich, daß dies auch noch durch die Bodeneigenschaften beeinflusst wird, so daß aus den vorliegenden Versuchen mit nur zwei Böden keine Gesetzmäßigkeiten abgeleitet werden können.

Aus dem Vergleich zwischen Schüttel- und Standextrakten kann aber zumindest auf die Bedeutung von mechanischen Effekten für die DOM-Gewinnung geschlossen werden, da bei beiden Verfahren durch die lange Kontaktzeit zwischen Fest- und Lösungsphase eher Gleichgewichtsbedingungen herrschten, als bei der Perkolation. Die geringeren Unterschiede zwischen diesen Extrakten im Lehm gegenüber dem Sand werden mit der stark erhöhten Ca-Freisetzung aus Karbonaten im Schüttelextrakt des Lehms in Verbindung gebracht. Dies kann eine verringerte Löslichkeit der organischen Substanz durch Bindung an die Festphase über Ca-Brücken bewirken, wovon anscheinend vor allem die höhermolekulare Fraktion betroffen ist, so daß vornehmlich niedermolekulare DOM durch Abrieb freigesetzt wird. Denkbar sind aber auch Ca-Effekte auf die DOM-Konfiguration, da diese hochmolekularen Polyelektrolyte bei hohen Ca-Konzentrationen expandieren, bei niedrigen dagegen kondensieren (Buffle 1988).

Das verringerte Cu-Sorptionsvermögen in den Schüttelextrakten des Lehms kann ebenfalls mit der Molekülgröße zusammenhängen, oder durch Ca-Belegung von potentiellen Cu-Sorptionsplätzen erklärt werden.

Vergleicht man die Perkolate und Standextrakte miteinander, so können mechanische Effekte weitgehend ausgeschlossen werden und Unterschiede müssen primär auf Kinetikeffekte zurückgeführt werden, da sich bei der Perkolation kein Gleichgewichtszustand zwischen Fest- und Lösungsphase bzw. zwischen mobilem und immobilem Porenwasser einstellen kann. Es kommt dadurch offensichtlich zur verstärkten DOM-Freisetzung, wovon vor allem aromatenreiche DOM-Verbindungen betroffen sind. Da gerade diese DOM-Fraktion ein hohes Sorptionsvermögen für hydrophobe Xenobiotika aufweist (Marschner 1997), können unterschiedliche Extraktionsverfahren zu stark divergierenden Einschätzungen des Mobilisierungspotentials für solche Schadstoffe in Böden kommen.

Die Versuche zeigen daher, daß Aussagen aus Batch-Extraktionen kaum auf Perkolate übertragbar, und damit wahrscheinlich auch wenig relevant im Boden sind. Vor einer weitergehenden Bewertung oder Empfehlung von Extraktionsverfahren müssen aber vergleichbare Untersuchungen an ungestörten Proben durchgeführt und mit Messungen im Gelände verglichen werden.

Literatur

- Buffle, J. (1988): Complexation Reactions in Aquatic Systems: An Analytical Approach. Ellis Horwood Ltd., Chichester.
- Chin, Y.; Aiken, G.; O'Loughlin, E. (1994): Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. Environ. Sci. Technol. 28, 1853-1858.
- Marschner, B. (1997): Chemische und biologische Einflußfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden. Bodenökologie und Bodengeneese, Berlin (im Druck).

Lignin und Polysaccharide in zonalen Steppenböden Rußlands

von

RODIONOV,A.; AMELUNG,W.; ZECH,W.

Einleitung

Temperatur und Niederschlag beeinflussen nicht nur die Humusgehalte von Böden (z.B. Jenny, 1941; Burke et al., 1989 u.v.a.), sondern auch die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (Amelung et al., 1997). An Standorten der nordamerikanischen Prärie zeigen abnehmende Polysaccharidgehalte mit zunehmenden Niederschlags-Temperatur-Verhältnissen Klimaeinflüsse auf den Humus an (Amelung et al., 1997). Vergleichende Studien fehlen für zonale Böden der russischen Steppe und Waldsteppe.

Um zuverlässige Voraussagen über den Einfluß sich ändernder Klimabedingungen auf Bodeneigenschaften entwickeln zu können, müssen unterschiedlich reaktive Humus-Pools berücksichtigt werden (Parton et al., 1987). Mit Hilfe der Korngrößenfraktionierung in Kombination mit chemischen Analysen lassen sich die Veränderungen der organischen Bodensubstanz nachvollziehen (Christensen, 1992). In dieser Studie soll der Einfluß des Klimas auf Lignin und Zucker in Korngrößenfraktionen russischer Steppen im Ober- und Unterböden untersucht werden.

Material und Methoden

Zur Identifizierung klimatischer Effekte auf den Humuskörper russischer Steppenböden wählten wir zehn Standorte aus (Greyzems, Chernozems, Kastanozems). Die Summe der täglichen Temperaturen > 10 °C schwankt zwischen 2200 °C und 3450 °C und der mittlere jährliche Niederschlag erreicht Werte von 300 bis 715 mm.

Die Feinerde der Ober- (0 - 10 cm) und Unterböden (50 - 60 cm) wurde in Korngrößenfraktionen gemäß Amelung et al. (1998) aufgetrennt. Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in der Feinerde und den Fraktionen wurden mittels eines C, N, S -Analysators (Elementar Vario EL GmbH, Hanau) bestimmt. Für C_{org} gilt: $C_{total} - C_{anorganisch}$, wobei letzterer durch Veraschung (fünf Stunden bei 560 °C) ermittelt wurde. Bestimmt wurden auch Gesamtzucker nach Brink et al. (1960), und phenolische Ligninderivate nach Hedges und Ertel (1982), modifiziert gemäß Kögel (1986) und Amelung et al. (1997). Analysiert wurden in diesem Fall die Feinerde (< 2 mm) und ausgewählte Texturfractionen, nämlich Ton (< 2 µm) und Schluff (2 - 20 µm).

Der Befeuchtungskoeffizient N/V

Als Maß für die Humidität dient der Befeuchtungskoeffizient N/V (*russ.* N/V), der als Quotient aus dem mittleren jährlichen Niederschlag (N) und der potentiellen Verdunstung (V), jeweils in mm, definiert und tabelliert ist (Vysotskij, 1904; Ivanov, 1948). Der N/V ist geeignet, verschiedene Vegetationszonen, wie Laubwälder, Waldsteppen, Steppen und Trockensteppen sowie die zugehörigen Böden voneinander abzugrenzen (Ivanov, 1948).

Ergebnisse und Diskussion

Kennzeichnung der Feinerde

Die organische Substanz ungenutzter Oberböden enthält im Mittel 177 g Polysaccharide $\text{kg}^{-1} C_{\text{org}}$ und 15 g phenolische Ligninoxidationsprodukte $\text{kg}^{-1} C_{\text{org}}$. Signifikant niedrigere VSC-Mengen im Unterboden der ungenutzten Standorte weisen bei tendenziell höheren Säure- zu Aldehydverhältnissen und signifikant niedrigeren Syringyl- zu Vanillyl-Quotienten auf fortschreitende Ligninzersetzung im Profil hin.

Die Polysaccharidgehalte nehmen vom Ober- zum Unterboden hin zu. Dies bestätigt, daß die chemisch eigentlich labilen Polysaccharide im Humus der Steppenböden bevorzugt zum Lignin akkumuliert werden (Amelung et al., 1997). So ist die beachtliche Abnahme der VSC/Zucker-Verhältnisse von $83 \cdot 10^{-3}$ in den Oberböden auf $20 \cdot 10^{-3}$ in den Unterböden vermutlich Ausdruck einer bevorzugten Stabilisierung von Zuckerstrukturen, welche im Unterschied zu Lignineinheiten nicht nur mikrobiell rezykliert und resynthetisiert werden (Stott et al., 1983), sondern auch bevorzugt durch Reaktion an Mineralpartikel konserviert werden (Haider, 1992; Guggenberger et al., 1994; Amelung, 1997). Die Befunde der Tiefenprofile bestätigen somit Befunde aus den USA, daß die Ligninkonzentrationen in Steppenböden schneller als die Zuckergehalte abnehmen können (Amelung et al., 1997).

Kennzeichnung der Ton- und Schlufffraktionen

Die Konzentration der VSC-Einheiten im Schluff übersteigt diejenige im Ton. Dies ist Folge einer stärkeren Ligninzersetzung in der feineren Fraktionen, wie höhere (ac/al)_{v,s} im Ton im Vergleich zum Schluff andeuten (Guggenberger et al., 1994; Amelung, 1997). Die Ligninabreicherung im Ton wird nicht von niedrigeren Zuckerkonzentrationen begleitet, weshalb das VSC/Zucker-Verhältnis vom Schluff zum Ton absinkt. Gleiches fand Amelung (1997) für Böden der nordamerikanischen Prärie.

Einfluß des Klimas auf die Dynamik von Lignin und Polysacchariden

Nach Jenkinson und Ayanaba (1977) sowie Mathes und Schriefer (1985) haben die klimatischen Faktoren wie Jahresdurchschnittstemperatur und -niederschlag einen sehr starken Einfluß auf den Ligninabbau.

Während die Ligningehalte im Oberboden nur geringfügig schwanken, liegt der Variationskoeffizient für die Unterböden bei $> 34 \%$. Der Gypsic Kastanozem (N/V = 0,32) weist VSC-Gehalte im Unterboden von etwa 7 g $\text{kg}^{-1} C_{\text{org}}$ auf, dagegen erreicht der Haplic Greyzem (N/V = 1,1) nur Werte von 1,5 g VSC $\text{kg}^{-1} C_{\text{org}}$. Dieser Befund läßt sich verschiedentlich erklären:

1. Unter feuchten Bedingungen (hoher N/V-Wert) geht der Ligninabbau schneller vor sich als bei Trockenheit (N/V niedrig) (Jenkinson und Ayanaba, 1977; Mathes und Schriefer, 1985), solange sich keine anaeroben Verhältnisse einstellen.
2. Die Ligningehalte des unterirdischen Wurzelinputs sinken mit zunehmender Feuchte in Steppen (Parton et al., 1987). Möglicherweise werden die Tendenzen durch den Vegetationswechsel im

bewaldeten Greyzern zusätzlich verstärkt, denn Böden unter Laubwald zeigen niedrigere Ligningehalte im Unterboden als unter der Grassteppe am gleichem Standort (Rodionov et al. 1997, unveröffentlicht).

3. Im Zuge einer verstärkten Mineralisation der organischen Bodensubstanz an trockenen Standorten (N/V niedrig) wird Lignin selektiv angereichert.

Aus Arbeiten in der nordamerikanischen Prärie ist bekannt, daß mit dem Anstieg des Niederschlags-Temperatur-Quotienten die Zuckergehalte im Humus des Oberbodens ansteigen (Amelung et al., 1997). Eine ähnliche Tendenz findet sich im Unterboden der russischen Steppen: Mit zunehmenden N/V-Wert steigen die Polysaccharidgehalte der organischen Bodensubstanz (50 - 60 cm Bodentiefe) an, was wiederum die Schlufffraktion am deutlichsten anzeigt ($r = 0.98^{**}$). Dies hat zu Folge, daß mit steigendem N/V-Wert die VSC/Zucker-Verhältnisse abnehmen (Abb. 1).

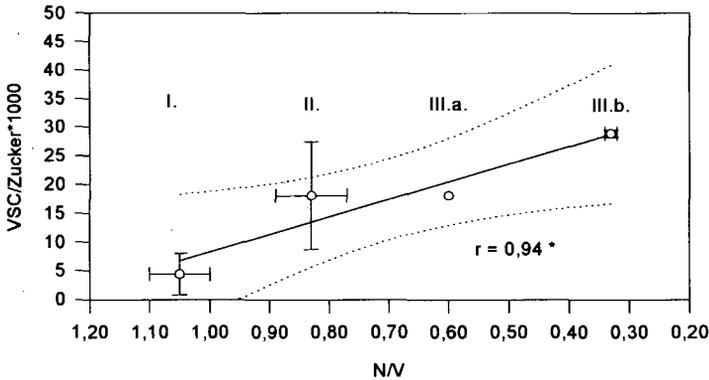


Abbildung 1. VSC/Zucker-Quotienten ungestörter Unterböden in Abhängigkeit vom Befeuchtungskoeffizienten N/V (50 - 60 cm, n = 10). I - Greyzems, II - Chernozems, III - Kastanozems, wobei a = dunkle und b = typische bzw. helle Kastanozems (gemäß russischer Klassifikation). Die punktierte Linie zeigt das 95% Konfidenz-Intervall.

Lignin wird gewöhnlich vor allem dann abgebaut, wenn gleichzeitig andere Substrate als C-Quelle dienen (Kirk et al., 1976; Haider, 1986). Für den Ligninabbau ist deshalb auch entscheidend, daß den Mikroorganismen leicht abbaubare C-Quellen wie Polysaccharide, zur Verfügung stehen. Dies ist nur bei hohen N/V-Werten der Fall. Eine klimaabhängige Kopplung der Lignin- und Zuckerdynamik wurde von Amelung (1997) für Böden der nordamerikanischen Prärie vorgeschlagen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Zonale Böden der russischen Steppen (Greyzems (I.), Chernozems und Phaeozems (II.) sowie Kastanozems (III.)) haben unterschiedliche Humuseigenschaften. In Unterbodenhorizonten sinken mit fallendem N/V, das heißt mit steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen und abnehmenden Niederschlagsmengen, die Polysaccharidgehalte. Dabei wird Lignin möglicherweise selektiv angereichert. Folglich fallen mit steigendem N/V-Verhältnis die VSC/Zucker-Verhältnisse.

Sowohl in russischen als auch in nordamerikanischen Steppenökosystemen werden Zucker also umso effektiver im Unterboden angereichert, je feuchter das Klima ist. Während sich die von Amelung

(1997) beschriebenen Klimaeinflüsse auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden vor allem in der Tonfraktion niedergeschlagen hat, reagiert in den tiefer entwickelten russischen Böden die SOM der Schlufffraktion auf Klimaeffekte deutlicher, welche gemäß Christensen (1992) die älteste bodenorganische Substanz enthält.

Literatur:

- Amelung, W., K.-W. Flach, and W. Zech.* (1997): Climatic effects on soil organic matter composition of the Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.*...
- Amelung, W.* (1997): Zum Klimaeinfluß auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 53, p. 140.
- Amelung, W., W. Zech, X. Zhang, R.F. Follett, H. Tiessen, E. Knox, and K.W. Flach* 1998. C, N, S pools in particle size fractions as influenced by climate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, in press.
- Brink R.H., P. Dubach, and D.L. Lynch* (1960): Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Sci.* 89: 157-166.
- Burke, C., C. M. Yonker, W. J. Parton, C. V. Cole, K. Flach, and D. S. Schimel.* (1989): Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Christensen, B.T.* (1992): Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20: 1-90.
- Christensen, B. T.* (1996): Carbon in primary and secondary organomineral complexes. *Adv. Soil Sci.*, S. 97-165.
- Guggenberger, G., B. T. Christensen, and W. Zech.* (1994): Land use effects on the composition of organic matter in soil particle size separates I. Lignin and carbohydrate signature. *Europ. J. Soil Sci.* 45: 449-458.
- Haider, K.* (1986): Changes in substrate composition during the incubation of plant residues in soil. *In Microbial Communities in Soil* (V. Jensen, A. Kjöllner and L.H. Sørensen, eds.). Elsevier, London. pp. 133-147.
- Haider, K.* (1992): Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. *In: Soil Biochemistry* (G. Stotzky, and J.-M. Bollag, ed.), Vol. 7: 55-94.
- Hedges, J. I., and J. R. Ertel.* (1982): Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide products. *Anal. Chem.* 54: 174-178.
- Ivanov, N.N.* (1948): [Landscape-climatological zones of the world] (in Russisch). [Westen Geographical Community, Vol], AdW UdSSR, Moskau.
- Jenkinson, D.S. and A. Ayanaba.* (1977): Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 912-915.
- Jenny, H.* (1941): Factors of soil formation. New York.
- Kirk, K., W.J. Connors, and J.G. Zeikus* (1976): Requirement for a growth substrate during lignin decomposition by two white-rotting fungi. *Appl. and Environm. Mikrobiol.* 32: 192-194.
- Kögel, I.* (1986): Estimation and decomposition pattern of the lignin component in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 18: 589-594.
- Mates, K., and T. Schriefer.* (1985): Soil respiration during secondary succession: Influence of temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.* 17: 205-211.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, and D. S. Ojima.* (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- Stott, D.E, G.Kassin, W.M. Jarrell, J.P. Martin, and K. Haider* (1983): Stabilization and incorporation into biomass of specific plant carbons during biodegradation in soil. *Plant Soil* 70: 15-26.
- Vysotskij, G.N.* (1906): [About the geographical-climatological basics of the soil classification] (in Russisch). *Pochvovedenie* 1-4.

BEITRÄGE SYMPOSIUM

KOMMISSION III

und

KOMMISSION II

Band 85

Heft II

1997

Beziehungen zwischen organischer Substanz und Biozönose in Humusformen schleswig-holsteinischer Wälder

von

v. BEYER, L.; IRMLER, U.

In der Bodenschutzdiskussion wird in zunehmenden Maße nach Kriterien zur Bewertung von Böden gesucht (z.B. Doran et al. 1994). Allgemein akzeptierte bodenbiologische Parameter liegen allerdings bis jetzt nicht vor (Lehle et al. 1995). Die Humusform dagegen ist in der Forstwirtschaft schon lange ein gebräuchlicher Parameter zur Standortcharakterisierung (vgl. dazu Beyer 1996a). In der vorliegenden Arbeit soll dargestellt werden, ob den morphologisch beurteilten Humusformen chemische und bodenbiologische Parameter zugeordnet werden können, die eine solche Einteilung rechtfertigen. Aus diesem Grunde wurde in fünf Wäldern Schleswig-Holsteins mit unterschiedlicher Humusform von Mull bis Rohhumus (Tab.1) die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) und der Bodentiergemeinschaften in den Jahren 1985 bis 1995 untersucht. In der OBS wurden Streu- und Huminstoffe nach klassischen, naßchemischen Verfahren und Stoffgruppen mittels CPMAS 13C-NMR Spektroskopie bestimmt (Beyer 1994). Die Bodenfauna wurde mit der Hilfe der Handauslese und der Trockenextraktion nach MacFayden aus der Humusaufgabe und dem Ah-Horizont (0-4 cm Tiefe) gewonnen (Irmeler 1995).

Table 1. Lokalität und Humusformen der Untersuchungsstandorte

- P2 *Feuchtmull* (Erlenbruch, Flaches Moor mit mächtigen Sandbändern, Bornhöved)
 P1 *F-Mull* (Buchenforst, Sandige Braunerde, Bornhöved)
 P3 *Mullartiger Moder* (Eichen-Kiefernforst, Sandige Braunerde, Bornhöved)
 P4 *Feinhumusarmer Moder* (Buchenforst, Lehmgige Parabraunerde, Siggen)
 P6 *Feinhumusreicher Rohhumus* (Fichtenforst, Podsol, Segeberger Forst)

(Quelle: Beyer 1994; Irmeler 1995; Wachendorf 1996)

Ergebnisse und Interpretation

In der vorliegenden Untersuchung war von Mull bis einschließlich des *feinhumusarmen Moders* die Auflage von untergeordneter Bedeutung für die C- und N-Vorräte der Böden (Beyer 1994b). Das bedeutet, daß in all diesen Humusformen noch ein wesentlicher Anteil an Organismen im Boden sein muß, der die OBS aktiv einarbeiten kann. Erst im *Rohhumus* macht sich die Bedeutung der Auflage bemerkbar (Beyer 1994b). Beyer (1996b) konnte das sehr unterschiedliche Verteilungsmuster der OBS-Zusammensetzung aufzeigen. Es war aber eine Abnahme des Proteingehaltes von *Feuchtmull* zum *Rohhumus* zu beobachten, wobei der *feinhumusarme Moder* auf der lehmigen Parabraunerde aus dem allgemeinen Trend fiel. Die Abnahme der Polysaccharide ging ohne Ausnahme in die gleiche Richtung vorstatten. Mitten in der Humusform *Moder* wechselte die Bedeutung von Fulvo- und Huminsäuren (näheres dazu Beyer 1996b). Die unterschiedlichen Humusmengen in Böden erschweren eine vergleichende Aussage zur Bedeutung bestimmter Stoffgruppen, so daß Relationen geeigneterer Indikatoren sind (Beyer 1994).

* Institut für Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstraße 40, D-24098 Kiel, lbeyer@bodenkunde.uni-kiel.de

** Ökologiezentrum, Universität Kiel, Schauenburger Straße 112, D-24118 Kiel, irmeler@fsoe.uni-kiel.de

Tabelle 2. Auswahl möglicher naßchemischer Kenndaten als Indikatoren für verschiedene Humusformen (Quelle: Beyer, 1996b)

	C/N AK	C/N Forst	Sst/Hst	LIG/N	LIG/PS	LIP/PS
Feuchtmull	22*	15	0.88	2.25	0.77	0.22
F-Mull	17*	18	0.85	2.27	0.57	0.25
Mullart.Moder	17*	21	0.72	3.27	1.14	0.49
Feinh.armer Moder	17**	10	0.55	1.17	1.23	0.57
Rohhumus	25**	25	0.63	3.78	1.89	0.66

* aus Ah, ** aus Oh, SSt: Streustoffe (Σ Eiweiße, Lipide, Polysaccharide, Lignin), Hst: Huminstoffe (Σ Fulvosäure, Huminsäuren, Humine), LIG: Lignin, LIP: Lipide, PS: Polysaccharide

In der Tabelle 2 ist eine Auswahl möglicher naßchemischer Kenndaten als Indikatoren für verschiedene Humusformen zusammengestellt. Das üblicherweise verwendete C/N-Verhältnis ausgewählter Horizonte (AK Standortskartierung, 1996, S.90) brachte keine Information. Das C/N-Verhältnis, über das gesamte Profil gerechnet, zeigte eine Zunahme von *Feuchtmull* zum *Rohhumus*, wobei wiederum der *feinhumusarme Moder* auf der lehmigen Parabraunerde aus dem Rahmen fiel. Gleiches galt auch für das Lignin/Nt-Verhältnis. Eine gleiche Reihung ergab sich bei den Lignin bzw. Lipid/Polysaccharid-Verhältnissen, d.h schwerer abbaubare Substanzen reichern sich relativ an. Darüber hinaus signalisiert das Streustoff/Huminstoff-Verhältnis die abnehmende Bedeutung der Streustoffe.

Die deutlich andere chemische Zusammensetzung der OBS im *feinhumusarmen Moder* kann auch mit den Ergebnissen der NMR-Spektroskopie belegt werden. (Tab.3). Insgesamt gilt für die OBS, daß der *feinhumusarme Moder* nicht in der hier untersuchten Humusformenreihung unterzubringen ist.

Tabelle 3. Auswahl möglicher NMR-analytischer Kenndaten als Indikatoren für verschiedene Humusformen (Quellen: Beyer et al. 1992; 1993)

	Alkyl/O-Alkyl-C		Aromat/O-Alkyl-C		Aromatizität		Aliphaticität	
	Σ	Ah	Σ	Ah	Σ	Ah	Σ	Ah
F-Mull	.41	.47	.50	.52	26	24	22	23
Mullart.Moder	.40	.42	.50	.49	26	26	22	21
Feinh.armer Moder	.63	.78	.25	.25	13	13	34	38

0-46 ppm: Alkyl-C, 46-110 ppm: O-Alkyl-C,
110-160 ppm: Aromaten-C,
160-210 ppm: Carboxyl-C
Aromatizität: ((110-160 ppm)/(0-160 ppm))x100,
Aliphaticität: ((0-46 ppm)/(0-160 ppm))x100

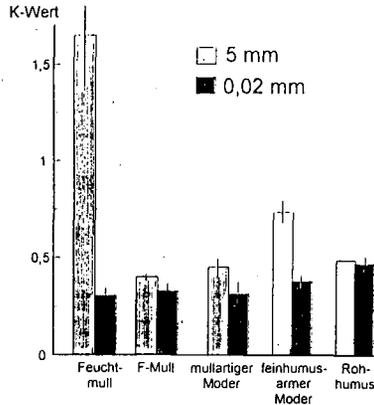


Abbildung 1. Abbauraten K/Jahr in Wäldern mit verschiedener Humusform für Netzbeutel mit 5mm und 0.02mm Maschenweite

Die Abbauraten wurden nach Olson (1963) berechnet: $x_t = x_0 e^{-kt}$ und auf ein Jahr bezogen (Irmler 1995). Der Unterschied zwischen den Abbauraten in den grob- und feinmaschigen Netzbeuteln kann als **Aktivität der Bodenfauna** interpretiert werden und sank vom *Feuchtmull* zum *Rohhumus*. Der *F-Mull* bildete eine **Ausnahme**. Dieser glich eher dem *Rohhumus*. Darüber hinaus dürfte der Anstieg beim *feinhumusarmen Moder* auf günstigere Standortbedingungen in der Geschiebemergellandschaft (*Parabraunerde*) im Vergleich zu den sandigen Böden der Geest (*Braunerde & Podsol*) zurückzuführen gewesen sein. Beim Vergleich der beiden Modertypen würde man eine umgekehrte Reihung erwarten, die aber offensichtlich durch die Bodentypsunterschiede nicht nachweisbar war.

Tabelle 3. Die Biomasse ausgewählter Tiergruppen in Wäldern mit verschiedener Humusform (mg TM m⁻², NB: nicht bestimmt, NN: nicht nachweisbar)

Tiergruppe	<i>Feinhumusreicher Rohhumus</i>	<i>Feinhumusarmer Moder</i>	<i>Mullartiger Moder</i>	<i>F-Mull</i>	<i>Feuchtmull</i>
Gesamtbiomasse	1300	3300	2300	2200	3700
Testacea	NB	NB	251	257	81
Collembola	47	98	110	70	90
Cryptostigmata	228	121	270	130	240
Enchytraeidae	196	768	161	309	71
Elateridae	234	203	70	150	20
Gastropoda	2	782	240	220	300
Diplopoda	NN	13	210	0.3	150
Isopoda	NN	79	690	4	140
Lumbricidae	75	290	160	220	1090
Diptera sapr.	151	178	317	220	1120
Araneida	25	32	30	50	20

Die Biomasse der Bodenfauna nahm parallel zur Abbauraten kontinuierlich vom *Mull* über die verschiedenen Moderformen bis zum *Rohhumus* ab (Tab.3). **Wiederum macht der feinhumusarme Moder eine Ausnahme.** Collembolen und Hornmilben (*Cryptostigmata*) waren im *mullartigen Moder* mit den höchsten Biomassen vertreten. Die Hornmilben zeigten hinsichtlich der Biomasse keine starke Differenzierung zwischen den verschiedenen Humusformen. Dies steht im Gegensatz zu ihrer Abundanz, die im *Rohhumus* am höchsten war. Dort waren sie aber weitgehend nur mit sehr kleinen Arten vertreten, während besonders im *mullartigen Moder* sehr große Arten vorhanden waren. Kleinregenerwürmer (*Enchytraeidae*) besaßen die höchsten Biomassen im *feinhumusarmen Moder*. Typische Vertreter im *Rohhumus* waren die Schnellkäferlarven (*Elateridae*), die eine deutlich abnehmende Tendenz vom *Rohhumus* zum *Feuchtmull* aufwiesen. Tausendfüßler (*Diplopoda*) waren am stärksten im *mullartigen Moder* vorhanden (sie gelten als typisch für diese Humusform), während Regenwürmer, Asseln und saprophage Mückenlarven die höchsten Biomassen im *Feuchtmull* hatten. Regenwürmer kamen zwar auch noch im *Rohhumus* mit geringen Biomassen vor, waren aber nur im *Mull* mit endogäisch lebenden Arten vertreten. Der Standort mit dem *F-Mull* scheint im Vergleich der Biomassen näher dem *feinhumusarmen Moder* und dem *Rohhumus* zu stehen als dem *Mull* (*Enchytraeidae*, *Elateridae*, *Diplopoda*, *Isopoda*).

Exklusive Arten waren bei den untersuchten Tiergruppen nur für den *Feuchtmull* zu finden: Asseln (*Ligidium hypnorum*, *Haplophthalmus danicus*) sowie der Regenwurm (*Aporrectodea caliginosa*). Für die anderen Arten können lediglich Optima angegeben werden. Die einzelnen Tiergruppen haben dabei offensichtlich einen weiten Toleranzbereich. Typisch für den *Rohhumus* und *feinhumusarmen Moder* waren die hohen Abundanzen der Schnellkäferlarve (*Athous subfuscus*). Der *F-Mull* ist wiederum eher in der Nähe des *feinhumusarmen Moders* und

des *Rohhumus* anzusiedeln. Die bodenbiologischen Kenndaten passen offensichtlich nicht mit der morphologischen Humusformenkennzeichnung und Humuschemie zusammen. Möglicherweise wirkt hier die langjährige ackerbauliche Nutzung bis zu Ende des letzten Jahrhunderts nach (Wachendorf, 1996), während die Bodentiere den aktuellen, acidophilen Waldzustand dokumentieren.

Tabelle 4. Charakteristische Bodentierarten in Wäldern mit verschiedener Humusform (n m-2, NN: nicht nachweisbar)

Tierart	Feinhumusreicher Rohhumus	Feinhumusarmer Moder	Mullartiger Moder	F-Mull	Feuchtmull
<i>Athous subfuscus</i>	173	171	72	108	3
<i>Lumbricus rubellus</i>	1	21	25	15	104
<i>Trichoniscus pusillus</i>	NN	368	100	5	329
<i>Philoscia muscorum</i>	NN	88	8	NN	7
<i>Adeial reaumurella</i>	NN	13	2	NN	2
<i>Allajulus punctatus</i>	NN	5	27	NN	55
<i>Aegopinella nitidula</i>	NN	13	7	+	21
<i>Enoicyla pusilla</i>	NN	+	11	NN	23
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	NN	+	NN	NN	113
<i>Ligidium hypnorum</i>	NN	NN	NN	NN	13
<i>Haplophthalmus danicus</i>	NN	NN	NN	NN	353

Schlussfolgerungen

Die untersuchte morphologische Humusformenreihung: *Feuchtmull*, *F-Mull*, *Mullartiger Moder*, *Feinhumusarmer Moder*, *Feinhumusreicher Rohhumus* suggeriert eine abnehmende Humusqualität und biologische Aktivität. Die Ergebnisse belegen, daß es für diese Humusformen biologische und chemische Indikatoren gibt, die allerdings nur beim Vergleich ähnlicher Böden herangezogen werden können. Der aktuelle Zustand des Bodens läßt sich möglicherweise mit bodenbiologischen Indikatoren besser darstellen als mit der Humusform oder der chemischen Zusammensetzung. Diese werde offensichtlich stark von der Historie geprägt und reagieren weniger schnell auf Änderungen im System.

Literatur

AK Standortskartierung. 1996. Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag, Eching. 2.Auflage. 352 Seiten

Beyer L. 1994. Die Charakterisierung der organischen Bodensubstanz durch morphologische und naßchemische Untersuchungen, CPMAS ¹³C-NMR-Spektroskopie sowie Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel. Nr.30, 1-164.

Beyer L. 1996a. Humusformen und -typen. IN: Blume H.-P., Felix-Heningsen P., Fischer W., Frede W.G., Horn R., Stahr K, (Hrsg.), Handbuch der Bodenkunde 1.Erg.Lfg12/96, 1-20.

Beyer L. 1996b. Der morphologische Aufbau und die chemische Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz unterschiedlicher Humusformen in Waldböden Schleswig-Holsteins. Forstw.Cbl.115, 129-145.

Beyer L., Schulten H.-R., Fründ R. 1992. Properties and composition of soil organic matter in forest and arable soils of Schleswig-Holstein: 1.Comparison of morphology and results of wet chemistry, CPMAS ¹³C-NMR spectroscopy and pyrolysis-fieldionization mass spectrometry. Z.Pflanzenernähr.Bodenk.155, 345-354.

Beyer L., Schulten H.-R., Fründ R., Irmler U. 1993. Formation and properties of organic matter in a forest soil, as revealed by its biological activity, wet chemical analysis, CPMAS ¹³C-NMR spectroscopy and pyrolysis-fieldionization mass spectrometry. Soil.Biol.Biochem.25, 587-5496.

Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek, Stewart B.A. 1994. (Hrsg.) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publ.No.35, 1-244.

Irmler U. 1995. Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. Faun.-Ökol.Mitt.Suppl.18, 1-200.

Lehle M., Bley J., Mayer E., Veit-Meya, Vogl W. 1995. Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Umweltministerium Baden-Württemberg, Abteilung Luft, Boden, Abfall Heft 31, 1-34.

Wachendorf C. 1996. Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer Norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys.Suppl.13, 1-130.

Wechselbeziehungen zwischen mikrobiellen Gesellschaften und der organischen Substanz in Böden

von

DILLY, O.; MUNCH, J. Ch.

Aus wissenschaftlichem Defizit heraus und in Zusammenhang mit der Umsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes besteht zunehmender Bedarf, den Boden in seiner Funktion als Lebensraum zu bewerten ('Bodenbiologische Boden-Güteklasse'; UMWELTBUNDESAMT, 1997). Mikroorganismen dominieren mengenmäßig die biotische Komponente der meisten Böden. Ihre Menge ist oftmals eng korreliert mit dem Gehalt an organischer Substanz. Zusätzlich zeigten ANDERSON & DOMSCH (1989), daß in Ackerböden die Bewirtschaftungsweise den C_{mic}/C_{org} -Quotienten mitbestimmt: Er liegt bei Monokultur niedriger als bei Fruchtfolge. Organische Düngung erhöht wiederum den Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff (ANDERSON & DOMSCH, 1989). Der Gehalt an mikrobieller Biomasse integriert somit die Qualität der Bedingungen, unter denen sich Leben etablieren kann. Hohe Gehalte an mikrobieller Biomasse zeigen an, daß die Eigenschaften des Lebensraums günstig für das Wachstum und den energetischen Stoffwechsel vieler Mikroorganismen sind. Da die mikrobielle Biomasse in Böden meist überwiegend heterotroph ist, wird der Gehalt an Mikroorganismen durch die Menge und Qualität des organischen Substrats, einer für Standort- und Bodeneigenschaften sowie Bewirtschaftung charakteristischen Kenngröße, gesteuert. Die Effizienz im Umgang mit organischen Energiequellen ist entscheidend für die Bildung von mikrobieller Biomasse: Die Respirationsrate je Einheit Biomasse, bezeichnet als metabolischer Quotient (qCO_2), zeigt die Effektivität des mikrobiellen Stoffwechsels an. Bei ungünstigen Bedingungen benötigen Organismen mehr Energie zum Unterhalt ihrer Biomasse und der Baustein Kohlenstoff geht somit den Mikroflora verloren. Stehen leichtverfügbare Kohlenstoffverbindungen im Überschuß zur Verfügung, ist der qCO_2 ebenfalls erhöht. Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis und qCO_2/C_{org} -Verhältnis dürften somit die mikrobielle Biozönose in Relation zur organischen Substanz ökophysiologisch kennzeichnen. Dies wurde für Böden der „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ untersucht.

Der Untersuchungsgebiet liegt etwa 30 km südlich von Kiel (59°97' N, 35°81' O), westlich des Belauer Sees. 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. Die Oberböden von 7 Standorten wurden ausgewählt: Die Humusgehalte der Ackerstandorte, des Hanggrünland und des Buchenwalds lagen zwischen 2.4 und 5.8 % [w/w], die von Feuchtgrünland, Erlenwald und Erlenbruch zwischen 18 und 65 %. Die mikrobielle Biomasse wurden mit der Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE *et al.* (1987)

*) Ökologiezentrum, Universität Kiel, Schauenburgerstraße 112, 24118 Kiel
**) Institut für Bodenökologie, GSF, 85758 Neuherberg

bestimmt. Als weiteres Maß für die mikrobielle Biomasse wurde die Substrat-induzierte Respiration nach ANDERSON & DOMSCH (1978), mit der Methodik nach HEINEMEYER *et al.* (1989), eingesetzt. Die Wassergehalte der teilweise nassen Proben von Feuchtgrünland, Erlenwald und Erlenbruch wurden nicht modifiziert, um möglichst geringe Veränderungen der mikrobiellen Populationen zu induzieren. Die Basalatmung wurde bei 22 °C mit der Methodik nach HEINEMEYER *et al.* (1989) ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung wurde bei DILLY (1994) vorgenommen, wobei Daten aus dem Zeitraum von Januar 1992 bis Oktober 1993 verwendet wurden.

Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis nahm in den Oberböden der Bornhöveder in folgender Reihe ab (Abb. 1): Grünland, Acker mit Fruchtfolgen und Buchenwald, Acker mit Mais-Monokultur, Erlenwald und Erlenbruch. Betrachtet man die Waldböden nimmt der Anteil von Mikroorganismen mit der Bodentiefe ab (Tab. 1). Beides verdeutlicht das Ausmaß der mikrobiellen Besiedlung in den Bodenhorizonten unter den dortigen Lebensbedingungen, wobei neben Substrateigenschaften, etwa der Verfügbarkeit des organischen Substanz, die Temperatur und insbesondere die Wasser- bzw. Sauerstoffversorgung variieren. In den Grünlandböden dürfte die intensive Durchwurzelung die Entwicklung hoher Gehalte an mikrobieller Biomasse fördern (LYNCH & PAINTING, 1980), wohingegen hohe Wassergehalte und mangelnde Durchlüftung möglicherweise den geringen Quotienten in dem Oberboden des Erlenbruchs induzierten. ANDERSON & GRAY (1991) beobachteten hohe Werte von 4 % nur kurzfristig nach organischer Düngung, die dann wieder auf ein für den Standort charakteristisches Niveau fallen. In Humusauflagen scheinen die Eigenschaften der organischen Substanz die Etablierung hoher Mikroorganismendichten zu ermöglichen.

Der qCO_2 unterschied sich deutlich in den Oberböden und nahm vom Buchenwald, Feuchtgrünland, Acker mit Fruchtfolge und Hanggrünland, Erlenwald, Acker mit Mais Monokultur zum Erlenbruch hin zu (Abb. 1). In den Waldböden nahm der qCO_2 mit der Bodentiefe ab (Tab. 1) und deutet damit auf eine zunehmend effizientere Kohlenstoffverwertung mit voranschreitender Streuzersetzung hin (SCHEU & PARKINSON, 1995).

Tab. 1. C_{mic}/C_{org} -Verhältnis, qCO_2 und qCO_2/C_{org} -Verhältnis in Bodenhorizonten der Waldböden im Bereich der Bornhöveder Seenkette (Daten in Klammern: Verwendung der SIR zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse).

	C_{org} [mg C g ⁻¹ TS]	C_{mic} [µg CO ₂ g ⁻¹ TS]	BAS [µg CO ₂ g ⁻¹ TS h ⁻¹]	C_{mic}/C_{org} [%]	qCO_2 [mg CO ₂ -C g ⁻¹ C_{mic} h ⁻¹]	qCO_2/C_{org} [mg CO ₂ -C g ⁻¹ C_{mic} h ⁻¹ / g C _{org} g ⁻¹ TS]
Buchenwald						
L	559	14.17	478	2.54	9.19	16.4 (7.6)
Of	416	3.55	49	0.85	3.79	9.1 (7.0)
Ah	39	0.29	2	0.74	2.14	55.5 (56.5)
Erlenwald						
L	545	32.49	695	5.96	5.83	10.7 (10.2)
Of	460	5.74	68	1.25	3.23	7.0 (4.8)
nH	329	2.53	24	0.77	2.62	7.9 (12.2)

Das qCO_2/C_{org} -Verhältnis ergab, daß die mikrobiellen Populationen im Acker mit Monokultur am ineffizientesten mit ihrem Substrat umgehen, wohingegen sie in den humusreichen Oberböden wesentlich effizienter mit dem Substrat haushalten (Abb. 1). Im Bodenprofil unter Wald zeigte sich ebenfalls mit zunehmender Bodentiefe eine Zunahme der Substrateffizienz, wobei im Ah-Horizont des Buchenwalds das qCO_2/C_{org} -Verhältnis wieder anstieg und die Substrateffizienz in dem deutlich humusärmeren Horizont somit wieder abnimmt.

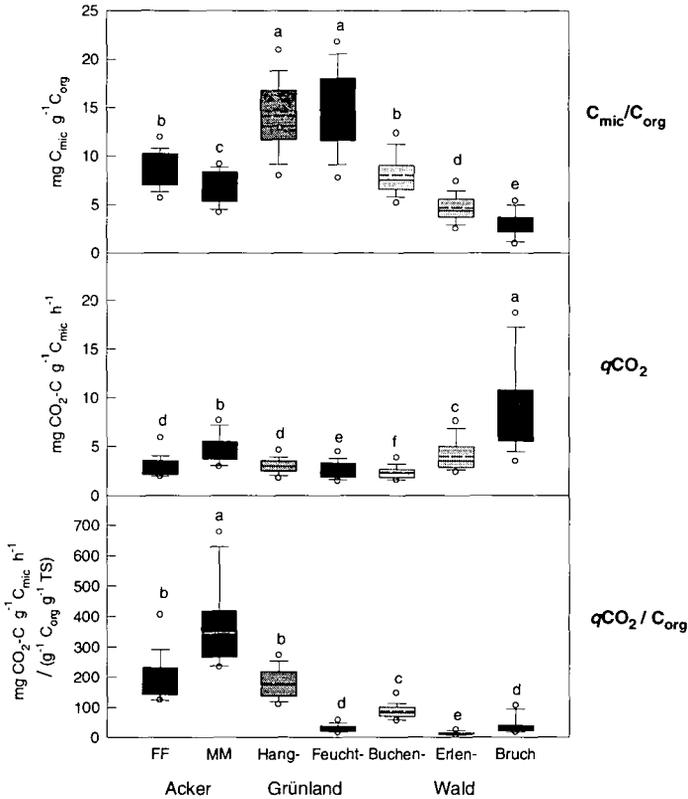


Abb. 1. C_{mic}/C_{org} -Verhältnis, qCO_2 und qCO_2/C_{org} -Verhältnis in Acker-, Grünland- und Waldböden im Bereich der Borthöhveder Seenkette (n = 22; Student-Newman-Keuls-Methode, $p < 0.05$; --= Mittelwert)

Wenn ein Boden 'belastet' ist, verringert sich der C_{mic} -Gehalt schneller als der C_{org} -Gehalt (SPARLING, 1997). Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis gilt als Indikator für die biologische Aktivität und die Akkumulation der organischen Substanz im Boden (SPARLING, 1991; SWIFT & WOMMER, 1993; beides in ELLIOTT 1994). Der qCO_2 schließlich wird als ökophysiologische Kenngröße eingesetzt (INSAM & DOMSCH, 1988). Er nimmt jedoch mit steigender Temperatur zu (ANDERSON & DOMSCH, 1986) und die Effizienz der mikrobiellen Populationen somit ab. Bei globaler Betrachtung hat dies zur Folge, daß sich bei Standorten mit hohen Temperaturen geringere Mikroorganismendichten entwickeln dürften. Dadurch, daß C_{mic}/C_{org} -Verhältnis und qCO_2 positiv miteinander korrelieren (INSAM & DOMSCH, 1988; MEYER *et al.*, 1996), ist zusätzlich zu erwarten, daß bei hohen Mikroorganismendichten die Effizienz abnimmt. Problematisch erscheint, daß zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse verschiedene Methoden verwendet werden, was zu unterschiedlichen Daten bzw. Ergebnissen führen kann (Tab. 1). Zur Analyse der Interaktionen zwischen mikrobiellen Populationen und der organischen Substanz im Boden erscheinen das

C_{mic}/C_{org} -Verhältnis und qCO_2/C_{org} -Verhältnis ökophysiologisch dennoch aufschlußreich (Abb. 2): Versorgen sich doppelt so viele Mikroorganismen bei unveränderter Respirationsrate von einer gleichen C_{org} -Menge, sinkt der Quotient und steigt die Effizienz. Wird jedoch mehr CO_2 produziert, nimmt der Quotient und also die Ineffizienz zu. Aus energetischer Sicht ist dies ungünstig für die mikrobiellen Gesellschaften im Boden. Verringern sich Respirationsraten, C_{mic} - und C_{org} -Gehalt in gleichem Maße, steigt das qCO_2/C_{org} -Verhältnis ebenso. Das knapper werdende Substrat beeinflusst somit den Quotienten.

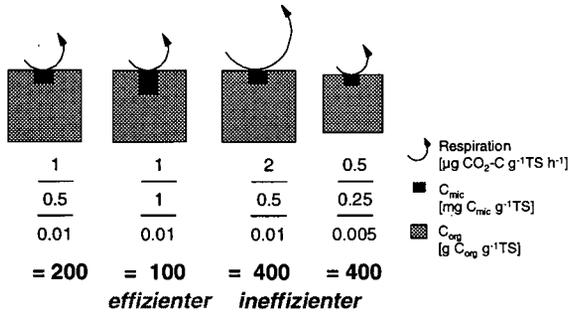


Abb. 2. Variierende Relationen zwischen mikrobiellen Respirationsraten, Gehalt an mikrobieller Biomasse und Gehalt an organischer Bodensubstanz.

Anderson JPE, Domsch K-H (1978) A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem* 10:215-221

Anderson T-H, Domsch K-H (1986) Carbon assimilation and microbial activity in soils. *Z Pflanzenernaehr Boden* 149:457-468

Anderson T-H, Domsch K-H (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total carbon in arable soils. *Soil Biol Biochem* 21:471-479

Anderson T-H, Gray TRG (1991) The influence of soil organic carbon on the microbial growth and survival. In: Wilson ES (ed) *The impact on agriculture and the environment. Advances in soil organic matter research. Special Publication No. 90*, p 253-266

Dilly O (1994) Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. *EcoSys Suppl.* 8:1-127

Elliott ET (1994) The potential use of soil biotic activity as an indicator of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR, Grace PR (eds) *Soil Biota. Management in sustainable farming systems*. CSIRO Australia, p 250-256

Heinemeyer O, Insam H, Kaiser E-A, Walenzik G (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116:191-195

Insam H, Domsch K-H (1988) Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microb Ecol* 15:177-188

Lynch JM, Panting LM (1980) Variation in the size of the soil biomass. *Soil Biol Biochem* 12:547-550

Meyer K, Joergensen RG, Meyer B (1996) The effects of reduced tillage on microbial C and P in sandy loess soils. *Appl Soil Ecol* 5:71-79

Scheu S, Parkinson D (1995) Successional changes in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. *Biol Fertil Soils* 19:327-332

Sparling GP (1997) Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst C, Doube BM and VVSR Gupta (eds) *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford. S. 97-119

Umweltbundesamt (1997) Bekanntgabe über die Vergabe von Forschungsvorhaben auf den Gebieten Umweltschutz und Naturschutz im Jahre 1997. Berlin.

Langzeitwirkung organischer Reststoffe auf bodenbiologische Eigenschaften und den Streuabbau in Weinbergsböden

von

EMMERLING,Chr.; RITZMANN,P.; SCHRÖDER,D.

Das Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen (KrW-/ AbfG) sieht die Schonung der natürlichen Ressourcen durch die Substitution von Rohstoffen und Energie und die Schließung von Stoffkreisläufen vor. Im Sinne einer Kreislaufwirtschaft sind die organischen Abfälle vorrangig auf die Produktionsflächen zurückzuführen.

Eine Verwertung organischer Reststoffe auf Weinbauflächen der Mosel ist insbesondere auf den skelettreichen und retentionsschwachen Rigosolen aus devonischem Schiefer mit dem Risiko enormer Nitratverluste behaftet, wie Resch und Walter (1984) anhand eines Lysimeterversuches zeigen konnten. Diese Flächen sollten zur Verbesserung der Filter- und Speicherkapazität der Böden mit primär nährstofffreien Reststoffen, wie z.B. aus der Celluloseverarbeitung, beaufschlagt werden. Zur Vorbereitung eines derartigen Versuches auf ehemals mit Klärschlamm, Stallmist, Rindenmulch und Dauerbegrünung versorgten Weinbauflächen (Lysimeterversuch der SLVA Trier), stellte sich die Frage nach der Langzeitwirkung dieser Reststoffe auf den Nährstoff- und Humushaushalt sowie die bodenbiologischen Eigenschaften der Böden.

Material und Methoden

Die Lysimeteranlage der Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Trier befindet sich im Steillagenbereich des Deutscherherrenberges oberhalb des Trierer Amphitheaters. Die Hangneigung beträgt im Mittel 35 %. Die flachgründige Rigosol-Braunerde ist in der Oberkrume ein humoser sandiger Lehm mit ca. 30 % Feinboden. Darunter folgt ein sandiger Lehm über angewittertem devonischen Tonschiefer. Im Jahr 1981 wurden verschiedene Varianten mit organischen Reststoffen als Dünger eingerichtet: 800dz Stallmist ha⁻¹, 5 t TS Klärschlamm ha⁻¹, und eine 6 cm mächtige Abdeckung mit Rindenmulch. Weiterhin wurde eine Variante mit Dauerbegrünung angelegt. Zur Kontrolle diente eine Variante ohne organische Düngung. Seit 1981 wurden alle Flächen bedarfsgerecht mineralisch gedüngt. In der Dauerbegrünung und der Rindenmulchparzelle fand keine Bodenbearbeitung und kein Herbizideinsatz statt. In den übrigen Varianten wurde mechanisch gelockert

und pro Jahr ca. 8-12 (Kombinations-) Spritzungen appliziert. Die Beprobung des Oberbodens (0-25cm) erfolgte im Frühjahr 1997 in jeweils 4 Parzellen je Variante. Im Labor wurden die pH (CaCl₂)-Werte, C- und N-Gehalte (Leco CHN 1000), Bodenatmung und mikrobielle Biomasse nach Anderson und Domsch (1978) im Infrarotgasanalysator nach Heinemeyer et al. (1989) sowie die DMSO-Reduktaseaktivität nach Alef und Kleiner (1989) bestimmt. Im Freiland wurde über einen Zeitraum von insgesamt 16 Wochen im Frühjahr 1997 die biologische Aktivität mittels Minicontainer nach Eisenbeis (1993) erfaßt. Die Minicontainer wurden mit getrocknetem (60°C) Luzerne- und Heumaterial gefüllt und vertikal exponiert. Es wurden 2500µm-, 250µm- und 25µm- Gaze eingesetzt. Nach Abschluß der Expositionsdauer wurden die Bodentiere aus den mittleren und groben Maschenweiten in einer MacFadyen/Kempson-Apparatur ausgetrieben und die Aschegehalte in der Reststreu durch Vermuffeln bei 550°C ermittelt.

Ergebnisse

Im Vergleich zur Kontrolle waren noch nach 16 Jahren die Humus- und Gesamt-N-Gehalte in der Rindenmulch- und Dauerbegrünungsvariante signifikant höher (Tab. 1). Zwischen Kontrolle und Stallmist- sowie Klärschlammvariante waren die Unterschiede bis auf die Gesamt-N-Gehalte nicht absicherbar.

Tab. 1: Bodenchemische und mikrobiologische Eigenschaften der untersuchten Flächen.

Angegeben sind die Mediane und Standardabweichungen. Varianten, die mit gleichem Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant ($p < 0,05$; multivariater Rangtest n. NEMENYI mit vorausgegangenem H-Test n. Kruskal-Wallis).

Parameter	Varianten				
	Kontrolle	Stallmist	Klärschlamm	Dauerbegrünung	Rindenmulch
pH (CaCl ₂)	6,43 (±0,35) a	6,29 (±0,15)	6,18 (±0,12)	6,22 (±0,20)	5,99 (±0,32) a,b
Corg (%)	4,14 (±0,42) a	3,76 (±0,71) b	5,01 (±0,67) b	6,67 (±1,48) a,b,c	8,23 (±1,74) a,b,c
Nt (%)	0,37 (±0,04) a	0,37 (±0,05) b,c	0,50 (±0,05) a,b	0,63 (±0,12) a,b,c	0,65 (±0,90) a,b,c
C/N	11,1 (±0,98) a	10,2 (±10,6) b	9,9 (±0,53) b	10,5 (±0,42) b	12,6 (±1,22) a,b
Rb (µg CO ₂ · gTS ⁻¹ h ⁻¹)	1,8 (±0,16) a	2,1 (±0,36)	2,6 (±0,58)	4,22 (±0,86) a,b	3,7 (±0,68) a,b
Cmic (µg C gTS ⁻¹)	570,3 (±84,1) a	550,8 (±107,8)	777,6 (±202,8)	893,7 (±155,2) a,b	1318,8 (±284,6) a,b
DMS (ng gTS ⁻¹ h ⁻¹)	1650 (±108) a	2676 (±275)	2939 (±731)	4617 (±839) a,b	5398 (±671) a,b

Als Folge der erhöhten Humusgehalte waren auch die mikrobiologischen Eigenschaften der Böden unter Dauerbegrünung und Rindenmulchabdeckung höher. Das allgemein hohe Niveau der mikrobiellen Eigenschaften ist auf eine gute Nährstoffversorgung der Böden zurückzuführen. Auffällig war auch, daß die Varianz der Ergebnisse in der Richtung Kontrolle - Stallmist - Klärschlamm - Begrünung - Rindenmulch zunahm (Tab.1). Die Förderung kann auf die jährlich zugeführte organischen Substanz (Begrünung), einem hohen Restanteil an schwer zersetzbarer Substanz (Rindenmulch) und auf das Ausbleiben von PSM-Applikationen zurückgeführt werden. Die Zufuhr von leicht verwertbaren Substanzen, speziell N-reichen Verbindungen, wie durch Stallmist und Klärschlamm, beinhaltet eine kurze bis mittelfristige Wirkung auf die mikrobiellen Stoffwechselprozesse.

Bei einem insgesamt ähnlichen Cmic/org-Verhältnis von 1,0 bis 2,2 nahm die mikrobielle Aktivität von der Kontrolle bis zur Rindenmulch-Variante zu (Abb.1). Dies kann aber nicht mit Streßmetabolismus erklärt werden, sondern durch günstigere abiotische Bedingungen (geringe Evaporation, ausgeglichener Wasserhaushalt, niedrigere Temperaturamplituden) und eine an die vermehrten und vielfältigeren Nahrungsressourcen adaptierte Zersetzergemeinschaft.

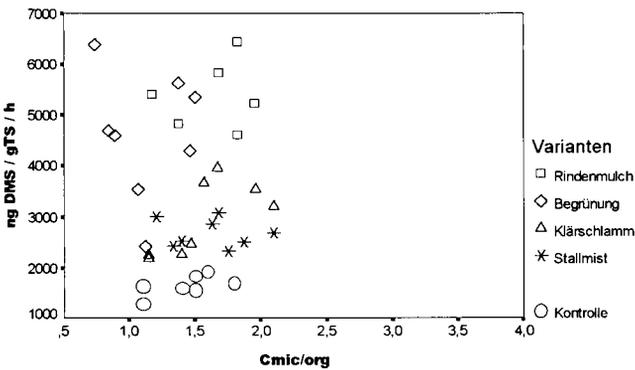


Abb. 1: Beziehung zwischen mikrobieller Aktivität (DMSO-Reduktaseaktivität) und mikrobieller Biomasse bezogen auf 1% Organische Substanz

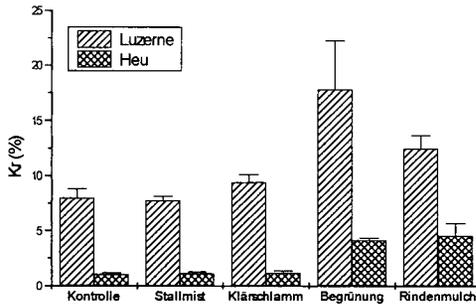


Abb.2: Wöchentlicher Abbau von Luzerne (Woche 8-16; zweistufige Kinetik) und Heu (Woche 2-16; einstufige Kinetik) in Weinbergsböden; 0-12cm Tiefe

Die Ergebnisse der Streuabbaubersuche (Abb.2) zeigen ebenfalls eine höhere biologische Aktivität in der Begrünungs- und Rindenmulchvariante an. Bei beiden verwendeten Materialien waren keine Unterschiede zwischen der Kontrolle und den ehemals mit Stallmist oder Klärschlamm versorgten Flächen nachzuweisen. In diesem Punkt stimmten die Ergebnisse des Streuabbaus mit den Laborbefunden gut überein. Die Beziehung zwischen der in den feinmaschigen (25µm) Gaze ermittelten „mikrobiologischen Aktivitäten“ im Freiland (Streuabbau durch Mikroorganismen) und den im Labor ermittelten Respirationsraten oder mikrobiellen Biomassen war unter Beachtung einer zeitlichen Verzögerung von ca. 8 Wochen, aber bei relativ einheitlicher Witterung, mit $r = 0,59 - 0,64$ eher gering (Spearman, $n=8-24$). Damit konnten nur 35 - 41% der Stichprobenvariabilität erklärt werden.

Literatur

- RESCH, H.N. und WALTER, B. 1984: Stickstoffdynamik in weinbaulich genutzten Böden. *Landwirtsch. Forsch.*, 37, 356-362.
- EISENBEIS, G. 1993: Zersetzung im Boden. *Inf. Natursch. Landschaftspfl.*, 6, 53-76.

Protozoen als Indikatoren der Humusform

von

FOISSNER, W.I.

Abstract

Field and experimental evidences show that protozoa, especially testate amoebae, can be used to differentiate humus types with contrasting pH, e.g., mull, moder and mor. Even small differences are indicated, suggesting that protozoa can substantially contribute to characterize soil organic matter in more detail. Unfortunately, research stagnated during the past 20 years, possibly due to the lack of taxonomic expertise and the dominance of new chemical methods which, however, failed to solve all problems. Further progress may be expected from a more intensive cooperation of soil chemists and soil biologists.

Einleitung

Protozoen besiedeln in großer Arten- und Individuenzahl praktisch alle terrestrischen Biotope. Innerhalb der Bodentiergemeinschaft sind sie, neben den Regenwürmern, die wichtigste Gruppe, da sie für rund zwei Drittel der tierischen Respiration verantwortlich sind. Dementsprechend bedeutsam sind sie im Energiefluß und als Bioindikatoren für verschiedenste natürliche und anthropogene Einflüsse (FOISSNER 1987, 1997). Als Indikatoren für die Humusform wurden Protozoen, und zwar die Schalenamöben (Testaceen), erstmals von MÜLLER (1878, 1884) verwendet. Es dauerte ein Jahrhundert, bis MÜLLER's Resultate bestätigt wurden, und zwar vor allem von BONNET (1964), SCHÖNBORN (1973) und FOISSNER (1985). Leider ist die Forschung seit diesen grundlegenden Studien erneut stagniert, vermutlich wegen der allgemein abnehmenden taxonomischen Kenntnisse und der Dominanz neuer chemischer Methoden, die aber die in sie gesetzten Erwartungen nur teilweise erfüllen konnten (z.B. BEYER et al. 1997).

Im vorliegenden Beitrag werden der Stand der Kenntnisse und der Forschungsbedarf aufgezeigt. Nur am Rande sei erwähnt, daß sich Testaceen auch zur Unterscheidung aquatischer Humusformen (Dy und Gytija) hervorragend eignen (SCHÖNBORN et al. 1965, RUZICKA 1982).

Material und Methoden

Da es sich um ein Übersichtsreferat handelt, wird hinsichtlich der Methoden und Standorte auf die zitierte Originalliteratur verwiesen. Die Artenspektren und Abundanzen der Testaceen wurden in allen angeführten Studien durch Direktzählung in wässriger Bodensuspension ermittelt (genaue Methodenbeschreibung, siehe FOISSNER 1993).

Freilanduntersuchungen

Gesicherte Indikatorarten für die Humusform sind bei den Protozoen bisher nur von den Testaceen (Schalenamöben) bekannt, weshalb sich die vorliegende Übersicht auf diese beschränkt (Tab. 1).

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

Tabelle 1: Indikatorarten (Testaceen) für Mull, Moder und Rohhumus (aus FOISSNER 1987). VBUS = Verhältnis belebter:unbelebter Schalen.

Mull (VBUS: <1:2-5)

Moder und Rohhumus (VBUS: >1:2-5)

Centropxyxis plagiostoma
Centropxyxis constricta
Centropxyxis elongata
Plagiopyxis minuta
Geopyxella sylvicola
Paraquadrula spp.

Trigonopyxis arcula
Plagiopyxis labiata
Assulina spp.
Corythion spp.
Nebela spp.

Neben der Artenzusammensetzung sind aber auch das Verhältnis belebter:unbelebter Schalen (abgestorbener Individuen; ein Maß für die Dekompositionsintensität), die Artenzahl und die Abundanzen der einzelnen Arten wichtige Indikatoren (Abb. 1, Tab. 1).

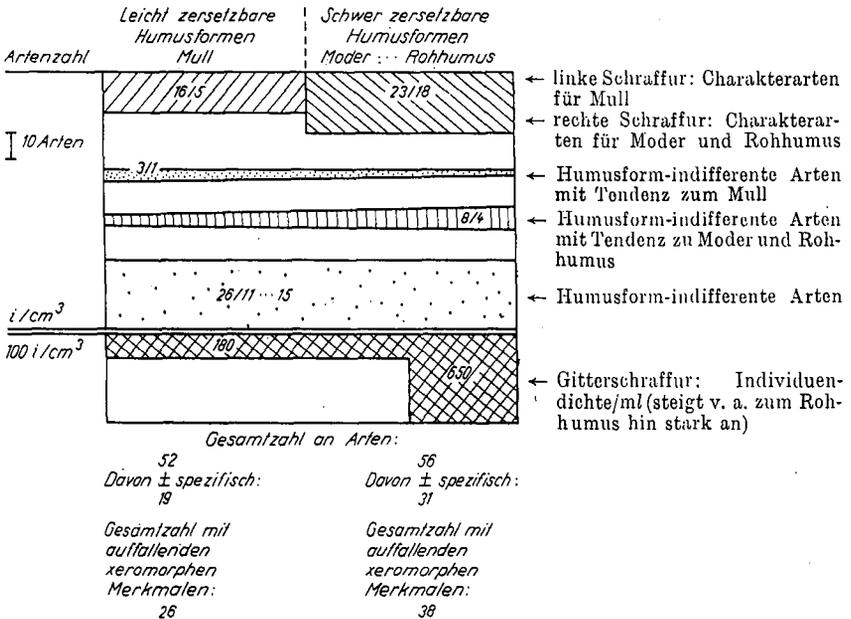


Abb. 1. Verteilungsschema für Artenzahl, Individuendichte und xeromorphe Merkmale der Testaceen in Mull, Moder und Rohhumus (aus SCHÖNBORN 1973). Die Zahlen vor den Schrägstrichen geben die Artenzahl, dahinter die Zahl der Arten mit auffallenden xeromorphen Merkmalen an.

Keine der angeführten Indikatorarten ist strikt auf eine bestimmte Humusform beschränkt, außerhalb der bevorzugten Humusform bleiben die Abundanzen aber immer gering. Mit den Parametern Artenspektrum, Dominanz und Verhältnis belebter:unbelebter Schalen können selbst geringe Unterschiede in der Humusform, die bei der Feldansprache und chemisch schwierig zu klassifizieren sind, erkannt werden, d.h. die Indikation der Humusform mit Testaceen ist nicht trivial (Tab. 2).

Tabelle 2: Dominanz (%) von Indikatorarten (Testaceen; vgl. Tab. 1) für Mull und Moder/Rohhumus in alpinen Pseudogleyen (aus FOISSNER 1987).

Standort	A	B	E	C	D
Humustyp	Mullähnlicher Moder		Moder		
C/N Verhältnis	9.9	10.4	10.2	10.2	13.9
<i>Plagiopyxis minuta</i>	0.4	0.0	5.6	0.0	0.0
<i>Centropyxis plagiostoma</i>	0.4	0.0	2.3	0.0	0.0
<i>Centropyxis elongata</i>	1.8	6.0	0.9	0.4	0.0
<i>Trigonopyxis arcuata</i>	0.0	0.0	0.0	1.1	1.6
<i>Nebela parvula</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9
<i>Corythion</i> spp.	0.0	0.0	0.5	1.4	1.3
<i>Assulina</i> spp.	1.3	1.7	0.0	2.2	4.5

A: Stark beweidete Almweide. B: Wenig beweidete Almweide. C: Isolierter Erlenbestand. D: Erlenbestand mit Zwergsträuchern und aufkommender Fichte. E: Stark eutrophe alpine Weide (*Rumicetum alpini*).

Experimente

Die Freilanddaten passen hervorragend auf Ergebnisse, die im Rahmen von Walddüngeversuchen erarbeitet wurden (WANNER 1991, AESCHT & FOISSNER 1995). Eine Erhöhung der pH von etwa 3 auf 4 führt zu einer deutlichen Erhöhung der Individuenzahl der circumneutralen Arten und zu einem entsprechenden Absinken bei den säuretoleranten (Tab. 3).

Tabelle 3. Abundanz, Individuendominanz, Biomassedominanz und Frequenz wichtiger Testaceen-Arten in der Streuauflage (0 - 3 cm) ameliorierter Fichtenforste im Böhmerwald (aus AESCHT & FOISSNER 1995). BD = Biomassedominanz; F = Frequenz; ID = Median der Individuendominanz; Ind. = Individuen g⁻¹ Bodentrockenmasse; K, k = Kontrolle; M, m = Biomag-Variante (90% Magnesit plus 10% getrocknete Pilz-Biomasse, 2000 kg ha⁻¹); O, o = Bactosol-Biomag-Variante (3000 kg ha⁻¹ getrocknete bakterielle Biomasse plus 2000 kg ha⁻¹ Biomag); Großbuchstaben bezeichnen die Düngungsvarianten im alten Bestand (80 Jahre), Kleinbuchstaben jene im jungen (30 Jahre). Unterschiede zur Kontrolle: * = p < 0.1; * = p < 0.05; ** = p < 0.01; *** = p < 0.001.

pH		2.8	3.6	3.9	3.0	3.8	3.9
Reaktionstyp		K	M	O	k	m	o
Säuretolerante Arten	ID%	47.5	28.2	23.2	44.0	28.8	27.5
<i>Corythion dubium</i>	Ind.	8724	6726 *	4857 ***	13575	7798 **	8100 **
	ID%	40.0	25.4	20.1	40.6	27.4	26.6
	BD%	7.5	6.7	5.3	14.2	9.5	12.6
	F%	97.4	100.0	100.0	97.2	100.0	97.2
<i>Nebela</i> spp.	Ind.	1628	734 **	756 **	1134	387 **	280 **
	ID%	7.5	2.8	3.1	3.4	1.4	0.9
	BD%	26.6	16.3	17.3	28.4	11.7	10.4
	F%	86.8	57.9	50.0	80.6	44.4	41.7
Circumneutrale Arten	ID%	25.5	45.2	50.2	32.8	49.6	53.7
<i>Cryptodiffugia oviformis</i>	Ind.	935	3698 **	3097 *	2305	4587 *	4337 *
	ID%	4.3	14.0	12.8	6.9	16.1	14.2
	BD%	0.2	1.0	0.9	0.6	1.5	1.8
	F%	50.0	71.1	65.8	86.1	97.2	88.9
<i>Trinema</i> spp.	Ind.	4635	8263 **	9041 **	8663	9535	12035 **
	ID%	21.2	31.2	37.4	25.9	33.5	39.5
	BD%	7.0	16.7	18.6	17.8	25.7	42.6
	F%	92.1	100.0	97.4	100.0	100.0	100.0

Forschungsbedarf

Die vorliegenden Untersuchungen weisen Testaceen als empfindliche Indikatoren für die Humusform aus. Ob andere Gruppen der Protozoen (Nacktamöben, Flagellaten, Ciliaten) ein vergleichbares Potential besitzen, ist kaum untersucht. Auch bei den Testaceen ist nicht bekannt, ob sie primär auf die Wasserstoffionenkonzentration (pH) und/oder auf andere Faktoren des Humus reagieren. Nicht untersucht ist auch die Frage, ob sich Protozoen zur Charakterisierung von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden eignen. Diese und andere Fragen werden zufriedenstellend nur dann zu beantworten sein, wenn sie Bodenbiologen, Bodenchemiker und Bodenkundler in einem gemeinsamen Projekt studieren.

Dank

Die Untersuchungen wurden durch den FWF (Projekte P 5226, P 5889), die Biochemie Kundl und das Forschungsinstitut Gastein finanziell unterstützt. Für technische Assistenz danke ich Frau Dr. Eva Herzog.

Literatur

- AESCHT, E. & FOISSNER, W. (1995). Auswirkungen organomineralischer Dünger auf Bodenorganismen des Böhmerwaldes in Oberösterreich. *Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien*, 9: 107-146.
- BEYER, L., KLEM, D. & RUMPEL, C. (1997). Bodenökologische Aspekte der organischen Substanz und methodische Probleme ihrer Erfassung von Böden auf Rekultivierungsflächen. *Mitt. dt. bodenk. Ges.*, 83: 225-228.
- BONNET, L. (1964). Le peuplement thécamoebien des sols. *Revue Écol. Biol. Sol*, 1: 123-408.
- FOISSNER, W. (1985). Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteinertal (Zentralalpen, Österreich). III. Struktur und Dynamik der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. *Veröff. Österr. MaB-Programms*, 9: 65-95.
- FOISSNER, W. (1987). Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progr. Protistol.*, 2: 69-212.
- FOISSNER, W. (1993). Mikrofauna. In: SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, K., MARGESIN, R., Hrsg., *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*, 2. Aufl., Springer, Berlin, pp. 289-311.
- FOISSNER, W. (1997). Protozoa as bioindicators in agroecosystems, with emphasis on farming practices, biocides, and biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 62: 93-103.
- MÜLLER, P.F. (1878). Studier over skovjord som bidrag til skovdyrkningens teori. I. Om bøgemuлд og bogemor paa sand og ler. *Tidsskr. Skogbr.*, 3: 1-124.
- MÜLLER, P.F. (1884). Studier over skovjord som bidrag til skovdyrkningens teori. II. Om muld og mog mor i egeskove og paa heder. *Tidsskr. Skogbr.*, 4: 1-232.
- RUZICKA, E. (1982). Die subfossilen Testaceen des Krottensees (Salzburg, Österreich). *Limnologica (Berlin)*, 14: 49-88.
- SCHÖNBORN, W. (1973). Humusform und Testaceen-Besatz. *Pedobiologia*, 13: 353-360.
- SCHÖNBORN, W., FLÖSSNER, D. & PROFT, G. (1965). Die limnologische Charakterisierung des Profundals einiger norddeutscher Seen mit Hilfe von Testaceen-Gemeinschaften. *Limnologica (Berlin)*, 3: 371-380.
- WANNER, M. (1991). Zur Ökologie von Thekamöben (Protozoa: Rhizopoda) in süddeutschen Wäldern. *Arch. Protistenk.*, 140: 237-288.

Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands

von

GRAEFE;U.

Die Bodenschutzgesetze von Bund und Ländern verwenden den Begriff der biologischen Beschaffenheit des Bodens, die wie die chemische und die physikalische Beschaffenheit ein Beurteilungskriterium für schädliche Bodenveränderungen liefern soll. Damit stellt sich erstens die Frage, wie die biologische Beschaffenheit, oder anders ausgedrückt, der biologische Bodenzustand zu ermitteln ist, und zweitens, wie der Sollzustand zu definieren ist, an dem eine schädliche Bodenveränderung gemessen werden kann. Die zweite Frage leitet über zum Themenbereich der Bodenqualitätsziele.

Was bedeutet "biologischer Bodenzustand"? Der Ausdruck steht im Singular, wenn er sich auf einen Standort bezieht. Das Pedon als die kleinste räumliche Einheit hat nur einen biologischen Zustand und nicht mehrere gleichzeitig. Es geht also nicht um einzelne Organismen oder Organismengruppen, die am gleichen Standort durchaus vielfältige und auch gegenläufige Zustandsformen entwickelt haben können. Es geht vielmehr um die besondere Qualität, die als Emergenz erst aus der Wechselwirkung, der Interaktion aller Organismen im Boden neu entsteht (vgl. MÜLLER et al. 1997). Der biologische Bodenzustand bezeichnet demnach eine übergeordnete Hierarchieebene. Für diese Ebene sind auch andere Bezeichnungen in Gebrauch, die aber im wesentlichen das gleiche beinhalten. Zu nennen sind "Bodenbiozönose" sowie die Begriffe "decomposer community" und "Zersetzergesellschaft", die auf die ökosystemare Funktion Bezug nehmen. Allen Begriffen gemeinsam ist, daß sie stets das gesamte Interaktionsgeflecht einbeziehen, also die Gesamtheit der Mikroorganismen, Pilze, Bodentiere und die sie verknüpfenden Nahrungsnetze.

Die Zustandsformen eines derart komplexen Gebildes treten jedoch nicht unmittelbar in Erscheinung. Sie müssen indirekt über Indikatoren ermittelt werden, die auf der untergeordneten Hierarchieebene der Populationen, der funktionellen Gruppen und daraus abgeleiteten Parametern zu finden sind. Grundsätzlich kommen hierfür Parameter aus allen die Bodenbiozönose konstituierenden Subsystemen in Frage. Der biologische Bodenzustand läßt sich somit als Position in einem mehrdimensionalen Hyperraum definieren, der von verschiedenen Seiten aus betrachtet werden kann. Welche Betrachtungsperspektiven sinnvoll sind, hängt im wesentlichen davon ab, welche Differenzierungsmöglichkeiten die jeweilige Perspektive zu bieten hat.

Im folgenden werden Beispiele vorgestellt, bei denen Parameter der Annelidenzönose verwendet werden. Anneliden sind besonders geeignete Indikatoren, weil nicht nur Regenwürmer dazugehören, die als Schlüsselarten eine Steuerfunktion für die Bodenbiozönose ausüben, sondern auch die Kleinringelwürmer, die als Mesofaunagruppe sehr viel arten- und individuenreicher sind, wodurch eine feinere Abstufung von Zustandsformen möglich ist (BEYLICH et al. 1995, GRAEFE 1995). Für das ökologische Verhalten der Arten lassen sich bei Anneliden Zeigerwerte in ähnlicher Weise wie Ellenberg'sche Zeigerwerte normieren und standortbezogen zu mittleren Zeigerwerten aggregieren (GRAEFE 1993, 1997). Damit stehen sowohl quantitative als auch qualitative Parameter für die Kennzeichnung des biologischen Bodenzustands zur Verfügung.

Kleingewürmer (Tiere/m²)

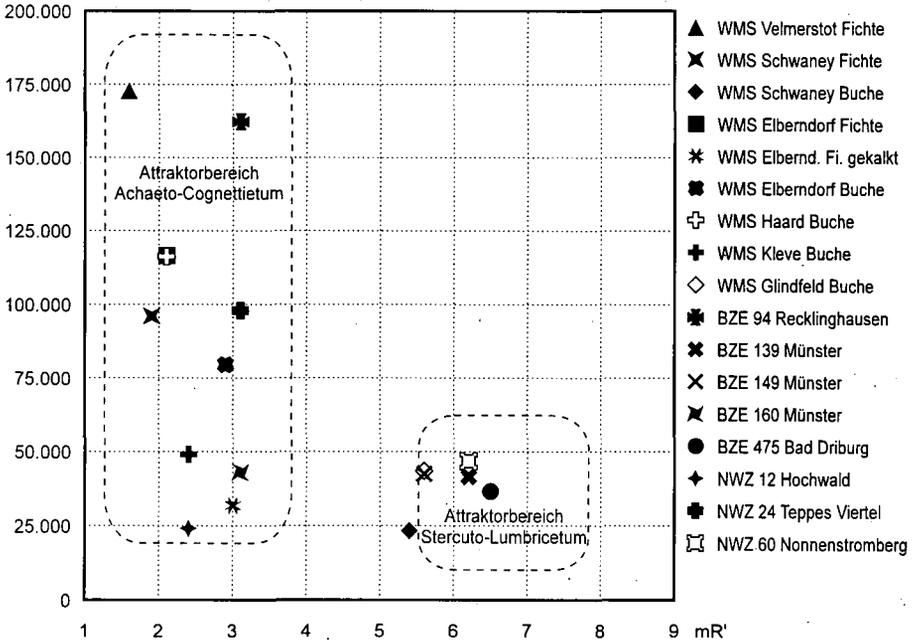


Abb. 1: Biologischer Bodenzustand von Waldmonitoringflächen in Nordrhein-Westfalen. Ökogramm mit den Koordinaten Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer und mittlere Reaktionszahl der Annelidenzönose.

Abbildung 1 zeigt Ergebnisse von Erstaufnahmen der Annelidenzönose auf 17 Waldmonitoringflächen in Nordrhein-Westfalen. Die mittlere Reaktionszahl als qualitativer und die Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer als quantitativer Summenparameter bilden einen zweidimensionalen Parameterraum. Die Standorte gruppieren sich auf der x-Achse, die die Artenzusammensetzung widerspiegelt, in zwei Cluster. Diese entsprechen den beiden Zersetzergesellschaftstypen *Stercuto-Lumbricetum* und *Achaeto-Cognettietum* (GRAEFE 1993). Auf der abiotischen Seite entsprechen sie zwei Humusformgruppen, den Mineralboden-Humusformen L-Mull bis F-Mull und den Auflage-Humusformen Moder bis Rohhumus. Betrachtet man nur die Ausgangsgesteine ergeben sich andere Gruppierungen. So gehören z.B. die BZE-Standorte 139, 149 und 160 Münster zum gleichen forstlichen Standortstyp Hainbuchen-Stieleichenwald auf mäßig wechselfeuchtem Moränenlehm. Der biologische Boden-zustand ist jedoch weit auseinandergedriftet. Dabei spielen Kipp-Prozesse eine besondere Rolle, die auf kleinem Raum ablaufen, weshalb auch verschiedene Zustandsformen nebeneinander auftreten können (vgl. GRAEFE 1994), die dann im Probenkollektiv zu einem Mittelwert verschmelzen. Auf diese Weise erklärt sich die mittlere Position von BZE 149 in der Reihung der drei Standorte auf der x-Achse des Ökogramms. Die stabileren Zustände, zu denen sich Standorte hinentwickeln, können als Attraktorbereiche aufgefaßt werden.

Im Bereich des *Achaeto-Cognettietum*, wo Regenwürmer nur eine untergeordnete Rolle spielen, ist die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer in gewisser Weise auch ein Maß für die Höhe der biologischen Aktivität. Rohhumus als biologisch wenig aktive Humusform müßte eigentlich einen geringeren Kleinringelwurmbesatz aufweisen. Das ist aber keineswegs immer so. Der Fichtenrohhumus bei Velmerstot erreicht sogar einen besonders hohen Wert. Diese heute allgemein verbreitete Diskrepanz steht offenbar in Zusammenhang mit Stickstoffeinträgen und engeren C/N-Verhältnissen, die nicht mehr streng an eine morphologische Humusform gekoppelt sind (GEHRMANN 1996).

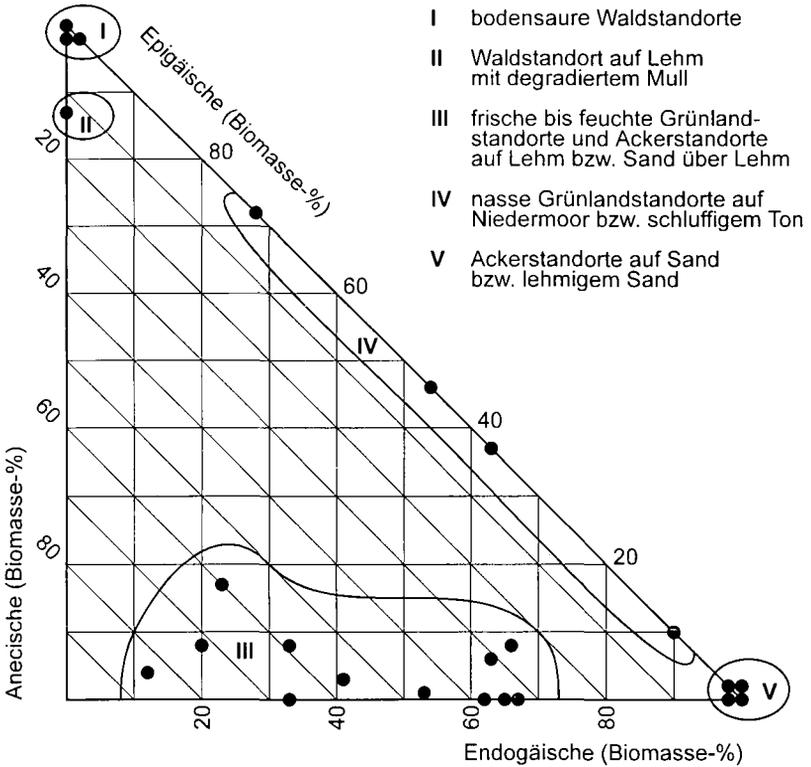


Abb. 2: Strategietypendiagramm der Regenwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein.

Wenn nicht zwei Parameter kombiniert werden, sondern nur Daten einer Tiergruppe zu betrachten sind, gibt es dennoch Möglichkeiten, biologische Zustände vergleichend darzustellen. Ein geeignetes Verfahren besteht darin, die Arten einer Tiergruppe in drei ökologisch relevante Untergruppen einzuordnen. Bei den Regenwürmern bietet sich die Einordnung in die drei Lebensformtypen an, die als *epigäische* (Bewohner der Auflage), *endogäische* (Bewohner des Mineralbodens) und *anecische* Lebensform (Tiefgräber) bezeichnet werden.

Abbildung 2 zeigt ein Dreiecksdiagramm, auf dem 24 Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein eingetragen sind. Die Position der Flächen wird von den prozentualen Anteilen der drei Lebensformtypen an der gesamten Regenwurmbiomasse bestimmt. An bodensauren Waldstandorten treten nur epigäische Arten auf. Diese Standorte besetzen die obere Ecke. Die Ackerstandorte auf sandigen Substraten werden ausschließlich von endogäischen Arten besiedelt. Sie befinden sich in der rechten unteren Ecke. Grünlandstandorte auf sandigen und lehmigen Substraten sowie auch Ackerstandorte auf Lehm haben außerdem einen mehr oder weniger großen Anteil anecischer und teilweise auch epigäischer Arten. Sie nehmen den mittleren Bereich unten ein. Auf der Achse zwischen epigäisch und endogäisch liegen die nassen Grünlandstandorte auf Niedermoor und einer auf schluffigem Ton. Ihnen fehlen die anecischen Arten, die wegen des zeitweise hohen Wasserstandes dort nicht leben können. Auch Sollzustände können dargestellt werden. Ein Waldstandort auf Lehm mit Mull als Humusform, sollte von epigäischen, endogäischen und anecischen Regenwürmern besiedelt sein. Die Position auf dem Diagramm läge dann nahe bei III. Der Abstand zwischen dem Istzustand bei II und dem Sollzustand bei III beschreibt das Ausmaß der degradativen Veränderung.

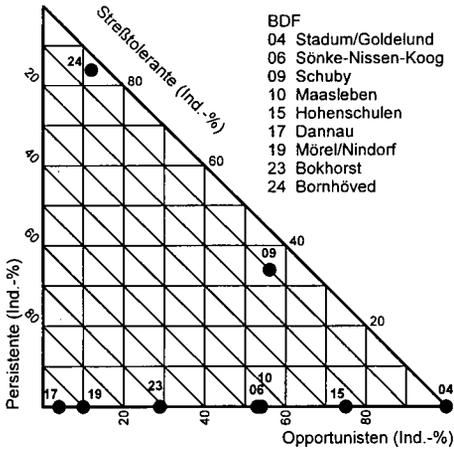


Abb. 3: Strategietypendiagramm der Kleinringelwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein unter Ackernutzung.

linken unteren Ecke des Diagramms am nächsten. Die Position von 04 Stadium/Goldelund in der rechten unteren Ecke resultiert aus der fast hundertprozentigen Besiedlung mit Opportunisten, was als Folge der Eutrophierung durch übermäßige organische Düngung angesehen werden kann, zumal auch die Abundanz der Kleinringelwürmer mit über 100.000 Tieren/m² für Ackerflächen extrem hoch liegt. Am weitesten nach oben rückt die Fläche 24 Bornhöved, auf der die Säure- und Mäßigsäurezeiger mit 84% dominieren. Die Versauerung dieser Fläche spiegelt sich auf der Wirkungsseite demnach sehr differenziert in der Bodenbiozönose wider.

Die Untersuchungen auf Waldmonitoringflächen in Nordrhein-Westfalen wurden im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie (LÖBF) in Recklinghausen durchgeführt. Die Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein erfolgten im Auftrag des Landesamts für Natur und Umwelt (LANU) in Flintbek.

Literatur

BEYLICH, A., FRÜND, H.-C., GRAEFE, U. (1995): Environmental monitoring of ecosystems and bioindication by means of decomposer communities. Newsletter on Enchytraeidae 4: 25-34.

GEHRMANN, J. (1996): BZE - Landesweite Bodenzustandserhebung in Nordrhein-Westfalen. Band I: Ergebnisse einer waldökologischen Stichprobeninventur. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, Recklinghausen.

GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95-98.

GRAEFE, U. (1994): Humusformengliederung aus bodenzoologischer Sicht. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74: 41-44.

GRAEFE, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 75: 11-14.

GRAEFE, U. (1997): Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69, 2: 45-53.

MÜLLER, F., BRECKLING, B., BREDEMEIER, M., GRIMM, V., MALCHOW, H., NIELSEN, S.N., REICHE, E.W. (1997): Emergente Ökosystemeigenschaften. In: FRÄNZLE, O., F. MÜLLER & W. SCHRÖDER (Hrsg): Handbuch der Umweltwissenschaften, Kap. III-2.5. - Landsberg.

Kleinringelwürmer lassen sich ebenfalls verschiedenen Strategietypen zuordnen. Arten mit Reaktionszeigerzahlen unter 6 können als "Strestolerante" gegenüber Säurestress zusammengefaßt werden. Toleranzstrategien gegenüber anderen Stressoren bleiben dabei allerdings unberücksichtigt. Die Arten der Gattung *Enchytraeus* bilden die Gruppe der "Opportunisten" oder "r-Strategen". Sie vermehren sich besonders schnell z.B. nach einer organischen Düngung. Alle übrigen Arten werden bei den "Persistenten" oder "K-Strategen" eingereiht.

Abbildung 3 zeigt ein Dreiecksdiagramm, auf dem 9 unter Ackernutzung befindliche Bodendauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein eingetragen sind. Die Position der Flächen wird von den prozentualen Anteilen der Persistenten, Opportunisten und Säuretoleranten an der Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer bestimmt. Die biologisch bewirtschaftete Fläche 17 Dannau kommt mit 96% Persistenten der

Von der toten organischen Substanz zum Humus

von

HAIDER, K.

Die Ausgangssubstanz für Huminstoffe in Böden sind ausschließlich abgestorbene Pflanzenrückstände in Form von Blättern, Streu, Wurzeln oder Holzteilen, die auf oder im Boden durch Mikroorganismen über Huminstoffe als Zwischenspeicher wieder zu CO_2 mineralisiert werden.

Die jährlich von Pflanzen durch die Photosynthese festgelegte und letztlich in den Boden eingetragene C-Menge ($60 \cdot 10^9$ t C) ist nur etwa doppelt so groß wie die in der mikrobiellen Biomasse der Böden vorhandene C-Menge ($\approx 25 - 30 \cdot 10^9$ t C). Dies zeigt, daß die Mikroorganismen mit einem äußerst niedrigen Nährstoffangebot auskommen und sich deshalb überwiegend in einem Ruhezustand befinden. Mikroorganismen können alle Inhaltsstoffe der pflanzlichen Rückstände einschließlich der ungeheuren Zahl an Produkten des pflanzlichen Sekundärmetabolismus und der Vielzahl von mikrobiellen Bestandteilen und Produkten abbauen und mineralisieren.

1. Einflüsse der räumlichen Anordnung auf Abbau und Humusbildung

In aeroben Böden setzt unmittelbar ein Abbau der Rückstände unter Freisetzung von CO_2 ein. In unserem temperierten Klima wird z. B. der in Getreidestroh oder anderen ausgereiften Rückständen fixierte Kohlenstoff innerhalb eines Jahres zu 60 - 70% wieder als CO_2 freigesetzt. Kompaktes Holz oder Nadeln werden etwas langsamer abgebaut. Vor allem das in Stroh oder Holz, also in Lignocellulosen vorhandene Lignin wird während eines Jahres zu kaum mehr als 30% mineralisiert. Es ist daher nicht erstaunlich, daß frühzeitig dem Lignin und seinen Umwandlungsprodukten für die Humusbildung eine besondere Bedeutung zugewiesen wurde (siehe: Shevchenko u. Bailey, 1996).

Abbauraten und Humusbildung werden außer durch Temperatur und Niederschlägen auch durch die Bodentextur, besonders durch den Gehalt an Tonmineralien, stark beeinflusst. (Jenny, 1980). Bei ähnlichen Jahresmitteltemperaturen, Niederschlägen und Eintragsmengen von Rückständen kontrollieren Tongehalte die Humusgehalte z.B. in den Prärieböden Nordamerikas (Davidson et al., 1994).

Tonteilchen sind unter $2 \mu\text{m}$ groß und haben deshalb ein großes Oberflächen- zu Volumverhältnis und eine große Sorptionskapazität für Huminstoffe. Gegenüber sandigen Böden mit geringer Austauschkapazität verlangsamen Tonminerale die Mineralisation sogar von leichtabbaubareren Substraten wie Glukose, Cellulose oder Weizenstroh (Martin u. Haider, 1986), auch wird ein größerer Anteil von metabolisiertem C und N in der mikrobiellen Biomasse festgelegt (Ladd et al. 1996). Diese Schutzfunktion erklärt man

durch Ein- und Anlagerungen organischer Moleküle und Pflanzenrückstände an Ton- oder Hydroxidpartikel. Rückstände in unterschiedlichen Stadien der Zersetzung werden durch sorptive oder chemische Bindungen an die anorganischen Kolloide unter Bildung von organo-mineralischen Komplexen stabilisiert.

Durch eine Ultraschalldispersion und anschließender Fraktionierung lassen sich Böden in Partikel mit zunehmend kleineren Korngrößen auftrennen. Dadurch kann man die Art der daran sorbierten Substanzen untersuchen. Man findet dabei, daß etwa 95% des gesamten C und N in den Huminstoffen an diese anorganischen Partikel gebunden sind und sich überwiegend in der Schluff- und vor allem in den Tonfraktionen befinden (Anderson et al. 1981).

Mit abnehmender Korngröße verengert sich das C/N-Verhältnis, deshalb sind die an die Mineralteilchen sorbierten Substanzen durch Mikroorganismen zunehmend verändert und die an die Ton- und Schlufffraktion gebundenen Materialien besonders reich an organischem N. Dadurch bilden sie einen wichtigen langfristigen Vorrat von Stickstoff und anderen Nährstoffen für die Pflanzen (Amelung, 1997). Sie sind proteinreiche Substanzen wahrscheinlich mikrobiellen Ursprungs, die um diese Feinfraktionen einen Film bilden oder in Zwischenschichten eingelagert sind (Buyanovsky et al., 1994; Golchin et al., 1995; Zech und Guggenberger, 1996).

Auch die Zusammenlagerung von Partikeln in Böden zu Aggregaten wird durch kolloidale und oberflächenaktive Substanzen bewirkt. In Aggregate eingeschlossene Tonhumuskomplexe entstehen durch Teilchen von Pflanzenrückständen, die von Mikroorganismen besiedelt und von Tonmineralen inkrustiert werden (Golchin et al., 1994). In elektronen-mikroskopischen Aufnahmen von Bodenaggregaten sieht man, daß die Aggregate mit Resten von Wurzeln, Pilzen oder Gewebsteilen durchsetzt sind. Mikroaggregate können auch von strukturlosen organischen Materialien umhüllt sein, die dadurch einem raschen mikrobiellen Abbau entzogen sind (Ladd et al., 1996).

Modelle, die den Verlauf der Humifizierung beschreiben, gehen davon aus, daß in Böden leichter oder schwerer abbaubare Huminstoffpools bestehen, die dementsprechend kürzere oder längere Verweilzeiten haben. Diese Pools lassen sich jedoch nicht klar voneinander trennen, sondern stellen eine gleitende Abfolge sich überlappender Verweilzeiten dar. Noch wenig zersetzte Pflanzenrückstände, die durch physikalische Sorption, durch Komplexbildung an Schwermetalloxide oder durch Einschlüsse stabilisiert sind, haben Verweilzeiten, die durchaus mit denen durch Humifizierung stark veränderten Rückständen vergleichbar sind. Alle Bestandteile der Huminstoffe, einschließlich der mikrobiellen Rückstände befinden sich also in einem Kontinuum von mehr oder weniger intakten Strukturen bis hin zu mikrobiell stark veränderten Überresten. An diesen Veränderungen beteiligen sich auch Redoxreaktionen, die von Metalloxyden ausgelöst werden.

2. Mikrobielle und biochemische Umwandlungsschritte der Hauptinhaltsstoffe pflanzlicher Rückstände

Abgestorbene Pflanzenteile bestehen durchschnittlich zu 50-60% aus Polysacchariden und 20-30% aus Lignin. Beides sind Substanzen

mit hohen Molekulargewichten, die von den Mikroorganismen erst nach enzymatischer Spaltung aufgenommen und verwertet werden.

Der Abbau der Polysaccharide erfolgt durch eine Reihe hydrolysierend wirkender Enzyme, durch die sie allmählich in Zuckereinheiten zerlegt werden. Diese werden von Mikroorganismen aufgenommen und verwertet (Haider, 1996).

Lignin ist ebenfalls ein integraler Bestandteil verholzter Gewebe, den sog. Lignocellulosen, es füllt in den Zellwänden die Zwischenräume der Cellulosefibrillen wie Zement in einem Eisenbeton aus. Strukturell ist Lignin ein dreidimensionales phenolisches Polymer mit Molekulargewichten von 100.000 Dalton oder mehr. Seine Struktur und sein hohes Molekulargewicht bedingen seine große Widerstandsfähigkeit gegen den mikrobiellen Abbau, da es nicht wie die Polysaccharide durch hydrolytisch sondern nur durch oxidativ wirkende Enzyme gespalten werden kann.

Im Lignin sind Phenylpropaneinheiten, also Ligninalkohole, durch Ether- und C-C-Bindungen zu einem dreidimensionalen Polymer verknüpft (siehe: Haider, 1996). Keine der Bindungen kann hydrolytisch gespalten werden, sondern bestimmte Mikroorganismen verfügen über oxidative Enzyme vom Typus der Peroxidasen, die zusammen mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2) die Spaltung katalysieren. Dabei werden Radikalreaktionen eingeleitet, die vor allem zu Spaltungen an den α - β -Bindungen der Seitenketten, aber auch zu solchen der Methoxyl- und Ringbindungen führen. Intermediär entstehen dabei neue instabile Radikale, die sich anschließend durch Umlagerung, Anlagerung von Sauerstoff oder Wasser stabilisieren.

In einem solchen partiell abgebauten Lignin bilden sich zusätzliche Carboxyl- und Hydroxylgruppen. Dadurch wird das vorher wasserunlösliche Lignin zunehmend wasserlöslicher. Es kann mit Metallionen, vor allem mit Eisen- oder Manganionen Chelat-Komplexe bilden (Haider, 1992).

Lignin wird nicht, wie man früher annahm (siehe: Stevenson, 1994), erst in phenolische Spaltstücke zerlegt, die dann wieder zu den Huminstoffen repolymerisiert werden (Polymerisationshypothese), vielmehr wird das Polymer durch kontinuierliche Spaltung von Bindungen, aber Erhaltung bestimmter struktureller Eigenschaften umgewandelt und zerlegt. Der Abbau des Lignins erfolgt unter aeroben Bedingungen und wird durch hohe O_2 -Gehalte beschleunigt. Unter anaeroben Bedingungen in Sümpfen oder bei der Torfbildung wird Lignin kaum abgebaut und reichert sich deshalb an (Haider, 1992, 1996; Shevchenko u. Bailey, 1996).

Die das Lignin abbauenden Organismen sind Spezialisten; vor allem können Basidiomyceten vom Typus der Weißfäulepilze Lignin intensiv abbauen. Weniger intensiv, aber gerade in Ackerböden sehr wichtig, sind Weichfäulepilze, also Fungi imperfecti und Deuteromyceten sowie Actinomyceten. Besonders bei der Kompostierung spielen thermophile Streptomyceten eine wichtige Rolle, da sie Lignin zwar nicht intensiv mineralisieren, sondern es in eine wasserlöslichere Form überführen. Im Boden wird dieser Abbau durch Adsorption der Ligninrückstände an Tonminerale, durch Komplexierung mit Schwermetallen, sowie durch die Bildung von Anlagerungs- oder Einschlußverbindungen in kleineren Hohlräumen von Aggregaten, Tonmineralen oder Huminstoffe verlangsamt.

Pflanzliche Rückstände werden während ihrer Humifizierung in Böden zwar stark verändert und die daraus gebildeten Huminstoffe enthalten nur einen Bruchteil des anfänglichen Materials. Trotzdem kann man darin noch typische Strukturelemente des Lignins lange Zeit nachweisen, aus denen sich die Herkunft und der Humifizierungsgrad erkennen läßt.

Der Vorgang der Humifizierung bei zunehmender Profiltiefe in Waldböden wurde von Zech und Kögel-Knabner (1994) schematisch dargestellt. Dabei lassen sorgfältige analytisch-chemische, NMR-spektroskopische und pyrolytische Untersuchungen erkennen, daß mit zunehmender Humifizierung die hydrolysierbaren Polysaccharide und die Gehalte an typischen ligninbürtigen Aromaten abnehmen, aber die Gesamtgehalte an Aromaten ziemlich gleich bleiben. Dies geschieht zugunsten von ethergebundenen O-Alkylverbindungen, die wahrscheinlich aus dem Ligninabbau resultieren. Eine Zunahme ist auch bei den aliphatischen Alkylverbindungen zu verzeichnen. Neben Rückständen aus dem Lignin, den Tanninen und Suberinen tragen dazu auch mikrobielle Syntheseprodukte bei.

Für die Stabilisierung der Huminstoffe sind neben chemischen Veränderungen der Substrate und einem Beitrag der Mikroorganismen, vor allem die räumliche und sorptive Abtrennung von durchaus noch mikrobiell verwertbaren Bestandteilen sehr wichtig. Man sollte deshalb davon Abstand nehmen den Huminstoffen ein einheitliches, über den gesamten Boden verteiltes und verbindliches Strukturschema zuzuordnen (z.B. Schulden u. Schnitzer, 1997), vielmehr kann sich ihre Zusammensetzung und Struktur in kleinräumigen Kompartiments und mit der Profiltiefe beträchtlich ändern.

Literatur

- Amelung, W., 1997: Zum Klimaeinfluß auf die organische Substanz nordamerikanischer Prärieböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 53:140 S. + Anhang.
- Anderson, D.W., Saggar, S., Bettany, J.R. Stewart, J.W.B., 1981: Particle size fractions and their use in studies of soil organic matter (I). Soil Sci. Soc. Am. J. 45:767-772.
- Buyanovsky, G.A., Aslam, M., Wagner, G.H., 1994: Carbon turnover in soil physical fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1167-1173.
- Davidson, E. et al. 1995: Group report: What are the physical, chemical, and biological processes that control the formation and degradation of nonliving organic matter? In: Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle, Dahlem Workshop Reports 16:305-324.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994: Soil structure and carbon cycling. Aust. J. Soil Sci. 32:1043-1068.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1995: Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by ^{13}C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid state ^{13}C NMR spectroscopy in density fractions of an Oxisol under forest and pasture. Aust. J. Soil Res. 33:59-76
- Haider K., 1996: Biochemie des Bodens. F. Enke Verl. 174 S.
- Haider, K., 1992: Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. Soil Biochemistry, Vol. 7, M. Dekker, p. 55-94.
- Jenny, H., 1980: The Soil Resource. Ecologic. Stud. 37, Springer, 377 S.
- Ladd, J.N., Foster, R.C., Nannipieri, P., Oades, J.M. 1995: Soil Structure and biological activity. Soil Biochemistry Vol. 9.
- Martin, J.P., Haider, K., 1986: Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 17:283-304.
- Schulden, H.-R., Schnitzer, M., 1997: Chemical model structures for soil organic matter and soils. Soil Sci. 162:115-130.
- Shevchenko, S.M., Bailey, G.W., 1996: Life after death: Lignin-humic relationship reexamined. Crit. Rev. Environm. Sci. Technol. 26(2):95-153.
- Skjemstad, J.O., Clarke P., Taylor, J.A., Oades, J.M. McClure, S.G. 1996: The chemistry and nature of protected carbon in soils. Aust. J. Soil Res. 34:257-271.
- Stevenson, F.J., 1994: Humus Chemistry, 2nd ed., Wiley, 443 S.
- Zech, W., Guggenberger, G. 1996: Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. In: Humic Substances in Terrestrial Ecosystems, Chapter 3, Elsevier, Amsterdam 101-170.
- Zech, W., Kögel-Knabner, I., 1994: Patterns and regulation of organic matter in soils: Litter decomposition and humification. In: Flux Control in Biological Systems. Acad. Press, New York. S. 303-335.

Freisetzung von C- und N-Verbindungen durch Pflanzenwurzeln und ihre mögliche ökologische Bedeutung

von

MERBACH,W.; MIRUS,E.; JÄGER,R.; REMUS,R.; RUPPEL,S.; RUSSOW,R.; GRANSEE;A.

1. Einführung

Der Pflanzenbewuchs und das zugehörige Wurzelsystem nehmen eine Schlüsselstellung in terrestrischen Ökosystemen ein. Die im Wurzel-Boden-Kontaktraum (Rhizosphäre) ablaufenden komplizierten Wechselwirkungen haben große Bedeutung für die Pflanzen- und Bodenentwicklung, für die Stoff- und Energieflüsse und die Belastungstoleranz von Ökosystemen. Kenntnisse über diese Prozesse sind daher eine Voraussetzung für die Prophylaxe, Indikation und Behebung von Umweltschäden und für ökologisch orientierte Regulationsinstrumentationen in der Landnutzung. Derzeit werden aber trotz vieler Einzelergebnisse Wirkungsgefüge und Steuerungsmechanismen dieses Systems nur wenig verstanden. Obwohl als energetische Hauptantriebsquelle aller dieser Vorgänge der C- und N-Eintrag durch die Pflanzen fungiert, fehlten bis vor kurzem unter Bodenbedingungen sogar verlässliche Daten über die Menge der (primär) wurzelbürtigen C- und N-Verbindungen. Der vorliegende Beitrag ist dieser Problematik gewidmet. Als Versuchsobjekt diente dabei vornehmlich Weizen. Zum Vergleich werden daneben auch Luzerne, Mais, Erbsen, Ölrettich, Knaulgras sowie die Unkräuter *Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus* und *Stellaria media* einbezogen. (Einzelheiten zur Pflanzenanzucht, Versuchsmethodik und Analytik vgl. bei MERBACH et al. 1996).

2. Quantifizierung der C- und N-Verteilung im System Pflanze-Boden

Sie erfolgte nach 2 Grundprinzipien.

a) Verabreichung von $^{14}\text{CO}_2$ bzw. $^{15}\text{NH}_3$, um die (primär) wurzelbrütigen ^{14}C bzw. ^{15}N -Verbindungen von den im Boden befindlichen ^{12}C - bzw. ^{14}N -Substanzen unterscheiden zu können. Dabei wurde den in sog. Doppelkompartimentgefäßen (luftdichte Trennung von Sproß- und Wurzelraum, vgl. bei MERBACH 1992) herangezogenen Pflanzen über die Sprosse $^{14}\text{CO}_2$ - oder $^{15}\text{NH}_3$ -haltige Luft angeboten. Zu Versuchsende erfolgte eine Bilanzierung der Verteilung des assimilierten ^{14}C bzw. ^{15}N auf die Pflanzensubstanz (Sproß, Wurzel), die Wurzelatmung (periodisches Ausblasen des $^{14}\text{CO}_2$ aus dem Wurzelraum) und den Boden, ggf. in unterschiedlicher Wurzelentfernung (szintillationspektrometrische ^{14}C - und emissionspektrometrische ^{15}N -Analyse).

b) Vergleich steriler und nicht steriler Anzuchten, um die eigentliche Wurzelatmung von der sekundären Wurzelveratmung durch Mikroben unterscheiden zu können. Dabei wurde die $^{14}\text{CO}_2$ -Wurzelatmung der Sterilvariante (R_S) als eigentliche Wurzelatmung (R_W) und diejenige der unsterilen Anzucht (R_{NS}) als Summe der Wurzelatmung (R_W) und der mikrobiellen Exsudatveratmung (E_R) angenommen. Es galt also:

$$R_S = R_W \quad (1)$$

$$R_{NS} = R_{NS} - E_R \quad (2)$$

Hieraus ergab sich der veratmete Exsudatanteil als $E_R = R_{NS} - R_S$. E_R wird zu der im Boden der Nichtsterilvariante befindlichen ^{14}C -Menge addiert, und man erhält so den tatsächlichen Betrag

der primär wurzelbürtigen C-Verbindungen (methodische Einzelheiten vgl. MERBACH et al. 1996).

Es ließen sich mit dieser Versuchsanstellung folgende Resultate erzielen: Die Menge der (primär) wurzelbürtigen C-Verbindungen betrug 11 - 20 % der Netto-CO₂-Assimilation bzw. 13 - 32 % der ¹⁴C-Einbaus in die Pflanzen ($\hat{=}$ 10 dt C/ha), diejenige der (primär) wurzelbürtigen N-Verbindungen 5 - 6 % des ¹⁵N-Einbaus in die Pflanze ($\hat{=}$ 15 kg N/ha). Beträchtliche Anteile (\approx 600 kg C/ha) des wurzelbürtigen C verblieben längerfristig in der Wurzelumgebung. Davon befanden sich z. B. bei Weizen 55 - 61 % in unmittelbarer Wurzelnähe (10 mm Abstand), weitere 30 % in den nächsten 10 mm und der Rest von ca. 15 % in größerem Abstand von der Wurzel. Auch parallel zu den Wurzeln war die C-Verteilung nicht gleichförmig.

3. Teilcharakterisierung der wurzelbürtigen C- und N-Verbindungen

Erste Resultate einer stofflichen Auftrennung der wurzelbürtigen ¹⁴C-Bedingungen unter Bodenbedingungen zeigten, daß bei Weizen davon ca. 75 % in wasserlöslicher Form in unmittelbarer Wurzelnähe vorlagen. Die durch Ionenaustauscherchromatographie vorgenommene Grobauftrennung ergaben ca. 50 % Kohlenhydrate, 34 % organische Säuren und ca. 6 % Aminosäuren in den wasserlöslichen Exsudaten (Tab. 1).

Tabelle 1:

Teilfraktionierung der durch Weizenwurzeln je g Pflanzentrockensubstanz abgegebenen und im Boden verbleibende (primär) wurzelbürtige ¹⁴C-Verbindungen

Meßgröße	Bq	relativ	
Gesamtradioaktivität	16357		100 %
wasserunlöslich	4154		25,4 %
wasserlöslich	12203	100 %	75 %
davon org. Säuren	4149	34 %	25,3 %
Kohlenhydrate	5979	49 %	36,6 %
Aminosäuren	732	6 %	4,4 %

Der größte Teil des von den Pflanzenwurzeln „abgeschiedenen“ ¹⁵N befand sich in der Fraktion des hydrolysierbaren organischen N (HCl-Hydrolyse) vor allem als Aminosäure - und NH₄⁺-N. Im KCl-Extrakt (Nmin) wurden 3 bis 5 % des Gesamt-Boden-¹⁵N wiedergefunden, davon etwa 2/3 als NH₄⁺.

4. Mögliche Funktionen wurzelbürtiger C- und N-Verbindungen

Die wurzelbürtigen C- und N-Verbindungen beeinflussten direkt oder indirekt (über die Mikroben der Wurzelumgebung) den Nährstoffhaushalt von Boden und Pflanze. Dabei ließ sich in Weizensterilkulturen nachweisen, daß P-Mangel die Pflanzen sowohl zur verstärkten Produktion von saurer Phosphatase (mit nachfolgender Verwertung organischen Phosphates (Tab. 2)) als auch zur Erhöhung des Anteils an Carbonsäuren in den Wurzelexsudaten veranlaßte. Ein weiteres Beispiel für solche Adaptionen ist die Phytosiderophonbildung der Süßgräser bei Fe-Mangel (MARSCHNER 1995).

Bedeutender sind wahrscheinlich aber die indirekten Wirkungen der Wurzelabscheidungen über die Bildung sekundärer mikrobieller Metaboliten bzw. die Leistungsbeeinflussung der Mikroben durch die Exsudate. In diesem Zusammenhang ließ sich durch elektronenmikroskopische und immologische (DAS-ELISA) Methoden am Beispiel von *Pantoeae agglomerans* nachweisen, daß sich die Mikroben in der Rhizosphäre anreichern, wobei zwischen Pflanzenarten und -sorten deutliche

Tabelle 2:

Trockenmasseertrag und Phosphataseaktivität (nmol · s⁻¹ · g⁻¹) in Abhängigkeit von der P-Versorgung bei Weizen

Variante	Phosphatase im Exsudat	Phosphatase Wurzel	TS-Ertrag (g/Gefäß)
ohne P	3,6	678	15,4
500 mg P an	16,7	287	31,2
500 mg P org	30,4	314	30,6
GD _{0,05} TUKEY	9,4	127	7,8

Unterschiede traten (unterschiedliche Exsudatzusammensetzung?) Wie Tabelle 3 ausweist, kann dadurch die Nährstoffaneignung von Pflanzen positiv beeinflusst werden, was auch in Feldversuchen (hier nicht dargestellt) reproduzierbar war. Die dabei wirkenden Mechanismen sind noch weitgehend unklar, doch bestehen sicherlich Beziehungen zur pflanzlichen Wurzelexsudation.

Tabelle 3:

Einfluß ausgewählter Rhizosphärenmikroben auf die Nährstoffaneignung von Weizen und Luzerne (mg/Gefäß) x = gegen O-Variante signifikant

Variante	Inokulation	
	nein	ja
1 Weizen (8 Blätter) Pseudomonas fluorescens Ps I A 12 Ca ₃ (PO ₄) ₂	0,95	5,61 ^x
2 Weizen (4 Blätter) ¹⁾ Serratia rubidea ¹⁵ NH ₄ ¹⁵ NO ₃ (95 at-% ¹⁵ Nexc.)	8,75	12,31 ^x
3 Weizen (8 Blätter) Pantoea agglomerans ¹⁵ N ₂ (95-at-% ¹⁵ Nexc.)	-	2,21
4 Luzerne Rhizobium meliloti ¹⁵ N ₂ (95 at-% ¹⁵ Nexc.)	0,15	19,36 ^x

¹⁾nach MERBACH und RUPPEL 1992

Tabelle 4:

Einfluß von *Serratia rubidea* (CC 12/12) auf die ^{14}C -Verwertung junger Weizenpflanzen (5 d $^{14}\text{CO}_2$ -Sproßbegasung, Gefäßversuch, Quarzsand, 100 mg N als $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$, 95 at.-% ^{15}N excl., 4-Blattstadium)

Meßgröße	ohne <i>Serratia</i>	mit <i>Serratia</i>	GD _{0,05} Tukey
^{14}C -Freisetzung Wurzeln KBq/g TM	8	23	12
^{14}C -Einbau in Pflanzengewebe MBq/g TM	710	630	72
^{14}C -Bedarf für N- Assimilation Bq/mg ^{15}N	224	171	28
TM-Ertrag (ganze Pflanze) g/Gefäß	2,76	3,41	0,59

5. Einfluß der Rhizosphärenmikroben auf die pflanzliche C-Verwertung

Die phytoeffektiven Mikrobeneffekte beeinflussten den C-Haushalt der „Wirtspflanzen“. Die Mikroben regten die C- und N-Freisetzung der Pflanzen an, veratmeten aber sehr schnell einen großen Teil (65-85 %) der wurzelbürtigen C-Verbindungen. Dadurch wurde die C-Verteilung in der Pflanze zugunsten der unterirdischen Teile verändert und der C-Einbau in die Sprosse z. T. verringert. Pro Einheit Stoffzuwachs benötigten die Pflanzen dadurch mehr C. Im Falle der Körnerleguminosen kann dies nach der Blüte zu vorzeitigen Einstellung der symbiontischen N_2 -Fixierung infolge mangelnder Kohlenhydratbereitstellung führen (MERBACH und SCHILLING 1980). Am Beispiel hup-positiver Rhizobien-meliloti-Stämme (Nachweis durch $^3\text{H}_2$ -Einbau, vgl. RUSSOW et al. 1990) und der Weizen-*Serratia*-Assoziation (Tab. 4) ließ sich nachweisen, daß energieeffektivere Mikroben-Pflanzen-Systeme zur Leistungssteigerung beitragen können.

Literatur

- MARSCHNER, H.: Mineral nutrition of higher plants, Academic Press London 1995
- MERBACH, W.: Carbon balance in the system plant-soil. In: KUTSCHERA et al. (Eds): Root ecology and its practical application, Klagenfurt, 299-301 (1992)
- MERBACH, W.; KNOF, G.; AUGUSTIN, J.; JACOB, H.J.; JÄGER, R.; TOUSSAINT, V. Ökophysiologische Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen und Boden. In: MÜHLE, CLAUS, St. (Eds): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener A. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 195-207 (1996)
- MERBACH, W.; RUPPEL, S.: Influence of microbial colonization on $^{14}\text{CO}_2$ assimilation amounts of root-borne ^{14}C compounds in soil. *Photosynthetica* 26, 551-554 (1996)
- MERBACH, W.; SCHILLING, G.: Wirksamkeit der symbiontischen N_2 -Fixierung von Körnerleguminosen in Abhängigkeit von Rhizobienimpfung, Substrat, N- ^{15}N - ^{14}C -Sacharoselieferung. *Zbl. Bakterienökologie, Parasitenk., Infektionskrankh., Hygiene, 2. Abt.* 135, 99-118 (1980)
- RUSSOW, R.; JÄGER, R.; MERBACH, W.; MIKŠCH, G.: Evaluation of $^3\text{H}_2$ incorporation activity in Rhizobia by means of a $^3\text{H}_2$ incorporation method. *Zb. Mikrobiol.* (1990)

Einfluß der Nematodenabundanz auf die Bodenmikroflora in Grünlandböden

von

SONNEMANN, I.; GRAEFE, T.; DOGAN, H.; EKSCMITT, K.; WOLTERS, V.

Zusammenfassung

Das hier vorgestellte Experiment untersucht den Einfluß der Nematodenabundanz auf die mikrobiellen Stoffumsetzungen in Grünlandböden. Von 32 mit Grünlandboden befüllten Mikrokosmen, die sich in ihrer Nematodenabundanz unterschieden, wurde nach sechswöchiger Versuchsdauer CO₂-Produktion, mikrobielle Biomasse, Ergosterolgehalt und bakterielle Substrat-Abbauaktivität untersucht. Eine Veränderung der mikrobiellen Biomasse und des Ergosterolgehaltes des Bodens durch steigende Nematodenabundanz wurde nicht festgestellt. Die CO₂-Produktion wurde bei einer Verdopplung der Nematodenabundanz von 10 auf 20 Nematoden/gTM um 11% gesenkt. Dagegen kam es zu einer Steigerung der bakteriellen Substrat-Abbauaktivität um 17%.

Einleitung

Nematoden sind eine ubiquitär vorkommende Tiergruppe, die in terrestrischen Ökosystemen einen großen Teil der Bodenfauna ausmacht. Sie nehmen entscheidenden Einfluß auf die im Boden ablaufenden Prozesse. Dieser Einfluß verläuft indirekt über eine Steuerung der Mikroflora, mit der die Nematoden über die Nahrungskette in engem Kontakt stehen. So wird vermutet, daß Nematoden die Mikroflora durch Überweidung reduzieren, ihre Zusammensetzung durch selektiven Fraß verändern und/oder die mikrobielle Aktivität durch Beweidung erhöhen können (BOUWMAN et al. 1994, GRIFFITHS 1994). Das hier vorgestellte Mikrokosmosexperiment untersucht den Einfluß der Nematodenabundanz auf die mikrobiellen Stoffumsetzungen in Grünlandboden. Im Einzelnen wurde der Einfluß der Nematodenabundanz auf die CO₂-Produktion, die mikrobielle Biomasse, den Ergosterolgehalt, sowie die bakterielle Substrat-Abbauaktivität gemessen.

Material und Methoden

32 Mikrokosmen von 24cm Länge und 4,5cm Innendurchmesser wurden bis zu einer Höhe von 10cm mit gesiebtem Grünlandboden gefüllt. Die natürlicherweise am Standort vorkommende Nematodengemeinschaft blieb in ihrer Zusammensetzung und Abundanz erhalten. Das Bodenmaterial wurde einer extensiv genutzten frischen bis wechselfeuchten Glatthaferswiese über einem Auenboden-Pseudogley bis zu einer Tiefe von 10cm entnommen. Mit zusätzlich extrahierten Grünland-Nematoden, die ebenfalls der natürlichen Gemeinschaft entsprachen, wurden in 27 Mikrokosmen unterschiedliche Nematodenabundanzen bis zum 4-fachen des natürlichen Besatzes eingestellt. 5 Mikrokosmen dienten als Kontrolle. Die Mikrokosmen wurden 6 Wochen bei 10°C im Dunkeln aufbewahrt und während dieser Zeit belüftet und regelmäßig beregnet. In den letzten zwei Versuchswochen wurde die CO₂-Produktion der einzelnen Mikrokosmen in zweitägigem Abstand gaschromatographisch bestimmt.

Nach Abbruch des Versuches wurden die Nematoden nach einer modifizierten Methode nach Cobb extrahiert (FLEGG 1967) und gezählt.

* Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Abt. Tierökologie, Justus-Liebig Universität, Stephanstr. 24, 35390 Giessen

Die mikrobiellen Biomasse (Cmik) wurden nach der CFE- Methode ermittelt (VANCE et al. 1987). Die Bestimmung des Ergosterolgehaltes erfolgte durch quantitative HPLC-Analyse nach Ethanolextraktion (DJAJAKIRANA et al. 1996).

Die bakterielle Substrat-Abbauaktivität wurde mit Hilfe des BIOLOG-Systems untersucht (VAHJEN et al. 1995). Die photometrische Messung erfolgte bei 650nm nach 22h Inkubation bei 28°C. Die einzelnen Substrate der BIOLOG-Mikrotiterplatten wurden in sechs Substratklassen zusammengefaßt (ZAK et al. 1994): Kohlenhydrate, Karboxylsäuren, Amine/Amide, Aminosäuren, Polymere und „Andere“ (restliche, nicht klassifizierte Substrate).

Zur Prüfung der Korrelationen zwischen Steuerfaktoren und Zielgrößen wurde eine multiple lineare Regression (Statistica, Statsoft, Tulsa, USA) durchgeführt. Die Daten der BIOLOG-Analyse wurden vorher einer z-Transformation unterzogen.

Ergebnisse

Die CO₂-Produktion in den Mikrokosmen wurde mit steigender Nematodenabundanz signifikant gesenkt ($p < 0,05$). So war bei einer Verdoppelung der Nematodenabundanz von 10 auf 20 Nem./gTM eine Senkung der CO₂-Produktion um 11% zu verzeichnen. Der Ergosterolgehalt hatte einen signifikant positiven Einfluß, mikrobielle Biomasse und Wassergehalt zeigten keinen signifikanten Effekt auf die CO₂-Produktion (Abb. 1, Tab. 1).

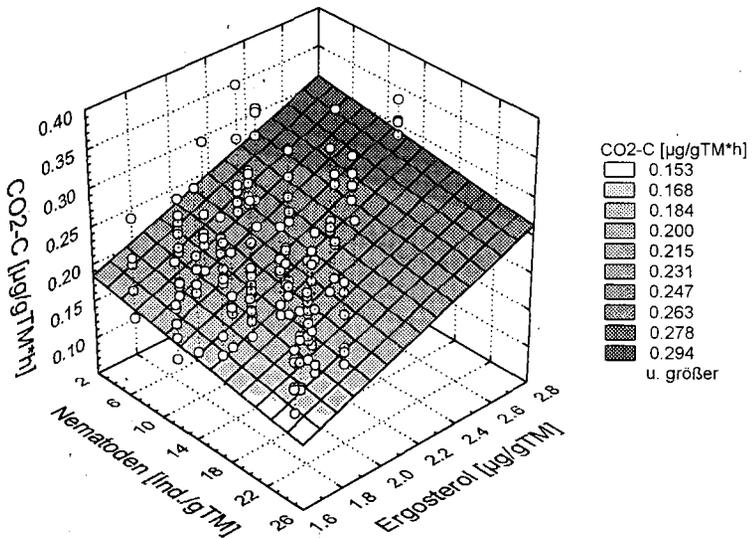


Abb.1: Abhängigkeit der mikrobiellen Atmung von Nematodenabundanz und Ergosterolgehalt. Die mikrobielle Atmung wird mit steigender Nematodenabundanz gesenkt und nimmt mit steigendem Ergosterolgehalt zu. Eine Verdoppelung der Nematodenabundanz von 10 auf 20 Nem./gTM führt zu einer Reduktion der mikrobiellen Atmung um 11%.

Die mikrobielle Biomasse und der Ergosterolgehalt wurden durch keinen der getesteten Faktoren signifikant beeinflusst (Tab. 1).

Die bakterielle Substrat-Abbauaktivität wurde mit steigender Nematodenabundanz signifikant gesteigert ($p < 0,01$). Eine Verdoppelung der Nematodenabundanz von 10 auf 20 Nem./gTM führte zu einer Erhöhung der BIOLOG-Gesamtextinktion um 17%. Die mikrobielle Biomasse hatte ebenfalls einen signifikanten positiven Effekt auf die bakterielle Substrat-Abbauaktivität. Der Wassergehalt zeigte keinen signifikanten Effekt (Tab. 1).

Bei Betrachtung der einzelnen Substratklassen ergab sich ein starker Effekt der Nematodenabundanz auf den Abbau der Kohlenhydrate. Hier steigerte einer Verdoppelung der Nematodenabundanz den Abbau um 27%. Wegen der starken Streuung in den Extinktionsdaten war dieser Effekt jedoch nicht signifikant ($p = 0,065$). Die mikrobielle Biomasse hatte ebenfalls einen positiven Effekt auf den Kohlenhydrat-Abbau, der Wassergehalt zeigte keinen signifikanten Effekt. Der Abbau der Aminosäuren wurde mit steigendem Wassergehalt sowie mit steigender mikrobieller Biomasse signifikant gesenkt. Für den Abbau der „Anderen“ Substrate ergab sich ein signifikanter positiver Effekt der Biomasse. Der Abbau der Karboxylsäuren, Polymere und Amine/Amide wurde durch keinen der getesteten Faktoren signifikant beeinflusst.

Tab. 1: Ergebnisse der multiplen linearen Regression; p-Werte und Regressionskoeffizienten

Zielgröße	Steuerfaktoren						Nem.-Effekt ^c [%]		
	Ergosterol		Cmik		WG			Nemabund.	
	B ^a	p ^b	B	p	B	p		B	p
Biomassen									
Cmik [mgC/gTM]					n.s.		n.s.		
Ergosterol [µg/gTM]					n.s.		n.s.		
Atmung									
CO ₂ -Prod. [µgCO ₂ -C/gTM*h]	0,1048	0,00		n.s.		n.s.	-0,0021	0,027	-11
Bakterielle Abbauaktivität									
Gesamt [Ext650nm/gTM*22h]			0,0138	0,00		n.s.	0,0004	0,006	17
Kohlenhydrate [Ext650nm/gTM*22h]			0,0346	0,00		n.s.	0,0005	0,065	27
"Anderer" [Ext650nm/gTM*22h]			0,0317	0,01		n.s.	n.s.	n.s.	
Aminosäuren [Ext650nm/gTM*22h]			-0,0158	n.s.		-0,0007	0,00	n.s.	
Karboxylsäuren [Ext650nm/gTM*22h]				n.s.		n.s.	n.s.	n.s.	
Polymere [Ext650nm/gTM*22h]				n.s.		n.s.	n.s.	n.s.	
Amide/Amine [Ext650nm/gTM*22h]				n.s.		n.s.	n.s.	n.s.	

^a Regressionskoeffizient

^b Irrtumswahrscheinlichkeit (signifikant: $p \leq 0,05$)

^c Effekt bei Verdoppelung der Nematodenabundanz von 10 auf 20 Nem./gTM

Diskussion

Im hier vorgestellten Versuch wurde keine Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse durch die Nematodenabundanz festgestellt. Eine Überweidung der Mikroflora und damit ihre Reduktion durch den Fraßdruck der Nematoden, wie er von einigen Autoren angenommen wird (BOUWMAN et al. 1994, GRIFFITHS 1994), trat demnach unter den in den Mikrokosmen herrschenden Bedingungen auch bei höheren Nematodenzahlen nicht auf.

Die CO₂-Produktion in den Mikrokosmen, die hier mit mikrobieller Atmung gleichgesetzt wurde, wurde mit zunehmender Nematodenabundanz gesenkt. Diese Reduktion der mikrobiellen Aktivität verlief vermutlich über eine Reduktion der Pilzaktivität, da für die Bakterien im BIOLOG-Test eine

Förderung ihrer Abbauaktivität mit zunehmender Nematodenabundanz ermittelt wurde. Für die These, daß die Reduktion der Aktivität der Mikroflora über eine Reduktion der Pilzaktivität verläuft, spricht auch die positive Korrelation zwischen Ergosterolgehalt und CO₂-Produktion (Tab. 1). Als Erklärung für eine Reduktion der Pilzaktivität vermuten TROFYMOW & COLEMAN (1982) eine Überweidung der Pilzhyphen. Dies ist für den vorgestellten Versuch unwahrscheinlich, da keine Reduktion des Ergosterolgehaltes durch Nematoden erkennbar war. Die Frage, welcher Mechanismus hier für die Reduktion der Pilzaktivität durch Nematoden verantwortlich ist, kann mit den vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Für Mikroarthropoden ist eine Beschädigung von Pilzhyphen durch ihre Bewegung in den Mycelien beobachtet worden (LUSSENHOP 1992). Inwieweit diese Beobachtung auf Nematoden übertragbar ist, ist nicht klar.

Der Grund für die Förderung der bakteriellen Aktivität durch Nematoden, wie sie auch in diesem Versuch anhand der Förderung der Substrat-Abbauaktivität nachgewiesen werden konnte, wird in den Ausscheidungen der Nematoden vermutet, die den Bakterien als Nährstoffquelle dienen (GRIFFITHS 1994). Nematoden bauen nur 20% der aufgenommenen Nahrung in ihre Biomasse ein (WASILEWSKA et al. 1981). Die restlichen 80% werden ausgeschieden und dienen den Bakterien als Nahrungsressource. Dadurch stand den Bakterien vermutlich hinreichend Stickstoff zur Verfügung, um zusätzliche C-Quellen zu erschließen. Dies paßt zu dem Befund, daß Kohlenhydrate im BIOLOG-Test bei steigender Nematodenabundanz verstärkt abgebaut werden konnten.

Literaturverzeichnis

- BOUWMAN, L.A., BLOEM, J., VAN DEN BOOGERT, P.H.J.F., HOENDERBOOM, G.H.J., DE RUITER, P.C. (1994) Short-term and long-term effects of bacterivorous nematodes and nematophagous fungi on carbon and nitrogen mineralisation in microcosms. - *Biol. Fertil. Soils* 17: 249-256
- DJAJAKIRANA, G., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B. (1996) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. - *Biol. Fertil. Soils* 22: 299-304
- FLEGG, J.J.M. (1967): Extraktion von *Xiphinema* und *Longidorus* species from soil by a modification of Cobb's decanting and sieving technique. - *Ann. appl. Biol.* 60: 429-437
- GRIFFITHS, B.S., CAUL, S. (1993) Migration of bacterial-feeding nematodes, but not protozoa, to decomposing grass residues. - *Biol. Fertil. Soils* 15: 201-207
- GRIFFITHS, B.S. (1994) Microbial-feeding nematodes and protozoa in soil: Their effects on microbial activity and nitrogen mineralization in decomposition hotspots and the rhizosphere. - *Plant & Soil* 164: 25-33
- LUSSENHOP, J. (1992) Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. - *Ecol Res* 23: 1-33
- TROFYMOW, J.A., COLEMAN, D.C. (1982) The role of bacterivorous and fungivorous nematodes in cellulose and chitin decomposition in the context of a root/rhizosphere/soil conceptual model. In: Freckman D.W. (ed) *Nematodes in soil ecosystems*. University of Texas Press, Austin, pp 117-138
- VAHJEN, W., MUNCH, J.C., TEBBE, C.C. (1995) Carbon source utilisation of soil extracted microorganisms as a tool to detect the effect of soil supplemented with genetically engineered and non engineered *Corynebacterium glutamicum* and a recombinant peptid at the community level. - *FEMS Microbiology Ecology* 18: 317-328
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. - *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707
- WASILEWSKA, L., PAPLINSKA, E., ZIELINSKI, J. (1981) The role of nematodes in decomposition. - *Pedobiologia* 21: 182-191
- ZAK, J.C., WILLIG, M.R., MOORHEAD, D.L., WILDMAN, H.G. (1994) Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. - *Soil Biol. Biochem.* 26: 1101-1108

Organische Bodensubstanz und Bodenzönose - Qualitäten, Korrelationen und Wechselbeziehungen

von

WEIDEMANN,G.

Seit über hundert Jahren bis heute ist die organischen Bodensubstanz, der Humus, ein Hauptgegenstand der Bodenkunde, denn, wie der englische Bodenbiologe Martin Wood formuliert: „Organic matter constitutes the heart of soil“ (WOOD 1995). Ein Aspekt ist dabei die Klassifizierung von Humusformen, wofür der Däne Peter Erasmus Müller mit seinen „Studier over skovjord“ bereits 1879 (deutsch 1887) ein Konzept entwickelte, demzufolge die Humusform eine individuelle, natürliche, sich sukzessiv entwickelnde Einheit, „ein organisiertes Ganzes“, bildet (Müller 1887 nach BAL 1982). Die anhaltende Aktualität der Klassifizierungsproblematik wird an den Bemühungen des Arbeitskreises 'Humusformen' deutlich, der ihr im vergangenen Jahr eine ausführliche Sitzung gewidmet hat (s. Mitt.DGB 80, 1996: 181-231).

Für uns geht es heute um ökologische Aspekte (die natürlich für Klassifizierungsfragen auch relevant sind), d.h. um die Wechselbeziehungen zwischen Bodenorganismen und einem Teil ihrer Umgebung, nämlich der (toten) organischen Substanz. Der Kieler Ökologe Wolfgang Tischler hat immer wieder betont, wie sehr es - auch in der 'modernen' Ökologie - auf Qualitäten ankommt (z.B. TISCHLER 1993). Gerade auch für das Verständnis bodenökologischer Verhältnisse und Prozesse ist die Kenntnis der Qualität der organischen Substanz eine unerläßliche Voraussetzung.

Unterschiedliche Qualität heißt: unterschiedliche Nutzbarkeit für Organismen. Sie wird bestimmt durch die chemische Struktur und durch die Zugänglichkeit bzw. Verfügbarkeit. Damit sind einerseits die übrigen abiotischen Milieubedingungen, wie Temperatur, Wassergehalt oder pH-Wert gemeint, andererseits aber auch die physische Zugänglichkeit, die u.a. vom Porendurchmesser abhängig ist.

Da es wohl keine natürliche organische Substanz gibt, die nicht mindestens einer Organismenart zur Energiegewinnung dienen kann, beeinflusst das Qualitätsmerkmal 'Nutzbarkeit', soweit es auf der chemischen Struktur beruht, in erster Linie die Geschwindigkeit ihrer Nutzung und biochemischen

Veränderung. Als Folge der strukturellen Diversität der organischen Bodensubstanz laufen daher nebeneinander und sich eventuell auch beeinflussend Umsetzungsprozesse auf ganz unterschiedlichen Zeitskalen ab.

Die umsetzenden Organismen variieren ihrerseits hinsichtlich ihrer Größe über mehrere Zehnerpotenzen und weisen größenabhängig unterschiedlich lange Lebenszyklen auf. Sie operieren folglich auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen, so daß insgesamt eine (geschachtelte, enkaptische) hierarchische Organisation des Subsystems Boden im Ökosystem resultiert (z.B. WEIDEMANN 1994). Ein dauerhafter Schutz dieses Systems, wie er im Entwurf des Bundes-Bodenschutz-Gesetzes gefordert wird, ist nur möglich, wenn seine Struktur und seine Funktionsweisen bekannt sind.

In diesem Symposium soll versucht werden, in Ansätzen den Stand unseres Wissens und vor allem die Beiträge von Mitgliedern unserer Gesellschaft hierzu darzustellen. (Eine ähnliche Fragestellung ist kürzlich auf einem internationalen Kolloquium in England behandelt worden: CADISCH & GILLER, 1996).

Wir beginnen mit zwei Übersichtsreferaten, in denen organische Bodensubstanz unterschiedlicher Herkunft und verschiedener initialer chemischer Struktur in ihrer Veränderlichkeit und Funktion betrachtet wird. Herr Haider untersucht die biochemische Transformation toter Pflanzensubstanz zu Humus, Herr Merbach (und Mitarbeiter) diskutieren die ökologische Bedeutung der von lebenden Pflanzenwurzeln in großen Mengen abgegebenen organischen Exsudate.

Ober- und unterirdische Streu sowie Wurzelexsudate sind Ressourcen unterschiedlicher Qualität. Als Spezialisten für die Nutzung unterschiedlicher Substrate und insofern vermutlich in ihrer Aktivität mit deren Qualität korreliert werden die Boden-Mikroorganismen von Dilly & Munch betrachtet.

Während Bodenbakterien überwiegend anhand ihrer Stoffwechselleistungen als funktionelle Gruppen charakterisiert werden, basiert die Bioindikation von Humusformen und Bodenzuständen durch Bodentiere auf der Identifikation und Differenzierung von Arten und Artengruppen. Beispiele hierzu die Beiträge von Foissner, Graefe sowie Beyer und Irmner. Wie weit dabei die beobachtete Korrelation zwischen Taxozönosen und Qualität der organischen Bodensubstanz auch Ausdruck von Kausalbeziehungen ist, wird zu diskutieren sein.

Einen experimentellen Ansatz zur Klärung dieser Kausalbeziehungen stellt Frau Sonnemann für die Gießener Arbeitsgruppe Wolters / Ekschmitt et al. vor. - Entsprechende Aufschlüsse können u.U. auch freiland-experimentelle Untersuchungen geben, bei denen in die Mineralisationsprozesse eingegriffen werden. Hierzu liefern Emmerling et a. einen Beitrag.

Ich hoffe, daß das Symposium nicht nur Informationen liefert, sondern auch Anregungen zu weiterer Diskussion. Besonders erfreulich wäre es, wenn sich hieraus auch Kooperationen zur Klärung der offenen Fragen, die die Bodenökologie noch in großer Zahl für uns bereit hält, ergäben.

Literatur

- BAL, L. (1982): Zoological ripening of soils. - Pudoc, Wageningen.
- CADISCH, G. & K.E. GILLER (eds.)(1996): Driven by Nature. Plantlitter Quality and Decomposition.- CAB International, Wallingford, UK.
- MÜLLER, P. E. (1887): Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkungen auf Vegetation und Boden. - Springer, Berlin.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie, 4. Aufl. - G. Fischer Stuttgart, Jena, New York.
- WEIDEMANN, G. (1994): Eigenschaften ökologischer Systeme. - Berichte über Landwirtschaft, N.F., 209. Sonderheft: 22-36.
- Wood, M. (1995): Environmental Soil Biology, 2.Aufl. - Chapman & Hall, London.

BEITRÄGE
der
AG BODENSCHUTZ

Band 85

Heft II

1997



Voraussetzungen für die tatsächliche Verwertung von Abfällen auf Böden - ein Beitrag zur aktuellen Diskussion aus der Sicht des Bodenschutzes

von

BLEY, J.; MONN, L.; REINFELDER, H.; SCHWEIKLE, V.; THATER, M.

1. Einleitung

Abfälle drängen in letzter Zeit vermehrt in die Fläche. Dies liegt z.T. an geänderten Deponiestandards und damit erhöhten Entsorgungspreisen. Darüberhinaus räumt das jüngst in Kraft getretene Krw-/AbfG der Verwertung von Abfällen noch deutlicher den Vorrang vor der Beseitigung ein, als in den bisher geltenden rechtlichen Regelwerken.

Die Verwertung von Abfällen ist dabei an die Begriffe „ordnungsgemäß“ und „schadlos“ gebunden. (vgl. §5.3 Krw-/AbfG). Ordnungsgemäß bedeutet in diesem Zusammenhang, daß die Verwertung von Abfällen im Einklang mit anderen öffentlich rechtlichen Vorschriften (z.B. BImSchG, Bodenschutzgesetz B.-W.) stehen muß, in welchem als Voraussetzung für die Verwertung der Begriff „Nützlichkeit“ genannt wird.

Mit der „Verwertung“ von Abfällen auf Böden können jedoch große Risiken für diese und andere Umweltmedien verbunden sein. Wenn der Bodenschützer deshalb die in die Fläche drängenden (Schad-) stofffrachten mitbeeinflussen will, hat er sich -wohl oder übel- an der Diskussion über die Ausfüllung dieser unbestimmten Rechtsbegriffe zu beteiligen.

Oberstes Ziel des Bodenschützers auch bei der Verwertung von Abfällen auf Böden muß die dauerhafte Erhaltung der multifunktionalen Nutzbarkeit der Böden auf einem möglichst großen Teil der Landesfläche sein. Dies wird in bezug auf Schadstoffe nur dann der Fall sein, wenn die Einträge die Austräge bzw. Entzüge nicht übersteigen. In Industriegesellschaften ist dieses Ziel auf absehbare Zeit wohl kaum erreichbar. Zwangsläufig folgt daraus eine Festlegung von Abschreibungszeiten für Böden, deren Festsetzung in gesamtgesellschaftlicher Verantwortung von der Politik geleistet werden muß. Aus diesen politisch festzulegenden Abschreibungszeiten für Böden können jährliche Schadstofffrachten pro Flächeneinheit abgeleitet werden. Die alleinige Begrenzung der auf die Fläche verbringbaren Schadstofffrachten reicht jedoch nicht aus, da diese in der Verwaltungspraxis mit vertretbarem Aufwand nicht kontrollierbar sind. Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, daß Überdosierungen von Abfällen nicht wie bei marktgängigen Düngemitteln Kosten, sondern z.T. beträchtliche Gewinne verursachen. Deshalb ist neben der Begrenzung der Schadstofffracht eine Qualitätsprüfung vorzuschalten, um damit den Anforderungen nicht genügende Abfälle von der „Verwertung auf Böden“ auszuschließen.

2. Bewertungskriterien

Die Verwertung von Abfällen bedeutet ein „In Wert setzen“ dieses Stoffes für einen bestimmten Verwendungszweck. Stets muß mit der Maßnahme zweckgerichtet ein Nutzen (==> Nützlichkeit) verbunden sein, ohne zu schaden. Dies kann nur zutreffen, wenn für die nachweisbaren Wirkungen des Stoffes auf der Fläche ein tatsächlicher Bedarf besteht. Die Wirkungen eines Abfalls auf einem Boden können sowohl chemischer (Nähr- und Schadstoffe), physikalischer (Aggregatstabilität etc.) als auch biologischer Natur (z.B. Abfall als C- Quelle) sein.

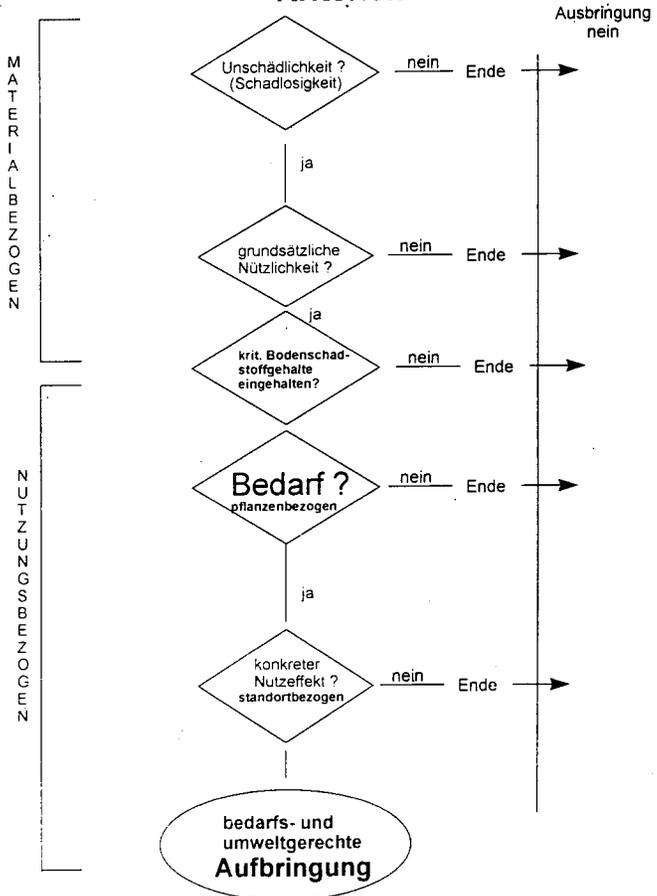
Da die chemischen Wirkungen eines Abfalls (insbes. Schadstoffe) am wenigsten reversibel sind, sind in erster Linie diese zu betrachten. Eine Betrachtung der übrigen Wirkungen kann nur in Ergänzung erfolgen.

Die Prüfung einer tatsächlichen Verwertung an einem konkreten Ort ist zweistufig vorzunehmen (siehe Abbildung 1). In einem ersten Schritt ist der Abfall selbst zu betrachten, danach der zu beaufschlagende Boden.

2.1 Unschädlichkeit und Nützlichkeit

Für die Prüfung der **Unschädlichkeit** (Schadlosigkeit) eines Abfalls müssen die Konzentrationen einzelner Schadstoffe anhand einschlägiger Regelwerke (z.B. Kompostierungserlaß B.-W.) bewertet werden. Um die Schadstoffkonzentrationen von Abfällen mit verschiedenen Gehalten an organischer Substanz vergleichen zu können, wird sowohl für den zu untersuchenden Abfall, als auch für das betreffende Regelwerk der Bezug auf den Glührückstand vorgeschlagen.

**Abb. 1: Aufbringung von Abfällen auf Böden
Kriterien**



Sind die kritischen Schadstoffkonzentrationen überschritten, so kann nicht von einer Unschädlichkeit ausgegangen werden. Der Bezug auf den Glührückstand ist auch deshalb sinnvoll, da im Boden ohnehin die im Abfall enthaltene organische Substanz mineralisiert wird und somit (Pflanzen)- asche entsteht.

Bei Abfällen mit sehr hohen Gehalten an organischer Substanz (>65 %) kann es vorkommen, daß die auf Glührückstand bezogenen Schadstoffkonzentrationen die im Kompostierungserlaß B.-W. zulässigen Konzentrationen übersteigen, die damit ausgebrachten Schadstofffrachten jedoch relativ gering sind. Ab 65 % O.S. wird deshalb vorgeschlagen, die Anforderungen einzufrieren. Das bedeutet, daß sich nominal für jeden Prozentpunkt Zunahme an organischer Substanz der zuzulassende Orientierungswert auf Glührückstand (Asche) bezogen um einen Prozentpunkt erhöht. Insgesamt würde dann der Aschebezug und die Korrektur ab 65 % O.S. zu folgender Stafflung der Grenzwerte führen:

Schwermetall (mg/kg)	Organische Substanz (%)									
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	>90
Pb	140	125	110	95	80	65	50	40	25	10
Cd	1,4	1,25	1,1	0,95	0,8	0,65	0,5	0,4	0,25	0,1
Cr	140	125	110	95	80	65	50	40	25	10
Cu	105	90	80	70	60	50	40	30	20	8
Ni	70	65	55	46	40	32	25	20	13	5
Hg	1,4	1,25	1,1	0,95	0,8	0,65	0,5	0,4	0,25	0,1
Zn	410	365	325	280	240	195	150	120	75	30

Zur Ermittlung der (grundsätzlichen) **Nützlichkei**t wird die Einführung von bestimmten Mindest- Nährstoff-/ Schadstoffverhältnissen vorgeschlagen.

Summe der Nährstoffe Normfruchtfolge N, P,K,Mg		Klärschlammverordnung		Klärschlammverordnung		Kompostierungserlaß	
		Maximalwerte		aktuelle Fracht *)		Maximalwerte	
		Fracht g/ha*a	Nährstoff / Schadstoff- Verhältnis	Fracht g/ha*a	Nährstoff / Schadstoff- Verhältnis	Fracht g/ha*a	Nährstoff / Schadstoff- Verhältnis
303 kg/ha*a (303000 g/ha*a)	Pb	1500	202	224,9	1347	1000	303
	Cd	16,6	18253	4,6	65422	10	30300
	Cr	1500	202	178,3	1700	1000	303
	Cu	1333	227	541,5	560	750	404
	Ni	333	910	61,6	4915	500	606
	Hg	13,3	22782	3,0	101605	10	30300
	Zn	4166	73	1920,9	158	3000	101

*) Quelle: LUFÄ Augustenberg

Ein Abfall muß demnach einen bestimmten Nährstoffgehalt aufweisen, um einen bestimmten Schadstoffgehalt zu rechtfertigen. Die Nährstoff/ Schadstoffverhältnisse wurden aus Nährstoffgesamtbedarf (N,P,K,Mg) einer Normfruchtfolge mit durchschnittlichen Erträgen und die im Kompostierungserlaß B.-W dargestellten maximalen Schwermetallfrachten errechnet. Ein Abfall muß also für 1g enthaltenes Blei 303g Nährstoffe (N,P,K,Mg) aufweisen, um seine Ausbringung zu rechtfertigen. Für die Nährstoffe wurde bewußt keine Wertung untereinander vorgenommen, da diese generell als wertgebende Inhaltsstoffe betrachtet werden. Eine solche kann erst bei der

Auswahl eines Abfalles nach dem aktuellen Nährstoffbedarf erfolgen. Wenn z.B. eine zu beaufschlagende Kultur einen hohen N- Bedarf aufweist, so wird der Landwirt unter Beachtung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis einen N- betonten Abfall auswählen wollen / müssen.

2.2. Bodenschadstoffgehalte

Eine Verwertung von Abfällen auf Böden sollte nur solange erfolgen, bis die bodenartspezifischen Hintergrundwerte (95%- Perzentile) für Schadstoffe noch nicht erreicht sind. Die Höhe der Hintergrundwerte für die einzelnen Schadstoffe ist in erster Linie abhängig vom Tongehalt (vgl. 3. VwV z. BodSchG.B.-W.).

2.3. Bedarf und konkreter Nutzeffekt

Die Ermittlung des **Bedarfs** an Pflanzennährstoffen, bzw. an anderweitiger Änderung chemischer, physikalischer und biologischer Eigenschaften kann nur unter Berücksichtigung der Standorts-, Nutzungs- und Anbaubedingungen erfolgen. Ist kein Bedarf vorhanden, liegt keine Verwertung vor. Die Ausbringung von Abfällen wird dann vom Entsorgungswillen dominiert.

Die Bestimmung des Nährstoffbedarfs verschiedener Kulturen hat unter Beachtung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis unter Ansatz realistischer Ertragserwartungen (Klima, Bodeneigenschaften etc.) zu erfolgen. So bedürfen z. B. Böden in Nährstoffklasse E und D keiner Zufuhr P- und K- haltiger Abfälle, Lößparabraunerden bedürfen keiner Verbesserung des Wasserhaushalts, Wald bedarf überhaupt keiner regelmäßigen Zufuhr an Nährstoffen in Form von (P- und K-haltigen) Abfällen.

Die Prüfung des **konkreten Nutzeffektes** führt zur Beantwortung der Frage, ob ein unschädliches, grundsätzlich nützliches Material bei Vorliegen eines Bedarfs im konkreten Anwendungsfall auch tatsächlich den gewünschten Nutzeffekt erbringt. Notwendig ist hier die Betrachtung von „Nebenwirkungen“ der zur Verwendung vorgesehenen Abfälle. So können z.B. Na- haltige Abfälle auf einem sandigen, Na- armen Boden den hohen Na- Bedarf von Vieh decken helfen. Auf tonigen Böden ist hingegen eine Aggregatdestabilisierung und damit eine Verschlechterung bodenphysikalischer Eigenschaften zu besorgen. Ein kalkhaltiger Abfall, auf Böden mit pH > 6.5 aufgebracht, kann Spurenelementfestlegung bewirken und hätte somit, obwohl evt. nährstoffreich und schadstoffarm nur einen geringen konkreten Nutzeffekt oder würde sogar schaden.

3. Ermittlung der tatsächlich aufbringbaren Abfallmenge

Bei der Ermittlung der aufbringbaren Abfallmenge eines (grundsätzlich) nützlichen und unschädlichen Materials sind 2 Eckpunkte einzuhalten. Erstens darf nur die durch den Bedarf zu rechtefertige Nährstoffmenge aufgebracht werden. Für Stickstoff gelten ohnehin explizit angegebene Obergrenzen (vgl. DüngV). Zweitens dürfen die durch bestimmte Regelwerke (z.B. Kompostierungsverordnung B.-W.) vorgegebenen Maximalfrachten (siehe Tabelle 2) an Schadstoffen nicht überschritten werden. Die Aufbringungsmenge wird durch o.g. Vorgaben zumeist auf wenige Tonnen pro ha begrenzt. Dies macht die physikalischen und biologischen Effekte zumeist zu „Mitläufereffekten“, da weitaus größere Mengen notwendig wären, um einen meßbare Effekte (z.B. Verbesserung der Wasserkapazität eines Bodens) zu erreichen.

4. Fazit

Die Verwertung von organischen Abfällen auf Böden ist in erster Linie unter Schad- und Nährstoffaspekten zu sehen. Eine tatsächliche Verwertung ergibt sich erst unter Vorliegen aller o.g. Voraussetzungen. Sind diese nicht erfüllt, ist anzunehmen, daß der Entsorgungswille überwogen hat. Somit sind die aufgebrachten Abfälle zu „Abfällen zur Beseitigung“ geworden, was bis zur Erfüllung des Tatbestandes der „Beseitigung von Abfällen in dafür nicht zugelassenen Anlagen“ (vgl. §326/327 StGB) führen kann.

Bodenverunreinigungen auf Tankstellen

von

EHRIG,Ch.; SMETTAN,U.

Zur Einführung des Gaspindelverfahrens zur Begrenzung von Kohlenwasserstoffemissionen beim Betanken nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz und zur Umsetzung der VAWs (Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe) nach dem Berliner Wassergesetz sind z.T. recht umfangreiche Umbaumaßnahmen auf Tankstellen notwendig. Da der Betrieb von Tankstellen über vielfältige Verlustmöglichkeiten von Mineralölen oft zu relevanten Kontaminationen des Bodens und unter Umständen auch des Grundwassers führen kann, werden vor Beginn der Umbaumaßnahmen üblicherweise orientierende Bodenuntersuchungen durchgeführt. Die im folgenden vorgestellte Zusammenfassung ist das Ergebnis einer Auswertung von Bodenuntersuchungen auf 30 öffentlichen Tankstellen.

1. Potentielle Bodenverunreinigungen

Bei Leckagen an Tankanlagen, Handhabungsverlusten beim Befüllen von Tankanlagen sowie beim Betanken von Kraftfahrzeugen, durch die Lagerung von Abfallstoffen und bei Wartungsarbeiten an Kraftfahrzeugen können Mineralöle in den Boden gelangen (vergleiche Tabelle 1). Als Stoffe mit boden- und wassergefährdendem Potential, die als relevant für den Tankstellenbetrieb einzustufen sind, sind die Vergaser- und Dieselmotoren-

Tabelle 1: Quellen für Bodenverunreinigungen auf Tankstellen

Betriebsteil	Stoffe/Stoffgemische	Hauptbestandteile	Art der Verluste
Zapfsäulen Tanklager	Benzin Dieselmotorenkraftstoff	C5-C12- Kohlenwasserstoffe, BTEX	Leckagen Überfüllung Handhabung
Wartung	Motoren-/Getriebeöl Schmierfette Kaltreiniger Lösungsmittel	Kohlenwasserstoffe Testbenzin CKW	Handhabung Waschwasser Abtropfverluste
Abscheider	Kraftstoffe Mineralöle	Kohlenwasserstoffe	Undichtigkeiten
Sonstige Bereiche	Tank-/Abscheider- schlämme Altöle sonst. Abfälle	Kohlenwasserstoffe BTEX PCB Schwermetalle	Absichtliche Ablagerung, Entleerung, Versickerung

nach: Niclauß et al., 1989

* Umweltamt Steglitz, Schloßstr. 80, 12154 Berlin

** Umweltamt Wilmersdorf, Fehrbelliner Platz 4, 10707 Berlin

stoffe, die Motoren-, Getriebe- und Schmierfette sowie die Reinigungsmittel und Lösemittel für die Wartung der Kraftfahrzeuge zu nennen.

2. Stoffeigenschaften

Die Hauptbestandteile der auf Tankstellen eingesetzten Stoffe bzw. Stoffgemische sind die Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und die aromatischen Kohlenwasserstoffe (BTEX). Die wichtigsten Stoffeigenschaften sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2: Stoffeigenschaften

	Mineralkohlenwasserstoffe MKW Gemisch aus gesättigten Kohlenwasserstoffen (n-Alkane) mit unterschiedlichen Beimengungen heterocyclischer und aromatischer Verbindungen	BTEX-Aromaten einkernige aromatische Verbindungen Benzol, Ethylbenzol, Toluol, Xylole
charakteristische Eigenschaften	farblose Substanzen, unpolar, mit Wasser mischbar, geringe Wasserlöslichkeit	farblose, leicht flüchtige, leicht entflammbare, wenig polare Flüssigkeiten, mit Wasser nicht mischbar, mäßige Wasserlöslichkeit
Humantoxizität	narkotische Wirkung, mit zunehmender Kettenlänge steigt Reizung der Augen und Schleimhäute	Benzol: karzinogen, die anderen schädigen das Zentralnervensystem und die Sinnesorgane
Abbaubarkeit	aerob mikrobieller Abbau, abhängig von Kettenlänge	aerob gut abbaubar, anaerob sehr langsam

nach: Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, 1995

3. Probenahme und Meßmethode

Die Bodenproben wurden in den in Tabelle 1 beschriebenen Betriebsteilen der Tankstellen entnommen, wo Mineralöle in den Boden gelangt sein können. Die Probenahme orientierte sich an organoleptischen Auffälligkeiten und erfolgte schichtbezogen oder meterweise. Die Probenahmetiefe beschränkte sich auf die ungesättigte Bodenzone. Zur Erfassung der flüchtigen Schadstoffe wurden Bodenluftproben mittels Bodenluftsonden entnommen. Die Mineralölkohlenwasserstoffe wurden in Anlehnung an DIN 38 409 - H 18 und die BTEX-Aromaten in Anlehnung an DIN 38 407 - F 9-1 bestimmt.

4. Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt die Verlagerung der Mineralölkohlenwasserstoffe in den Böden in den einzelnen Betriebsbereichen. Die höchsten MKW-Gehalte bis zu 11 000 mg/kg finden sich in den Bereichen der Tanklager, wo es häufig zu Überfüllungen gekommen ist. Auffällig sind auch hohe Gehalte in der Umgebung der Zapfsäulen, die auf Handhabungsverluste und auf nicht ausreichend abgedichtete Fahrbahnen zurückzuführen sind. Ein kritischer Bereich sind auch die Abscheider, deren mangelnde Wartung ein Grund für die Verunreinigungen sein könnte. Die Überfüllungsschäden an den Tanklagern führen oft zu sehr tiefen Verunreinigungen. Sanierungsbedürftige Konzentrationen oberhalb von 500 mg/kg wurden bis in 8 m Tiefe gefunden. Auffällig sind auch zahlreiche Befunde von MKW in der Höhe der Nachweisgrenze in der Umgebung von Zapfsäulen in Schichten unterhalb von 8 m.

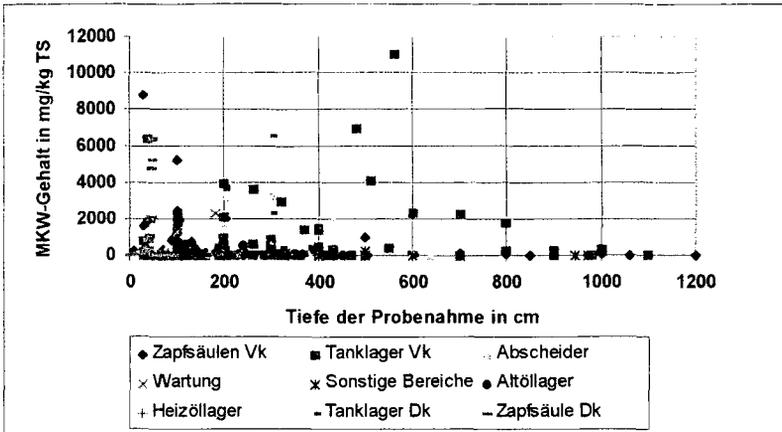


Abb. 1 MKW-Gehalte in Abhängigkeit von der Tiefe in den einzelnen Betriebsteilen

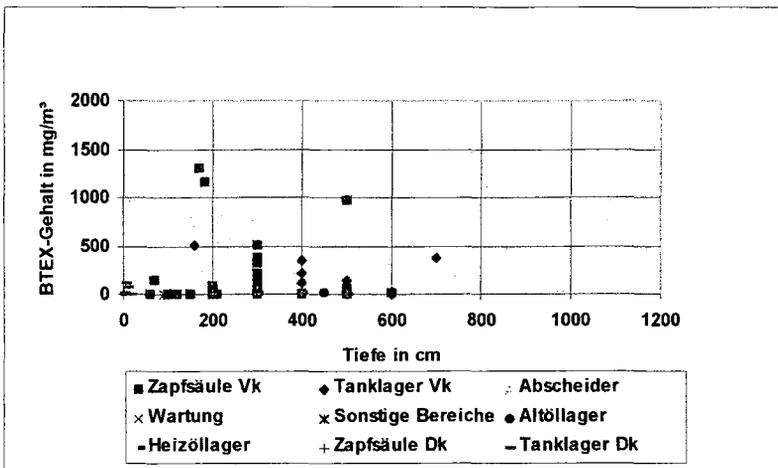


Abb. 2: BTEX-Gehalte der Bodenluft in Abhängigkeit von der Tiefe in den einzelnen Betriebsteilen

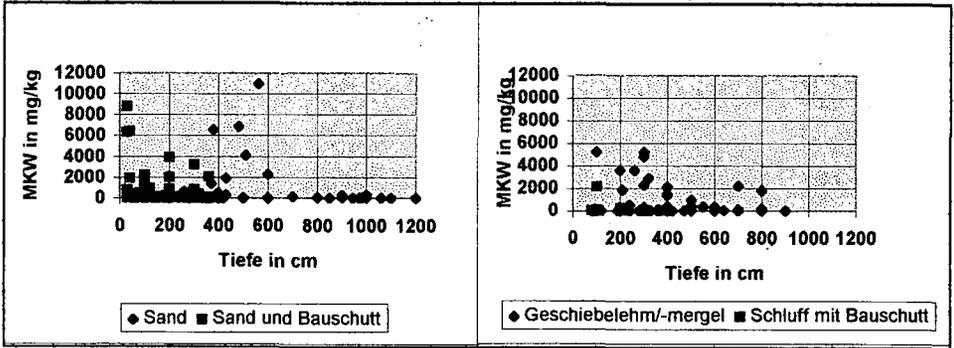


Abb. 3: MKW-Verlagerung in verschiedenen Substraten

Deutlich zu erkennen ist die geringere Mobilität des Dieselmotorkraftstoffs gegenüber dem Vergasermotorkraftstoff. MKW wurden in Höhe der Nachweisgrenze bis in 6 m Tiefe unterhalb eines Dieseltanks gefunden. Insgesamt gibt es aber nur sehr wenige Befunde unterhalb von 4 m Tiefe.

Abbildung 2 zeigt die Verlagerung der BTEX in der Bodenluft in den einzelnen Betriebsbereichen. Auch hier fällt wiederum auf, daß die Bereiche der Vergasermotorkraftstoffzapfsäulen und der -tanklager die höchsten BTEX-Gehalte aufweisen. Bis in 7 m Tiefe wurden sanierungsrelevante Konzentrationen bis zu 400 mg/m³ Bodenluft gemessen. Auf Grund des geringeren Anteils an aromatischen Kohlenwasserstoffen im Diesel sind die BTEX-Gehalte in den Bereichen Zapfsäulen und Tanklager für Diesel deutlich geringer.

Abbildung 3 zeigt die MKW-Verlagerung in unterschiedlichen Substraten. In den Tankstellen mit überwiegend sandigem Untergrund waren bis in 10 m Tiefe nennenswerte Konzentrationen und darunter noch etliche Proben in Höhe der Nachweisgrenze zu analysieren. Auf überwiegend lehmigen Standorten gibt es unterhalb von 8 m Tiefe keine wesentlichen Befunde mehr. Insgesamt sind die Gehalte auf diesen Standorten niedriger.

5. Zusammenfassung

Die Auswertung der Untersuchungen hat gezeigt, daß Tankstellen Quellen für Bodenverunreinigungen sind. Die Haupteintragsbereiche sind die Zapfsäulen und die Tanklager. Die Bodenverunreinigungen reichen oft bis in große Tiefen, so daß eine potentielle Grundwassergefährdung besteht. Die Vergasermotorkraftstoffe sind mobiler als die Dieselmotorkraftstoffe. Strenge Auflagen und Kontrollen bei der Errichtung und beim Betrieb von Tankstellen sind gerechtfertigt.

Literatur:

- Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Materialien zur Altlastenbearbeitung Band 16, Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1995.
- Niclaß, M., Winkelsträter, J., Hunting, K.-E., Harges, A.: Inventarisierung von Bodenkontaminationen auf Geländen mit ehemaliger Nutzung aus dem Dienstleistungsbereich, UBA-Forschungsbericht 89-503, Berlin 1989.

Eintrag von Acidität ins Grundwasser - Bestimmung der Saisonalität von Stoffflüssen unter Nadelwald (Fuhrberger Feld)

von

FRANKEN,G.; DUIJNISVELD,W.H.M.; BÖTTCHER,J.

1. Einleitung und Zielsetzung

Saure atmogene Einträge haben auf basenarmen Standorten z.B. aus quartären Sanden Norddeutschlands, zur Bodenversauerung und sauren Einträgen ins Grundwasser geführt. Seit 1983 wurden auf den Waldflächen im Einzugsgebiet von Brunnen 1 des Wasserwerks Fuhrberg etwa einmal jährlich Proben des oberflächennahen Grundwassers entnommen (Strebel et al., 1993). Dabei wurde eine Versauerung des oberflächennahen Grundwassers festgestellt mit pH-Werten um 4.2 und Al-Konzentrationen um 0.4 mmol/l. Trotz abnehmender atmogener Säureeinträge seit Anfang der 80er Jahre läßt sich kein Trend abnehmender Acidität im oberflächennahen Grundwasser zwischen 1983 und 1997 feststellen. Allerdings zeigen die Daten eine deutliche Parallelität von SO_4^- und Cl-Konzentrationen für die einzelnen Jahre, was darauf hindeutet, das die Schwankungen durch den Bodenwasserhaushalt der einzelnen Jahre geprägt sind. Durch zeitlich höher aufgelöste Messungen (14-tägig) sollen daher diese saisonal bedingten Konzentrationsschwankungen analysiert werden. Ziel der Untersuchungen ist es,:

- die Saisonalität von Stoffkonzentrationen in der Grundwasserneubildung und Stoffflüssen aus dem Boden ins Grundwasser anhand der Beprobung des oberflächennahen Grundwassers zu erfassen und
- zu überprüfen, inwiefern die Verwendung jährlicher Mittelwerte für Stoffkonzentrationen und Sickerwasserraten zur Berechnung der Stoffausträge zu abweichenden Ergebnissen führt im Vergleich zur Berechnung der flußgewichteten Stoffausträge auf der Basis von 14tägigen Konzentrationen und Sickerwasserraten.

2. Untersuchungsgebiet

Die Meßstelle Sprillgehege im Fuhrberger Feld (30 km nördlich von Hannover) liegt im Einzugsgebiet des Brunnen 1 des Wasserwerks Fuhrberg. Die Fläche ist mit einem 80jährigen

* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover
e-mail: gudrun.franken@bgr.de

** Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

Kiefernbestand (*Pinus sylvestris*) mit Eiche und Birke im Unterwuchs bestanden. Auf dem sandigen basenarmen Ausgangsmaterial haben sich Podsole, Gley-Podsole und Gleye entwickelt. Jährliche Niederschlagsmengen liegen im Mittel bei 650 mm, die Jahresmitteltemperatur beträgt ca. 9°C. Der Grundwasserspiegel schwankt im Jahresverlauf zwischen 80 und 250 cm Tiefe unter GOK.

3. Methode

Seit 1992 werden atmogene Stoffdepositionen im Freiland (9 Sammler) und im Bestand (15 Sammler) gemessen und Klimadaten im Freiland erhoben. Um den Stoffeintrag ins Grundwasser zu bestimmen wurden seit Dez. '94 14-tägig Proben des oberflächennahen Grundwassers entnommen. Dazu wurden auf einer Intensivmeßstelle 4 Multilevelmeßstellen eingerichtet, mit denen das oberflächennahe Grundwasser in Tiefen von 50 bis 250 cm alle 10 cm beprobt werden kann, so daß die Probenahme jeweils aus den oberen 10-20 cm des Grundwasser erfolgen konnte. Die Proben wurden anschließend auf alle Hauptkationen und -anionen, pH und DOC untersucht. Die Rate der Grundwasserneubildung wurde für den betrachteten Zeitraum von Dez. '94 bis Juni '97 mit dem Modell GWNEU (Wessolek, 1989) berechnet.

4. Atmogene Säurebelastung

Die atmogene Säurebelastung des Standortes Fuhrberg ist vergleichsweise niedrig. Dies zeigt ein Vergleich der gemessenen Sulfatdeposition in Fuhrberg mit anderen Waldstandorten Niedersachsens von Meesenburg et al. (1994): die jährliche Deposition liegt bei ca. $0.5 \text{ kmol S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und ist daher vergleichbar mit dem Standort Sellhorn (Eiche) in der Lüneburger Heide und liegt ca. um das dreifache unter den Depositionsraten im Solling unter Fichte. Die reine Protonenbelastung liegt bei $0.4 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der Säureeintrag aus der Stickstoffdeposition ist mit weniger als $0.1 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gering, da NH_4 und NO_3 in der Deposition in gleicher Höhe eingetragen werden und nur ein sehr geringer NO_3 -Austrag aus dem Boden erfolgt. Die gesamte Säurebelastung des Bodens (aus Deposition und Zuwachs) wird auf $0.8 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet.

5. Saisonalität saurer Austräge ins Grundwasser

Die Saisonalität der Konzentrationsschwankungen wird an der 14-tägigen Beprobung auf der Intensivmeßstelle von Dez. '94 bis Juni '97 deutlich (Abb. 1). Die berechneten Grundwasserneubildungsraten zeigen eine Neubildung jeweils in den Wintermonaten, allerdings zeichnet sich der Winter 95/96 durch extrem niedrige Neubildungsraten aus. Dies spiegelt sich auch in den Grundwasserständen wider, die im Sommer 96 über 3 Monate hinweg auf einer Tiefe von ca. 230 cm liegen. Die Zeiten erhöhter Grundwasserneubildung spiegeln sich deutlich in dem Verlauf der SO_4 - und Cl-Konzentrationen wider: einsetzende Grundwasserneubildung führt zum Konzentrationsrückgang auf ein Niveau, das nur noch um das zweifache über den Konzentrationen im Bestandesniederschlag liegt. Der Verlauf der Al-Konzentrationen folgt dem Verlauf der SO_4 -Konzentrationen.

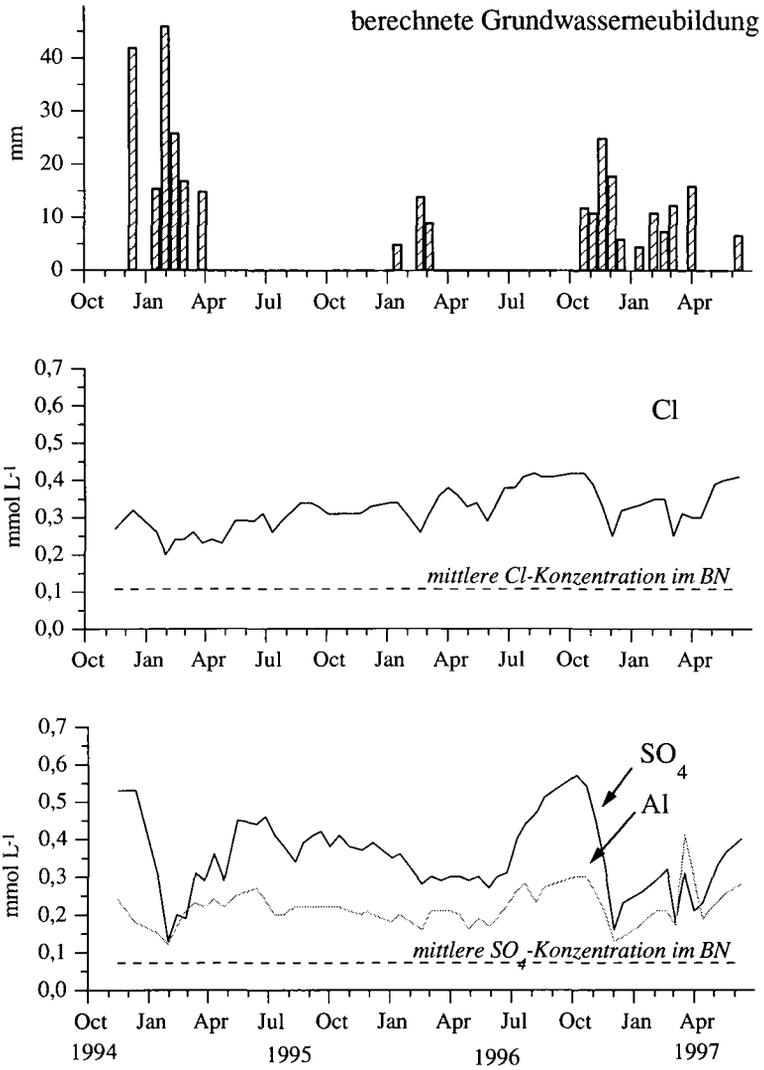


Abb. 1: Grundwasserneubildungsrate und gemessene Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Nadelwald im Sprillgehege (Fuhrberger Feld) von Dez. '94 bis Juni '97. (BN = Bestandesniederschlag)

Trotz dieser eindeutigen Beeinflussung der Stoffkonzentrationen durch den Bodenwasserhaushalt, kann dies nicht den Anstieg der SO_4 -Konzentrationen (bei unveränderten Cl-Konzentrationen) von Aug. bis Sept. '96 erklären. In solchen langen Perioden mit sehr tiefen Grundwasserständen führt vermutlich die Oxidation reduzierter S-Verbindungen zu einem Anstieg der SO_4 -Konzentrationen und sinkenden Alkalinitäten. Auch die niedrigeren $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im oberflächennahen Grundwasser (2 ‰) im Vergleich zum Bestandesniederschlag (4 ‰) deuten auf eine Quelle reduzierter S-Verbindungen hin. Die Mineralisation organischer Verbindungen kann in dieser Tiefe als S-Quelle ausgeschlossen werden, da die Gehalte an organischer Substanz sehr gering sind (ca. 0.2 %) und eine Nachlieferung von mineralisiertem Schwefel aus dem Oberboden aufgrund fehlender Neubildung nicht möglich ist. Die Gehalte an chromreduzierbarem Schwefel (CRS, nach Zhabina & Volkov (1978)) liegen in 2 m Tiefe noch bei ca. 3.5 mmol S/kg, eine freigesetzte Menge von 0.1 mmol SO_4/l entspräche also ca. 1 % des derzeitigen Vorrates.

Ein Vergleich zwischen berechneten mittleren Austrägen ins Grundwasser (aus dem arithmetischen Mittel der Konzentrationen und der gesamten Grundwasserneubildung Dez. 94 - Juni 97) und flußgewichteten Austrägen (14-tägige Konzentrationen und Sickerwasserraten) zeigt, daß bei einer Mittelung SO_4 - und Al-Flüsse um ca. 20% überschätzt werden, Austräge von Na und Cl um ca. 15%. Während der Fehler für die basischen Kationen < 5% ist, werden H und NO_3 um ca. 30 % unterschätzt, da hier die Austräge v.a. in Zeiten hoher Sickerwasserraten erfolgen. Der Gesamtfehler für die Acidität führt zu einer Überschätzung des Austrags von ca. 10% bei der Verwendung mittlerer Werte. Einschränkend muss jedoch hinzugefügt werden, daß der betrachtete Zeitraum nicht repräsentativ für die Standortverhältnisse ist, da der Winter 95/96 sich durch extrem geringe Neubildungsraten auszeichnet. Ein längerer Beobachtungszeitraum ist daher für eine gesichere Aussage notwendig.

Der berechnete Säureaustrag ins Grundwasser liegt bei $1.0 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und somit um 20% über den derzeit gemessenen atmosphärischen Einträgen. Es findet also wahrscheinlich eine Freisetzung aufgespeicherter Acidität aus dem Boden statt.

Literatur

- MEESENBURG H., K.J. MEIWES, R. SCHULTZ-STERNBERG (1994): Entwicklung der atmosphärischen Stoffeinträge in niedersächsische Waldbestände, Forst und Holz, 9
- STREBEL O., J. BÖTTCHER, W.H.M. DUIJNISVELD (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes, Texte UBA, 46/93
- WESSOLEK G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse, Schriftenr. des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, 61, 170 S.
- ZHABINA N.N., I.I. VOLKOV (1978): A method of determination of various sulfur compounds in sea sediments and rocks. in: W.E. Krumbein (ed.): Environmental Biogeochemistry, Vol. 3, Ann Arbor Science Publ., Mich., USA, 735-74

Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf Redoxpotential und Zusammensetzung der Bodenlösung eines degradierten Niedermooses

von

GENSIOR,A.; ZEITZ,J.

Einleitung

In den 60er und 70er Jahren wurden in Nordostdeutschland großflächig Niedermoore melioriert und zu Saatgrasland umfunktioniert. Dies führte zu einer Degradierung der Niedermoore in erheblichem Ausmaß. Da unter den aktuellen Bedingungen weder die weitere Intensivnutzung, noch die Nutzungsauffassung ökonomische und umweltgerechte Lösungen darstellen, sind neue, nachhaltige standort- und umweltgerechte Nutzungskonzepte für diese degradierten Niedermoore gefragt.

Eine solche durch Melioration und intensive Saatgraslandnutzung degradierte Niedermoorfläche in Nordostbrandenburg unter diesen Gesichtspunkten zu sanieren und die hierfür erforderlichen Maßnahmen wissenschaftlich zu begleiten, ist Ziel des von der DEUTSCHEN BUNDESSTIFTUNG UMWELTSCHUTZ (Postfach 1705, 49007 Osnabrück) geförderten interdisziplinären Forschungsprojekts „Sanierung eines degradierten Niedermooses mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwertung vorgereinigter kommunaler Abwässer“.

Eines der Sanierungsziele ist die Reaktivierung der Stoffsenkenfunktion des Niedermooses im Landschaftshaushalt. Zu diesem Komplex werden im folgenden erste Ergebnisse aus bodenkundlicher Sicht dargestellt.

Material und Methoden

Zum Zwecke der beispielhaften Sanierung wurde in der Sernitz - Welse -Niederung, beim Ort Biesenbrow (ca. 100 km NNE von Berlin), auf einem mittelgründigen Mursch-(Norm)-Niedermoor bzw. Mursch - Kalkniedermoor (Tab. 1), eine Großversuchsfläche (10 ha) eingerichtet. Die Fläche ist mit Klärteichen versehen und wird seit der vollständigen Bepflanzung mit Schilf im Berieselungs- und Ein- bzw. Überstauverfahren wiedervernäßt.

Tab. 1 Schematisch vereinfachte Profilansicht und ausgewählte bodenchemische Kennwerte zur Charakterisierung des Niedermoorbodens der Versuchsfläche Biesenbrow.

GOF	pH CaCl ₂	CaCO ₃	C _{org.}	N _{org.}	C/N	S _t	C/S
		Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%		Gew.-%	
nHm	7,1 ± 0,6	10,5 ± 13,6	18,2 ± 3,9	1,5 ± 0,3	12 ± 1	0,33 ± 0,10	59 ± 13
nHm-nHa	7,2 ± 0,4	10,0 ± 13,3	21,5 ± 6,8	1,7 ± 0,4	13 ± 2	0,44 ± 0,16	55 ± 26
50 nHa	6,2 ± 1,4	6,8 ± 10,1	32,0 ± 12,0	1,8 ± 0,7	18 ± 3	0,97 ± 0,44	37 ± 15
Fmt-Fms	3,5 ± 0,7	0,3 ± 0,2	25,3 ± 11,8	1,3 ± 0,6	19 ± 1	2,50 ± 0,45	10 ± 5
100 Gr	5,5 ± 1,1	1,2 ± 0,8	5,7 ± 3,5	0,3 ± 0,2	17 ± 2	1,26 ± 0,72	9 ± 14
cm							

Zur Erfassung des Nährstoff- und Schadstoffhaushaltes bzw. der Stoffflüsse im Niedermoorökosystem wurde durch das bodenkundliche Teilprojekt auf der Versuchsfläche ein Intensivmeßfeld eingerichtet (GENSIOR et al. 1997). Auf diesem werden u.a. kontinuierlich und flächenrepräsentativ in vier verschiedenen Tiefen die Zusammensetzung der Bodenlösung, das Redoxpotential, die Bodentemperatur und bodenphysikalische Kennwerte erhoben.

Ergebnisse und Diskussion

Der Verlauf der Redoxpotentiale im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow kennzeichnet deutlich den Beginn der Vernässungsmaßnahme zwischen Februar und März 1997 (Abb. 1). Während die E_h -Werte im Oberboden nach diesem Termin drastisch sinken, zeigen diejenigen der Horizonte, die schon vor der Vernässungsmaßnahme im Grundwasserbereich lagen, erwartungsgemäß nur geringe Veränderungen. Die im Oberboden extrem niedrigen E_h -Werte bedingen sich in der starken reduktiven Wirkung der organischen Substanz in diesen Horizonten. Der zu Beginn der Vernässungsmaßnahme in allen Meßtiefen auftretende Peak ist auf von der Einstaufont verdrängte, lateral im Moorkörper verlagerte Luft zurückzuführen.

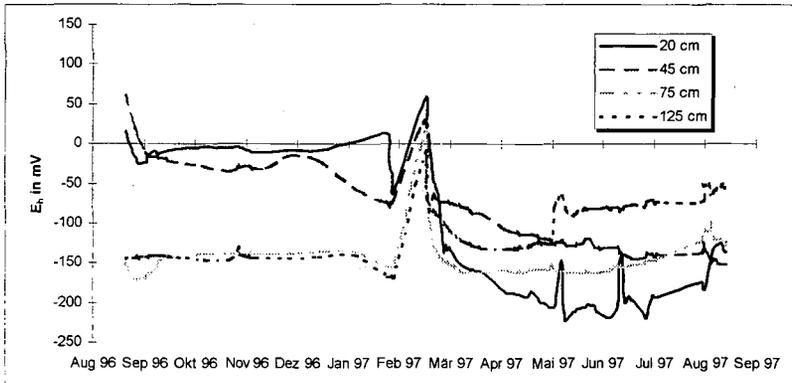


Abb. 1 Gemittelter E_h -Verlauf (mV) in vier Bodentiefen des degradierten Niedermoorkörpers der Versuchsfläche Biesenbrow

Im Gegensatz zu den Redoxpotentialen zeigt sich das pH der Bodenlösung von der Meliorationsmaßnahme bisher nicht beeinflusst. Während in 20 cm und 125 cm Tiefe über den bisherigen Versuchszeitraum gemittelte Werte von pH 7,8 bzw. pH 7,0 mit sehr geringer räumlicher Variabilität auftraten, ist diese in 45 cm und 75 cm Bodentiefe erheblich. In diesen Tiefen treten Werte von pH 2,5 bis pH 8,6 auf, wobei Mittelwert und Median in 45 cm Tiefe mit pH 4 bzw. pH 7,6 besonders große Unterschiede aufweisen. In 75 cm beträgt der Mittelwert pH 3,4, der Median pH 3,9. Da in dieser Tiefe vor der Wiedervernässung in etwa die Grundwasseroberfläche lag und die Schwefelgehalte in diesem Horizont extrem hoch sind (Tab. 1), dürfte das saure Milieu auf die Bildung von Schwefelsäure zurückzuführen sein. Die geringen Redoxpotentiale und das saure Milieu in dieser Bodentiefe sind Ursache für die, gegenüber den anderen Meßtiefen, deutlich höheren Konzentrationen von Metallen in der Bodenlösung (Abb. 2).

Die gemittelte Zusammensetzung der Bodenlösung vor der Wiedervernässungsmaßnahme verdeutlicht, daß in allen vier Meßtiefen die Elementkonzentrationen sehr hoch sind. Die absoluten Konzentrationsunterschiede bedingen sich primär in der unterschiedlichen Wasserleitfähigkeit der Horizonte und den geringen vertikalen Stoffflüssen. In allen Horizonten sind zwei Elemente dominierend: Calcium und Sulphat.

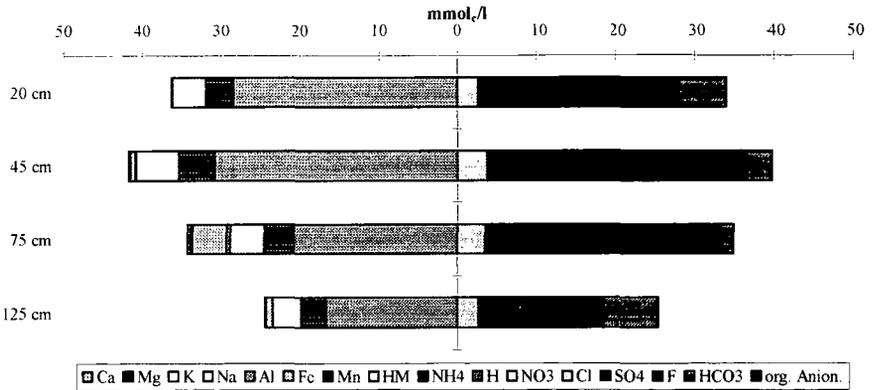


Abb. 2 Zusammensetzung der Bodenlösung in 20 cm, 45 cm, 75 cm und 125 cm Tiefe im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow (Angaben in Ionenäquivalenten (mmol/l); HM = Zn+As+Pb+Cu+Cd+Hg)

Auf der anionischen Seite ebenfalls in deutlichen Mengen vorhanden sind das Chlorid und das Hydrogencarbonat, wobei letzteres in Abhängigkeit vom pH verstärkt in 20 cm und 125 cm Tiefe zu finden ist. Nitrat findet sich in allen vier Meßtiefen nur in geringsten Mengen, wogegen Phosphat während des ganzen bisherigen Versuchszeitraumes in der Bodenlösung nicht nachgewiesen werden konnte.

Auf der Seite der Kationen finden sich neben dem Calcium auch Magnesium und Natrium in größeren Mengen, wogegen das Kalium nur in Spuren auftritt. Aufgrund der großen Variabilität der pH-Werte in 45 cm Tiefe sind auch hier die Al- und Schwermetallkonzentrationen etwas größer als in 20 cm Tiefe. Dies gilt natürlich auch für die Protonenkonzentrationen, die in 75 cm Tiefe folgerichtig am größten sind.

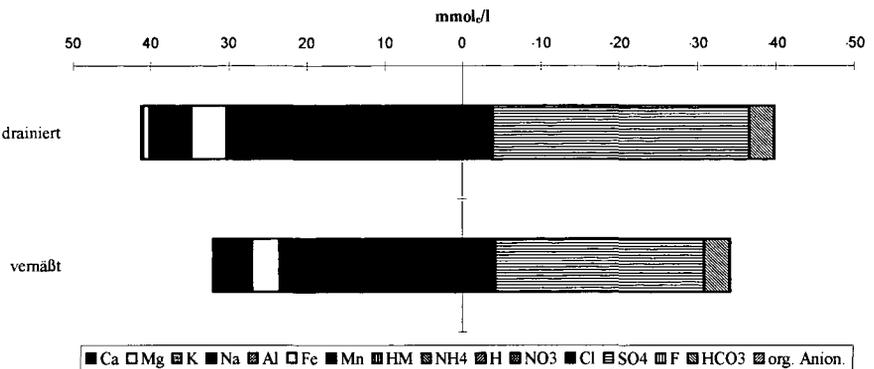


Abb. 3 Mittlere Zusammensetzung der Bodenlösung in 45 cm Bodentiefe der Versuchsfläche Biesenbrow vor (drainiert) und nach der Vernässungsmaßnahme (vernäßt) (Angaben in Ionenäquivalenten (mmol/l); HM = Zn+As+Pb+Cu+Cd+Hg)

Sechs Monate nach der Wiedervernässung zeigte sich die Zusammensetzung der Bodenlösung in 75 cm und 125 cm Tiefe qualitativ und quantitativ nahezu unverändert. Hingegen treten seit der Sanierungsmaßnahme in 20 cm und 45 cm Tiefe deutliche Veränderungen auf. Diese unterscheiden sich in beiden Meßtiefen zwar quantitativ, sind qualitativ bisher jedoch ähnlich, so daß in Abb. 3 lediglich die Veränderungen in 45 cm Tiefe dargestellt sind. Es zeigen sich nach der Vernässungsmaßnahme folgende Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung in 45 cm Tiefe:

- deutlich geringere Gesamtkonzentrationen
- deutlich geringere Konzentrationen an Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn, As, Nitrat und Sulphat
- ein Anstieg der Ammoniumkonzentrationen

Der Rückgang der Gesamtkonzentration ist nicht auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen, da weniger reaktive Elemente, wie z.B. Chlorid, keine Konzentrationsunterschiede aufweisen. Vielmehr korrelieren der Verlauf der Eisen- und der meisten anderen Metallkonzentrationen sowie der des Sulphats signifikant mit dem der E_h -Werte. Dies läßt auf Metallsulfidbildung schließen (insbesondere Eisensulfidbildung). Dies kann jedoch nur zu einem kleinen Teil den Rückgang der Sulphatkonzentrationen erklären, noch die des Ca. Dieser Umstand ist definitiv noch nicht geklärt. Beobachtungen und erste Untersuchungen legen den Verdacht nahe, daß es zur Bildung von Calciumsalzen kommt, vor allem Gips, zumal der Verlauf der Ca- und Sulphatkonzentrationen hochsignifikant korrelieren. Auch ist eine Ca-Phosphatbildung nicht ganz ausgeschlossen, da Phosphat nach der Wiedervernässung zunächst verstärkt in Lösung gehen sollte (FIEDLER 1997). Dieses konnte bisher nicht in der Bodenlösung nachgewiesen werden; bleibt die Möglichkeit der Pflanzenaufnahme oder aber die der Komplexbildung. Der absolut geringfügige Rückgang der Nitratkonzentrationen, auf ein Niveau nahe 0, dürfte auf Denitrifikationsprozesse zurückzuführen sein. Folge davon ist der ebenfalls geringfügige Anstieg der Ammoniumkonzentrationen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die bisherigen Untersuchungen zur Wiedervernässung degradiertier Niedermoore zeigten, daß die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung sehr hoch sind. Während sich Redoxpotential und Bodenlösung in 75 cm und 125 cm Bodentiefe sowie das pH in allen Meßtiefen sechs Monate nach der Wiedervernässung von der Sanierungsmaßnahme kaum beeinflusst zeigen, sind in 20 cm und 45 cm Tiefe deutliche Veränderungen festzustellen. Die Maßnahme führte zu einem drastischen Absinken des Redoxpotentials auf E_h -Werte < -150 mV und zu quantitativen und qualitativen Veränderungen in der Bodenlösung. So kann bisher ein deutlicher Konzentrationsrückgang des Ca, Mg, Al der Schwermetalle, des Sulphats und des Nitrats festgestellt werden, sowie ein geringer Anstieg der Ammoniumkonzentrationen. Auf die Ursachen für diese Veränderungen lassen die vorliegenden Ergebnisse bisher keine definitiven Schlüsse zu, jedoch gut fundierte Hypothesen. Hier besteht weiterer Untersuchungs- und Auswertungsbedarf.

Hält der dargestellte Trend an, ist damit zu rechnen, daß die Sanierungsmaßnahme zu geringeren Stoffausträgen mit dem Bodenwasser aus dem Niedermoorkörper führt und somit ein Schritt in Richtung Reaktivierung der Stoffsenkenfunktion des Niedermoors im Landschaftshaushalt getan wurde.

Literatur

- FIEDLER, S. (1997): In-situ - Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft im württembergischen Alpenvorland. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 42, S. 135, Diss. Uni. Hohenheim
- GENSIOR, A., LEHRKAMP, H. & J. ZEITZ (1997): Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät, 6, S. 88 - 92, HU - Berlin

Charakteristik diffuser Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Kontext von pedologischen, klimatologischen und nutzungsbezogenen Faktoren - dargestellt am Beispiel zweier Kleinstenzugsgebiete der Großen Röder

von

GRUNEWALD,K.; GEBEL,M.; HAUBOLD,F.; MANNSFELD,K.

1 Problemstellung

Wie Böden stellen Gewässer wichtige Lebensräume für Organismen dar und leisten viele ökologische sowie Nutzungsfunktionen. Kontaminierte Böden können die Erfüllung der Gewässerfunktionen stark einschränken. Die Belastungssituation von Fließgewässern, Grundwässern und Randmeerbereichen in Mitteleuropa, vor allem mit N-, P- und PSM-Verbindungen, verlangt Reduzierungsmaßnahmen. Dafür müssen Ursachen, Eintragungspfade und Mechanismen regionalspezifisch bekannt sein, so daß Mittel effizient und gezielt eingesetzt werden können. Aufgrund der begrenzten Substitutionsmöglichkeiten im Bewirtschaftungszyklus bzw. des Verharrungsvermögens der Stoffe im Boden sind kurzfristige Erfolge nicht zu erwarten. Punkthafte Belastungsquellen (Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen etc.) sind weitgehend bekannt und werden gezielt beseitigt. Somit steigt der relative Anteil der Einträge aus diffusen Quellen. Diese haben ihre Ursache vor allem in Austrägen und Abschwemmungen aus großräumigen Bodenbelastungen, für die benannten Stoffe insbesondere durch landwirtschaftliche Bodennutzungen bedingt (Grunewald, 1997). Eine Bewirtschaftung ohne Stoffemissionen ist nicht möglich, aber im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen für Flußgebiete kann die Optimierung anthropogener Maßnahmen für die jeweiligen naturräumlichen und Nutzungsbedingungen operationalisiert werden.

Als Teil eines solchen Bewirtschaftungsplanes bearbeitet das Institut für Geographie der TU Dresden das Projekt „Diffuse Stoffeinträge im Einzugsgebiet der Großen Röder“ (gefördert durch LfUG/SMU des Freistaates Sachsen). Ziel ist die Erfassung und Quantifizierung von diffusen Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer des Gebietes, insbesondere aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, als Grundlage zur Ableitung von Maßnahmen zur Belastungsreduzierung und für eine umweltgerechte Landbewirtschaftung.

2 Untersuchungsgebiet und methodischer Ansatz

Teile des Berg- und Hügellandes und des glazial bestimmten Tieflandes im rechtselbischen Teil Sachsens prägen das Untersuchungsgebiet „Große Röder“. Die Quelle der Großen Röder liegt bei 326 m NN nahe Röderbrunn. Nach ca. 105 km Flußlänge mündet sie in 88 m NN bei Wildenhain (Brandenburg) in die Schwarze Elster. Die Große Röder repräsentiert ein wasserwirtschaftlich stark beanspruchtes Fließgewässer (Trinkwassergewinnung, Abwassereinleitung, Landwirtschaft, Industrie, Tourismus, Fischwirtschaft). Infolgedessen ist die Gewässergüte in den meisten Flußabschnitten als kritisch belastet (Güteklasse II-III) einzustufen (Gewässergütebericht des Freistaates Sachsen 1994, 1995). Das Flußeinzugsgebiet der Großen Röder entwässert vor allem ackerbaulich genutzte Areale (54% der Gesamtfläche). Zusammen mit dem Grünland (11%) beträgt der Anteil der land-

* Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, 01062 Dresden

wirtschaftlichen Nutzfläche etwa zwei Drittel der Fläche des Gesamteinzugsgebietes der Großen Röder, welches 934 km² umfaßt.

Der Untersuchungsansatz zur Realisierung der Aufgabenstellung leitet sich aus den zu analysierenden Parametern (N, P, PSM) sowie dem Untersuchungsraum (Gebietsgröße und -ausstattung) ab. Aufgrund der Dimension des Einzugsgebietes der Großen Röder macht sich das Arbeiten in verschiedenen Maßstabebereichen notwendig (vgl. Grunewald, 1997).

Zur Erfassung und Kennzeichnung der Stofffrachten in Wechselbeziehung zum Klima, zum Bodenwasserhaushalt und der Bodennutzung ist eine großmaßstäbige Arbeitsweise erforderlich. Auf der Grundlage landschaftsökologischer Voruntersuchungen erfolgte die Auswahl von zwei ländlich geprägten Kleinsteinzugsgebieten in verschiedenen Flußabschnitten. Diese können als vom Landschaftsinventar typische Räume gelten für das untere Berg- und Hügelland der Westlausitz im oberen Einzugsgebiet (KEG Kleine Röder) bzw. das pleistozän bestimmte Tiefland im unteren Teil des Einzugsgebietes der Großen Röder (KEG Langer Grundgraben).

Hier steht die Bestimmung der Korrelationen zwischen den Fließgewässern, den Geokomponentenmerkmalen und der anthropogenen Beeinflussung in zeitlicher und räumlicher Auflösung im Vordergrund. Abflußregime und Abflußmenge werden mittels eingebauter Meßwehre erfaßt. Wasserinhaltsstoffe, insbesondere Stickstoff- und Phosphorlasten sowie ausgewählte Schadstoffe (vor allem Biozide), werden durch kontinuierlich zu entnehmende Proben überwacht und bilanziert. Damit können gebietspezifische Zusammenhänge aufgeklärt werden. Insbesondere dienen die Ergebnisse aus den Kleinsteinzugsgebieten aber zur Eichung und Validierung des N-Modells (Gebel et al., 1997).

3 Ausgewählte Ergebnisse in den Kleinsteinzugsgebieten

In Tab. 1 sind wesentliche Ausstattungsmerkmale der beiden untersuchten Kleinsteinzugsgebiete zusammengefaßt. Meliorative Maßnahmen modifizieren in beiden Räumen den Wasserhaushalt.

Tab. 1 Kurze Merkmalscharakteristik der untersuchten Kleinsteinzugsgebiete

	KEG Kleine Röder (A _z =1,9 km ²)	KEG Langer Grund (A _z =7,0 km ²)
Dominierende Substrate	Lehme und sandige Lehme	Schwach lehmige Sande
Hauptbodenformen	Löß-Braunstaugley und -Staugley; Löß-Parabraunerde; Berglehmsand-Braunerde; Deckauenschluff-Gley [heterogen]	Sandlöß-Parabraunerde; Decklehmsand-Braunerde; Sandlöß-Braunerde und -Braunstaugley [recht homogen]
Hydromorphie	52 % terrestrisch 43 % halbhypromorph 5 % hypromorph	70 % terrestrisch 25 % halbhypromorph 5 % hypromorph
Reliefenergie	hoch (bei 275–350 m NN)	gering (bei ca. 120 m NN)
Klima (langjähriges Mittel)	NS: 766 mm Temp. 8,5°C [N-A-Verh. nicht proportional]	NS: 565 mm Temp. 8,8°C [N-A-Verh. relativ proportional]
Flächennutzung (Anteil in %)	Wald - 14,1 Siedlung - 2,4 Landwirtschaft - 83,5 (davon 11,2 % Grünland)	Wald - 0,5 Siedlung - 0 Landwirtschaft - 99,5 (davon 0,3 % Grünland)

Bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen wurden jeweils entlang von Profilschnitten – dem Gravitationsgradienten folgend – an 3 bis 5 Standorten vorgenommen. Die Sequenzen im Tal der Kleinen Röder bzw. im Langer Grund sind aus stofflichen Gesichtspunkten dem Translokationstyp zuzuordnen, d.h., sie sind durch regelhafte Anordnungen von Ab- und Anreicherungszone innerhalb der Bodengesellschaften gekennzeichnet (Sommer & Stahr, 1995; Grunewald, 1997). Infolge

hangabwärts gerichteter lysischer und klastischer Stofftransporte sind die Auenböden u. a. durch hohe OBS-, Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte gekennzeichnet. Für die Gesamtstickstoffgehalte zeichnet sich bei den landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden eine enge Korrelation zu den OBS-Gehalten bzw. zur KAK ab. Insofern stellt z.B. der gespeicherte N-Pool in den Auenböden mittelfristig eine Belastungsquelle für die Gewässer dar, selbst wenn der N-Input in die Böden drastisch gesenkt wird. Für den Zeitraum 1.4.1996–31.3.1997 wurden an den Standorten monatlich die Parameter pH, Nitrat und Ammonium in den Ober- und Unterböden gemessen. Die Bodenreaktion liegt im Allgemeinen im schwach sauren Bereich, nur der Waldstandort im KEG Kleine Röder weist sehr stark saure pH-Werte auf.

Austauschbares und lösliches Ammonium (NH_4^+), welches bei der mikrobiellen Zersetzung organischer Stoffe laufend entsteht, liegt in den Böden unserer Breiten nur in geringen Mengen vor. Im Untersuchungsgebiet Kleine Röder wurden die höchsten Gehalte am Waldstandort, die niedrigsten in der Aue gemessen. Dies gilt für die Oberböden (Schwankungsbreite: 0,3–1,8 mg NH_4^+ /100g) und Unterböden (0,1–2,3 mg NH_4^+ /100g).

Die Nitratgehalte im Boden der Ackerstandorte weisen im Frühjahr nach den Düngeterminen (April bis Juli) die Höchstwerte auf, danach bleibt der Kurvenverlauf flach. Im Oberboden werden annähernd 100 mg NO_3^- /100g erreicht. Der Waldstandort zeigt diesen Frühjahrspeak nicht, auch wenn aufgrund der einsetzenden Nitrifikation auch hier im Frühjahr die leicht höheren Werte zu verzeichnen sind. Die Gehalte der Unterböden sind durch einen gleichsinnigen Verlauf charakterisiert. In der Aue halten die erhöhten Werte im Sommer länger an, was eine gravitative Drift vermuten läßt. Die Minima der Nitratgehalte treten im Spätsommer/Herbst auf. Die Verhältnisse stellen sich im KEG Langer Grund prinzipiell ähnlich dar.

Abschließend seien kurz ausgewählte Ergebnisse der Wasseranalysen an den Meßwehren zusammengefaßt:

- Die Sauerstoffversorgung kann im Allgemeinen als gut eingeschätzt werden. Eine recht erhebliche Schwankungsbreite (5–16 mg/l) ist auf unterschiedliche Produktionsniveaus bzw. differierende Redoxpotentiale und Abflußereignisse zurückzuführen, kann aber z.T. auch meßtechnisch bedingt sein.
- Die Ammoniumkonzentrationen der Kleinen Röder weisen außer in den Monaten Februar/März akzeptable Größenordnungen im Vergleich zu naturnahen Gewässern (< 0,1 mg/l nach Hütter, 1994) auf. Im Wasser des Langen Grundgrabens sind hingegen Maxima über 1 mg/l festzustellen.
- Die Nitritkonzentrationen beider Gewässer schwanken zwischen 0,01 und 0,1 mg/l, womit sie als erhöht einzuschätzen sind.
- Nitratstickstoff macht den entscheidenden Anteil an der Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer aus. Die Konzentrationen (NO_3^- -Bestimmung nach DIN 38409 mit BÜCHI-Aufschluß und Destillationseinheit) überschreiten in beiden Einzugsgebieten den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l. Der Richtwert für naturnahe Gewässerläufe (max. 8 mg/l) wird im Mittel um das 7-fache (Kleine Röder) bzw. um mehr als das 10-fache (Langer Grund) übertroffen. Im Jahresgang sind die Schwankungen der Konzentration an der Kleinen Röder relativ gering, wobei die Konzentrationsminima oft mit Abflußmaxima zusammenfallen. Die Nitratfrachten im Gewässer werden aber nicht von den Konzentrationen, sondern von den Abflußmengen bestimmt. Beide Kurven sind annähernd kongruent. Damit kann gezeigt werden, daß die Nitratwaschung im stärker reliefierten oberen Einzugsgebiet der Großen Röder wesentlich durch größere Regenereignisse, aufgrund dessen Nitrat aus dem Boden und z.T. auch aus dem Flußbett ausgeräumt wird, beeinflußt ist. Am Langen Grund korrelieren Abflußgang und Nitratfracht nicht so auffällig miteinander. Frachtpeaks treten hier jeweils im Frühjahr sowie im November 1996 auf.
- Phosphor ist oft der limitierende Faktor für das Algenwachstum in Gewässern. Von den Böden werden Phosphate gut adsorbiert, so daß sie in natürlichen Gewässern fast nur anthropogen bedingt vorkommen (Quellen vor allem: Abwasser, Dünger, Jauche, Waschmittel). Festzustellen sind in den untersuchten Gewässern große Amplituden im Jahresgang der Phosphatfrachten und -

konzentrationen [Gesamtposphat (PO_4^{3-}), bestimmt durch oxidativen Aufschluß einer unfiltrierten Probe mit Kaliumperoxodisulfat und photometrischer Analyse (nach DIN 38405)]. Hohe Austragsfrachten können durch Abflußspitzen aber auch durch Konzentrationsmaxima bedingt sein. Treten beide Ereignisse gleichzeitig auf, sind meist extreme Frachten zu verzeichnen.

4 Zusammenfassung

In Tab. 2 sind wesentliche Ergebnisse aus den beiden Kleinsteinzugsgebieten zusammengefaßt. Die Niederschläge verteilen sich recht unterschiedlich auf den Untersuchungszeitraum. So stehen sich ein prinzipiell feuchteres Meßjahr 1995/96 und ein trockeneres Jahr 1996/97 gegenüber, wobei die Gesamtsummen im Berg- und Hügelland der Lausitz die des Tieflandes um ca. 200 mm übersteigen. Dies spiegelt sich im Abfluß der Bezugsjahre wider. Die Abflußmittel sind an der Kleinen Röder aufgrund der Reliefsituation und Niederschlagssummen am höchsten, obwohl das Einzugsgebiet deutlich kleiner ist (vgl. Tab. 1).

Die elektrische Leitfähigkeit, als unspezifisches Maß für die Gesamtkonzentration an Ionen im Gewässer, zeigt für das Gebiet Langer Grund eine deutlich höhere anthropogene Belastung gegenüber der Kleinen Röder an. Dies zeigt sich auch in der Nitratkonzentration im Gewässer, die im Mittel bei 85–90 $\mu\text{g/l}$ liegt. Wegen des geringeren Oberflächenabflusses sind die Nitratfrachten jedoch nur unwesentlich niedriger als an der Kleinen Röder. Hinsichtlich des Phosphates stellt sich die Situation anders dar. Diesbezüglich weist das Kleinsteinzugsgebiet Kleine Röder aufgrund der Naturraumeigenschaften die deutlich höheren Konzentrationen und Frachten auf.

Tab. 2 Vergleich ausgewählter Ergebnisse in den Kleinsteinzugsgebieten

KEG	Kleine Röder		Langer Grund	
Meßzeitraum	1.4.95–31.3.96	1.4.96–31.3.97	1.4.95–31.3.96	1.4.96–31.3.97
Niederschlag [mm]	892	733	587	555
Abflußmittel [l/s]	13,0	9,6	9,0	4,7
elektr. Leitfähigkeit [μS]	440	441	721	715
NO_3^- [mg/l]	55,0	53,2	85,5	88,8
NO_3^- -Fracht [kg/h]	2,4	1,2	2,9	1,5
PO_4^{3-} [mg/l]	0,44	0,40	0,24	0,22
PO_4^{3-} -Fracht [g/h]	19,9	9,0	9,1	3,5

Literatur

- Gebel, M.; K. Mannsfeld; K. Grunewald (1997): Modellierung von Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässern – dargestellt am Flußeinzugsgebiet der Großen Röder (Sachsen), Wiss. Zschr. der TU Dresden (im Druck)
- Gewässergütebericht des Freistaates Sachsen 1994 (1995): Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Radebeul
- Grunewald, K. (1997): Großräumige Bodenkontaminationen – Wirkungsgefüge, Erkundungsmethoden und Lösungsansätze, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Sommer, M.; K. Stahr (1995): Stoffliche Typisierung von Catenen, Mitteilgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesell., 76, S. 1197-1200
- Hütter, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung, 6. Aufl., Frankfurt (M.), Aarau, Salzburg

Vergleichende Auswertung der Ergebnisse von Erst- und Zweitbeprobung der Intensivbodendauerbeobachtungsfläche „Forst“ an der BAB 5 bei Bruchsal

von

GRYSCHKO,R.; R.KOHL.; SCHÖTTLE,M.

Einleitung

Die Boden-Dauerbeobachtung erfolgt in Baden-Württemberg mit einem zweistufigen Meßsystem. Das Grundmeßnetz, welches 155 Flächen umfaßt, wurde bereits im Jahre 1986 auf Standorten mit geringen ubiquitär vorkommenden Schadstoffeinträgen eingerichtet. Daraus wurden landesspezifische Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Inhaltsstoffen abgeleitet. Zusätzlich zu den Grundmeßflächen wurden bisher 3 Intensivmeßflächen an Standorten mit einem erhöhten exogenen Veränderungsdruck eingerichtet und betrieben. Auf diesen Standorten werden die Stoffvorräte in längeren Zeitabständen durch Wiederholungsbeprobungen mit hoher Stichprobenanzahl sowie durch kontinuierliche Messung und Bilanzierung von Stoffein- und Stoffausträgen ermittelt. Die Intensivmeßflächen erlauben damit Messungen der Veränderung von Stoffvorräten in Böden und liefern Hinweise über die Ursache dieser Veränderungen. Die Intensivmeßflächen dienen damit insbesondere zur frühzeitigen Erkennung von Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen. (Kohl R., T. Nöltner & M. Schöttle, 1993).

Als erste Intensivmeßfläche wurde im Jahre 1992 die Meßfläche 'Forst' am Straßenrand der BAB 5 im Rheintal bei Forst/Bruchsal eingerichtet und im Jahre 1995 die erste Folgebeprobung durchgeführt und ausgewertet (Gryschko R., 1996). Am Standort 'Forst' wird der Einfluß von Verkehrsimmissionen auf straßennahe Böden untersucht.

Material und Methodik

Standortsbeschreibung:

Die Wiederholungsbeprobungsfläche 'Forst' liegt in 13 bis 19 m Entfernung zum Straßenrand am Waldrand in einem 60- bis 70-jährigem Kiefern-/Buchenbestand mit 60-%igem Kiefern und 40-%igem Buchenanteil (Abb. 1). Als Bodenform ist eine stark saure schwach podsolierte Braunerde aus Flugsand über Niederterassensanden vorzufinden. Die Humusform reicht vom mullartigen Moder bis zum feinumusreichen Moder, wobei feinumusarmer Moder dominiert. Die Straße wurde in den Jahren 1936/37 erbaut und im Jahr 1965 um die dritte Fahrbahn erweitert. Der Straßenbelag ist Zementbeton. Das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen liegt zur Zeit bei etwa 100.000 Kraftfahrzeugen.

* Profil Gesellschaft für Boden-, Umweltstudien und Datenanalysen, 70771 Leinfelden-Echterdingen, Ernst Lehmann Straße 1

** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 76185 Karlsruhe, Griesbachstraße 1

Versuchsanlage und statistische Auswertung:

Die 360 m² große Beprobungsfläche wurde zur Probennahme entsprechend der Abb. 1 in achtzehn 20 m² große rechteckige Teilflächen unterteilt. Aus jeder Teilfläche wurden im September 1992 und im November 1995 horizontweise Mischproben aus dem Of- und Oh-Horizont der Humusauflage, dem Ah-Horizont (0 - 10 cm Tiefe) und dem Bv-Horizont bis 30 cm Tiefe mit Hilfe eines Stechrahmens und Klapphohlbohrers entnommen. Im Gegensatz zu den Proben aus der Humusauflage und dem Ah-Horizont wurde das Probenmaterial des Bv-Horizontes aus jeweils 6 Teilflächen zu einer Mischprobe vermengt, so daß dort nur 3 Proben pro Untersuchungstermin analysiert wurden.

Untersucht wurden die Elemente Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg und As im Königswasser- (DIN 38414 Teil 7) und NH₄NO₃-Extrakt (DINV 19730), aromatische Kohlenwasserstoffe (BTXE), PAK₁₆ (16 Kongenere nach US-EPA) PCB₆ (6 Kongenere nach Ballschmitter), Phthalate und PCDD/PCDF.

Die Stoffgehalte und -vorräte der beiden Probennahmeterminen wurde mit Hilfe des Zweistichproben-t-Testes auf Gleichheit der Mittelwerte geprüft ($H_0: \mu_1 = \mu_2$). Für die Differenz der Mittelwerte zwischen den beiden Probennahmeterminen wurden 95 %-ige Vertrauensbereiche errechnet.

A5 Richtung Frankfurt

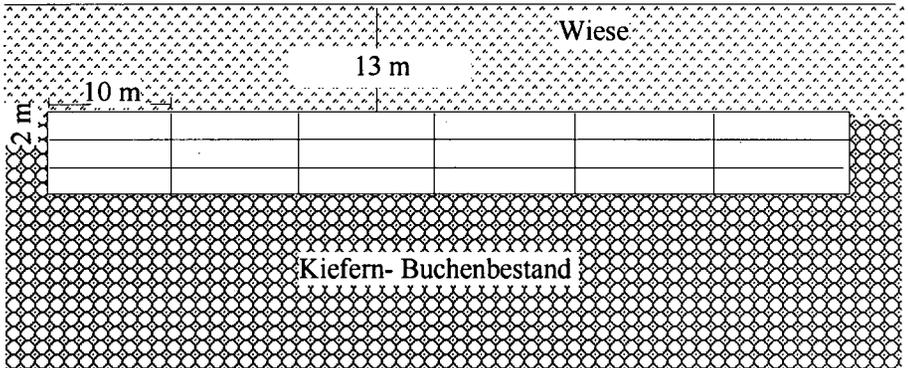


Abb. 1: schematische Darstellung der Wiederholungsbeprobungsfläche 'Forst' an der A5.

Ergebnisse

In Tab. 1 ist die Auswertung der Schadstoffgehalte in der Humusauflage und dem Ah-Horizont und der darin vorliegenden Vorräte dargestellt. Bei PCB₆, PAK₁₆ PCDD/PCDF und Pb sind die Hintergrundwerte in der Humusauflage (Of/Oh-Horizont) und im Ah-Horizont überschritten. Bei Zn und Cu sind die Hintergrundgehalte in der Humusauflage überschritten worden.

Tab. 1: Statistische Auswertung von Schadstoffgehalten und Schadstoffvorräten der Bodendauerbeobachtungsfläche 'Forst' [Abkürzungen: Of/Oh bzw. Ah = Schadstoffgehalte in der organischen Auflage bzw. im Ah-Horizont (0 - 10 cm); Vorrat = in organischer Auflage und Ah-Horizont gebundener Schadstoffvorrat, 95 %-VB = 95 - % iger Vertrauensbereich].

		n		Einheit	\bar{x}_1	\bar{x}_2	$\bar{x}_2 - \bar{x}_1 \pm$	95 %- VB	P	s_1	s_2
		92	95		1992	1995				1992	1995
Trockenm. vorrat	Of/Oh	17	18	kg/m ²	3,8	6,2	2,4 ±	1,5	***	1,2	2,7
	Ah	5	-	kg/m ²	103,4	-			-	8,9	
pH (CaCl ₂)	Of/Oh	-	18		n. b.	3,05		-		-	0,09
	Ah	18	18		3,27	2,97	-0,30 ±	0,10	***	0,14	0,09
As (Kw.)	Of/Oh	16	18	mg/kg	1,6	2,6	1,0 ±	0,4	***	0,4	0,7
	Ah	18	18	mg/kg	2,9	3,4	0,5 ±	0,4	*	0,2	0,7
	Vorrat	15	18	g/(ha dm)	307,0	369,0	62,0 ±	41,6	***	24,8	75,8
Cd (Kw.)	Of/Oh	18	18	mg/kg	0,79	0,67	-0,12 ±	0,09	*	0,14	0,13
	Ah	18	18	mg/kg	0,10	0,08	-0,02 ±	0,04	n.s.	0,08	0,02
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	12,6	12,9	0,3 ±	4,1	n.s.	8,0	3,1
Co (Kw.)	Of/Oh	18	18	mg/kg	1,4	3,4	2,08 ±	0,46	***	0,4	0,9
	Ah	18	18	mg/kg	1,1	2,3	1,22 ±	0,20	***	0,2	0,3
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	116,0	259,0	143,0 ±	21,8	***	26,1	36,3
Cr (Kw.)	Of/Oh	18	18	mg/kg	9,2	16,0	6,7 ±	1,8	***	2,5	2,9
	Ah	18	18	mg/kg	8,4	11,8	3,4 ±	1,0	***	2,0	0,8
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	882,0	1309,0	427,0 ±	107,6	***	202,4	94,3
Cu (Kw.)	Of/Oh	18	17*	mg/kg	47,0	53,8	6,8 ±	7,9	n.s.	11,8	11,1
	Ah	18	18	mg/kg	3,6	6,3	2,7 ±	0,8	***	1,1	1,4
	Vorrat	17	17	g/(ha dm)	550,0	954,0	404,0 ±	121,3	***	159,0	187,0
Ni (Kw.)	Of/Oh	18	17*	mg/kg	9,4	13,4	4,0 ±	2,0	***	3,5	2,3
	Ah	18	17*	mg/kg	4,5	6,7	2,2 ±	0,8	***	1,4	0,7
	Vorrat	17	17*	g/(ha dm)	490,0	771,0	281 ±	84,6	***	150,6	81,7
Pb (Kw.)	Of/Oh	18	18	mg/kg	509,0	471,5	-37,5 ±	84,1	n.s.	138,0	108,6
	Ah	18	18	mg/kg	59,6	51,5	-8,1 ±	10,0	n.s.	12,6	16,6
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	8196,0	8151,0	-45,0 ±	1383,8	n.s.	1708	2259
Zn (Kw.)	Of/Oh	18	18	mg/kg	105,8	101,5	-4,3 ±	13,3	n.s.	20,2	19,0
	Ah	18	18	mg/kg	15,7	19,3	3,6 ±	1,8	***	2,9	2,5
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	1992,6	2579,8	587,2 ±	252,9	***	333,6	396,8
PAK ₁₆	Of/Oh	18	18	mg/kg	3,23	8,23	5,00 ±	2,02	***	1,94	3,75
	Ah	18	17*	mg/kg	1,41	1,69	0,28 ±	843,0	n.s.	1,50	0,83
	Vorrat	17	17*	g/(ha dm)	1613,0	2213,0	600,0 ±	946,2	n.s.	1677	925
PCB ₆	Of/Oh	18	18	µg/kg	134,0	180,0	46,0 ±	61,7	n.s.	89,0	93,0
	Ah	18	18	µg/kg	29,6	18,0	116,0 ±	13,5	n.s.	25,7	11,8
	Vorrat	17	18	g/(ha dm)	35,5	29,5	-6,0 ±	14,4	n.s.	26,9	12,9
PCDD/ PCDF	Of/Oh	4	3	µg TE/kg	22,8	34,3	11,5 ±	8,7	n.s.	3,2	5,8
	Ah	2	3	µg TE/kg	2,2	2,4	0,2 ±	1,6	n.s.	0,4	0,6

Erläuterungen: * = ausreißerverdächtige Werte wurden eliminiert ($x > \mu \pm 4 \sigma$)

Signifikanzniveaus: * = $0,05 \geq P > 0,01$; ** = $0,01 \geq P > 0,001$; *** = $P \leq 0,001$; n.s. = nicht signifikant

Im Vergleich zur Probennahme im Jahr 1992 ist im Jahr 1995 bei den meisten Schadstoffen eine statistisch signifikante Zunahme der mittleren Schadstoffgehalte in der Humusauflage und im Ah-Horizont festzustellen. Lediglich bei Cd, Pb und PCB₆ sind keine Zunahmen der Schadstoffgehalte festzustellen. Bei Cd und Pb nehmen die mittleren Gehalte in Auflage und Oberboden ab, während bei den PCB₆-Gehalten einer Zunahme in der Humusauflage eine Abnahme im Oberboden gegenüber steht. Mit Ausnahme der Cd-Gehaltsabnahme in der Humusauflage sind bei diesen Schadstoffen aber keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen beiden Probennahmeterminen nachweisbar.

Noch deutlicher fällt die Zunahme der in der Humusauflage und dem Ah-Horizont gebundenen Schadstoffvorräte aus. Dies ist auch auf eine deutliche Zunahme des Trockensubstanzvorrates in der organischen Auflage zurückzuführen. Die mittleren Zunahmen der Schadstoffvorräte liegen bei den meisten anorganischen Schadstoffen und den PAK's zwischen 20 und 60 % der Vorräte des Jahres 1992. Sehr hohe prozentuale Zunahmen sind dabei eher bei geringen Ausgangsvorräten vorzufinden. Bei den PAK₁₆ ist die deutliche Zunahme der Schadstoffvorräte allerdings statistisch nicht abgesichert. Nahezu unverändert sind die Schadstoffvorräte bei Cd und Pb. Die PCB₆-Vorräte haben dagegen im Mittel etwas abgenommen, ohne daß dies statistisch abgesichert werden konnte.

Diskussion

Schadstoffeinträge sind in Straßenrandböden vor allem aus den Abgasen (Schwermetalle, PAK, PCDD/PCDF), Verdunstungsverlusten (Kohlenwasserstoffe), Reifen- und Kupplungsabrieb (v. a. Schwermetalle), Korrosion an den Fahrzeugkarosserie (Schwermetalle), Fahrabrieb und Tropfverlusten z. B. von Öl, Schmierstoffen, Kühlerflüssigkeit (Kohlenwasserstoffe, PCB, Schwermetalle) zurückzuführen. Diese Einträge führen auf der Beprobungsfläche bereits nach einem relativ kurzen Zeitraum von 3 Jahren bei den meisten Schadstoffen zu einem deutlichen und nachweisbaren Anstieg der Schadstoffgehalte und -vorräte. Kein Anstieg der Schadstoffvorräte wurde bei Pb, Cd und PCB₆ festgestellt. Bei Pb (Benzinbleigesetz, 1987) und den PCB's, bei denen durch die PCB-Verbotsverordnung des Jahres 1989 die Herstellung, Inverkehrbringung und Verwendung von PCB verboten wurde und für die Inverkehrbringung von PCB-haltigen Zubereitungen wie z. B. Altölen ein Grenzwert von 50 mg/kg festgelegt wurde, sind die unveränderten Vorräte möglicherweise bereits auf Wirkungen von gesetzlichen Umweltschutzmaßnahmen zurückzuführen. Beim Pb und auch beim Cd ist dabei aber zu berücksichtigen, daß wegen der sehr niedrigen pH-Werte des Bodens sehr günstige Verlagerungsbedingungen vorliegen. Beim Cd als dem mobilsten Schwermetall bewirken diese günstigen Verlagerungsbedingungen vermutlich trotz wahrscheinlich annähernd unverändert hoher Schadstoffeinträge keine weitere Schadstoffanreicherung.

Literatur

- Gryschko R., 1996: Bodendauerbeobachtungsfläche Forst bei Bruchsal - Vergleichende Auswertung der Ergebnisse von Erst- und Zweitbeprobung. Unveröffentlichter Bericht des Ingenieurbüros Profil im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, 45 S.
- Kohl R., T. Nöltner & M. Schöttle, 1993: Erfassung und Überwachung des Zustands der Böden in Baden-Württemberg durch Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 977-980.

Nutzungskonzept schwermetall-belasteter Landwirtschaftsflächen

von

LAVES,D.; SUNTHEIM,L.

1. Problemstellung

Im Norden des sächsischen Erzgebirges, in einem Gebiet bei Freiberg, enthalten Böden, Pflanzen und Tiere erhöhte Schwermetallgehalte.

Ursache ist eine geochemische Anomalie. Seit Jahrhunderten dort betriebener Blei-, Zink- und Silbererzbergbau und die Verhüttung der Erze am Fundort haben die natürlichen Verhältnisse immer stärker überprägt und die Belastungssituation verschärft. Ein Konzept zur Nutzung belasteter Landwirtschaftsflächen soll die Schwermetallkontamination landwirtschaftlicher Erzeugnisse vermeiden helfen.

2. Material und Methoden

Auf Veranlassung des Landratsamtes Freiberg bildete sich 1991 zeitweilig die behördenübergreifende, interdisziplinäre Arbeitsgruppe "Kontrollierte landwirtschaftliche Nutzung im Freiberger Raum". Ihr gehörte auch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft an. Zum Nachweis der Cd-, Pb- und As-Belastung der landwirtschaftlich genutzten Böden und der Cd- und Pb-Kontamination landwirtschaftlicher Erzeugnisse bündelte die Arbeitsgruppe die aus verschiedenen Forschungseinrichtungen (Bergakademie Freiberg, Hygieneinstitut Chemnitz, Institut für Pflanzenernährung und Ökotoxikologie Jena, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) vorliegenden Untersuchungsergebnisse dieses Gebietes und wertete sie nach einheitlichen Kriterien aus. Die Bewertung der Schadstoffgehalte erfolgte anhand der - Nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden (EIKMANN; KLOKE, 1993).

- Richtwerte zur Begrenzung bzw. Minimierung unerwünschter Schadstoffgehalte in Lebensmitteln der Zentralen Erfassungs- und Bewertungs-Stelle für Umweltchemikalien (ZEBS-Werte) (BGVV, 1997). Bei Überschreitung des zweifachen ZEBS-Wertes sind landwirtschaftliche Erzeugnisse zur menschlichen Ernährung als kontaminiert einzustufen.
- Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln (FMVO, 1992).

Von 21 400 ha LF des Landkreises Freiberg liegen aus dem Oberboden 823 Einzelergebnisse zu Cd, 887 zu Pb und 383 zu As vor (extrahiert mit Königswasser bzw. 2,5 N siedender Salpetersäure). Auf dieser Grundlage kartierte das Institut für Mineralogie, Geochemie und Lagerstättenlehre der Bergakademie Freiberg 4 Klassen aus mit steigender Schwermetallbelastung der Böden (BK I bis BK IV) (Tab. 1) (VOLAND 1992).

Überwiegend aus BK III und BK IV stammen 336 auf Cd und Pb untersuchte Pflanzenproben. Darüber hinaus wurden die Cd- und Pb-Gehalte von 327 Lebern landwirtschaftlicher Nutztiere sowie von 153 Kleintierhalter-Erzeugnissen aus dem Freiberger Gebiet ausgewertet.

Im Auftrag des Landratsamtes Freiberg führte die Sächsische Landsiedlung GmbH eine Agrarstrukturelle Vorplanung durch (HUHN u. a., 1994). Die Studie enthält Lösungsvorschläge zur Umnutzung der kontaminierten Landwirtschaftsflächen.

3. Ergebnisse

3.1 Boden

Auf der Grundlage der Cd-, Pb- und As-Gehalte in den Oberböden des Freiburger Raums sind für die landwirtschaftliche Nutzung dieses Gebiets folgende Belastungsklassen festgelegt worden (Tab. 1).

Tab. 1: Cd-, Pb-, As-Belastungsklassen der Böden für die landwirtschaftliche Nutzung

BK	Landwirtschaftliche Nutzung	Cd	Pb	As
		[mg/kg Boden]		
I	normal	< 1	< 200	< 20
II	tolerierbar	1 - < 3	200 - < 300	20 - < 40
III	Anbaubeschränkungen	3 - < 6	300 - < 1000	40 - < 100
IV	keine Nahrungs- und Futtermittelproduktion	≥ 6	≥ 1000	≥ 100

Aus der Zuordnung der Cd-, Pb- und As-Gehalte zu den Belastungsklassen resultiert folgende Probenverteilung (Tab. 2).

Tab. 2: Probenverteilungsmuster der Böden nach Cd-, Pb-, As-Belastungsklassen

BK	Cd		Pb		As	
	[Probenanzahl]					
	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]
I	358	43	556	63	92	24
II	394	48	138	15	57	15
III	39	5	165	19	120	31
IV	32	4	28	3	114	30
Summe						
BK I...IV	823	100	887	100	383	100

Danach entfallen auf die hohen Belastungsklassen III und IV bei Cd 9 % (71) der untersuchten Bodenproben, bei Pb 22 % (193) und bei As 61 % (234).

3.2 Pflanze

Bei 50 Proben (15 %) lagen die Cd-Gehalte und bei 8 Proben (2,8 %) die Pb-Gehalte über dem zweifachen ZEBS-Wert bzw. über dem Futtermittel-Höchstmengenwert. Über die Hälfte (58 %) aller Cd-kontaminierten Pflanzenproben entfallen auf das Brotgetreide (n = 29). Die kontaminierten Proben verteilen sich auf die verschiedenen Frucht- und Nutzungsarten wie folgt (Tab. 3).

Tab. 3: Probenverteilungsmuster der Pflanzen nach Cd-, Pb- Richt-/Grenzwerten

Frucht-/ Nutzungsarten	Probenzahl	Richt-/Grenzwert-Überschreitungen			
		Cd		Pb	
		[n]	[%]	[n]	[%]
Kartoffeln	51	0	0	0	0
Gemüse	39	1	3	3	8
Obst	8	0	0	1	12
Brotgetreide	46	29	63	2	4
Futtergetreide	98	9	9	1	1
Grünland, Ackerfutter	94	11	12	1	1
Summe	336	50	14,9 ¹⁾	8	2,4 ¹⁾

¹⁾ gewogenes Mittel

3.3 Tier

Von 480 Proben (Lebern, Nieren bei Kälbern, Jungrindern, Kühen, Schafen, Geflügel, Kaninchen; Muskelfleisch bei Geflügel, Kaninchen; Eiern, Honig) waren 101 (21 %) Proben mit Cd und 38 (8 %) mit Pb kontaminiert. Am häufigsten trat die Kontamination auf bei Lebern von Geflügel (%) (Cd: 89, Pb: 18), Kaninchen (Cd: 80, Pb: 13), Schafen (Cd: 12, Pb: 8) und Kühen (Cd: 9, Pb: 2) sowie bei Nieren von Geflügel (Cd: 100, Pb: 57) und Kaninchen (Cd: 100, Pb: 53). Geflügel- und Kaninchenfleisch, Eier und Honig waren nicht mit Cd und Pb kontaminiert.

3.4 Agrarstrukturelle Vorplanung

Die Gefahr des Schwermetalltransfers in die Nahrungskette zwingt zur Ausgliederung der am stärksten belasteten Landwirtschaftsflächen (BK IV) aus der Nahrungs- und Futtermittelerzeugung. Für ein Erzeugerverbot fehlen die Gesetzmöglichkeiten. Deshalb beruht das zur alternativen Landbewirtschaftung von annähernd 700 ha LF der BK IV entwickelte Konzept auf der freiwilligen Mitwirkung der Eigentümer und Bewirtschafter unter Berücksichtigung diesbezüglicher Förderinstrumentarien des Landes Sachsen. Dazu gehören:

1. Erstaufforstung, jährlich gefördert mit 1400 DM/ha bei AL und 600 DM/ha bei GL bei einer Laufzeit von 20 Jahren.
2. Umwandlung von Acker- in extensives Grünland bei jährlicher Förderprämie von 720 DM/ha über 10 Jahre unter Nutzungsauflagen.
3. Nutzung für Naturschutzzwecke. Bei 20jähriger AL-Stillegung beträgt die jährliche Zuwendung 1200 DM/ha und bei Einrichtung von Feuchtbiotopen 70 % der Kosten, maximal 70 TDM je Antragsteller.
4. Nutzung als Streuobstwiesen, mit Zuwendungsbeiträgen von 2200 DM/ha bei Anlage und jährlich 525 DM/ha für die Pflege.

Zur Verwirklichung der Flächenumnutzung wurden für 13 Gebiete mit Bodenkontamination Vorschläge zur Bodenordnung einschließlich des Finanzierungsbedarfs erarbeitet. Die Empfehlungen zur Bodenordnung sind territorialspezifisch. Zu den allgemeingültigen Zielvorstellungen gehören

1. Der Flächenankauf von verkaufs- und/oder tauschbereiten Eigentümern. Ausgehend von der Bewertung des AL mit 3,00 DM und des GL mit 2,70 DM je Bodenpunkt und an sonstiger Flächen mit 1,00 DM/m² ergibt sich ein Finanzierungsbedarf von 7,3 Mio DM.
2. Ersatz kontaminierter Flächen durch unbelastete Flächen in Landwirtschaftsbetrieben mit hohem Anteil kontaminierter Flächen. Nach Ausschluß von Rückübertragungsansprüchen können Treuhandflächen an die Betroffenen verpachtet oder verkauft werden. Wegen

- langfristiger Pachtverträge stehen Privatflächen i. d. R. als Ersatz nicht zur Verfügung.
3. Veränderungen der Eigentümer- und Bewirtschaftungsstruktur zur Durchsetzung des Nutzungskonzeptes. Für Naturschutzzwecke sind als künftige Eigentümer das Landratsamt und als Bewirtschafter die untere Naturschutzbehörde vorzusehen. Die Bewirtschaftung von Aufforstungsflächen ist auf Forst- und Landwirtschaftsbetriebe zu übertragen. Bei allen anderen Nutzungsarten wird sich an der jetzigen Eigentümer- und Bewirtschaftungsstruktur i. d. R. nichts ändern.

Von den im Vorfeld von Bodenordnungsempfehlungen befragten Eigentümern und Bewirtschaftern signalisierten 92 % (166/181) Auskunftsbereitschaft. 119 Eigentümer sind zur Nutzungsänderung von 292 ha kontaminierter LF bereit, wenn sich die Umnutzung auf das Pachtverhältnis nicht nachteilig auswirkt, 32 Eigentümer wollen diese für 67 ha nicht. Unbekannt sind momentan die Absichten zukünftiger Eigentümer von 269 ha Treuhandflächen.

4. Zusammenfassung

Wegen einer geochemischen Anomalie haben Böden, Pflanzen und Tiere in einem Gebiet bei Freiberg in Sachsen erhöhte Schwermetallgehalte. Aus Gründen des Gesundheits- und Verbraucherschutzes sollen die am stärksten kontaminierten Landwirtschaftsflächen ausgegliedert und anderweitig genutzt werden. Die im Auftrag des Landratsamtes Freiberg erfolgte Agrarstrukturelle Vorplanung der Sächsischen Landsiedlung GmbH enthält Empfehlungen zur Durchführung von 13 territorialspezifischen Bodenordnungsverfahren. Das Sächsische Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten beauftragte das zuständige Staatliche Amt für Ländliche Neuordnung mit der Umsetzung dieser Bodenordnungsverfahren Vorort. Für den Gesundheits- und Verbraucherschutz im Rahmen der umweltgerechten Landbewirtschaftung ist das ein einzigartiges Beispiel in Deutschland.

5. Literatur

- BGVV (Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin) [Hrsg.] (1997): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 40, S. 182-184
- EIKMANN, T.; KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden - Eikmann-Kloke-Werte - In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz. Erich Schmidt Verl. 14. Lfg. X/93, S. 1-26
- FMVO (1992): Futtermittelverordnung, Anlagen 1 bis 7, Anlageband zum Bundesgesetzblatt Teil I v. 21. Nov. 1992
- HUHN, W.; NEUMANN, P. u. a. (1994): Agrarstrukturelle Vorplanung "Östlicher Teil des Landkreises Freiberg" Teil I, 311 S., 6 Anlagen; Teil II 49 S., 10 Anlagen
- VOLAND, B. (1992): Schwermetallbelastungskarten des Kreises Freiberg. Unveröff. Manuskript, 13 S., 10 Karten

PAK in Kleingartenböden - Eingrenzung möglicher Belastungsursachen mit Hilfe von PAK-Profilen

von

LENZ, H.; PAMPERIN, L.; PLUQUET, E.

Im Auftrag des Senators für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz der Freien Hansestadt Bremen wurden Böden der Kleingärten auf organische Schadstoffe (PAK, PCB, Organochlorpestizide) untersucht. Aus dem Grabeland der Kleingartenparzellen wurden 156 Oberbodenproben (0-20 cm) als Mischprobe aus 10 Einstichen je Parzelle entnommen und auf die 16 PAK-Verbindungen der US-EPA-Liste untersucht. Die Größe der einzelnen Beprobungsflächen lag bei etwa 20-40 m².

Tab. 1 zeigt statistische Kennwerte der festgestellten PAK-Gehalte der Böden. Im Median ergeben sich PAK-Gehalte wie sie in dieser Größenordnung auch in anderen Großstädten oder Ballungsräumen in Böden von Kleingärten gefunden wurden (GRAS et al. 1996, FLIEGNER u. REINIRKENS 1993).

In den untersuchten Bremer Kleingärten wurden jedoch in Einzelfällen sehr viel höhere PAK-Gehalte festgestellt als z.B. in Hamburger Kleingärten, wo die maximale Belastung bei 37,2 mg/kg für die Summe PAK (EPA) lag (GRAS et al. 1996). In Bremen wurde dagegen in acht Parzellen ein PAK-Gehalt >50 mg/kg, bei einem Maximum von 204 mg/kg ermittelt.

Bei der Nachbeprobung einer mit 140 mg/kg Summe PAK (EPA) sehr hoch belasteten Parzelle A wurde ein deutlich niedrigerer PAK-Gehalt von 36,8 mg/kg festgestellt. Da die PAK-Einzelsubstanzen je nach Herkunft einer PAK-Belastung in unterschiedlichem Maß zur PAK-Summe beitragen, wurden die „PAK-Profile“ der beiden Proben erstellt. Dabei werden die Einzelsubstanzen ins Verhältnis zur Summe der PAK (EPA) gesetzt, so daß sich relative Anteile der Einzelsubstanzen ergeben.

Man erkennt bei Betrachtung der beiden PAK-Profile der Bodenprobe aus Parzelle A (Tab. 2) zwei unterschiedliche Muster. Auffallend ist der deutlich höhere Phenanthren-Anteil und ein etwas höherer Fluoranthren-Anteil in der Erstbeprobung gegenüber der Nachbeprobung, während die Anteile an Benzo(a)anthracen bis Benzo(a)pyren unterhalb der Anteile der Nachbeprobung liegen. Somit ergibt sich für die Erstbeprobung ein zweigipfeliges Muster. Dagegen weist die Nachbeprobung höhere Anteile an Benzo(a)anthracen bis Benzo(a)pyren auf. Diese völlig verschiedenen PAK-Muster deuten auf unterschiedliche Ursachen der PAK-Belastung in den beiden Proben hin.

Anhand der Medianwerte der PAK-Einzelsubstanzen, ermittelt aus 122 PAK-Profilen mit Summe PAK (EPA) >2 mg/kg wurde ein für Bremer Kleingärten „Typisches PAK-Profil“ erstellt. Proben mit PAK-Gehalten <2 mg/kg Summe PAK (EPA) wurden nicht berücksichtigt, weil in solchen Proben häufig mehrere Einzelsubstanzen nahe oder unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen und sich somit bei Bezug auf die Summe der PAK ein verzerrtes Bild ergeben kann.

Vergleicht man in Tab. 2 das „Typische PAK-Profil“ mit den Mustern der Bodenproben aus Parzelle A, so ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen der Nachbeprobung und dem „Typischen Profil“, während die Erstbeprobung völlig davon abweicht. Daraufhin wurde gezielt nach technogenen Beimengungen auf den sehr hoch mit PAK belasteten Parzellen gesucht. Die gefundenen Beimengungen wurden

organoleptisch beschrieben und analysiert. Die dabei festgestellten PAK-Gehalte sind in Tab. 3 dargestellt. Aufgrund der hierbei ermittelten PAK-Gehalte konnten die sehr hohen Bodenbelastungen im wesentlichen nur durch Verbrennungsrückstände von Kohleheizungen und / oder Teer bzw. Teerprodukten wie z.B. Dachpappe hervorgerufen sein. Auffallend bei den Verbrennungsrückständen der Kohleheizung ist der gleichmäßig hohe Anteil von Pyren bis Benzo(a)pyren (Tab. 4). In der Literatur werden hohe Anteile an Benz(a)anthracen bis Benzo(a)pyren als typisch für PAK-Belastungen durch Hausbrandemissionen genannt (z.B. KERSTEN u. REICH (1992)).

Dagegen fällt in Tab. 4 bei den untersuchten Dachpappen und dem Teer der sehr hohe Phenanthren- und ein hoher Fluoranthren-Anteil auf, während die Benz(a)anthracen- bis Benzo(a)pyren-Anteile niedrig sind.

Beim Vergleich der Bodenproben aus Parzelle A ergibt sich eine recht gute Übereinstimmung des PAK-Musters der Erstbeprobung mit dem Muster der Dachpappen. Dagegen zeigt das PAK-Profil der Nachbeprobung von Parzelle A und das „Typische PAK-Profil“ eine große Ähnlichkeit zum Muster der Verbrennungsrückstände der Kohleheizung. Somit ist davon auszugehen, daß die PAK-Belastung der ersten Bodenprobe im wesentlichen durch Teerprodukte verursacht ist, während die PAK-Gehalte der Nachbeprobung hauptsächlich aus Verbrennungsrückständen der Kohleheizung stammen.

Die beste Übereinstimmung zwischen dem PAK-Muster einer Bodenprobe und dem PAK-Muster von technogenen Beimengungen ergibt sich, wenn beide Proben von der gleichen Parzelle stammen und somit davon auszugehen ist, daß die PAK-Belastung der Bodenprobe auch tatsächlich von diesen Beimengungen stammt. Die PAK der Bodenprobe und der Probe der Beimengungen sind in einem solchen Fall nicht unterschiedlich alt und die PAK-Einzelsubstanzen beider Proben haben kein unterschiedliches Abbauverhalten und / oder Verlagerungsprozesse durchlaufen. Somit ergibt sich die beste Übereinstimmung der PAK-Profile zwischen der Bodenprobe der Parzelle B und den Verbrennungsrückständen der Kohlefeuerung, die ebenfalls von der Parzelle B stammen (Abb. 1).

Auch das „Typische PAK-Profil“ der Bremer Kleingärten ist wesentlich geprägt vom Muster der Verbrennungsrückstände aus Kohleheizungen (Abb. 1). Dies ist insofern nicht verwunderlich, als nach dem 2. Weltkrieg viele ausgebombte Bremer auf ihren Kleingartenparzellen lebten und ihre Verbrennungsrückstände auf diesen Parzellen ausbrachten. Außerdem sind in den für Bremen typischen, grundwassernahen Kleingärten der Marsch viele Böden mit Bau- und Trümmerschutt aufgefüllt. Gerade dieser Trümmerschutt kann nach SMETTAN und MEKIFFER (1996) zu einer erheblichen PAK-Belastung beitragen.

Schlußfolgerungen

In den untersuchten Kleingartenböden sind die hohen PAK-Gehalte durch partikulär gebundene Belastungen verursacht. Dadurch wird selbst bei kleiner Beprobungsfläche sowohl eine repräsentative Probennahme als auch eine gute Homogenisierung der Probe deutlich erschwert. Das „Typische PAK-Profil“ dieser Bremer Böden ist wesentlich geprägt vom Muster der Verbrennungsrückstände aus Kohleheizungen mit einem Phenanthren-Anteil von 7-8 % und relativ hohen Anteilen von Benz(a)anthracen bis Benzo(a)pyren (4,2-9,6 %). Abweichend von diesem Muster finden sich außerdem PAK-Profile von technogenen Beimengungen auf Teerbasis (z.B. Teer, Dachpappe).

PAK-Profile können dann zur Eingrenzung von Belastungsursachen dienen, wenn eine hohe PAK-Belastung vorliegt und diese Belastung im wesentlichen aus einer einzigen Kontaminationsquelle stammt. Diese Vorgehensweise wird dadurch erschwert, daß sich in Kleingartenböden häufig mehrere Belastungsursachen überlagern. PAK-Einträge erfolgen über den Luftpfad (Emissionen aus Kfz-Verkehr, Heizungen und anderen Verbrennungsvorgängen) und als direkte Einträge in flüssiger Form (z.B. Holzschutzmittel) und fester Form (partikuläre Belastungen). In Abhängigkeit von der Zeit ist ein unterschiedliches Abbauverhalten der Einzelsubstanzen wahrscheinlich. Weiterhin können Verlagerungsprozesse eine Rolle spielen.

Tabelle 1: Statistische Kennwerte zu den PAK-Gehalten in Bremer Kleingärten

n=156	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Flu	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DBahA	BghiP	IDP	Summe PAK(EPA)
mg/kg																	
Min.	0,005	0,005	0,01	0,01	0,007	0,005	0,01	0,01	0,005	0,01	0,001	0,0001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,20
Max.	1,44	0,35	3,40	3,18	32,1	4,90	38,0	42,0	14,0	21,0	15,0	8,00	17,0	1,70	13,0	7,40	204
Mittelw.	0,06	0,02	0,16	0,12	1,36	0,22	2,71	2,15	1,08	1,28	1,22	0,58	0,99	0,21	0,68	0,60	13,5
Median	0,01	0,01	0,05	0,04	0,40	0,09	1,20	0,80	0,53	0,58	0,59	0,25	0,45	0,10	0,32	0,26	6,24
75. Perz.	0,03	0,01	0,20	0,09	1,00	0,20	2,40	1,88	1,10	1,30	1,20	0,57	0,99	0,25	0,75	0,68	12,9
90. Perz.	0,08	0,03	0,39	0,21	3,13	0,41	6,83	4,56	2,20	2,80	2,73	1,06	2,33	0,56	1,40	1,50	33,7

Tabelle 2: PAK-Profile ausgewählter Bodenproben

	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Flu	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DBahA	BghiP	IDP	Summe PAK rel.	Summe PAK mg/kg
%																		
Parzelle A Erstbeprobung	1,0	0,3	1,0	2,3	23,0	2,0	22,2	12,6	6,3	8,1	5,9	4,3	5,1	0,9	1,9	3,2	100	140
Parzelle A Nachbeprobung	2,0	0,3	0,6	0,7	9,4	1,5	18,3	12,2	9,1	11,2	9,5	5,8	7,9	1,5	3,8	6,1	100	36,8
Parzelle B	1,1	0,1	0,5	0,5	6,2	1,3	15,5	9,8	9,8	11,1	12,6	7,0	9,6	1,8	3,6	9,6	100	77,0
Typ. PAK-Profil n=122	0,2	0,1	1,3	0,6	7,5	1,4	19,7	14,0	8,3	9,5	9,6	4,2	8,0	1,7	5,3	5,5	--	--

Tabelle 4: PAK-Profile untersuchter technogener Beimengungen (Mittelwerte)

	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Flu	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DBahA	BghiP	IDP	Summe PAK rel.
%																	
Verbrennungsrückstände Kohleheizung	1,2	0	0,7	0,7	7,9	2,1	15,5	10,4	10,8	11,0	10,8	7,3	9,7	2,0	3,3	6,3	100
Dachpappen	4,0	1,3	1,3	3,5	28,9	3,7	19,8	13,1	5,3	5,4	3,2	2,0	3,9	0,9	1,9	1,7	100
Teer (Einzelprobe)	5,9	0,8	0,9	5,6	27,0	5,2	17,4	8,0	3,6	5,8	3,3	1,8	3,0	2,7	5,0	4,0	100

Tabelle 3: PAK-Gehalte der untersuchten technologenen Beimengungen

technogene Beimengungen	Ort	Summe PAK(EPA) mg/kg
Steinkohle (ohne Verbrennungsanzeichen)	Parzelle A	2,27
kohleähnlich (z.T. mit Verbrennungsanzeichen)	Parzelle D	29,0
Holzkohle	Parzelle B	8,69
Verbrennungsrückstände Kohleheizung 1 (angebrannte Kohle- u. Koksreste)	Parzelle B	7151
Verbrennungsrückstände Kohleheizung 2 (angebrannte Kohle- u. Koksreste)	Parzelle B	985
Teer	Parzelle C	10341
Dachpappe 1	Parzelle C	12832
Dachpappe 2	Parzelle D	11180
Schlacke (Industrie ?)	Parzelle D	1,21

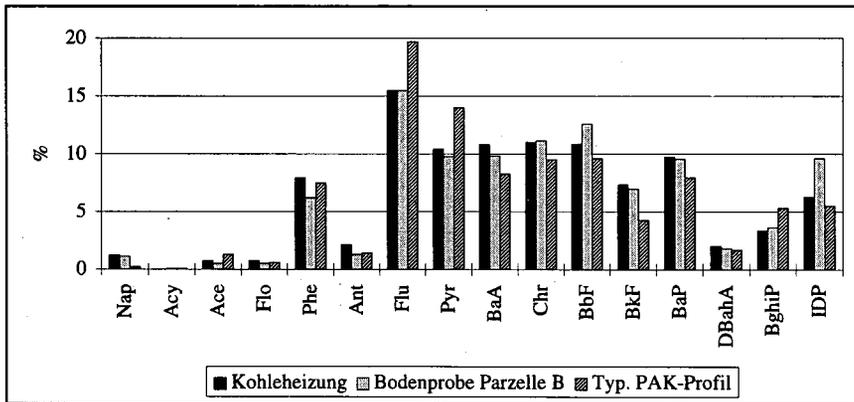


Abb. 1: PAK-Profile der Verbrennungsrückstände aus Kohleheizungen (Mittelwert), aus Bodenprobe Parzelle B und „Typisches PAK-Profil“ in Bremer Kleingartenböden

Literatur

FLIEGNER, M. und P. REINIRKENS (1993): Vorliegende Referenzwerte für PAK in Böden Nordrhein-Westfalens. Bodenschutzzentrum des Landes Nordrhein-Westfalen, Oberhausen.

GRAS, B., C. JAEGER und S. SIEVERS (1996): Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Hamburger Oberböden. Hamburger Umweltberichte 52/96, Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg (Hrsg.).

KERSTEN, W. und T. REICH (1992): Die Luftbelastung Hamburgs durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. Hamburger Umweltberichte 38/92, Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg (Hrsg.).

SMETTAN, U. und B. MEKIFFER (1996): Kontamination von Trümmerschuttböden mit PAK. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 159, 169-175, Weinheim.

Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. II. Substrat- und Nutzungsspezifische Hintergrundgehalte

von

LIEBE,F.; WELP,G.; BRÜMMER,G:W.; KÖNIG,W.; NEITE,H.

Einleitung

Hintergrundgehalte von Elementen in Böden setzen sich nach LABO (1995) aus der Summe von geogenem Grundgehalt (lithogen und pedogen) und der ubiquitären Stoffzufuhr als Folge diffuser Einträge zusammen. Sowohl der geogene Anteil als auch die großflächigen Einträge können in weiten Grenzen schwanken. Lokale/punktuale Belastungsschwerpunkte sollen nach dieser Definition bei der Ermittlung von Hintergrundgehalten nicht berücksichtigt werden.

Hintergrundgehalte werden z.T. differenziert nach bestimmten Bezugsgrößen wie Ausgangsmaterial, Nutzung oder Gebietstyp. Ihre Ableitung erfolgt häufig, indem für ein Probenkollektiv "unbelasteter Bodenproben" eine Perzentilauswertung vorgenommen wird (SPÄTE et al. 1991, HORNBURG 1996, NEITE 1997). Da die Auswahl bzw. das Aussortieren belasteter Proben stets einen subjektiven Charakter hat, wird in diesem Beitrag eine Ableitung von Hintergrundgehalten auf Basis der Kerndichteschätzung vorgestellt: Sie erfordert weder eine Vorauswahl von Bodenproben noch eine flächenrepräsentative Probenahme.

Material und Methoden

Im Rahmen eines vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL NRW) geförderten Vorhabens wurden - verteilt über Nordrhein-Westfalen - 335 Bodenproben von 260 Standorten entnommen und auf ihre Gehalte an 18 Elementen untersucht. Die ausgewählten Standorte sind charakterisiert durch verschiedene Nutzungen (Ackerland, Grünland, Wald, Haus- und Kleingärten, Altlasten, städtische Freiflächen und Spielplätze) sowie durch eine sehr unterschiedliche Schadstoffbelastung (nicht oder wenig belastete bis extrem belastete Standorte). Sie umfassen ein breites Spektrum an Ausgangssubstraten, Bodentypen und Bodeneigenschaften, sind jedoch nicht flächenrepräsentativ für NRW.

Die Bodenproben wurden u. a. mit NH_4NO_3 extrahiert (mobile Gehalte n. Zeien und Brümmer, DIN 19730) sowie mit Königswasser aufgeschlossen (Gesamtgehalte, DIN 38414) und mittels ICP-OES bzw. AAS auf 18 Elemente untersucht. Grundlage für die weitere statistische Auswertung der Analysenergebnisse ist das in Teil I (WELP et al. 1997) vorgestellte nichtparametrische Verfahren der Kerndichteschätzung (HÄRDLE 1990).

Ergebnisse und Diskussion

Bei der Kerndichteschätzung werden Häufigkeitsverteilungen in Form einer Dichtefunktion berechnet (Abb. 1). Eine Häufung von Beobachtungen in bestimmten Gehaltsbereichen wird durch Dichteteaks angezeigt. Im Zuge von Plausibilitätstests wird geprüft, ob den korrespondierenden Gehaltsbereichen in sinnvoller Weise Gruppen von Bodenproben mit definierten Eigenschaften und bestimmten Herkünften zugeordnet werden können. Oft ist es dabei sinnvoll, mehrere nebeneinanderliegende Dichteteaks zu Gehaltsklassen zusammenzufassen (Nummern zwischen den Pfeilen in Abb. 1). Bei den Elementgesamtgehalten betreffen die gemeinsamen Eigenschaften von Probengruppen überwiegend das geologische Ausgangsmaterial, die Nutzungsart, die regionale Herkunft oder eine definierte Belastungsquelle. In Tab. 1 sind exemplarisch die Gehaltsklassen für die As-Gesamtgehalte aufgeführt, die nach der in Abb. 1 dargestellten Kerndichteschätzung ermittelt wurden. Die Beschreibung der den Gehaltsklassen zuzuordnenden Bodenproben belegt, daß mit diesem Verfahren auch Gehalte für unbelastete Böden in Abhängigkeit von ihrem geologischen Ausgangsmaterial

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

** Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf

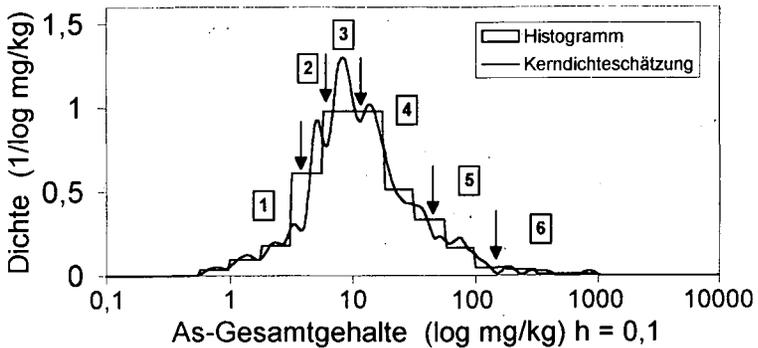


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung mit der Kerndichteschätzfunktion der As-Gesamtgehalte von 335 Bodenproben aus NRW ($h = 0,1$)

Tab. 1: Gehaltsklassen für die As-Gesamtgehalte (Königswasseraufschluß) nach der in Abb. 1 dargestellten Kerndichteschätzfunktion und diesen Gehaltsklassen zuzuordnende Bodenproben unterschiedlicher Herkunft

Gruppennummer	Gehaltsklassen (mg/kg)	Dichtemaximum (mg/kg)	Herkunft der Proben	N
1	< 3,8	0,75 1,4 2,3	A- und B-Horizonte von Sandböden (Münsterland), B-Horizonte von Böden aus Buntsandstein (Eifel) und Humusauflagen von Waldböden	35
2	3,8 - 6,0	5,0	B-Horizonte von Böden aus Ton-/Sandstein sowie Kalkstein (Sauerland und Eifel) und A-Horizonte von Böden aus Löß (Jülicher, Zülpicher und Soester Börde) und aus Buntsandstein (Eifel)	46
3	6,0 - 11,2	8,0	A-Horizonte von Böden aus Löß von Immissionslagen (Ruhrgebiet) , aus Ton-/Sandstein sowie Kalkstein (Sauerland u. Eifel), aus wenig belasteten Auensedimenten sowie aus Geschiebelehm (Münsterland)	90
4	11,2 - 44	13,2	A-Horizonte von Böden aus belasteten Auensedimenten (Inde, Rhein, Ruhr, Rur) sowie von Böden, die mit Klärschlamm beaufschlagt wurden (Hagen)	132
5	44 - 150	49 76	A-Horizonte von Böden aus Haus- und Kleingärten (Duisburg und Stolberg), mit erhöhten lithogenen Gehalten (Arnsberg), aus Alllastendeponien, aus Sandstein (Teutoburger Wald) sowie von stark belasteten Auensedimenten (Wupper)	27
6	>150	190 320 830	A-Horizonte von Haldenböden aus dem Erzbergbaugebiet Ramsbeck (Sauerland) und von Deponieböden aus Hochofenschlacken	5

und damit substratspezifische Hintergrundgehalte abgeleitet werden können (Tab. 1 und 2). Diese liegen häufig in der gleichen Größenordnung wie die Medianwerte (50. Perzentile) von Probenkollektiven "unbelasteter Bodenproben". Bei Arsen ergibt die Auswertung der Kerndichteschätzung für A-Horizonte von Böden aus Löß in der Jülicher, Zülpicher und Soester Börde ein Dichtemaximum von 5,0 mg/kg (Tab. 1, Gruppen-Nr. 2). Dieser Wert stellt den Hintergrundgehalt für den Substrattyp Lößböden (A-Horizont) dar. Für das

gleiche Substrat, allerdings in einem Gebiet mit großflächig erhöhten Einträgen (Ruhrgebiet), errechnet die Kerndichteschätzung ein Dichtemaximum von 8,0 mg/kg (Tab. 1, Gruppen-Nr. 3). Das Verfahren ermöglicht damit, bei ausreichender Datengrundlage und geeigneter Wahl der Randbedingungen, eine sehr differenzierte Erfassung von Hintergrundgehalten. In Tab. 2 sind für die untersuchten Elemente (außer Al) entsprechende Hintergrundgehalte aufgeführt. Die Angabe erfolgt differenziert nach Ausgangssubstraten und Bodenhorizonten. Weiterhin ist mit Kerndichteschätzungen eine Einteilung belasteter Böden nach verschiedenen Belastungskriterien möglich (Tab. 1). Eine vorgeschaltete Auswahl von "unbelasteten" Bodenproben ist - im Gegensatz zur Perzentilauswertung - also nicht erforderlich und bedingt umgekehrt sogar einen Informationsverlust.

Tab. 2: Vorschläge für substratspezifische Hintergrundgehalte (Dichtemaxima der jeweiligen Gehaltsklassen) für die Gesamtgehalte verschiedener Elemente in Böden, differenziert nach Ausgangssubstraten und Bodenhorizonten (Angaben: Fe-Gehalte in g/kg, sonst mg/kg)

Ausgangssubstrate	Böden aus Sand		Böden aus Geschiebelehm		Böden aus Löß		Auenböden		Böden aus Ton-/Sandstein		Böden aus Kalkstein		Humusauflage
	Bodenhorizonte	A	B,C	A	B,C	A	B,C	A	B,C	A	B,C	A	
Sb	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1,5	1,0	0,75	0,50	0,75	0,50	1,5
As	2,0	1,5	7,5	5,0	7,5	5,0	10	8,0	10	5,0	10	5,0	2,0
Be	0,20	0,10	0,20	0,10	0,30	0,20	0,40	0,30	0,60	0,30	0,70	0,30	0,20
Bi	<0,2	<0,2	0,40	0,20	0,40	0,20	0,40	0,20	0,60	0,40	1,0	0,60	1,0
Pb	7,0	4,0	20	7,0	35	7,0	60	35	60	35	60	35	125
Cd	0,20	0,10	0,30	0,20	0,30	0,20	0,60	0,20	0,60	0,20	0,6-1,5	0,60	0,30
Co	2,0	0,75	4,0	2,0	4,0	2,0	7,0	5,0	10	4,0	20	4,0	2,0
Cr	5,0	3,0	25	10	25	10	35	30	35	30	35	30	15
Fe	2,0	0,60	17	17	17	17	17*	17*	17*	17*	17	17	4,5
Cu	4,0	1,0	13	6,5	13	6,5	20	13	20	6,5	20	6,5	20
Mn	80	20	500	500	500	500	1000	1000	500	500	1000	1000	275
Ni	6,5	2,0	12	6,5	20	12	25	25	25	12	25	12	6,5
Hg	0,02	0,01	0,15	0,06	0,15	0,06	0,15	0,15	0,15	0,04	0,15	0,04	0,20
Tl	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	0,1	<0,05	<0,05	0,25	0,10	0,25	0,10	0,25
V	10	5,0	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	20-25
Zn	15	8,0	50	30	50	30	100	100	100	30-50	200	100	140
Sn	0,55	<0,50	4,5	4,5	4,5	4,5	7,0	7,0	7,0	4,5	7,0	4,5	7,0

* A- und B-Horizonte aus reinem Tonstein oder aus tonigen Auensedimenten ca. 25 g/kg

Hintergrundgehalte werden klassischerweise nur für die Gesamtgehalte bestimmt. Es können jedoch auch Hintergrundgehalte für die mobile (NH₄NO₃-extrahierbare) Fraktion aus entsprechenden Kerndichteschätzungen abgeleitet werden. Wir nennen sie - zur Abgrenzung von üblichen Hintergrundgehalten - "typische mobile Gehalte". Wegen der Abhängigkeit vom Gesamtgehalt und insbesondere der Bodenreaktion ist es sinnvoll, bei den Gehaltsklassen der mobilen Fraktion als Unterscheidungsmerkmale für die Bodengruppen definierte Kombinationen von Gesamtgehalt und pH heranzuziehen. Wie aus Tab. 3 ersichtlich ist, konnten mit der Kerndichteschätzung für 12 von 18 untersuchten Elementen typische mobile Gehalte in nicht bzw. wenig belasteten Böden ermittelt werden. Dabei können in stark versauerten Böden typische Gehalte auftreten, die nach ökotoxikologischen Kriterien als kritisch anzusehen sind. Aus diesen Gründen ist es erforderlich, typische Werte für die mobile Bodenfraktion immer im Zusammenhang mit der Bodenreaktion anzugeben (LIEBE et al. 1997).

Die Abhängigkeit mobiler Elementgehalte von Gesamtgehalten und Boden-pH wurde bereits in etlichen Arbeiten beschrieben. So geben z.B. HORNBURG und BRÜMMER (1993) sowie LIEBE et al. (1997) multiple Regressionsgleichungen an, mit denen mobile Schwermetallgehalte als Funktion von Gesamtgehalt und pH berechnet werden können. Die Beobachtung, daß die Kerndichteschätzung diese

Zusammenhänge bestätigt und darüber hinaus durch Klassenbildung präzisiert, betrachten wir als Beleg für die Qualität des Verfahrens.

Tab. 3: Typische mobile (NH_4NO_3 -extrahierbare) Gehalte verschiedener Elemente in nicht bzw. wenig belasteten Böden, differenziert nach Gesamtgehalten (im Bereich der Hintergrundgehalte; s. Tab. 2) und nach pH-Werten (Angaben in $\mu\text{g}/\text{kg}$, Fe und Mn in mg/kg)

Elemente	Gesamtgehalte	pH < 3,5	pH 3,5 - 4,5	pH 4,5 - 5,5	pH 5,5 - 6,5	pH > 6,5
As	< 10 mg/kg	-	-	< 3,0	< 3	3 - 4
	10 - 20 mg/kg	30 - 50	4 - 12,5	3 - 4	3 - 4	4 - 50
Bi	< 1,0 mg/kg	-	-	< 20	< 20	< 20
	1 - 3 mg/kg	20 - 25	20 - 25	-	-	-
Cd	< 0,5 mg/kg	25 - 125	25 - 60	8 - 25	< 8	< 8
	0,5 - 1 mg/kg	> 120	40 - 230	15 - 80	10 - 25	< 10
Co	< 5,0 mg/kg	30 - > 125	3 - 125	3 - 30	-	-
	5 - 10 mg/kg	> 125	> 125	30 - 125	3 - 30	< 3
Cr	< 10 mg/kg	-	-	< 5	< 5	< 5
	10 - 50 mg/kg	-	5 - 63	5 - 17	5 - 17	< 5
Fe	< 5,0 g/kg	2,3 - 35	0,1 - 1,1	0,1 - 0,6	< 0,1	< 0,1
	5 - 50 g/kg	> 35	2,3 - > 35	0,6 - 16	0,1 - 2,3	< 0,1 - 0,6
Cu	< 5,0 mg/kg	-	14 - 125	14 - 25	< 5 - 14	-
	5 - 10 mg/kg	-	125 - 350	25 - 125	5 - 14	-
Mn	< 100 mg/kg	2,5 - 400	2,5 - 12,5	-	0,4 - 1,25	< 0,4
	100 - 500 mg/kg	> 400	12,5 - 400	2,5 - 12,5	< 12,5	-
Ni	< 10 mg/kg	800 - 3000	180 - 800	40 - 180	20 - 40	< 20
	10 - 50 mg/kg	-	800 - 3000	180 - 800	40 - 180	< 40
Tl	< 0,3 mg/kg	75 - 320	22 - 75	9 - 22	4 - 9	< 4
	0,3 - 1 mg/kg	-	75 - 320	22 - 75	9 - 22	< 4 - 9
V	< 20 mg/kg	115 - 200	10 - 50	-	-	-
	20 - 50 mg/kg	> 200	115 - 200	10 - 50	< 10	< 10
Zn	< 50 mg/kg	780 - 4500	68 - 780	10 - 68	< 10	< 10
	50 - 100 mg/kg	4500-10000	780 - 4500	68 - 780	10 - 68	< 10

Zusammenfassung

Häufigkeitsverteilungen von Elementgehalten in Böden wurden mit Hilfe der Kerndichteschätzung ausgewertet. Das Verfahren detektiert Häufungen von Beobachtungen in bestimmten Gehaltsbereichen, denen sich Gruppen von Bodenproben mit definierten Merkmalen zuordnen lassen. Für Bodenproben, deren Elementgesamtgehalte auf den geogenen Grundgehalt und ubiquitäre Stoffeinträge zurückzuführen sind, können nach diesem Verfahren in der Regel mehrere substratspezifische Hintergrundgehalte ausgewiesen werden. In ähnlicher Weise ableitbar sind typische mobile (NH_4NO_3 -extrahierbare) Elementgehalte für nicht bzw. wenig belastete Böden. Da die Gesamtgehalte und insbesondere die Bodenreaktion bei vielen Elementen einen starken Einfluß auf die Höhe der mobilen Gehalte ausüben, werden sie jeweils für verschiedene Gesamtgehalte und differenziert nach pH-Stufen angegeben.

Literatur

- HÄRDLE, W. (1990):** Smoothing techniques with implementation in S. - Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, London, 120 S. **HORNBURG, V. (1996):** Geol. Jb. A 144, 209-254, Hannover. **HORNBURG, V. & BRÜMMER, G.W. (1993):** Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 156, 467-477. **LABO (1995):** Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, LABO - Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. - In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. und HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kennz. 9006. **LIEBE, F., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1997):** Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2, 382 S. **NEITE, H. (1997):** Bodenschutz 1 '97, 10-13. **SPÄTE, A., WERNER, W. & KÖNIG, W. (1991):** Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten 4, 109 S. plus Anhang. **WELP, G., LIEBE, F., HELFRICH, H.-P. & BRÜMMER, G.W. (1997):** Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. (in diesem Band).

Berücksichtigung der Schutzwürdigkeit kontaminierter Böden bei der Auswahl angepaßter Sanierungsverfahren

von

LITZ,N.; SMETTAN,U.

Einleitung

Bei der Sanierung von kontaminierten Böden besteht aus Bodenschutzgründen die Notwendigkeit die Böden entsprechend ihrer Schutzwürdigkeit (Smettan und Litz, 1997) zu sanieren. Zunächst muß dazu das optimale Sanierungsverfahren ermittelt werden, um dann das bodenschonenste Sanierungsverfahren auswählen zu können. Dies soll anhand eines rechnergestützten Modells erfolgen.

Methode

Zur Ermittlung des optimalen Sanierungsverfahrens müssen die Bodenkenngroßen (Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert, gesättigte Wasser- und Luftleitfähigkeit) mit den Schadstoffkenngroßen (Bindung an Ton bzw. an Humus, Abbau, Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Angaben dazu s. Litz, 1993) zu fünfstufigen Verhaltens- und Eignungstufen verknüpft werden, um eine standort- und schadstoffspezifische Betrachtung vornehmen zu können. Die Boden- und Schadstoffkenngroßen (Bindung, Abbau, Wasserlöslichkeit und Dampfdruck) werden nach einem 5stufigen Punktesystem bewertet. Das Konzept ist der DVWK-Schrift 116/1996 entnommen, wird dort näher erläutert und basiert auf der Arbeit des DVWK-Fachauschuß 4.2: Sanierung kontaminierter Böden.

Insgesamt können mittels dieses EDV-gestützten Bewertungsmodells elf verschiedene in-situ und ex-situ-Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung zur Sanierung von mit 11 Schwermetallen sowie 81 verschiedene organische Stoffe und Cyanide belasteten Böden mit unterschiedlichen standörtlichen Bodeneigenschaften untereinander verglichen werden (Tab. 1).

Nach Ermittlung des bodenabhängigen optimalen Sanierungsverfahrens soll jene Sanierungstechnik ausgewählt werden, die am bodenschonenden ist, d.h. welches die geringsten standörtlichen Bodenveränderungen (Tab. 2) hervorruft. Böden mit geringer Schutzwürdigkeit können bodenschonend, Böden mit mittlerer Schutzwürdigkeit sollen bodenschonend und Böden mit hoher Schutzwürdigkeit müssen bodenschonenden saniert werden.

Ergebnisse

Am Beispiel eines Regosols unter Auffüllung, der mit Cadmium belastet ist, soll das Verfahren detailliert dargestellt werden (Tab. 3). Anhand der standörtlichen und chemischen Eigenschaften des Bodens und des Schadstoffes wird vom Modell das optimale Sanierungsverfahren vorgeschlagen. Entsprechend der Auswertung wird unter diesen Bedingungen die -in-situ-Elektrosanierung ausgewählt, unter ex-situ-Bedingungen hingegen die Hochtemperaturtechnik.

In Tabelle 4 wird für drei weitere Böden und Schadstoffe jeweils das bodenschonenste Verfahren angegeben, wobei bei Böden mit hoher Schutzwürdigkeit, das bodenschonenste Verfahren angewendet werden muß. Daher muß beim Niedermoor die in-situ-Elektrosanierung angewendet werden, obwohl sich die Sanierung des Niedermoores, welches mit dem stark sorbierten und schwer abbaubaren TNT (Trinitrotoluol) belastet ist, als schwierig erweist. Das vorgeschlagene bodenschonende Verfahren kann wegen dieser ungünstigen Vorbedingungen nur bedingt angewendet werden. Für Bö-

*Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Corrensplatz 1, 14195 Berlin und

**Umweltamt Wilmersdorf, Fehrbelliner Platz 4, 10702 Berlin

Tab. 1: Einstufung von Sanierungsverfahren entsprechend des standort- und schadstoffspezifischen Abbau-, Bindungs- und Eignungstufen des Luft- und Wasserpfades

Eignung der Sanierungsverfahren Bewertung	Abbaustufen					Bindungsstufen					Eignungstufen									
											Luftpfad					Wasserpfad				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
in-situ-Sanierungsverfahren																				
Mikrobiologie	0	1	2	5	5	5	4	3	2	0	1	3	5	4	3	1	2	3	4	5
Entzugsanbau	1	2	3	4	4	5	4	3	1	1	3	3	4	2	1	2	3	4	2	0
Luftabsaugung	3	3	3	4	5	5	5	3	1	0	0	1	3	5	5	1	3	5	4	3
Immobilisierung	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	2	3	3	3	3	2	3	3	3	3
Elektrosanierung	2	3	4	5	5	1	2	3	4	5	3	3	3	3	5	3	3	3	2	1
Bodenwäsche	3	3	3	4	5	4	3	2	2	0	5	5	5	2	1	1	2	3	4	5
ex-situ-Sanierungsverfahren																				
Mikrobiologie	1	2	3	5	5	5	5	3	2	1	3	4	5	3	1	3	4	4	5	5
Bodenwäsche	3	3	3	4	5	4	3	2	2	1	3	3	5	2	1	3	3	3	4	5
Niedertemp.-Beh.	3	3	3	4	5	5	5	3	2	0	0	1	3	4	5	1	3	5	4	3
Hochtemp.-Beh.	3	3	3	4	5	5	5	3	2	0	0	1	3	4	5	1	3	5	4	3
Immobilisierung	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5	3	3	4	5	3	3	3	4	5	3

Tab. 2: Zu erwartende Bodenveränderungen bei bestimmten Sanierungsverfahren

Standörtliche Einflußnahme	in-situ-Verfahren						ex-situ-Verfahren			Thermik		Immobi- lisierung
	Mikro- biologie	Entzugs- abbau	Luftab- saugung	Immobi- lisierung	Elektro- sanierung	Boden- wäsche	Mikro- biologie	Boden- wäsche	Nieder- temperaturbeh.	Hoch- temperaturbeh.		
Horizontierung	+	+	+	--	+	--	--	--	--	--	--	
Lagerungsdichte	+	+	(+)	-	+	--	-	-	-	-	-	
Gefüge	+	+	(+)	--	(+)	--	--	--	--	--	--	
Luftleitfähigkeit	+	+	(+)	--	(+)	(-)	-	-	-	-	-	
Fauna	+	+	+	--	-	(-)	(-)	--	--	--	--	
Gesamtkeimzahl	+	+	(+)	--	(+)	(-)	(-)	--	--	--	--	
pH	(-)	+	(-)	-	(+)	(-)	(-)	-	-	-	-	
Redox	(-)	+	(-)	-	(+)	(+)	+	-	-	-	-	
KAK	+	+	+	-	+	--	+	-	-	-	-	
Humus (Corg.)	(+)	+	(+)	+	+	--	(+)	-	-	-	--	
Tonminerale	+	+	+	-	+	--	+	-	-	-	-	
Revitalisierungs- potential	+	+	+	--	+	(-)	+	(-)	(-)	-	--	

Erläuterung: -- Zerstörung - Störung, (-) Störung vorübergehend, (+) Störung möglich, + keine Störung

Tab.3: Regosol unter Auffüllungen (Kleingartennutzung)

Bodeneigenschaften: KAK (cmol/kg): 60,0; Wasserdurchlässigkeit (m/d): 0,8; Luftdurchlässigkeit: (m/s): 0,40
 Schadstoff: Cd, Löslichkeit (mg/L): 15,0; Dampfdruck (hPa): <0,000001; Abbaustufe: 5; Bindungsstärke: 51

	Abbau	Bindung	Luftpfad	Wasserpfad	Summe
Mikrobiologie in situ	5	0	1	3	0 (9)
Entzugsabbau in situ	5	0	3	3	0 (11)
Luftabsaugung in situ	5	0	0	3	0 (8)
Immobilisierung in situ	3	5	2	3	2 (13)
Elektrosanierung in situ	5	5	3	3	16
Bodenwäsche in situ	5	1	2	2	1 (10)
Mikrobiologie ex situ	5	1	3	4	1 (13)
Bodenwäsche ex situ	5	1	3	3	1 (12)
Niedertemperatur ex situ	3	2	5	4	2 (14)
Hochtemperatur ex situ	3	3	5	4	15
Immobilisierung ex situ	3	5	3	3	14

0 = nicht geeignet, 1: nur in Sonderfällen, 2= nur mit Aufwand geeignet, 20: Maximalzahl

Tab.4: Auswahl der bodenschonendsten Sanierungsverfahren anhand der Schutzwürdigkeit der Böden

Bodentyp	Schutzwürdigkeit	Schadstoff	optimale Sanierungsverfahren		bodenschonende Sanierungsverfahren
			in-situ	ex-situ	
Fahlerde (Tankstellennutzung)	mittel	MKW	Mikrobiologie Elektrosanierung	Mikrobiologie Niedertemp.-Verf. Hochtemp.-Verf.	Mikrobiologie
Regosol unter Auffüllungen, (Kleingarten)	gering	Cd	Elektrosanierung (Immobilisierung)	Hochtemp.-Verf. Immobilisierung	Elektrosanierung
Niedermoor (militärische Nutzung)	hoch	TNT	(Immobilisierung) Elektrosanierung (Bodenwäsche)	Niedertemp.-Verf. Hochtemp.-Verf.	(Elektrosanierung)
Pararendzina (unter Trümmer-schutt)	gering	Benzo-a-pyren	Elektrosanierung	Niedertemp.-Verf. Hochtemp.-Verf. Immobilisierung	Niedertemp.-Verf.

den mit mittlerer Schutzwürdigkeit sollen bodenschonende Verfahren genutzt werden. Dies ist mittels der mikrobiologischen in-situ-Sanierung möglich. Eine Sanierung des Regosols mittels in-situ-Elektrosanierung führt ebenfalls nur zu vergleichsweise geringen Bodenveränderungen. Bei der Pararendzina empfiehlt sich wegen des geringen Schutzwürdigkeitsstatus des Bodens das Niedertemperaturverfahren. Eine Rückstandsuntersuchungen zur Abschätzung des Sanierungszeils ist angebracht.

Literatur

DVWK-Schriften 116: Sanierung kontaminierter Böden. Schriftenreihe de Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Wirtschafts- und Vertragsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 1996

Litz N. (1993): Verhalten von Umweltchemikalien in Böden - Bewertungsverfahren für die Umweltplanung. Z. Pflanzenern. Bodenk. 156, 203-208

Smettan U., Litz, N. (1997): Konzept zur Schutzwürdigkeit von Böden und dessen Anwendung im Großraum Berlin. Mitteil. Dtsch. Bodenk. Ges., in diesem Band

Ausmaß und Ursachen der Schwermetallbelastung 753

von

LOBE,I.; LINKES,v.; WILCKE;W.

In jüngster Zeit werden in der Nordslowakei und im angrenzenden südlichen Polen zunehmend Waldsterben, versauerte Bergseen und Säureeinträge beobachtet (*Grodzinska-Jurczak*, 1990). Da dieses Gebiet fernab von großen industriellen Ballungszentren liegt, ist zu vermuten, daß eine Belastung durch Ferntransport von Schadstoffen aus den Industrierevieren Ostrava in Tschechien, sowie Oberschlesien und Krakau in Polen erfolgt. Dafür spricht, daß Moose der Nationalparks Babia Hora und Tatra nahe der slowakischen Grenze zu den am höchsten mit Schwermetallen belasteten in Polen gehören. Im Vergleich mit Standorten in Skandinavien stellten *Grodzinska et al.* (1995) eine 2- bis 4-fach höhere Belastung fest.

Ziel dieser Arbeit ist es (i) das Ausmaß der Schwermetallbelastung in Böden an nord-slowakischen Waldstandorten zu untersuchen, (ii) zu überprüfen ob für die Schwermetallbelastung vorwiegend Ferntransport aus Norden oder lokale Quellen verantwortlich sind, und (iii) ob sich gemeinsame Quellen bzw. Quellengruppen für die einzelnen Schwermetalle identifizieren lassen.

2 Material und Methoden

2.1 Standorte und Probenahme

Die Untersuchungen wurden auf zehn Waldstandorten (hauptsächlich Fichte, *Picea abies* (L.) Karst., 50-120 Jahre alt) im Norden der Slowakei entlang eines N-S-Transekts durchgeführt (Abb. 1). Sieben Standorte mit Braunerden befanden sich in N-NW-exponierten Oberhanglagen (Pri, Glu, Mag, OBP, Oso, Ped, Polana), ein Pseudogley (CSV), ein Oxigley (Trs) und ein Podsol (Roh) in Tallage. Die Auflagen wurden mit einem Stechrahmen (20x20 cm) jeweils auf einer Fläche von 10x10 m an fünf Punkten beprobt und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Mineralbodenproben wurden aus einer Profilgrube in der Mitte der Fläche entnommen, luftgetrocknet und auf < 2 mm gesiebt.



Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
 ** Soil Fertility Research Institute, Mladeznicka 36, SK-97405 Banská Bystrica, Slowakei

2.2 Extrakte und Analysen

Die löslichen und austauschbar gebundenen Metalle wurden mit 1 M NH_4NO_3 (Boden:Lösungsverhältnis 1:25) und die Gesamtkonzentrationen mit 3 Teilen HNO_3 (65%) und 1 Teil HClO_4 (70-72%) (Boden: Lösungsverhältnis 1:12,5) extrahiert (Zeien und Brümmer, 1989). Die organischen Auflagen extrahierten wir mit einem HNO_3 -Druckaufschluß (8 Stunden bei 170 °C, Boden:Lösung-Verhältnis 1:10, Heinrichs et al., 1986). Die Analyse von Al, Fe, Mn, und Zn erfolgte am Flammen-AAS (Varian AA 400), diejenige von Cd, Cr, Cu, Ni und Pb am Graphitrohr-AAS (Varian AA 400 Z).

2.3 Statistische Analysen

Differenzen wurden mit dem "gepaarte Differenzen"-Test geprüft (Hartung, 1989, S. 534 ff.). Bei der Hauptkomponentenanalyse wurde eine "Varimax raw"-Rotation durchgeführt. Die Clusteranalyse wurde mit "complete linkage" und euklidischem Abstand vorgenommen (Hartung und Elpelt, 1989, S. 443 ff.). Für die Hauptkomponenten- und Clusteranalyse wurde STATISTICA for Windows 5.1 (Statsoft, 1995) verwendet. Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0,05$ gesetzt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ausmaß der Schwermetallbelastung

Auf den untersuchten Standorten weisen die organischen Auflagen für die meisten Schwermetalle, v.a. für Cu, Pb und Zn im Mittel höhere Konzentrationen auf als in Bayern (Ruppert und Schmidt, 1987). Sie sind vergleichbar (Zn) mit denjenigen auf belasteten nordamerikanischen Waldstandorten oder sogar höher (Cu, Pb; Andresen et al., 1980, Friedland et al., 1984).

Die Schwermetallkonzentrationen im A-Horizont liegen außer für Pb im Rahmen der für Mineralböden als normal angesehenen Konzentrationen (Wilcke und Döhler, 1995). Auf vier Standorten wird jedoch die von Wilcke und Döhler (1995) angegebene obere Grenze der "Normalgehalte" für Pb von 60 mg/kg überschritten. Bis auf die Pb- und Mn-Konzentrationen sind die Schwermetallkonzentrationen in den untersuchten A-Horizonten niedriger als in Bayern (Ruppert und Schmidt, 1987).

Die NH_4NO_3 -extrahierbaren Pb-Konzentrationen in den A-Horizonten sind hoch. Die mittlere Konzentration (8,8 mg kg^{-1}) überschreitet den von Liebe et al. (1995) vorgeschlagenen Prüfwert (0,4 mg kg^{-1}), ab dessen Überschreitung eine Gefährdung des Grundwassers möglich ist. Dies ist selbst dann der Fall, wenn man die unterschiedlichen Boden:Lösungs-Verhältnisse (unsere Studie: 1:25, Liebe et al., 1995: 1:2,5) mit einem Korrekturfaktor von maximal 5 (Zeien, 1995), um den die mit dem weiteren Boden-Lösungs-Verhältnis extrahierte Pb-Konzentration höher liegen können, berücksichtigt. Die hohe Mobilität von Pb könnte teilweise auf den niedrigen pH-Wert zurückzuführen sein, aber auch Einträge anzeigen, die bevorzugt in leichter verfügbaren Formen festgelegt werden (Chlopecka et al., 1996; Wilcke und Kaupenjohann, 1997).

Deutlich gegenüber dem Mineralboden erhöhte Konzentrationen in der Auflage werden in der Literatur als Hinweis auf atmogene Einträge gewertet (Mayer, 1981; Schultz, 1987). Jedoch ist es schwierig, die atmogene Deposition vom ökosysteminternen Anteil zu unterscheiden (Heinrichs und Mayer, 1980; Schultz, 1987; Ruppert und Schmidt, 1987). Schätzungen aus Stofffußbilanzen haben ergeben, daß der ökosysteminterne Anteil für Metalle, die für das Pflanzenwachstum nicht benötigt werden und für Zn klein (< 15-20 % der Gesamtdeposition) und für Metalle, die für das Pflanzenwachstum benötigt werden, größer ist (15-60 %; Schultz, 1987; Schmidt, 1987).

Im Mittel sind die Pb-, Cd-, Zn-, Cu- und Cr- Konzentrationen in der organischen Auflage signifikant höher als im Mineralboden (Abb. 2, der Podsol am Standort Roh wurde aufgrund seiner pedogenetisch bedingten Metallumverteilung im Profil nicht in die Mittelwertbildung einbezogen). Im Gegensatz dazu überschreiten die Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen der Auflagen nicht signifikant diejenigen des Mineralbodens. Im Mineralboden nehmen die Cr-, Ni-, Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen mit der Tiefe zu, die Cu-Konzentrationen bleiben gleich und diejenigen von Pb, Cd, Zn und Cu nehmen ab. Für Pb, Cd, Fe und Mn sind die Unterschiede zwischen den Mineralbodenhorizonten signifikant.

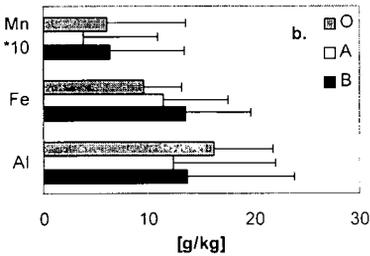
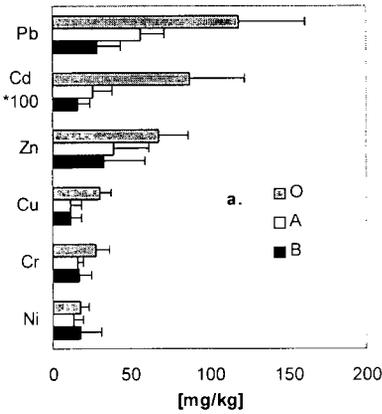


Abb.2: Tiefenverteilung der durchschnittlichen Gesamtkonzentrationen von Pb, Cd, Zn, Cu, Cr und Ni (a) bzw. von Al, Fe und Mn (b) in Auflage (O), A- und B-Horizonten (n = 9, ohne Podsol). Die Fehlerbalken geben die Standardabweichungen an, die die Variabilität zwischen den Böden widerspiegeln.

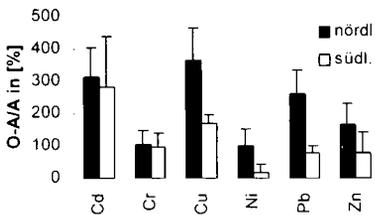


Abb. 3: Mittelwerte der Differenzen der Schwermetallkonzentrationen zwischen Auflage und A-Horizont (normiert auf die Konzentration im A-Horizont) in den drei nördlichen und den drei südlichen Braunerde-Standorten.

Da die Intensität von Verwitterung und Leaching mit zunehmender Bodentiefe abnehmen, steigen die Konzentrationen geogener Metalle in ungeschichteten Böden in der gleichen Richtung an. Eine Umkehrung dieser Tiefenverteilung, also mit der Bodentiefe zunehmende Konzentrationen, deuten auf Metalleinträge hin (Filipinski und Grupe, 1990). Unsere Ergebnisse zeigen daher Pb-, Cd-, Zn- und Cu-Einträge an.

3.2 Ursachen der Schwermetallbelastung

Konzentrationsdifferenzen zwischen der Auflage und dem A-Horizont zeigen die mittlere Belastung der letzten Jahrzehnte an, da diese Zeitspanne der Verweilzeit von Schwermetallen in der organischen Auflage entspricht (Miller und Friedland, 1994). Betrachtet man nur die Konzentrationsdifferenzen zwischen Auflage und Mineralboden der Braunerden in Oberhanglage ohne den sehr weit südlich liegenden Standort Polana, so zeigen die drei nördlichen Standorte im Mittel höhere Konzentrationen von Pb, Cu, Zn und Ni als die drei südlichen Standorte (Abb. 3). Das deutet auf Emittenten dieser Metalle hin, die sich im Norden des untersuchten Gebietes befinden. Hingegen zeigen Cd und Cr keinen systematischen Trend.

Mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse können drei Metallgruppen unterschieden werden (Abb. 4). Die erste Gruppe besteht aus Cr und Ni. Sie laden die erste Hauptkomponente (HK) hoch, die auch von Al geladen wird, allerdings mit entgegengesetztem Vorzeichen. Die zweite Gruppe besteht aus Fe und Mn, die die HK 2 laden. Kupfer, Pb und Zn, Gruppe 3, laden die dritte HK. Cadmium kann keiner HK zugeordnet werden.

Anhand der Clusteranalyse der Standorte nach dem Muster ihrer Schwermetallkonzentrationen in der organischen Auflage können drei Standortgruppen unterschieden werden (Abb. 5). Die erste Gruppe besteht aus den Standorten Oso, OBP, Mag, Glu, und Pri. Diese Gruppe wird weiter in die nördlichen Standorte Pri, Glu und Mag, sowie in die südlichen OBP und Oso differenziert. Da das Schwermetallspektrum der Auflage von der Deposition beeinflusst ist, kann angenommen werden, daß die Ähnlichkeit der Metallspektren in den Auflagen vorwiegend durch die atmogene Belastung verursacht ist. Gruppe 2 besteht aus dem Podsol und Braunerden aus magmatischen Ausgangsgesteinen (Roh, Ped, Pol). Gruppe 3 aus hydromorphen Böden (Trs, CSV).

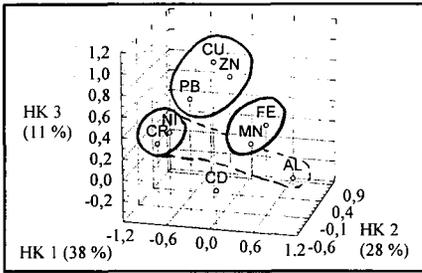


Abb. 4: Hauptkomponentenladungen von Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn der 10 Auflagen (log-transformierte Daten, erklärte Varianz in Klammern).

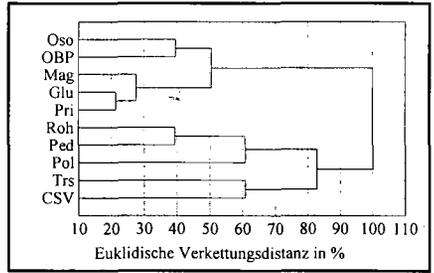


Abb. 5: Dendrogramm der 10 Auflagen mit den Variablen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn (log-transformierte Daten).

4 Schlussfolgerungen

Die Tiefenverteilung der Metalle in den untersuchten Böden zeigt, daß atmogene Einträge zu einem deutlichen Anstieg der Pb-, Cd-, Cu- und Zn-Konzentrationen und einem geringeren Anstieg der Cr- und Ni-Konzentrationen im Mineralboden und den organischen Auflagen geführt haben. Dies führte zu hohen leicht auswaschbaren Pb-Konzentrationen, die das Grundwasser gefährden könnten.

Die Nord-Süd-Verteilung der Konzentrationsdifferenzen zwischen Auflage und Mineralboden und die Ergebnisse der statistischen Analysen weisen darauf hin, daß die Cu-, Pb- und Zn-Deposition v.a. aus einem Ferntransport mit Nordwestwinden in die Nordslowakei resultiert. Die Cr- und Ni-Einträge scheinen durch Ferntransport als auch lokale Quellen verursacht zu sein. Die Quellen der Cd-Einträge unterscheiden sich von denjenigen der anderen Schwermetalle und dürften hauptsächlich in der Slowakei liegen.

Dank

Wir danken dem Bayerischen Umweltministerium für die fachliche Beratung und der Bayerischen Staatskanzlei für die finanzielle Förderung.

Literatur

Andresen, A.M., A.H. Johnson, and T.G. Siccamo (1980): Levels of lead, copper and zinc in the forest floor in the northeastern United States. *J. Environ. Qual.* 9, 293-296.

Chlopecka, A., R.J. Bacon, M.J. Wilson and J. Kay (1996): Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from southwest Poland. *J. Environ. Qual.* 25, 69-79.

Filipinski, M. and M. Grube (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 69-73.

Friedland, A.J., A.H. Johnson, and T.G. Siccamo (1984): Trace metal content of the forest floor in the Green Mountains of Vermont: Spatial and temporal patterns. *Water, Air, and Soil Pollution* 21, 161-170.

Grodzinska, K., G. Szarek, and B. Godzik (1990): Heavy metal deposition in Polish National Parks - changes during ten years. *Water, Air, and Soil Pollution* 49, 409-419.

Grodzinska-Jurczak, M. (1995): Acidity of atmospheric precipitation in Polish Tatra Mountains. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 773-778.

Hartung, J. (1989): Statistik. Oldenbourg-Verlag, München, 975 S.

Hartung, J. and E. Elpelt. B. (1989): Multivariate Statistik. Oldenbourg-Verlag, München, 815 S.

Heinrichs, H. and R. Mayer (1980): The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 9, 111-118.

Heinrichs, H., H.-J. Brumsack, N. Lotfield, and N. König (1986): Verbessertes Druckaufschlußsystem für biologische und anorganische Materialien. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 350-353.

Liebe, F., G.W. Brümmer, and W. König (1995): Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76, 345-348.

Mayer, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 70, 152 S.

Miller, E.K. and A.J. Friedland (1994): Lead migration in forest soils: Response to changing atmospheric inputs. *Environ. Sci. Technol.* 28, 662-669.

Ruppert, H. and F. Schmidt (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. *GLA Fachberichte* 2, 95 S.

Schmidt, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A 34, 174 S.

Schultz, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallgehalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A 32, 217 S.

Wilcke, W. and H. Döhler (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. *Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.* KTBL Arbeitspapier 217, 98 S.

Wilcke, W. and M. Kaupenjohann (1997): Differences in concentrations and fractions of Aluminium and heavy metals between aggregate interior and exterior. *Soil Science* 162, 323-332.

Zeien, H. and G.W. Brümmer (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59, 505-510.

Zeien, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. *Bonner Bodenkundl. Abhandlungen* 17, 284 S.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in Korngrößen- und Dichtefractionen urbaner Böden Bangkoks

von

MÜLLER,S.; KANCHANAKOOL,N.; ZECH,W.; WILCKE,W.

Organische Substanz liegt im Boden in verschiedenen reaktiven Pools vor. Diese Pools unterscheiden sich deutlich in ihrer Zusammensetzung und Umsatzrate. Häufig wird versucht, sie durch physikalische Fraktionierung nach Korngröße und nach Dichte zu erfassen (Christensen, 1992).

Organische Schadstoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) zeigen eine hohe Affinität zur organischen Bodensubstanz (Strek und Weber, 1981; Jones et al., 1989). Über die Verteilung von PAK und PCB auf unterschiedlich reaktive Pools der organischen Substanz im Boden ist bislang wenig bekannt. Für Waldböden (Guggenberger et al., 1996; Wilcke et al., 1996) und Stadtböden (Wilcke et al., 1997a) der gemäßigten Breiten liegen Untersuchungen zur PAK-Verteilung in Korngrößenfraktionen vor. Das Maximum der PAK-Konzentrationen findet sich in diesen Arbeiten häufig in der Schlufffraktion, insbesondere wenn die Konzentrationen auf den C_{org} -Gehalt im Schluff bezogen werden. Die Autoren vermuten, daß die organische Substanz des Schluffs aufgrund ihrer hohen Aromatizität eine besonders starke Affinität zu organischen Schadstoffen mit aromatischen Strukturen aufweist. Die Verteilung von PAK und PCB auf Dichtefractionen wurde bislang nicht untersucht. Ebenso fehlen Informationen über die Verteilung beider Schadstoffgruppen auf physikalische Fraktionen in Böden aus tropischen Klimaten.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Verteilung von PAK und PCB auf Korngrößen- und Dichtefractionen in urbanen Böden der tropischen Stadt Bangkok zu untersuchen.

Material und Methoden

Aus den 30 in Bangkok in der Tiefe 0-5 cm beprobten Oberböden wurden für die Korngrößenfraktionierung 10 Proben (M1, M3, M5, M7, M9, M11, M13, C1, C3, C5) und für die Dichtefraktionierung beispielhaft 2 Proben (M3 und C1) ausgewählt. Bei der Auswahl wurde auf ein Mindestalter der anthropogenen Aufschüttungen von 10 Jahren geachtet. Näheres zur Beprobung findet sich bei Wilcke et al. (1997b).

Zur Fraktionierung nach Korngrößen wurden die Bodenproben zunächst mit Ultraschall dispergiert, anschließend durch Naßsiebung bzw. Zentrifugation aufgetrennt. Es wurden 5 Fraktionen gewonnen: Grobsand (gS; 2000-250 μ m), Feinsand (fS; 250-20 μ m), Schluff (U; 20-2 μ m), Ton (T, <2mm) und aufschwimmendes Material (F = Floatables). Die Fraktionierung nach Dichte erfolgte mit Lösungen aus Natriumpolywolframat. Nach Belegung der Kationenaustauscherplätze mit Na⁺ zur besseren Dispergierung wurden die Dichtefractionen sukzessive durch Suspension der Bodenproben in unterschiedlichen Dichtelösungen und anschließender Zentrifugation gewonnen. Die folgenden 5 Fraktionen wurden getrennt: <1,6 g/cm³, 1,6-2,0 g/cm³, 2,0-2,2 g/cm³, 2,2-2,4 g/cm³, >2,4 g/cm³.

Die Extraktion und Analyse von 20 PAK und 14 PCB in Korngrößen und Dichtefractionen erfolgte wie bei Wilcke et al. (1997b).

Ergebnisse und Diskussion

Das Texturspektrum der Bangkokker Böden ist aufgrund der verschiedenen zur Aufschüttung verwendeten Materialien sehr weit (Wilcke et al., 1997b). Es erstreckt sich von Tu über Ls bis zu Su. Bei der Auswahl der Proben für die Fraktionierungen wurde darauf geachtet, das Texturspektrum abzudecken.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

** Division of Soil Analysis, Department of Land Development, Phaholyothin Road, Bangkok, Bangkok 10900, Thailand

Tabelle 1 zeigt die C_{org} -Gehalte im Gesamtboden und in den Korngrößenfraktionen. Auffallend sind die hohen C-Gehalte in der Fraktion F. Diese Fraktion besteht vermutlich größtenteils aus Ruß- und Kohlepartikeln. Abgesehen von ihr nimmt der C_{org} -Gehalt in 8 Proben mit abnehmender Korngröße kontinuierlich zu. Ausnahmen sind allerdings die Standorte M1 und M3. Hier findet sich das C_{org} -Maximum im Grobsand. Zurückzuführen ist dies wahrscheinlich auf einen hohen rezenten Input an partikulärer organischer Substanz.

Die C/N-Verhältnisse werden mit abnehmender Korngröße enger (gS: Mittelwert: $33 \pm$ Standardabweichung: 28; fS: 23 ± 16 ; U: $19 \pm 9,5$; T: $9,5 \pm 2$; F: 9 ± 2). Nimmt man an, daß das C/N-Verhältnis ein Maß für den Zersetzungsgrad der organischen Substanz im Boden darstellt (je enger, desto stärker umgesetzt), so ist davon auszugehen, daß die Tonfraktion die am stärksten umgesetzte organische Substanz enthält. Das C/N-Verhältnis der Fraktion F ist vergleichbar mit derjenigen des Tons.

Tab. 1: C_{org} -Gehalte [%] in den Korngrößenfraktionen.

Standort	C_{org} -Gehalte [%]					C_{ges} -Gehalte [%]
	Gesamtboden	gS	fS	U	T	F
M1	2,31	8,91	1,61	2,05	2,70	23,14
M3	1,24	3,58	0,94	0,88	1,55	21,97
M5	0,51	0,39	0,54	2,73	6,54	24,26
M7	2,64	1,15	1,56	2,83	7,46	25,46
M9	4,06	1,63	1,77	6,20	12,74	26,61
M11	2,52	0,65	2,59	5,54	7,57	22,90
M13	2,46	1,35	2,37	3,34	3,81	21,32
C1	1,86	0,96	1,99	1,83	2,49	20,85
C3	3,18	1,52	3,28	6,17	8,56	27,31
C5	0,99	0,24	0,76	0,48	1,43	19,15

Die C_{org} -Gehalte in den Dichtefractionen nehmen mit zunehmender Dichte ab (Tab. 2). In gleicher Richtung werden die C/N-Verhältnisse enger, wobei der Unterschied zwischen den Fraktionen 2,0-2,2 g/cm^3 , 2,2-2,4 g/cm^3 und $>2,4 g/cm^3$ gering ist. Somit findet sich die am wenigsten umgesetzte und damit jüngste organische Substanz in den beiden Fraktionen $<1,6 g/cm^3$ und 1,6-2,0 g/cm^3 .

Tab. 2: C_{org} -Gehalte [%] und C/N-Verhältnisse in den Dichtefractionen.

Standort		$< 1,6$	1,6 - 2,0	2,0 - 2,2	2,2 - 2,4	$> 2,4$
M3	C_{org} [%]	35,39	23,31	5,82	1,28	0,21
	C/N	22,17	15,97	11,82	7,10	5,28
C1	C_{org} [%]	37,05	20,86	8,48	2,10	0,22
	C/N	15,16	11,10	8,04	6,78	5,60

In Abb. 1 sind die Summenkonzentrationen der 20 untersuchten PAK in den Korngrößenfraktionen aufgetragen. Wie bei den C_{org} -Gehalten sind auch hier die hohen PAK-Konzentrationen der Fraktion F auffallend. Bei Betrachtung der anderen 4 Fraktionen gS, fS, U und T erkennt man ein uneinheitliches Muster hinsichtlich der PAK-Verteilung. An vier der 10 untersuchten Standorte findet sich das Maximum der PAK-Konzentration in der Schlufffraktion. Das steht in guter Übereinstimmung mit Ergebnissen von Böden aus gemäßigten Klimaten. An fast allen anderen Standorten folgen die PAK-Konzentrationen jedoch den Gehalten an C_{org} in der jeweiligen Fraktion. Besonders deutlich ist dies für die Standorte M1 und M3. Hier finden sich maximale PAK-Konzentrationen und höchste C_{org} -Gehalte im Grobsand.

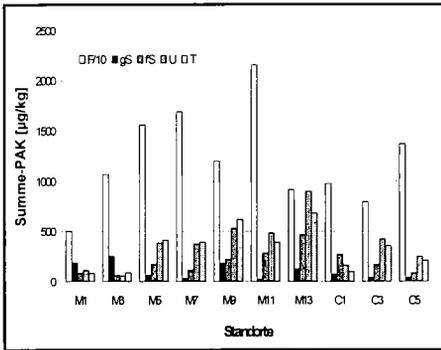


Abb. 1: PAK-Verteilung in den Korngrößenfraktionen.

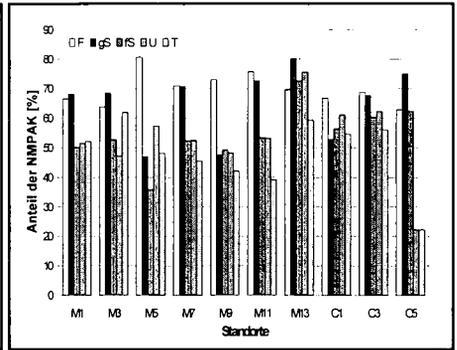


Abb. 2: Anteil der NMPAK an der PAK-Gesamtkonzentration in den Korngrößenfraktionen.

Eine Abnahme des Anteils niedermolekularer PAK (NMPAK = PAK mit Molmasse < 203 g/mol) an der PAK-Gesamtkonzentration weist darauf hin, daß im Zuge der Humifizierung auch PAK, und da vorwiegend die niedermolekularen, abgebaut werden. Tendenziell ist in Abbildung 2 eine solche Abnahme des Anteils der NMPAK mit abnehmender Korngröße festzustellen. Allerdings ist dieses Muster nicht in allen Böden eindeutig ausgeprägt.

Die uneinheitliche Verteilung der PAK-Konzentrationen und die fehlende deutliche Abnahme des NMPAK-Anteils mit kleinerer Korngröße läßt daher vermuten, daß sich die über einen relativ kurzen Zeitraum in Bangkok Böden eingetragene PAK noch nicht mit der organischen Bodensubstanz haben umsetzen können, wie dies in Böden der gemäßigten Breiten mit einem bereits seit Jahrhunderten stattfindenden PAK-Input beobachtet wurde (Guggenberger et al., 1996. Wilcke et al., 1996).

Die PAK-Summenkonzentrationen in den Dichtefractionen beider untersuchter Standorte M3 und C1 nimmt mit zunehmender Dichte ab (Abb. 3). Diese Abnahme folgt der Abnahme der C_{org} -Gehalte. Der Anteil der NMPAK bleibt in allen Fraktionen nahezu konstant (Abb. 4). Mit zunehmendem Zersetzungsgrad der organischen Substanz hin zur höchsten Dichte zeigt sich daher kein fortgeschrittener Abbau von NMPAK.

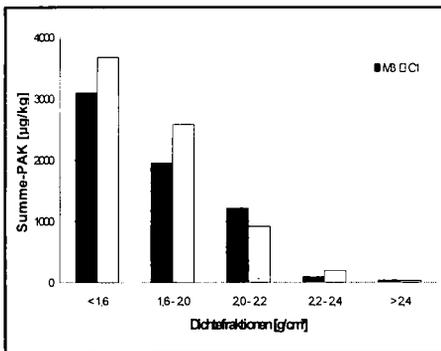


Abb. 3: PAK-Verteilung in den Dichtefractionen der Standorte M3 und C1.

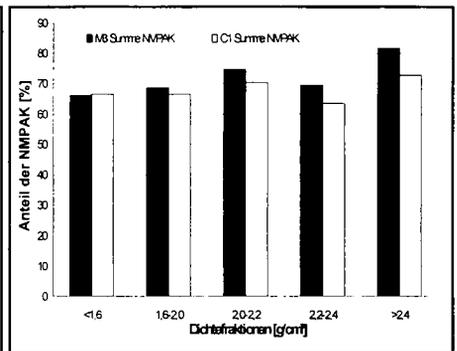


Abb. 4: Anteil der NMPAK in den Dichtefractionen der Standorte M3 und C1.

Die Verteilung der PCB-Summenkonzentrationen liefert sowohl für die Korngrößenfraktionen (Abb. 5) als auch für die Dichtefractionen (Abb. 6) ein ähnliches Bild wie die PAK-Summenkonzentrationen.

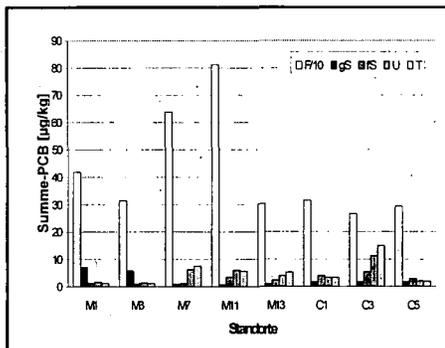


Abb. 5: PCB-Verteilung in den Korngrößenfraktionen.

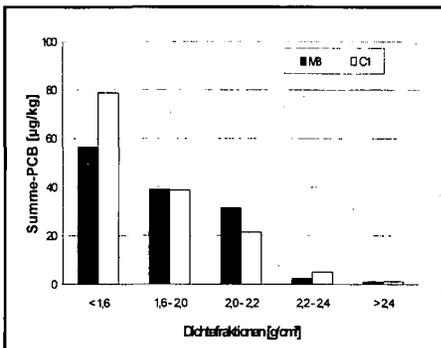


Abb. 6: PCB-Verteilung in den Dichtefractionen.

Schlussfolgerungen

Korngrößen- und Dichtefractionen beschreiben unterschiedliche Pools. Die Verteilung von PAK und PCB auf die Korngrößenfraktionen ist, anders als in Böden der gemäßigten Breiten, uneinheitlich. Aufgrund des - im Vergleich mit den gemäßigten Breiten - kurzen Eintragszeitraumes konnten PAK und PCB wahrscheinlich erst ansatzweise mit der organischen Substanz umgesetzt werden. Diese geringfügige Umsetzung überlagert das reine Verteilungsgleichgewicht zwischen Bodenlösung und organischer Substanz. Die Verteilung von PAK und PCB auf die Dichtefractionen ist hingegen einheitlich. Hier folgen PAK- und PCB-Konzentrationen dem C_{org} -Gehalt.

Dank

Wir bedanken uns bei den Mitarbeitern des Department of Land Development und Frau Chalinee Niamskul vom International Board for Soil Research and Management (IBSRAM).

Literatur

- Christensen, B.T. (1992): Physical fractions of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Sciences* 20, 1-90.
- Guggenberger, G., M. Pichler, R. Hartmann und W. Zech (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest soils: mineral horizons. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 565-573.
- Jones, K.C., J.A. Stratford, P. Tidridge, K.S. Waterhouse und A.E. Johnston (1989): Organic contaminants in Welsh soils: polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 23, 540-550.
- Strek, H.J. und J.B. Weber (1982): Behaviour of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils and plants. *Environ. Pollut.* 28, 291-312.
- Wilcke, W., W. Zech und J. Kobza (1996): PAH-Pools in soils along a PAH-deposition gradient. *Environ. Pollut.* 92, 307-313.
- Wilcke, W., W. Amelung und W. Zech (1997a): Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a rural community leewards of a waste incineration plant. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 369-378.
- Wilcke, W., S. Müller, N. Kanchanakool und W. Zech (1997b): Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bangkoks. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band)*.

Integrative Kennwerte und Strukturen“ - ein Schlüssel zum Erkenntnisgewinn für den Boden- und Landschaftsschutz

von

OPP,Ch.

1. Einführung

Aus der sachlichen Breite und Kompliziertheit der Verflechtungen von Ursachen und Wirkungen sowie aus der räumlich differenzierten Ausdehnung und Verbreitung von Bodenbelastungen und Bodendegradationen resultiert die Notwendigkeit, diese hyperkomplexen Zusammenhänge überschaubar zu gestalten. Das geschieht seit geraumer Zeit in der Regel unter Anwendung des Systemansatzes. Dies setzt jedoch voraus, daß die Systemstruktur und die Vernetzungsregeln (Systemrelationen) bekannt sind. Ein Beispiel eines Ökosystemmodells, das die Systemstruktur und die Vernetzungsregeln zwischen den Kompartimenten sowie die besondere Stellung des Bodens im landschaftlichen Ökosystem zeigt, wurde von RICHTER bereits 1968 veröffentlicht. Sein "Modell des homogenen Geokomplexes" beinhaltet drei Teilmodelle mit sechs Klassen:

- Umsatz von Strahlungsenergie durch physikalische Prozesse
 - Wärmeenergieumsatz bei biochemischen Prozessen
 - Umsatz von Wasser
 - Umsatz von organischer Substanz
 - Umsatz von gasförmiger und gelöster anorganischer Substanz
 - Umsatz von klastischer anorganischer Substanz
- und 72 Gruppen des Stoff- und Energieumsatzes.

Einen wichtigen Beitrag zur Parametrisierung und Algorithmierung solcher Ökosystemmodelle können "integrative Kennwerte" und "integrative Strukturen" übernehmen (vgl. Abb. 1).

Grundsätzlich können aber auch in einigen Fällen einzelne Kennwerte, in der Regel mehrere Einzelwerte für Aussagen zum Boden- und Landschaftsschutz Anwendung finden. Das gilt insbesondere dann, wenn es sich um Durchschnitts- oder Mittelwerte handelt, bzw. diese in Relation zu Norm-, Richt-, Orientierungs-, Grenz-, Schwellen oder Häufigkeitswerten u. a. gestellt werden. Als Beispiele dafür können dienen:

- die Ermittlung des Gesamtgehaltes aus 16 PAK's (nach EPA) sowie Bestimmung der PAK-gehalte nach der Ringstruktur des Molekülaufbaus bzw. der Löslichkeit der PAK's (vgl. BORSDORF, OPP und STACH 1993);
 - die Erfassung des mittleren Durchdringungswiderstandes aus 10-15 Parallelen zur Bewertung der Bodenfestigkeit;
 - die Analyse des mittleren Gehaltes an schnell und langsam dränenden Poren aus mind. 6 Parallelen zur Bewertung des Makroporenflußanteils an der Bodenlösung.
- Durch eine solche zweck- und sachdienliche Kombination von Einzel-Kennwerten werden der Aussagewert erhöht und z. T. schon integrative Aussagen möglich.

* Universität Leipzig, Institut für Geographie, PF 920, D-04009 Leipzig

2. Konzept und Hierarchie integrativer Kennwerte und Strukturen

Neben a priori existierenden Integrativen Strukturen, z. B. Bodencatenen, können viele erst durch die Erfassung von einzelnen Kennwerten und deren Komprimierung zu komplexen integrativen Kennwerten (vgl. Abb. 1) und z. T. mit Hilfe eines auf die jeweilige Kategorie der Kennwert-Integration abzielenden Untersuchungs- und Beprobungsansatzes erschlossen werden.

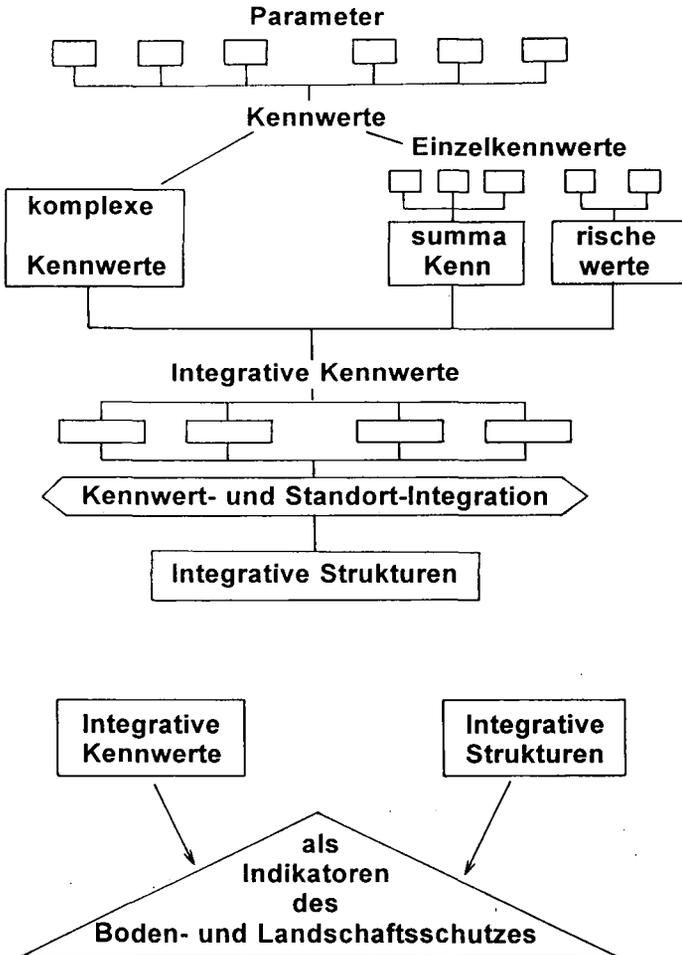


Abb. 1: Hierarchie von Parametern, Kennwerten, integrativen Kennwerten und Strukturen als Indikatoren im Boden- und Landschaftsschutz

Solche Informationen können durch die Untersuchung "integrativer Kennwerte und Strukturen" effektiv erschlossen werden. "Integrative Strukturen" stellen Informationen über die jeweilige Kategorie der Integration, über die Systemstruktur, sowie über die mit der Systemstruktur vernetzten, nicht direkt untersuchten Systemelemente zur Verfügung. Sie können deshalb auch für die Indikation des Boden- und Umweltzustandes eines Gebietes verwendet werden. Nach der Kategorie der Integration können folgende "integrative Strukturen" mit "integrativen Kennwerten" unterschieden werden:

- integrative Raum-Strukturen z. B.: (Boden-)Catenen
- integrative Zeit-Strukturen z. B.: Bodenhorizontprofile
- integrative Stoff-Strukturen z. B.: Korngrößenzusammensetzung
- integrative Prozeß-Strukturen z. B.: Boden-pH-Wert (-Gradienten)
- integrative Informations-Strukturen z. B.: GIS (BIS)

3. Beispiele Integrativer Kennwerte

Integrative Kennwerte sind nicht nur Summen- oder Mittelwerte, sondern sach-, raum-, zeit-, stoff- und informations (hoch-)integrative Werte, die durch ihren integrativen Charakter mehr Aussagen erlauben, als Einzelwerte. Sie dienen sowohl der Kennzeichnung allgemeiner, natürlicher Merkmale der Böden und der Landschaft als auch der Kennzeichnung spezieller, anthropogener Einflüsse.

Als **Beispiele stoff-integrativer Kennwerte** können die folgenden angeführt werden:

- *elektrische Leitfähigkeit* - komplexer Kennwert für die Summe aller gelösten Ionen zur Bewertung der stofflichen Gesamtbelastung von Wässern und der Bodenlösung;
- *pH-Wert* - komplexer Kennwert der Azidität von Böden zur Bewertung des Desorptionspotentials von Böden;
- *Schwermetall-Toxizitätsindex* - komplexer Kennwert aus dem Quotienten der Summe der Relation einzelner Schwermetallgehalte zum jeweiligen Grenzwert und der Anzahl der untersuchten Schwermetalle zur Bewertung der potentiell-summarischen Schwermetalltoxizität;
- *Stoffgehalt der Bodenlösung* - komplexer Kennwert zur Bewertung des leicht verlagerbaren (Makroporenfluß) und leicht löslichen (Desorption) Anteils an der Gesamtstofffraktion;
- *DOM/DOC-Konzentration und Zusammensetzung* - komplexer Kennwert zur Bewertung der potentiellen Schadstoffmobilität (vgl. Kalbitz 1996);
- *Toxisches Äquivalent (TE) von Dioxinen und Furanen* - komplexer Kennwert zur Bewertung des Toxizitätsgrades von PCDD und PCDF bezogen auf das 2,3,7,8-Dioxin (Seveso-Dioxin); (vgl. BORSODORF, OPP und STACH 1993);

Als **Beispiele nicht-stofflicher integrativer Kennwerte** können die folgenden dienen:

- *Reliefenergie* - komplexer Kennwert der Reliefamplituden eines Gebietes zur Bewertung der Erodibilität;
- *Wölbungstyp* - komplexer Kennwert der Konkavität und Konvexität von Hangstandorten zur Bewertung des konvergierend-divergierenden Abflusses;
- *Natürlichkeitsgrad der Vegetation* - komplexer Kennwert für den Grad des menschlichen Einflusses;
- *Albedo* - komplexer Kennwert zur Bewertung der Wärmeleitfähigkeit und des Reflexionsvermögens von Flächen;
- *Porenziffer* - komplexer Kennwert der Quotienten Porenvolumen/Festschubstanz bzw. Dichte der Festschubstanz/Bodendichte zur Bewertung des Wasser-, Gas- und Nährstofftransportvermögens;
- *Porengrößenverteilung* - komplexer Kennwert zur Bewertung des Anteils pflanzen-

verfügbaren Wassers am Bodenwasser.

Für Flächen- bzw. Raumaussagen bietet sich die Verwendung von Integrativen Kennwerten mit direktem Flächenbezug (Flächenanteil integrativer Kennwerte an einer größeren Fläche) an, z. B. der Anteil versiegelter Flächen innerhalb eines urbanen Testgebietes.

Der Aussagewert einzelner Kennwerte und integrativer Kennwerte wird vor allem dann merklich erhöht, wenn der Ermittlung und Auswertung solcher Kennwerte und Indikatoren ein räumlicher Meß-, Beprobungs- und Auswertalgorithmus zu Grunde liegt.

4. Beispiele integrativer Raumstrukturen (durch räumliche Meß-, Beprobungs- und Auswertalgorithmen)

Der unterschiedliche integrative Aussagewert und die Treffsicherheit in Bezug auf die räumliche Differenzierung von Bodenmerkmalen wurde im Vortrag während der DBG-Tagung in Konstanz für die folgenden Meß-, Beprobungs- und Auswertverfahren dargestellt:

- Raster bzw. Felder-Beprobung
- Punkt-Beprobungen, a) für willkürliche Punkte, b) für Typ-Lokalitäten
- Transekt-Beprobungen, a) Diagonal-Beprobung, b) N-Beprobung
- Bodenzustandserhebung (BZE) im Wald
- IfG-Beprobung im Wald
- Punkt-Linien-Beprobung an Catenen
- Fläche-Punkt-Beprobung in Einzugsgebieten mit finalelem Pegel und Kaskadengefügen.

Je größer der Raumbezug im Allgemeinen und der Bezug auf die Gradienten des Umwelt- bzw. Bodendegradationsproblems im Raum im Besonderen bei der Messung, Beprobung und Auswertung, desto höher der raumkonkrete Aussagewert.

Integrative Raumstrukturen dienen dem Erkenntnisgewinn über die räumliche Differenzierung, über die Gradienten von Wirkungen

- kritischer Einträge/Eingriffe in Ökosysteme
- kritischer Zustände in Ökosystemen
- kritischer Austräge aus Ökosystemen.

Darüber hinaus dienen sie dem effektiven Informationsgewinn über umweltrelevante Kennwerte.

5. Fazit

Das Kombinieren und Verschneiden von unterschiedlichen Datenebenen, von

- Kennwerten, - integrativen Kennwerten, - integrativen Raum- und Gradientenstrukturen mittels GIS ist eine hervorragende Möglichkeit, Raum- und Sachstrukturen miteinander zu verknüpfen. Diese technische Möglichkeit erfordert aber - sollen die damit erzielten Ergebnisse die reale Situation widerspiegeln - um so mehr den richtigen Einsatz von Meß-, Beprobungs- und Auswertverfahren.

Die Qualifizierung und Implementierung der Indikatorenbildung durch integrative Kennwerte und Strukturen (vgl. OPP 1989), plus deren Ermittlung nach integrativen Meß- und Beprobungsverfahren sind sachlich und aus finanziellen Gründen notwendig, um die vor uns stehenden Aufgaben, des Boden- und Landschaftsschutzes lösen zu können.

**Schwermetallbelastung der Humusaufgaben von Waldböden
- Ergebnisse der bundesweiten BZE-Auswertung -**

von

RIEK,W.; WOLFF,B.; LUX;W.

Fragestellung

Die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) ermöglicht erstmals flächenrepräsentative Aussagen zum chemischen Status der Waldböden für ganz Deutschland (vgl. Wolff & Riek 1997). Eine der wesentlichen Fragen an das BZE-Datenkollektiv ist die nach dem Ausmaß immissionsbedingter Beeinträchtigungen von Waldökosystemkomponenten. Am Beispiel der Schwermetalle Zink, Cadmium, Kupfer und Blei wird im vorliegenden Beitrag unter häufigkeits- und regionalstatistischen Aspekten das Gefährdungspotential für die Bodenorganismen durch Schwermetallakkumulation im Humus dargestellt.

Material und Methoden

- Erhebungsnetz: 1800 Stichprobenpunkte im systematischen 8x8 km-Grundraster
- Beprobungszeitraum: 1987 - 1993
- Labormethodik gemäß BZE-Anleitung (BML 1990)

Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit anhand von Orientierungswerten für Schwermetallkonzentrationen im Humus mit nachweislich schädigenden Effekten auf Bodenlebewesen nach TYLER (1992):

[mg/kg]	Cu	Zn	Cd	Pb
biochemische Aktivität	20	600	3.5 - 7.0	> 500
Bodenatmung	20	600	3.5 - 7.0	> 500
Stickstoffumsetzung	20	-	-	-
Mikroflora	20 - 35	300	7	> 500
Bodentiere (Invertebraten)	< 100	< 500	> 10	150
kritische Konzentrationen	20	300	3.5	150

Ergebnisse

1. Häufigkeitsverteilungen der Schwermetallkonzentrationen (Abb.1, Tab.1)

Allen Verteilungskurven ist gemein, daß sie bis zum 90-Perzentil in einem - im Verhältnis zur Gesamtspanne - relativ engen Bereich variieren. Die 90-Perzentile liegen etwa 2 bis 3 mal höher als die jeweiligen Mediane. Zwischen 90-Perzentil und Maximalwert besteht stets eine erhebliche Spanne. Die Maximalwerte sind je nach betrachtetem Element 15 bis 20 mal größer als die jeweiligen 90-Perzentile. In diesem Häufigkeitsbereich befinden sich die sehr stark kontaminierten Böden, die sich deutlich von der Mehrheit der mäßig belasteten Böden abheben.

* Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Alfred-Möller-Str.1, 16225 Eberswalde

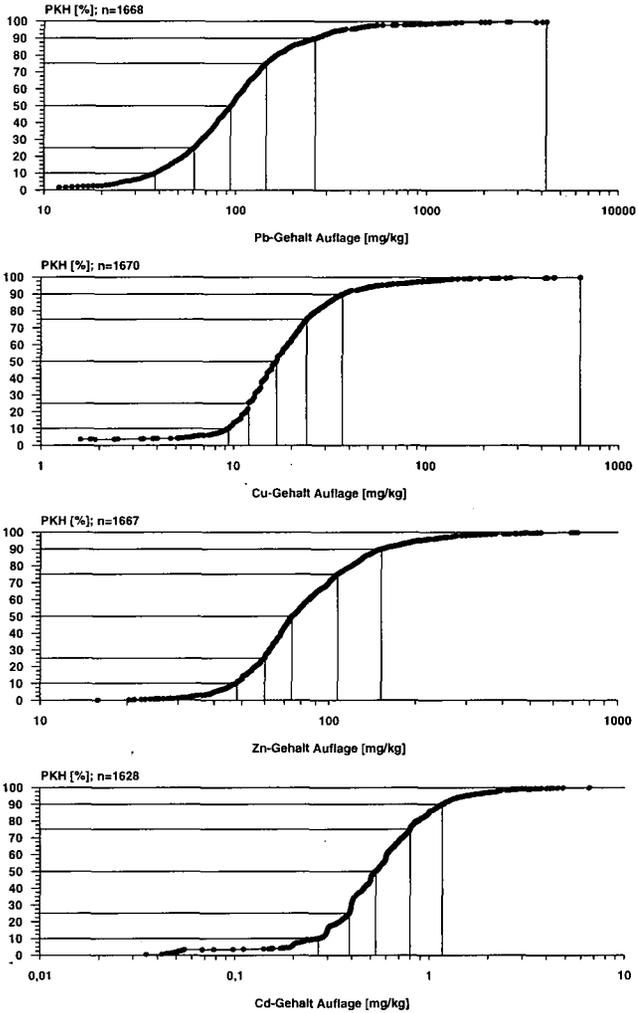


Abb.1: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilungen (PKH) von Pb-, Zn-, Cu- und Cd-Gehalten in Humusauflagen deutscher Waldböden

Tab.1: Perzentile der Schwermetallhäufigkeitsverteilungen

	Min	P e r z e n t i l					Max.
		10	25	50 (Median)	75	90	
Pb	*)	38	61	94	145	261	4211
Cu	*)	9,4	12,0	16,8	24,0	36,9	632,9
Zn	*)	48,0	60,0	74,4	107,3	152,0	2874,5
Cd	*)	0,269	0,390	0,532	0,800	1,17	17,16

*) < Nachweisgrenze

Der Anteil an BZE-Punkten mit kritischen Schwermetallkonzentrationen im Humus ergibt sich für die einzelnen Elemente wie folgt:

Überschreitungen der Orientierungswerte nach TYLER (1992)				
	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>
%-Anteil der BZE-Punkte	24.7	38.4	2	0.7

2. Abhängigkeit vom geologischen Substrat

Aus der Literatur sind Angaben zum geogenen Elementanteil für unterschiedliche Substratgruppen verfügbar (Hindel & Fleige 1991; Blume 1985 und 1990). Unterschiede der geogenen Elementgehalte sind besonders bei den Elementen Kupfer und Zink ausgeprägt. So liegen die Zink- bzw. Kupfergehalte der Böden auf Basalt (mCn-, mCv-Horizont) um den Faktor 10 bzw. 15 höher als die der Böden auf Sand (Cv-Horizont). Die Stratifizierung der Zink- und Kupfergehalte nach Ausgangsgesteinstypen mit unterschiedlicher Schwermetallausstattung (Abb.2) zeigt, daß die Schwermetallgehalte im Humus weitgehend **unabhängig** von der entsprechenden Elementausstattung des Ausgangsgesteins sind.

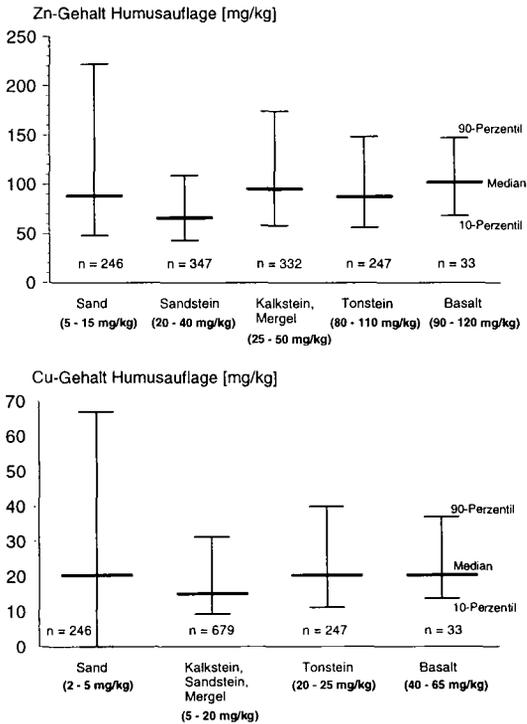


Abb.2: Stratifizierung der Zn- und Cu-Gehalte in Humusauflagen nach Ausgangsgesteinen mit unterschiedlicher Schwermetallausstattung (Literaturangaben in Klammern)

3. Regionale Verteilung

Die kartographische Darstellung der Perzentilklassen läßt deutliche Belastungszentren erkennen (vgl. Deutscher Waldbodenbericht - Band II). Schwermetallgehalte, die das 90-Perzentil überschreiten, treten gehäuft in den Hauptindustriegebieten und traditionellen Erzabbaugebieten (Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Harz, Erzgebirge) sowie in den großstadtnahen Wäldern (Berlin, Hamburg) auf. Neben möglichen geogenen Faktoren (Lagerstätten) zeichnen die Perzentilklassen großräumig somit im wesentlichen die Lage der Hauptemittenten nach. Weitere punktuelle Belastungszentren (z.B. in Brandenburg) lassen sich teilweise mit lokalen metallverarbeitenden Industrieansiedlungen in Verbindung bringen.

Bemerkenswert sind die erhöhten Zink- und Cadmiumgehalte im Bereich der Bayerischen Kalkalpen sowie der Frankenalb. Im Alpenbereich kann von geringen anthropogenen Zink- bzw. Cadmiumeinträgen durch Nahemittenten ausgegangen werden. Auch die Gehalte des dort anstehenden carbonatischen Ausgangsgesteins sind im Vergleich zu anderen Festgesteinen nicht übermäßig mit Cadmium und Zink ausgestattet. Daher muß angenommen werden, daß die hier auftretenden hohen Cadmium- und Zinkgehalte in den Humusauflagen auf pH-bedingt verstärkte Akkumulation der **ubiquitären** Einträge zurückzuführen ist.

Schlußfolgerungen

Die Schwermetallgehalte der Humusauflagen zeigen keine wesentliche Abhängigkeit von der geogenen Ausstattung der unterschiedlichen Substrate. Sie verdeutlichen insgesamt ein erhebliches Ausmaß atmogener Schwermetalleinträge. Die regionale Verteilung der Perzentilklassen läßt Belastungsschwerpunkte erkennen, welche häufig durch lokale Emittenten erklärbar sind.

Kritische Konzentrationen, bei deren Überschreitung mit einer Beeinträchtigung der Bodenorganismen zu rechnen ist, werden vor allem bei Blei und Kupfer überschritten. Bei der weiteren Versauerung der Böden ist in Zukunft mit einer zunehmenden Mobilisierung dieser in der Auflage stark akkumulierten und gebundenen Schwermetalle zu rechnen.

Bei den mobileren Schwermetallen Zink und Cadmium ist anzunehmen, daß auf Standorten mit stark sauren Auflagen größere Mengen dieser Elemente in den Mineralboden verlagert worden sind bzw. mit dem Sickerwasser das System bereits verlassen haben. Hierfür spricht der Befund, daß sich die Cd- und Zn-Gehalte in den Humusauflagen pH-neutraler Standorte grundsätzlich in Größenordnungen bewegen, wie sie für die stark sauren Standorte in Hauptbelastungsgebieten ermittelt worden sind.

Literatur

- BLUME, H.P. (1985): Schwermetallbelastung Berliner Böden. In: Arbeitshefte Berliner Gewässer- und Bodenschutz Nr.2.
- BLUME, H.P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg / Lech.
- BML (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung. Bonn.
- HINDEL, R., FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile. UBA Texte 10/91. Umweltbundesamt (Hrsg.). Berlin.
- TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. SNV-Report 4078. Solna.
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Band I + II. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 bis 1993 (BZE). BMELF (Hrsg.). Bonn.

Integrale Beurteilung sanfter Bodensanierungen bei großflächigen Schwermetallbelastungen: Die ökologische Perspektive

von

SCHÄRLI, M.A.; TIETJE, O.; HEITZER, A.; HESKE, S.; SCHOLZ, R.W.

Einleitung

Bezogen auf Altlasten und belastete Böden stehen die Behörden und Entscheidungsträger in der Schweiz wie auch in Mitteleuropa unter dem Druck, eine Risikostrategie vorzunehmen. Dabei sind sie mit einer Vielzahl von ökologischen, technischen, ökonomischen und sozialen Problemstellungen konfrontiert, zu denen oft nur unzureichendes und unsicheres Wissen zur Verfügung steht (Scholz et al 1997).

Damit ein technisches Verfahren zur Bodensanierung erfolgreich eingesetzt werden kann, braucht es deshalb vor allem Bewertungsmethoden zur Qualitäts- und Erfolgskontrolle, welche einen Nachweis der Reduktion des Risikopotentials, der ökologischen Wirksamkeit, der ökonomischen Effizienz, der technischen Umsetzbarkeit, der Verhältnismässigkeit sowie der gesellschaftlichen Akzeptanz ermöglichen (Abb. 1).

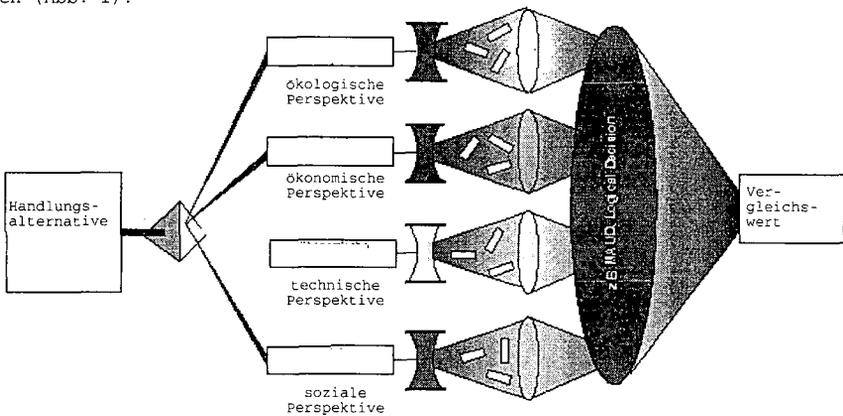


Abb. 1: Integrale Bewertung einer Sanierungsalternative mit Hilfe des Brunswik'schen Linienmodell (Brunswik, 1950)

Im Rahmen des Schwerpunktprogrammes Umwelt (SPPU) des schweizerischen Nationalfonds wird untersucht, ob grossflächige, durch Schwermetalle belastete Böden mittels Phytoremediation saniert werden können. Bei der ökologischen Bewertung stellt sich dabei insbesondere die Frage, ob die mit einer Sanierung verbundenen Aktivitäten nicht selbst eine grössere Umweltbelastung darstellen als der Schaden, der durch die Sanierung behoben wird. Um dies zu prüfen und um verschiedene Alternativen miteinander zu vergleichen, wurde die ökologische Effizienz definiert. Dabei wird der ökologische Nutzensgewinn einer Sanierung dem verursachten ökologischen Schaden gegenübergestellt. Dadurch werden unterschiedliche Massnahmen und ihre ökologischen Auswirkungen vergleichbar.

¹ Alle Autoren: Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich, ETH-Zentrum HCS, 8092 Zürich

Das Objekt

Die Untersuchungen wurden an einem realen Fall durchgeführt. Das Gemeindegebiet von Dornach (CH), westlich von Basel, wurde bis in die 80-er Jahre durch die Emissionen der Buntmetallfabrik mit Schwermetallen belastet (Totalgehalte in den obersten 20 cm des Bodens: Cd bis 5 ppm, Cu bis 2700 ppm, Zn bis 2600 ppm). Das am stärksten betroffene Gebiet (Abb. 2, Tab. 1) von rund 3,5 ha wurde als Untersuchungsobjekt herangezogen.

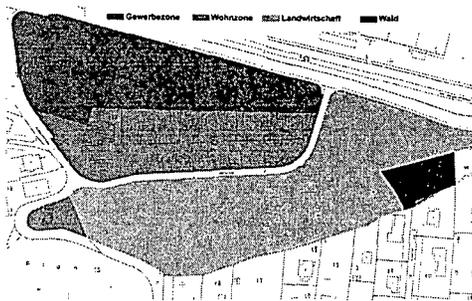


Abb.2: Untersuchungsgebiet aufgeteilt nach Nutzung

Tab. 1: Flächenanteil der Nutzung

Nutzung	Fläche (m ²)
Gewerbe	6'895
Wohnen	7'206
Landwirtschaft	15'922
Wald	1'173
überbaut	3'912
Total	35'108

Methoden

Ökologischer Nutzengewinn

Durch die Raumplanung und der daraus resultierenden Nutzung der Flächen im Siedlungsraum ist auch der ökologische Anspruch an diese Flächen unterschiedlich. Daher wurde unter Berücksichtigung der effektiven Nutzung eine Nutzenfunktion in Abhängigkeit der Schwermetallbelastung definiert (Abb. 3). Dazu wurden die in der schweizerischen Gesetzgebung (Verordnung über die Belastung des Bodens) (Schweizerische Bundesrat, 1997) vorhandenen Werte (Richt-, Prüf-, und Sanierungswert) berücksichtigt, wobei diese folgende Bedeutung haben:

Richtwert: Bei Belastungen bis zum Richtwert ist die Bodenfruchtbarkeit langfristig gewährleistet ⇒ Nutzen = 1

Prüfwert: Beim Überschreiten des Prüfwertes ist die Bodenfruchtbarkeit langfristig nicht gewährleistet und es können Nutzungseinschränkungen verordnet werden ⇒ Nutzen = 0,5

Sanierungswert: Bei Erreichen des Sanierungswertes wird ein Nutzungsverbot ausgesprochen und der Boden muss saniert werden ⇒ Nutzen = 0

Während der Richtwert unabhängig von der Nutzung festgelegt wurde, sind die Prüf- und Sanierungswerte nutzungsabhängig.

Um den ökologisch relevanten Anteil des Bodens einer einzelnen Parzelle zu bestimmen, wird mit Hilfe des Biotopflächenfaktors (BFF) (Senatsverwaltung, 1993; Umweltbehörde, 1997) die nicht versiegelte Fläche der Parzelle ermittelt. Multipliziert mit dem entsprechenden Nutzen (Abb. 3) kann für jede Parzelle der entsprechende Parzellenindex (PI) bestimmt werden.

$$PI_i = \frac{1}{\text{Grundstücksfläche}(m^2)} * \sum_{k=1}^n \text{Teilfläche}_k * BKW * N_k$$

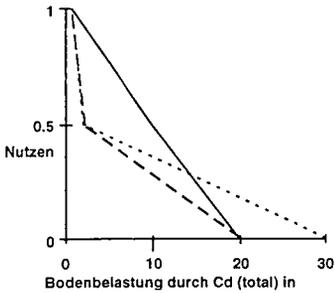


Abb. 3: Nutzenfunktion in Abhängigkeit der Cd-Belastung und der Nutzung (— Gewerbe/Industrie, ---- Wohngebiet, Landwirtschaft)

Die Summe der einzelnen Parzellenindices führen dann zum Flächenindex (FI), welcher den ökologischen Nutzen eines Gebietes darstellt. Damit kann über die Nutzenfunktion der ökologische Nutzensgewinn (Flächenindex nach Sanierung minus Flächenindex vor Sanierung) einer Sanierung bestimmt werden.

Ökologischer Schaden

Auch eine Sanierung durch Phytoextraktion ist immer mit Energie- und Stoffflüssen verbunden welche auch negative Umwelteinflüsse verursachen. Um diese Auswirkung auf die Umwelt zu erfassen, wurde für die Phytoremediation eine Ökobilanzierung erstellt. Dabei wurden die drei Hauptprozesse Bodenbearbeitung, Saatt-Pflege-Ernte und als Drittes die Entsorgung (Verbrennung in KVA mit Rauchgasreinigung) betrachtet. Die Aggregation der einzelnen Auswirkungen erfolgte mit dem Eco-Indicator 95 (Goedkoop, 1995). Als funktionale Einheit dient die Sanierung von 1 m² Boden auf einen festgelegten Restgehalt an Schwermetallen.

Resultate

Vergleich der unterschiedlichen Nutzungen

Berechnet man die ökologische Effizienz für die einzelnen Nutzungen in Abhängigkeit der Cd-Reduktion, zeigt sich folgendes Bild (Abb. 4):

Gewerbe: Die Eco-Efficiency nimmt mit fortschreitender Sanierung ab, d.h. der zusätzlich verursachte Schaden für jede weitere Cd-Reduktion nimmt relativ gesehen zu.

Hausgärten/Landwirtschaft: Bei einer Reduktion des Cd-Gehaltes bis zum Prüfwert (2 ppm) ändert sich die Eco-Efficiency nicht. Erst nach dem Unterschreiten des Prüfwertes ist eine starke Zunahme der Effizienz ersichtlich, die bis zum Erreichen des Richtwertes (0,8 ppm) weiter steigt.

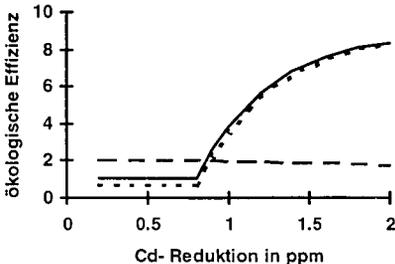
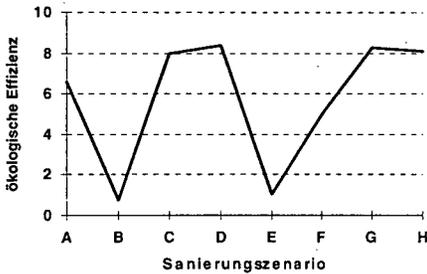


Abb. 4: Die ökologische Effizienz einer sanften Bodensanierung mit Tabak in Abhängigkeit der Cd-Reduktion im Boden (ausgehend von einem Totalgehalt von 2.8 ppm) und der Nutzung : ---- Gewerbe/Industrie, — Wohngebiet, Landwirtschaft

Bezogen auf die gesamte Fläche

Für das gesamte Untersuchungsgebiet (Abb. 2) wurden verschiedene Sanierungsszenarien durchgespielt. Dabei zeigt sich deutlich (Abb. 5), dass Szenarien, in de-

nen die landwirtschaftlichen Teilflächen und Hausgärten klar unter den Prüfwert saniert werden von der ökologischen Effizienz her gesehen deutlich besser abschneiden als jene Szenarien, in welchen nur auf den Prüfwert saniert wird.



Szenario	Sanierung auf ppm Cd		
	Wohnen	Gewerbe	Landw.
A	0.8	0.8	0.8
B	2.0	/	2.0
C	1.0	/	1.0
D	0.8	/	/
E	2.0	/	/
F	0.8	/	2.0
G	0.8	/	0.8
H	0.8	/	1.0

Abb. 5: Ökologische Effizienz der Phytoextraktion mit Tabak in Abhängigkeit des Sanierungszenarios (ausgehend von einer Cd- Belastung von 2.8 ppm)

Perspektiven

Einerseits werden die vorliegenden Resultate mit weiteren Hyperakkumulatoren (*Thlaspi caerulescens*, *Alyssum murale*, *Zea mais*, *Brassica napus*) verglichen und andererseits den etablierten harten Sanierungsmaßnahmen (wie eine Bodenwäsche) gegenübergestellt. Auch werden Möglichkeiten der Akkumulationssteigerung - und damit verbunden eine Reduktion der Sanierungszeit- durch Mobilisierung der Schwermetalle mit natürlichen Säuren genauer untersucht.

Danksagung

Besonderer Dank gilt den Mitgliedern der Schwermetallgruppe des integrierten Projektes Boden (IP Boden) für die Bereitstellung der Felddaten. Diese Arbeit wird unterstützt durch den schweizerischen Nationalfonds

Literatur

- Brunswick, E. (1950): Perception and the representative design of psychological experiments. University of California Press, Berkeley.
- Goedkoop, M. (1995): The Eco-Indicator 95. PRÉ Consultants, Amersfoort.
- Scholz R.W., A. Heitzer, T.W. May, N. Nothbaum, J. Stünzi und O. Tietje (1997): Datenqualität und Risikoanalysen - Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung. In S. Schulte-Hostede, R. Freitag, A. Ketttrup und W. Fresius (Eds.): Altlasten-Bewertung: Datenanalyse und Gefahrenbewertung. Ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg, 1-29.
- Schweizerische Bundesrat (1997): Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), Entwurf 3/97. EDMZ, Bern.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.), (1993): Der Biotopflächenfaktor BFF. Berlin.
- Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.), (1997): Grünvolumenzahl und Bodenfunktionszahl. Schriftenreihe Umweltbehörde Heft Nr.9. Hamburg.

Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen - Bodenschutz-Fachbeitrag zum Gebietsentwicklungsplan

von

SCHRAPS,W.G.; SCHREY,H.P.

Schutzwürdige Böden des Landes Nordrhein-Westfalen werden vom Geologischen Landesamt NRW auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte im Maßstab 1 : 50 000 EDV-gestützt in einer landesweit einheitlichen Karte "Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen" ausgewiesen. Die Ergebnisse bilden als digitales Kartenwerk mit textlichen Erläuterungen den "Bodenschutz-Fachbeitrag zum Gebietsentwicklungsplan".

Dargestellt werden Böden mit besonderem Erfüllungsgrad in ihrer Funktion als

- natürlicher Lebensraum,
- Produktionsgrundlage der Landwirtschaft,
- Archiv und Dokument der Natur- und Kulturgeschichte.

Die Auswertungskarte faßt die Einheiten der zu Grunde liegenden Bodenkarte in drei Kategorien zusammen:

1. Böden mit extremen Wasser- und Nährstoffangeboten

In diese Kategorie fallen Moore, Anmoor- und Naßgleye mit weitgehend natürlichem Wasserhaushalt, regional Auenböden mit rezenter Überflutung, Stagnogleye und Pseudogleye mit starker bis sehr starker Staunässe, trockene, tiefgründige, nährstoffarme Sand- und Schuttböden sowie trockene Felsböden. Die Ausweisung basiert auf Bodentyp, Bodenwasserhaushalt und Ausgangssubstrat der Bodenbildung. Die ausgewiesenen Böden sind häufig Extremstandorte und haben als Teil des natürlichen Lebensraums eine hohe Bedeutung für die Biotopentwicklung.

2. Böden mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit

Hierzu zählen Böden regional hoher Bodenfruchtbarkeit, meist (Para-) Braunerden, Kolluvisole und Braunauenböden. Die Ausweisung selektiert Bodentypen, die erfahrungsgemäß eine hohe und sichere landwirtschaftliche Produktion ermöglichen. Bewertungsmaßstab ist hier die nutzbare Feldkapazität als Kennwert für die Speicherung pflanzenverfügbaren Bodenwassers und die Kationenaustauschkapazität als Maß für die Nährstoffspeicherungsfähigkeit. Die Selektion wird abgestützt durch die Wertzahlen nach der Bodenschätzung. Schutzwürdig und sicherungsbedürftig ist hier die hohe Bodenfruchtbarkeit als natürliche, standortgebundene Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft.

3. Regionaltypische und/oder besonders seltene Böden

Dargestellt werden Tschernosem(relikt)e, Plaggenesche (darin vereinzelt Tiefpflugkulturen, Wölbäcker u. ä) sowie Böden aus Quellen- oder Sinterkalk, aus Mudden oder Wiesenmergel, aus Vulkaniten sowie aus tertiärem oder kreidezeitlichem Lockergestein. Die Ausweisung basiert auf der Selektion seltener Bodentypen, Entwicklungsprozesse oder Ausgangssubstrate.

Die Böden als Archive der Natur- und Kulturgeschichte dokumentieren Bodenentwicklungen auf sehr seltenen Ausgangssubstraten. Sie sind schutzwürdig einerseits aufgrund der Seltenheit ihrer Merkmalsausprägung, andererseits aufgrund ihrer Bedeutung für Studien zur Prognose der Bodenentwicklung auf anderen Flächen.

Nicht ausgewiesen werden schutzwürdige Böden mit einer hohen Schutzfunktion für das Grundwasser (gute physikalische und chemische Filterwirkung).

Die Kriterien zur Ausweisung schutzwürdiger Böden gelten nur eingeschränkt für dicht besiedelte sowie gewerblich oder industriell genutzte Stadtbereiche. Überbauung, Versiegelung, Verdichtung, Auf- und Abtrag natürlicher oder technogener Substrate, Grundwasserstandsänderungen sowie erhöhte Stoffeinträge verändern nachhaltig und räumlich sehr heterogen den Bodenaufbau und die Bodenfunktionen. In Abhängigkeit von Art und Intensität der Nutzung kann daher die primäre Schutzwürdigkeit von Böden herabgesetzt oder aufgehoben sein.

Das Kartenwerk "Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen" wird digital vorgehalten für Ausgaben in den Maßstäben 1 : 25 000 bis 1 : 100 000. Jedem Kartenblatt liegt eine blattspezifische Erläuterung bei, die die Auswertungskriterien konkretisiert und Ergänzungen des Konzeptes dokumentiert.

Der Erhebungsmaßstab 1 : 50 000 läßt die Darstellung lokaler Besonderheiten nicht zu. Für kleinräumige Planungen und Maßnahmen kann das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen stärkere Detailgenauigkeit und neueste Erkenntnisse aus großmaßstäbigen Bodenkartierungen im Maßstab 1 : 5 000 in die Verfahren der Gebietsentwicklungsplanung einbringen, um der räumlichen Variabilität von Böden ausreichend Rechnung zu tragen.

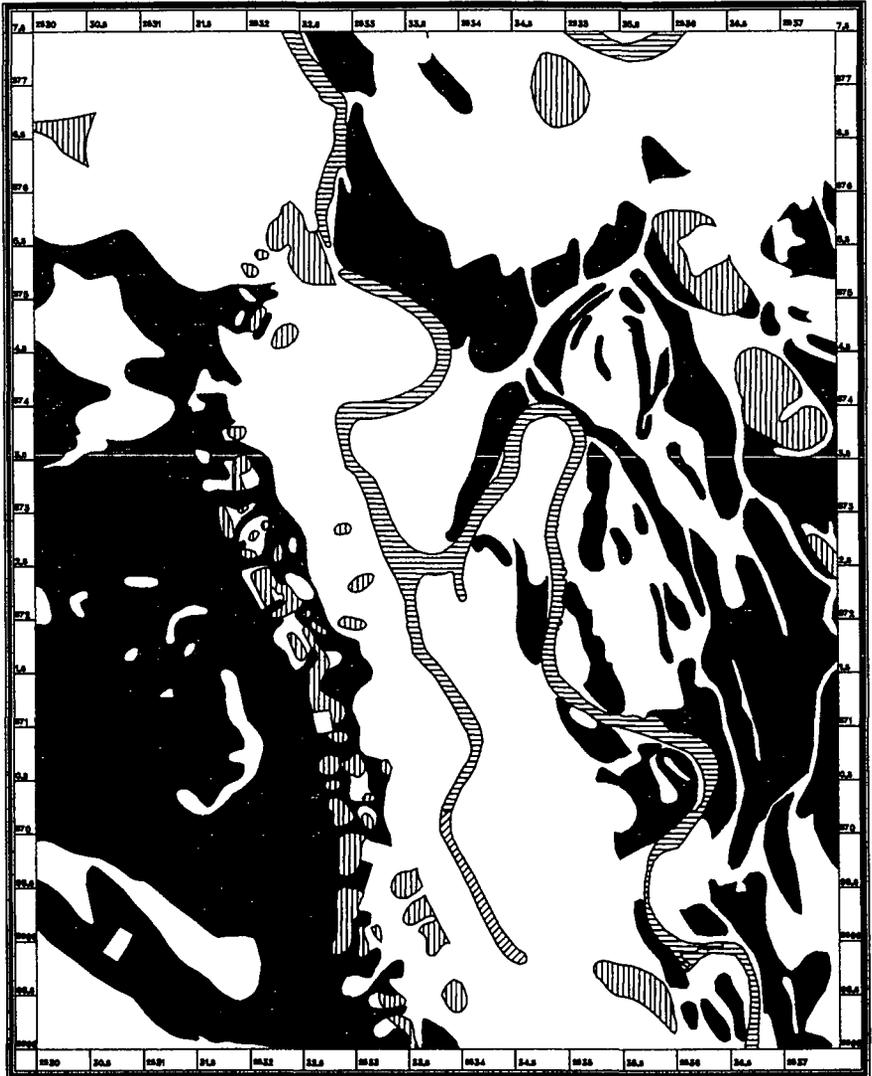
W. G. Schraps und H. P. Schrey (1997): Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen - Bodenkundliche Kriterien für eine flächendeckende Karte zum Bodenschutz. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, **160**, 407 - 412.

Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen 1 : 50000

Herausgegeben vom Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen

Digitale Bearbeitung: H.P. Schrey

L4504 Moers



**Böden mit extremen Wasser- und Nährstoffangeboten
als natürlicher Lebensraum**



Moorböden
Hoch- und Niedermoore
mit natürlichem Wasserhaushalt oder nur
geringfügig abgesenkten Wasserständen



Grundwasserböden
Naß-, Moor-, Anmoor-, z. T. Gleye,
regional Auen mit rezenter Überflutung
mit natürlichem Wasserhaushalt oder nur
geringfügig abgesenkten Wasserständen



Staunässeböden
Stagnogleye, (Anmoor-) Pseudogleye
mit starker bis sehr starker Staunässe



trockene, tiefgründige Sand- und Schuttböden
Regosole, (Braunerde-) Podsole und Podsol-Braunerden



trockene Felsböden
Ranker und Rendzinen

**Böden mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit
als Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft**



Böden mit regional hoher Bodenfruchtbarkeit
meist Parabraunerden und Braunauenböden

**Regionaltypische und/oder besonders seltene Böden
als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte**



Tschernoseme



Böden aus Quell- und Sinterkalken



Böden aus Mudden oder Wiesenmergel



Böden aus Vulkaniten



Plaggenesche und tiefreichend humose Braunerden,
oft mit regional hoher Bodenfruchtbarkeit



Böden aus tertiärem Gestein



Böden aus kreidezeitlichem Gestein

**Nicht ausgewiesen werden schutzwürdige Böden
mit einer hohen Schutzfunktion für das Grundwasser
(gute physikalische und chemische Filterwirkung).**

Der Erhebungsmaßstab 1 : 50000 läßt die Darstellung lokaler Besonderheiten nicht zu. Für kleinräumige Planungen und Maßnahmen kann das Geologische Landesamt NRW stärkere Detailgenauigkeit und neueste Erkenntnisse in die Verfahren der Gebietsentwicklungsplanung einbringen, um der räumlichen Variabilität der Böden ausreichend Rechnung zu tragen.



Bodenflächen-Bilanzierung als Voraussetzung für die nachhaltige Nutzung von Böden

von

SCHWARZ, J.; BEYER, L.

1. Problemstellung

Das am 12. Juni diesen Jahres vom Deutschen Bundestag verabschiedete Bundesbodenschutzgesetz formuliert für den Bodenschutz Zielvorgaben, die erst durch untergesetzliche Regelwerke Wirksamkeit erlangen. Hierfür bedarf es geeigneter bodenkundlicher Methoden, die helfen, konkrete Handlungsempfehlungen für die planerische Praxis abzuleiten.

Als vorrangiges Ziel nennt das Bodenschutzgesetz in §1: „...nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen.“ „Die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes“, welche den Boden einschließt, ist nach §1 des Bundesnaturschutzgesetzes „als Lebensgrundlage des Menschen ...nachhaltig“ zu sichern. Auch im Baugesetzbuch wird der Aspekt der Nachhaltigkeit in §1 (5),2 implizit berücksichtigt: „Mit Grund und Boden soll sparsam und schonend umgegangen werden.“ Aus dieser Normsetzung ergibt sich die Fragestellung nach Definition, Dimensionierung und Objektivierung von „nachhaltig“, „sparsam“ und „schonend“. Auch der Bericht der „Weltkommission für Umwelt und Entwicklung“ (Brundtlandbericht) sowie die Umweltkonferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro fordern eine nachhaltige Nutzung von Böden. Damit sind große Umsetzungsprobleme verknüpft:

1. der Begriff der Nachhaltigkeit ist in bezug auf die Bodennutzung nicht ausreichend definiert,
2. die Nachhaltigkeit der Bodennutzung ist mit bestehenden Methoden nicht planbar und überprüfbar,
3. es fehlen Indikatoren und quantifizierbare Einzelziele

Bodennutzung ist als nachhaltig i. S. der „Rio-Konferenz“ zu bezeichnen, wenn das Maß der Nutzung der Ressource Boden nicht über die zeitgleiche Regenerierung bzw. Neubildung hinausgeht. Dies überprüfen zu wollen, bedeutet u. a. bodengenetische Prozesse bilanzierbar machen zu müssen. Die Entwicklung einer Methode zur Erfassung und Steuerung der Nachhaltigkeit der Bodennutzung ist daher dringend notwendig. Grundvoraussetzung hierfür ist die Entwicklung eines neuen Indikators, mit dem Böden als Bodenkörper mit zeitlicher Ausdehnung beschrieben werden können.

Es soll hier ein Konzept für ein Bodenflächen-Bilanzsystem auf der Basis eines Indikators vorgestellt werden, der die Inanspruchnahme von bodengenetischen Zeiträumen und Bodenflächen zu einer Orientierungszahl zusammenfaßt. Die umfangreichen bodengenetischen Grundlagen in der wissenschaftlichen Literatur könnten auf diese Weise für die Bilanzierung der Nachhaltigkeit von Bodennutzungen eingesetzt werden.

2. Zeit und nachhaltige Bodennutzung

„Der Boden ist keine unveränderliche Masse, die Bodenmerkmale sind keine Konstanten.“ (Kubiens 1986). Böden sind ständig Merkmalsänderungen unterworfen, die sich in charakteristischen Rhythmen vollziehen. Beispiele hierfür sind die im Jahresrhythmus stattfindenden Feuchtigkeitsschwän-

kungen des Bodens oder der jährliche Gang des Bodenlebens. Diese reversiblen Merkmalsänderungen „sind mit Schwingungen charakteristischer und standortspezifischer Frequenz und Amplitude vergleichbar“ (Kubierna 1986). Erst wenn der Zeithorizont weiter gefaßt wird, „schwingt der reversible Änderungsprozess in eine irreversible Entwicklungslinie aus“ (Kubierna 1986). Diese Entwicklungslinie stellt einen dynamischen, von Ausgangsmaterial und Umweltbedingungen (bodengenetische Potentiale) abhängigen Prozeß auf der Zeitachse, dar - die Bodengenese.

Solcherart natürliche Rhythmen kann man nicht nur im Bereich der Bodenbildung feststellen, sie sind auch für die ganze Biozönose charakteristisch. Im Rahmen der Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung gibt es daher Überlegungen, diese Rhythmen zu einer „Ökologie der Zeit“ zusammenzufassen (Held 1996). Neben der Lebewelt haben auch Fossilien einen eigenen, für den Menschen wegen seiner sehr langen Zeiträume nicht leicht feststellbaren, Rhythmus. Nutzinger (1995) nennt daher folgerichtig fossile Energielagerstätten „akkumulierte Zeit“ und verfolgt den „Abschied vom beschleunigten Verbrauch akkumulierter Zeit“. Analog dazu versteht das hier vorgestellte Forschungskonzept Bodennutzung u. a. als einen „bodengenetischen Zeitverbrauch“. Das impliziert, die Zeit als zentralen Faktor in die Bilanzierung der Nachhaltigkeit von Bodennutzungen einzubeziehen.

3. Bodengenetisch orientierte Bodenflächen-Bilanzen

Kernstück des hier vorgestellten Konzeptes für eine bodengenetisch orientierte Bilanzierung der Nachhaltigkeit von Bodennutzungen ist ein Indikator, der die Inanspruchnahme von Bodenflächen und bodengenetischen Zeiträumen zu einer Orientierungszahl zusammenfaßt. Vereinfacht dargestellt ist diese Orientierungszahl das Produkt aus Fläche und bodengenetischem Zeitraum (in ha x Jahren). Bezogen auf Bodennutzungen oder Eingriffe in den Bodenhaushalt kann eine Inanspruchnahme der Ressource Boden quantifiziert werden. Bodenneubildung und Renaturierungsmaßnahmen können als Regeneration mit derselben Orientierungszahl quantifiziert werden. Schädliche Bodenveränderungen einerseits und Bodenregeneration andererseits können zu einer bodengenetisch orientierten Gesamtbilanz jeweils für einzelne Bodentypen oder Bodenfunktionen zusammengefaßt werden (der Entwurf für ein solches Bilanzsystem ist in Abb. 1 dargestellt).

Eine Abschätzung der Inanspruchnahme bodengenetischer Zeiträume bzw. bodengenetischer Entwicklungsmöglichkeiten von Substraten und Böden erfordert die Synthese bodengenetischer Kenntnisse zu zwei Wissensbasen:

Einerseits wird ein Katalog „bodengenetische Potentiale“ benötigt, in dem wissenschaftliche Untersuchungen zur Bodengenese geogener und anthropogener Ausgangssubstrate zusammengefaßt werden. Andererseits wird ein Schätzrahmen „bodengenetische Nutzungseffekte“ zur Bewertung von Eingriffen in den Bodenhaushalt aus bodengenetischer Sicht benötigt. Umfassende Untersuchungen zu diesem Themenbereich finden sich in der Literatur zur Chronosequenzforschung. Aus diesem Zweig der Bodenforschung lassen sich zahlreiche Untersuchungen für die Entwicklung eines bodengenetisch orientierten Indikators verwenden:

Beispiele natürlicher Chronosequenzen:

- in Gletschergebieten (Alpen, Arktis, Antarktis)
- im Küstenbereich (sea-level-Chronosequ.)
- in Seengebieten
- in der Nähe von Fließgewässern (river-terraces)
- auf Flächen aus luftbürtigen Sedimenten
- auf durch Erdbeben entstandenen Böden

Neben den Chronosequenzen natürlicher Herkunft sind für dieses Forschungsvorhaben gerade auch anthropogen beeinflusste Standorte von besonderem Interesse, da durch sie ein Bezug zum Nutzungseinfluß bzw. zu Eingriffen in den Bodenhaushalt hergestellt werden kann:

Entwurf für ein **Bodenflächen-Bilanzsystem**

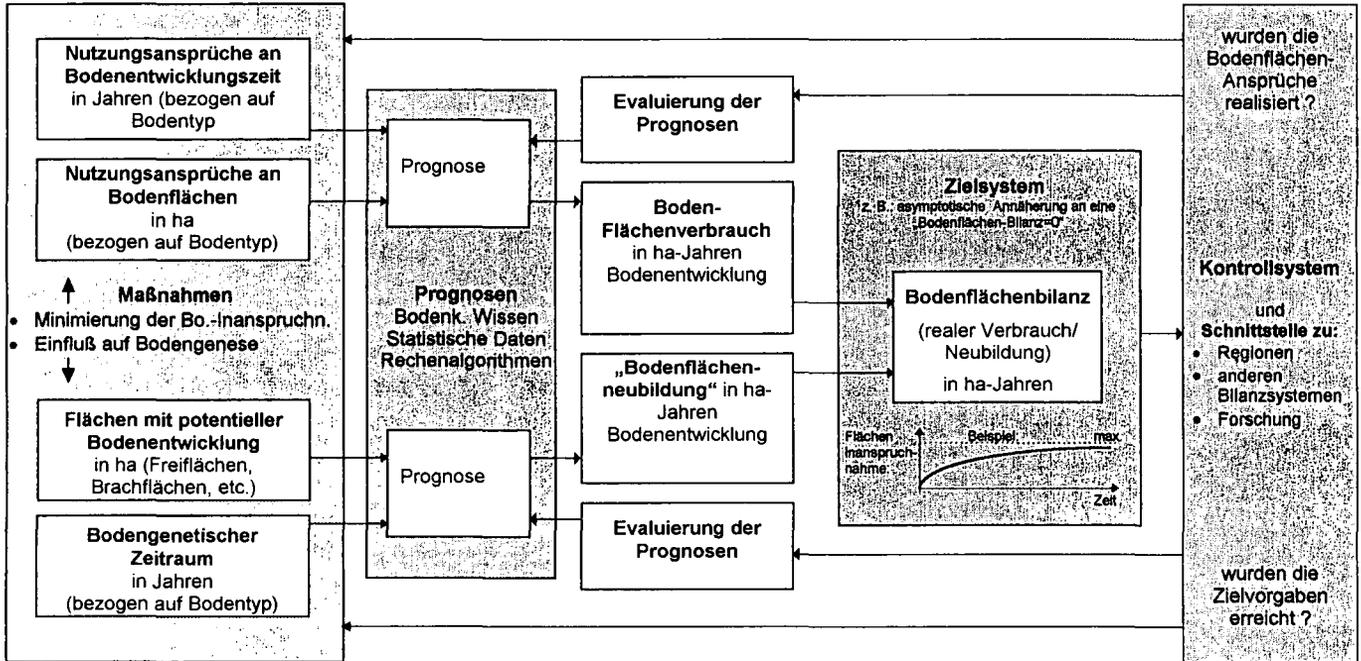


Abb. 1: Bodenflächen-Bilanzsystem

Beispiele für Chronosequenzen auf anthropogen überformten Standorten:

- Braunkohlentagebau
- Steinkohlenabraumhalden
- Sanddünen nach Abbautätigkeiten
- Landwirtschaftliche Nutzflächen
- Brachäckern
- Hafenschlick
- Spülfelder

Ein Katalog „bodengenetiche Potentiale“ bietet gute Voraussetzungen, um neben bodenphysikalischen auch bodenbiologische Entwicklungsprozesse in einer gemeinsamen Datenbasis zu integrieren, da sich die Entwicklungsstadien häufig zeitlich parallel darstellen lassen. Ein Schätzrahmen „bodengenetiche Nutzungseffekte“ sollte sich größtenteils von dieser Datenbasis ableiten lassen. Untersuchungen zum Einfluß von Nutzungen auf Böden sowie bestehende Indikatoren mit zeitlichem Bezug können ebenfalls für den Schätzrahmen Verwendung finden.

4. Zusammenfassung

Durch die Erweiterung der Begrifflichkeit des Bodens um die zeitliche Dimension werden die Grenzen der Nutzbarkeit je Zeiteinheit erstmalig deutlich abgesteckt. Zeiträume und Größenordnungen für das „Nachwachsen des Rohstoffs Boden“ können die Grenzen einer nachhaltigen Nutzung von Böden aufzeigen und politische Umweltqualitätsziele operationalisieren helfen. Eine langfristige Kontrolle über die Nachhaltigkeit der Bodennutzung wird durch das vorgestellte Bilanzsystem transparenter,

- es kann ein Beitrag geleistet werden, „Nachhaltigkeit“ für den Bodenschutz definieren zu helfen,
- „schädliche Bodenveränderungen“ i. S. des BBodSchG können genauer benannt werden,
- ein Überblick über den tatsächlichen Ressourcenverbrauch wird verbessert,
- Eingriffe in den Bodenhaushalt können leicht nachvollziehbar quantifiziert werden,
- der Ausgleich von Eingriffen in den Bodenhaushalt kann sinnvoller erfolgen,
- die Bilanzen können zur bewußteren Wahrnehmung des Bodens als schützenswertes Umweltmedium beitragen,
- Forschungsbedarfe für den Bodenschutz könne identifiziert werden.

Die Nachhaltigkeit von Bodennutzungen sollte dadurch in einem wesentlichen Bestandteil planbarer und überprüfbarer werden und es könnte ein Beitrag zur Rechtssicherheit im Umgang mit Böden geleistet werden.

5. Literatur

- Kubiena, Walter 1986: Grundzüge der Geopedologie und der Formenwandel der Böden. Aus dem Nachlaß von Prof. Prof. h. c. Dr. Dr. h. c. Walter Kubiena, bearbeitet von Franz Blümel und Franz Solar. Verlagsunion Agrar.
- Held, Martin 1996: Ökologie der Zeit. In: Altner, Günter; Mettler-Meibohm, Barbara; Simonis, Udo E.; Weizsäcker, Ernst U. von (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1996, S. 18-26. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München.
- Nutzinger, H. G. 1995: Von der Durchflußwirtschaft zur Nachhaltigkeit - Zur Nutzung endlicher Ressourcen in der Zeit. In: Biervert, B. und Held, M. (Hrsg.): Zeit in der Ökonomik. Perspektiven für die Theoriebildung. Frankfurt a. M./New York: Campus 1995, S. 207 ff.

Konzept zur Schutzwürdigkeit von Böden und dessen Anwendung im Großraum Berlin

von

SMETTAN,U.; LITZ,N.

1. Problemstellung

Kontaminierte Böden werden in der Regel nicht mehr als Böden, sondern als kontaminiertes Material bzw. Abfall betrachtet, das nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz entsorgt werden muß. Dabei erfolgt die Entsorgung oder Sanierung des Bodens vorrangig nach ökonomischen Zielen und nicht unter Berücksichtigung des Bodenschutzes.

Aus diesem Grund wurde im Rahmen eines Arbeitskreises des DVWK unter dem Aspekt des Bodenschutzes ein Leitfaden zur Sanierung von Böden entwickelt. Ein Baustein war dabei ein Konzept zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Böden, das bei den entsprechenden Sanierungsverfahren Berücksichtigung finden sollte (DVWK 1996, LITZ et al. 1996).

Zur Prüfung der Anwendbarkeit des Konzeptes wurde das Verfahren für die Böden im Land Berlin getestet. Die Ergebnisse werden in dieser Arbeit zusammenfassend vorgestellt.

2. Ergebnisse

Die Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Böden basiert auf der Erhebung der Seltenheit, der Empfindlichkeit bzw. Belastbarkeit und der Regenerierbarkeit von Böden. Die Empfindlichkeit wird unterteilt in die physikalische und stoffliche Empfindlichkeit, wobei unter physikalischer Empfindlichkeit die Zerstörbarkeit der Bodenhorizonte und unter stofflicher Empfindlichkeit die Puffer- und Filterkapazität der Böden verstanden wird.

Da für die Ermittlung der Seltenheit keine Bodendatenbank zur raschen Abfrage in Berlin zur Verfügung steht, mußte die Seltenheit auf der Grundlage einer Berechnung der Flächenanteile der Bodengesellschaften der Bodengesellschafts-Konzeptkarte (1:50 000) von Berlin nach CLAUBEN (1997) durchgeführt werden. Die Bodengesellschaften stellen aber einen ökologischen Verband von möglichen Bodentypen in einer Landschaftseinheit dar und geben keinen Aufschluß über die Häufigkeit der Bodentypen. Deshalb wurde die Häufigkeit der Bodentypen unter Berücksichtigung der realen Verhältnisse aus den Bodengesellschaften ermittelt, was sich als sehr aufwendig erweist. Da Berlin im Landschaftsraum Brandenburg liegt und in Berlin seltene Böden im Umland häufig bzw. verbreitet sein können, wurden ebenfalls die Anteile der Bodentypen aus der vorliegenden Bodenkarte von Brandenburg berechnet und bei der Bewertung berücksichtigt.

Die Ergebnisse zeigen (Tab. 1), daß bei einer Einteilung von 5 Seltenheitsstufen, Pararendzinen und Regosole aus Auffüllungen (Bauschutt/Trümmerschutt) sehr häufig sind und von den natürlichen Böden die Rostbraunerde und die Fahlerde. Häufig sind Gley-Braunerden und rel. Gley-Braunerden aufgrund der Lage im Urstromtal und den späteren Grundwasserabsenkungen. Seltene Böden sind Podsole, Pseudogleye, Niedermoore und Nekrosole. Die Seltenheit wird mit den Punkten 1-5 belegt und als wichtigstes Kriterium mit dem Faktor 3 multipliziert.

* Umweltamt Wilmersdorf, Fehrbelliner Platz 4, 10702 Berlin

**Umweltbundesamt, Institut für Wasser- Boden- und Lufthygiene, Corrensplatz 1, 1495 Berlin.

Die Punkte der physikalischen und stofflichen Empfindlichkeit werden addiert und mit dem Faktor 0,5 multipliziert. Bei der Umsetzung wurde jedoch die Erfahrung gemacht, daß für eine praxisorientierte breite Anwendung die erforderlichen Daten zu Bodentypen (Bodenart, pH, Humusgehalt, Lagerungsdichte) beispielhaft in Listen bei den entsprechenden Behörden und Planungämtern vorliegen sollten.

Die Regenerierbarkeit der Böden in Berlin ist in Tab.3 als Bodenentwicklung in Abhängigkeit von der Zeit aufgeführt. Soweit als möglich wurde die Einstufung durch Literaturdaten abgesichert. Da Bodenentwicklungen sehr stark von den Standortverhältnissen abhängig sind, können Bodentypen auch zwei Entwicklungszeiträumen zugeordnet sein. Die Punkte für die Regenerierbarkeit werden mit dem Faktor 2 gewichtet.

Bei Berücksichtigung der Bewertung von Seltenheit, Empfindlichkeit und Regenerierbarkeit können nach diesem Konzept 6-30 Punkte erreicht werden. Demzufolge erhalten gering entwickelte Böden aus Auffüllungen (Pararendzinen, Regosole) eine geringe Schutzwürdigkeit und die übrigen A-C-Böden sowie Rostbraunerde, Braunerde, rel. Gley-Braunerden und Fahlerden eine mittlere Schutzwürdigkeit (Tab.4). Allen anderen Bodentypen wird nach diesem Konzept eine sehr hohe Schutzwürdigkeit zugewiesen.

Dies trifft auch für anthropogene Böden wie Nekrosole und Hortisole zu, so daß hierfür möglicherweise Zusatzkriterien gefunden werden müssen. Dasselbe Problem stellt sich für Böden aus technologischen Substraten und Bauschutt/Trümmerschutt, die in einem landwirtschaftlich geprägten Bundesland einen hohen Seltenheitswert haben und daher von der Schutzwürdigkeit zu hoch eingestuft würden. Zu überlegen wäre eine Einbeziehung der Hemerobiestufen nach Stasch et al. (1991) bzw. eine Berücksichtigung des Einflusses der Nutzung. Außerdem sollte geprüft werden, ob durch eine andere Wichtung der Parameter bessere Ergebnisse erzielt werden können.

3. Schlußfolgerungen und Probleme der Anwendung

- Die Berücksichtigung der Schutzwürdigkeit von Böden und ein Konzept zu deren Ermittlung ist notwendig, damit Böden nicht als Abfälle behandelt werden.
- Der Umgang mit kontaminierten Böden erfordert häufig einen großen Maßstab und macht daher eine Bewertung auf der Ebene der Bodentypen sinnvoll. Die vorliegende Datengrundlage ist dazu derzeit oft noch unzureichend bzw. die Seltenheit sehr aufwendig zu ermitteln.
- Bei den Behörden, die über die Behandlung von kontaminierten Böden entscheiden, sollten Listen mit den entsprechend zugeordneten Parametern zur Bewertung der stofflichen Empfindlichkeit vorliegen. Die erforderlichen Bodendatenbanken sind erst im Aufbau.
- Anthropogener Einfluß bzw. technogene Beimengungen oder Substrate in Böden müssen zusätzlich berücksichtigt werden, z.B. durch den Hemerobiegrad nach STASCH et al. (1991).

Literatur

- CLAUBEN, U. (1997): Seltenheit von Bodengesellschaften in Berlin. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie. Manuskript (unveröff.).
- DVWK (1996): Sanierung kontaminierter Böden. DVWK Schriftenreihe, Heft 116, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Vertragsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- KA 4 (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. AG Boden, Schweizbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 4. Auflage.
- LITZ, N., SMETTAN, U. & MAYER, S. (1996): Zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Böden in Verbindung mit der Sanierung kontaminierter Böden. Zeitschr. Wasserwirtschaft 86, 2.
- SENATSWERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG, UMWELTSCHUTZ UND TECHNOLOGIE (Hrsg.) (1997): Bodengesellschaften-Konzeptkarte von Berlin 1:50 000, Entwurf.
- STASCH, D., STAHR, K. & SYDOW, M. (1991): Welche Böden müssen für den Naturschutz erhalten werden? Berliner Naturschutzblätter 35(2), S.53-64.

Tab. 1: Flächenanteil der Bodentypen von Berlin und Bewertung ihrer Seltenheit nach Bodengesellschaften Konzeptkarte 1:50 000, Stand August 1997

Bodentyp	Fläche %	Bodentyp	Fläche %
Syroseme	1,6	Parabraunerde	0,2
Lockersyrosem	0,2	Fahlerde	13,3
Lockersyrosem (Aufschüttungen)	1,4	Pseudogley-Fahlerde	0,1
Regosole	23,3	Podsol **	<0,1
Regosol	3,9*	Pseudogley **	<0,1
Regosol (Auffüllungen)	19,4	Kolluvisol	0,3
Pararendzinen	20,1	Gleye und Auenböden	3,5
Pararendzina	<0,1	Gleye und Auenböden	1,7
Pararendzina (Auffüllungen)	20,1	Anmoorgley **	0,2
Braunerden	32,6	Braunerde-Gley	<0,1
Braunerde	6,2	Podsol-Gley	<0,1
Sandkeilbraunerde	0,6	Reliktische Gleye	1,6
Rostbraunerde	15,2	Moore	4,2
Podsol-Braunerde	1,8	Niedermoor	1,0
Gley-Braunerde	0,1	vererdetes Niedermoor	3,2
reliktische Gley-Braunerde	8,7	Hortisol	0,2
Lessives	13,6	Nekrosol	0,6

* einschließlich Flächen durch Rieselfeldnutzung eingeebnet

** Bodentypen sind im Land Brandenburg verbreitet bzw. häufig, daher 1 Stufe niedriger

Bewertung der Seltenheit

Fläche %	Stufe	Punkte
> 10	sehr häufig	1
>5 - 10	häufig	2
>1 - 5	verbreitet	3
0,5 - 1	selten	4
< 0,5	sehr selten	5

Die physikalische Empfindlichkeit wird bei A-C-Böden aus Aufschüttungen mit 1 bewertet, während alle anderen Böden 5 Punkte für die Horizontierung erhalten. Die stoffliche Empfindlichkeit leitet sich aus der KAK_{eff} und dem kf-Wert des jeweiligen Bodens ab. Dabei ist die KAK nach den gültigen Tabellen in der KA4 (1994) aus Bodenart, org. Substanz und pH-Wert und der kf-Wert

aus Bodenart und Lagerungsdichte zu abzuleiten. Dabei sind Ober- und Unterboden getrennt zu bewerten und der Wert danach zu mitteln. Die abschließende Bewertung der stofflichen Empfindlichkeit erfolgt nach Tab. 2 in den Stufen 1-5.

Tab. 2: KAK_{eff} und kf-Werte als Indikator für die Empfindlichkeit von Böden

kf m/d	KAK_{eff} [cmol _c /kg]					
	<4	4 - 8	8 - 12	12 - 20	20 - 30	>30
>3	5	5	4,5	4	3,5	3
1 - 3	5	4,5	4	3,5	3	2,5
1 - 0,4	4,5	4	3,5	3	2,5	2
0,4 - 0,1	4	3,5	3	2,5	2	1,5
0,1 - 0,01	3,5	3	2,5	2	1,5	1
<0,01	3	2,5	2	1,5	1	1

1: stark belastbar, 2: belastbar, 3: gering empfindlich, 4: empfindlich, 5: sehr empfindlich

Tab. 3: Bodenentwicklung in Abhängigkeit von der Zeit von Bodentypen in Berlin

Bodentyp	Jahre		
	<50	50-200	>200
Lockersyrosem	Braunerde ³⁾		Sandkeilbraunerde*
Pararendzina ¹⁾	Rostbraunerde		Podsol
Regosol ^{3), 4)}	Podsol-Braunerde		Parabraunerde
Pseudogley ²⁾	Gley-Braunerde		Fahlerde
Gleye	Rel. Gley-Braunerde		Pseudogley-Fahlerde
Rel. Gley	Pseudogley		Podsol-Gley
Kolluvisol	Gley		Niedermoor
Hortisol	Böden der Aue		
Nekrosol	Anmoorgley		
Reduktosol	Braunerde-Gley		
vererdetes Niedermoor	Kolluvisol		

¹⁾ BLUME (1993), ²⁾ SCHRÖDER et al. (1985), ³⁾ WÜNSCHE & ALTERMANN (1990), ⁴⁾ THUM et al. (1990), ⁵⁾ SCHIRMER (1991)

* wird unter den gegenwärtigen Klimabedingungen nicht gebildet

Bewertung	Punkte
<50 Jahre	1
50-200 Jahre	3
>200 Jahre	5

Punkte	Schutzwürdigkeit
<12	gering
12-18	mittel
>18	hoch

Tab. 4: Bewertung der Schutzwürdigkeit von Böden in Berlin

Bodentyp	Punkte	Bodentyp	Punkte
Syroseme		Lessives	
Lockersyrosem	19,8	Parabraunerde	28,8
Lockersyrosem (Aufschüttungen)	14,0	Fahlerde	16,8
Regosole		Pseudogley-Fahlerde	28,8
Regosol*	13,8	Pseudogley	18,5
Regosol (Auffüllungen)	8,0	Gleye und Auenböden	
Pararendzinen		Gleye und Auenböden	19,8
Pararendzina	18,8	Anmoorgley	22,3
Pararendzina (Auffüllungen)	8,0	Braunerde-Gley	25,8
Braunerden		Podsol-Gley	30,0
Braunerde	16,8	Reliktische Gleye	20,0
Sandkeilbraunerde	26,8	Moore	
Rostbraunerde	14,0	Niedermoor	25,5
Podsol-Braunerde	24,0	vererdetes Niedermoor	18,5
Gley-Braunerde	25,8	Kolluvisol	22,8
reliktische Gley-Braunerde	16,8	Hortisol	22,3
Podsol	27,0	Nekrosol	19,3

* einschließlich Flächen durch Rieselfeldnutzung eingegeben

Kennzeichnung des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Verfügbarkeit von PAK in belasteten Böden mittels chemischer Extraktionsverfahren

von

THIELE, S.; BRÜMMER, G.W.

EINLEITUNG

Die PAK-Gehalte belasteter Böden unterliegen im Zeitverlauf nicht nur Prozessen der Abnahme, sondern können infolge von Remobilisierungen auch erheblich ansteigen (z.B. DE KREUK & ANNOKKÉE 1988). Im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen mit Bodenproben von Altlaststandorten wurden mehrjährige Abbauprobeversuche im Sinne biologischer on-site Verfahren durchgeführt. Die dabei festgestellten Remobilisierungen zuvor nicht extrahierbar gebundener PAK-Anteile hängen unter anderem mit der Veränderung der Bodenfeuchte zusammen (THIELE 1997).

Durch Extraktionsversuche konnte der Einfluß der Bodenfeuchte auf die Extrahierbarkeit unterschiedlicher PAK-Fractionen und damit auf deren Verfügbarkeit direkt nachgewiesen werden.

MATERIAL UND METHODEN

Mit zehn stark PAK-belasteten Bodenproben wurden über 74 Wochen Freiland-Gefäßversuche zur Förderung des mikrobiellen PAK-Abbaus durch verschiedene Bodenbehandlungen durchgeführt (THIELE & BRÜMMER 1995). Vier bzw. drei dieser Bodenproben wurden für die durchgeführten Extraktionsversuche verwendet (I, II, III, V bzw. III, IV, V; außerdem VI; Tab. 1).

Tab. 1: PAK-Gesamtgehalte (Toluol/Aceton-extrahierbar) sowie ausgewählte Bodenparameter der Altlastbodenproben vom Beginn der Freiland-Gefäßversuche zum PAK-Abbau (Gehalte bei Durchführung der Extraktionsversuche; mg/kg Boden; ⁽¹⁾15 PAK nach US EPA)

Boden	I	II	III	IV	V	VI
Σ EPA-PAK ⁽¹⁾	1177	1146	177	171	225	959
3-Ring-PAK	298	185	33,2	24,1	141	165
4-Ring-PAK	605	578	86,0	86,0	62,6	445
5-Ring-PAK	178	243	35,6	38,9	12,0	180
6-Ring-PAK	93,8	138	17,6	21,5	5,72	96,2
Corg (%)	5,8	16,6	2,2	5,8	2,2	6,8
Bodenart	Sl2	Us3	Sl2	Sl4	Ul4	Sl4

Die gegenüber anderen Extraktionsmitteln und -verfahren als ergiebigste Methode ausgewählte Soxhlet-Heißextraktion mit Toluol/Aceton (3:2) (7h bei 135°C, Aufreinigung über Kieselgel; TEBAAY et al. 1993, verändert) wurde dabei zur Bestimmung der (extrahierbaren) PAK-Gesamtgehalte eingesetzt. Gegenüber diesem Verfahren extrahieren andere Methoden zur Bestimmung der Gesamtgehalte im Mittel nur 35 (Aceton-Soxhlet) bis 89% (Tetrahydrofuran-Ultraschall) der verschiedenen PAK (THIELE & BRÜMMER 1997). Zur Bestimmung der mobilen PAK-

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn; bobo@boden.uni-bonn.de

Gehalte erfolgte eine Extraktion der Bodenproben mit 1M NH_4NO_3 (16h Schütteldauer; nach Zentrifugation Aufreinigung über C18-Umkehrphase). Analysiert wurden 15 der 16 PAK nach US EPA-Liste (ohne Acenaphthylen) mittels HPLC und wellenlängenprogrammierbarem Fluoreszenzdetektor.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Bei Bodenbehandlungen mit leicht abbaubaren organischen Substanzen, mineralischen Düngemitteln und technischen Tensiden waren im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen zum Teil erhebliche Reduzierungen der PAK-Gehalte in zehn belasteten Bodenproben festzustellen. Diese Reduzierungen waren im wesentlichen auf die deutlich gesteigerten mikrobiellen Umsetzungsprozesse zurückzuführen (THIELE & BRÜMMER 1995, THIELE 1997). Dabei ist davon auszugehen, daß diese sowohl einen Abbau als auch Einbau der PAK z.B. in die Huminstoffe der Böden umfassen.

Insbesondere nach Erreichen eines Rückstandsplateaus (ab 10.93, Abb. 1) unterlagen die PAK-Gehalte jedoch teilweise erheblichen zeitlichen Schwankungen (insgesamt um bis zu 20% der Ausgangsgehalte). Am Beispiel der Bodenproben III, IV und VI zeigt der Verlauf der Bodenfeuchte und der PAK-Gehalte eine zum Teil auffällige Parallelität (Abb. 1). Während die Gehalte der mobileren und leichter verfügbaren 3-Ring-PAK kaum variieren, werden die 4-Ring- und höherkondensierten PAK offenbar durch die Bodenfeuchte beeinflusst (nicht abgebildet). Die Zunahmen beruhen wahrscheinlich auf der Freisetzung zuvor nicht extrahierbar gebundener Rückstände. Der Anteil sterischer Inkorporierungen nimmt in der Tendenz mit dem Kondensationsgrad der PAK zu. Neben Faktoren wie der mikrobiellen Aktivität, der Temperatur und den Gehalten an pedogenen Lösungsvermittlern wie DOM übt die Bodenfeuchte offenbar einen Einfluß auf die Verfügbarkeit und damit Extrahierbarkeit der PAK aus. Zwischen der Bodenfeuchte und den extrahierbaren Gehalten der verschiedenen PAK-Gruppen lassen sich jedoch keine engeren Korrelationen feststellen, so daß dieser Zusammenhang in keinem Fall monokausal ist.

Wasser wirkt dabei auf Huminstoffe quellend und kann zu deren Hydrophilierung infolge einer Beladung durch Hydrathüllen führen. Durch diese Prozesse wird die Rückdiffusion festgelegter PAK wesentlich erleichtert (McCARTHY et al. 1989), so daß sterisch inkorporierte Anteile remobilisiert werden können (BOLLAG & LOLL 1983). Darüber hinaus führt die konkurrierende Adsorption von Wassermolekülen zu einer Verdrängung hydrophober organischer Schadstoffe von ihren Bindungspositionen (THIBAUD et al. 1993).

Die Befunde der Freilandversuche bestätigend, ergab sich eine signifikante Erhöhung der PAK-Ausbeute mittels Toluol/Aceton-Extraktion infolge einer vorausgehenden Inkubation der Bodenproben bei Feldkapazität für eine Woche. Die extrahierbaren PAK-Gehalte von vier Altlast-Bodenproben wurden signifikant um bis zu 40% gesteigert (Abb. 2). Vergleichbare Ergebnisse erzielten SCHNÖDER (1995) sowie GUGGENBERGER et al. (1996) bei Anwendung anderer Extraktionsmittel zur Bestimmung der PAK-Gesamtgehalte (Aceton-Soxhlet, methanolische Verseifung). TEBAAY (1994) stellte eine stark erhöhte Desorbierbarkeit von PAK nach deren Applikation zu feuchten Bodenproben fest.

Die durch 1M NH_4NO_3 extrahierbaren Gehalte der PAK liegen im Vergleich zur Extraktion mit Toluol/Aceton insgesamt in einem deutlich niedrigeren Konzentrationsbereich (ca. 0,2% der Toluol/Aceton-extrahierbaren PAK-Gehalte) und repräsentieren die mobile und für Pflanzen potentiell verfügbare Fraktion. Vergleichende Untersuchungen mit den PAK-Gehalten in Kulturpflanzen ergaben, daß die NH_4NO_3 -extrahierbaren PAK-Gehalte von neun Bodenproben mit den korrespondierenden PAK-Gehalten von Spinat mit $r = 0,726$ korrelieren ($N = 98$; THIELE 1997). Die Extraktion

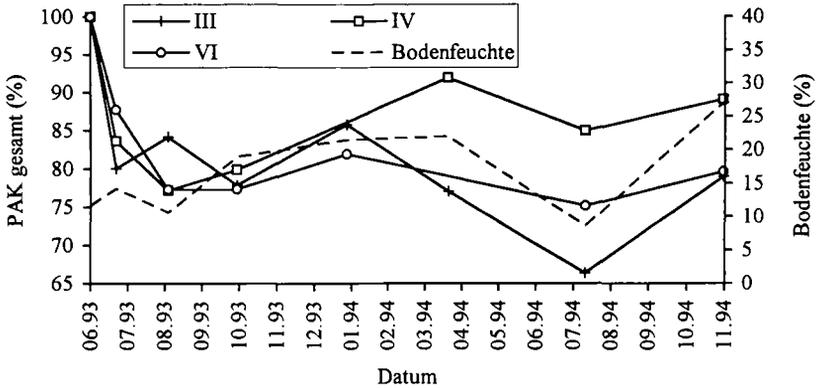


Abb. 1: Veränderung der Bodenfeuchte und der PAK-Gesamtgehalte (Gehaltssumme von 15 PAK in %) bei den Bodenproben⁽¹⁾ III, IV und VI in Abhängigkeit von der Dauer der Freiland-Gefäßversuche (⁽¹⁾Mittel verschiedener Behandlungsvarianten)

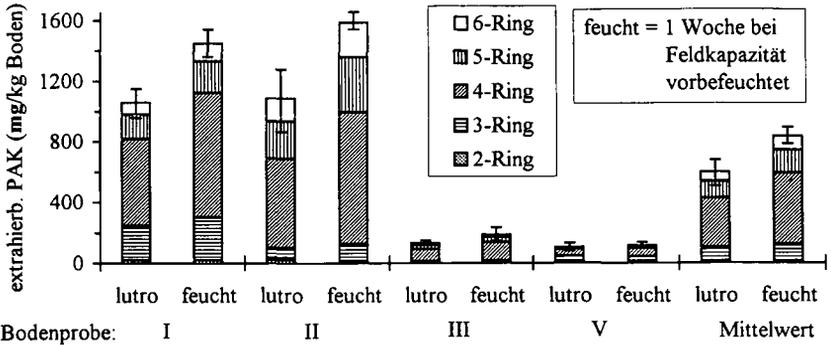


Abb. 2: Durch Toluol/Aceton aus belasteten Bodenproben unterschiedlicher Feuchte extrahierbare PAK-Gesamtgehalte (Gehaltssummen von 15 PAK nach US EPA)

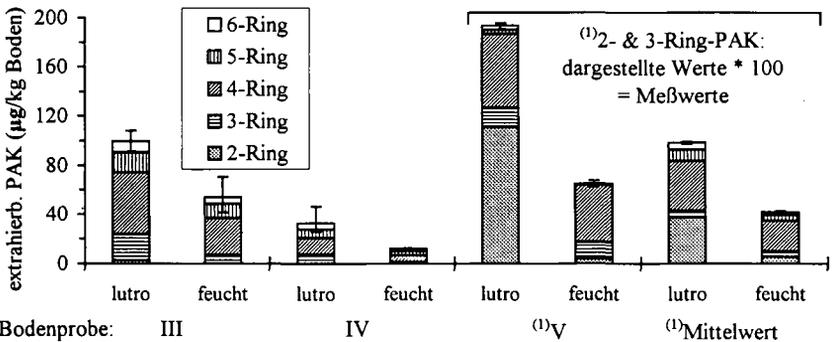


Abb. 3: Durch 1M NH₄NO₃ aus belasteten Bodenproben unterschiedlicher Feuchte extrahierbare Gehalte verfügbarer PAK (Gehaltssummen von 15 PAK nach US EPA)

feuchter Bodenproben mit 1M NH_4NO_3 führt jedoch zu einer Verminderung der extrahierbaren PAK-Gehalte (Abb. 3). NH_4NO_3 erhöht als sehr gut lösliches Salz die Polarität der Bodenlösung und verdrängt dadurch Teile der PAK aus der Lösungsphase (Aussalzungseffekt). Daher ist zu vermuten, daß weniger die gelösten und sehr schwach oberflächennah sorbierten PAK-Anteile als vielmehr durch gelöste organische Substanzen (DOM) solubilisierte PAK extrahiert werden. So wiesen ZEIEN & BRÜMMER (1989) die Extraktion metallorganischer Komplexe durch NH_4NO_3 nach. Der Gehalt an DOM geht jedoch infolge einer Befeuchtung zurück (TEBAAY 1994, KRUMNÖHLER et al. 1997), wohingegen eine Lufttrocknung die DOM-Bildung fördert.

Die Wirkung einer Befeuchtung der Bodenproben auf die Ergebnisse von Ethanol-Extraktionen war indifferent und in keinem Falle signifikant (nicht dargestellt). Ethanol steht in der Extraktionsstärke zwischen Toluol/Aceton und NH_4NO_3 .

Damit ist die aktuelle Bodenfeuchte zum einen von maßgeblicher Bedeutung für die Verfügbarkeit und damit für die ökologische Relevanz der PAK in Böden, zum anderen entscheidend für das operationell definierte Ergebnis von Extraktionsverfahren. Der nachweisbare Gesamtgehalt der PAK steigt nach Hydrophilierung der organischen Substanz aufgrund von Remobilisierungen zuvor sterisch inkorporierter nicht extrahierbarer Rückstände an. Mit dem Begriff gebundene Rückstände werden solche Fraktionen daher nicht treffend beschrieben. Demgegenüber nimmt der bioverfügbare, vermutlich zum wesentlichen Teil durch DOM solubilisierte Anteil der PAK ab. Dadurch wird die Extraktionsausbeute durch NH_4NO_3 vermindert.

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen wurde festgestellt, daß die PAK-Gesamtgehalte (Toluol/Aceton-extrahierbar) von zehn Altlastbodenproben zeitlich zum Teil erheblich schwanken. Die teilweise auffällige Parallelität zur Veränderung der Bodenfeuchte weist auf Freisetzungen zuvor nicht extrahierbarer PAK-Rückstände durch Hydrophilierung der organischen Substanz als Ursache hin.

Dies bestätigend konnten in Laborversuchen die durch Toluol/Aceton-extrahierbaren Gesamtgehalte von vier Bodenproben infolge einer Vorbefeuchtung um bis zu 40% gesteigert werden. Demgegenüber nahmen die durch 1M NH_4NO_3 extrahierbaren, bioverfügbaren PAK-Anteile in befeuchteten Bodenproben, vermutlich aufgrund der Abnahme der Gehalte an DOM, ab. Die Bodenfeuchte bestimmt demnach in unterschiedlicher Weise die Gehalte von PAK-Fractionen unterschiedlicher Verfügbarkeit und damit auch die Ergebnisse verschiedener Extraktionsmethoden.

LITERATUR

- BOLLAG, J.-M. & LOLL, M.J. (1983): *Experientia*, 39, 1221-1231. DE KREUK, J.F.D. & ANNOKKÉE, G.J. (1988): In: WOLF, K., VAN DEN BRINK, W.J. & COLON, F. J.: *Contaminated Soil '88*, 679-685; Kluwer Academic Publishers, Niederlande. GUGGENBERGER, G., PICHLER, M. & ZECH, W. (1996): *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 159, 405-407. KRUMNÖHLER, J., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1997): Anhang zur DIN-V 19735, 5 S. MCCARTHY, J.F., ROBERSON, L.E. & BURRUS, L.W. (1989): *Chemosphere*, 19/12, 19110-1989. SCHNÖDER, F. (1995): Diss. Univ. Bonn, 163 S. TEBAAY, R.H. (1994): *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 14, 262 S. TEBAAY, R.H., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156, 1-10. THIBAUD, C., ERKEY, C. & AKGERMAN, A. (1993): *Environ. Sci. Technol.*, 27/12, 2373-2380. THIELE, S. & BRÜMMER, G.W. (1995): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76, 461-464. THIELE, S. & BRÜMMER, G.W. (1997): *Mitteilungen der DFG Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft*, im Druck. THIELE, S. (1997): *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 22, 318 S. ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59/1, 505-510.

Charakterisierung der Verteilung von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in zwei Böden auf einem Kokerei-Altstandort

von

TÜSELMANN, J.

Einleitung

Persistente organische Schadstoffe wie Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Chlorpestizide (z.B. DDT) und Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und -Furane (PCDD/F) stellen eine langfristige Gefahr für den Boden, seine Funktion und seine Nutzbarkeit dar. Aufgrund der Toxizität, Persistenz und Verbreitung auf Altstandorten wird hier die Stoffgruppe der PAK näher untersucht.

Das Verhalten der PAK in der Umwelt wird entscheidend von den physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmt. Von besonderer Bedeutung in Hinblick auf die Mobilität ist die geringe Wasserlöslichkeit und der niedrige Dampfdruck. Ziel war es aufgrund der ermittelten PAK-Gehalte im Boden sowie der bodenchemischen Kenndaten die PAK-Verteilung in Hinblick auf eine mögliche Verlagerung in tiefere Bodenschichten zu charakterisieren.

Material und Methoden

Auf einem Kokerei-Altstandort wurden zwei Bodenprofile angelegt und als Technosol über Parabraunerde aus Sandlöß über glazifluviatilen Ablagerungen sowie als Phytopararendzina aus Sandlöß über glazifluviatilen Ablagerungen klassifiziert. Der technogene Auftrag des **Technosols** ist gekennzeichnet durch eine sehr heterogene Komponentenzusammensetzung aus Kohle, Koks, Aschen, Teer- und Ziegelresten. Es folgt bis in 42 cm Tiefe ein yAp-Horizont (Uls), der fließend in einen sandig schluffigen (Us) Al-Horizont übergeht (-67 cm Tiefe). Im Al und Bt-Horizont (-145 cm Tiefe) sind blau-schwarz gefärbte Wurzel- und Wurmgänge zu erkennen.

Die **Phytopararendzina** ist durch einen ca. 150 cm mächtigen Auftrag charakterisiert. Die Horizonte jyC1 (Sl3) und jyC2 (Slu) sind durch hohe Anteile an technogenen Substraten, wie Bauschutt (Ziegel, Kiese, Zementreste) und einzelne Teerreste gekennzeichnet. Durch einen scharfen Übergang getrennt folgen bis in 150 cm Tiefe die aus einem sandig-lehmigen Schluff (Uls) mit vereinzelt Koks- und Ziegelsplittern bestehenden Horizonte jyC3 und jyC4. Darunter folgt ein IIBa aus einem stark lehmiger Sand (Sl4).

Die PAK Extraktion aus Bodenproben erfolgte in Anlehnung an den Vorschlag des Landesumweltamtes (LUA, 1994) von 1994. Die Einwaage von 1-10 g TS wurde mit 20/25 mL Acetonitril versetzt und für 1h bei 40°C im Ultraschallbad sowie 16h bei 200 U/min im Horizontalschüttler extrahiert. Die Extraktaufreinigung erfolgte über die Festphasenextraktion (Baker SPE 12G System) an selbstgepackten 500 mg Silikagelsäulen (Bakerbond SPE Trennsäulen). Die Analyse wurde mit einer HPLC (System Gold Fa. Beckman) mit FLD-Detektor (RF-551 Fa. Shimadzu) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die beiden Böden unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer bodenchemischen Eigenschaften. Der Technosol ist tiefgründig versauert, wodurch eine sehr stark saure bis äußerst saure Bodenreaktion bedingt ist. Eine mögliche Ursache hierfür können Verunreinigungen mit Schwefelsäure während des Kokereibetriebs darstellen. Der technogene Auftrag bis 26 cm Tiefe weist sehr hohe C_{org} -, S_T -Gehalte sowie hohe bis sehr hohe EPA PAK-Gehalte auf (Tab. 1). Darüber hinaus liegt eine tiefgründige PAK-Kontamination bis in 150 cm Tiefe ($5,9 \text{ mg kg}^{-1}$) vor.

Die Bodenreaktion der Phytopararendzina liegt hingegen im mittel sauren bis schwach alkalischen Milieu (Tab. 1). Im Gegensatz zum Technosol beschränkt sich die PAK-Kontamination zu 90 % auf die ersten 15 cm. Mit einem EPA PAK-Gehalt von 198 mg kg^{-1} TS liegt hier eine sehr hohe Kontamination vor.

Tab. 1: Bodenchemische Kenndaten und EPA PAK-Gehalte der untersuchten Böden.

Technosol über Parabraunerde					Phytopararendzina						
Horizont	Tiefe [cm]	pH [CaCl ₂]	S _T [mg kg ⁻¹]	C _{org} [g kg ⁻¹]	EPA PAK [mg kg ⁻¹]	Horizont	Tiefe [cm]	pH	S _T [mg kg ⁻¹]	C _{org} [g kg ⁻¹]	EPA-PAK [mg kg ⁻¹]
Of	3-0	3,4	n. b.	n. b.	99,6	yyAh	-5	7,1	n. b.	n. b.	n. b.
yjC1	-10	3,4	2870	190	62,2	yyC1	-15	7,1	3180	53	198
yyC2	-13	3,2	8887	706	84,0	yyC2	-25	7,4	115	2,7	0,7
yjC3	-17	2,9	5048	254	47,0	yyC2	-40	7,2	42	1,8	7,4
yjC4	-26	2,9	6483	341	75,5	yyC3	-60	5,3	126	6,9	9,9
yAp	-30	2,8	2363	33	30,8	yyC3	-90	5,2	47	2,8	2,4
yAp	-42	2,9	628	13	15,5	yyC4	-110	5,5	32	1,2	<1,8
Al	-50	2,9	524	4	13,3	yyC4	-150	5,4	36	0,8	<1,8
Al	-67	2,9	826	3	17,2	IIBv	-160	5,5	25	0,7	<1,7
Bt	-70	2,8	2510	3	11,5						
Bt	-100	2,7	1910	2	4,5						
Bt	-145	2,8	832	1	3,4						
IIBv	-150	3,4	698	1	5,9						

n. b.: nicht bestimmt

PAK-Muster

Die PAK-Muster in Abb. 1 zeigen, daß der technogene Auftrag des Technosol trotz seiner Heterogenität in der Komponentenzusammensetzung einheitlich kokereispezifisch kontaminiert ist. Die komponentenabhängige Schwankung der PAK-Gehalte im technogenen Auftrag des Technosols spiegelt sich nicht in den PAK-Mustern wider. Dies läßt darauf schließen, daß die Komponentenzusammensetzung, die für die Kontamination verantwortlich ist, sich nicht qualitativ, sondern überwiegend quantitativ verändert.

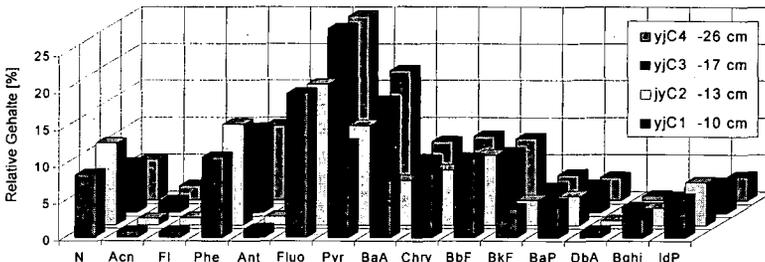


Abb. 1: PAK-Muster in den technogenen Auftragshorizonten des Technosols.

Der Vergleich der sehr hohen Kontamination des jyC1 der Phytopararendzina ergibt ein identisches PAK-Muster mit dem technogenen Auftrag des Technosols (Abb. 2). Somit deutet das PAK-Muster auf die gleiche Kontaminationsquelle hin, obwohl sich die Substratzusammensetzung der Phytopararendzina stark vom Technosol unterscheidet.

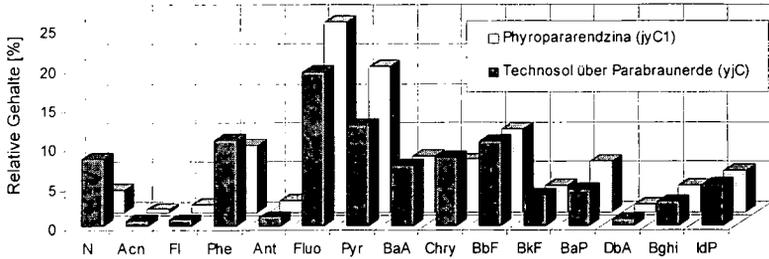


Abb. 2: Vergleich der PAK-Muster aus dem jyC-des Technosols und des jyC1-Horizont der Phytopararendzina.

Einfluß des C_{org} -Gehaltes

Die Tiefenfunktion der EPA PAK-Gehalte zeigt in beiden Böden eine gute Übereinstimmung mit der Tiefenfunktion der C_{org} -Gehalte (Abb. 3).

Die berechneten Korrelationen der EPA PAK-Gehalte mit dem C_{org} -Gehalt verdeutlichen einen hochsignifikanten Zusammenhang, wodurch die Funktion der organischen Substanz als dominierenden Sorbenten unterstrichen wird. Der Korrelationskoeffizient liegt für den Technosol bei 0,95 und für die Phytopararendzina bei 0,99.

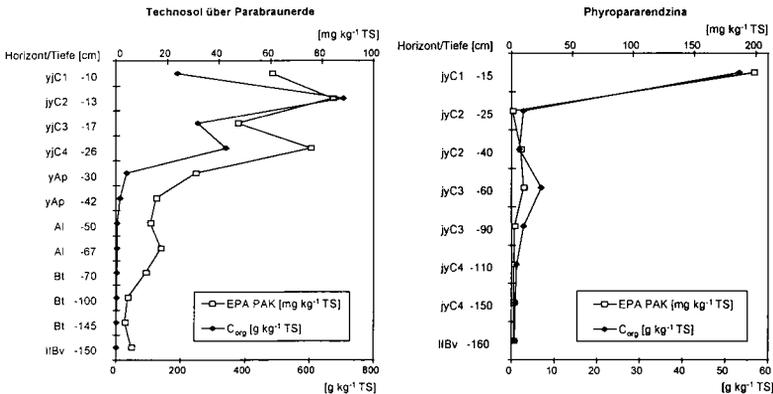


Abb. 3: Tiefenfunktion der EPA PAK-Gehalte und dem C_{org} -Gehalt im Technosol und in der Phytopararendzina.

Qualitative PAK-Verlagerung

Um die qualitative Verlagerung zu beurteilen wurden die EPA PAK-Gehalte der untersuchten Einzelsubstanzen vom Eintragungshorizont (PAK Senke) auf die Ausgangsgehalte im Austragshorizont (PAK-Quelle) normiert und somit ein Verlagerungsparameter ermittelt. Für die hochmolekularen PAK ab Benzo(b)fluoranthen ist im Technosol ein deutlich und in der Phytopararendzina ein

schwach ausgeprägter Anstieg des Verlagerungsparameters zu verzeichnen (Abb. 4). Dieser Anstieg ist nicht ausschließlich mit den beiden Phasen gelöst in Wasser und sorbiert an die feste organische Substanz zu erklären. Vielmehr muß eine dritte Phase zur Erklärung herangezogen werden (KÖGEL-KNABNER et al. 1990). Hierbei spielt die gelöste organische Substanz (DOM) eine entscheidende Rolle, womit die löslichkeitserhöhende Wirkung des DOC vor allem für die hochmolekularen PAK verdeutlicht wird (CHIOU et al. 1986).

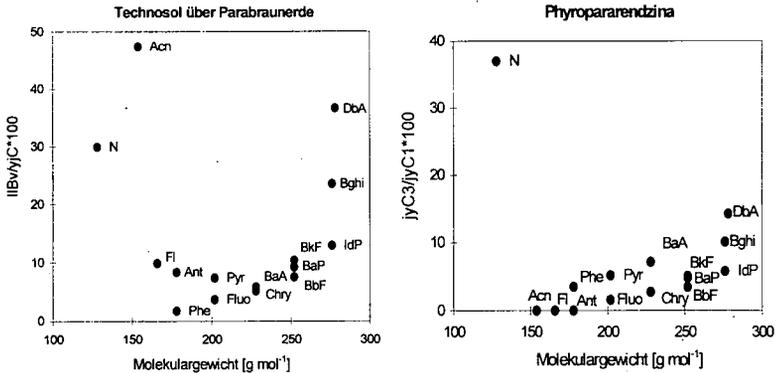


Abb. 4: Qualitative PAK-Verlagerung im Technosol und in der Phyropararendzina. Dargestellt sind die Verhältnisse der Einzelsubstanzen aufgetragen gegen das Molekulargewicht.

Zusammenfassung

Der Technosol weist im Gegensatz zur Phyropararendzina eine tiefgründige PAK-Kontamination auf. Die PAK-Kontamination ist in beiden Böden aufgrund der PAK-Muster als kokereispezifisch zu bezeichnen. Die Funktion der organischen Substanz als dominierender Sorbent für PAK im Boden wird durch den hochsignifikanten Zusammenhang unterstrichen.

Der Anstieg der Verhältnisse für die hochmolekularen PAK ab Benzo(b)fluoranthen kann nicht ausschließlich mit den Verteilungskoeffizienten K_{ow} und K_{oc} erklärt werden. Somit ist zu vermuten, daß ab einer bestimmten Hydrophobizität eine verstärkte Affinität zum DOC als Lösungsvermittler besteht, wodurch die Anwendung eines Drei-Phasen-Systems unterstrichen wird, um das Verhalten der PAK im Boden zu charakterisieren.

Literatur

CHIOU, C. T., MALCOLM, R. L., BRINTON, T. I. & KILE, D. E. (1986): Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fluvic Acids. *Environ. Sci. Technol.* **20**, 502-508.

KÖGEL-KNABNER, I., KNABNER, P. & DESCHAUER, H. (1990): Verstärkte Auswaschung organischer Umweltschadstoffe durch Bindung an gelösten Kohlenstoff? In: ARENDT, F., HINSEVELD, M. & VAN DEN BRINK, W. J. (Hrsg.). *Altlastensanierung '90*. Band 1. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 379-385.

LUA, LANDESUMWELTAMT (Hrsg.) (1994): Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Bodenproben. Merkblatt 1. Essen.

Dank: Der AG Bodenkunde und Bodenökologie der Ruhr-Universität Bochum, Dr. T. Mansfeldt, Prof. Dr. I. Kögel-Knabner und dem Amt für Umweltschutz der Stadt Herne danke ich für die Unterstützung bei der Durchführung dieser Arbeit.

Belastungsmuster und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden auf Handgranatenwurfständen

von

UTERMANN,J.; NITSCH,M.; MARR,W.U.

1 Problemstellung und Zielsetzung

Auf den Truppenübungsplätzen der Bundesrepublik Deutschland werden Handgranatenwurfstände betrieben. Diese Standorte sind in ihrer räumlichen Ausdehnung auf eine Fläche von jeweils ca. 100 x 100 m begrenzt und werden über lange Zeiträume hinweg mit den Elementgehalten der Wurfkörper befrachtet, was eine spezifische, lokal begrenzte Bodenbelastung erwarten läßt. Im Rahmen einer exemplarischen Detailuntersuchung wurden auf einem Wurfstand eines Truppenübungsplatzes Art und Höhe der Bodenbelastung, charakteristische stoffliche und räumliche Belastungsmuster sowie Bindungsformen und Mobilitäten erfaßt. Die Untersuchung verfolgte das Ziel, die bestimmenden bewertungsrelevanten Belastungspfade zu identifizieren. Gefahrenabwehrende Maßnahmen werden hier nicht thematisiert.

2 Vorgehensweise

In räumlicher Hinsicht lassen sich Rasteruntersuchungen (Gitterweite: 10 x 10 m), die den gesamten Wurfstand abdecken, unterscheiden von Detailuntersuchungen an Schürfgruben im Wurfstandzentrum als dem erwarteten Belastungsschwerpunkt sowie auf Referenzstandorten unter Wald. Die Probenahme erfolgte im Falle der Rasteruntersuchungen in metrischen Tiefenstufen (0-10, 10-30, ..., 150-180 cm), an den Schürfgruben zusätzlich horizontbezogen.

Die Analytik umfaßt Elementgesamtgehalte mittels Röntgenfluoreszenzanalyse sowie dem offenen Salpetersäure/Perchlorsäure-Auszug; bei auffällig erhöhten Gesamtgehalten wurde zudem die mit NH_4NO_3 -extrahierbare mobile Fraktion (n. DIN 19730) erfaßt. An den Profiluntersuchungen wurde zusätzlich der Frage nach Bindungsformen und Verfügbarkeiten mittels sequentieller Extraktion (n. ZEIEN & BRÜMMER (1989)) nachgegangen. Die Elementpalette umfaßt im Sinne eines Elementscreenings insgesamt 42 Elemente, intensiver betrachtet wurden Cd, Cu, Cr, Ni, Pb und Zn.

3 Ergebnisse

3.1 Untersuchungen an Schürfgruben

Abb. 1 zeigt die Tiefenfunktionen der Elementgesamtgehalte von Pb, Cu, Zn und Cd. In allen Fällen nehmen die Elementgehalte mit der Tiefe deutlich ab und korrespondieren mit der Schichtabfolge im Bodenkörper. Als orientierenden Bewertungsmaßstab für die Höhe der gemessenen Elementgehalte sind die Bodenwerte (BW) nach EIKMANN & KLOKE (1993) abgetragen. Der BW I kennzeichnet hierbei den sog. oberen geogen/pedogen bedingten Hintergrundwert, der BW II den nutzungs-/schutzgutbezogenen Sanierungszielwert und der BW III den Interventions- oder Sanierungsschwellenwert.

* Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

** Bundesministerium der Verteidigung, Bonn

Demnach wird im Falle von Cu und Zn im anthropogen überprägten Bodenkörper (0-120 cm) der BW I deutlich überschritten, die Belastungen liegen jedoch in der Regel unterhalb des BW II. Die Pb-Gehalte unterschreiten mit Ausnahme der obersten Tiefe den BW I, liegen jedoch oberhalb des substratspezifischen, ortsüblichen geogen/pedogenen Hintergrundwertes von ca. 10-15 mg/kg. Die Cd-Gehalte überschreiten oberhalb von 120 cm den BW III (20 mg/kg) um ein mehrfaches; unterhalb von 120 cm liegen die Werte wie bei allen anderen untersuchten Elementen im Bereich der pedogen/geogenen Grundgehalte. Die im Untergrund (> 120 cm) anstehende und in ihrer hydraulischen sowie physikochemischen Eigenschaft als geologische Barriere wirkende Geschiebelehmdecke erweist sich in jedem Fall als unbelastet.

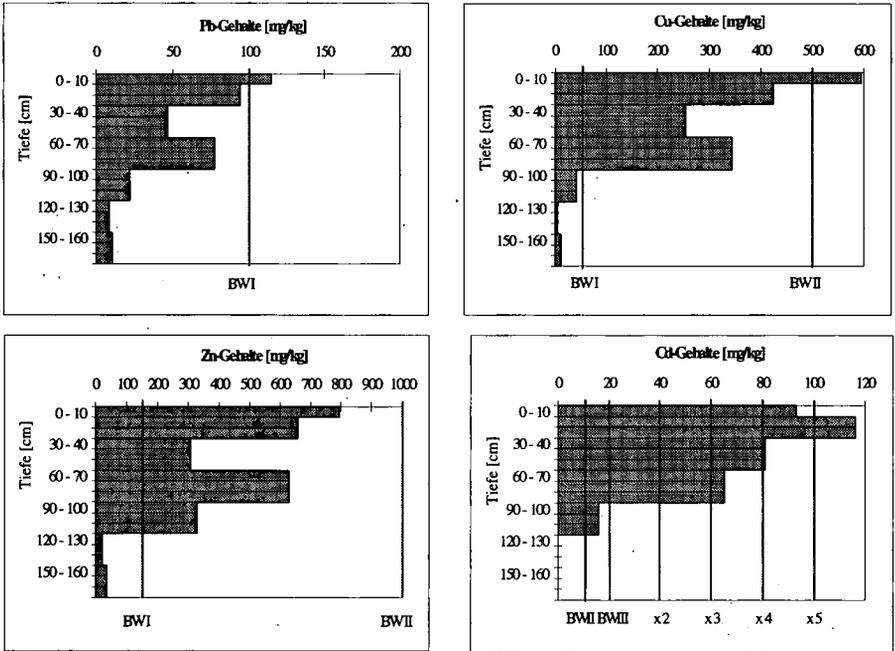


Abb. 1: Tiefenfunktionen der Elementgesamtgehalte von Pb, Cu, Zn und Cd an einer Schürfgrube im Zentrum eines Handgranatenwurfstandes

Abb. 2 zeigt das Ergebnis der sequentiellen Extraktion für das Beispiel Cd als dem bewertungsseitig auffälligsten Element. Folgt man dem Konzept der sequentiellen Extraktion zur Charakterisierung von Mobilitäten und Bindungsformen, so wird Cd im stärker belasteten oberen Bodenkörper v.a. in mobiler (wasserlöslich, unspezifisch adsorbiert, leicht lösl. metallorg. komplexiert), leicht nachlieferbarer (spezifisch adsorbiert, oberflächennah okkludiert, karbonatisch gebunden und metallorg. komplexiert) sowie oxidischer Form gebunden, während organische oder residuale Bindungsformen von untergeordneter Bedeutung sind. Im unbelasteten unteren Profilbereich dominieren die oxidische und residuale Bindungsform. Dieser Befund entspricht den generellen Einschätzungen zu Bindungsformen von immissionsbürtigen Cd-Belastungen.

Aus Sicht der Verfügbarkeit bzw. des Verlagerungspotentials ist also festzuhalten, daß in der belasteten oberen Bodenzone ca. 40 bis > 50 % der Cd-Gesamtgehalte in einer vergleichsweise leicht verlagerbaren Form vorliegen.

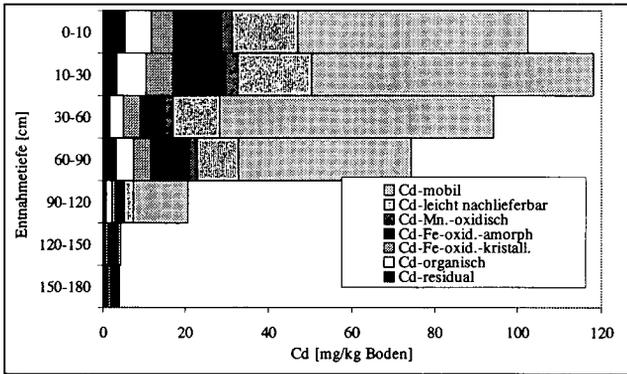


Abb. 2: Bindungsformen/ Verfügbarkeiten von Cd in der Schürfgrube im Wurfstandzentrum als Ergebnis einer sequentiellen Extraktion nach ZEINI & BRÜMMER (1989)

3.2 Untersuchungen im Raum (Rasterbeprobung)

Abb. 3 zeigt den Zusammenhang zwischen der Höhe des Gesamtgehaltes und dem mit NH_4NO_3 -extrahierbaren, mobilen Anteil für die Elemente Zn und Cd. Der Verrechnung liegen ausgewählte Probenahmepunkte aus der Rasterbeprobung zugrunde, wobei jeweils die gesamte Bohrstrecke, also sowohl belastete als auch unbelastete Bodenpartien einbezogen wurden.

Die Korrelation zwischen Gesamtgehalten und den mit NH_4NO_3 extrahierbaren, mobilen Anteilen ist bei allen untersuchten Metallen erwartungsgemäß signifikant positiv. Auffallend ist die vergleichsweise starke Streuung im Falle von Zn gegenüber einer relativ engen Beziehung bei Cd. Hohe Gesamtgehalte gehen also bei Zn im Gegensatz zu Cd nicht unbedingt mit hohen mobilen Anteilen einher. Dies erklärt sich in erster Linie dadurch, daß die Cd-Belastung im Boden früher auf cadmierte Zünder, heute auf nachweislich hohe Cd-Gehalte im Kunststoffmaterial der verwendeten Handgranaten zurückzuführen ist, aus dem es im Zuge des Detonationsprozesses aus der Kunststoffmatrix mehr oder weniger vollständig freigesetzt wird. Die übrigen Metalle liegen zumindest teilweise fein verteilt als mit Neutralsalzen nicht aufschließbare Metallsplitter im Bodenkörper vor.

Eine tiefenstufenbezogene, geostatistische Verrechnung von insgesamt 90 gleichmäßig über den Wurfstand verteilten Probenahmepunkten belegt, daß die Belastung des Bodenkörpers mit Cd (auffälligstes Element) auch im Raum weitgehend auf die oberste Bodenschicht (0-10 cm) beschränkt ist. Die im Wurfstandzentrum tieferreichende Belastung läßt sich primär auf das regelmäßige Verfüllen und Einebnen der Granatentrichter zurückführen. Kleinräumige Verlagerungsprozesse im anthropogen überprägten Bodenkörper werden hierdurch vermutlich maskiert.

In der horizontalen Ausprägung nehmen die Cd-Gehalte ausgehend vom Wurfstandzentrum zu den Randbereichen hin ab. Dabei lassen sich auch außerhalb des Wurfstandzentrums erhöhte Cd-Gehalte nachweisen, diese beschränken sich jedoch auf die oberste Bodenschicht und folgen dabei dem örtlichen Relief. Ursache für dieses räumliche Belastungsmuster sind oberflächliche Stoffab- und -austräge in Form von Bodenerosion durch Wasser, die durch die hohe Verdichtung und

Verfestigung des Bodenkörpers (Verfüllung der Granatentrichter durch Planieren mit schweren Raupen- und Baggerfahrzeugen) begünstigt werden. In bis zu 50 m langen Erosionsrinnen werden Cd-Gehalte an oberflächigen Proben von bis zu 300 mg Cd/kg Trockenboden gemessen.

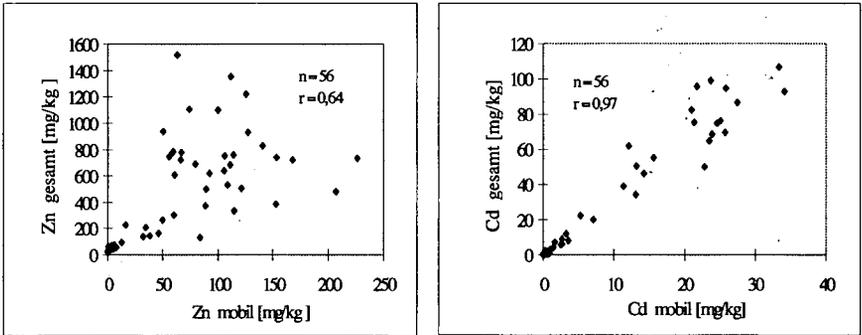


Abb. 3: Beziehung zwischen Gesamtgehalten und mobilen Anteilen für die Elemente Zn und Cd als Ergebnis einer Verrechnung ausgewählter Probenahmepunkte aus der Rasteruntersuchung

Als Folge einer drastisch verringerten Infiltrationsfähigkeit sammelt sich in den verschlammten und verfestigten Granatentrichtern sehr leicht Niederschlagswasser, das je nach Zugänglichkeit der Standorte eine mitunter beachtenswerte Gefahrenquelle für die lokale tierische Nahrungskette darstellt.

4 Zusammenfassung

Die Untersuchungen zu Art und Ausmaß von Bodenbelastungen auf Handgranatenwurfständen belegen deutlich erhöhte Cd-Gehalte (Überschreitung von Prüf- und Interventionswerten für Gesamtgehalte und mobile Anteile) sowie teilweise gegenüber ortsüblichen Hintergrundwerten geringfügig erhöhte Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalte. Die Belastung mit Schwermetallen läßt sich räumlich klar auf das anthropogen überprägte, aufgeschobene Bodenmaterial eingrenzen. Trotz hoher Anteile (30-50%) des mobilen Cd am Gesamtgehalt ist eine nennenswerte Verlagerung in tiefere Bodenschichten nicht nachweisbar. Die Tiefenverteilung entsteht vielmehr durch regelmäßiges Verfüllen der Granatentrichter, die kleinräumige Verlagerungen vermutlich maskieren. Die Schwermetallbelastung beschränkt sich auf das vegetationsfreie Wurfstandzentrum und dem Relief folgende Erosionsrinnen.

Anstelle der zu erwartenden Tiefenverlagerung treten an dem untersuchten Standort als Folge hoher Bodenverdichtung und -verfestigung erosionsbedingte Stoffausträge in den Vordergrund. Neben der Oberflächenerosion durch Wasser lassen sich Gefährdungen der Tierwelt über länger anhaltende Wasseransammlungen in den verschlammten Granatentrichtern sowie diffuse Stoffausträge über Winderosion (vegetationsfreie Flächen) als bewertungsrelevante Belastungspfade identifizieren.

Literatur

ZEIEN, H., BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionsverfahren zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59/I, 505-510

EIKMANN, TH., KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden - EIKMANN-KLOKE-Werte. - Bodenschutz. Erich Schmidt Verlag, BoS 14. Lfg. X/93; Berlin

Modelle zur Cäsiumfixierung in radioaktiv hoch belasteten Gebieten Bayerns

von

VÖLKELE, J.; FIENEMANN, K.; MAHR, A.

Problemstellung

Der Bayerische Wald zählt neben den nördlichen Kalkalpen zu den mit Radionukliden aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 am höchsten belasteten Gebieten West- und Mitteleuropas. Während auf Agrarflächen die Radionuklidbelastung infolge Bodenbearbeitung eine Gleichverteilung innerhalb des Pflughorizontes (Ap) erfuhr und durch Düngung, damit verbundener Tiefenverlagerung und vor allem durch Beerntung bereits nach kurzer Zeit stark rückläufig war, ist in Forstökosystemen die Belastung vor allem mit Cäsium (^{137}Cs , Halbwertszeit 30,18 Jahre) auch eine Dekade nach der Deposition nicht zurückgegangen (VÖLKELE 1995, 1997). Die jüngsten Spitzenbelastungen des Wildes weisen Werte von über 90.000 Bq/kg Frischfleisch auf (Schwarzwild), denen der EU-Richtwert von 600 Bq/kg gegenübersteht. Ursache für die nicht rückläufige Kontaminationshöhe ist der Nährstoffkreislauf in Waldökosystemen und vor allem der besondere Zustand des pedochemischen sowie pedomineralischen Milieus. Cäsium wird in den organischen Auflagehorizonten der sauren Braunerden reversibel gebunden und unterliegt kaum einer Tiefenverlagerung, was bereits die ökologische Brisanz begründet. Zudem wurde ein Teil der Primärdeposition aus dem Jahre 1986 direkt in die Gehölzvegetation eingebaut und dort längerfristig gebunden. Somit ist in der Biomasse der Waldökosysteme über den Stoffkreislauf in Form des jährlichen Blattfalles hinaus in großer Menge Cäsium gespeichert, das als Quelle für eine neuerliche, zusätzliche Kontamination der Böden dient. Ohne geeignete Maßnahmen kann sich die radioaktive Kontamination der Böden, der Vegetation und nicht zuletzt des Wildes in den Forsten der hoch belasteten Gebiete Bayerns auf natürliche Weise nur über die Halbwertszeit des langlebigen Radionuklids ^{137}Cs erniedrigen. Ohne geeignete Maßnahmen ist ein schneller Rückgang der Cäsiumkontamination auszuschließen. Die hier vorgestellten Ergebnisse zur Reduktion der Cäsiumaufnahme sind Teil eines gleichnamigen Forschungsprojektes im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).

* Universität Regensburg, AG Landschaftsökologie & Bodenkunde, D-93040 Regensburg

Material und Methoden

Auf repräsentativen Testflächen in Forsten des Bayerischen Waldes werden handelsübliche Forstdünger (u.a. Dolocorn, BayWa; Kalimagnesia, Kali & Salz AG), Tektosilikate (Zeolith, Degussa) und quellfähige Schichtsilikate mit negativen Ladungsüberschüssen (Bentonite wie Calcigel und Montigel, Südchemie) aufgebracht. Im Rahmen der Feldversuche werden die Streumittel wie bei der Forstdüngung üblich nicht eingearbeitet. Mittels jährlich wiederkehrender Beprobungen auf den Testflächen werden Zeitreihen zur Kontaminationshöhe der Böden und Pflanzen sowie zur Tiefenverteilung in den Böden erarbeitet. Parallel dazu werden im Gewächshaus des Botanischen Gartens der Universität Regensburg Gefäßversuche angesetzt und über zwei Jahre betreut. Mit Cäsium belastetes Oberbodenmaterial aus den Forsten des Untersuchungsgebietes wird gut durchmischt als Keimsubstrat in Pflanzkästen überführt und die Düngemittel bzw. silikatischen Minerale in wässriger Suspension eingebracht, um eine möglichst rasche Anschlagzeit zu gewährleisten. In mehreren Versuchslinien werden u.a. die Samen der typischen Waldgräser *Deschampsia flexuosa* und *Luzula sylvatica* ausgebracht. Sowohl im Rahmen der Freilandversuche als auch der Gewächshausversuche betragen die Auftragsmengen der Streumittel 32 dt/ha. Bezüglich Beprobungsmodus, Meßbedingungen etc. wird auf VÖLKELE (1995, 1997) verwiesen.

Ergebnisse der Feldversuche

Die Datenreihen zur vertikalen Verteilung von ^{137}Cs in Waldböden (1991-1996) belegen eindeutig, daß sich unter den gegebenen quasinatürlichen Bedingungen im Forstökosystem sowohl die Belastungshöhe als auch die Tiefenverteilung von ^{137}Cs nicht verändert hat. Nach wie vor sind 90 % des Cäsiums (^{137}Cs) in den Auflagehorizonten enthalten, davon 11 % in den L-Horizonten, 79 % in den Of- und Oh-Horizonten. Der Mineralboden enthält bei exponentieller Abnahme bis in eine Tiefe von 25 cm die verbleibenden 10 % der radioaktiven Kontamination. Zweites grundlegendes Ergebnis der Testreihen ist eine klare Aussage bezüglich des Zeitraumes, der bis zum Einsetzen der beabsichtigten Wirkung der auf die Waldböden aufgestreuten Dünger und Minerale notwendig ist. In unseren Testreihen vergingen drei Jahre, ehe sich ein Trend einstellte, der sich statistisch absichern ließ. Erst nach fünfjähriger Wirkdauer waren die Ergebnisse eindeutig (VÖLKELE 1997). Als drittes Ergebnis wird belegt, daß mit allen eingesetzten Streumitteln, insbesondere aber durch Ausbringen des Forstdüngers Kalimagnesia der Transfer von ^{137}Cs vom Boden in die Pflanzen wirksam vermindert werden kann. Nach wie vor zählen z.B. die Farne mit Spitzenwerten von annähernd 20.000 Bq/kg (TS) zu den am stärksten belasteten Äsungspflanzen des Wildes. Der Forstdünger Kalimagnesia reduziert auf den Testflächen die ^{137}Cs -Kontamination der Farne auf ein Sechstel (VÖLKELE 1997).

Im Falle der Gefäßversuche im Gewächshaus konnte mit der Applikation des Forstdüngers Kalimagnesia der Transfer sogar vollständig unterbunden werden. Der Einsatz calciumreicher Streumittel erzielt eine gegenläufige Wirkung. Dazu zählen der Forstdünger Dolocorn (BayWa) und die Bentonite Calcigel und Montigel (Südchemie). Diese Streumittel regen die Aktivität des Bodenlebens hochgradig an und verstärken das pflanzliche Wachstum und damit auch die Nährstoffaufnahme. Das geht in den Feldversuchen einerseits mit einer beschleunigten Remineralisation

der Biomasse unter Zersetzung der mächtigen humosen Auflagehorizonte einher und setzt das Nährstoffangebot drastisch herauf (VÖLKELE 1997). Andererseits wird das in der organischen Substanz gebundene Cäsium freigesetzt und vorübergehend in verstärktem Maße für die Pflanzenaufnahme zur Verfügung gestellt, wie auch die Gefäßversuche eindrücklich belegen (s.u.).

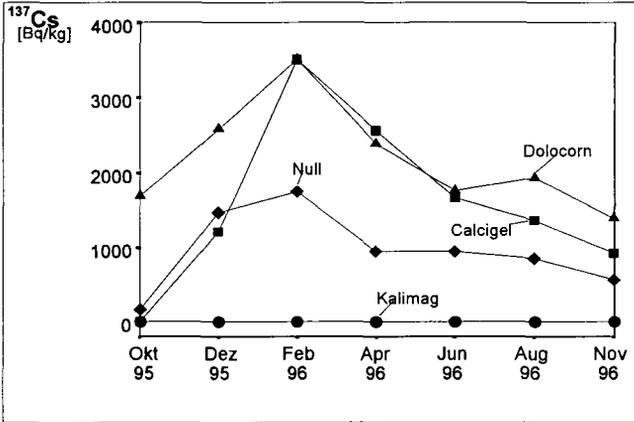


Abb. 1

¹³⁷Cs-Aktivitäten der Proben von *Luzula sylvatica* im Gefäßversuch, aus Völkel (1997)

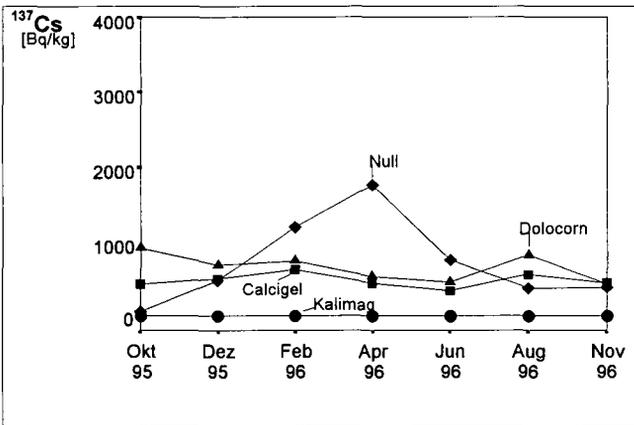


Abb. 2

¹³⁷Cs-Aktivitäten der Proben von *Deschampsia flexuosa* im Gefäßversuch, aus Völkel (1997)

Die Abb. 1 und 2 verdeutlichen die Versuchsergebnisse bezüglich der ^{137}Cs -Belastung der Versuchspflanzen *Luzula sylvatica* und *Deschampsia flexuosa* in den drei Streumittelvarianten und in der Nullvariante. Hinsichtlich der Nullvariante zeigen die Versuchspflanzen in beiden Fällen nach dem Auskeimen und ersten Aufwachsen im Falle der ersten Messung zunächst sehr geringe ^{137}Cs -Aktivitäten. Sowohl für *Luzula* als auch für *Deschampsia* ist nach anfänglich geringer Belastung (Oktober 1995), die jeweils deutlich unter der Grundbelastung des Bodenmaterials mit ^{137}Cs von durchschnittlichen 582 Bq/kg liegt, ein kräftiger Anstieg auf 1.750 Bq/kg bzw. auf 1.760 Bq/kg zu verzeichnen. Dieser Vorgang spiegelt die Verhältnisse im quasinatürlichen Waldboden wider, wo der Vorrat an ^{137}Cs zur Wurzelaufnahme mehr oder weniger konstant bleibt. Die Pflanzen reichern in diesem Fall die ^{137}Cs -Belastung des Bodens um das Dreifache an. Der zeitliche Verlauf im Rahmen der zweimonatigen Beprobungen zeigt, daß hierfür im Falle von *Luzula* vier Monate, im Falle von *Deschampsia* ein halbes Jahr benötigt wurde. In der Folgezeit gehen die ^{137}Cs -Aktivitäten jeweils zurück, im Falle von *Deschampsia* sogar wieder unter die Grundbelastung des Bodens, während die Belastung von *Luzula* erst in der letzten Beprobung vom November 1996 wieder auf die Werte der Bodenbelastung abgefallen ist und zuvor durchgängig darüber liegt. Der Forstdünger Dolocorn und der Calcium-Bentonit Calcigel provozieren im Falle von *Luzula* parallel zum Anstieg der ^{137}Cs -Aktivitäten der Nullprobe sehr hohe Belastungsspitzen von 3.510 Bq/kg in beiden Fällen, was einer Versechsfachung der Pflanzenbelastung gegenüber der Bodenbelastung in der Nullvariante entspricht. Die Werte sind in der Folge wie auch im Falle der Nullvariante rückläufig, überschreiten jedoch sowohl die Werte der Grundbelastung des Bodenmaterials als auch die der Nullvariante zum Versuchsende nach wie vor deutlich. - *Deschampsia* nimmt ausweislich der Daten vom Beprobungsbeginn im Falle von Dolocorndüngung und auch von Calcigelzugabe sofort sehr viel mehr ^{137}Cs als in der Nullvariante auf, was der ^{137}Cs -Belastung von *Luzula* in der Dolocorn-Variante gleicht. Allerdings wird im Falle von *Deschampsia* sowohl in der Dolocorn- als auch in der Calcigel-Variante die im Kurvenverlauf der Nullvariante auftretende Belastungsspitze unterdrückt. Die ^{137}Cs -Aktivitäten pendeln sich unter leichten Schwankungen in der Höhe der Grundbelastung des Bodens ein.

Literatur

VÖLKEL, J. (1995): Zur Erfassung der räumlichen Verteilung von Radiocäsium des Tschernobyl-Fallouts in Waldböden. - BMU (Hrsg.): 9. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität: 218-223.

VÖLKEL, J. (1997): Modelle zur Cäsiumfixierung in Böden radioaktiv hoch kontaminierter Gebiete Ost-Bayerns. - Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen, 60 S. u. Anhang.

Schwermetalle, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bangkoks

von

WILCKE,W.; MÜLLER,S.; KANCHANAKOOL,N.; ZECH,W.

Einleitung

Die Untersuchung der Eigenschaften von urbanen Böden ist seit Ende der 70er Jahre Gegenstand bodenkundlicher Forschung (Blume und Schlichting, 1982). Von Anfang an wurde großes Gewicht auf die Erfassung ihrer Schadstoffgehalte gelegt (z.B. Blume und Hellriegel, 1981; Lux, 1986). Dabei standen meist Schwermetalle im Mittelpunkt des Interesses. In jüngerer Zeit beschäftigten sich auch einige Arbeiten mit organischen Schadstoffen in Stadtböden wie den PAK und PCB (Weiss et al., 1994; Niederer et al., 1995).

Während zu den Schadstoffgehalten von urbanen Böden der gemäßigten Breiten bereits eine Reihe von Arbeiten vorliegt, sind solche Untersuchungen in tropischen Städten selten. In Asien wurden von Pfeiffer et al. (1988) in Manila und von Chen et al. (1997) in Hongkong Schwermetallgehalte in urbanen Böden untersucht. Watanabe et al. (1996) beschäftigten sich mit den PCB-Konzentrationen in Böden der Umgebung eines Bangkokker Kondensatorenlagers.

Bangkok ist in den letzten Jahrzehnten schnell und unkontrolliert gewachsen (Korff, 1986). Mit den steigenden Bevölkerungszahlen schnellten auch die Schadstoffemissionen in die Höhe. Insbesondere das enorm hohe Verkehrsaufkommen führt zu einer starken Luftbelastung. Im Regenwasser wurden beispielsweise bis zu $73 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ und $571 \mu\text{g Pb l}^{-1}$ gemessen (Winai Somboon, unveröffentlicht). Da Böden die wichtigste Senke der meisten Luftschadstoffe sind, ist mit einer hohen Schadstoffbelastung Bangkokker Böden zu rechnen. Dies hätte besonders darum negative Auswirkungen, weil Bangkok nur wenige Meter über dem Meer liegt, wodurch das Grundwasser hoch ansteht.

Das Ziel unserer Untersuchung war daher ein erstes Screening der Konzentrationen von Schwermetallen, Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und Polychlorierten Biphenylen (PCB) in Bangkokker Oberböden, sowie die Identifikation von Belastungsschwerpunkten.

Material und Methoden

Wir haben entlang eines N-S-verlaufenden Transektes ("Hauptachse"), das parallel zu zwei bedeutenden Straßen Bangkoks verläuft, und dreier rechtwinklig zur Hauptachse liegender Seitenäste (von N nach S: "Vorortzweig", "Zentralzweig" und "Industriezweig") 30 Böden beprobt (Abb. 1). Dazu wurde eine Profilgrube ausgehoben und von allen Profilwänden mit einem Spachtel eine Mischprobe der obersten 5 cm entnommen, gefriergetrocknet und < 2 mm gesiebt. Die Proben wurden zur Schwermetallanalyse in Plastik- und zur PAK- und PCB-Analyse in Aluminiumbehältern transportiert und aufbewahrt.

Zur Metallanalyse wurden die Proben mit konzentrierter $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ auf dem Sandbad aufgeschlossen (Zeien und Brümmer, 1989). Zwanzig PAK (Aufzählung in Wilcke et al., 1997) und 14 PCB (Kongenerie 1, 8, 20, 28, 35, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 199, 206, 209) wurden in einer Soxhletapparatur gemeinsam 24 h mit einem Hexan-Aceton-Gemisch (2:1) extrahiert und über Silica-Alox-Säulen aufgereinigt. Die Analyse der Schwermetalle erfolgte am Flammen- und Graphitrohr-AAS (Varian AA 400 und AA 400 Z), diejenige der PAK und PCB am Gaschromatographen/Massenspektrometer (Hewlett Packard). Alle Proben wurden bodenkundlich gekennzeichnet.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

** Division of Soil Analysis, Department of Land Development, Paholyothin Road, Bangkok, Bangkok 10900, Thailand

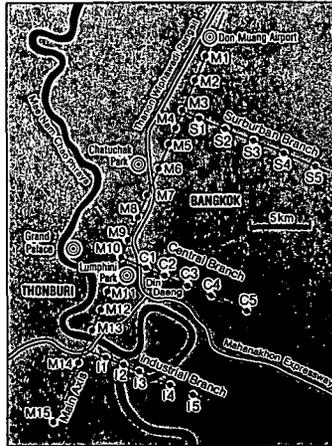


Abb. 1: Lage der beprobten Böden.

Ergebnisse und Diskussion

Alle beprobten Böden sind aus anthropogenen Aufschüttungen mit einer über Anwohnerbefragung geschätzten letzten Störung vor 2 bis > 30 Jahren entstanden. Die Böden sind häufig mehrfach geschichtet. Sie bestehen hauptsächlich aus den tonigen Substraten der ursprünglichen Naßreisböden, Sanden, die überwiegend aus dem Chao Phraya-Fluß ausgebaggert werden und, vor allem in Flußnähe, erheblichen Industrie- und Hausmüllanteilen. Alle Böden sind Gleye, die im gesamten Profil Hydromorphiemerkmale aufweisen. Mit einer Ausnahme liegen die pH-Werte, vermutlich aufgrund von Zementbeimengungen, im Karbonatpufferbereich. Die C_{org} -Gehalte variieren wie in natürlichen Böden mit $6-70 \text{ g kg}^{-1}$ über einen weiten Bereich. Die KAK_{eff} beträgt zwischen $22-297 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ und läßt vermuten, daß Dreischichttonminerale die Tonfraktion dominieren.

Die mittleren Schwermetallkonzentrationen der Oberböden Bangkoks sind niedriger als in europäischen Städten wie London (Thornton, 1991) und Hamburg (Lux, 1986). Sie sind ebenfalls niedriger als in Manila (Pfeiffer et al., 1988) aber mit Ausnahme der Cd-Konzentrationen vergleichbar mit den Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden Hongkongs (Chen et al., 1997, Abb. 2). Die PAK- und PCB-Konzentrationen sind in den Bangkoker Böden ein bis zwei Größenordnungen niedriger als in den Böden Stephanskirchens, einer ländlichen Gemeinde in Bayern, deren Böden allerdings PAK- und PCB-Konzentrationen aufweisen, die mit denjenigen größerer Städte Mitteleuropas vergleichbar sind (Weiss et al., 1994; Niederer et al., 1995; Wilcke et al., 1997; Abb. 3 und 4). Ein ähnliches Ergebnis zeigt sich für den Vergleich der PAK-Konzentrationen in A-Horizonten ländlicher Böden Ghanas (eigene unveröffentlichte Ergebnisse) und Tschechiens (Wilcke und Zech, 1997). Auch hier liegen die Konzentrationen in den tropischen Böden deutlich unter denjenigen von Böden der gemäßigten Breiten.

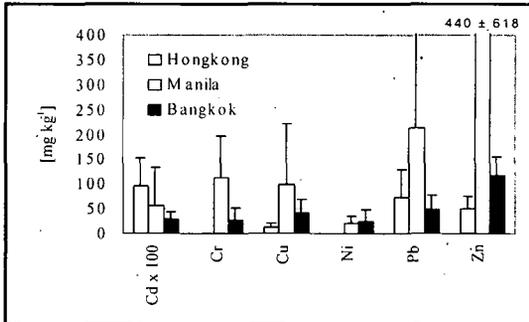


Abb. 2: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in Bangkoker Böden im Vergleich mit Hongkong (Chen et al., 1997) und Manila (Pfeiffer et al., 1988; in allen Abbildungen: Fehlerbalken = Standardabweichung).

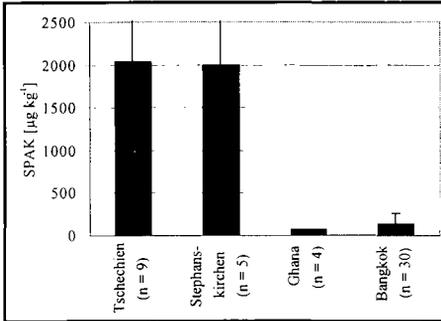


Abb. 3: Mittlere PAK-Konzentrationen in A-Horizonten von Böden aus Tschechien, Stephanskirchen, Ghana und Bangkok.

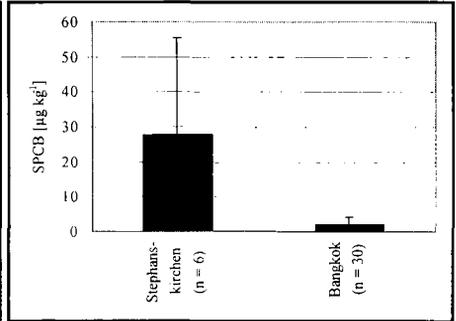


Abb. 4: Mittlere PCB-Konzentrationen in A-Horizonten von Böden aus Stephanskirchen und Bangkok.

Betrachtet man die Verteilung der Schadstoffkonzentrationen auf das Stadtgebiet von Bangkok und der Nachbarstadt Thonburi, so stellt man fest, daß die Böden der südlichen Hauptachse und des Industriezweiges deutlich höhere Konzentrationen aller untersuchten Schadstoffe aufweisen (Abb. 5 und 6). Eine Hauptkomponentenanalyse erlaubt die Unterscheidung von zwei Stoffgruppen (Abb. 7). Die Metalle Al, Cr, Fe, Mn und Ni laden vor allem die erste Hauptkomponente hoch. Die Summenkonzentrationen der PAK (SPAK) und PCB (SPCB) laden dagegen zusammen mit den Schwermetallen Cd, Cu, Pb und Zn die zweite Hauptkomponente hoch. Die Al-Konzentrationen werden aufgrund der hohen geogenen Ausgangsgehalte im Boden in der Regel nicht durch Einträge beeinflusst, PCB sind ausschließlich, PAK ganz überwiegend und Pb und Cd oft anthropogener Herkunft. Es liegt daher nahe, anzunehmen, daß die erste Gruppe von Stoffen geogener Herkunft und die zweite Gruppe von Stoffen ausschließlich oder überwiegend anthropogener Herkunft gebildet werden.

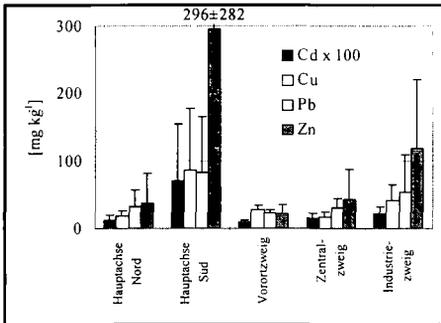


Abb. 5: Verteilung der Cd-, Cu-, Pb- und Zn-Konzentrationen der Oberböden im Stadtgebiet von Bangkok.

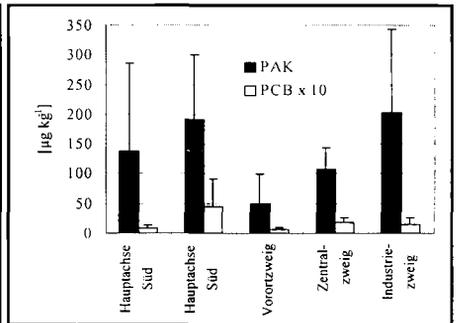


Abb. 6: Verteilung der PAK- und PCB-Konzentrationen der Oberböden im Stadtgebiet von Bangkok.

Schlussfolgerungen

Die Schwermetallbelastung Bangkokker Böden ist geringer als in europäischen Städten und Manila, jedoch vergleichbar mit derjenigen von Böden Hongkongs. Im südlichen Teil Bangkoks und im nördlichen Teil Thonburis werden hohe Konzentrationen der anthropogen in die Böden eingetragenen Metalle Cd (bis zu $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu (283), Pb (269) und Zn (813) erreicht. Die PAK- und PCB-Konzentrationen sind in allen Proben um den Faktor 10-100 niedriger als in vergleichbaren Böden der gemäßigten Breiten. Die Verteilung auf das Stadtgebiet von Bangkok und Thonburi entspricht derjenigen der Schwermetalle. Gründe für die vergleichsweise niedrige Schadstoffbelastung Bangkokker Böden könnten in dem geringen Alter der untersuchten Böden, der geringen Dauer von hohen Einträgen aus der Atmosphäre, einer starken Auswaschung mit dem Grundwasser, einem schnellen Abbau der organischen Stoffe in der Atmosphäre oder im Boden sowie in ihrer Verflüchtigung aus den Böden in die Atmosphäre begründet sein.

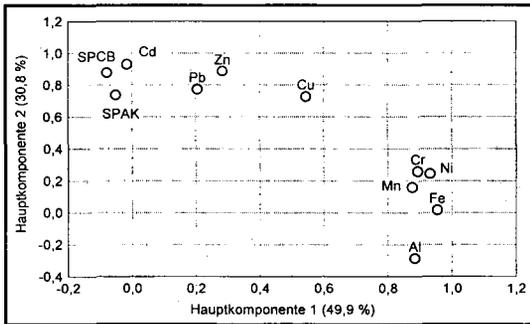


Abb. 7: Illustration der Schwermetall-, PAK- und PCB-Konzentrationen im Koordinatennetz zweier Hauptkomponenten nach Varimax-Rotation.

Dank

Wir bedanken uns bei den Mitarbeitern des Department of Land Development und Frau Chalinee Niamskul vom International Board for Soil Research and Management (IBSRAM).

Literatur

Blume, H.-P. und Th. Hellriegel (1981): Pb- und Cd-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 181-196.

Blume, H.-P. und E. Schlichting (Hrsg., 1982): Bodenkundliche Probleme städtischer Verdichtungsräume. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 33, 280 S.

Chen, T.B., J.W.C. Wong, H.Y. Zhou und M.H. Wong (1997): Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hongkong. Environ. Pollut. 96, 61-68.

Korff, R. (1986). Bangkok: Urban system and everyday life. Bielefelder Studien zur Entwicklungssoziologie 31, 386 S.

Lux, W. (1986): Schwermetallgehalte und -isoplethen in Böden, subhydrischen Ablagerung und Pflanzen im Südosten Hamburgs. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 5, 249 S.

Niederer, M., A. Maschka-Selig und Ch. Hohl (1995): Monitoring Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in urban soil, compost and vegetation. Environ. Sci. & Pollut. Res. 2, 83-89.

Pfeiffer, E.-M., J. Freytag, H.-W. Scharpenseel, G. Miehl und V. Vicente (1988): Trace elements and heavy metals in soils and plants of the southeast Asian metropolis Metro Manila and of some rice cultivation provinces in Luzon, Philippines. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 11, 264 S.

Thornton, I. (1991): Metal contamination of soils in urban areas. In: P. Bullock und P.J. Gregory (Hrsg.): Soils in the urban environment, 47-75.

Weiss, P., A. Riss, E. Gschmeidler und H. Schentz (1994): Investigation of heavy metal, PAH, PCB patterns and PCDD/F profiles of soil samples from an industrialized urban area (Linz, Upper Austria) with multivariate statistical methods. Chemosphere 29, 2223-2236.

Watanabe, S., W. Laovakul, R. Boonyathumanondh, M.S. Tabucanon und S. Ohgaki (1996): Concentrations and composition of PCB congeners in the air around stored used capacitors containing PCB insulator oil in a suburb of Bangkok, Thailand, Environ. Pollut. 92, 289-297.

Wilcke, W. und W. Zech (1997): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in forest floors of the northern Czech Republic. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, in Druck.

Wilcke, W., W. Amelung und W. Zech (1997): Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a rural community leewards of a waste incineration plant. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, 369-378.

Zeien, H. und G. W. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 505-510.

Stoff- und Wasserhaushalt eines Rekultivierungsmaterials aus der Sekundär-Aluminiumindustrie

von

WÖHLER, V.; WILDHAGEN, H.

1. Einleitung

Eine Kalirückstandshalde in Niedersachsen soll rekultiviert werden. Es ist das langfristige Ziel, die anfallenden Haldenwässer zu minimieren, um damit die Menge der ausgetragenen Salze zu reduzieren. Dieses könnte mittels erhöhter Verdunstung aufgrund eines Pflanzenbewuchses gegenüber einer freien Haldenoberfläche geschehen.

In den letzten Jahren ist es aufgrund verschiedener Gesetze und Vorschriften zu einem „relativen“ Engpaß an natürlichen Rekultivierungssubstraten gekommen. Erdaushub und Bauschutt werden alternativ verwendet, bzw. sollen vorrangig für bestimmte Bauprojekte eingesetzt werden. Mit Inkrafttreten des KrW-/AbfG ist die Verwertung der Deponierung vorzuziehen. Deshalb sollte ein neues Material für die Haldenrekultivierung als dünnmächtige Abdeckung getestet werden (Schmeisky 1997).

2. Problemstellung

Das zur Rekultivierung vorgesehene Material entstammt der Sekundär-Aluminiumindustrie und wird als NE-Salzschlacke angesprochen. In mehreren Aufbereitungsschritten (REKAL-Verfahren, Diekmann 1996) werden die Schlacken zur Entgasung aufgemahlen und einzelne Inhaltsstoffe abgetrennt. Für eine Begrünung besitzt das Material mit einem Salzanteil bis zu 50% ungünstige Eigenschaften. Im Verlauf der Zeit wird jedoch dieser Salzanteil über die Niederschläge ausgewaschen.

In einem Lysimeterversuch im Labor soll dieser Aussüßungsprozeß geprüft werden und zugleich eine Prognose über Verlauf, Zeitrahmen und Entwicklungen im Material aufgezeigt werden.

3. Material und Methoden

Mit Laborlysimetern (600 l) werden Materialproben in einer falschen, gerafften Zeitreihe berechnet. Der schematische Aufbau der Lysimeter ist in der Abbildung 1 dargestellt. Das Material ist mit einer Höhe von 200 cm eingefüllt worden, was der durchschnittlichen Abdeckung / Rekultivierungsschicht entspricht. Als Filter wurde mehrfach gewaschener Quarzkies in vier Schichten kornabgestuft eingesetzt. Die Beregnung erfolgt mit einer Schlauchpumpe, die in einen Verteiler einspeist. Von dort wird das Wasser auf Kanülen (0,4 x 45 mm) verteilt, so daß eine Tropfendichte von ca. 340 Tropfen / m² entsteht. Das Wasser ist einfach entionisiert und hat einen pH-Wert um 6,2. Beregnung wird diskontinuierlich mit einer Intensität von ca. 50 mm/d; die eingesetzte Wassermenge wird über eine Wasseruhr gemessen.

*FG Bodenkunde, GhK, Nordbahnhofstr. 1a, Postfach 1252, 37202 Witzenhausen

Das Eluat wird in Behältern aufgefangen und ausgelitert. Beim Wechsel der Behälter wird eine Probe von ca. 1 l genommen und hinsichtlich der Dichte, des Salzgehaltes etc. ausgewertet, so daß eine Berechnung des abgeflossenen Wassers und der ausgetragenen Salzmenge erfolgen kann.

Im Eluat werden die verschiedenen salzbildenden Anionen und Kationen, die Schwermetalle, E.L. und die pH-Werte ermittelt.

Die Kennwerte des Materials sind in der Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Oberfläche ist eckig/kantig und wahrscheinlich stark porös. Die Zusammensetzung des Materials schwankt leicht, denn die eingesetzten Schrotte der schlackenliefernden Aluminiumaufbereiter wechseln. Die Hauptbestandteile des Materials sind die löslichen Komponenten Steinsalz (NaCl) und Sylvin (KCl) und die unlöslichen Mineralfractionen Korund (Al_2O_3), Spinell ($MgAl_2O_4$), Quarz (SiO_2) und Flußspat (CaF_2).

Bodenphysikalische Untersuchungen wurden an gleichartigen Proben angestellt. Untersucht werden vor allem die Parameter, die den Wasserfluß kennzeichnen und jene, die die Struktur und damit die Stabilität beeinflussen. Es wurden Methoden in Anlehnung an Schlichting und Blume (1995) angewendet.

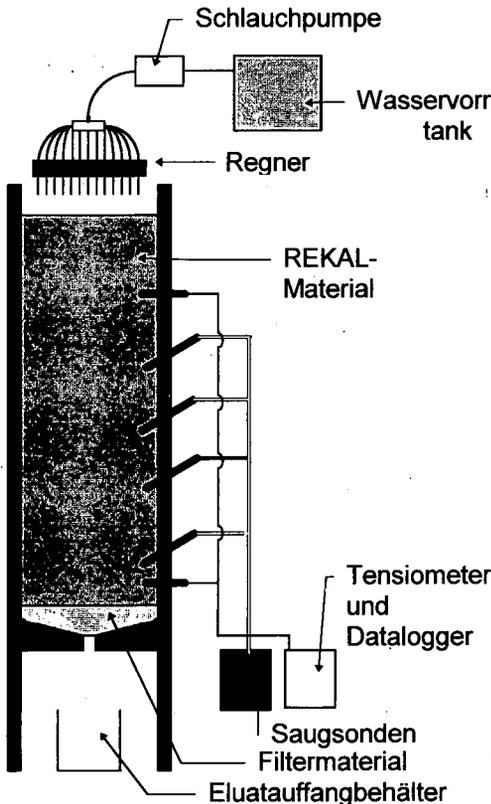


Tabelle 1: Eigenschaften des untersuchten Materials

Körnung: S [%ww]	22,3
U [%ww]	53,0
T [%ww]	24,7
d_{50} [μ m]	12,6
pH_{CaCl_2}	7-9
Salzgehalt [%ww]	35
E.L. [mS]	255
$k_{r\text{-salzhaltig}}$ [cm/d]	48
$k_{r\text{-salzfrei}}$ [cm/d]	580
FSD ¹⁾ [g/cm ³]	3,05

¹⁾ Festsubstanzdichte

Abbildung 1: Schematischer Aufbau eines Lysimeters

4. Ergebnisse:

Stoffhaushalt:

Bezüglich der Entsalzung des Materials konnte ein schneller Lösungsverlauf festgestellt werden, der sich gegen Ende im Bereich geringer Konzentrationen mit einem langen Tailing auszeichnet. Die Konzentrationen erreichten am Anfang einen Gesamtsalzgehalt von bis zu 400 g/l Eluat. Gegen Ende der Entsalzung - es wird von einem salzfreien Eluat bei Salzgehalten kleiner 0,5 g/l ausgegangen - liegen die Salzgehalte zwischen 2 und 0,5 g/l über einen „Zeitraum“ von ungefähr 2-3 Austauschvolumina des vorhandenen Materialporenvolumens. Die Phase vom einsetzenden Tailing bis zur Grundkonzentration von etwa 2 g/l beträgt ungefähr ein Austauschervolumen. Der Zeitraum des anfänglichen Konzentrationsniveaus mit relativ unverändertem Salzgehalt hängt vom Salzanteil des eingesetzten Materials ab (vgl. Abb. 2).

Die Schwermetallgehalte des Eluats nehmen mit voranschreitender Beregnung ab. Die Schwermetalle, die mit einem Königswasseraufschluß nachgewiesen werden konnten, finden sich nicht oder in kaum nachweisbaren Konzentrationen im Eluat. Als einziges Schwermetall ist Kupfer über einen längeren Zeitraum nachzuweisen.

Wasserhaushalt:

Für den Wasserhaushalt sind vor allem die Leitfähigkeiten und das Porensystem interessant. Die hydraulische Leitfähigkeit des Materials nimmt mit zunehmender Entsalzung zu. Im salzfreien Zustand liegt der k_f -Wert bei 580 cm/d ($6,8 \cdot 10^{-5}$ m/s) gegenüber einem k_f -Wert von 50 cm/d ($5,8 \cdot 10^{-6}$ m/s) bei 35%igem Salzanteil.

Die Lagerungsdichte (LD) und damit das Gesamtporenvolumen (GPV) verändern sich mit zunehmender Entsalzung entsprechend dem ausgewaschenen Salzvolumen. Die Lagerungsdichte sinkt von 1,2 g/cm³ (eingestellt) auf 0,6 - 0,8 g/cm³, je nach Auflast. Rechnerisch erhöht sich damit das Porenvolumen von 60 %vv auf 74-81 %vv.

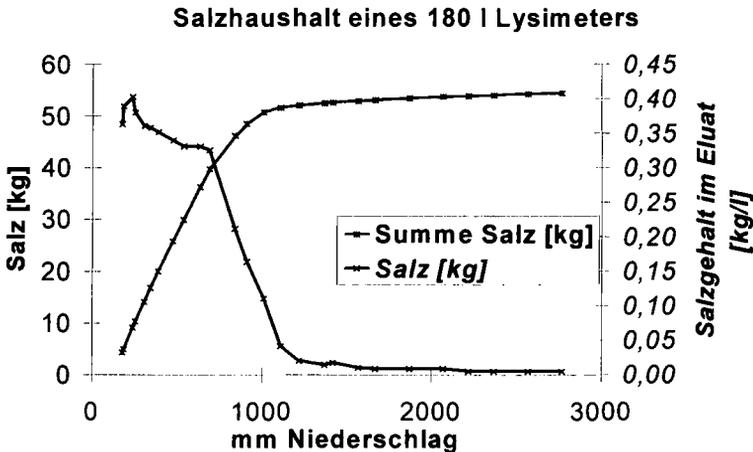


Abbildung 2: Verlauf der Salzkonzentration und Summe der ausgewaschenen Salze während einer Entsalzung

5. Diskussion

Das eingesetzte Material läßt sich schnell entsalzen. Dieser Prozeß verläuft im Rahmen der eingesetzten Wassermengen ohne größere Behinderungen. Die Eluate sind so lange salzgesättigt, solange die Fließgeschwindigkeit und damit die Verweildauer im System eine Lösung der anwesenden Salze zulassen. Die enthaltenen Salze sind - soweit sie quantitativ von Bedeutung sind - leicht löslich.

Die festgestellte Entsalzung läßt den Schluß zu, daß das Material mit einem Salzgehalt von ungefähr 35 %ww in einem Zeitraum von etwa vier Jahren soweit entsalzt ist, daß eine Begrünung stattfinden kann. Dieser Schluß läßt sich unter der Voraussetzung ziehen, daß die Verdunstung ein ortsübliches Maß aufweist. Da die Verhältnisse an der exponierten Lage einer Kalirückstandshalde mit steileren Hängen (35-40°) anders sind als im umgebenden Flachland, wird die Ausstüßung und damit die Begrünung voraussichtlich einen etwas längeren Zeitraum einnehmen. Weiteres muß noch durch klimatologische Untersuchungen geklärt werden.

Die Schwermetalle im Eluat scheinen weniger durch Lösung, als vielmehr durch die korrosive Salzlösung im Porenraum herzurühren.

Der Wasserhaushalt des Materials ändert sich mit zunehmender Entsalzung. Durch die Vergrößerung des Porenvolumens kommt es zu höheren Fließgeschwindigkeiten (k_f -Werten). Die Verdichtung des Porenraumes ist aber dennoch durch die Auflast nicht so groß ($PV=74\%vv$ mit 150 cm Auflast), daß Porenvolumina wie in „normalen“ Bodensystemen erreicht werden. Diese Stabilität gegenüber Verformungen kann auch nicht über eine ständige hohe Wassersättigung des Systems erklärt werden, so daß die Struktur kaum eine Chance zur Verdichtung hätte. Vielmehr wird davon ausgegangen, daß die Form der Körner (eckig, kantig) diese Stützung herbeiführt. Wirken jedoch Kräfte aus unterschiedlichen Richtungen auf das Material ein, kommt es zu Verdichtungen. Die dabei entstehende Erhöhung des aktuellen Wassergehaltes im Volumen kann zu unangenehmen Erscheinungen in einer Hanglage führen. Zur Verbesserung der Strukturstabilität wäre als Problemlösung die Beimischung von Zuschlagsstoffen wie z.B. Kraftwerksaschen mit einem hohen Abbindepotential denkbar.

6. Zusammenfassung

Das untersuchte Material erweist sich als geeignet, um Pflanzen als Wuchsort zu dienen. Die Entsalzung kann in einem Zeitraum von 4-6 Jahren erfolgen. Die Schwermetallkonzentrationen sind während der Entsalzungsphase zu beobachten. Nach erfolgter Entsalzung besteht nur ein geringes Anlieferungspotential solange die pH-Werte im Bereich von 7-9 bleiben. Die Schwermetallverfügbarkeit nach einer Versauerung ist noch zu untersuchen

7. Literatur

Diekmann, R. (1996): Neue Wege in der Aufbereitung von Aluminium-Salzschlacken.

Vortrag anläßlich der 7. Duisburger Recycling-Tage (1996)

Schlichting E., H.-P. Blume und K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, 2. Auflage, Blackwell- Wissenschaftsverlag Berlin Wien

Schmeisky, H. (1997): Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft.

29. Hohenheimer Umwelttagung, U. Arndt et al. (Hrsg.), Verlag G. Heimbach

Flächenbezogene Quantifizierung der mechanischen Bodenbelastung durch landwirtschaftliche Pflanzenproduktion in Bayern - Überrollhäufigkeiten und maximale Radlasten beim Anbau verschiedener Fruchtarten unter Annahme typischer Bewirtschaftungspraxis

von

ZAPF, R.

Einleitung

Große Überrollhäufigkeiten und hohe Radlasteinträge durch landwirtschaftliche Maschinen sind wichtige bewirtschaftungsbedingte Ursachen für Bodenschadverdichtung. Der Fahrverkehr auf den Feldern hat innerhalb der letzten Jahrzehnte abgenommen ("controlled traffic"), die Radlasten und damit die Gefahr irreversibler Unterbodenverdichtung nehmen unvermindert zu. Die Quantifizierung der aktuellen Bodenbelastung, die vom Anbau unterschiedlicher Fruchtarten unter Annahme einer "typischen" Bewirtschaftungspraxis ausgeht, stellt einen ersten - noch bodenunabhängigen - Schritt zur Bewertung des Verdichtungsrisikos dar. Das Geographische Informationssystem ARC/INFO wurde verwendet, um die Anzahl der Radpassgen und die maximalen Radlasten einer Produktionsperiode in ihrer räumlichen Verteilung auf einem Feld zu ermitteln.

Eingangsdaten und Vorgehen

Unter der Prämisse, momentan aktuelle, "mittlere" bayerische Verhältnisse zu beschreiben, wurden häufige Fruchtarten sowie eine durchschnittliche Mechanisierung und Produktionstechnik (Art und Anzahl der Arbeitsgänge) ausgewählt (Zapf, 1997). Die belastungsrelevanten Daten (Tab. 1, in Auszügen) sind vor allem Firmenprospekten entnommen.

Tab. 1: Technische Daten der den Berechnungen zugrundeliegenden Schlepper/Maschinen/Geräte.

Maschine/Gerät	Ausstattung	Ausgewähltes Fabrikat	Rad	Standardbereifung	Reifenbreite [cm]	Radlast (halb voll) [t]
Schwerer Schlepper	ca. 120 PS, Allrad	John Deere 6800 AS 885, 123 PS	VR	16.9R28	42	1,0 [#]
			HR	20.8R38	52	1,8 [§]
Leichter Schlepper	ca. 70 PS	Deutz-Fahr DX 3.653, 71 PS	VR	12.4R24	31	0,7
			HR	16.9R34	42	1,1 [@]
Leichter Schl. mit Pflegebereifung			VR	9.5R32	24	0,7
			HR	9.5R48	24	1,1 [@]
Mähdescher	4,5 m Schneidwerk, 6200 l Bunker + Häcksler	Claas Dominator 98 SL Maxi	VR	23.1-14	58	4,4*
			HR	14.5-20	36	1,8*
Silomaisernter	4-reihiger Selbstfahrer mit Häcksler, Überlader, 3 m Arbeitsbreite	Claas Jaguar 690 SL	VR	23.1-26	58	3,4
			HR	12.5/80-18	31	1,2
Zuckerrübenernter	6-reihiger, selbstfahrender Köpfbunker, 40 m ³ Bunker (ca. 24 t Z.R.); 2,7 m Arbeitsbreite	Ropa R 26.45	VR	800/65R32	80	6,8
			MR	73x44.0-32	110	7,3
			HR	66x43.0-25	108	5,0
Güllefaß	7000 l, 15 m Arbeitsbreite	BSA PTW 7,0	F	550/60-22.5	55	2,0 [§]
Kipper f. Silomais	6 t Nutzlast, Tandemachse	Reisch RT-80	K1	11.5/80-15.3	29	1,0 [§]
			K2	11.5/80-15.3	29	1,0 [§]
Kartoffelvollernter	2-reihig, Rollbodenbunker f. 4,5 t Kart., 1,5 m Arb.b.	Grimme DR 1500	E	500-22.5	50	3,9 [§]
Pflug	4-scharig (Anbau), 1,4 m					
Bestellkombination	Kreislege u. Aufbaudrill-	maschine, 3 m Arb.breite				
PSM-Tank/-Spritze	800 l, 15 m Arbeitsbreite					

Fußnoten:
s. Textende!

Für jeden Arbeitsgang wurde — jeweils vom linken Feldrand aus — die Lage der Fahrspuren eines 45 m breiten Feldausschnittes eingegeben und alle entstandenen Flächen mit den zugehörigen Sachdaten (Anzahl Radpassagen, Radlast, Projektionsdruck* und Zeitpunkt des Arbeitsgangs*) hinterlegt. Anschließend wurden alle Arbeitsgänge einer Produktionsperiode verschnitten (d.h. "übereinandergelegt und verknüpft"), die Daten statistisch ausgewertet und verschiedene thematische Karten erstellt.

**hier nicht dargestellt*

Ergebnisse

A. Überrollhäufigkeit

Im Lauf einer Anbauperiode werden bei den betrachteten Fruchtarten mit Ausnahme der Zuckerrüben ca. 60 % der Fläche nicht oder nur selten (maximal 3 mal) überrollt (Abb. 1). Im Zuckerrübenanbau nehmen die als Ausgangspunkte für Regenerationsprozesse besonders bedeutsamen nicht oder selten überrollten Zonen nur 32 % ein. Bei Winterraps-, Winterweizen-, -gerste- und Zuckerrübenanbau werden ca. 5 % der Feldfläche, die Fahrgassen für die Minereraldüngung und Pflanzenschutzmaßnahmen, extrem häufig befahren (> 9 Radpassagen). Im Silomais- und Kartoffelanbau nehmen die sehr stark frequentierten Bereiche hingegen 23 bzw. 30 % der Feldfläche ein.

Durch wiederholte Überfahrten wird neben der Ackerkrume auch der Unterboden betroffen und mit der Häufigkeit der Druckeinwirkungen die Verdichtung immer weiter in die Tiefe getrieben (DÜRR et al., 1995). Die Bodenmikrostruktur wird zunehmend zerstört; der Boden verliert seine Elastizität.

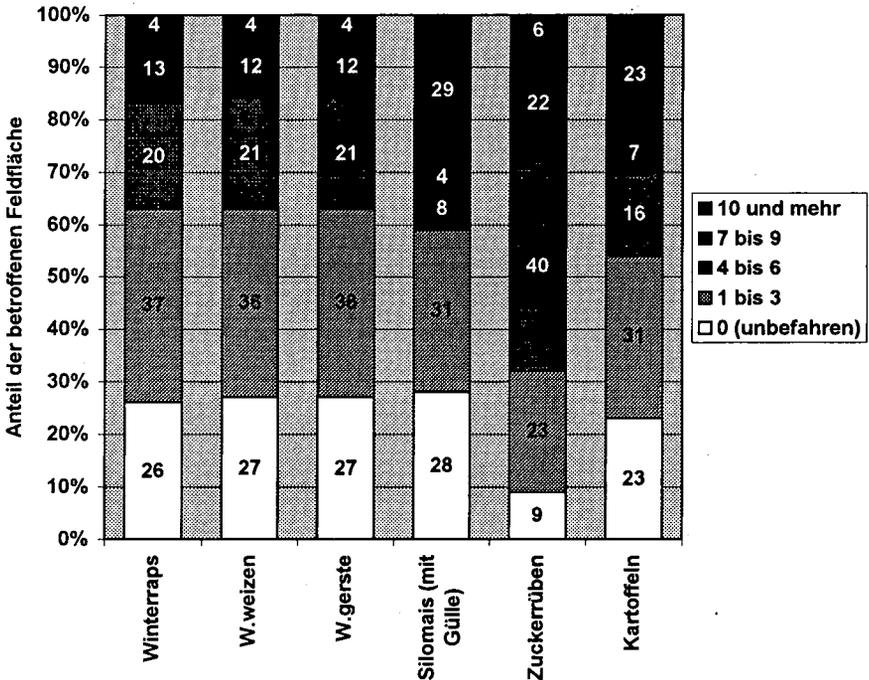


Abb. 1: Flächenanteile mit unterschiedlicher Anzahl von Radpassagen innerhalb einer Produktionsperiode beim Anbau verschiedener Feldfrüchte.

B. Radlasten

Die maximalen im Lauf einer Produktionsperiode auftretenden Radlasten unter üblichen Produktionsbedingungen liegen im Winterraps- und Getreideanbau auf der Hälfte des Schlages unter 2 t, jedoch auf einem Viertel über 4 t (Mähdrusch) (Abb. 2). Der niedrig (< 2 t) oder nicht belastete Bereich nimmt im Silomais- und Kartoffelanbau nur weniger als ein Drittel der Feldfläche ein. Die verbleibende Fläche wird je zur Hälfte mit Radlasten zwischen 2 und 3 t bzw. 3 und 4 t überrollt. Im Zuckerrübenanbau ergibt sich die extremste Belastung durch den sechsreihigen Köpfrödebunker: 70 % der Feldflächen werden mit Radlasten über 5 t, größtenteils sogar zwei- bis dreimal, überrollt.

Mit steigender Radlast erhöht sich — trotz breiterer Bereifung und dadurch konstant gehaltenen Kontaktflächendrucks — Volumen *und* Tiefe des von Verdichtung betroffenen Bodens (SÖHNE, 1953). Um als irreversibel geltende Verdichtungen des Unterbodens (unterhalb ca. 40 cm) zu vermeiden, werden Radlastbegrenzungen empfohlen (HÄKANSSON und MEDVEDEV, 1995 u.v.a.).

Vorschläge verschiedener Autoren für Radlastobergrenzen liegen zwischen 2 t und 4 t (zit. in ZAPF, 1997).

Radlasten von 5 t bewirken auf feuchten Böden (nahe Feldkapazität) unterschiedlichster Art bereits eine Unterbodenverdichtung mindestens bis 50 cm Tiefe (HÄKANSSON und REEDER, 1994).

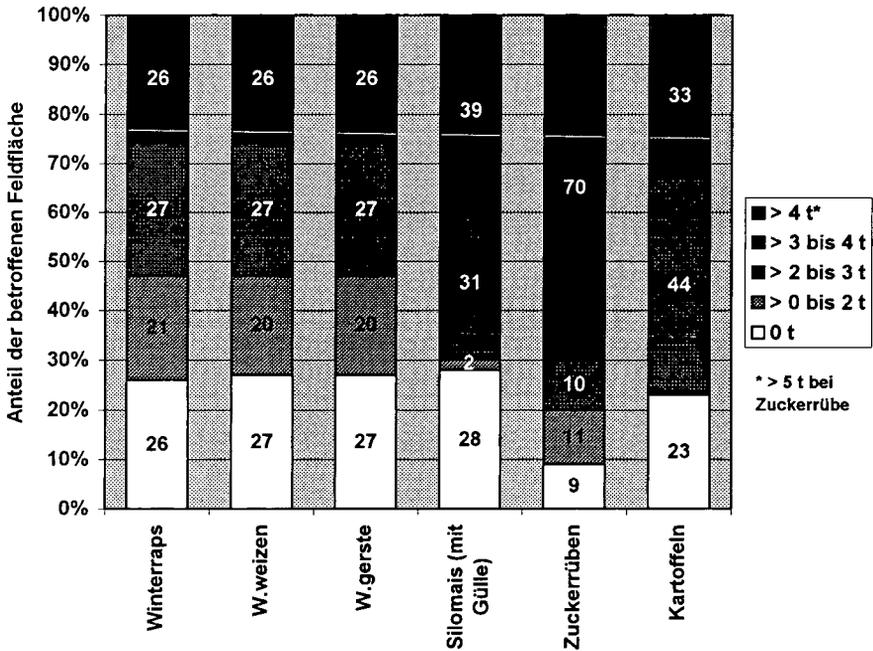


Abb. 2: Flächenanteile der maximalen Radlasten, die beim Anbau verschiedener Feldfrüchte innerhalb einer Produktionsperiode auf einem Feld auftreten (Annahme: Halbvoller/halb leerer Bunker/Tank).

Schlußfolgerungen

Die Maßnahmen zur Kontrollierung des Feldfahrverkehrs mit der Reduzierung von Arbeitsgängen, Vergrößerung der Arbeitsbreiten und Einführung von Fahrgassen haben bewirkt, daß bei den verbreiteten Fruchtarten Winterweizen, -gerste, -raps und Zuckerrüben der Anteil sehr häufig überrollter Zonen am Gesamtschlag nur noch sehr gering ist. Negativ stellen sich noch die Fruchtarten Kartoffeln und Silomais aufgrund der sehr befahrungintensiven Ernteverfahren dar.

Die größten Lasteinträge erfolgen bei allen Fruchtarten während der Erntekampagne. Gemessen an diversen Empfehlungen für eine Radlastbegrenzung ist die aktuelle Belastungssituation auf bayerischen Äckern als sehr kritisch einzustufen. Die in Bayern verbreitete Erntetechnik läßt bei ungünstigen Bodenverhältnissen auf mindestens 30 % der Feldfläche Schädigungen des Unterbodens befürchten. Im Zuckerrübenanbau sind auf 70 % der Anbaufläche Verdichtungen bis 50 cm und tiefer zu erwarten. Rasche Maßnahmen zur Begrenzung der Radlasten sind notwendig.

Literatur

- DÜRR, H.-D., PETELKAU, H. und Sommer, C. (1995): Literaturstudie „Bodenverdichtung„. UBA-Texte 55/95, 203 S.
- HAKANSSON, I. und Reeder, R.C. (1994): Subsoil compaction by vehicles with high axle load - extent, persistence and crop response. *Soil & Tillage Research*, 29, 277-304.
- HAKANSSON, I. und MEDVEDEV, V.W. (1995): Protection of soils from mechanical overloading by establishing limits for stresses caused by heavy vehicles. *Soil & Tillage Research*, 35, 85-97.
- SÖHNE, W. (1953): Druckverteilung im Boden und Bodenverformung unter Schlepperreifen. *Grundlagen der Landtechnik*, 3 (5), 49-63.
- ZAPF, R. (1997): Mechanische Bodenbelastung durch die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion in Bayern. *Bodenkultur und Pflanzenbau, Schriftenreihe der LBP 7/97*, im Druck.

Dank

Für die Unterstützung bei der ARC/INFO-Umsetzung danke ich Frau Jutta Kotzi, Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, BL 5, Menzinger Str. 54, D-80638 München.

Fußnoten zu Tab. 1:

[#] Zuzügl. 0,3 t zusätzliche Ballastierung je Vorderrad bei Anbau der Bestellkombination bzw. 0,35 t bei Anbau des Pfluges. [§] Zuzügl. 0,25 t zusätzliche Belastung je Hinterrad bei Anbau des Pfluges bzw. 0,5 t bei Anbau vom Güllefaß oder Kipper. [@] Zuzügl. 0,5 t (Stütz)last je Hinterrad beim Anbau von PS-Spritze oder Düngerstreuer. * Bei Körnerapserte: 4,3 t Vorderradlast; 1,7 t Hinterradlast. [§] Radlasten von Güllefaß, Kipper und Kartoffelvollernter sind jeweils verringert um insgesamt 1 t Stützlast (den beiden Schlepperhinterrädern zu gleichen Teilen zugeschlagen).

Schwermetallbindungsformen und Bodenqualitätsparameter ein Jahrzehnt nach Klärschlammgaben

von

ZAUNER,G.; STAHR,K.; MONN,L.

Ein gutes Jahrzehnt nach hohen Klärschlammgaben sind die damit zugeführten Schwermetalle überwiegend in leicht bis mittel mobilisierbaren Bindungen zu finden. Sie sind somit kritischer zu bewerten als es eine alleinige Betrachtung der Gesamtgehalte ergeben würde. Dagegen konnten bedeutende langfristig bodenverbessernde Klärschlammwirkungen nicht festgestellt werden.

Mit Klärschlamm(=KS)gaben werden Böden neben Nähr- und Schadstoffen auch große Mengen an organischer Substanz und oft auch an Kalk zugeführt. Beides sind Stoffe, die Schwermetalle(=SM) in Böden stark immobilisieren können (HERMS, 1982). Daher kann nach KS-Gaben trotz Gehalterhöhung eine geringere Pflanzenverfügbarkeit von SM beobachtet werden. Dies gilt auch für solche Langzeitversuche mit KS, in denen während der Beobachtungszeit regelmäßig neue KS-Gaben und damit eine laufende Zufuhr von SM-immobilisierenden Substanzen erfolgten (OLFS et al., 1994).

Ungeklärt bleibt die Frage, wie sich die SM-Mobilität ändert, wenn Böden nach KS-Gaben ohne weitere Beschlämmungen bewirtschaftet werden. Zu erwarten ist, daß der KS-Kalk durch Versauerungsprozesse verbraucht wird und daß der Gehalt an organischer Substanz wieder auf das bewirtschaftungs- und standortspezifische Fließgleichgewicht absinkt. Infolge könnte die SM-Mobilität wieder ansteigen oder dies durch einen Übergang der SM in festere Bindungsformen verhindert werden.

Diese Hypothesen wurden an vier Ackerböden geprüft, auf denen 1985 Feldversuche mit stark SM-belasteten KS (Tab. 1) beendet wurden: Eine Norm- und eine Pseudogley-Parabraunerde aus Würm-Niederterrassenschotter bzw. aus Riß-Geschiebemergel sowie ein Pseudogley- und ein (Humus-)Pelosol aus Braunjura α (Aalenium) bzw. Schwarzjura ϵ (Toarcium). Verglichen mit Grenzwerten der Klärschlammverordnung (Cd: 1,5, Cu: 60, Pb: 100, Zn: 200 mg/kg) wurden die Cd- und Zn-Gehalte sehr stark, die Pb- und Cu-Gehalte deutlich erhöht.

Tab. 1 Stoff- bzw. Elementfrachten und Konzentrationserhöhungen durch KS-Gaben. Die Extrem-Parzellen erhielten bis 1985:

Stoff bzw. Element	Fracht	entspricht Erhöhung um ca. (bei 300 kg Ap-Feinerde/m ²)
KS-TS	160 t/ha	
KS-OS	67 t/ha	+2,2 %-Punkte
Cd	5,7 kg/ha	+1,9 mg/kg
Cu	130 kg/ha	+43 mg/kg
Pb	85 kg/ha	+28 mg/kg
Zn	1700 kg/ha	+570 mg/kg

Durch einen Vergleich der ehemaligen Kontrollmit den Extremparzellen gut ein Jahrzehnt nach der letzten KS-Gabe läßt sich somit die Entwicklung der SM-Mobilität entsprechend langfristig beurteilen. Ebenfalls kann geprüft werden, ob von KS anhaltend bodenverbessernde Effekte zu erwarten sind, welche eventuell einen SM-Eintrag rechtfertigen könnten.

Methoden: Die SM-Gehalte wurden nach Königswasseraufschluß gemessen. Die Charakterisierung der SM-Bindungsformen erfolgte in Anlehnung an

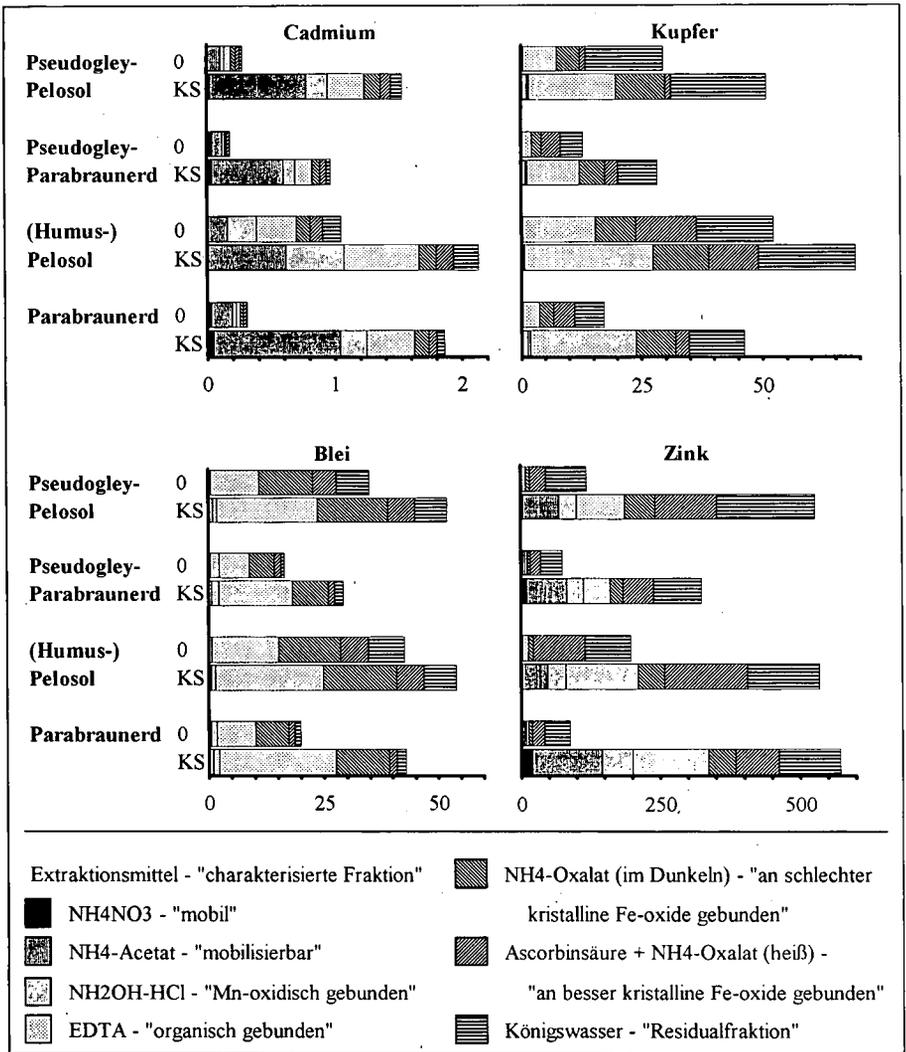


Abb. 1 Chemisch extrahierte Schwermetallfraktionen der schwermetallärmsten Kontroll- und der schwermetallreichsten Extremparzellen [mg/kg]. 0 = ehemalige Kontrollparzelle, KS = ehemalige Extremparzelle (vgl. Tab. 1).

ZEIEN & BRÜMMER (1989) sowie an ZAUNER (1996), wobei die NH₄NO₃-Fraktion nach PRÜEB (1992) durchgeführt wurde, um einen Vergleich mit den Grenzwerten der VwV Anorganische Schadstoffe zu ermöglichen (UMWELTMINISTERIUM, 1993). Die Stabilität der Aggregate wurde nach AUERSWALD (1995), die Bodenreaktion in 0,01 M CaCl₂, die

Lagerungsdichte der Parabraunerden nach KÖRSCHENS & WALDSCHMIDT (1995), diejenige der Pelosole mittels 100 cm³ Stechzylindern, die Wasserhaltekapazität nach ALEF (1991), die CO₂-Mineralisierung in Anlehnung an ISERMEYER (1952) und die Dehydrogenase-Aktivität nach FRIEDEL (1994) bestimmt.

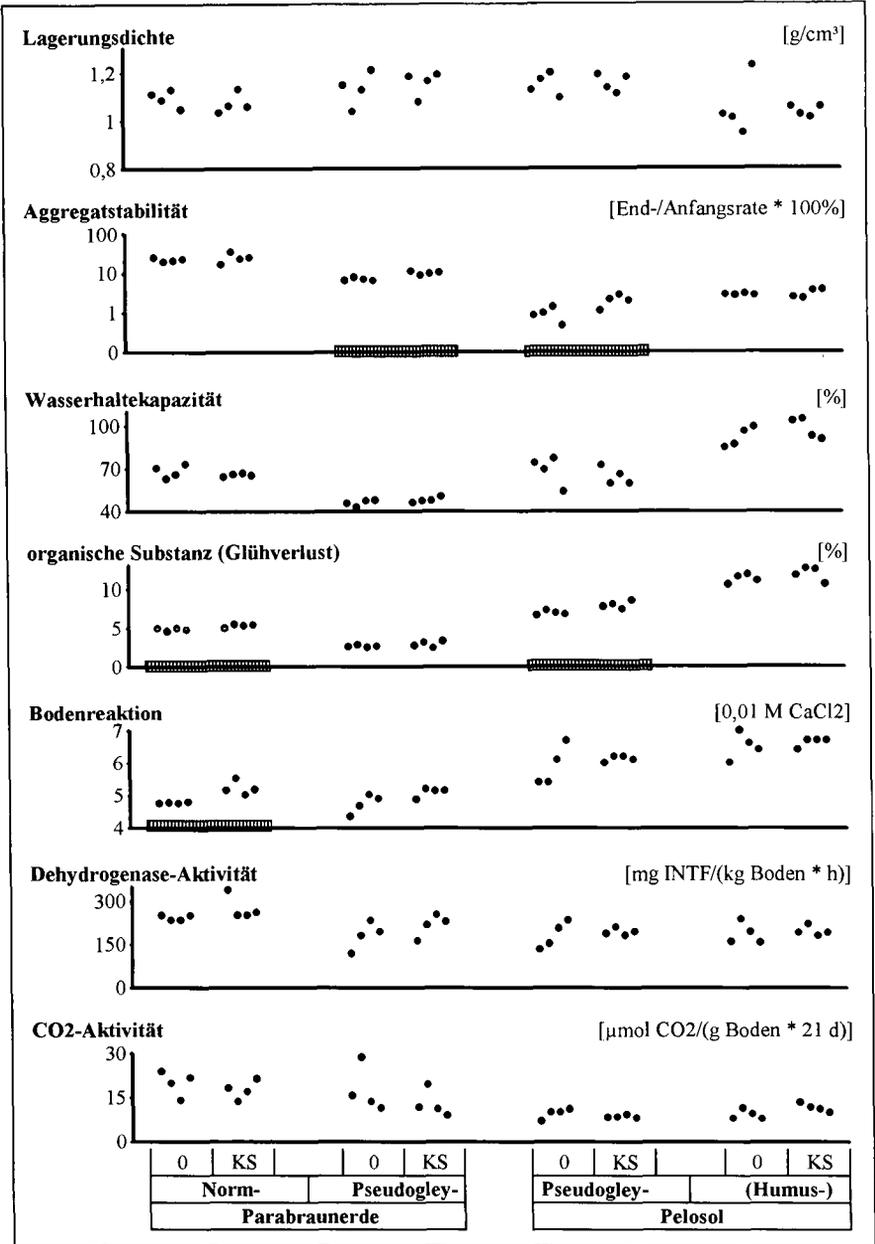


Abb. 2 Vergleich von Bodenqualitätsparametern der ehemaligen Kontroll- und extrem mit Klärschlamm beaufschlagten Parzellen 12 Jahre nach der letzten Klärschlammgabe. Dargestellt sind die Einzelwerte der ehemaligen vier Feldwiederholungen. 0 = ehemalige Kontrollparzelle, KS = ehemalige Extremparzelle (vgl. Tab. 1). Markierung = signifikanter Unterschied ($\alpha = 5\%$).

Ergebnisse: Abb. 1 zeigt, daß ein gutes Jahrzehnt nach KS-Gaben das hiermit zugeführte Cd überwiegend in den leicht bzw. noch nicht schwer mobilisierbaren NH_4 -Acetat- bzw. Mn-oxidischen und organischen Fraktionen zu finden ist. Die fester bindenden Fe-oxidischen und die Residualfraktion wurden weniger stark erhöht.

Bei den nicht so stark erhöhten SM Cu und Pb wurden im wesentlichen die EDTA- und die Dunkel-Oxalat-Fraktion erhöht. Dies entspricht der bekannten starken Bindung dieser Elemente an organische Substanz und Fe-Oxide. Eine Diffusion in besser kristalline Fe-Oxide läßt sich jedoch nicht erkennen.

Das mit dem KS zugeführte Zn verteilt sich etwas gleichmäßiger auf die einzelnen Fraktionen. Betrachtet man jedoch deren relative Erhöhung, so zeigt auch das KS-Zn eine Bevorzugung der leicht bis mittel gegenüber den schwerer mobilisierbaren Bindungsformen.

Da in Abb. 1 schlecht erkennbar, wurde die NH_4NO_3 -Fraktion in Tab. 2 gesondert dargestellt und auch mit Pmob- und Bmob sowie mit den pH-abhängigen Hmob-Werten der VwV Anorganische Schadstoffe (Umweltministerium, 1993) verglichen.

Die Cu- und Pb-Mobilität ist demnach vollkommen unkritisch, was der relativ geringen Er-

Tab. 2 NH_4NO_3 -Fraktion der ehemaligen Kontroll- und extrem mit Klärschlamm beaufschlagten Parzellen 12 Jahre nach der letzten Klärschlammgabe verglichen mit Hintergrund- (Hmob), Prüf- (Pmob) und Belastungs- (Bmob) Werten für mobile Schwermetalle (Umweltministerium, 1993). Einheit: [$\mu\text{g}/\text{kg}$]

	pH	Cd		Cu		Pb		Zn		
		Boden	Hmob	Boden	Hmob	Boden	Hmob	Boden	Hmob	
Pseudogley-Parabraunerde	0	4,8	32	18	34	250	25	90	3001	2000
KS	5,1		51	18	95	250	19	90	20770	2000
Norm-Parabraunerde	0	4,8	43	18	23	250	28	90	4768	2000
KS	5,2		40	18	68	250	8	90	11389	2000
Pseudogley-Pelosol	0	5,9	1	8	36	250	10	15	9	250
KS	6,1		25	8	66	250	8	15	3721	250
(Humus-) Pelosol	0	6,5	1	6	22	275	2	8	<10	190
KS	6,6		6	6	33	275	2	8	746	190
Pmob			25		1000		400		5000	
Bmob			40		2700		12000		--	

höhung dieser SM durch den KS entspricht. Zn und Cd zeigen in den schwach sauren bis neutralen (Abb. 2) Pelosolen eine sehr deutliche Erhöhung der Mobilität durch die KS-Gaben, die zu einem Überschreiten der Hintergrundwerte führt. In den saureren Parabraunerden zeigen schon die ehemaligen Kontrollparzellen eine hohe Zn- und Cd-Mobilität, die durch die KS-Gaben meist noch erhöht wurde. In der Norm-Parabraunerde wird bei Cd sogar in der ehemaligen Kontrollparzelle der Bmob-Wert überschritten. Schon aus Gründen der Cd-Mobilität wäre also eine Kalkung dringend zu empfehlen.

Die betrachteten Bodenqualitätsparameter (Abb. 2) weisen zwar in wenigen Fällen (noch?) signifikante Unterschiede der ehemaligen Kontroll- und Extremparzellen auf. Diese sind jedoch deutlich geringer als die Unterschiede zwischen

den Standorten und auch bei absoluter Betrachtung als sehr gering zu bewerten.

Literatur:

ALEF (1991) Methodenhandb. Mikrobiol. Ecomed.
 AUERSWALD (1995) Soil Sci. 159:142-148.
 FRIEDEL (1994) Biol. Fertil. Soils 18:291-296.
 HERMS (1982) Diss. Univ. Kiel; 267 S.
 ISERMEYER (1952) Z. Pflanzenemähr. Bodenkd. 56:26-38.
 KÖRSCHENS & WALDSCHMIDT (1995) Arch. Acker-Pfl. Bodenkd. 39:165-173.
 OLFS et al., 1994 Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges. 73:107-110.
 PRÜEB (1992) Diss. Univ. Karlsruhe, Grauer, Wendlingen 145 S.
 UMWELTMINISTERIUM (1993) Gemeins. Amtsbl. Bad.-Württ. 30:1029-1036.
 ZAUNER (1996) Hohenheim. Bodenkd. H. 31, 198 S.
 ZEEN & BRÜMMER (1989) Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges. 59/1:505-510.

BEITRÄGE
der
KOMMISSION IV

Band 85

Heft II

1997



CO₂-Emissionen aus Böden im württembergischen Allgäu

von

ADAM, K.; STAHR, K.

Problemstellung

Das Graduiertenkolleg der Universität Hohenheim ("Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter und umwelttoxischer Gase aus der Landwirtschaft") untersucht CO₂-Emissionen auf Schlag-, Betriebs- und **Landschaftsebene**. In Abhängigkeit von Nutzung und Standortfaktoren weisen Böden unterschiedliche CO₂-Effluxraten auf. Diese sollen in der folgenden Untersuchung betrachtet und einer ersten Interpretationen unterzogen werden.

Objekte und Methode

An 11 repräsentativen Standorten des württembergischen Allgäus wird der CO₂-Efflux mit der modifizierten Lundegardh-Methode (KLEBER et al., 1994) bestimmt. Die Messung erfolgt pro Standort mit 10 Wiederholungen. Die ausgewählten Böden der Untersuchungsstandorte sind typische Vertreter der Bodengesellschaft der Jungmoränenlandschaft. Mit einem Flächenanteil von 23% sind Moorstandorte weit verbreitet. 70% der Landschaft unterliegt der Grünlandnutzung und 30% wird von Wald eingenommen, wobei Fichtenforst dominiert. Im langjährigen Mittel beträgt die Jahresdurchschnittstemperatur 6,5°C und die Niederschläge schwanken zwischen 1200-1400 mm. Folgende Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der Standorte. Um regionalklimatische Effekte auszuschließen, wurde ein Teil der Standorte in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander gewählt.

Tab. 1: Übersicht der Untersuchungsstandorte der CO₂-Effluxmessung im Allgäu

Standort	Bodentyp	Nutzung	Lage/Exposition	Lokalität
OHG	Kolluvisol	Grünland-intensiv	verebnete Hanglage/SW	Oberweiler
HFV	Kolluvisol	Grünland-intensiv	Unterhang/NW	Siggen
AGI	Braunerde	Grünland-intensiv	Kuppe/W	Artisberg
AGE	Braunerde	Grünland-extensiv	Kuppe/NW	Artisberg
AGA	Auengley	Grünland-extensiv	Senke; Aue	Aichstetten
AGF	Naßgley	Grünland-extensiv	Senke; Altarm	Aichstetten
WNI	Niedermoor	Grünland-intensiv	Senke/-	Wangen
WNE	Niedermoor	Grünland-extensiv	Senke/-	Wangen
SSW	Niedermoor	Fichtenforst (ca. 30 Jahre)	Senke/-	Siggen
OWJ	Braunerde	Fichtenforst (ca. 20 Jahre)	Oberhang/E	Oberweiler
OWA	Braunerde	Fichtenforst (ca. 80 Jahre)	Kuppe/W	Oberweiler

Ergebnisse

Die ersten Messergebnisse (September 1996 - Juli 1997) für 11 Standorte (vgl. Abb. 1) zeigen, daß die CO₂-Effluxraten der terrestrischen Grünlandstandorte Faktor 2-3 über denen der terrestrischen Waldstandorte liegen. Die frischen und unter intensiver Grünlandnutzung (OHG/HFV/AGI) stehenden Standorte weisen

hohe Effluxraten zwischen 2960 - 3480 g CO₂ m⁻² auf. Der Unterschied zwischen OHG und HFV wird gegenwärtig auf die Exposition zurückgeführt. Der SW exponierte Standort OHG hat einen günstigeren Wärmehaushalt als der NW exponierte Standort HFV. Der bio-dynamisch genutzte Braunerdestandort AGE produziert bei extensiver Nutzung (reduzierte Düngung) geringere Effluxraten als der benachbarte intensiv genutzte Standort AGI. Die semiterrestrischen Standorte (AGA/AGF) unter Grünland sind reduziert (keine Düngung) bewirtschaftet und zeitweise durch Grundwassereinfluß gehemmt Kohlenstoff zu mineralisieren.

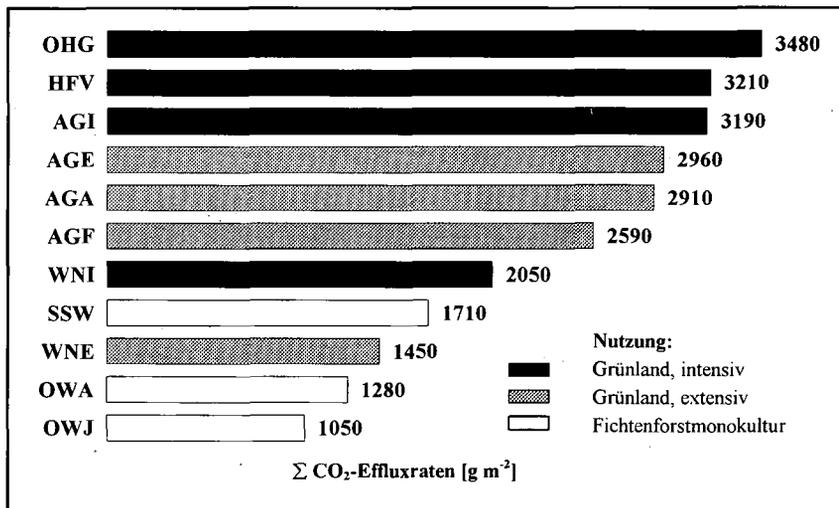


Abb. 1: Vergleich der Summen der CO₂-Effluxraten von 11 Untersuchungsstandorten im Messzeitraum Sep. 1996-Juli 1997

Bei gleichen Standortfaktoren beeinflusst das Bestandesalter der Wälder den CO₂-Efflux. Mit 1050 g CO₂ m⁻² weist der junge Fichtenforst (OWJ) die niedrigsten CO₂-Emissionen von allen Standorten auf. Die Standorte auf Niedermoor sind bedingt durch den hochanstehenden Grundwasserspiegel in ihrer CO₂ - Produktion gehemmt. Der Grundwasserstand beeinflusst unmittelbar die Effluxraten, wobei die Emissionen der feuchten Moorstandorte (WNI/WNE) 40-70% unter den terrestrischen Grünlandstandorten liegen. Überraschend ist das Ergebnis für den Waldmoorstandort SSW, der trotz des Bestandesalters und des Grundwassereinflusses 200-700 g CO₂ m⁻² über den terrestrischen Waldstandorten und dem extensiv genutzten Niedermoor (WNE) liegt.

Die jährliche Variabilität der terrestrischen Standorte kann zu 80% durch eine lineare Beziehung mit der Temperatur beschrieben werden (KLEBER, 1997). Das Kleinklima als Folge der Nutzungsform beeinflusst neben anderen Faktoren (Feuchte, Qualität der organischen Substanz) unmittelbar die Quantität des CO₂-Effluxes. In den Abbildungen 2-4 sind beispielhaft zur Illustration der Standortunterschiede drei Standorte mit den jahreszeitlichen Verläufen der CO₂-Effluxraten (in g CO₂ m⁻² d⁻¹ mit 95% Vertrauensbereich der Mittelwerte und Extremwerte) in Abhängigkeit von Bodentemperatur (°C in 10 cm Tiefe) und -feuchte (Vol.%) dargestellt.

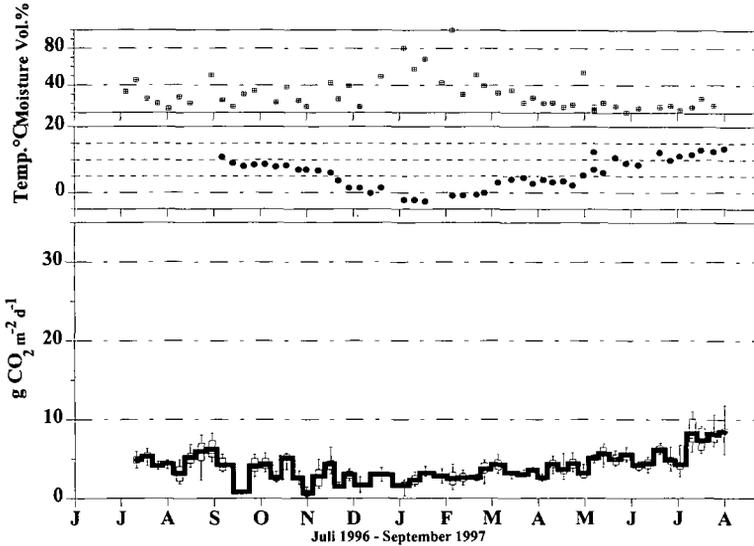


Abb. 2: Jahreszeitlicher Verlauf der CO₂-Effluxraten in g CO₂ m⁻²d⁻¹ am Waldstandort (Fichtenforst) OWJ ausgedrückt in Mittelwerten aus 10 Wiederholungen mit Extremwerten und 95%-Vertrauensbereich für den Mittelwert in Abhängigkeit von Bodentemperatur (°C in 10 cm Tiefe) und Bodenfeuchte (Vol.%)

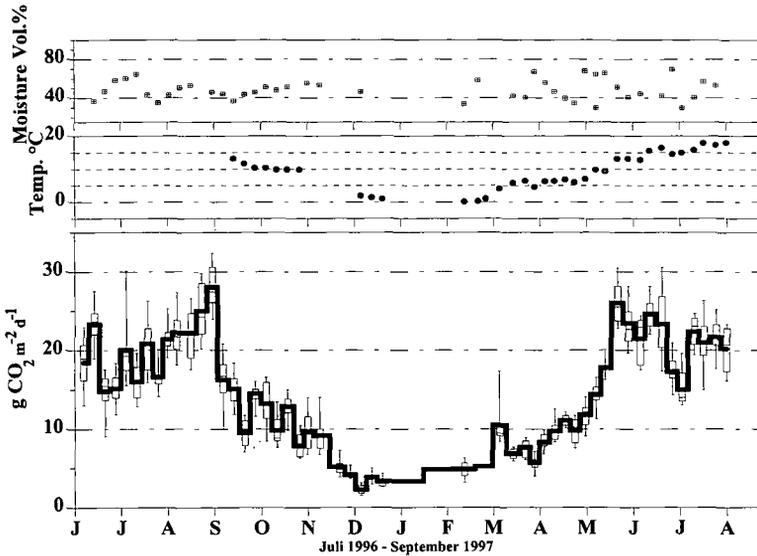


Abb. 3: Jahreszeitlicher Verlauf der CO₂-Effluxraten in g CO₂ m⁻²d⁻¹ am intensiv genutzten Grünlandstandort HFV ausgedrückt in Mittelwerten aus 10 Wiederholungen mit Extremwerten und 95%-Vertrauensbereich für den Mittelwert in Abhängigkeit von Bodentemperatur (°C in 10 cm Tiefe) und Bodenfeuchte (Vol.%)

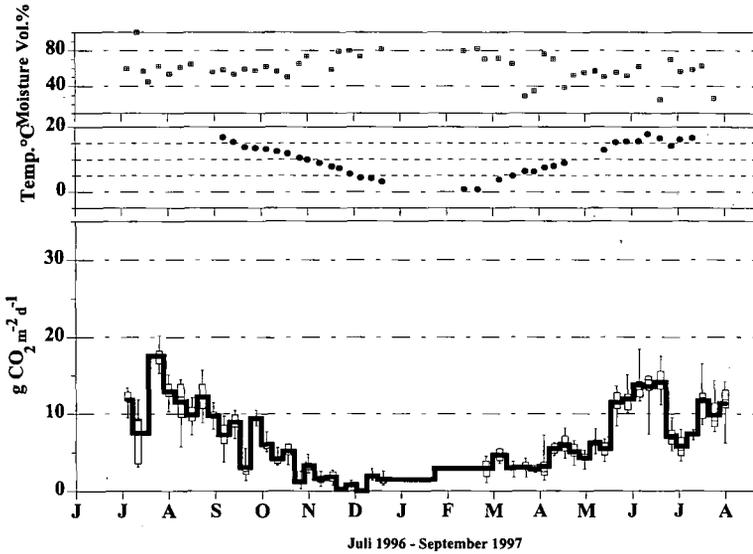


Abb. 4: Jahreszeitlicher Verlauf der CO₂-Effluxraten in g CO₂ m⁻²d⁻¹ am extensiv genutzten Niedermoorstandort WNE ausgedrückt in Mittelwerten aus 10 Wiederholungen mit Extremwerten und 95%-Vertrauensbereich für den Mittelwert in Abhängigkeit von Bodentemperatur (°C in 10 cm Tiefe) und Bodenfeuchte (Vol.%)

Fazit:

Die 11 untersuchten Standorte im württembergischen Allgäu (Juli 1996-September 1997) unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer CO₂-Effluxraten (1,0-3,5 kg CO₂ m⁻²). Intensiv genutzte, terrestrische Grünlandstandorte erzeugen Kohlendioxid-effluxraten, die um Faktor 2-3 über denen der Waldstandorte liegen. Es gilt folgende regelmäßige Abfolge für die untersuchten Standorte:

- Intensiv genutzte, terrestrische Grünlandstandorte > extensiv genutzte, terrestrische Grünlandstandorte > extensiv genutzte, semiterrestrische Standorte > intensiv genutzter Grünlandmoorstandort > extensiv genutzter Grünlandmoorstandort > Fichtenforste auf terrestrischen Böden

Literatur:

KLEBER, M. et al. (1994): Der Einfluß der Expositionszeit auf die Höhe der Bodenatmung bei Anwendung der Lundegårdsmethode. Zt. Pflanzenernähr. Bodenkd. 157:441-445.
KLEBER, M. (1997): Carbon exchange in humid grassland soils. Hohenheimer Bodenkd. Hefte . 41. Hohenheim. 267 S.

Die Bilanzierung des Energiehaushaltes landwirtschaftlich genutzter Flächen

von

AHL,C.

Wozu Energiebetrachtungen?

Seit der Verabschiedung der EWG-VO 1836/93 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung und des Qualitätsmanagementsystems ISO 9000ff haben als Teilbereiche hiervon eingehende Energiestudien wieder ihren Eingang in die landwirtschaftliche Forschung gefunden. Diese Energiestudien werden über ihre eigentlichen sachlichen Aussagen hinaus, die über Energieverbrauch oder -gewinn Auskunft geben, verstärkt in der ökopolitischen Diskussion genutzt.

Hierzu sei an drei Beispiele erinnert:

- ① Biodieselstudie des UBA (Reinhardt 1991);
- ② Vergleich des konventionellen und ökologischen Landbaus auf der Ebene der Energie- bzw. der CO₂-Bilanz (Haas et al. 1995) und
- ③ Energieeffizienz zur umweltgerechten Landwirtschaft (Eckert u. Breitschuh, 1994).

wobei insbesondere die Beispiele 1 und 2 präjudizierend waren.

Für den landwirtschaftlichen Sektor ergeben sich nach den Vorstellungen von Beispiel 3 Argumentationshilfen zur Einordnung in ein bewertbares Schema der Umweltverträglichkeit und in die laufende Umweltdiskussion: der Einzelbetrieb oder einzelne Produktionssysteme werden durchschaubarer und können effizienter gestaltet werden. Durch eine Standardisierung der Energiebetrachtung lassen sich Schwachstellen im Produktionssystem erkennen, sektorielle Energiepläne erstellen, Energiebereitstellungen durch nachwachsende Rohstoffe abschätzen und Verzweigungen zur Energie- und Klimapolitik aufzeigen.

Welche Bilanzierungsmethode?

Eine Energieverbrauchs-/ertragsbilanz ist eine Unterbilanzierung der Ökobilanz und gehört dort in den Bereich der Sachbilanz (Klopffer 1993). Rahmensetzung und Zuordnung mit betrachteten Nebenproduktionslinien müssen bei der Zielsetzung und Definition der Bilanzierung genannt werden. Die eingesetzte Energie ist auf eine Größe zu normieren, ihre Herleitung aus verwandten Größen ist darzulegen und die Umrechnungsfaktoren sind zu nennen.

Beispiel: Der Stickstoffdünger als eingesetzte Vorleistungsenergie kann a) als organischer Dünger aus der Tierproduktion, b) als Vorleistung aus der Bodenproduktion der Leguminosen oder c) aus der Düngemittelindustrie stammen.

* Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen, email: cahl@gwdg.de

Für a) geben anteilig die energetischen Futtermittelgestehungskosten, der Stall bzw. dessen energetische Abschreibung (siehe hierzu Kalk und Hülsbergen 1996), die Lagerung und Ausbringung in die Berechnung ein, bei b) sind die anteiligen Bodenbearbeitungsgänge und/oder bei Brachefrucht die Umlegung auf zwei Fruchtjahre vorzöten und für c) die unterschiedlichen Verfahren zur Herstellung der Düngemittel. Nach dem jetzigen Stand der Technik wird mit ca. 35 MJ/kg Ammonium-Dünger gerechnet, höhere Daten entsprechen nicht dem Stand der Anlagen in West-Europa; in Ost-Europa liegen die Werte nach der Nachrüstung der Anlagen bei ca. 45 MJ/kg (Clasen, 1997).

Die eingesetzten *Energiedienstleistungen* (z.B. mech. Antrieb, Beleuchtung, Klimatisierung) werden über den Posten der *Einsatzenergie* (z.B. Strom am Elektromotor), der *Endenergie* (Energie, die vom Verbraucher eingekauft wird), der *Sekundärenergie* (z.B. Elektrizität, Diesel) auf die Größe der *Primärenergie* (z.B. Erdöl, Steinkohle, Atomkraft, Biomasse) hochgerechnet (Spreng 1995). Die Primärenergie wird in Joule bzw. des Vielfachen davon (kJ, MJ, GJ, etc.) angegeben. Als Bezugsgröße der eingesetzten Energie wird im landwirtschaftlichen Bereich der ha genommen, wobei bei einer späteren qualifizierenden Betrachtung oftmals das Endprodukt (kg Getreide, kg Zucker) herangezogen wird. Zwar erhält man dadurch eine Vorstellung des Anteils der fossilen Energie am Endprodukt, aber oftmals hat der Primärenergieanwender, der Landwirt, keinen Einfluß auf die weiteren Energieeinträge in sein Produkt und die Bilanzierung gerät in eine Schiefelage durch die Verknüpfung voneinander unabhängiger Kreise. Somit ist als Rahmensetzung bei der landwirtschaftlichen Bodenproduktion der Feldrand als letzte vergleichende Bezugsgröße zu wählen. Allein schon der Transport und das Einlagern ist von Betrieb zu Betrieb zu unterschiedlich, als dass man einen horizontalen Vergleich vornehmen kann. Für die einzelbetriebliche Bilanz hingegen ist eine Analyse der im Betrieb genutzten, bis zum Hofstor oder zum Verkauf beanspruchten Energie, erforderlich, um eventuelle Schwachstellen aufzuzeigen.

Energiebilanz der landwirtschaftlichen Bodenproduktion Niedersachsens

Tab. 1: Aufwand an direkter und indirekter Energie in der Bodenproduktion Niedersachsens

Fruchtart	Direkte Energie MJ/ha)	Indirekte Energie (MJ/ha)	Σ MJ pro ha	ha Nds.	Σ TJ Niedersachsens
Winterweizen	4368	12191	16559	310082	5135
Sommerweizen	3898	12355	16253	7677	124
Roggen	3744	8525	12269	153101	1878
Gerste	3896	8975	12871	353304	4547
Hafer	3503	8925	12428	53107	660
Triticale	3761	8385	12147	48910	594
Körnermais	3906	9353	13258	81055	1075
Kartoffeln	4328	17274	21602	105628	2281
Zuckerrüben	4088	10257	14344	142048	2038
Raps, Rübsen	2887	11724	14611	113174	1654
Silomais	3780	9886	13666	212907	2910
Feldgrasanbau	3743	13593	17336	18244	316
Wiesen	3587	9152	12740	609487	7765
Grünbrache	430	191	621	175600	109
				Summe:	31086

Aus der landwirtschaftlichen Statistik (1991) wurden die Anbauverhältnisse und die Fruchtarten Niedersachsens mit den Aufwendungen in direkter und indirekter Energie verknüpft, um den

Gesamtenergieverbrauch dokumentieren zu können. Sowohl direkte als auch indirekte Energie sind auf den Primärenergiebedarf hochgerechnet worden. Nähere Erläuterungen zur Berechnung finden sich in Hoffmann et al. 1997).

Als Energieertrag werden die oberirdischen, erntbaren Pflanzenmassen angenommen. Es wird in diesem Fall unterstellt, dass sowohl die Erntehauptprodukte als auch die Ernteebenenprodukte einen energetischen Ertrag darstellen, der verwertet werden könnte. Wie im Einzelfall eines Betriebes zu entscheiden wäre, würde über den Feldrand wieder hinausführen. Für Getreide und verwandte Feldfrüchte kann mit einem Energieinhalt pro kg TM von 17,3 MJ gerechnet werden. Auch hier ist die Frage der Reife bzw. des Wassergehaltes irrelevant, da die Verwertung erst einen Qualitätsaspekt mit sich bringen würde. Die Energieinhalte der Zuckerrüben, der Kartoffeln bzw. des Rapses orientieren sich an den Inhaltsstoffen.

Tabelle 2: Energieertrag der aufgeführten Fruchtarten in Niedersachsen

Fruchtart	TM-Ertrag (dt/ha)	TM-Ertrag Ernterückstände (dt/ha)	Ø Energieertrag MJ/kg	ha Nds.	Energieertrag Nds. (ha x Ertrag x MJ/dt) in TJ Niedersachsen
Winterweizen	62,2	55,4	17,3	310082	64807
Sommerweizen	45,8	40,9	17,3	7677	1151
Roggen	39,9	59,2	17,3	153101	26248
Gerste	45,8	47,5	17,3	353304	57026
Hafer	35,9	42,7	17,3	53107	7221
Triticale	44,1	59	17,3	48910	8724
Körnermais	50,9	76,6	17,3	81055	17879
Kartoffeln	80,2	76,6	Kartoffel: 16	105628	13554
Zuckerrüben	114,8	59,4	nur Rübe: 16	142048	26091
Raps, Rübsen	28,3	27,9	16,2 bzw. 14	113174	9609
Silomais	122,6	/,	17,3	212907	45157
Feldgrasanbau	107,8	/,	17,3	18244	34024
Wiesen und Mähweiden	97,5	/,	17,3	609487	102805
Grünbrache	40,0	/,	17,3	175600	121
				Summe:	414417

In der Energiewirtschaft werden verschiedene Termini und Berechnungen genutzt, um die Energieeffizienz einer Investition darzustellen (Kugeler u. Philippen, 1993). Aus dem Energieeintrag, dem Energieertrag und der Bilanzhülle "Feldrand" bzw. Pflanzenproduktion in Niedersachsen können die ein- und auströmenden Massenströme bewertet werden nach:

der *Amortisationszeit* als Quotient aus dem kumulierten Energieeinsatz für die Herstellung der Gesamtanlage Pflanzenproduktion sowie für die Bereitstellung der Betriebsmittel sowie der Jahresnettoerzeugung der Gesamtanlage Pflanzenproduktion als

$$\tau_E = (\sum E_i) : (P * T)$$

$\sum E_i$: Bei einer durchschnittlichen Maschinenlebensdauer von 12 Jahren (Kalk und Hülsbergen 1996)

ergibt sich ein Energieeinsatz in der pflanzlichen Bodenproduktion Niedersachsens von

$$12 \text{ Jahre} \times 31086 \text{ TJ/Jahr} = 373 \text{ PJ}$$

$P * T$: Die Jahresbruttoproduktion an energetischer Leistung der Bodenproduktion in Niedersachsen beträgt 414417 TJ oder 414 PJ. Somit beträgt die energetische Amortisationszeit 10,8 Monate (Windkraftanlage ca. 8 Monate, Steinkohlekraftwerk 3,4 Monate);

dem *Erntefaktor* als Quotient aus der Erzeugung während der geplanten Lebensdauer der "Anlage" und dem kumulierten Energieeinsatz zur Erstellung und Unterhaltung derselben:

$$f_E = (N * P * T) : (\tau_E * P + N\epsilon)$$

N, stellt die energetischen Aufwendungen zum Betrieb eines Kraftwerkes o.ä. dar und fällt bei der Betrachtung der Pflanzenproduktion heraus, da der 'Betrieb' über die jährlichen Aufwendungen einget. Somit:

$$(12 \text{ Jahre} \times 414 \text{ PJ/Jahr}) : (0,91 \times 414) = 13,2$$

Zum Vergleich wieder die Zahlen eines Steinkohlekraftwerkes: 71,4; und einer Windkraftanlage: 30.

Der Ausdruck Erntefaktor ist synonym mit den Verhältniszahlen Brennwert des Erntegutes zu Energieeinsatz, die je nach Datenlage und Berechnungsrahmen zwischen 5 und 10 zu 1 liegen. Für die gesamte bodengebundene **Pflanzenproduktion Niedersachsens** beträgt somit:

$$\text{Bruttoenergieertrag zu Bruttoenergieeintrag} = 13,3$$

Ausblick

Die energetischen Aufwendungen für Stickstoff werden sich durch neuere N-Spaltungsmöglichkeiten verringern (Laplaza u. Cummins 1995), *farming by soil* oder *precision farming* Techniken vermindern in Verbindung mit Großflächenwirtschaft die direkten und indirekten Energieeinträge. Die Bodenwissenschaft kann in Verbindung mit der Agrartechnik die energetisch günstigsten Bodenbearbeitungsvarianten für verschiedene Standortbedingungen herausarbeiten.

Literatur:

- Clasen*, (1997): mdl. Mitteilung der BASF-Forschungsabteilung.
Eckert, H. u. G. Breitschuh (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - Ermittlung und Bewertung der Energiebilanz. - Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 10, 63-78.
Haas, G., U. Geier, D. Schulz u. U. Köpcke (1995): Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau Teil 1. - Berichte über Landwirtschaft 73 (3), 401-415. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
Hoffmann, M., B. Jorek, M. Küchenmeister u. K. Rehwald (1997): CO₂-Bilanz der Pflanzenproduktion in der Niedersächsischen Landwirtschaft - Studiennrichtung Landwirtschaft & Umwelt, Fak. für Agrarwissenschaft, Bezugsadresse: Hj. Abel, Oskar-Kellner-Weg 6, 37075 Göttingen
Kalk, W.-D. u. K.-J. Hiilsbergen (1996): Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. - Kühn-Arch. 90 (1), 41-56. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
Klöpffer, W. (1993): Ökobilanzen als Instrument der Produktbewertung. - DECHEMA-Koll. am 11. 3. 1993, Frankfurt/M
Kugeler, K. u. P.-W. Phlippen (1993): Energietechnik: technische, ökonomische und ökologische Grundlagen. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
Laplaza, C. a. C. Cummins (1995): Dinitrogen Cleavage by a Three-Coordinate Molybdenum(III) Complex. - Science 268, 861.
Reinhardt, G. (1991): Energie- und CO₂-Bilanz von Rapsöl und Rapsölester im Vergleich zu Dieselmotortreibstoff. - Endbericht F+E Vorhaben des UBA Nr. 10408508/02.
Spreng, D. (1995): Graue Energie - vdf Hochschulverlag an der ETH-Zürich.

Zur Regulation der Lachgasemission von degradierten Niedermooren

von

AUGUSTIN, J.; MERBACH, W.; BLASINSKI, F.; SNELINSKI, B.; RUSSOW, R.;
MIRUS, E.

1. Einführung

Bekanntlich zeichnen sich naturnahe bzw. naturbelassene Moore wegen ihres hohen Wasserpegels und des dadurch bedingten O₂-Mangels im Vergleich zu anderen terrestrischen Ökosystemen durch eine drastische Verminderung der Mineralisierung der organischen Substanz aus und stellen daher wichtige Senken für C und (meist auch) N dar. Obwohl die Moore nur einen Anteil von etwa 3 % an der Erdoberfläche einnehmen, sind in ihnen 20 - 30 % der globalen C- und N-Reserven gebunden (MARTIKAINEN et al. 1993). In den letzten Jahrzehnten wuchs der Anteil land- und forstwirtschaftlich genutzter Moore weltweit stark an. Die „Kultivierung“ von Mooren wird stets von einer drastischen Entwässerung begleitet. Durch die dadurch bedingte Beschleunigung der Mineralisierungsprozesse findet eine **Umwandlung** dieser Ökosysteme von **C/N-Senken zu C/N-Quellen** statt. Die dabei freigesetzten N-Mengen können von der N-Aufnahme der Pflanzen nicht „abgefangen“ werden, so daß es zu hohen N-Überschüssen kommt.

In Nordostdeutschland beträgt der Anteil derart degradierten Moore mehr als 90 % (SUCCOW und JESCHKE 1990). Da es sich hierbei vorwiegend um geogen ernährte Niedermoore mit engen C/N-Verhältnissen und hohen N-Vorräten handelt (bis zu 120 t N/ha, vgl. KUNTZE 1993), könnten solche Standorte als Quellen von Lachgas (N₂O) eine erhebliche Bedeutung haben, die vor dem Hintergrund des „global change“ zu beachten wären. Zudem besteht angesichts des dramatischen Agrarstrukturwandels in Ostdeutschland Bedarf für eine umweltschonende (also auch emissionsarme) Moorbewirtschaftung. Da entsprechende Kenntnisse bisher fehlten, werden im ZALF Müncheberg seit 1993 Untersuchungen zur Quantifizierung und Beeinflussbarkeit der N₂O-Freisetzung auf Niedermoorstandorten bzw. -substraten vorgenommen.

2. Möglichkeiten und Grenzen von Freilanduntersuchungen

Es ließ sich zunächst am Beispiel repräsentativer Standorte Nordostdeutschlands (Rhin-Havelluch, Friedländer Große Wiese, Gumnitz bei Müncheberg, Sernitzniederung, Reservat Schorfheide-Chorin u.a.) mit Hilfe der „soil-cover“-Methode und nachfolgender gaschromatographischer Messung zeigen, daß degradierte Niedermoore und andere Feuchtgebiete eine bislang wohl unterschätzte Quelle für N₂O darstellen, die deutlich höhere Emissionen als andere terrestrische Ökosysteme aufwiesen (Spitzenwerte bis 665 g N₂O-N · ha⁻¹ · d⁻¹). Hinsichtlich der Einzelheiten wird auf die einschlägigen Originalpublikationen verwiesen (AUGUSTIN et al. 1995, 1996; MERBACH et al. 1996 a, b). Bemerkenswert waren dabei die starken zeitlichen Schwankungen im Jahresverlauf und das mehrwöchige Auftreten hoher N₂O-Emissionen bei Bodenfrost (bis 600 µg N₂O-N · m⁻² · h⁻¹). Als wichtigste Einflußgrößen stellten sich das H₂O-Tableau, die Intensität der N-Düngung und der Grad der Moordegradierung heraus. Die aktuellen jährlichen N₂O-Emissionen schwankten zwischen

1 und 14,5 kg/ha und bewegten sich somit im selben Bereich, wie entsprechende Erhebungen in Finnland (NYKÄNEN et al. 1995) und Holland (VELTHOF und OENEMA 1995) ausweisen.

Aus diesen Ergebnissen ließen sich trotz mancher Lücken zwar schon **vorläufige Bewirtschaftungsempfehlungen** (Extensivierung mit nur mäßiger N-Gabe bzw. Wiedervernässung) bzw. **Aussagen zur regionalen Relevanz** der nordostdeutschen Feuchtgebiete als Lachgasquellen (Quellenstärke ca. 1270 t N₂O-N · a⁻¹) abschätzen. Andererseits aber war mit den im Freiland erfaßten Einflußgrößen allein keine hinreichende Prognose der N₂O-Freisetzung möglich, insbesondere hinsichtlich plötzlich auftretender, massiver Emissionsänderungen. Beispielsweise ließen sich die unterschiedlichen N₂O-Emissionsraten an den Standorten Gumnitz und Paulinenaue nicht durch ihre unterschiedlichen NO₃⁻-N-, N_r- oder C_r-Gehalte zu erklären (Tab. 1). Ferner konnte der jährlich von März bis Mai am Standort Gumnitz zu beobachtende N₂O-Peak nicht durch die Grundwasserstände, Nitratgehalte oder Temperatur prognostiziert werden. Der Einfluß veränderter Umweltbedingungen (z. B. der weltweit erwartete CO₂-Anstieg) auf die N₂O-Emission kann aus Feldmessungen gar nicht vorausgesagt werden.

Tabelle 1:

Lachgasfreisetzung von zwei Standorten Nordostdeutschlands

Parameter	Gumnitz (Müncheberg)	Paulinenaue (Rhin-Havelluch)
C _r (% TS)	31,9	35,6
N _r (% TS)	1,3	3,0
NO ₃ ⁻ -N (mg/100 g)	2,1	5,8
N ₂ O - Freisetzung (kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹)		
1995	5,3	1,2
1996	17	6,2

3. Rolle des Pflanzenbewuchses als mögliche Regulationsgröße der Lachgasemission

In modellartigen Gefäßversuchen (Wurzelküvetten, Doppelkompartimentgefäßen, Einzelheiten vgl. AUGUSTIN et al. 1997, MERBACH et al. 1996) wurde daher mit Hilfe von ¹⁴CO₂-Begasung und ¹⁵N-Belieferung untersucht, inwieweit der Pflanzenbewuchs durch „Ausscheidung“ leichtlöslicher C-Verbindungen (als Substrat für die mikrobielle N-Umsetzung im Boden) und durch N-Entzug (Abnahme des umsetzbaren Substrates) eine Rolle bei der Regulation der N₂O-Freisetzung spielen könnte. Dabei zeigte sich zunächst, daß Gräser zwischen 15 und 20 % ihres Netto-CO₂-Assimilation in dem umgebenden Boden abgaben, dadurch die mikrobielle Besiedlung (gemessen an der Keimzahl) stark fördern, so daß ca. 65 - 85 % der leichtlöslichen ¹⁴C-Verbindungen schnell wieder veratmet werden (vgl. MERBACH et al. 1996 c). Diese hohe C-Freisetzung und mikrobielle Aktivität wurde durch erhöhtes CO₂-Angebot noch verstärkt. Es war demnach zu erwarten, daß die Pflanzen durch C-Belieferung auch die N₂O-Bildung fördern können. Andererseits ließ sich ein gegenteiliger Effekt durch N-Aufnahme der Pflanzen nicht ausschließen. Dieser Problematik wurde in einem Gefäßversuch mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinaceae* L.) auf Niedermoorsubstrat nachgegangen. Dabei stellte sich heraus (Tab. 2), daß die pflanzliche N-Aufnahme bei niedrigem N-Angebot (obere Zeilen) die N₂O-Emission offenbar durch Aufbrauch des NO₃⁻-Boden-Vorrates signifikant erniedrigte. Bei hohem N-Niveau (untere Zeilen) führte der N-Entzug des Grases zwar auch zur Verminderung der Bodennitratmenge. Dennoch wurde die durch die N-Gabe stark erhöhte N₂O-Freisetzung nicht beeinträchtigt. Die erhöhte ¹⁵N-Abundanz im N₂O läßt darauf schließen, daß

Tabelle 2:

Lachgasemission aus unbepflanztem und bepflanztem Niedermoorsubstrat (Gefäßversuche mit Rohrglanzgras, 600 mg K ¹⁵NO₃ pro Gefäß, 50 at-% ¹⁵Nexc., 70 % der max. WK), 14 h Tag, 10 h Nacht, Beleuchtung 80 W . m⁻², 4 Wiederholungen, Einzelheiten vgl. AUGUSTIN et al. 1997)

Variante	Pflanzen- aufnahme mg/Gefäß	mg NO ₃ ⁻ -N/ 100 g Boden	µg N ₂ O-N . m ⁻² . h ⁻¹	¹⁵ N-Abundanz des N ₂ O (at-% ¹⁵ Nexc.)
ON ohne Pflanzen	-	3,3	190	-
ON mit Pflanzen	178	0,5 ^x	20 ^x	-
+N ohne Pflanzen	-	15,4	490	13,8
+N mit Pflanzen	331	10,2 ^x	470	18,0 ^x

der düngerbürtige (¹⁵N) unter dem Einfluß des Pflanzenbewuchses verstärkt im N₂O überführt worden war. Dies zeigt, daß die Pflanze die N₂O-Emission tatsächlich in zweifacher Weise regulieren kann, nämlich durch die Lieferung leicht verfügbarer C-Verbindungen **und** durch die „Wegnahme“ von N. Danach scheint also die Regulation des C-N-Umsatzes in der Rhizosphäre der Schlüssel zum **Verständnis** und somit auch zur Prognose der N₂O-Freisetzung zu sein.

4. Schlußfolgerungen

Freilanderhebungen zur Quantifizierung und Beeinflußbarkeit der Lachgasemission gelten nur für die Bedingungen, unter denen sie ermittelt wurden. Sie erlauben daher nur eingeschränkte Empfehlungen und Prognosen. Ihre Ergänzung durch ursächliche Prozeßstudien könnte die Sicherheit der Prognose unter veränderten Bedingungen, der Bewertungskriterien und Bewirtschaftungsempfehlungen erhöhen. Beide Vorgehensweisen dürften für die Entwicklung und Anpassung biogeochemischer Modelle der Stoffumsetzungen in Feuchtgebieten notwendig sein.

Literatur

- AUGUSTIN, J.; MERBACH, W.; KÄDING, H.; SCHMIDT, W.; SCHALITZ, G.: Lachgas- und Methanemission aus degradierten Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands unter dem Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung. In: Von den Ressourcen zum Recycling. Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 131-139 (1995)
- AUGUSTIN, J.; MERBACH, W.; SCHMIDT, W.; REINING, E.: Effect of changing temperature and water table on trace gas emissions from minerotrophic mires. *Angew. Bot.* **70**, 45 - 51 (1996)
- AUGUSTIN, J.; MERBACH, W.; RUSSOW, R.: Einfluß von Rohrglanzgras auf N-Umsetzungsprozesse und die Emission klimarelevanter Spurengase in Modellversuchen mit Niedermoorsubstrat. In: MERBACH, W. (Ed): Rhizosphärenprozesse, Umweltstreß und Ökosystemstabilität. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 101-108 (1997)
- KUNTZE, H.: Moore als Senken und Quellen für C und N. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **69**, 277-280 (1993)
- MARTIKAINEN, P. J.; NYKÄNEN, H.; CRILL, P.; SILVOLA, J.: Effect of water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* **366**, 51-53 (1993)
- MERBACH, W.; AUGUSTIN, J.; KALETTKA, Th.; JACOB, H. J.: Nitrous oxide and methane emissions from riparian areas of ponded depressions of Northeast Germany. *Angew. Bot.* **70**, 134-136 (1996a)

- MERBACH, W.; AUGUSTIN, J.; SCHMIDT, W.; KÄDING, H.; SCHALITZ, G.: N-Dynamik und Lachgasemission unter besonderer Berücksichtigung degradierter Niedermoore Nordostdeutschlands. Mengen- und Spurenelemente (Jena) **16**, 446-460 (1996 b)
- MERBACH, W.; KNOF, G.; AUGUSTIN, J.; JACOB, H. J.; JÄGER, R.; TOUSSAINT, V.: Ökophysiologische Wechselbeziehungen zwischen Pflanze und Boden. In: MÜHLE, H.; CLAUS, St. (Eds.): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig 195-207 (1996 c)
- NYKÄNEN, H.; ALM, J.; LANG, K.; SILVOLA, J.; MARTIKAINEN, P.: Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen drained for grassland in Finland. *J. Biogeography* **22**, 351-357 (1995)
- SUCCOW, M.; JESCHKE, L.: Moore in der Landschaft. Verlag Harry Deutsch, Frankfurt/Main 1990
- VELTHOF, G.L.; OENEMA, O.: Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands. *Eur. J. Soil. Sci.* **46**, 533-540 (1995)

Symptome einer starken Bodensäuerung auf Getreidepflanzen

von

BADORA, A.; FILIPEK, T.

Summary : The aim of the investigations was to determine the symptoms of strong soil acidity visible on cereal crops. These symptoms of strong acidification appearing on plants first of all as a deficiency of Mg and P are affected mainly by high concentration of mobile aluminium than by acute deficiency of available magnesium and phosphorus in soils.

1. Einleitung

Eine der gefährlichsten Folgen einer starken Bodensäuerung in Polen ist das Auftreten grosser Mengen des mobilen Aluminium, um so grösserer, je saurer der Boden ist (Badora, 1994; Filipek & Badora, 1994).

Das Aluminium beschädigt zwar die Wurzeln aber seine toxischen Erscheinungen sind auch in Form von Nekrosen auf Blättern und auf den toten sprossenspitzen zu beobachten (Bartlett & Riego, 1972, Filipek & Badora, 1994). Wir haben jedoch öfter mit indirekten Schäden in den oberirdischen Pflanzenteilen zu tun, die dem Phosphor-mangel and magnesium-Mangel ähneln (Parker et al., 1989).

Das Ziel präsentierter Forschungen war es, die Grundlage der Symptomen einer Bodensäuerung auf den Getreidepflanzen zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Im frühen Frühling hat man von den Anbauäckern, die im nördlichen Teil des Mittel-Ost-Gebietes von Lublin gelegen sind, Bodenproben aus den Schichten 0-20 cm als auch Proben von Getreidepflanzen in ihren Ährenschieben (10 nach feekes-massstab) genommen. Dem Forschungsziel entsprechend hat man diese plantagen gewählt, auf denen die Stellen mit gelben Blättern zu beobachten waren. Auf diesen Plantagen hat man folgende Objekte ausgesondert:

A - Objekte, auf denen die Pflanzen eingetrocknet und gefallen waren

B - Objekte, auf denen die Pflanzen in unteren Blättern klare Erscheinungen des Phosphorus- und Magnesium-Mangels aufgewiesen haben.

C - Objekte, auf denen die Pflanzen grün waren und normal gewachsen sind.

In den Bodenproben hat man bestimmt : pH in 1M KCl, die hydrolytische Azidität nach der Kappen-Methode, die Austauschazidität und mobile Aluminium nach der Sokolov-Methode. Phosphor and assimilierbares Kalium nach Egner-Riehm-Methode als auch assimilierbares Magnesium nach der Schachtschabel-Methode.

In den Pflanzenproben (oberirdische Teile und Wurzeln) hat man den N-, P-, K-, Ca-, Mg-, Al-Gehalt bestimmt. Kalium and Kalzium waren nach der Farbmasser-Methode bestimmt und andere Elementen nach der AAS.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Werte der untersuchten Böden haben in den Grenzen zwischen 3.7 bis 4.5 (Tabelle 1) gelegen, somit hatten diese Böden eine stark saure Reaktion. Eine direkte Folge starker Bodensäuerung war das Vorkommen von Al^{3+} in bedeutenden Mengen (Tabelle 1). Das ist eine der gefährlichsten Folgen der Senkung des pH-Wertes im Boden (Badora, 1994; Filipek & Badora, 1994). Die Konzentration des mobilis Aluminiums in den A-Objekten, wo die Pflanzen total gefallen sind, hat 100 mg/ kg überschritten, jedoch in den C-Objekten, wo das Aussehen der Pflanzen normal war, war die Konzentration von Al^{3+} 2- oder 3-fach geringer.

Tab.1. Bodensäuerung

Boden	Objekten	pH in 1M KCL	Hh		Al mgkg
			mmol H ⁺ / kg	Hw	
unter Gerste	A	3.7	53.8	17.7	139.3
	B	3.9	48.1	10.9	85.4
	C	4.5	41.6	5.8	42.0
	LSD	---	n.i.	2.9	23.4
unter Weizen	A	3.9	47.6	13.3	101.7
	B	3.8	47.6	12.7	100.7
	C	4.1	47.6	10.3	84.8
	LSD	---	n.i.	n.i.	n.i.

n.i. - nicht significant Unterschieden
 Hh - hydrolytische Azidität
 Hw - Austauschazidität

Trotzdem die Unterschiede im Gehalt assimilierbarer Elemente (Tab.2) zwischen den A,B,C-Objekten nicht gross waren, waren die unterschiede im Aussehen der aus verschiedenen Feldern stammenden Getreidepflanzen auf derselben plantagen bedeutend. Man hat die Hypothese erschlossen, dass die hauptursache dieser erscheinung die steigende konzentrationen von Al^{3+} beim Übergang von C- zu den A-Objekten sein kann (Bartlett & riego, 1972; Badora, 1994;).

Tabelle 2. Das Gehalt von assimilierbaren Phosphor, Kalium and Magnesium in mg/kg

Boden	Objekten	P	K	Mg
unter Gerste	A	5.2	5.2	0.8
	B	4.7	6.1	1.2
	C	5.8	7.9	0.6
	LSD	n.i.	n.i.	n.i.
unter Weizen	A	3.7	4.2	1.1
	B	2.8	5.6	1.0
	C	3.1	5.4	1.0
	LSD	n.i.	n.i.	n.i.

Die symptome starker Bodensäuerung sind sehr scharf auf den Getreidepflanzen in den A-Objekten aufgetreten. In den B-Objekten hat man auf untersuchten Pflanzen Magnesium-

Mangel beobachtet. Entlang der nerven waren auf den Blättern Ketten chlorotischer Flecken sichtbar, die dann in gelben Streifen übergegangen sind. Die Blättern haben angefangen von Spitzen gesehen, einzutrocknen. Ausser Magnesium-Mangel waren auf Pflanzen sichtbare Phosphor-Mangel zu beobachten.

Trotz so klarer Unterschieden im Aussehen and Wachstum in den Pflanzen aus einzelnen Objekten A,B,C hat sich der Gehalt Pflanzenteilen als auch in den Wurzeln als eigwentlich stabil erwiesen (Tab. 3). Die Erscheinungen der Farbänderungen in Gelb oder des totalen Pflanzenfalls auf den Feldern, trotz klarer gleicher Mineralstoff-Zusammensetzung sind eher nicht dem Magnesium-Mangel in den Pflanzen (Jaškowski, 1972), sondern hoher Konzentration des mobilen Aluminium zuzuschreiben.

Tabelle. 3. Das Gehalt der einigen Elementen in Getreide in [%]

Pflanzen	Objekten	N	P	K	Ca	Mg	Al
		Spross					
Gerste	A	4.0	0.54	3.7	0.50	0.06	0.14
	B	4.0	0.60	3.3	0.40	0.07	0.13
	C	4.1	0.86	3.6	0.50	0.08	0.18
		Wurzeln					
Weizen	A	2,3	0.31	2.7	0.38	0.04	0.10
	B	2.3	0.34	2.8	0.30	0.04	0.13
	C	1.7	0.29	2.5	0.29	0.05	0.12
		Wurzeln					
Gerste	A	2.1	0.29	1.7	0.16	0.08	0.20
	B	2.0	0.25	1.6	0.14	0.07	0.23
	C	2.3	0.37	0.1	0.20	0.08	0.24
Weizen	A	1.6	0.22	1.6	0.11	0.04	0.28
	B	1.3	0.18	1.5	0.13	0.04	0.27
	C	0.8	0.15	1.18	0.10	0.05	0.29

Literatur:

- BADORA, A. 1994. Unfavourable influence of mobile aluminium on cereal plants. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 413, 9-16
- BARTLETT, R.I., & D.C. RIEGO. 1972. Toxicity of hydroxy aluminium in relation to pH and phosphorus. *Soil Science*, 114(3), 194-200
- FILIFE, T. & A. BADORA. 1994. Skutki fizjologiczne silnego zakwaszenia gleb dla roślin zbożowych. *Fragmenta Agronomica*, 1(41), 53-60
- JĄSKOWSKI, Z. 1972 : Cz.II. Wpływ nawożenia magnezowego. *Pamiętniki Puławskie*, 50. 97-115.
- PARKER, D. R., L.W. ZELAZNY & T.B. KINRAIDE. 1989. Chemical speciation and plant toxicity of aqueous aluminium. In: T.E. Lewis (ed.). *Environmental chemistry and toxicity of aluminium*, printing 1990. pp. 117-145. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan

Bodenphysikalische Untersuchungen von Kippenböden und gewachsenen Böden unter Ackernutzung im Westelbischen Braunkohlenrevier

von

BARTEL,W.; SCHNEIDER,R.; SCHRÖDER,D.

Einleitung

Im Westelbischen Braunkohlenrevier sind bis heute 51.400 ha Fläche durch den Braunkohlentagebau devastiert worden, bis 1996 wurden davon 26.200 ha land- und forstwirtschaftlich rekultiviert. Im Rahmen eines BMBF geförderten Projektes haben Mitarbeiter der Abt. Bodenkunde der Universität Trier 36 Gruben auf absetzerverkippten Kippenböden, und 12 Gruben auf gewachsenen Böden unter Ackernutzung, im Hinblick auf ihre bodenphysikalischen-, bodenmechanischen-, bodenchemischen- und bodenbiologischen Eigenschaften beprobt.

Standorte und Methoden

Die Substrate der untersuchten Kippenböden sind Kipp-Kalklehme (Tagebaubereiche: Espenhain Schleenhain), Kipp-Kalkschuffe (Tagebaubereich: Profen), Kipp-Lehme (Tagebaubereiche: Merseburg Ost, Zwenkau, Espenhain und Schleenhain) Kipp-Gemengelehme (Tagbaubereiche: Golpa und Meura) in zwei Altersstufen (jünger 10 und älter 20 Jahre). Mit diesen vier Substrattypen werden rund 90% der im Raum nördlich und südlich von Leipzig vorkommen Kippenflächen erfaßt. Um einen Vergleich der Kippenflächen mit Altlandflächen zu ermöglichen, wurden auch gewachsene Braunerden, Parabraunerden und Schwarzerden beprobt.

Im Vordergrund aller Untersuchungen stehen Fragen zu Eigenschaften und Entwicklung der Kippenflächen. Aus den Ergebnissen der drei Jahre dauernden Untersuchungen sollen Empfehlungen zur Optimierung von Rekultivierung, Melioration, Nutzung und Bewirtschaftung der Kippenböden erstellt werden.

Die bodenphysikalische Beprobung fand in vier Tiefen (0-30,30-50,50-70 und 70-100cm) mit Stechringen (6 Parallelen) und gestörtem Probenmaterial statt. Zur Berechnung der Porenvolumina und der Trockenrohddichte (R_t) wurde eine Festsubstanzdichte (D_f) von $2,65 \text{ g/cm}^3$ angenommen.

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse soll im folgenden nur auf die Trockenrohddichte (R_t) und das Volumen der weiten Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$ = Luftkapazität) eingegangen werden.

*Universität Trier, FB VI Abt. Bodenkunde, 54286 Trier

Ergebnisse

Abb.1: Kipp-Kalklehme

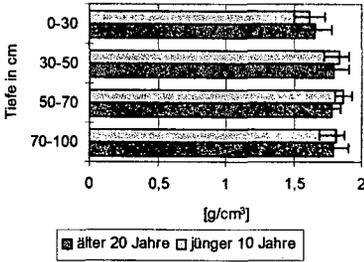


Abb.2: Kipp-Lehme

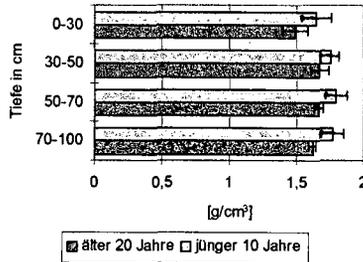


Abb.3: Kipp-Kalkschluffe

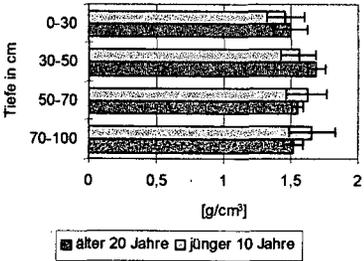


Abb.4: Kipp-Gemengelehme

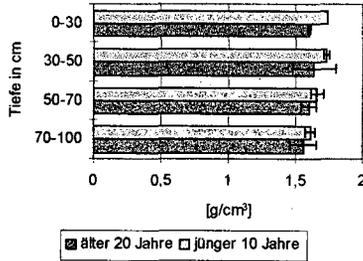


Abb.5: Braunerden und Parabraunerden

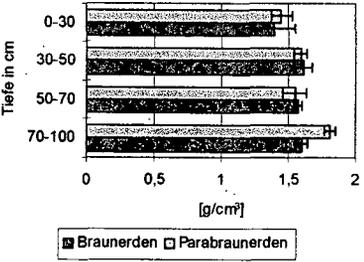


Abb.6: Schwarzerden

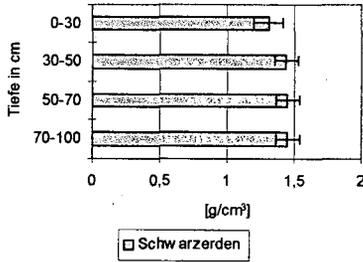


Abb. 1-6: Trockenrohdichten der Kipp-Böden und der gewachsenen Böden bezogen auf die Beprobungstiefen (n = 4 Standorte mit Standardabweichungen)

Die Trockenrohdichte (R_d) (Abb. 1-6) ist ein wichtiger Anhaltspunkt zur Beschreibung des aktuellen Bodenzustandes im Hinblick auf seine mögliche Verdichtung. Die jungen Kipp-Kalklehm und Kipp-Lehme (Abb. 1 und 2) besitzen sehr hohe Lagerungsdichten zwischen 1,7 und 1,9 g/cm^3 . Ein hoher Ungleichförmigkeitsgrad der Korngrößenverteilung (hohe Ton und Sandgehalte) kann zu extremer Dichtlagerung führen (HARTGE und HORN 1991). Die Kipp-Gemengelehme (Abb. 4) schwanken im Unterboden durchschnittlich zwischen Lagerungsdichten

von 1,5 und 1,6. Sie sind nach DÖRTER (1989) als ungünstig, und in Einzelfällen als meliorationsbedürftig einzustufen.

Ebenso die Kipp-Kalkschluffe (Abb. 3), deren alte Varianten in der Krumenbasis (30-50 cm Tiefe), und junge Varianten in den unteren Beprobungstiefen >50 cm, den von SCHRÖDER (1986) ermittelten Grenzwert überschreiten.

Nach der Ansprache der Bodenart im Gelände erreichen oder überschreiten die Analyseergebnisse fast aller Kipp-Standorte die von PETELKAU (1987) beschriebenen oberen Grenzwerte der optimalen Lagerungsdichte. Die hohe Trockenrohdichte der Parabraunerden bei 70-100 cm (Abb. 5) läßt sich auf anstehendes Geschiebematerial zurückführen.

Abb.7: Kipp-Kalklehme

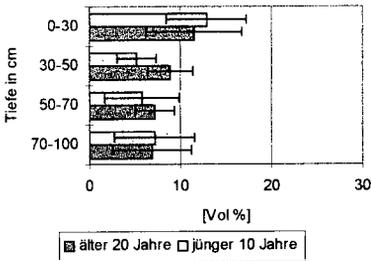


Abb.8: Kipp-Lehme

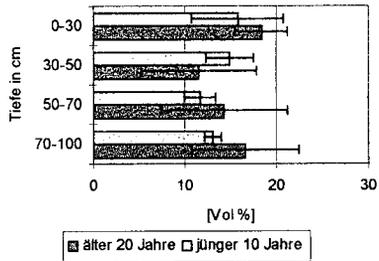


Abb.9: Kipp-Kalkschluffe

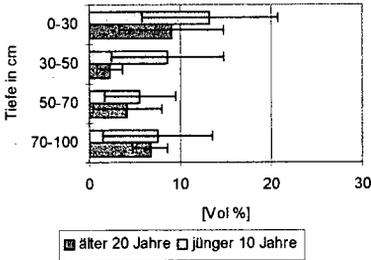


Abb.10: Kipp-Gemengelehme

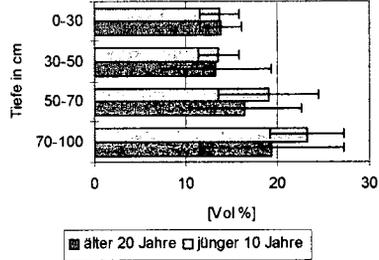


Abb.11: Braunerden und Parabraunerden

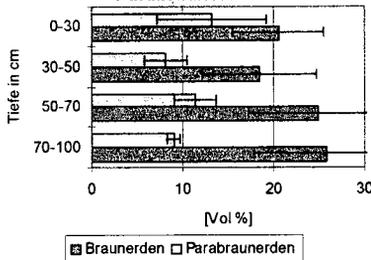


Abb.12: Schwarzerden

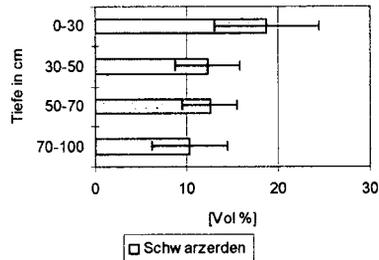


Abb. 7-12: Volumen der weiten Grobporen (> 50 µm) Kipp-Böden und der gewachsenen Böden bezogen auf die Beprobungstiefen (n = 4 Standorte mit Standardabweichungen)

Das Volumen der weiten Grobporen (Poren > 50µm) liegt bei allen Tiefen außer der Krume (0-30cm) bei den Substratgruppen Kipp-Kalklehme und Kipp-Kalkschuffe im Durchschnitt unter 10 %. Die Krumbasis (30-50 cm) der jungen Kipp-Kalklehme und alten Kipp-Kalkschuffe liegt mit 5 bzw. 1-4 % noch wesentlich darunter (Abb. 7 und 9). Die Grobporenvolumina der Kipp-Lehme und Kipp-Gemengelehme liegt mit 10-23 % deutlich günstiger. Damit liegen die zuerst genannten Substratgruppen deutlich unter der von der DVWK (1986) festgelegten Grenze für einen optimalen Ackerboden von mindestens 12%. Nach EHLERS (1983) und HARRACH (1978) können jedoch auch 8-10 % Poren > 50 µm noch ausreichend für einen Boden sein. Jedoch ist für den Luftaustausch im Boden ein Wert unter 7 % kritisch, unter 5 % sogar ungenügend (FLÜHLER 1973, PAUL und WERNER 1986). Die gewachsenen Böden zeigen in der Krumbasis (30-50 cm) grundsätzlich Tendenzen zu Verdichtungen. Diese erreichen ausschließlich bei den leichten Parabraunerden kritische Werte (Abb. 11 und 12).

Zusammenfassung

Die Unterböden fast aller beprobten Kipp-Substrate, zeigen im Hinblick auf Trockenrohichte und Grobporenvolumen erhöhte Werte. Besonders Kipp-Kalklehme und Kipp-Kalkschuffe weisen deutlich erhöhte Trockenrohichten und ein vermindertes Grobporenvolumen auf.

Hohe Trockenrohichten sind Bearbeitungs-, Substrat- und Rekultivierungsbedingt. Leichtere Substrate weisen bei geringerer Trockenrohichte ab 50-70 cm im Unterboden in 30-50cm deutliche Krumbasisverdichtungen auf. Geringe Grobporenvolumina ab 30cm Tiefe schränken den Gasaustausch und die Durchwurzelbarkeit vieler Standorte ein. Grundsätzlich können Meliorationen und vor allem eine Änderung der Bewirtschaftungsweise für die ungünstigen beprobten Substrate aller Altersstufen empfohlen werden.

Von Tendenzen zu Krumbasisverdichtungen abgesehen, besitzen die beprobten gewachsenen Böden dagegen gute bis sehr gute bodenphysikalische Eigenschaften.

Literatur

- DÖRTER, K. (1989): Landwirtschaftliche Meliorationen. - 2. Aufl. Berlin
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) (1986): Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte. Teil 3: Anwendung der Kennwerte und Hinweise zur Meliorationsdurchführung. (=DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 117) Hamburg und Berlin
- EHLERS, W. (1983): Auswirkungen der Bodenbelastung mit schwerem Gerät und der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge und das Pflanzenwachstum. - Kali-Briefe 16, S. 499-516
- FLÜHLER, H. (1973): Sauerstoffdiffusion im Boden. - Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für Forstliches Versuchswesen 39 Zürich
- HARRACH, T. (1978): Die Durchwurzelbarkeit von Böden als wichtiges Kriterium des Ertragspotentials. - Kali-Briefe 14, S. 115-122
- HARTGE, K.H. und HORN, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik. - 2. Aufl. Stuttgart
- PAUL, R. und WERNER, D. (1986): Abhängigkeit der Makrogasdiffusion von der Bodenstruktur.-Arch., Acker-Pflanzenbau Bodenkunde 11, S. 681-687
- PETELKAU, H. (1987): Durch Fahrwerke landwirtschaftlicher Mechanisierungsmittel verursachte Schädigungen und Vorschläge zu ihrer Verminderung. - Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle 11, S. 106-119
- SCHRÖDER, D. (1986): Probleme der Bodenschätzung bei rekultivierten Böden aus Löß. - Zeitschr. f. Kulturtech. u. Fluhrber., Vol. 27, S. 318-325

Ektomykorrhizierung von Weiden und Pappeln auf Schnellwuchsplantagen

BAUM,C.; MAKESCHIN,F.

Einleitung

Eine ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche bei Regensburg (Abbachhof) wurde 1983 auf 3,4 ha mit Weiden- und Pappel-Klonen bepflanzt und wird seither mit Umtriebszeiten von 5 Jahren bewirtschaftet. Der Versuch umfaßt insgesamt 313 Parzellen (jeweils 10 x 10 m). Die Klone wurden in 3 Testvarianten angebaut (ungedüngte, mit 100 kg N/ha/a und mit 50 kg P/ha/a gedüngte).

Mykorrhizierung nimmt sowohl auf den Ernährungs- als auch auf den Gesundheitszustand von Beständen Einfluß. Auf forstlich genutzten Standorten finden sich geeignete Pilzpartner ohne künstliche Inokulation. Weiden und Pappeln sind in der Lage bei Vorhandensein geeigneter Pilzpartner sowohl Endo- als auch Ektomykorrhizen auszubilden, wobei Endomykorrhizen in der Jugendentwicklung und Ektomykorrhizen in Altbeständen eine größere Rolle spielen. Um die Mykorrhizierung in vormals landwirtschaftlich genutzten Böden zu prüfen, wurden ein Weidenklon (*Salix viminalis*) und zwei Pappelklone (Balsampappel Muhle Larsen, Aspe Austria) in der Vegetationsperiode 1997 auf ihre Ektomykorrhizierung untersucht.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche Abbachhof liegt ca. 10 km nordöstlich von Regensburg am Anstieg des Bayerischen Waldes aus dem Regental heraus in einer Höhenlage von etwa 350 m über NN. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8°C bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von 650 mm.

Aus Biotit- und Plagioklasgneisen sowie granitisch-körnigen Biotitgneisen präkambrischen Alters bildeten sich grusig-lehmige Braunerden mittlerer Entwicklungstiefe und Pseudogleye (pH-H₂O ca. 6,5).

Die tertiären Schichten, auf denen die Versuchsfläche liegt, setzen sich vorzugsweise aus gelblichen Glimmer- und Feldspatsanden verschiedener Korngrößen zusammen. Darüber liegen periglaziale Decksedimente.

Die Parzellen haben eine Größe von 10 m x 10 m und sind jeweils mit 155 Pflanzen in 5 Reihen im Verband 2,0 m x 0,3 m bepflanzt.

Die Untersuchungen der Feinwurzeln werden jeweils im Frühjahr und Herbst durchgeführt, während die Fruchtkörperaufnahme während der gesamten Vegetationsperiode in dreiwöchigem Abstand erfolgt.

Die Wurzelprobenahme erfolgt nach der Methodik von AGERER (1996) durch Herausschneiden von 10 cm x 10 cm x 10 cm Würfeln mittels eines sehr scharfen Messers, um evtl. Ribbeschädigungen der Mykorrhizen zu vermeiden. Es wurden die Tiefenstufen 0-10 cm und 10-20 cm beprobt. Jede Variante liegt in 3 Wiederholungen vor.

Die Fruchtkörper wurden zur Arterfassung nach der Methodik von KREISEL gesammelt und mittels des Schlüssels von MOSER (1983) determiniert. Zu jeder erfaßten Pilzart wurde Herbarmaterial angelegt.

Ergebnisse und Diskussion

Der ehemals landwirtschaftlich genutzte Boden ist nach 13-jähriger Nutzung als Weiden- und Pappelschnellwuchsplantage von zahlreichen mykorrhizierenden Pilzarten besiedelt. Bei gleichen Standortbedingungen sind die Pappelklone Astria und Muhle Larsen deutlich stärker mykorrhiziert als der Weidenklon (Abb. 1-3), was als baumgattungsspezifischer Unterschied betrachtet wird, da es nicht an geeigneten Mykorrhizierungspartnern für den Weidenklon mangelte. Zum Beispiel sind die an den Pappeln nachgewiesenen *Laccaria*-Arten sowie *Lactarius controversus* potentielle Mykorrhizierungspartner von Weiden.

Der Weidenklon, der geringere Biomasseerträge als die Pappelklone erbrachte, wies eine durchschnittliche vitale Mykorrhizierung von 14 % der Feinwurzelspitzen in einer Bodentiefe von 0-10 cm auf. Im Gegensatz zu den Pappelklonen reagierte der Weidenklon sowohl im Biomasseertrag als auch in der Mykorrhizierung positiv auf die Düngung. Beide Pappelklone wiesen eine wesentlich stärkere vitale Mykorrhizierung von 54 % der Feinwurzelspitzen in 0-10 cm Bodentiefe auf, die jedoch auf den gedüngten Testparzellen tendenziell leicht verringert war. Die Düngung zeigte keine signifikanten Einflüsse auf die Biomasseproduktion der Pappelklone.

Die Ektomykorrhizen wurden neben der Vitalitätseinschätzung auch nach morphologischen Merkmalen (Rhizomorphausbildung, Cystidengestalt, Aufbau des äußeren Mantels des Hartigschen Netzes) untergliedert. Einen großen Anteil nahmen besonders bei den Pappelklonen Ektomykorrhizen ein, die sich nach dem Bestimmungsschlüssel DEEMY von AGERER & RAMBOLD (1996) der Gattung *Tuber* zuordnen ließen. Die Pilzartenerfassung erfolgte über die Fruchtkörperaufnahme in 3 wöchigem Abstand während der gesamten Vegetationsperiode. Auf den Weidenparzellen wurden bis August 1997 Fruchtkörper von 6 Pilzarten erfaßt, während auf den Pappelparzellen 22 Arten auftraten. Häufigste fruchtkörperbildende Art auf den Pappelparzellen war *Laccaria laccata*.

Am Weidenklon konnten auf der Versuchsfläche Abbachhof keine Rhizomorphen bildenden Mykorrhizapilze nachgewiesen werden. Es wird davon ausgegangen, daß Rhizomorphen durch die zusätzliche Oberflächenvergrößerung die Stoffumsätze durch den mykorrhizierenden Pilz erhöhen. Dieselbe Wirkung wird Cystiden zugeschrieben, wie sie von den zahlreich auftretenden *Tuber*-Mykorrhizen ausgebildet werden. *Tuber*-Mykorrhizen traten sowohl an Weiden als auch an Pappeln auf, Fruchtkörper konnten jedoch nur auf den Pappelparzellen nachgewiesen werden. Die über die Fruchtkörperaufnahme belegte Artenzahl muß jedoch nicht bindend Aufschluß über die Artenzusammensetzung der Mykorrhizengemeinschaft geben, da die Fruchtkörperbildung von zahlreichen Umweltfaktoren beeinflußt wird. Dieser Sachverhalt bedarf noch weiterer Untersuchungen. Im Laufe der Bestandesentwicklung wird von einer Veränderung der Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft ausgegangen. Die dargestellten Ergebnisse stellen eine Aufnahme in 13-jährigen Beständen unter den besonderen Bedingungen der in fünfjährigen Abständen erfolgenden Ernte der oberirdischen Pflanzenmasse dar.

Die Düngung mit Stickstoff und Phosphor schlug sich auf den Aspenparzellen in einem Rückgang der Mykorrhizierungsdichte nieder, während die mit Stickstoff gedüngten Weidenparzellen sogar eine erhöhte Mykorrhizierung aufwiesen. Alle Testklone zeigten nach der Düngung eine veränderte Zusammensetzung der Mykorrhizengemeinschaft, wobei für die Pappelklone besonders auf die starke Reduktion der Rhizomorphen bildenden Pilzarten verwiesen werden muß.

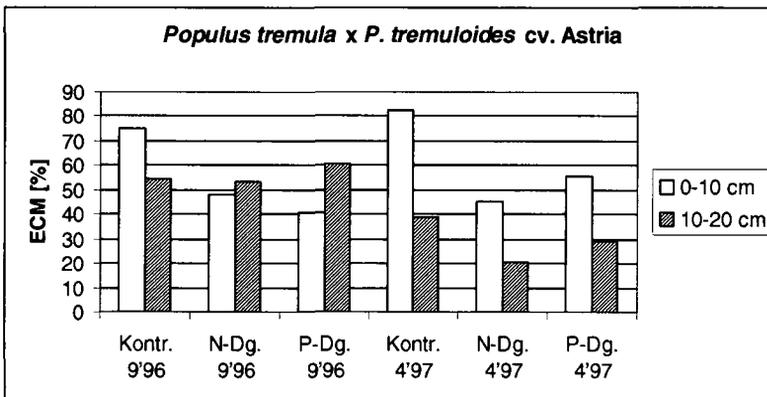
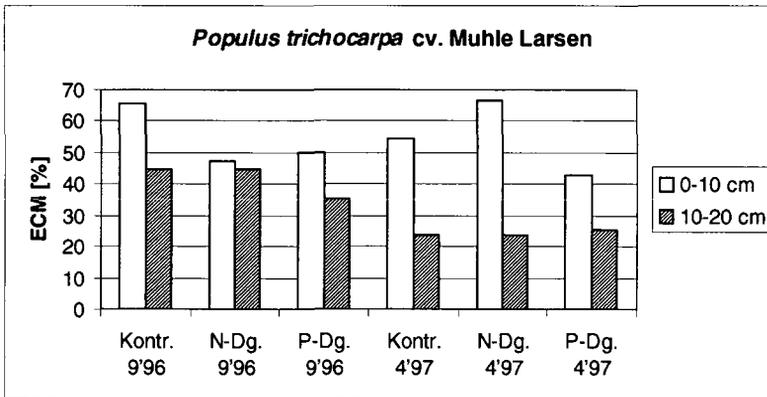
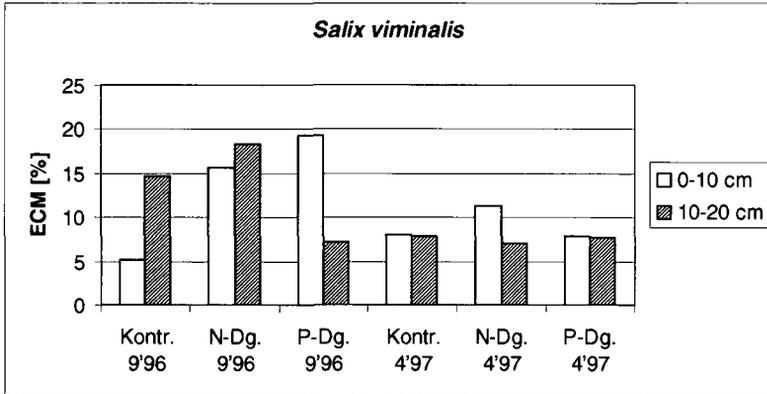


Abb. 1-3: Ektomykorrhizierungsgrad (ECM) der Feinwurzeln in 2 Tiefenstufen auf 3 Testvarianten im September 1996 und April 1997 auf der Schnellwuchsplantage Ábbachhof

Ausblick

Derzeit werden Inokulationsversuche mit *Laccaria laccata* und *Lactarius controversus* im Gefäßversuch durchgeführt. Sie sollen belegen, ob eine gezielte Inokulation besonders bei den Weidenklonen eine Ertragssteigerung bewirkt. Beide Pilze zählen zu den Pionierarten bei der Besiedlung neuer Standorte und können unter standartisierten Bedingungen *in vitro* vermehrt werden. Ihre Identifizierung in den Beständen ist mit ITS spezifischen Primern über die Polymerase Chain Reaction möglich.

Literatur

AGERER, R. & RAMBOLD, G. (1996) DEEMY v. 1.0 – a DELTA based system for characterization and determination of Ectomycorrhizae. Inst. for Systematic Botany, Section Mycology, University of München.

MOSER, M. (1983) Die Röhrling und Blätterpilze. Kleine Kryptogamenflora Bd. 2b/2, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York,

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. R. Agerer und Herrn Prof. H. Kreisel für wertvolle Ratschläge zur Durchführung unserer Untersuchungen. Dieses Forschungsprojekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert.

Ausmaß und Bedeutung brachebedingter Bodenversauerung

von

BILLEN,N.; STAHR,K.

Einleitung

Durch Bodenversauerung kann sich eine Verringerung der Standortproduktivität oder erhöhte Grundwassergefährdung durch Schadstoffmobilisierung ergeben. Hierzu kommt es u.a. häufig unter Brachen (MARSCHNER & STAHR 1992), einer Flächennutzungsform mit bis zu 15 % Flächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands. Welche Faktoren die zumeist unerwünschte Versauerung besonders fördern, bleibt in der Regel allerdings ungeklärt.

Methoden

1. Analyse potentieller Einflußfaktoren und Bilanzierung des Beitrages protonenliefernder Prozesse mittels Faustzahlen.
2. Berechnung der Versauerungsentwicklung (s. BILLEN 1996) unter Brache auf Grundlage der Protonenbilanz unter Berücksichtigung der säurepuffernden Bereiche nach ULRICH (1981) und der diskontinuierlichen pH-Veränderung in Böden (PRENZEL 1985).
3. Vergleich der prognostizierten pH-Veränderungen mit den Ergebnissen einer 2-jährigen Situationsanalyse auf 29 begrüneten Ackerbrachen mit einem breiten Eigenschaftsspektrum (pH: 4,3 - 7,4; C_{org} : 0,6 - 14,4) in Baden-Württemberg.

Ergebnisse und Diskussion

Der Protonenbilanzierung zufolge werden höchste H^+ -Mengen durch stark leguminosenhaltige Bestände geliefert (s. Tab. 1). Weiterhin bedeutend ist der Aufbau organischer Substanz, dessen gemessene Abhängigkeit allerdings eine große Streubreite aufweist (s. Abb. 1), gefolgt vom Hydrogencarbonatverlust durch Auswaschung. Andere Protonenquellen sind von eher untergeordneter Bedeutung.

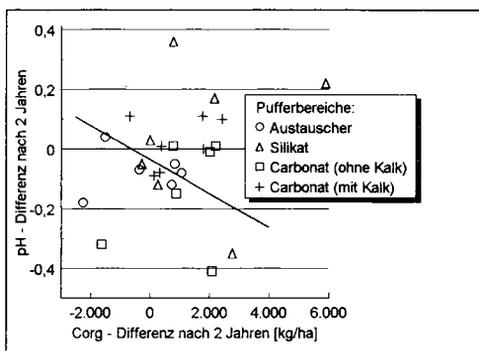


Abb. 1: Die Veränderung des pH- und C_{org} -Gehaltes unter 29 begrüneten Ackerbrachen

Der diskontinuierlichen pH-Veränderung in Böden und Berechnungen ULRICH (1981) zufolge führt Protonenzufuhr

- im Carbonat-Pufferbereich (pH > 7) zu keinen pH-Veränderungen,
- im zentralen Silikat-Pufferbereich (pH 7 - 5) vorrangig in Abhängigkeit vom Gehalt an verwitterbaren Silikaten zu einer kontinuierlichen pH-Abnahme und
- im Austauscher-Pufferbereich (pH 5,0 - 4,2) vorrangig in Abhängigkeit vom Gehalt an Tonmineralen zu einer kontinuierlichen pH-Abnahme.

Im Aluminium- und Eisen-Pufferbereich (pH < 4,2) lag keine der untersuchten Ackerbrachen.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, D-70599 Stuttgart

Tab. 1: Protonen-Quellen und -Mengen, die bei Ackerbrachen mit Begrünung zur Bodenversauerung beitragen können; Hu = Humus, SiWa = Sickerwasser, US = Untersuchungsstandort

Protonenquelle	Ø - Mengen	H ⁺ -Lieferung	kmol·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	Anmerkungen
Humusaufbau	1400 kg Hu·ha ⁻¹ ·a ⁻¹ ·dm ⁻¹	2 mol·H ⁺ ·(kg Hu) ⁻¹ ^[1]	2,8	Humus-Akkumulation entspricht dem Ø der Untersuchungsstandorte
HCO₃⁻-Auswaschung				
bei pH 6,5	400 l SiWa·m ⁻² ·a ⁻¹	1470 µmol·H ⁺ ·l ⁻¹ ^[2]	5,9	häufige SiWa-Menge in Ba.-Wü., gleichgesetzt mit Grundwasserneubildung;
	100 l SiWa·m ⁻² ·a ⁻¹	1470 µmol·H ⁺ ·l ⁻¹ ^[2]	1,5	Spannweite ca. 100 - 1000 mm
bei pH 5,5	400 l SiWa·m ⁻² ·a ⁻¹	147 µmol·H ⁺ ·l ⁻¹ ^[2]	0,6	
	100 l SiWa·m ⁻² ·a ⁻¹	147 µmol·H ⁺ ·l ⁻¹ ^[2]	0,1	
NO₃⁻-Auswaschung	8 kg NO ₃ ⁻ ·N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	0,07 mol H ⁺ ·(kg NO ₃ ⁻ ·N) ⁻¹ ^[1]	0,6	Ø von 4 repräsentativen US: ca. 150 mm SiWa und 6 ppm NO ₃ ⁻ ·N im SiWa
N-Aufnahme durch Pflanzen				
Nicht-Leguminosen	5 kg NH ₄ ⁺ ·N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	0,07 mol H ⁺ ·(kg NH ₄ ⁺ ·N) ⁻¹ ^[1]	0,4	f. NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺ -Verhältnis i. Boden von 1:1,3 ^[5]
Leguminosen	5600 kg TM·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	1,2 mol H ⁺ ·(kg TM) ⁻¹ ^[3]	6,7	Ø Ertrag von 7 repräsentativen US ^[5]
Saurer Regen	700 l·m ⁻² ·a ⁻¹	86 µmol·H ⁺ ·l ⁻¹ ^[4]	0,6	Ø Niederschlag in Ba.-Wü.
Summe				
Nicht-Leguminosen		bei pH 6,5	10,3	starke HCO ₃ ⁻ -Auswaschung
		bei pH 5,5	5,0	schwache HCO ₃ ⁻ -Auswaschung
		bei pH 5,0	4,4	keine HCO ₃ ⁻ -Auswaschung
Leguminosen		bei pH 6,5	16,6	starke HCO ₃ ⁻ -Auswaschung
		bei pH 5,5	11,3	schwache HCO ₃ ⁻ -Auswaschung
		bei pH 5,0	10,7	keine HCO ₃ ⁻ -Auswaschung

[1] n. ULRICH 1985, [2] n. REUSS & JOHNSON 1986, [3] n. NYATSANGA & PIERRE (1973), [4] n. FÖHRER et al. 1988, [5] n. BILLEN [1996]

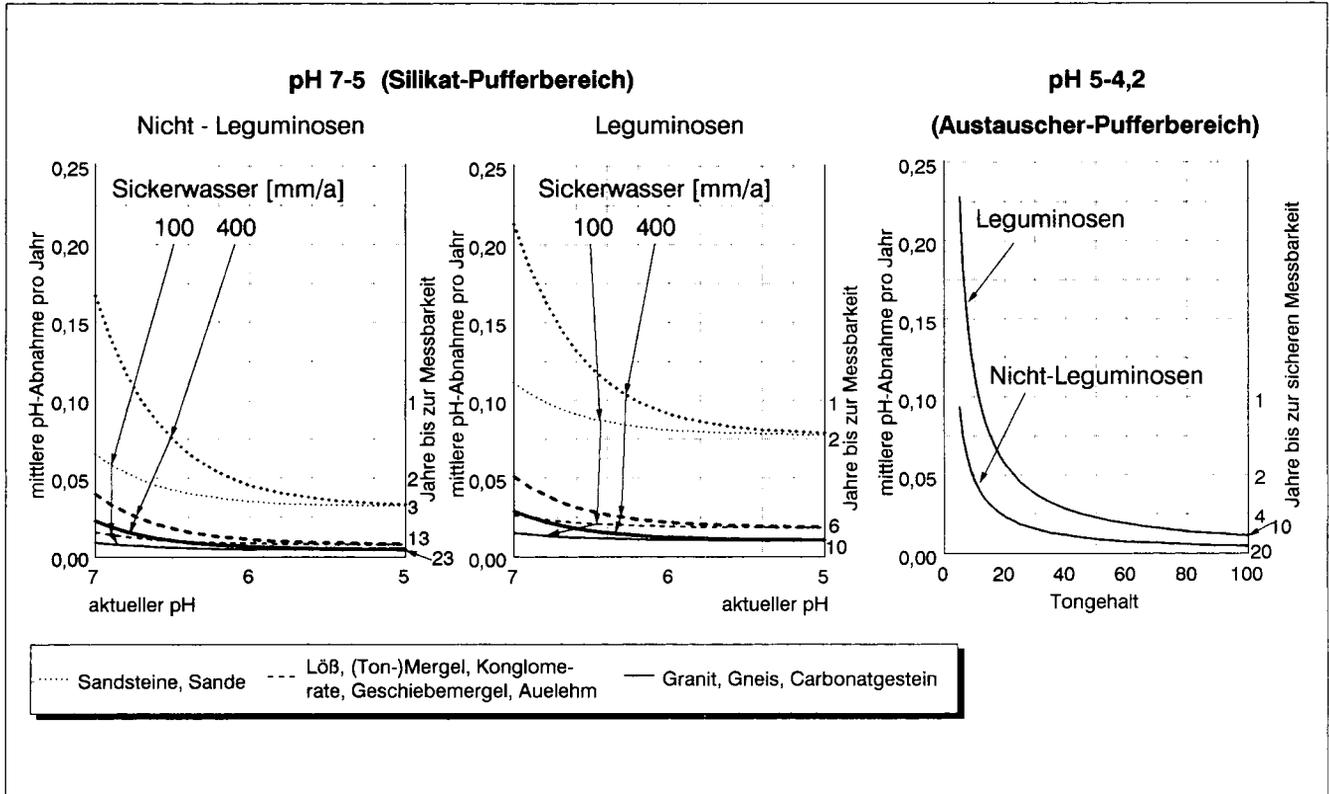


Abb. 2: Prognose von pH-Veränderungen unter Ackerbrachen in Abhängigkeit des Pufferbereiches, der jährlichen Sickerwassermenge und der Begrünungsform

In Abhängigkeit der Pufferbereiche, der Begrünungsform (mit oder ohne Leguminosen), der Sickerwassermenge, dem Gehalt an verwitterbaren Silikaten (bodenbildendes Gestein) bzw. des Tongehaltes kann dann das Versauerungsausmaß unter Brachen prognostiziert werden (s. Abb. 2). Die Übereinstimmung zwischen den Meßwerten und der Prognose war zumeist gut (s. Tab. 2).

Tab. 2: Prognostizierte und reale pH-Veränderungen unter begrünten Ackerbrachen

Pufferbereich	Faktor	real [Mittelwert]	
		Prognose	
ohne Leguminosen			
Carbonat	-	+0,05	0
Silikat	SiWa ¹⁾ < 150 mm/a	-0,04	-0,07 bis -0,01
	SiWa ¹⁾ > 150 mm/a	-0,09	-0,18 bis -0,03
Austauscher	Sand	-0,06	< -0,03
	Schluff und Lehm	-0,03	-0,03 bis -0,01
	toniger Lehm und Ton	keine US ²⁾	> -0,01
mit Leguminosen			
Carbonat	-	-0,02	0
Silikat	SiWa ¹⁾ < 150 mm/a	+0,04	-0,012 bis -0,02
	SiWa ¹⁾ > 150 mm/a	-0,02	-0,22 bis -0,03
Austauscher	Sand	keine US ²⁾	< -0,07
	Schluff und Lehm	keine US ²⁾	-0,07 bis -0,02
	toniger Lehm und Ton	keine US ²⁾	> -0,02

1) SiWa = Sickerrwasser 2) US = Untersuchungsstandort

Schlußfolgerung

Kurz- bis mittelfristig ist das Versauerungsrisiko von Brachen also eher gering. Langfristig ist die Wirkung auf ausgewählte Bodenpotentiale folgendermaßen einzuschätzen:

Lebensraum für Bodenorganismen:	negativ
Standort für potentiell natürliche Vegetation:	positiv
Standort für Kulturpflanzen:	negativ
Filter und Puffer für anorg. Schadstoffe:	negativ
Grundwasserschutz:	negativ
Erodibilität:	indifferent

Literatur

- BILLEN, N. (1996): Standortsabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstilllegung) von Äckern in Südwestdeutschland. - Hohenh. Bodenk. Hefte 37, 255 S.
- FÜHRER, H.-W., H.-M. BRECHTEL, H. ERNSTBERGER & C. ERPENBECK (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. - DVWK Mitt. 14, 1-85.
- MARSCHNER, B. & K. STAHR (1992): Auswirkungen von Flächenstilllegungen auf Bodeneigenschaften - Literaturübersicht. - Informationen zur Raumentwicklung 7.1992, 579-600.
- NYATSANGA, T. & W.H. PIERRE (1973): Effect of nitrogen fixation by legumes on soil acidity. - Agron. J. 65, 936-940.
- PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung. - Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 41, 293-302.
- REUSS, J.O. & D.W. JOHNSON (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. - Ecological Studies 59. Springer Verlag, New York/Berlin/Heidelberg/Tokyo: 119 S.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. - Z. Pflanzenern. Bodenk. 144, 289-305.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 43, 159-187.

Lysimeteranlage Hirschstetten/Wien - Konzeption - Aufgaben - Ziele

von

BÖHM,K., HÖSCH,J.; DACHLER,M.

1. EINLEITUNG

Im Zuge der Neuerrichtung des Bundesamtes und Forschungszentrums für Landwirtschaft im Nord-Osten Wiens (Hirschstetten) wurde eine Lysimeteranlage erbaut und 1995 betriebsbereit übernommen.

Die Lysimeteranlage ermöglicht eine kontinuierliche Aufzeichnung von Daten grundlegender Kenngrößen des Wasserhaushaltes sowie der Stoffdynamik ausgewählter Böden. Die in Lysimetern herrschende Stoffdynamik bietet eine zufriedenstellende Annäherung an Freilandbedingungen. Der Stoffhaushalt von Agrarökosystemen wird durch Maßnahmen wie etwa organische (Wirtschaftsdünger, Klärschlamm) und mineralische Düngung, Pestizideinsatz, Intensität und Art der Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Beregnungsmaßnahmen, atmosphärische Depositionen usw., beeinflusst.

Von ganz besonderer Bedeutung ist die Kenntnis von Belastungsursachen, Belastungspfaden und Wirkungsmechanismen, um Strategien zur Regeneration belasteter und zur Erhaltung intakter Agrarökosysteme daraus ableiten zu können.

2. MATERIAL UND METHODE

2.1 STANDORT UND PRODUKTIONSGBIET

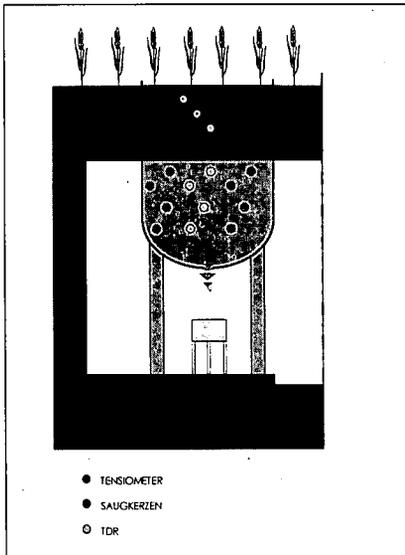
Klimatisch gesehen liegt Hirschstetten bereits außerhalb des westeuropäischen Klimaraumes am Rande des osteuropäischen Klimaraumes. Aus vegetationsökologischer Sicht rechnet man das Gebiet bereits zur Gänze dem gemäßigt kontinentalen Klima (Pannonikum) zu. In dieser Gegend ist mit Jahresdurchschnittstemperaturen um 9,5°C und mit Jahresgesamtniederschlägen um 550-600 mm zu rechnen. Die Lysimeteranlage liegt auf einer Seehöhe von 160 m. Die geographischen Koordinaten der Lysimeteranlage sind 16°28'47'' östliche Länge und 48°15'11'' nördliche Breite.

Sowohl Hirschstetten als auch die Entnahmestandorte der Lysimeterböden Fuchsenbigl und Orth an der Donau gehören dem Hauptproduktionsgebiet Nordöstliches Flach- und Hügelland und dem Kleinproduktionsgebiet Marchfeld an. Die am häufigsten vertretenen Bodentypen sind Tschernosem > Feuchtschwarzerde > Auboden > Paratschernosem. Das Marchfeld ist ein intensiv genutztes Ackerbaugebiet. Man bezeichnet dieses Gebiet auch als „Kornkammer Österreichs“. Um auftretende Trockenperioden zu überbrücken, wird in dieser Gegend intensiv künstlich bewässert. Die Hauptfruchtarten des Marchfeldes sind Getreide (Qualitätsweizen), Zuckerrübe, Feldgemüse und Speisekartoffel.

Durch die intensive ackerbauliche Nutzung und die künstliche Beregnung ist in diesem Gebiet ein hoher Stoffaustrag in das Grundwasser zu verzeichnen.

* Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie
Spargelfeldstr. 191, A-1226 Wien, e-mail: kboehm@bfl.at, jhoesch@bfl.at, mdachler@bfl.at

2.2 AUFBAU DER LYSIMETERANLAGE



Dimensionen der Lysimeterbehälter:

- Form: zylindrisch
- Material: Cr-Ni-Stahl (Cr/Ni 18/9)
- Durchmesser: 1,96 m
- Oberfläche: 3,02 m²
- Höhe: 2,45 m
- Volumen: 7,39 m³

Lysimeterböden:

- Bodentypen: tiefgründiger Tschernosem „T“
sandiger Tschernosem „S“
Feuchtschwarzerde „F“
- Profiltiefe: 200 cm, bei „S“ ab 100 cm hoher Grobskelettanteil
- Wiederholungen: 6 Wiederholungen/Bodentyp
- Befüllung: schichtweise Entnahme (10 cm) des Bodenmaterials
schichtweises Einbringen des Bodenmaterials
Rückverfestigung auf die ursprüngliche Lagerungsdichte
Überprüfung mittels Neutronensonde

Die drei Bodentypen repräsentieren fast 80% der ackerbaulich genutzten Fläche des Marchfeldes und 25% der landwirtschaftlich genutzten Fläche Niederösterreichs.

Bodentyp	Sandiger Tschernosem	Feuchtschwarzerde	Tiefgründiger Tschernosem
FAO	Calcaric Phaeozem	Gleyic Phaeozem	Calcic Chernozem
Ausgangsmaterial	geschichtetes, inhomogenes, lößartiges Material, fluviatiler Herkunft		
Bodenart	IS - S/gKi	L - sU	IU - sU
Humus (0-20 cm)	1,3 %	2,9 %	2,7 %
Ah-Horizont	0-40 cm	0-100 cm	0-40 cm
CaCO₃	13-19 %	13-20 %	18-35 %
pH-Wert	7,6	7,5	8,0
KAK (0-40 cm)	10,5 mval/100 g	25,5 mval/100 g	25 mval/100 g

Möglichkeiten:

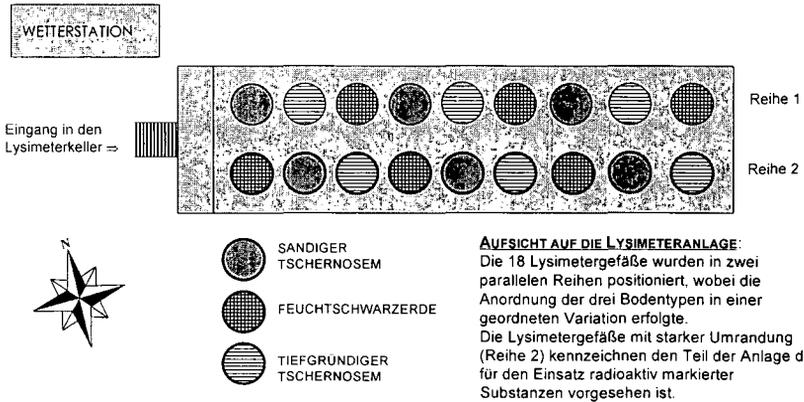
- künstliche Beregnung
- Radioisotopenanwendung (zum Einsatz radioaktiv markierter Pflanzenschutzmittel)
- die Voraussetzungen für eine nachträgliche Installation eines kontinuierlichen Unterdrucks sind vorhanden

Prinzip:

- die Lysimeter sind:
- zur Zeit grundwasserfrei
 - nicht wägbare
 - ohne Unterdruck

Gefäßanordnung:

- 2 parallele Reihen mit 9 Lysimetern
- der untere Teil der Lysimeteranlage ist über den betonierten Lysimeterkeller begehbar



2.3 TECHNISCHE AUSSTATTUNG

Jedes Lysimetergefäß ist bestückt mit:

- 1 Kippwaage inkl. Sickerwassersammler
- Tensiometer mit Temperaturfühler in 30 cm Abständen bis in 210 cm Bodentiefe
- TDR-Sonden in 30 cm Abständen bis in 180 cm Bodentiefe (bei „S“ fehlt die TDR-Sonde in der Tiefe von 180 cm)
- Saugkerzen in 30 cm Abständen bis in 210 cm Bodentiefe

Kippwaage mit Sickerwassersammler

ZWECK:

- die Sickerwassermengen werden zeitlich aufgelöst quantitativ erfaßt
- Wasserbilanzen

Die Kippwaage ist als Doppelwippe mit je 4 ml Löffelvolumen ausgeführt.

Saugkerzen zur Sickerwasserentnahme

ZWECK:

- Bodenwassergewinnung in unterschiedlichen Bodentiefen (u.U. die einzige Möglichkeit in Trockenphasen Bodenwasser zu gewinnen)
- Erfassung der Stoffzusammensetzung von Sickerwässern aus unterschiedlichen Bodentiefen

Über eine Drucksteuerung wird mittels einer Membranvakuumpumpe, bei zuvor gewählter Saugspannung, im gewünschten Niveau Sickerwasser entnommen und in die dafür vorgesehenen Sammelflaschen gesaugt.

Tensiometer mit integriertem Temperaturfühler

ZWECK:

- Erfassung der Bodenwasserspannung
- Aussagen über den Bodenwasserhaushalt in Abhängigkeit von Bodenart und Porenverteilung
- Auskunft über das momentan pflanzenverfügbare Wasser
- Auskunft über den Einfluß der Bodentemperatur auf die Stoffumsätze

Das Tensiometer ist mit entgastem und entionisiertem Wasser gefüllt, das über den keramischen Kerzenkopf in Kontakt mit dem Bodenwasser steht. Dabei kommt es zu einer Druckübertragung des Bodenwasserdrucks auf den Druckaufnehmer des Tensiometers, der das Drucksignal in ein elektrisches Signal umwandelt.

TDR-Sonden

ZWECK:

- direkte Erfassung des volumetrischen Wassergehaltes im Boden
- Sickerwasserfronten können verfolgt werden

Die TDR-Methode (Time Domain Reflectometry) beruht auf der Bestimmung der Hin- und Rücklaufzeit einer elektromagnetischen Welle durch eine Sonde. Die Verweildauer des elektromagnetischen Impulses wird umso länger, je mehr Wasser der umgebende Boden enthält. Ausgenutzt werden hierbei die deutlich verschiedenen Dielektrizitätskonstanten von mineralischem Bodenmaterial, Bodenwasser und Bodenluft.

Wetterstation

Über die Wetterstation können folgende meteorologische Parameter erfaßt werden:

- Lufttemperatur in 2 m Höhe
- Lufttemperatur in 5 cm über dem Boden
- Relative Luftfeuchte in 2 m Höhe
- Luftdruck
- Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe
- Niederschlagsmessung in 1 m Höhe
- Niederschlagsmessung auf Bodenniveau
- Albedo-Strahlungsmessung von Lysimeter 1 („S“)
- Bodentemperatur in 10 cm, 30 cm, 60 cm und 90 cm Bodentiefe

Datenerfassung

Um die Daten zu erfassen ist jedem einzelnen Lysimeter sowie der Wetterstation ein eigener Datenlogger zugeordnet. Ein Datenmittelwert wird alle 10 Minuten gebildet und aufgezeichnet. Die Parametrierung der Datenlogger erfolgt über ein menügeführtes PC-Programm. Die einzelnen Datenlogger werden über einen Terminalserver zusammengefaßt und bilden zusammen mit einem Host-PC ein lokales Meßnetz. Die Einbindung in ein übergeordnetes Rechnernetz beziehungsweise die Anbindung an einen Datenbank-Server erfolgt über den Host-PC.

3. AUFGABEN - MÖGLICHKEITEN - ZIELE

Die Lysimeteranlage Hirschstetten soll Auskunft und neue Erkenntnisse über den Einfluß von ackerbaulichen Maßnahmen auf Stoffströme und deren Auswirkungen für Boden und Grundwasser geben.

Zur Zeit werden folgende Daten erfaßt:

- Bodenkennwerte: Wasserspannung, volumetrischer Wassergehalt, Bodentemperatur
- Sickerwasserkennwerte: Sickerwassermenge, pH-Wert, Leitfähigkeit, Färbung
- Austrag von Hauptnährelementen: Nitrat, Ammonium, Phosphat, Sulfat, Kalium, Kalzium, Magnesium
- Austrag von Spurenelementen: Eisen, Mangan, Zink, Kupfer, Molybdän, Bor, Chlor
- Austrag von anorganischen Schadstoffen: Aluminium, Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei

Für die Zukunft sind folgende Untersuchungen geplant:

- Langzeitverhalten von Pestiziden in Abhängigkeit ihrer Persistenz und der Art ihrer Metaboliten im Boden (Pestiziduntersuchungen, wie sie für Registrierungsverfahren notwendig sind, sind nicht vorgesehen)
- Austrag von umweltrelevanten organischen Schadstoffen

Zu Beginn des Versuchsprogrammes soll ein Intensitätsvergleich der Bewirtschaftung stehen, der sowohl Düngungs- als auch Pflanzenschutzmaßnahmen sowie künstliche Bewässerung umfaßt.

Einfluß von experimenteller Austrocknung und Wiederbefeuchtung auf die CH₄-Oxidation in einem Fichtenbestand des Sollings

von

BORKEN, W.; BRUMME, R.

Seit der Industrialisierung hat die atmosphärische CH₄-Konzentration von 0.8 ppm auf gegenwärtig 1.7 ppm zugenommen und stellt nach CO₂ das bedeutendste Treibhausgas der Erde dar. Eine wichtige Senkenfunktion im globalen CH₄-Kreislauf haben terrestrische Böden, in denen etwa 10 % der jährlichen Emissionen von methanotrophen Bakterien oxidiert werden. Das Oxidationspotential der Böden wird neben biologischen und bodenchemischen Parametern durch die Gasdiffusion dominiert, die ihrerseits stark vom Wassergehalt des Bodens abhängig ist. Im Zuge des Klimawandels werden für Mitteleuropa eine Erhöhung der Temperatur und eine jahreszeitliche Verschiebung der Niederschläge prognostiziert, die verstärkt zu feucht-milden Wintern und trocken-warmen Sommern führen können. Aufgrund der zu erwartenden Veränderungen im Wasserhaushalt ist von einer Beeinflussung der CH₄-Oxidation im Boden auszugehen.

Das Ziel dieser Freilanduntersuchung bestand darin, den Einfluß einer simulierten Sommertrockenheit auf die Dynamik und die Flußraten der CH₄-Oxidation in einem Fichtenwald des Sollings zu beschreiben und zu quantifizieren. Dazu wurden in dem 63-jährigen, unterhalb des Kronenansatzes überdachten Fichtenbestand über zwei Jahre die CH₄-Oxidation mit automatischen Hauben semikontinuierlich erfaßt. Durch die künstliche Austrocknung des Bodens während der Sommermonate stieg die CH₄-Oxidation rasch bis zu einem mittleren Maximum von 80 µg CH₄ m⁻² h⁻¹ an. Die weitere Austrocknung des Bodens erbrachte keine weitere Zunahme oder Depression der CH₄-Oxidation. Mit der Wiederverregnung des gesammelten Niederschlagwassers nahm die CH₄-Oxidation drastisch ab. In Abhängigkeit von der Austrocknungsdauer stieg die CH₄-Oxidation um 107 % auf 2.69 kg ha⁻¹ a⁻¹ (1993) und um 37 % auf 2.32 kg ha⁻¹ a⁻¹ (1994) an.

Diese Studie demonstriert, daß weniger die jährliche Niederschlagsmenge, als vielmehr die saisonale Verteilung der Niederschläge für die annuelle Oxidationsrate von Bedeutung ist. Basierend auf einem nichtlinearen Modellansatz konnten mit dem Matrixpotential und der Temperatur des Bodens auf der unüberdachten Kontrollfläche 81 % und auf der manipulierten Fläche 84 % der zeitlichen Variabilität erklärt werden. Diese Ergebnisse zeigen, daß bei Eintreten der prognostizierten Klimaänderungen eine Zunahme der CH₄-Oxidation in temperaten Wäldern zu erwarten ist.



Einfluß der Bodenazidität und Düngeranwendung auf die Produktivität der Agrarpflanzen

von

BOSAK, V.; SMAJANOVITSCH, O.

Problemstellung

Die Bodenazidität hat direkte und indirekte Wirkungen auf das Pflanzenwachstum und auf die Bodenbildungsprozesse (Bosak et al, 1995, 1996, Lapa et al, 1996). Mineraldünger und organische Dünger haben auch einen Einfluß auf den Ertrag und auf die Qualität der Kulturpflanzen sowie auf die chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften. Die Düngung war und ist eine wesentliche Maßnahme zur Ertragssteigerung in der landbaulichen Produktion und damit für die Ernährungssicherung. Ziele moderner Düngung sind hohe und hochwertige Erträge an Nahrung und Futter sowie nachwachsenden Rohstoffen unter Erhaltung oder sogar Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit ohne nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt (Finck, 1992).

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, um den Einfluß der Bodenazidität und Düngeranwendung auf die Produktivität der Agrarpflanzen festzustellen.

Material und Methoden

In den Jahren 1992 bis 1996 wurden Feldversuche in der Nähe von Minsk, Weißrußland (Belarus) durchgeführt. Der Boden wird als Rasenpodsol bezeichnet. Dieser Bodentyp ist in Weißrußland weit verbreitet (42, 3% der Fläche, Rasenpodsol-Gleye kommen auf 25, 4% der Fläche vor). Die Bodenart im Oberboden ist Lehm, im Unterboden-toniger Lehm. Wichtige Eigenschaften des Ap-Horizontes: Humusgehalt - 1, 5%, P_2O_5 -Gehalt - 280 mg kg^{-1} , K_2O -Gehalt - 260 mg kg^{-1} , pH_{KCl} (gekalkte Fläche) - 5, 7 bis 6, 0, pH_{KCl} (seit 20 Jahren ungekalkte Fläche) - 4, 3 bis 4, 4. In einer Kartoffel - Gerste - Hafer - Futterrübe - Sommerweizen - Fruchtfolge wurden auf der gekalkten Fläche mit und ohne organischen Dünger sowie auf der ungekalkten Fläche mit und ohne organischen Dünger 20 Varianten mit der verschiedenen Dosen der Mineraldünger angelegt (Tab. 1).

Mineraldünger wurden in Form des Superphosphats und Kaliumchlorids vor der Saat und Ammoniumnitrats vor der Saat und als Nachdünger angewendet. Organische Dünger wurden in Form des Rindermistes für die Kartoffel (60 t ha^{-1}) und für die Futterrübe (40 t ha^{-1}) verwendet.

Alle Varianten waren in vierfacher Wiederholung angelegt. Die Maßnahmen des Pflanzenanbaus (Vorbereitung des Bodens, Düngung, Saat, Pflanzenschutz) wurden nach den allgemeinen europäischen Regeln durchgeführt.

Tabelle 1: Versuchsschema und Dosen der Düngeranwendung

Variante	Agrarpflanzen					ø auf 1 ha
	Kartoffel	Gerste	Hafer	Futterrübe	Sommerweizen	
Kontrolle	-	-	-	-	-	-
PK	P ₉₀ K ₁₆₀	P ₇₀ K ₁₂₀	P ₅₀ K ₉₀	P ₉₀ K ₁₅₀	P ₇₀ K ₁₂₀	P ₇₄ K ₁₂₈
N ₁ PK	N ₆₀ PK	N ₆₀ PK	N ₆₀ PK	N ₆₀ PK	N ₆₀ PK	N ₆₀ PK
N ₂ PK	N ₉₀ PK	N ₆₀₊₃₀ PK	N ₆₀₊₃₀ PK	N ₁₂₀ PK	N ₆₀₊₃₀ PK	N ₉₆ PK
N ₃ PK	N ₁₂₀ PK	N ₉₀₊₃₀ PK	N ₉₀₊₃₀ PK	N ₁₂₀₊₆₀ PK	N ₉₀₊₃₀ PK	N ₁₃₂ PK

Varianten 1-5: gekalkte Fläche ohne Dung; Varianten 6-10: gekalkte Fläche mit Dung; Varianten 11-15: ungekalkte Fläche ohne Dung; Varianten 16-20: ungekalkte Fläche mit Dung (Tab. 2).

Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenazidität hat ungleiche Wirkung auf die verschiedenen Agrarpflanzen der Fruchtfolge ausgeübt. Der Ertrag von Kartoffeln, die die säureliebende Kulturpflanze ist, war praktisch unabhängig von der Bodenversauerung. Aber die saure Bodenreaktion hat erhebliche negative Wirkung auf den Getreideertrag und besonders auf den Futterrübeertrag erwiesen (Tab. 2). Stickstoffdüngeranwendung sowie die Wirkung und Nachwirkung der organischen Dünger haben gleiche Tendenz für alle landwirtschaftlichen Kulturen der Fruchtfolge nachgewiesen.

Insgesamt hat die erhöhte Bodenreaktion für die Fruchtfolge Kartoffel - Gerste - Hafer - Futterrübe - Sommerweizen die Produktivität der Pflanzen praktisch auf allen Varianten vom Versuch zuverlässig verringert (Ertragsverringering 4, 1 - 19, 4 dt ha⁻¹ FE). Negative Wirkung von Bodenazidität war größer auf den Varianten ohne Düngung. Die Anwendung der organischen Düngemittel hat den Ertrag der Kulturen erhöht (Ertragssteigerung 4, 7 - 22, 1 dt ha⁻¹ FE) sowie negative Wirkung der Bodenversauerung verringert.

Phosphor- und Kaliumdünger haben die zuverlässige Ertragssteigerung nur auf den Varianten auf ungekalkter Fläche ohne Mistanwendung gezeigt (8, 4 dt ha⁻¹ FE).

Tabelle 2: Produktivität der Fruchtfolge in Abhängigkeit von der Düngieranwendung und Bodenazidität

Var.	Ertrag, dt ha ⁻¹					Produktivität, dt ha ⁻¹ FE	Ertragssteigerung, dt ha ⁻¹ FE		
	Kartoffel	Gerste	Hafer	Futtermübe	Sommerweizen		von Kalk	von Dung	von N
1	150, 0	32, 4	16, 2	315, 0	22, 7	39, 0	12, 3	-	-
2	159, 0	36, 0	19, 5	342, 0	24, 9	42, 5	7, 4	-	-
3	190, 0	57, 0	33, 4	442, 0	36, 7	59, 4	13, 8	-	16, 9
4	190, 0	58, 9	44, 7	440, 0	47, 9	70, 6	16, 2	-	28, 1
5	193, 0	58, 9	45, 9	586, 0	50, 5	75, 5	19, 4	-	33, 0
6	178, 0	41, 3	20, 0	430, 0	29, 6	49, 5	4, 1	10, 5	-
7	189, 0	44, 8	21, 1	429, 0	30, 1	51, 0	3, 0	8, 5	-
8	202, 0	64, 9	35, 1	537, 0	39, 0	66, 5	4, 2	7, 1	15, 5
9	200, 0	62, 8	44, 8	604, 0	51, 1	77, 0	5, 4	6, 4	26, 0
10	206, 0	62, 7	46, 2	724, 0	52, 6	80, 2	2, 0	4, 7	29, 2
11	161, 0	15, 7	9, 2	123, 0	17, 6	26, 7	-	-	-
12	170, 0	23, 4	16, 6	190, 0	22, 5	35, 1	-	-	-
13	187, 0	33, 6	27, 6	162, 0	32, 7	45, 6	-	-	10, 5
14	194, 0	38, 2	33, 2	189, 0	41, 3	54, 4	-	-	19, 3
15	187, 0	41, 3	36, 2	194, 0	42, 0	56, 1	-	-	21, 0
16	182, 0	29, 8	15, 2	365, 0	29, 5	45, 4	-	18, 7	-
17	194, 0	34, 8	18, 6	382, 0	29, 9	48, 0	-	12, 9	-
18	205, 0	54, 5	31, 4	527, 0	37, 2	62, 3	-	16, 7	14, 3
19	210, 0	54, 3	41, 8	542, 0	46, 1	71, 6	-	17, 2	23, 6
20	210, 0	57, 3	44, 2	620, 0	50, 3	78, 2	-	22, 1	30, 2
CD 5%	10, 0	6, 3	3, 0	80, 1	4, 7	3, 4			

Stickstoffdüngeranwendung hat die Ertragssteigerung der Pflanzen auf 10, 5 - 33, 0 dt ha⁻¹ FE erhöht, darunter die Effektivität von Stickstoff war auf allen Varianten mit der Stickstoffdüngeranwendung hoch. Aber auf ungekalkter Fläche war die Ertragssteigerung bei der Stickstoffanwendung höher auf den Varianten mit Mist. Auf gekalkter Fläche war die Ertragssteigerung in diesem Fall unabhängig von der Mistanwendung.

Die Steigerung der N-Gabe von N₆₀ bis N₁₃₂ hat auch die Produktivität der Agrarpflanzen erhöht.

Zusammenfassung

Auf einem Rasenpodsol in Weißrußland (Republik Belarus) wurden Feldversuche durchgeführt, um den Einfluß der Bodenazidität und Düngeranwendung auf die Produktivität der Agrarpflanzen festzustellen.

Die Bodenversauerung führt zu einer Ertragsverringerng (4, 1 - 19, 4 dt ha⁻¹ FE) in der Fruchtfolge Kartoffel - Gerste - Hafer - Futterrübe - Sommerweizen. Die Anwendung der Stickstoffdünger (N₆₀ - N₁₃₂) und organischer Dünger erhöht den Ertrag der Kulturpflanzen: Ertragssteigerung ist entsprechend 10, 5 - 33, 0 dt ha⁻¹ FE und 4, 7 - 22, 1 dt ha⁻¹ FE).

Literatur

Bosak, V. (1995): Ammonium- und Nitratgehalte in Rasenpodsolen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion. Mitteil. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76: 745-748.

Босак В., Царай М., Штар К. (1996): Выветриванне пародаўтваральных мінералаў праз антрапагеннаўносімыя кіслоты. Весці ААН Рэспублікі Беларусь, № 2: 37-40.

Finck, A. (1992): Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen (Dünger und Düngung), 2 Auflage, Weinheim - Basel - Cambridge - New York: VCH, 488 S.

Лапа В., Босак В., Дембицкий М., Смеянович О. (1996): Продуктивность сельскохозяйственных культур в зависимости от уровня применения удобрений и степени кислотности дерново-подзолистой суглинистой почвы (в печати).

Wirkung von Gips- und Kalkgaben auf das Sorptionsverhalten einer Geric Ferralsol

von

BOTSCHEK, J.; FAHRENHORST, C.; SKOWRONEK, A.; FERRAZ, J.

1. Problemstellung

Im zentralen Amazonasbecken nehmen Geric Ferralsols große Flächen der nicht überfluteten 'terra firme' zwischen 50 und 100 mNN ein. Obwohl ihre Kationenaustauschkapazität (KAK) und ihr Nährstoffgehalt extrem gering sind, stellen sie möglicherweise die Böden dar, die hier neben den Tieflandböden der Weißwasserflüsse landwirtschaftlich genutzt werden können. Eine Strategie zur Erhöhung der Kationensorption dieser Böden ist die Umstellung von der Brandrodung zu organischen Mulchverfahren. Aber auch anorganische Anionen können die Kationensorption verbessern. Dabei kann Gipsanwendung eine interessante Alternative zur Kalkung sein, weil Gips viel besser löslich und nahezu pH-neutral ist - ein deutlicher Vorteil im Hinblick auf die Verfügbarkeit von Spurenelementen. Andererseits kann Gips den Anteil des austauschbaren Aluminiums in sauren Böden kaum reduzieren, so daß auch seine Wirkung auf das pH gering ist (PAVAN et al. 1984). Die bereits von anderen Autoren beobachtete Anhebung der KAK (z.B. O'BRIEN & SUMNER 1988) beruht wahrscheinlich auf dem Sorptionsvermögen für Sulfat (MARCANO-MARTINEZ & MCBRIDE 1989), das in Ferralsols hoch ist. Häufig steigt nach Gipsgaben die Al-Konzentration in der Bodenlösung an, während die Phytotoxizität durch die Bildung von Al-Sulfatkomplexen abnimmt (ALVA et al. 1991). Eine erhöhte Desorption und Auswaschung von Mg, K, Nitrat und organischen Verbindungen nach Gipsanwendung wurde ebenfalls oft beobachtet.

Da die angesprochenen Wirkungen bisher in den feuchten Tropen kaum in Freilandversuchen verifiziert sind, sollen in dieser Studie Gips und Kalk im Feldversuch verglichen werden.

2. Standorteigenschaften und Versuchsaufbau

Der dreimonatige Parzellenversuch wurde in einer 1988 angelegten Paranauß-Plantage 140 km östlich von Manaus auf sehr tonreichen (80-95 %) gelbgefärbten Geric Ferralsols durchgeführt (BOTSCHEK et al. 1996). In unmittelbarer Nähe stehen Primärwaldflächen für Vergleichsuntersuchungen zur Verfügung. Auf den ungedüngten Standorten beträgt der pH-Wert in Wasser um 4,5 und die effekti-

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

** INPA-CPST, C.P. 478, 69011-370 Manaus, Brasilien

ve KAK erreicht maximal 3,6 cmol_e/kg Feinboden im humusreichen Oberboden (3,7 % C_{org}). Dabei sind die Austauschplätze zu 73 bis 97 % mit Al-Ionen abgesättigt.

Auf 2m x 2m großen Parzellen wurden sehr reiner Gips aus der Rauchgasentschwefelung (Parzelle "G": 815 g/m²) und handelsüblicher feinvermahlenem Kalk ausgebracht (Parzelle "L": 450 g/m²; Tab.). Zusätzliche Gaben von KCl und MgSO₄ sollten das Verhalten dieser Nährstoffe in gips- und kalkdominiertem Milieu demonstrieren.

Tab.: Chemische Zusammensetzung und Körnung des applizierten Gipses und Kalkes

	Ca	Mg	K	S	CO ₃	Korngrößen (mm)			
						2-0,63	0,63-0,2	0,2-0,063	<0,063
	g/kg					%			
Gips	229	0,9	0,09	191,0	7	0,1	0,1	44,2	55,6
Kalk	342	27,0	0,16	0,2	580	0	0	0,2	99,8

Neben den gedüngten Parzellen wurden auch unbehandelte Standorte in der Parauß-Plantage ("N") und im benachbarten Primärwald ("F") beprobt.

3. Bodenreaktion und Sorptionsverhalten

Das pH im Oberboden der unbehandelten Plantage liegt 0,1 bis 0,5 Einheiten über den Werten im Wald (Abb. 1), was als Effekt der 23 Jahre zurückliegenden Brandrodung gedeutet werden kann. 100 Tage nach der Düngungsmaßnahme ist auf den Gipsparzellen keine pH-Änderung festzustellen, während das pH durch die Kalkung in den obersten 10 cm des Bodens drastisch angehoben wird.

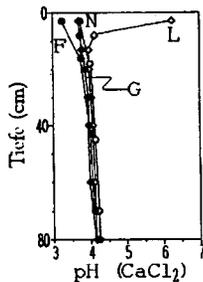


Abb. 1: pH-Werte der Bodenprofile

Die Gipsanwendung reduziert nicht den Gehalt an austauschbarem Al, dagegen ist die Al-verringemde Wirkung des Kalkes sehr deutlich, sie beschränkt sich aber wiederum auf den Ah1-Horizont (Abb. 2). Gips verbessert die Ca-Versorgung bis in 80 cm Tiefe ohne Al zu verdrängen, so daß die Bildung neuer Austauschplätze für Kationen anzunehmen ist. Demgegenüber zeigen erhöhte Mg-Gehalte in 30 cm Tiefe Mg-Auswaschung an. Die KCl-Gaben haben keinen Effekt auf den Gehalt an austauschbarem K, möglicherweise aufgrund der schnellen Aufnahme durch Pflanzen. Im Gegensatz zum Kalk, der einen starken Anstieg der effektiven KAK in den Ah1-Horizonten verursacht, kommt es bei Gipsgaben lediglich zu einer Verdoppelung der KAK, die aber bis in die B-Horizonte hinabreicht. Die Zunahme von etwa 1 cmol_e/kg Boden entspricht derjenigen des austauschbaren Sulfates. Für die Gipsparzelle ergibt sich damit unter Ausschluß der obersten mit Dün-

gerresten angereicherten 5 cm ein Anwachsen der KAK von 6-7 mol_e/m² bis in 1 m Tiefe. Das hohe Sulfataufnahmepotential unterhalb von 40 cm konnte sich vermutlich nach 100 Tagen Versuchsdauer noch nicht voll entfalten.

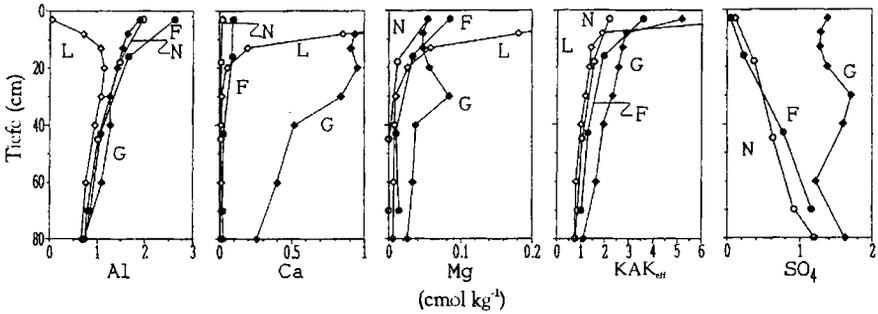


Abb. 2: Austauschbare Kationen und Sulfat in den Bodenprofilen

Im Oberboden der gipsbehandelten Parzellen verursacht der extrem hohe Ca-Gehalt in der Bodenlösung die Desorption von Al und ansteigende Konzentrationen dieses Kations im Sättigungsextrakt (hier nicht dargestellt). Demgegenüber reduziert die Kalkung das gelöste Al sehr effektiv. Während in den unbehandelten Böden gelöstes Ca und Mg nicht nachweisbar sind, steigen ihre Gehalte nach Gipsanwendung und Mg-Gaben deutlich an. In diesem Fall dominieren Sulfat und Ca die Bodenlösung, und Nitrat wird ausgewaschen. Auch die Kalkung erhöht die Konzentrationen von Ca und Nitrat, Mg und Sulfat bleiben aber unverändert.

Die Zufuhr von Ca, Mg und K in Sulfatform führt zu stärkerer Adsorption als in Chloridform, wodurch Ergebnisse von MARCANO-MARTINEZ & MCBRIDE (1989) an tropischen Böden bestätigt werden (Abb. 3). Obwohl die KAK_{eff} im Oberboden doppelt so hoch ist wie im B-Horizont, ist hier die Kationensorption höher. Bei Düngung in Sulfatform werden vermutlich neue Kationenbindungsplätze durch das Sulfat geschaffen (SINGH 1984), in der chloridgedüngten Parzelle dürfte das höhere pH für den Anstieg der KAK verantwortlich sein.

4. Schlussfolgerungen

Das Adsorptionspotential für Kationen entspricht im untersuchten Geric Ferralsol vermutlich dem Adsorptionspotential für Sulfat und liegt bei 5-10 mol_e/m² bis in 1 m Tiefe. Trotz der humid-tropischen Klimabedingungen löst sich der extrem fein vermahlene Kalk nur langsam. Eine kombinierte Kalk- und Gipsanwendung dürfte daher die Sulfatretention im Unterboden nicht beeinträchtigen. Auswaschungsverluste von Mg und Nitrat können bei Anbau tiefwurzelnder Kulturen minimiert werden. Die effektive KAK reicht zur Beurteilung der Adsorptionskapazität dieser armen Böden bei Einsatz pH-neutraler Düngemittel nicht aus, weil diese ihrerseits die KAK verändern.

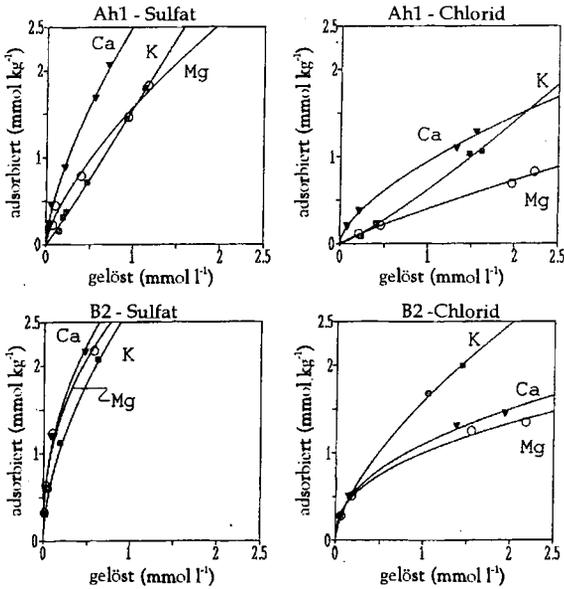


Abb. 3: Freundlich-Adsorptionsisotherme von Ca, Mg und K in sulfatischer und chloridischer Form im Ah1- und im B2-Horizont von Profil N

Literatur

- ALVA, A.K., G.L. KERVEN, D.G. EDWARDS & C.J. ASHER (1991): Reduction in toxic aluminium to plants by sulfate complexation. - *Soil Sci.* 152, 351-359.
- BOTSCHKE, J., J. FERRAZ, M. JAHNEL & A. SKOWRONEK (1996): Soil chemical properties of a toposequence under primary rain forest in the Itacoatiara vicinity (Amazonas, Brazil). - *Geoderma* 72, 119-132.
- MARCANO-MARTINEZ, E. & M.B. MCBRIDE (1989): Calcium and sulfate retention by two Oxisols of the Brazilian Cerrado. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 63-69.
- O'BRIEN, I.O. & M.E. SUMNER (1988): Effects of phosphogypsum on leachate and soil chemical composition. - *Comm. in Soil Sci. Plant Anal.* 19, 1319-1329.
- PAVAN, M.A., F.T. BINGHAM & P.F. PRATT (1984): Redistribution of exchangeable calcium, magnesium and aluminium following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 33-38.
- SINGH, S.S. (1984): Increase in neutral salt extractable cation exchange capacity of some acid soils as affected by CaSO₄ applications. - *Canadian J. Soil Sci.* 64, 153-161.

Jahreszeitliche Mangandynamik in Bodenaggregaten sowie in Blättern und Xylemsaft von *Coffea arabica* (L.)

von

BUNDT, M.; KRETZSCHMAR, S.; ZECH, W.; WILCKE, W.

In der nordwestlichen Provinz Costa Ricas, Guanacaste, herrscht gewöhnlich von Dezember bis April eine ausgesprochene Trockenzeit (Janzen, 1991). Mit Beginn der Regenzeit steigt die mikrobielle Aktivität sprunghaft an und führt zu einem Mineralisationsschub (Birch, 1960). Der hohe O₂-Verbrauch in Aktivitätszentren führt zu anaeroben Zonen im Boden (Sextstone et al., 1985). Die jahreszeitlich wechselnden Redoxbedingungen und die kleinräumige chemische Heterogenität auf Aggregatebene (Wilcke und Kaupenjohann, 1997) lassen unterschiedliche Prozesse in Aggregatkern und -schale vermuten.

Die Strukturierung bewirkt zudem, daß nicht der gesamte Boden gleichmäßig durchwurzelt wird. Die Wurzeln dringen zum größten Teil nicht in die Aggregate ein sondern wachsen an ihren Oberflächen entlang (Whiteley und Dexter, 1983). Da die Wurzeln Nährstoffe nur aus ihrer unmittelbaren Umgebung aufnehmen (Hendriks et al., 1981), liegt es nahe anzunehmen, daß vor allem die Aggregatschalenbereiche zur Ernährung der Pflanzen beitragen.

Gewöhnlich wird zur Charakterisierung der Nährstoffversorgung von Kaffeepflanzen das 3. Blattpaar beprobt (Snock, 1987). Möglicherweise spiegeln jedoch die jüngsten Blätter oder der Xylemsaft die aktuelle Aufnahme besser wider (Hannam und Okhi, 1988; Dambine et al., 1995).

Ziel dieser Studie ist die Beantwortung folgender Fragen:

- Gibt es eine vermehrte Mn-Freisetzung beim Übergang von der Trocken- zur Regenzeit?
- Gibt es Unterschiede auf Aggregatebene?
- Hängen Mn-Konzentrationen in verschiedenen Pflanzenkompartimenten von den Mn-Konzentrationen in der Aggregatschale ab?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsfläche

Die Untersuchungsfläche liegt auf 600 m ü. NN im Hügelland der Provinz Hojanca, im Nordwesten Costa Ricas und ist mit Kaffee (*Coffea arabica*, L.) bestanden (Abb. 1). Die Jahresmitteltemperatur beträgt 26°C und die Niederschlagssumme etwa 2500 mm, wobei sich die Niederschläge fast ausschließlich auf die Monate Mai - Nov. beschränken (MAG, 1993). Der untersuchte Boden ist ein *typic Haplustalf* (Soil Survey Staff, 1994).

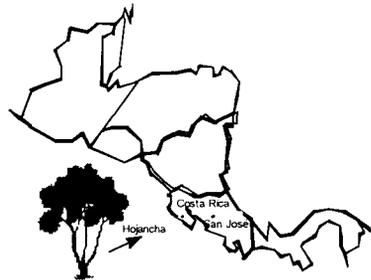


Abbildung 1: Lage der Versuchsfläche.

2.2 Redoxmessung und Probenahme

Das Redoxpotential wurde mit Hilfe von permanent im Boden eingebauten Pt-Elektroden gemessen (Pfisterer und Gribbohm, 1989). Vom 18.04.-26.06.1995 wurden in 14-tägigen Abständen von Hand ausgelesene Aggregat- (2-20 mm) sowie Gesamtbodenproben ("Feinerde") in 0-10 cm Tiefe genommen. Die Aggregate wurden nach der Methode von Kayser et al. (1994) mechanisch in Kern- ("Kern") und Schalenfraktionen ("Schale") getrennt.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

¹ Jetzige Adresse: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf, Schweiz

Mit Hilfe einer Druckbombe (Scholander et al., 1965) wurde Xylemsaft der Kaffeepflanzen gewonnen. Außerdem wurde das 3. ausgereifte Blattpaar sowie die jüngsten, sich noch im Wachstum befindlichen Blätter der Kaffeepflanzen beprobt.

2.3 Labormethoden und chemische Analysen

Die Bodenproben wurden in vier aufeinanderfolgenden Schritten extrahiert (Zeien und Brümmner, 1989, verkürzt). Der erste Schritt erfaßt die pflanzenverfügbare, austauschbare Fraktion (Mn_{ex} : NH_4NO_3 -Extrakt), Schritte 2 - 4 extrahieren sukzessive fester gebundene Elementfraktionen (Mn_{hy} : 0.1 M $NH_2OH \cdot HCl$ + 1 M NH_4OAc ; Mn_o : 0.2 M $NH_4Oxalat$; Mn_{ac} : 0.1 M Ascorbinsäure in 0.2 M $NH_4Oxalat$).

Die Blattproben wurden mit HNO_3 in der Druckapparatur aufgeschlossen.

In den Extrakten wurde Mn mit dem Atomabsorptionsfotospektrometer (Varian AA 400) gemessen. Die Xylemsaftproben wurden mit einem ICP (Jobin/Yvon von JY 70+) gemessen.

3 Ergebnisse

3.1 Redoxpotentiale

Das Redoxpotential des Gesamtbodens sinkt nach dem Einsetzen der Regenzeit kontinuierlich ab (Abb. 2). Es befindet sich jedoch stets im oxidierenden Bereich. Allerdings liegen etwa 10 % der Elektroden in dem für die Mn-Reduktion kritischen Bereich von 400-500 mV (Brümmner, 1973). Diese Variabilität liegt vermutlich an Kleinstbereichen mit verstärktem O_2 -Verbrauch.

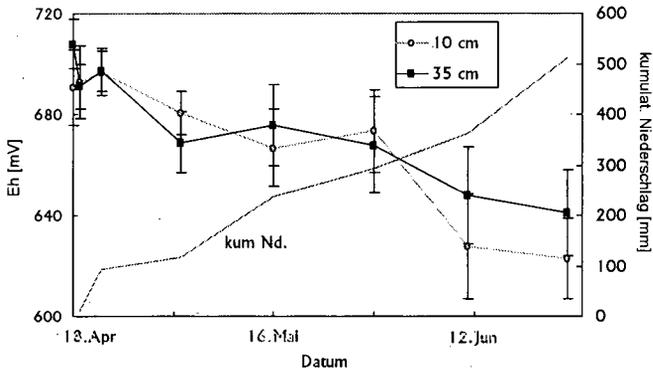


Abbildung 2: Verlauf der Redoxpotentiale im Ober- und Unterboden vom 18.04.-30.06.1995 und kumulativer Niederschlag in diesem Zeitraum (n = 30).

3.2 Mangandynamik im Boden

Mangan wird mit Einsetzen der Regenzeit v.a. in der Schalenfraktion reduziert und in austauschbare Form überführt und erst später auch in der Kernfraktion (Abb. 4). So steigt das Verhältnis Mn_{ex} in der Schale zu Mn_{ex} im Kern (Anreicherungsfaktor, EF) bis zum 3. Probenahmeterrn (16.05.1995) auf 7 und fällt zum Ende der Meßperiode unter 1 (Abb. 3).

Die Aggregatschale als unmittelbar an die Rhizosphäre grenzender Bereich ist eine Zone gesteigerter mikrobieller Aktivität und kleinräumig variierender pH-Werte (Augustin, 1992). Das Redoxgleichgewicht ist deshalb besonders labil und schon geringe Änderungen der physikalischen und chemischen Verhältnisse können die Reduktion von Mn-Oxiden induzieren (Bartlett, 1988). Nach dem 16. Mai nimmt der Anreicherungsfaktor wieder ab. Zu diesem Zeitpunkt ist wahrscheinlich ein Großteil des leichtverfügbaren C-Vorrats aufgebraucht oder ausgewaschen (Christensen et al., 1990). So wird in der Aggregatschale weniger Mn in die austauschbare Fraktion überführt, dafür spielen wahrscheinlich Oxidations- und Auswaschungsprozesse eine größere Rolle. Im Aggregatkern baut sich erst im Laufe der Regenzeit eine von vielen Autoren beschriebene anaerobe Zone auf, die zur Reduktion oxidischen und damit Zunahme des austauschbaren Mangans führt (Sextstone et al., 1985).

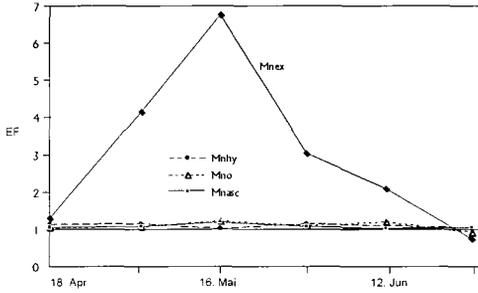


Abbildung 3: Anreicherungsfaktoren (EF) der 4 Mn-Fractionen vom 18.04. bis 26.06.1995. Ein Wert >1 bedeutet, daß ein größerer Anteil der jeweiligen Bindungsform in der Schale vorliegt.

3.3 Zusammenhänge zwischen Konzentrationsverläufen in den Pflanzen und im Boden

Die Konzentration austauschbaren Mangans erreicht am 16. Mai einen Maximalwert von 193 mg kg^{-1} in der Schale (Abb. 4). Im Xylemsaft ist ebenfalls ein deutliches Maximum der Mn-Konzentration zu erkennen, welches um 14 Tage verschoben zum Maximum in der Aggregatschale auftritt. Das spricht nicht für einen ursächlichen Zusammenhang, was allerdings an den relativ langen Meßabständen liegen könnte. Zeitlich feiner aufgelöste Messungen wären nötig, um diese Frage zu klären.

Im Gegensatz zu den Aggregatfraktionen zeigt die Feinerde eine kontinuierliche Abnahme austauschbaren Mangans über den Meßzeitraum hinweg. Einen ähnlichen Trend erkennt man bei den Blättern, was sich auch im Korrelationskoeffizienten widerspiegelt (Tab. 1).

Die Xylemsaftkonzentrationen korrelieren eng mit den Konzentrationen des 3. Blattpaares. Im Gegensatz dazu ergibt sich keine enge Korrelation mit dem Konzentrationen in den jungen Blättern (Tab. 1). Das könnte daran liegen, daß die ausgereiften Blätter aufgrund ihrer höheren Transpirationsleistung stärker vom Xylem versorgt werden als die jungen Blätter.

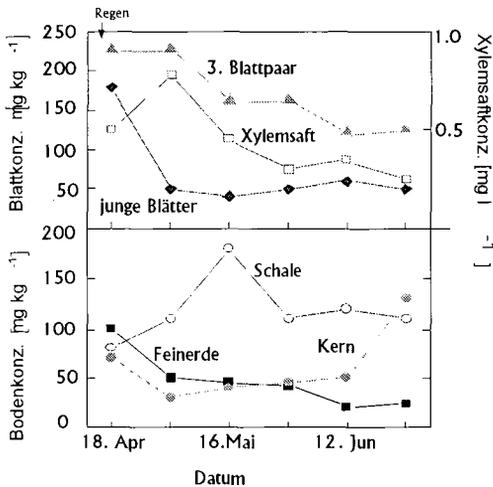


Abbildung 4: Mangan-Konzentrationen in Xylemsaft und Blättern von Kaffeepflanzen sowie in Bodenaggregaten und Feinerde vom 18. April - 26. Juni 1995.

Tabelle 1: Korrelationskoeffizienten der Mn Konzentrationen in den Boden- und Pflanzenkompartimenten (n = 6), *p < 0,05.

	Feinerde	Schale	Kern	3. Blattpaar	Junge Blätter
Xylemsaft	0,33	-0,09	-0,58	0,83*	0,08
Junge Blätter	0,91*	0,54	0,43	0,46	
3. Blattpaar	0,72	-0,38	-0,42		

Die homogenisierte Feinerde des Gesamtbodens zeigt eine größere Ähnlichkeit der Mn-Konzentrationsverläufe zu den Pflanzenkompartimenten als die Aggregatfraktionen. Möglicherweise ist in stark strukturierten Böden besonders das nicht aggregierte Bodenmaterial zwischen den Aggregaten für die Nährstoffversorgung der Pflanzen wichtig.

4 Schlussfolgerungen:

- Obwohl das Redoxpotential des Gesamtbodens während der Meßperiode nur wenig sinkt, wird Mn reduziert und in eine pflanzenverfügbare Form überführt.
- Die zeitliche Mn-Dynamik in den Aggregatfraktionen unterscheidet sich von derjenigen in der Feinerde. Mit der Analyse der homogenisierten Feinerde des Gesamtbodens allein läßt sich die Mn-Dynamik im Boden nicht vollständig erfassen.
- Die homogenisierte Feinerde korrespondiert besser mit den Pflanzenkompartimenten als die Aggregatfraktionen.

Dank

Wir danken der DFG für die Finanzierung dieser Studie (Ze 154/28-1).

Literatur:

- Augustin S. (1992): Mikrobielle Stofftransformationen in Bodenaggregaten. Berichte des Forschungszentrums Walddkosysteme, Reihe A, Bd. 85, Göttingen, 153 S.
- Bartlett, R. J. (1988): Manganese redox reactions and organic interactions in soils. *In* Manganese in soils and plants (R. D. Graham et al., Hrsg.), Kluwer Academic Publishers, Niederlande, 59-73.
- Birch, H. F. (1960): Nitrification after periods of dryness. *Plant and Soil* 12, 81-96.
- Brümmer, G. (1973): Redoxreaktionen als merkmalsprägende Prozesse in hydromorphen Böden. *In* Pseudogley und Gley (E. Schlichting und U. Schwertmann, Hrsg.), Verlag Chemie, Weinheim, 17-27.
- Christensen, S., S. Simkins und J. M. Tiedje (1990): Temporal patterns of soil denitrification: Their stability and causes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1614-1618.
- Dambrine, E., F. Martin, N. Carisey, A. Granier, J.E. Hällgren und K. Bishop (1995): Xylem sap composition: A tool for investigating mineral uptake and cycling in adult spruce. *Plant and Soil* 168, 233-241.
- Hendriks, L., N. Claasen und A. Jungk (1981): Phosphatverarmung des wurzelnahen Bodens und Phosphataufnahme von Mais und Raps. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 486-499.
- Janzen, D.H. (1991) *Historia natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica. 822 S.
- Kayser, A., W. Wilcke, M. Kaupenjohann und J.D. Joslin (1994): Small-scale heterogeneity of soil chemical properties. I. A rapid technique for aggregate fractionation. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 453-458.
- MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería, 1993) Dirección de planificación del uso de la tierra. Estudio semidetallado de suelos del asentamiento San Isidro, Hojanca, Guanacaste. San José, Costa Rica.
- Pfisterer, U. und S. Gribbohm (1989): Kurzmitteilung zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 455-456.
- Scholander, P.F., H.T. Hammel, E.D. Bradstreet und E.A. Hemmingsen (1965): Sap pressure in vascular plants. *Science* 148, 339-346.
- Sextstone, A.J., N.P. Revsbech, T.B. Parkin und J.M. Tiedje (1985): Direct measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 645-650.
- Snoeck, J. (1987): Coffee. *In* Plant analysis (Martin-Prével P. et al., Hrsg.), Lavoisier Publishing Inc., New York, USA, 418-431.
- Soil Survey Staff- U. S. Department of Agriculture (1994): Keys to soil taxonomy. Sixth Edition. Pocahontas Press, Inc., Blacksburg, USA.
- Whiteley, G. M. und A.R. Dexter (1983): Behaviour of roots in cracks between soil peds. *Plant and Soil* 74, 153-162.
- Wilcke, W. und M. Kaupenjohann (1997): Differences in concentrations and fractions of aluminium and heavy metals between aggregate interior and exterior. *Soil Sci.* 162, 323-332.
- Zeien, H. und G. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/1, 505-510.

**Untersuchung einer gasförmigen Bodenkomponente durch
gasdichte Bodenbeprobung: Die Beziehung zwischen N₂O-Bodengehalt
und -Ausgasrate**

von

CLEMENS, J.; VANDRÉ, R.

Einleitung

Bodengase werden üblicherweise mit Diffusionsbeuteln oder über Gassonden, durch die Bodenluft angesaugt wird, beprobt (HOLT *et al.* 1988). Diese Beprobungsmethoden haben folgende Nachteile: (i) Es können keine Konzentrationsangaben bezogen auf Bodenmasse oder -volumen gewonnen werden. (ii) Durch den Einbau der Beprobungsgeräte wird der Boden gestört und die Gaszusammensetzung beeinflusst. (iii) Bei Beprobung der für Ausgasungen entscheidenden obersten cm des Bodens mit Sonden kann Atmosphärenluft angesaugt werden. (iiii) Die Beprobung mit Diffusionskörpern ist wegen der notwendigen Gleichgewichtseinstellung zeitaufwendig. Wir entwickelten eine Methode zur gasdichten Bodenbeprobung (Gas Proof Soil Sampling, GPSS), die eine Bestimmung der Bodengehalte an gasförmigen oder flüchtigen Komponenten bezogen auf Bodenvolumen oder -masse ermöglicht. Wir verwendeten die GPSS-Methode, um die Beziehung zwischen N₂O-Ausgasung und -Bodengehalten zu bestimmen.

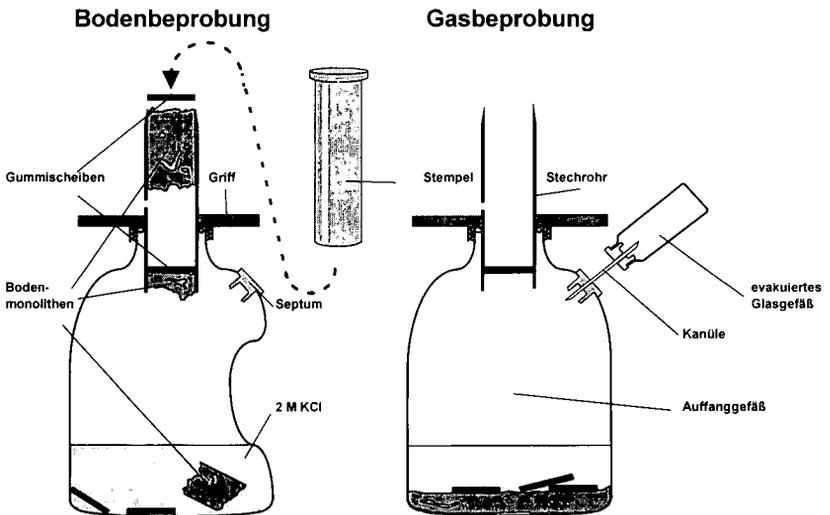


Abb.1: Gasdichte Bodenbeprobung (GPSS; Erläuterungen siehe Text)

* Institut für Agrikulturchemie der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 53115 Bonn.

Tel.: 0228-732850, FAX: 0228-732489

** Meistersingerstr. 18, 95444 Bayreuth, Tel.: 0921-852766, FAX: 0921-852767

Bestimmung der N₂O-Bodengehalte durch GPSS

Zur gasdichten Bodenbeprobung wurde ein Stahlrohr verwendet, daß in ein flexibles Auffanggefäß (PE, 0.5 l) hineintragte (Abb.1). In das Gefäß wurde 100 ml 2 M NaCl eingefüllt. Das Gefäß wurde zusammengedrückt und mit einem Gummiplättchen im Stahlrohr dicht verschlossen. Das freie Ende des Rohres wurde 5 cm tief in den Boden eingestochen. Der Bodenmonolith im Rohr wurde durch Aufsetzen eines Gummiplättchens gegen die Außenatmosphäre isoliert und mit einem Stempel in das Gefäßinnere gedrückt, so dass das Gummiplättchen im inneren Rohrende blieb. Nun wurde erneut in den Boden eingestochen. Auf diese Weise wurde durch fünfmaliges Einstechen eine Bodenmischprobe bei minimalem Kontakt zur Außenatmosphäre gewonnen und ins Gefäßinnere überführt. Das ursprüngliche Gefäßvolumen wurde durch vorsichtige Luftinjektion wiederhergestellt. Anschließendes Schütteln mit der enthaltenen Salzlösung trieb das N₂O aus der Bodenprobe aus. Durch ein Septum wurde aus dem Headspace eine Gasprobe gezogen und auf N₂O analysiert (GC-ECD). Bei Verwendung von KCl und Analyse der Flüssigphase auf NH₄ und NO₃ entspricht die GPSS einer um N₂O erweiterten N_{min}-Analyse.

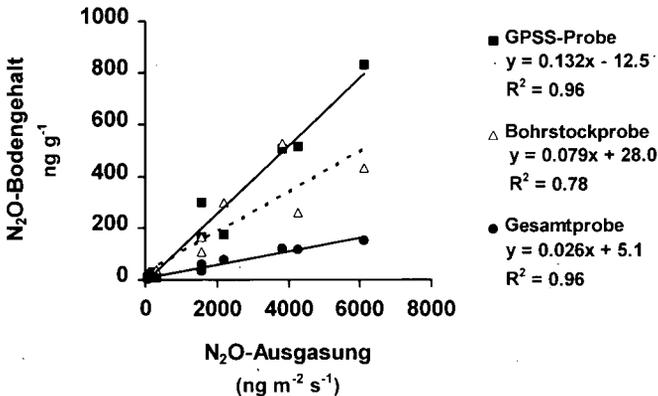


Abb.2: Laborergebnisse (Erläuterungen siehe Text).

Laborversuch

In zehn 10 l-Eimer wurde je 2 l gesiebter, luftrockener Acker-Oberboden (Ls) eingefüllt, durch Zugabe von 480 ml H₂O mit steigenden Gehalten an Glucose (bis 25 g l⁻¹) und mineralischem N (bis 2.5 g l⁻¹) zur Bildung von N₂O angeregt und bei Zimmertemperatur für drei Tage stehengelassen. Dann wurden die Eimer verschlossen und die N₂O-Ausgasungen aus dem Anstieg der Konzentrationen in der Eimerluft während 24 min bestimmt. Die Eimer wurden wieder geöffnet. Nach 2 h wurde der Boden jedes Eimers gasdicht beprobt (GPSS) und die N₂O-Gehalte bestimmt. Zum Vergleich fand zusätzlich eine Beprobung mit dem Göttingerbohrstock statt. Die Bohrstockproben wurden in 0.5 l Glasgefäße überführt und nach Zugabe von 100 ml 2 M NaCl und Verschließen der Gefäße analog zu den GPSS-Proben behandelt. Die N₂O-Gehalte des verbliebenen Bodens in den Eimern wurde durch Zugabe von je 2 l 2 M NaCl, Verschluß, Schütteln und anschließender Beprobung des Headspace in analoger Weise bestimmt.

Freilandversuch

Auf den Parzellen eines Versuches zur N_2O -Ausgasung nach der Gabe unterschiedlich vorbehandelter Rindergüllen (vier Varianten in vierfacher Wiederholung) wurde an mehreren Terminen zusätzlich zur Ausgasungsbestimmung, die mit der Closed Chamber Methode erfolgte, mittels GPSS der N_2O -Bodengehalt bestimmt.

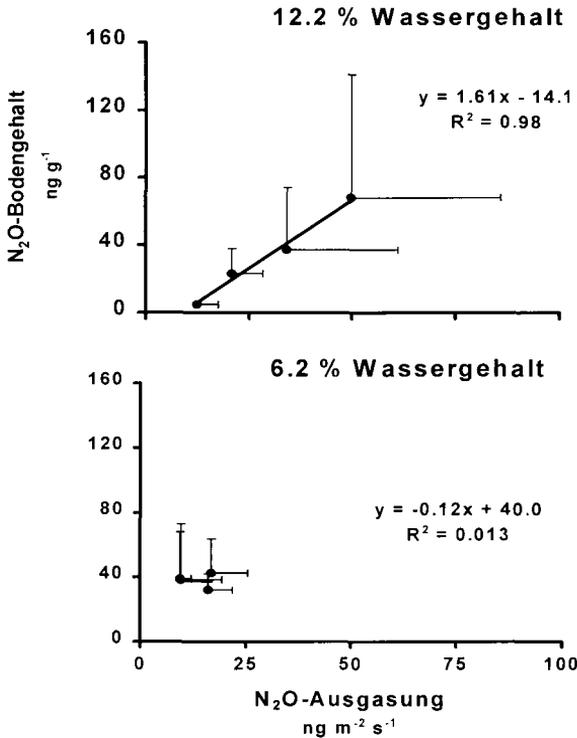


Abb.3: Freilandergebnisse, während zweier Termine mit unterschiedlichem Bodenwassergehalt gemessen (Erläuterungen siehe Text).

Ergebnisse

Sowohl die direkte Extraktion des Bodens in den Eimern (**Gesamtprobe**) als auch die mittels GPSS zeigte eine enge Korrelation zwischen den N_2O -Bodengehalten und den in den Eimern bestimmten N_2O -Ausgasungen (**Abb.2**). Mit GPSS wurden ca. 400 % des direkt aus den Eimern extrahierten N_2O gefunden. Verbliebene Bodenaggregate in den Eimern weisen darauf hin, dass es uns nicht gelungen ist, die Eimer genügend stark zu schütteln, um alles in der Bodenmatrix gespeicherte N_2O auszutreiben. Möglicherweise ging auch N_2O durch die zehn Einstichlöcher der Bodenbeprobung je Eimer verloren. Die ursprüngliche Intention eines Wiederfindungsversuches für die GPSS-Methode wurde daher verfehlt. Mit der konventionellen Bodenbeprobung (**Bohrstockprobe**) konnte keine gute Korrelation erzielt werden. Offenbar gingen bei der Probenahme unterschiedliche Mengen an

N₂O verloren. Dies deutet darauf, daß eine vollständige Erfassung des mit Salzlösung austreibbaren N₂O nur durch die gasdichte Beprobung und nur bei ausreichender Energiezufuhr durch starkes Schütteln erreicht wird.

Auch im Freiland konnten mit der GPSS-Methode gute Korrelationen zwischen N₂O-Ausgasungen und -Bodengehalten gezeigt werden. Die sehr enge Korrelation des oberen Beispiels in **Abb.3** konnte allerdings nur durch Verwendung der Variantenmittelwerte erzielt werden. Im unteren Beispiel wurde eine Korrelation durch das Fehlen einer Bandbreite an N₂O-Gehalten und durch die bei trockenem Boden schwierigere Beprobung verhindert. Bei für die Bildung von N₂O im Boden günstigen Wassergehalten über 10 % fanden wir mit der GPSS-Methode (ohne Mittelwertbildung, Daten nicht dargestellt) Korrelationskoeffizienten (R^2) zwischen 0.74 und 0.96, während in der Literatur Korrelationskoeffizienten nicht über 0.67 beschrieben sind (ROLSTON *et al.* 1976; MOSIER & HUTCHINSON 1981; EGGINTON & SMITH 1986; BENICKSER *et al.* 1987; ARAH *et al.* 1991). Auch hierin sehen wir einen Hinweis auf die Überlegenheit der GPSS-Methode gegenüber herkömmlichen Beprobungsverfahren.

Ausblick

Die lineare Beziehung zwischen N₂O-Emissionsraten (E) und -Bodengehalten (C) lässt nach Ermittlung des Transferfaktors T eine Bestimmung der N₂O-Ausgasung mittels GPSS möglich erscheinen:

$$E = T \cdot C$$

Wir arbeiten zur Zeit an der Ableitung des Transferfaktors aus einfach zu erhebenden Datensätzen:

$$T = f(\text{Temperatur, Bodenart, Wassergehalt, Aggregation})$$

Die Bestimmung der N₂O-Ausgasung aus Bodendaten soll in einem weiteren Schritt zur Ermittlung der N₂O-Freisetzung aus größeren Flächen (Schläge, Landschaftseinheiten), etwa analog der großflächigen N_{min}-Erhebung, eingesetzt werden.

Neben der Anwendung auf weitere Spurengase (z.B. CH₄, NO) sehen wir die Entwicklung von Applikationen für flüchtige Bodenkomponenten (z.B. Xenobiota, organische Chemikalien) als weiterführende Möglichkeiten des GPSS an.

Literatur

- Arah J. R. M., Smith K. A., Crichton I. J. und H. S. Li (1991): Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils, *J. Soil Sci.*, 42, 351-367.
- Benckiser G., Gaus G., Syring K. M., Haider K. und D. Sauerbeck (1987): Denitrification losses from an Inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 150, 241-248.
- Egginton G. M. und K. A. Smith (1986): Nitrous oxide emission from a grassland soil fertilized with slurry and calcium nitrate, *J. Soil Sci.*, 37, 59-67.
- Holt L. S., Christianson C. B., Austin E. R. und J.C. Katyal (1988): A laboratory technique for releasing and measuring denitrification products trapped in soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 1510-1511.
- Moiser A. R. und G. L. Hutchinson (1981): Nitrous oxide emissions from cropped fields, *J. Environ. Qual.*, 10, 169-173.
- Rolston D. E., Fried M. und D. A. Goldhamer (1976): Denitrification measured directly from nitrogen and nitrous oxide gas fluxes, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 259-266.

Schadstoffgehalte junger Rohlößböden und ihre Anreicherung durch langjährige Klärschlamm- und Kompostdüngung

von

DELSCHEN, Th.; LEISNER-SAABER, J.; KRÄLING, B.

Kurzfassung**

Zur Charakterisierung der Hintergrundgehalte anorganischer und organischer Schadstoffe in jungen Rohlößböden wurden 1994 im Umfeld zweier Großtagebaue des Rheinischen Braunkohlenreviers (Garzweiler und Inden) je 10 landwirtschaftlich rekultivierte Flächen ausgewählt, deren Herstellung weniger als 2 Jahre zurücklag. Auf diesen Flächen wurden Bodenproben aus der Tiefenstufe 0 - 30 cm entnommen und auf allgemeine Bodenparameter (pH, C_{org} , $CaCO_3$, Textur) sowie ihre Gehalte an ausgewählten Schadstoffen (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn, Tl, PCB, HCB, PAK, PCDD/PCDF) untersucht.

Die erzielten Ergebnisse bezüglich der anorganischen Schadstoffe Pb, Cd und Zn verdeutlichen das im Vergleich zu Hintergrundwerten von Ackerböden in NRW ausgesprochen niedrige Konzentrationsniveau dieser Rekultivierungsflächen. Gleichzeitig wird daran auch die bei diesen Elementen relativ große Bedeutung anthropogener Einträge in Böden deutlich. Dagegen liegen bei den Elementen eher geogener Herkunft (Cr und Ni) die Gehalte der Lößböden über den nicht-substratdifferenzierten Hintergrundwerten NRW's.

Auch die untersuchten organischen Schadstoffe weisen in den Rekultivierungsböden ein sehr niedriges Konzentrationsniveau auf (PAK, PCDD/F) bzw. sind nicht nachweisbar (PCB). Die ermittelten PAK-Gehalte zeigen dabei eine positive Korrelation zu den anfänglichen C_{org} -Gehalten.

Den dargestellten Hintergrundgehalten werden Bodenuntersuchungsergebnisse aus einem seit 1969 laufenden Feldversuch zur Siedlungsabfalldüngung auf einem Rekultivierungsboden aus Löß (Humusanreicherungsversuch Berrerath) gegenübergestellt. In diesem Versuch werden seit mehr als 25 Jahren jährlich rd. 40 dt organischer Substanz u. a. in Form von Klärschlamm (KS) und Müll-Klärschlamm-Kompost (MKK) ausgebracht. Die bisher in diesem Versuch ausgebrachte Menge an Klärschlamm-TM entspricht einer rd. 140-jährigen Klärschlammausbringung nach der z. Zt. geltenden Klärschlammverordnung.

Erwartungsgemäß weisen die Böden der KS- und MKK-Varianten heute erhöhte Schadstoffgehalte auf. Dabei liegt das erreichte Konzentrationsniveau bei den untersuchten Schwermetallen sowie bei den PAK dennoch deutlich unter dem gewachsener Ackerböden der gleichen Region. Bei den PCB und den PCDD/PCDF liegen dagegen Konzentrationen im oberen Bereich bekannten Hintergrundgehalte von Ackerböden NRW's vor. Allerdings zeigen die Daten der Kontrollvarianten (Oberboden und Unterboden), daß dafür wahrscheinlich auch nicht unbedeutende Immissionseinträge verantwortlich waren.

* Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Postfach 10 23 63, D-45023 Essen

** Die Langfassung des Vortrages ist zur Veröffentlichung in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde vorgesehen

Grundlagen zur ökochemischen Klassifizierung und Bewertung forstlicher Standortmerkmale

von

EBERT, Chr.; JANSEN, M.

1 Einleitung

Aufgabe der forstlichen Standortkartierung ist die Erkundung der naturräumlichen Eigenschaften der Wälder und die Bereitstellung dieser Information für die ökologisch ausgerichtete forstliche Bewirtschaftung, insbesondere der Wahl einer standortsgemäßen Baumartenzusammensetzung.

Die Kartierung in Niedersachsen gehört zur Gruppe der zweistufigen Verfahren, wobei die erste Stufe eine regionale Untergliederung des zu kartierenden Gesamtgebietes nach klimatische-geographischen Merkmalen in Wuchsgebiete und Wuchsbezirke beinhaltet. Die zweite Stufe besteht in einer Abgrenzung der kleinräumigen Einheiten, bei denen der bodentypologischen Standortansprache eine besondere Bedeutung zukommt. Einzelinformationen werden in der aus vier Komponenten bestehenden Kennziffer zum Standortstyp aggregiert (Bsp.: 19.5-.3.3.f):

Ziffer 1: Bodenfeuchtigkeit u. Geländeform (19: Schatthang, frisch, vorratsfrisch)

Ziffer 2: Nährstoffversorgung (5-: sehr gut)

Ziffer 3: Substrat (3: Löss- und Feinlehme)

Ziffer 4: Lagerung (3: basenreich, carbonathaltig/10%HCl-Test)

Buchstabenkennung: Standortvariante ("f" = feucht)

Die beobachteten Veränderungen an Belaubung, Wurzelentwicklung und ökochemischen Merkmalen der Wälder und ihrer Böden in Mitteleuropa (Ulrich, 1988, 1991, 1994; Hildebrandt, 1994; Matzner, 1989) haben die Forstverwaltungen, im Rahmen ihrer standörtlichen Untersuchungen und Charakterisierungen ebenfalls ökochemische Untersuchungen durchzuführen. Es besteht der Verdacht, daß durch die langfristigen, anthropogen verursachten Einträge (insbesondere von Säuren und N) die Böden tiefgreifende Veränderungen erfahren, die bodentypologisch nicht erkennbar sind, aber für eine umfassende Charakterisierung der Standorte im Hinblick auf ein nachhaltige Bewirtschaftung unabdingbar sind. Beese (1996) schlägt vor, die Vielzahl der Informationen über Indikatoren ablesen und bewerten zu lassen.

Gegenstand der hier dargestellten Untersuchung ist der Zusammenhang zwischen der nach bodentypologisch Merkmalen (Substrat, Gründigkeit, Wasserhaushalt, Schichtung, Mineralzusammensetzung) gutachterlich ausgewiesenen Nährstoffkennziffer und den bodenchemischen Analysen der Bodenprofilen.

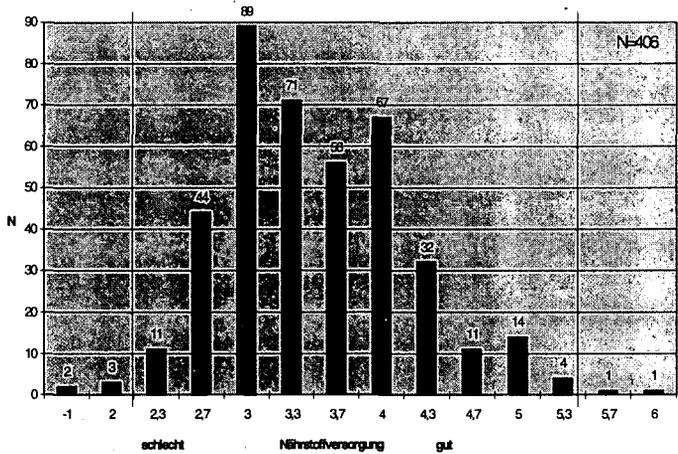
2 Material und Methoden

Die statistische Untersuchung erfolgte für ein Probenkollektiv von 406 Profilaufnahmen und horizontbezogenen bodenchemischen Analysen aus dem niedersächsischen Teil des Harzes, die im Rahmen der seit 1986 durchgeführten Standortkartierung erhoben und analysiert wurden. Die Verteilung der Nährstoffkennziffer der 406 Profile zeigt die Abbildung 1. Die Häufigkeitsverteilung zeigt ein deutliches Maximum im mittleren Nährstoffbereich, bei den Kennziffern 3 bis 4. Extrem arme Standorte treten im Harz ebenso selten auf wie reichere Substrate (Tone, Kalke).

Mit Hilfe univariater statistischer Methoden wurde versucht, den Zusammenhang zwischen der Nährstoffkennziffer und den ökochemischen Parametern zu beschreiben.

3 Ergebnisse

Die Tabelle 1 zeigt das Ergebnis der univariaten Regressionsanalyse. Dargestellt sind die Medianwerte der ökochemischen Zustandsgrößen für die Nährstoffkennziffern sowie das Bestimmtheitsmaß, als Merkmal für die Güte der Anpassung. Die Tabelle zeigt, dass mit Hilfe der Nährstoffkennziffer ca. 50% der Variabilität der Basensättigung (30-70 cm), der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAKe), sowie der Ca- und Mg-Vorräte (0-90 cm Bodentiefe) erklärt werden können. Da diese Variablen hochgradig untereinander abhängig sind, liegt die Ursache für dieses Ergebnis möglicherweise in visuell nicht erkennbaren anthropogenen Beeinflussungen und Substratunterschieden, die in die Ableitung der Nährstoffkennziffer mit hinein fließt



M_j = Nährstoffversorgung	2,3	2,7	3,0	3,3	3,7	4,0	4,3	4,7	5,0	5,3	R
$P_1 = Bs\%$ (30-70 / Ca+Mg+K)	7	8	7	9	14	30	44	59	53	67	0,76
$P_2 = KAKe$ (kmol/ha)	387	395	479	515	566	654	871	877	1137	1310	0,50
$P_3 = Ca$ -Vorrat (kg/ha)	262	327	322	376	694	2151	4714	6671	13770	16151	0,50
$P_4 = Mg$ -Vorrat (kg/ha)	30	63	70	92	197	477	991	1114	1055	2584	0,50
$P_5 = Bs\%$ Ah (Ca+Mg+K)	8	8	10	9	11	18	27	21	35	66	0,76
$P_6 = K$ -Vorrat (kg/ha)	161	249	304	325	324	441	863	392	727	666	0,50
$P_7 = Phosphor$ (kg/ha)	1548	2105	2280	2218	2641	3072	2258	3178	3382	5527	0,10
$P_8 = Stickstoff$ (t/ha)	8,3	8,2	10,2	10,6	10,4	10,8	8,3	12,3	12,5	12,3	0,10
$P_9 = Kohlenst.$ (t/ha)	159	149	167	158	146	142	104	159	159	150	0,10

Keine Zusammenhänge sind zwischen der Nährstoffkennziffer und Vorratsparametern der organischen Substanz im Mineralboden erkennbar. Während beim immobilen Phosphor noch eine leichte Zunahme mit höheren Kennziffern feststellbar ist, sind insbesondere die Gehalte an Kohlenstoff relativ homogen verteilt, mit einem auffälligen Minimum bei 4.3 und tendenziell höheren Vorräten bei schwacher oder guter Nährstoffziffer.

Für die Kalium-Vorräte wurde zusätzlich zur Regressionsanalyse ein Signifikanztest (NPAR-ONE-WAY) durchgeführt um zu prüfen, ob und welche Nährstoffstufen sich hinsichtlich der K-Vorräte im Boden unterscheiden. Auf Grund des geringen Stichprobenumfanges wurden die extrem nährstoffarmen und -reichen Standorte in diese Analyse nicht miteinbezogen (s. Abb. 1). Die Tabelle 2 zeigt, daß im Bereich mittlerer Nährstoffversorgung, zwischen 2.3 und 4.3 Unterschiede zwischen der nächsten oder übernächsten Kennziffern absichern lassen. Zum Beispiel läßt sich der Unterschied im

K-Vorrat zwischen 2.7 und 3 sichern, zwischen 3.0 und 3.3 dagegen nicht, sondern erst der Unterschied 3.0 und 3.7. Im Nährstoffziffernbereich >4.3 sind keine signifikanten Unterschiede abzuschern. Dort zeigen auch die Medianwerte keine Zunahme mehr (s. Tab. 1). Dies ist zum einen auf den geringeren Stichprobenumfang zurückzuführen, zum anderen gibt es bei kalkbeeinflussten Substraten Wechselwirkungen mit anderen austauschbar gebundenen basischen Kationen.

		NPAR-ONE-WAY - Test für Kalium-Vorräte											
Nährstoffziffer nach Standortkartierung	N=	2	2.3	2.7	3	3.3	3.7	4	4.3	4.7	5	5.3	
2.0 = schwach	2	3		0,98	0,37	0,74	0,12	0,05	sig.				
	2.3	11	0,01		0,08	0,01	sig.						
	2.7	44	0,82	3,28		0,02	0,01	sig.					
3.0 = mäßig	3	89	2,19	8,80	6,00		0,31	0,10	0,01	sig.			
	3.3	71		sig.	8,57	0,66		0,33	0,01	sig.			
	3.7	56			sig.	2,79	0,62		0,04	sig.			
4.0 = zieml. gut	4	67			sig.	14,6	7,87	4,16		0,04	sig.		
	4.3	31						sig.	4,10		0,35	0,32	0,34
	4.7	11							sig.	0,91		0,33	0,35
5.0 = gut	5	14								0,05	1,00		0,95
	5.3	4								0,03	1,16	0,04	

Tabelle 2: Signifikanzmatrix für Kalium-Vorräte nach Nährstoffversorgungsziffer

Ähnliche Ergebnisse konnten auch für die Basensättigung, KAKe und Ca- und Mg-Vorräte erzielt werden.

4 Bewertungsschema für forstpraktische Fragestellungen

Die insgesamt nur mäßigen Zusammenhänge zwischen den bodentypologischen und bodenchemischen Merkmalen, müssen im Rahmen der Standortkartierung zukünftig berücksichtigt werden. Hierzu bedarf es weitergehender Untersuchungen des bereits vielfältig vorhandenen Datenmaterials und entsprechende Korrekturen bei den Aufnahmefethoden.

Um jedoch für die bereits kartierten Gebiete Möglichkeiten zur Umsetzung bodenchemischer Eigenschaften im Rahmen eines Ökosystemmanagement zu schaffen, wurde ein erster Bewertungsansatz für den Harz entwickelt. Als Vergleichsmaßstab für bodenchemische Analysen wurden die jeweiligen, signifikant unterschiedlichen Medianwerte der Nährstoffklassen vorgegeben. Dieser Maßstab ist als Mindestmaßstab zu bewerten und betrachtet zunächst nur die vorhandenen bodenchemischen Unterschiede in den Nährstoffklassen. Eine bodenchemische Analyse, wie z.B. Profil Nr. 1 in Tab. 3, kann dann zu den Medianwerten in Beziehung gesetzt werden. Dieses Profil mit einer angesprochenen Nährstoffziffer 4 zeigt für die Basensättigung 18% mehr als der Medianwert dieser Klasse. Die KAKe trifft den mittleren Wert ziemlich genau, während es große Abweichungen bei den Ca- und Mg-Vorräten sowie bei der Basensättigung im Ah-Horizont gibt. Die Ca-Vorräte entsprechen bei diesem Profil einer Nährstoffziffer 3, die Mg-Vorräte der Ziffer 3.7. Dieses Profil zeigt also im Verhältnis zu gutachterlich ähnlich angesprochenen Profilen (Nährstoffziffer 4) eine deutlich höhere Oberbodenversauerung.

Mj=Nährstoff	2,3	2,7	3,0	3,3	3,7		4,3	4,7	5,0	5,3	R ²
Wesensgruppe:											
P₁=Bs% (30-70/ Ca+Mg+K)	7	8	7	9	14	18	24	59	53	67	0,56
P₂ = KAKE (kmolc/ha)	387	395	479	515	566	-2	871	877	1137	1310	0,53
P₃= Ca-Vorrat (kg/ha)	262	327					4714	6671	13770	16151	0,52
P₄= Mg-Vorrat (kg/ha)	30	63	70	92	107	108	991	1114	1055	2584	0,45
P₅=Bs%Ah (Ca+Mg+K)							27	21	35	66	0,44
P₆ = K-Vorrat (kg/ha)	161	249	304	325	324	-66	863	392	727	666	0,37
P₇ = Phosphor (kg/ha)	1548	2105	2280	2218	2641						0,20

**Tabelle 3: Beurteilungsmuster der Nährstoffversorgung des Profils Nr. 1: (Clausthal, 550m
üb.NN, Fichte 38 jährig, basenreiches Silikatgestein)**

5 Literatur:

- Beese, F.O.:** Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung, Forstw. Centralblatt S. 65-79, 1996;
- Hildebrandt, E.E.:** Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor?, Allg.Forst Ztg. Nr. 2, S.99-104, 1994;
- Matzner, E.:** Stoffliche Veränderungen in schadstoffbelasteten Waldökosystemen, in: Brechtel, H.-M. (Hrsg.) Immissionsbelastung des Waldes und seiner Gewässer, DVWK Bd. 17 S.107-121, 1989;
- Ulrich, B.:** Ökochemische Kennwerte des Bodens, Z.Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 151, S. 171-176, 1988;
- Ulrich, B.:** Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung, Forst und Holz, Heft 46, S. 575-588, 1991;
- Ulrich, B.:** Nutrient and acid-base Budget of Central-European Forest Ecosystems. In: Godbold u. Hüttermann (Eds): Effects of acid Rain on Forest Processes. pages 1-50, 1994

P-Fractionen zur Vorhersage von P-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Böden

von

ECKHARDT, K.-U.; LEINWEBER, P.

1. Einleitung

Es ist bekannt, daß P-Austräge aus landwirtschaftlichen Flächen zur Eutrophierung von Oberflächengewässern beitragen. Besonders gravierend ist diese Problematik in Regionen mit hoher Dichte der Viehbestände (z.B. Süddoldenburg in Niedersachsen). Es gibt kaum Erkenntnisse über Ausmaß und Abschätzung von P-Austrägen durch Auswaschung. Daher sollen in dieser Arbeit folgende Probleme untersucht werden:

1. Verteilung des Boden-P auf unterschiedliche Fraktionen in typischen Bodenprofilen aus dem agrarischen Intensivgebiet Süddoldenburg.
2. PO_4 -Konzentrationen der Bodenlösungen (Tiefenfunktion und zeitlicher Verlauf).
3. Eignung von P-Charakteristika der Böden zur Vorhersage der P-Auswaschungen.

2. Material und Methoden

Proben

4 Standorte unter Ackernutzung im Landkreis Vechta mit Tiefumbruch aus Niedermoor (HN-YU), Acker-Braunerde-Podsol (BBp-PP), Gley-Kolluvisol (GG-YK) und Parabraunerde-Pseudogley (LL-SS).

20 Lysimeter der Station Falkenberg des UFZ Halle-Leipzig GmbH mit unterschiedlichen Nutzungen und P-Gehalten.

Methoden

P-Status der Böden: H_2O -P, DL-P, sequentielle Extraktion der P-Formen (TIESSEN et al., 1983), P-Bindungskapazität (PSC) und -sättigungsgrade (DPS) aus Gehalten (mmol/kg) an oxalatlöslichem Al (Al_{ox}), Fe (Fe_{ox}) und P (P_{ox}). PSC (in mmol/kg) = $0,5 \times (\text{Al}_{\text{ox}} + \text{Fe}_{\text{ox}})$ und DPS (in %) = $100 \times \text{P}_{\text{ox}} / \text{PSC}$ (LOOKMAN et al., 1996).

PO_4 - und DOC-Konzentrationen der Bodenlösungen aus Saugkerzen (keramisch, Porendurchmesser ca. $0,8 \mu\text{m}$) in unterschiedlichen Tiefenstufen (photometrisch nach MURPHY & RILEY (1962) und mit Verbrennung bzw. photometrisch bei 254 nm).

* Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Hochschule Vechta, Postfach 1553, 49364 Vechta; www.ispa.uni-vechta.de

3. Ergebnisse und Diskussion

P-Fractionen der Böden

Gley-Kolluvisol (GG-YK) und Parabraunerde-Pseudogley (LL-SS) haben bis in die Unterböden hohe Anteile an H₂O-P, DL-P (**Tab. 1**) und Dowex-P (**Tab. 2**) (sonst 2-17%, Leinweber 1996). Aufgrund großer P-Anteile in leicht löslicher Form und niedriger P-Bindungskapazitäten ist das Auswaschungsrisiko hier größer als in Tiefumbruch aus Niedermoor (HH-YU) und Acker-Braunerde-Podsol (BBp-PP).

Tab. 1: Bodeneigenschaften und P-Status der Standorte

	Tiefe (cm)	Boden- art	pH (CaCl ₂)	C _{org} (%)	P _t (mg/kg)	DL-P (mg/kg)	(% P _t)	H ₂ O-P (mg/kg)	(% P _t)
HN-	28	Hnl z5	4,84	34,7	2204	117	5	57	3
YU	60; 90	Hnl z1	5,30	45,4	423	5	1	3	1
BBp- PP	28	Su2	4,93	1,8	938	194	21	35	4
	60	Su2	5,45	0,7	199	7	4	0,9	1
	90	Sl2	4,63	0,1	79	4	4	0,4	1
GG- YK	28	Su2	5,65	1,5	627	211	34	48	8
	60	Ss	4,29	0,7	77	44	57	20	26
	90	Ss	4,13	0,2	38	14	37	4	10
LL- SS	28	Uls	6,38	1,3	1406	579	41	70	5
	45	Uls	6,50	0,2	146	53	36	32	22
	60	Lts	6,69	0,2	199	12	6	2	1

Tab. 2: Oxalatlösliche Gehalte an P, Al und Fe, P-Bindungskapazität und P-Sättigung sowie sequentiell extrahierbare P-Formen.

	Tiefe (cm)	P _{ox}	Fe _{ox}	Al _{ox}	PSC	DPS	Sequentiell extrahierbarer P (% P _t)				
							Dowex	NaHCO ₃	NaOH	H ₂ SO ₄	Residual
HN-	28	42,8	335	40,7	188	22,8	13,9	16,7	34,9	17,6	26,8
YU	60; 90	1,3	208	15,4	112	1,2	5,2	4,2	19,5	4,6	81,2
BBp- PP	28	22,3	28,8	51,3	40,1	55,6	11,8	26,5	36,4	9,3	16,6
	60	3,9	64,6	121	93,0	4,2	2,8	17,1	56,7	19,7	6,0
	90	0,5	15,3	13,9	14,6	3,6	2,9	2,4	10,4	28,7	55,9
GG- YK	28	14,8	8,2	29,3	18,7	79,2	20,0	22,4	30,3	11,3	16,5
	60	1,5	0,3	14,0	7,2	20,9	27,2	22,3	8,3	5,9	36,6
	90	0,6	0,4	7,6	4,0	15,6	19,4	24,6	11,0	24,2	20,9
LL- SS	28	29,8	24,0	32,0	28,0	106,3	15,8	15,7	22,7	39,3	7,6
	45	2,9	4,0	9,6	6,8	42,3	18,5	6,0	18,1	11,0	46,8
	60	1,1	30,3	19,3	24,8	4,3	7,6	1,0	7,9	30,9	54,2

PO₄- und DOC-Konzentrationen der Bodenlösungen

Gley-Kolluvisol und Parabraunerde-Pseudogley haben in allen Tiefenstufen die höchsten Konzentrationen (Jahresverlauf, MIN, MAX, MW; s. Tab. 3). Steigende Konzentrationen in Ober- und Unterböden ab März sind angesichts der Korrelationen zum DOC (s. Abb. 1) durch biologische Aktivität und P-Verlagerungen zu erklären (keine Düngungsmaßnahmen).

Tab. 3: PO₄-Konzentrationen der Bodenlösung (Nov. '96 bis Juni '97)

	Saugtiefe (cm)	Proben-Anzahl	c(PO ₄) (in mg P/L)			
			Min.	Max.	Mittelwert	Std.abw.
HN-	23 - 28	12	0,01	0,28	0,09	0,07
YU	55 - 60	12	0,00	0,07	0,04	0,03
	85 - 90	13	0,01	0,09	0,04	0,04
BBp-	23 - 28	11	0,01	0,16	0,07	0,05
PP	55 - 60	11	0,02	0,28	0,07	0,07
	85 - 90	11	0,00	0,07	0,04	0,02
GG-	23 - 28	14	0,38	3,10	1,50	0,82
YK	55 - 60	14	0,07	3,83	2,34	1,41
	85 - 90	15	0,05	0,93	0,42	0,35
LL-	23 - 28	12	1,02	2,80	1,90	0,63
SS	40 - 45	8	0,08	1,49	0,95	0,46
	55 - 60	11	0,09	0,41	0,23	0,10

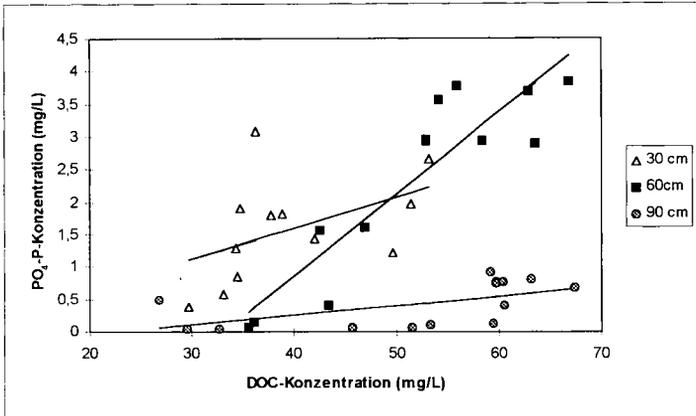


Abb. 1: PO₄-P- und DOC-Konzentrationen der Bodenlösungen im Gley-Kolluvisol

Untersuchung von Lysimetern

Signifikante negative Korrelationen zwischen Höhe der P-Austräge und Al_{ox} , Residual-P sowie P-Bindungsvermögen zeigen den Einfluß bewirtschaftungsunabhängiger Bodeneigenschaften auf die P-Verlagerbarkeit. Von den sequentiell extrahierten P-Formen deuten die Regressionen mit Gehalten und Anteilen des $NaHCO_3$ -P auf die Bedeutung organisch gebundener P-Formen für Austräge hin (s.o.; CROSS & SCHLESINGER, 1995).

Tab. 4: Korrelationskoeffizienten für die Abhängigkeit der P-Konzentrationen bzw. der P-Austräge in Lysimetersickerwässern von P-Bindungsvermögen und P-Fractionen der Böden.

Abhängige	P_{ox}	Fe_{ox}	Al_{ox}	PSC	DPS	$NaHCO_3$	$NaHCO_3$	Residual
	(mmol/kg)				(%)	(mg/kg)	(% P_1)	(% P_1)
c(P)	0,75**	0,74**	-0,90***	-0,84***	0,81**	0,80**	0,86***	-0,80**
P-Austrag	0,64*	0,56	-0,75**	-0,74**	0,68*	0,67*	0,75**	-0,79**

4. Schlußfolgerungen

- (1) Unabhängig von bewirtschaftungsbedingt durchweg hohen Gesamt-P-Gehalten in Ap-Horizonten ergeben leicht lösliche P-Anteile und P-Bindungskapazitäten bodentyp-spezifisch unterschiedliche Auswaschungsrisiken.
- (2) Dem entsprechen Tiefenfunktionen und zeitlicher Verlauf der PO_4 -P-Konzentrationen der Bodenlösungen, die in diesen Böden durch die biologische Aktivität beeinflußt sind.
- (3) Deshalb sind die Kennwerte der P-Bindungskapazität und deren Absättigung in Kombination mit P-Fractionen, die organisch gebundene Formen einschließen (z.B. $NaHCO_3$ -P), für Prognosen von P-Auswaschungen besser geeignet, als P-Fractionen aus der Düngeberatung (H_2O -P, DL-P).

5. Literatur

- CROSS, A. F. & W. H. SCHLESINGER (1995) A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Application to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, **44**: 197-214.
- LEINWEBER, P. (1996) Phosphorus fractions in soils from an area with high density of livestock population. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **159**: 251-256.
- LEINWEBER, P., F. LÜNSMANN. & K.-U. ECKHARDT (1997) Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, **13**: 82-89.
- LOOKMAN, R., K. JANSEN, R. MERCKX, K. VLASSAK (1996) Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, **69**: 265-274.
- MURPHY, J & J. P. RILEY (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, **27**: 31-36.
- TIESSEN, H., J. W. B. STEWART AND J. MOIR (1983) Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle-size fractions during 60-90 years of cultivation. *J. Soil Sci.*, **34**: 815-823.

Stickstoff-Mineralisierung im Auflagehumus an stark versauerten Waldstandorten des Münsterlandes

von

FELIX-HENNINGSEN, P.; BENS, O.

1. Einleitung

Als Folge entkoppelter Stoffkreisläufe weisen stark versauerte, podsolierte Böden aus silicatarmen Sanden im norddeutschen Raum mächtige Humusaufgaben als Zeichen ungünstiger Mineralisierungsbedingungen. Die im Auflagehumus gespeicherten Nähr- und Schadstoffe stellen für Standorte ein Belastungspotential dar, das bei Nutzungseingriffen wie forstlichen Düngungsmaßnahmen und Rodungen oder Klimaänderungen durch Mineralisierungsprozesse wirksam werden kann, wenn die Freisetzung in einem stärkeren Maße erfolgt, als der Entzug der Stoffe über die Biomasse. Besonders gefährdet sind forstlich genutzte Wasserschutzgebiete (WSG), wie sie im norddeutschen Raum in Gebieten mit pleistozänen Schmelzwasserablagerungen verbreitet sind. Mittlerweile sind auch an stark versauerten Waldstandorten steigende Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser nachzuweisen.

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials durch Stoffausträge aus dem Auflagehumus wurden in dem forstlich genutzten WSG "Hohe Ward", südlich von Münster, Untersuchungen zu den Grundwasserbelastungspotentialen durchgeführt. Belastungspotentiale, die an den Auflagehumus gebunden sind, resultieren aus der Menge an Belastungsstoffen und der Reaktivität des Humuskörpers. Um die Reaktivität näher zu kennzeichnen, wurden Untersuchungen zur N-Mineralisation an Waldstandorten im Labor und Freiland über ein Jahr durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

Das südlich von Münster gelegen WSG "Hohe Ward" befindet sich auf dem rund 80 km langen und 800 - 1000 m breiten "Münsterländer Kiessandzug". Silicatarme saalezeitliche Schmelzwassersande über undurchlässigen Ton mergeln der Oberkreide bilden einen Porenaquifer (vgl. BAECKER-BAUMEISTER 1983), aus dem das oberflächennahe Grundwasser gefördert wird. Während in den höheren Lagen des Geländerrückens vornehmlich Podsole aus Flugsanden über Schmelzwassersanden ausgebildet sind, treten an den Flanken Gley-Podsole und Podsol-Gleye sowie kleinflächig Anmoorgleye und Niedermoore auf.

Neben einer detaillierten Boden- und Humusformenkartierung in dem rund 290 ha großen Forst mit über 50 % Kieferanteil, wurde die räumliche Variabilität der Bodenacidität sowie die Nt- und Nmin-Vorräte im humosen Oberboden erfaßt. An unterschiedlichen Humusformen wurde die Reaktivität des Humuskörpers mittels der potentiellen N-Mineralisation unter standardisierten Bedingungen im Labor ermittelt (60 % mWK, A. Dest + H₂SO₄, pH 4,8, 14 Tage Inkubation bei 25 °C, n. BREMNER 1965).

1) Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3 - 5, 35390 Giessen

2) Lehrst. Bodenschutz u. Rekultivierung, BTU Cottbus, Postf. 101344, 03013 Cottbus

Die monatlichen N-Nettomineralisationsraten im Freiland wurden für die einzelnen Humuslagen und den humosen Mineralboden getrennt mit der Inkubationsmethode nach RUNGE 1970) am Standort in den jeweiligen Bodentiefen ermittelt. Daneben wurden die monatlichen pH-Werte, N-min-Gehalte sowie die Wassergehalte und der Bodentemperaturen (10 cm) der Standorte aufgezeichnet.

3. Standorteigenschaften

Die **Humusformen** variieren ebenso wie die Bodentypen in Abhängigkeit vom Relief: Höhere Lagen sind trockener und weisen Moder und Rohhumus auf, während die tieferen Bereiche von Anmoor und Niedermoortorf geprägt sind. Flächenmäßig dominieren feinhumusreicher Moder (21 % Fl.Anteil) mit Auflagemächtigkeiten von 4 - 10 cm und feinhumusreicher Rohhumus (33 % Fl.Anteil) mit Auflagemächtigkeiten von 9 - 30 cm. Die Verbreitungsgrenzen sind nicht identisch mit den Bodentypengrenzen.

Die Standorte sind mit **pH-Minima** im humosen Oberboden von pH 2,6 und mittleren pH-Werten von 3,25 stark bis extrem versauert. In allen Mineralbodenhorizonten werden Schwellenwerte unterschritten, nach denen eine Kompensationskalkung dringend erforderlich ist. Eine Ausnahme bildet der Niedermoortorf (pH 5 - 6), der in Kontakt mit dem basenreichen Grundwasser steht.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten humosen Oberböden

	Podsol (Moder, feinhumusreich)	Anmoorgley (Anmoor)
Bestand	Kiefern, 94-jährig	Kiefern, Lärchen 46-jährig
Humusvorrat [C]	83 t/ha	203 t/ha
Stickstoffvorrat [N]	3,7 t/ha	11,0 t/ha
C/N	23 (L/Of) / 26 (Oh) / 20 (Aeh)	18 (L/Of) / 18 (Oh) / 19 (Aa)
Akt. Acidität [pH H₂O, Mittel]	4,4 (L/Of) / 4,1(Oh) / 3,9(Ahe)	4,5 (L/Of) / 4,2 (Oh) / 3,6 (Aa)
Pot. Acidität [pH KCl]	3,0 (L/Of) / 3,0 (Oh) / 2,9(Ahe)	3,0 (L/Of) / 3,0 (Oh) / 2,9 (Aa)
H₂O [Gew.-% Mittel]	63 (L/Of) / 54 (Oh) / 9 (Ahe)	69 (L/Of) / 64 (Oh) / 33 (Aa)
Temperatur 10cm u. GOK, [Jahresmittel, Spanne]	8,4 °C (17 ° - -0,5 °C)	8,2 °C (15,1 ° - -1,9 °C)

Gemäß der unterschiedlichen **Mächtigkeiten der Humusaufgaben** variieren die Gesamtstickstoffgehalte erheblich zwischen den Humusformen, wie auch innerhalb einer Humusform. Die durchschnittlichen Vorräte liegen bei den terrestrischen Humusformen um 8.000 kg N, *ha⁻¹ mit einer Spannweite zwischen 2.000 kg*ha⁻¹ (feinhumusarmer Moder) und 12.000 kg*ha⁻¹ (feinhumusreicher Rohhumus). Innerhalb der Humuslagen sind die maximalen Mengen in den Oh-Lagen und Aa-Horizonten gebunden.

Die zeitliche Entwicklung der N-Akkumulation in den humosen Oberböden wurde an einer 1938 3,5 m tief ausgekiesten Fläche erkannt. Ein mit 45-jährigen Kiefern bestandener podsoliger Regosol mit feinhumusreichem Moder weist Vorräte von rund 1.600 kg Nt*ha⁻¹ auf. Die Menge entspricht einer jährlichen Akkumulation von rund 28 kg Nt*ha⁻¹*a⁻¹ im humosen Oberboden. Angesichts der im Zuwachs gebundenen N-Mengen, der möglichen Denitrifikation und Auswaschung müssen die N-Depositionen in den vergangenen Jahrzehnten deutlich über diesem Betrag gelegen haben.

Die folgenden Ergebnisse zur potentiellen und aktuellen N-Mineralisation werden beispielhaft für einen Podsol mit feinhumusreichem Rohhumus und einen Anmoorgley mit Anmoor als Humusform dargestellt. Die bedeutenden Standorteigenschaften sind in Tab. 1 dargestellt.

4. Potentielle N-Mineralisation

In allen Proben wurde ausschließlich Stickstoff in Form von NH₄ mineralisiert, während NO₃ mit zur Tiefe zunehmender Intensität festgelegt wurde. In 14 Tagen Bebrütung wurden maximale Mineralisationsraten von 20 kg NH₄*ha⁻¹ in der Of-Lage ermittelt, in der Oh-Lage und im Aa-Horizont dagegen 15 kg*ha⁻¹, während Mineralisationsraten von < 5 kg NH₄*ha⁻¹ im Aeh-Horizont des Podsoles auftraten. Für die mineralisierten N-Mengen sind nach diesen Ergebnissen vor allem die Humusgehalte maßgeblich, während C/N-Verhältnisse und Bodenacidität die unterschiedlichen Raten nicht begründen. Nach diesem Ergebnis würde ein NH₄ -Angebot für die Waldernährung vorherrschen und eine N-Auswaschung in das Grundwasser wenig wahrscheinlich sein.

5. Jahrgang der Nettomineralisation im Freiland

Tab. 2: Jahresmengen der N-Nettomineralisation im humosen Oberboden

	Podsol (Moder, feinhumusreich)					Anmoorgley (Anmoor)				
	gesamt	L/Of	Oh	Aeh	hydrol. Winterhj.	gesamt	L/Of	Oh	Aa	hydrol. Winterhj.
	kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹					kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹				
N _{min} -N [% von N _d]	144,4 [4,0 %]	99,2	33,1	12,1	38%	120,5 [1,1 %]	51,7	9,8	59,0	36%
als NO ₃ -N [% von N _{min}]	54,0 [37 %]	30,2	14,3	9,5	54%	77,6 [64 %]	33,0	6,9	37,7	52%
als NH ₄ -N [% von N _{min}]	90,4 [63 %]	69,0	18,8	2,6	28%	42,9 [36 %]	18,7	2,9	21,3	7%

Im Freiland ergab sich ein völlig anderer Mineralisationsverlauf, als nach den Laborversuchen zu erwarten. Deutlich treten höhere Mineralisationsraten in der L/Of-Lage auf. Zwischen beiden Standorten treten zudem deutliche Unterschiede in den mineralisierten N-Mengen und den N-Formen auf, was offenbar auf Unterschiede im Temperatur- und Feuchtigkeitsregime zurückgeht. Während im humosen Oberboden des Podsoles vorwiegend NH₄ nachgeliefert wird, dominiert im Anmoorgley die NO₃-Nachlieferung im Jahrgang. Tendenziell weist an beiden Standorten die NH₄-Nachlieferung relativ hohe Werte auf, während sie in den Wintermonaten nur gering ist oder gänzlich fehlt. An beiden Standorten ist die winterliche NO₃ -Mineralisation erheblich und dürfte in einem starken Ausmaß zur N-

Verlagerung und Belastung des oberflächennahen Grundwassers beitragen.

Der Vergleich der Mineralisationsraten mit den monatlichen Nmin-Gehalten der Standorte zeigt für den Podsol einen deutlichen jahreszeitlichen Verlauf mit hohen sommerlichen (bis $45 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) und winterlich geringen NO_3 -Gehalten (bis $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) im Auflagehumus. Die NH_4 -Gehalte sind dagegen ganzjährig relativ gering, was bei der gegebenen starken NH_4 -Nachlieferung die bevorzugte NH_4 -Aufnahme der Baumvegetation sowie die winterliche NO_3 -Auswaschung an diesem Standort kennzeichnet.

Im Auflagehumus des Anmoorgleys liegen die von NO_3 dominierten Nmin-Gehalte deutlich geringer ($10 - 15 \text{ kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$), ohne ausgeprägten klimatischen Gradienten im Jahresgang. Dagegen weist der Aa-Horizont hohe Nmin-Gehalte mit monatlichen Maxima bis 80 kg/ha und durchschnittlichen Werten von $20 - 25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf. Hier liegt die N-Form jedoch als NH_4 vor. Angesichts der verstärkten NO_3 -Mineralisation deutet dieses einerseits auf einen eingeschränkten NH_4 -Entzug und eine langfristige NH_4 -Akkumulation, andererseits auf Denitrifikation im Aa-Horizont hin. Beide Prozesse sind auf die relativ hohen Grundwasserstände zurückzuführen. Nur in einzelnen trockenen Sommermonaten mit tieferem Grundwasserstand liegt der NO_3 -Gehalt über dem NH_4 -Gehalt.

6. Zusammenfassung

Für die Abschätzung des Gefährdungspotentials durch N-Einträge in das oberflächennahe Grundwasser an Waldstandorten mit mächtigem Auflagehumus sind nach den Untersuchungen folgende Kriterien maßgebend:

Die Jahresmineralisation und Nmin-Gehalte weisen keinen Bezug zu den Gesamtvorräten an Stickstoff in den humosen Oberböden auf. Die im Jahresverlauf mineralisierten N-Mengen (hier $120 - 140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) sind größer als der Entzug. Nach Literaturangaben belaufen sich N-Entzüge für vergleichbare Kiefernbestände auf $30 - 70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Daher verbleibt ein großer Teil des mineralisierten Stickstoffs im Kreislauf (NH_4 -Adsorption, Reflexion) oder wird ausgewaschen. Ein besonders großes Belastungspotential geht auf das Ausmaß der winterlichen Mineralisation in Höhe von $>30\%$ der Jahresmineralisation zurück, bei der zudem die Nachlieferung von $\text{NO}_3\text{-N}$ dominiert und die Pflanzenaufnahme nur eingeschränkt ist. Trotz des oberflächennäher anstehenden Grundwassers und der vorherrschenden NO_3 -Mineralisation im Anmoorgley geht als Folge der Denitrifikation das größere Belastungspotential von dem Podsol-Standort aus. Bei guter Durchlässigkeit der Sande kann das nachgelieferte NO_3 in den Wintermonaten die ungesättigte Zone schnell und ungehindert passieren. Die Bestimmung des Mineralisationspotentials unter Laborbedingungen ist zur Abschätzung der Reaktivität der organischen Substanz unter Freilandbedingungen ungeeignet. Sie läßt keine Kennzeichnung des Horizontes, der Menge und der Art des im Freiland tatsächlich mineralisierten Stickstoffs zu.

7. Literatur

- BAECKER-BAUMEISTER, M. (1983): Beitrag zur Genese der Münsterländer Kiessandzone und (sich daraus ergebende) angewandte-geologische Aspekte. - Diss. Universität Münster
- BREMNER, J.M. (1965): Nitrogen available indexes. - Methods of Soil Analysis, Part 2, 1324 - 1345, Madiso
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. - Flora, Abt. B, Bd. 159: 233 - 257

Methanemissionen aus natürlichen und anthropogen beeinflussten, redoximorphen Böden des Südwestdeutschen Alpenvorlandes

von

FIEDLER,S.; SOMMER,M.

Problemstellung

Redoximorphe Böden stellen eine bedeutende Methan-Quelle im globalen Maßstab dar. Während tropische, subarktische und boreal-arktische Zonen im Hinblick auf ihren Beitrag zum globalen CH₄-Budget als vergleichsweise gut untersucht gelten können, wurde den Feuchtgebieten gemäßiger Zonen aufgrund ihres relativ geringen globalen Flächenanteils bisher nur untergeordnete Bedeutung beigemessen.

An flächig repräsentativen Grundwasserböden des Westallgäuer Jungmoränenhügellandes, in dem redoximorphe Böden einen großen Flächenanteil der Bodengesellschaften einnehmen, werden folgende Hypothesen überprüft:

- Mit zunehmendem Vernässungsgrad der Böden steigt die Methanemission. Eine zunehmende Vernässung führt zu geringeren Redoxpotentialen.
- Der Eintrag organischer Substanz über Feststofftransport in nasse Zonen läßt neue Methanquellen entstehen.
- Die Entwässerung von Niedermooren führt zu einer Verringerung von Methanemissionen.

Material und Methoden

Methodischer Ansatz

In drei Landschaftseinheiten, die sich deutlich in ihrem Wasserhaushalt unterscheiden, werden an je zwei Standorten seit Juli 1996 wöchentlich die CH₄-Emissionen und die sie beeinflussenden Parameter erfaßt:

- *nasser Senkenrand* (kolluvial überdeckter Anmoorgley und kolluvial überdeckter Moorgley)
- *vermoorte Senken* (entwässertes und naturnahes Niedermoor)
- *Aue* (Auengley und Auennaßgley)

Meßparameter/Frequenz

- *wöchentliche* Erfassung
 - **CH₄-Efflux** (je 2 static chambers mit 1m² Grundfläche)
Analyse: HP Autosystem XL GC, Detektor FID, Kalkulation: CH₄-Flux wurde als Funktion der linearen Konzentrationsänderung über eine Akkumulationsdauer von 30 min. im headspace der Kammer (112 bis 160 l) ermittelt.
 - **Redoxpotential** (20 Elektroden in unterschiedlichen Tiefen über das Profil verteilt)
 - **Grundwasserstand**
- *stündliches* Monitoring von Niederschlagsmenge, Luft- und Bodentemperatur, Luftfeuchte (Delta-Log)

Ergebnisse

- In redoximorphen Böden besteht ein *regelmäßiger* Zusammenhang zwischen der CH_4 -Emission und dem Grundwasserstand (nicht-linear) (Abb. 1 u. 2). Der Grundwasserstand wiederum spiegelt sich im Redoxniveau wider (Abb. 1). Die Mächtigkeit der oxidativen Zone, die durch Eh-Tiefenprofile charakterisiert werden kann, determiniert die Höhe des CH_4 -Flusses.

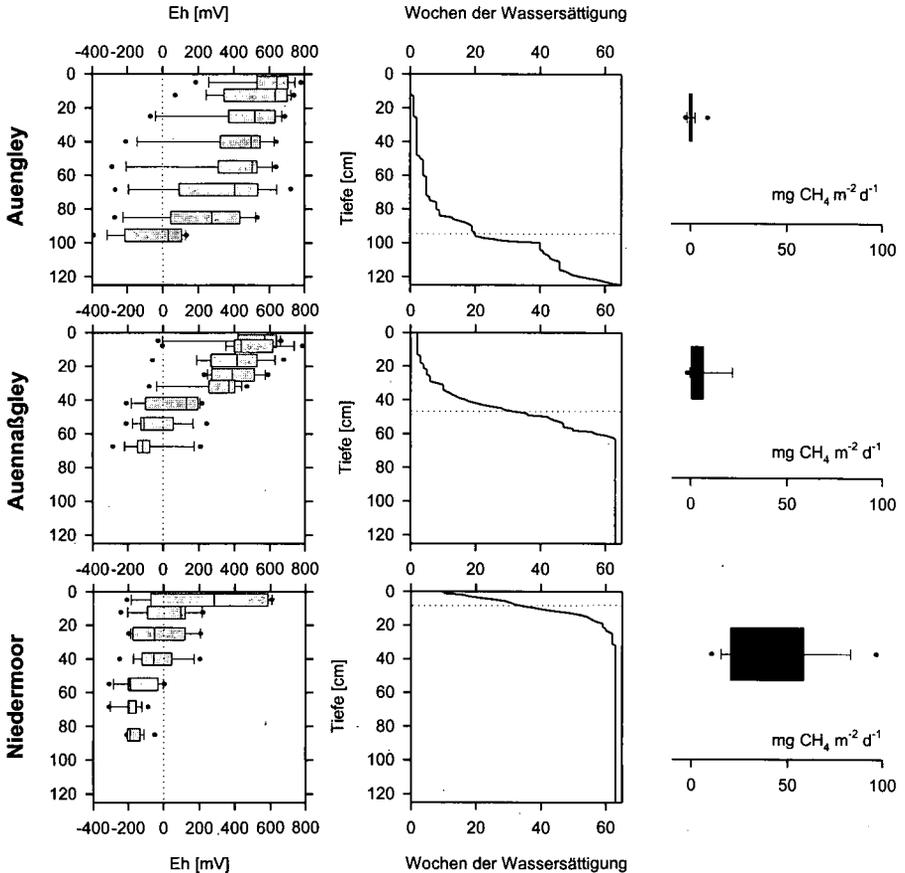


Abb. 1: Tiefenverlauf Redoxpotential (n=120), Wochen der Wassersättigung und Spannweite der CH_4 -Emissionen (n=159)

- Im Hinblick auf die Emissionshöhe läßt sich folgende Reihenfolge (s. Abb. 2) der Böden erstellen: Auengley < entwässertes Niedermoor < Auennaßgley < naturnahes Niedermoor < kolluvial überdeckter Moorgley < kolluvial überdeckter Anmoorgley.

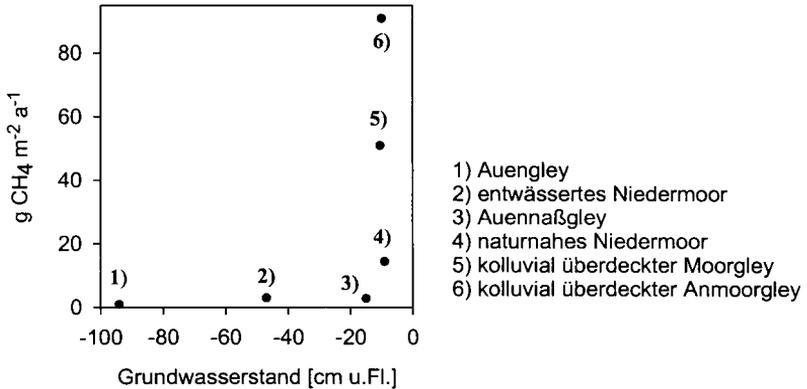


Abb. 2: Kumulative Methanemissionen in Abhängigkeit von den Grundwasserständen (Median)

- Die untersuchten Bodentypen zeigen in ihrer CH₄-Emissionen eine größere Spannweite (-2 bis 6600 mg CH₄ m⁻² d⁻¹), als bisherige Literaturangaben herausstellen (z. Vgl. 0 ... +2243 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) (Bianchi *et al.*, 1996).
- Die Einordnung der **maximalen** Emissionen anhand der bislang wenigen Untersuchungen hiesiger Breiten ergab folgendes:

Die **Auenstandorte** übertreffen während sporadischer Überflutungsphasen in ihren Emissionen die Marschgebiete (Pfeiffer, 1994), fungieren jedoch hauptsächlich als Methansenke. Die hier verbreiteten Bodentypen liegen im untersten Wertebereich emittierender Böden.

Das naturnahe **Niedermoor** entspricht hinsichtlich der Methanemanation anderen europäischen Niedermooren (van Dasselaar & Oenema, 1995). Die Entwässerung von Niedermooren führt zu einer Verringerung der Methanemissionen um 50%

Die Emissionen der **kolluvial überdeckten Senkenränder** überschreiten bei weitem die Emissionen der tropischen Feuchtgebiete (6.6 g im Vgl. 3 g CH₄ m⁻² d⁻¹) (Bartlett *et al.*, 1988). Der Eintrag organischer Substanz in nasse Zonen läßt somit neue Methanquellen entstehen, die als solche noch nicht ausgewiesen wurden.

Fazit

Natürliche und anthropogen beeinflusste Grundwasserböden bzw. Niedermooere stellen aufgrund der Emissionshöhe und ihres hohen Flächenanteils bedeutende CH₄-Quellen im Südwestdeutschen Alpenvorland dar. Die vorgestellten Untersuchungen verweisen darauf, daß Feuchtgebiete dieser Region die Emissionen tropischer Regionen z.T. weit übertreffen und demonstrieren die Notwendigkeit einer Neubewertung der wetlands gemäßiger Zonen.

Anthropogene Eingriffe können sowohl zu einer **Erhöhung**, nämlich durch Sedimentation humosen Oberbodenmaterials in Senkenränder (Ackernutzung in den Einzugsgebieten gekoppelt mit Erosionsprozessen), als auch zu einer **Verringerung** der CH₄-Emissionen führen, nämlich durch die Entwässerung von Niedermooren.

Literatur

- Bartlett, K.; P. Crill; D. Sebach; R. Harriss; J. Wilson & J. Melack (1988):* Methane flux from the central Amazonian floodplain. *J. of Geophysical Res.* 93: 1571-1582
- Bianchi, T.; M. Freer & R.G. Wetzel (1996):* Temporal and spatial variability, and the role of dissolved organic carbon (DOC) in methane fluxes from Sabine River Floodplain (Southeast Texas, U.S.A.). *Arch. Hydrobiol.* 186: 261-287
- Pfeiffer, E.M. (1994):* Methane fluxes in naturale wetlands (mars and moor) In Northern Germany. *Current Topics in Wetland Biochemistry.* 1: 36-47
- Van Dasselaar, A. & O. Oenema (1995):* Effects of grassland management on the emission of methane from grassland on peat soils. In: Zwerver, S.; R. van Rompaey; M. Kok & M. Berk (eds.): *Climate change Reserch: Evaluation and Poliy Implications*, pp. 561-566. *Studies in Environmental Sci.* 65A, Elsevier Sci., Amsterdam

Diese Arbeit wurde durch das Forschungszentrum Karlsruhe Projekt-Wasser-Abfall-Boden (PWAB PW 96 178) gefördert. Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Unterstützung.

Einfluß unterschiedlicher Gülleapplikationstechnik auf die gasförmige Freisetzung von N_2O , CH_4 und CO_2

von

FLESSA, H.; BEESE, F.

1. Einleitung

Zur Reduktion der NH_3 -Emissionen während und nach der Ausbringung von Gülle wird die Injektion der Gülle in den Boden empfohlen. Zahlreiche Untersuchungen belegen, daß durch diese Ausbringungstechnik die Ausgasung von NH_3 sehr effektiv gesenkt werden kann (Vandré et al., 1997). Es besteht jedoch die Gefahr, daß bei der Mineralisation der injizierten Gülle verstärkt anaerobe Umsetzungsprozesse auftreten. Die Reduktion der NH_3 -Verluste hat somit möglicherweise einen Anstieg der Emissionen der umweltrelevanten Spurengase N_2O und CH_4 zur Folge (Dosch und Gutzer, 1996). In einem Mikrokosmenversuch wurde deshalb der Einfluß der Gülleapplikationstechnik auf die Freisetzung der gasförmigen Mineralisationsprodukte CO_2 , CH_4 und N_2O quantifiziert.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit Bodenmikrokosmen (\varnothing 15 cm, Füllhöhe 25 cm) durchgeführt, über die ein kontinuierlicher Frischluftstrom (25 ml min^{-1}) geleitet wurde. Die CO_2 , N_2O - und CH_4 -Konzentrationen in der Zu- und Abluft der Bodenmikrokosmen wurden kontinuierlich bestimmt. Eine detaillierte Beschreibung des Mikrokosmensystems findet sich bei Hantschel et al. (1994) und Flessa und Beese (1995). 9 Mikrokosmensäulen wurden mit gesiebt ($\leq 4 \text{ mm}$) Boden aus einem Ap-Horizont (Lößlehm, C_{org} : 1.2%, pH: 5.9) gefüllt (Lagerungsdichte: 1.2 g cm^{-3}) und mit 1.2 mm/Tag in 4-stündlichen Intervallen beregnet (10^{-2} M CaCl_2 -Lösung). Der konstante Wassergehalt der Bodensäulen entsprach einem wassergefüllten Porenvolumen von 67%. Die Versuche wurden bei konstant 14° Celsius durchgeführt. Nach 4 Wochen Einlaufzeit wurden folgende 3 Varianten (jeweils 3 Mikrokosmen) eingerichtet und die Spurengasflüsse über 10 Wochen kontinuierlich bestimmt.

1. Ohne Gülle (Kontrolle).
2. Breitflächige Gülleapplikation
3. Gülleinjektion

Die güllebehandelten Varianten erhielten jeweils 71 ml Rindergülle pro Mikrokosmos. Dies entsprach einem N-Eintrag von 100 kg N ha^{-1} . Die Kontrolle wurde mit einer entsprechenden Menge an Beregnungslösung beaufschlagt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 bis 3 sind die CO_2 -Freisetzungsraten, die N_2O -Emissionsraten und die CH_4 -Spurengasflüsse der 3 Varianten dargestellt. Unabhängig von der Ausbringungsart wurden $\sim 38\%$ des Gülle-Kohlenstoffs innerhalb von 10 Wochen nach der Applikation veratmet (Abb. 1). Rund 50% hiervon wurden bereits in den ersten 2 Wochen nach der Ausbringung freigesetzt. Die Applikationstechnik hatte folglich keinen Einfluß auf die Gesamtmineralisation des Güllekohlenstoffs. Von dem schwerer verfügbaren C-Pool des Bodens wurden im selben Zeitraum nur 0.87% mineralisiert.

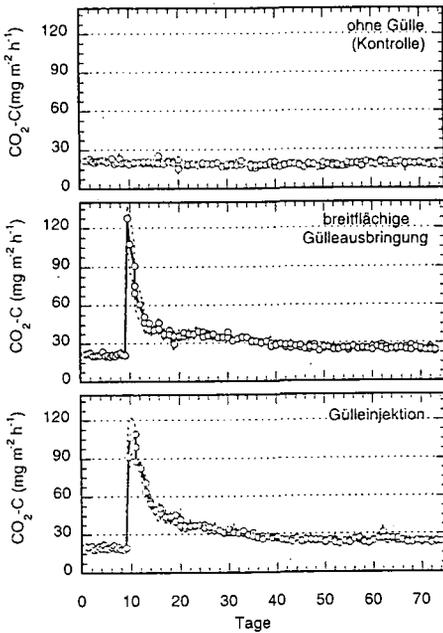


Abbildung 1: Einfluß der Gülleapplikations-technik auf die Freisetzung von CO_2 (Mittelwerte \pm Standardabweichung). Gülleapplikation nach 9.5 Tagen.

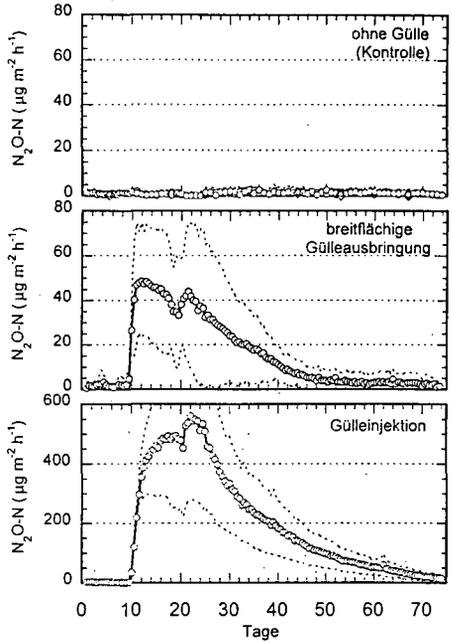


Abbildung 2: Einfluß der Gülleapplikations-technik auf die Freisetzung von N_2O (Mittelwerte \pm Standardabweichung). Gülleapplikation nach 9.5 Tagen.

Die N_2O -Emission wurde maßgeblich durch die Applikationsart bestimmt. Sie betrug im Versuchszeitraum 0.19% (breitwürfige Gülleausbringung) bzw. 3.27% (Gülleinjektion) des applizierten Güllestickstoffs. Ursache für die stark erhöhte N_2O -Freisetzung der injizierten Gülle ist die schlechtere Sauerstoffverfügbarkeit bei der Mineralisation. Dies führt zu erhöhten Denitrifikationsverlusten. Auch 6 Wochen nach der Gülleapplikation waren die N_2O -Emissionsraten der Variante "Gülleinjektion" noch deutlich erhöht. Unter den relativ feuchten Versuchsbedingungen (67% wassergefülltes Porenvolumen) führte die Gülleinjektion zu einem sehr starken Anstieg umweltbelastender N_2O -Austräge.

Die mangelnde Sauerstoffverfügbarkeit bei der Mineralisation der injizierten Gülle zeigte sich auch am Zeitverlauf der CH_4 -Flußraten. Aufgrund der schlechteren Belüftung der Gülle hielt die CH_4 -Emission nach der Injektion deutlich länger an als bei der breitwürfigen Applikation (Abb. 3). Durch die CH_4 -Oxidationskapazität des Bodens war die netto- CH_4 -Bilanz der güllebehandelten Böden nach 17 Tagen (breitwürfige Gülleausbringung) bzw. nach 65 Tagen (Gülleinjektion) wieder ausgeglichen.

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß durch die Maßnahme zur Verminderung der NH_3 -Verluste (Injektion) erhöhte N_2O -Emissionen entstehen können. Die Höhe der auftretenden N_2O -Verluste dürfte von der Verfügbarkeit des Gülle-Kohlenstoffs und -Stickstoffs sowie von der Dauer der anaeroben Mineralisationsprozesse abhängen. Ein wichtige Einflußgröße ist daher auch der Bodenwassergehalt bei der Applikation.

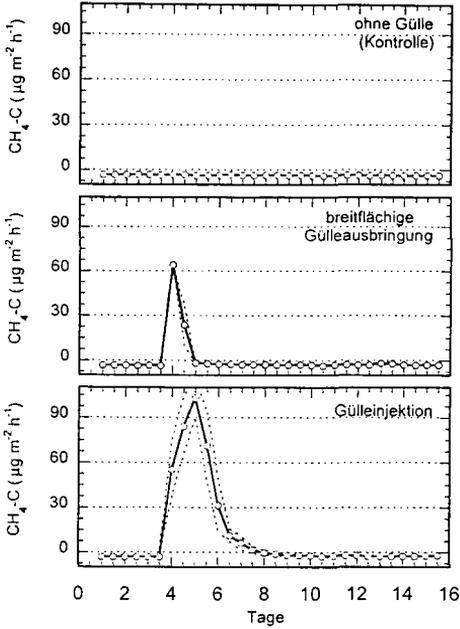


Abbildung 3: Einfluß der Gülleapplikations-technik auf die Freisetzung von CH_4 (Mittelwerte \pm Standardabweichung). Gülleapplikation nach 3.5 Tagen.

Literatur:

Dosch, P. und Gutser, R. (1996). Reducing N losses and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Res.* 43, 165-171.

Flessa, H. und F. Beese (1995). Soil redox potential and nitrous oxide emission as affected by the incorporation of sugar beet plant residues, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 1044-1051.

Hantschel, R., H. Flessa und F. Beese (1994). An automated microcosm system for studying ecological soil processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58, 401-404.

Vandré, R., J. Clemens, H. Goldbach und M. Kaupenjohann (1997). NH_3 and N_2O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I NH_3 emissions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 160, 303-307.

**Die Stickstoffmineralisierung im Ökologischen Landbau
- Ein Vergleich zwischen Messungen *in situ* und unter Laborbedingungen -**

von

GABEL,D.; FRIEDEL,J.K.; STAHR,K.

1. Einleitung und Problemstellung

Im Ökologischen Landbau spielt für die Stickstoff-(N)-Versorgung der Kulturpflanzen die Freisetzung organisch gebundenen Stickstoffs (Mineralisierung) eine besonders große Rolle. Die Messung der N-Mineralisierung im Feld ist jedoch sehr zeit- und arbeitsaufwendig. Aus Ergebnissen der Stickstoffmineralisierung im Laborbrutversuch (N-Mineralisierungspotential) kann - unter Berücksichtigung der aktuellen Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse - die N-Mineralisierung *in situ* geschätzt werden (STAHR et al. 1992). Andererseits wurde im Gefäßversuch ebenfalls eine enge Beziehung zwischen dem in mikrobieller Biomasse gebundenen Stickstoff und dem N-Entzug festgestellt (BECK & BENGEL 1992).

Ziel dieser Untersuchung war es zu überprüfen:

- Welche Beziehung gibt es zwischen dem N-Mineralisierungspotential im Brutversuch und der N-Mineralisierung *in situ* auf unterschiedlich lange ökologisch bewirtschafteten Flächen?
- Ermöglicht die Berücksichtigung des in mikrobieller Biomasse gebundenen Stickstoffs (N_{mik}) eine verbesserte Schätzung der N-Mineralisierung *in situ*?
- Kann der N-Umsatz durch die mikrobielle Biomasse die N-Mineralisierungs-Immobilisierungs-Dynamik *in situ* erklären?

2. Material und Methoden

Die Versuche fanden auf der Domäne Kleinhohenheim einer Versuchsstation der Universität Hohenheim und auf Praxisflächen in der Nähe statt. Die Versuchsfelder werden seit 3, 9 bzw. 41 Jahren ökologisch bewirtschaftet. Als Bodenform wurden pseudovergleyte Parabraunerden aus Lößlehm ausgesucht.

An gekrümelten Proben wurden bei 20°C und 60% maximaler Wasserkapazität Brutversuche nach ZÖTTL (1958) über 84 Tage durchgeführt. Die Erfassung der N-Netto-Mineralisierung (NNM) *in situ* erfolgte nach der 'buried bag' Methode (RUNGE, 1970). Aus den anfänglichen N_{min} -Gehalten (NO_3^- und NH_4^+) und den Gehalten nach der Inkubation wurde die N-Netto-Mineralisierung errechnet. Die Konzentration von mikrobiellem Biomasse-N (N_{mik}) des Bodens wurde mit der Chloroform-Begasungs-Extraktionsmethode nach BROOKES et al. (1985) bestimmt. Der Umsatz (turnover) von

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

N_{mik} wurde anhand der Veränderungen der Gehalte im Zeitverlauf abgeschätzt (vgl. MCGILL et al. 1986).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Summe der NNM über den Zeitraum eines Jahres wies eine enge Beziehung zu dem N-Mineralisierungspotential ($r = 0.75$ bis 0.89) auf, während keine Beziehung zu den Biomasse-N-Gehalten ($r = 0.12$) gefunden werden konnte (Abb. 1). Die länger ökologisch bewirtschafteten Flächen unterschieden sich nicht von den kürzer umgestellten. Einen Einfluß ökologischer Bodenbewirtschaftung auf den Biomasse-N, nicht aber auf das N-Mineralisierungspotential stellten FRIEDEL et al. (1997) beim Vergleich konventioneller und ökologisch bewirtschafteter Flächen fest. Auch MÄDER et al. (1993) fanden auf organisch bewirtschafteten Flächen eine höhere mikrobielle Biomasse und eine höhere Aktivität, aber keine Unterschiede im N-Mineralisierungspotential beim Vergleich mit konventionellen Flächen. Die NNM und der N-Umsatz durch die mikrobielle Biomasse zeigten ($r = 0.20$ bis 0.28) keine Abhängigkeit (Ergebnisse nicht dargestellt). Die Verläufe der NNM und des Biomasse-N im Jahresgang zeigten keine einheitliche Beziehung (Abb. 2). Zu manchen Zeitpunkten schienen gemeinsame Maxima und Minima aufzutreten, zu anderen Zeitpunkten trat keine Übereinstimmung auf oder war die Beziehung gegenläufig.

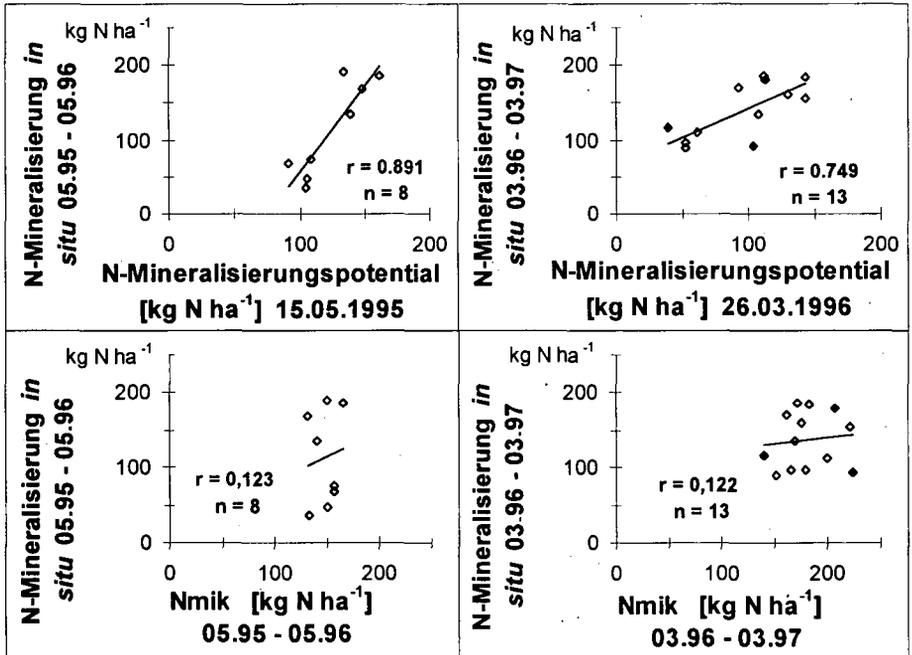


Abb. 1 a - d: Beziehung des N-Mineralisierungspotentials im Brutversuch und des N in mikrobieller Biomasse (N_{mik}) zur Netto-N-Mineralisierung *in situ* (langjährig ökologisch bewirtschaftete Flächen: Symbole ausgefüllt)

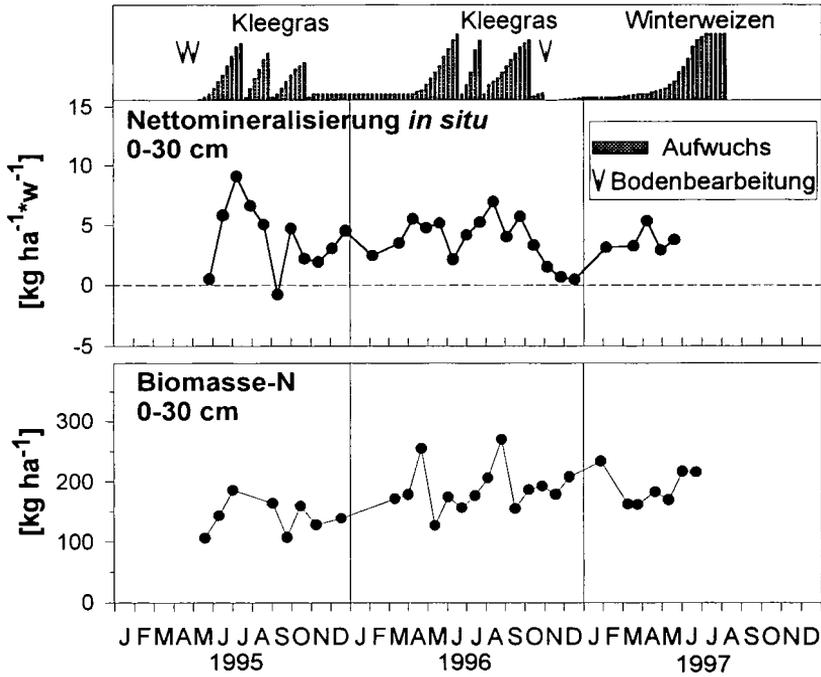


Abb. 2 a - b: Netto-N-Mineralisierung *in situ* und mikrobieller Biomasse-N auf einer Versuchspartzele mit Darstellung der Bewirtschaftung.

Das bedeutet, daß eine Änderung in der Biomasse nicht zwangsläufig zu einer N-Mineralisierung führt (HOFFMANN et al. 1996). Phasen der N-Aufnahme in die (bzw. N-Abgabe aus den) Bodenmikroorganismen sind deutlich erkennbar.

Die fehlende Übereinstimmung mit Phasen der N-Immobilisierung bzw. Mineralisierung *in situ* ist vermutlich sowohl prinzipieller Art als auch durch die Methodik der *in situ*-Methode bedingt. Prinzipiell kann eine Zunahme der N_{mik} -Gehalte einen N-Fluß aus der toten organischen Bodensubstanz in die Mikroorganismen bedeuten (Abnahme der N_{mik} -Gehalte = N-Fluß aus den Mikroorganismen in die tote organische Bodensubstanz), ohne daß Flüsse zum N_{min} -Pool auftreten. Methodische Probleme bestehen vor allem darin, daß Pflanzenwachstum bei der 'buried bag-Methode' nicht berücksichtigt wird. Vermutlich wird jedoch die NNM durch Rhizodepositionen und durch N-Entzüge beeinflusst (CLARHOLM 1985). In Übereinstimmung damit stehen Beobachtungen aus Versuchen mit 'soil cores' zur Messung der N-Nettomineralisierung *in situ*, bei denen die C_{mik} -Gehalte in den 'soil cores' während des Hauptwachstums der Kulturen deutlich geringer waren als in dem umgebenden durchwurzelteten Boden (STENGER et al. 1996).

4. Zusammenfassung

Die N-Mineralisierung *in situ* über ein Jahr läßt sich anhand der N-Mineralisierungspotentiale im Brutversuch grob abschätzen. Durch die Dauer der ökologischen Bewirtschaftung ergeben sich keine Unterschiede bei den Versuchsflächen.

Die Berücksichtigung des **Stickstoffs in mikrobieller Biomasse** erbringt für die Vorhersage keine Verbesserung. Es wurde keine statistisch abzusichernde Beziehung zwischen dem N_{mik} und der N-Mineralisierung *in situ* gefunden.

Der **Umsatz von Stickstoff durch die mikrobielle Biomasse** zeigt keine unmittelbare Beziehung zur N-Mineralisierung *in situ*.

Deutliche **Phasen der N-Aufnahme bzw. N-Abgabe** der Bodenmikroorganismen stimmen nicht mit **Phasen der N-Mineralisation/-Immobilisation** überein.

5. Literatur

- BECK, T., BENDEL, A. (1992): Die mikrobielle Biomasse in Böden, Teil II. SuB 2: III-1 - III-5.
- BROOKES, P.C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., JENKINSON, D.S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 837-842.
- CLARHOLM, M. (1985): Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 181-187.
- FRIEDEL, J.K., DIERENBACH, E., GABEL, D. (1997): Die Rolle der mikrobiellen Biomasse im C- und N-Kreislauf ökologisch bewirtschafteter Ackerböden. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau. U. Köpke & J.-A. Eisele (Hrsg.). Verlag Dr. Köster. S. 77-83, Berlin.
- HOFFMANN, C., PLATTE, H., LICKFETT, T., KOCH, H.J. (1996): The role of microbial biomass for the N mineralisation in a field incubation experiment with reduced soil tillage. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop, Braunschweig* : 243-246.
- MÄDER, P., PFIFFNER, L., JÄGGI, W., WIEMKEN, A., NIGGLI, U., BESSON, J.-M. (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. *Schweizerische Landw. Forschung* 32: 509-545.
- MCGILL, W.B., CANNON, K.B., ROBERTSON, J.A., CLARK, F.D. (1986): Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can.J. Soil Sci.* 66: 1-19.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 159: 233-257.
- STAHR, K., RÜCK, F., LORENZ, G. (1992): Vorhersage der Stickstoffmineralisierung in Böden Baden-Württembergs. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 30: 103-129.
- STENGER, R., PRIESACK, E., BEESE, F. (1996): In situ studies of soil mineral N fluxes: Some comments on the applicability of the sequential soil coring method in arable soils. *Plant and Soil* 183: 199-211.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. *Z. Pflanzenern., Düng. u. Bodenk.* 81, 35-50, Weinheim.
- Danksagung:** Wir danken Herrn I. Andruschkewitsch, Frau H. Hippel, Frau I. Schumacher und Frau A. Sekine für ihre Mitarbeit im Feld und Labor.

Simulation der Ertragsbildung von Trockenreis auf stark verwitterten tropischen Böden

von

GAISER,Th.; HILGER,Th.

Fragestellung

Pflanzenwachstum und Ertragsbildung werden in Abhängigkeit von Standort, Pflanzenart und Management von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die in dynamischer Wechselbeziehung zueinander stehen. In den letzten Jahrzehnten wurden daher Simulationsmodelle zur Beschreibung der Komplexität und Dynamik der Ertragsbildung für verschiedene Kulturpflanzen entwickelt. Die meisten Ertragsmodelle sind auf die Standortbedingungen in gemäßigten und subtropischen Klimaregionen angepaßt und werden dort angewendet. Es ist noch ungeklärt, ob existierende Simulationsmodelle sich auch für die Beschreibung der Ertragsbildung von Trockenreis unter tropischen Bedingungen und insbesondere auf stark verwitterten Böden mit hoher Aluminiumsättigung eignen.

Modellauswahl

Zu Beginn der Untersuchungen wurde die Struktur von 13 Simulationsmodellen im Hinblick auf die Berücksichtigung der Aluminiumsättigung bei der Ertragssimulation verglichen. Es stellte sich heraus, daß lediglich die Ertragsmodelle EPIC und ALMANAC die Aluminiumsättigung im Boden als potentiell ertragslimitierenden Faktor berücksichtigen. In beiden Modellen wird die Aluminiumsättigung im Boden über den empirischen Ansatz von Jones (1984)

ALS = 154,2 - 1,017 BSA - 3,173 C - 14,23 PH für pH < 5,6
ALS = 0 für pH ≥ 5,6

abgeschätzt (ALS: Aluminiumsättigung (%); BSA: Basensättigung (%); C: Corg-Gehalt (%)). Im Modell beeinflusst die Aluminiumsättigung Wurzelwachstum und -verteilung in den einzelnen Bodenhorizonten über die Verminderung der potentiellen Wasseraufnahme. Details zur Modellierung der Biomasse- und Ertragsbildung sind der Modelldokumentation (USDA 1990) zu entnehmen.

Parametrisierung und statistische Auswertung

Da Trockenreis in der Regel in Reinkultur angebaut wird und das Modell ALMANAC für die Simulation von Mischbeständen entwickelt worden ist, wurde das Modellsystem EPIC (Version 0941) für die Bearbeitung der vorliegenden Fragestellung ausgewählt. Zur Parametrisierung und Validierung wurden Daten aus zweijährigen Feldversuchen (1986 und 1987) mit Trockenreis auf einem Humic Ferralsol (FAO 1990, Tab.1) in Piauí (Nordost-Brasilien) herangezogen (Hilger 1991). Bei den Feldversuchen handelte es sich um eine mehrfaktorielle Versuchsanlage mit den Faktoren N-Düngung (0, 50, 100, 150 kg ha⁻¹), Mulchen (+/-) und Brandrodung (+/-). Alle Behandlungen, außer einer Kontrolle unter traditioneller Bewirtschaftung, erhielten vor Versuchsbeginn eine Grunddüngung mit P (44 kg ha⁻¹), K (82 kg ha⁻¹), Mg (30 kg ha⁻¹) und Löschkalk (3 t ha⁻¹).

Tabelle 1: Physikalische und chemische Eigenschaften des Versuchstandortes (Humic Ferralsol)

Tiefe	S	U	T	pH (H ₂ O)	Org. C	Ca _{ex}	Mg _{ex}	K _{ex}	Al
cm	%				g kg ⁻¹	cmol(+) kg ⁻¹		% KAK _{eff}	
0-20	41	12	47	4.4	24	0.2	0.1	0.1	91
20-40	39	12	49	4.4	20	0.2	0.1	<0.1	89
40-60	38	11	51	4.5	14	0.1	0.1	<0.1	88
60-80	38	11	51	4.6	14	0.1	0.1	<0.1	86

Tabelle 2: Paarweiser Vergleich von simulierten und beobachteten Reiserträgen (t ha⁻¹) in Abhängigkeit von verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Brandrodung, Mulchen

Behandlung	n	Mittelwert		Mittlere Abweichung	P (t > T)
		simuliert	beobachtet		
Alle Behandlungen	25	1,82	1,98	0,16	0,12
Brandrodung					
mit	16	1,86	2,07	0,21	0,11
ohne	9	1,76	1,82	0,06	0,69
Mulchen					
mit	13	1,77	2,18	0,41 ^b	<0,01
ohne	12	1,88	1,75	0,13	0,33

^b Mittelwerte signifikant verschieden mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0.001

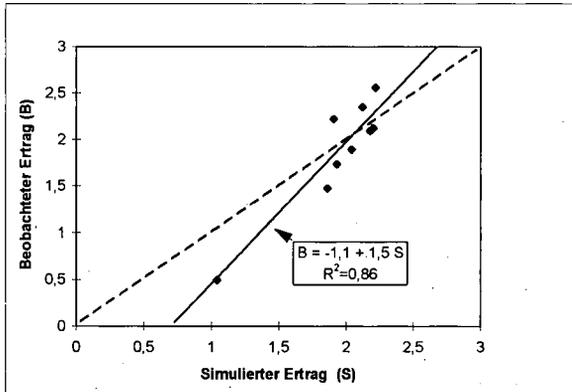


Abbildung 1: Simulierte versus beobachtete Reiserträge (t ha⁻¹) auf einem Humic Ferralsol (Kalibrierung)

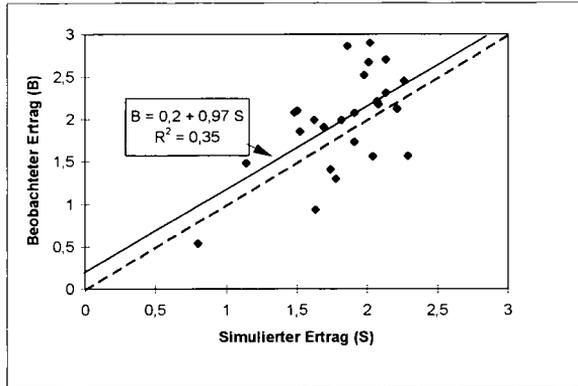


Abbildung 2: Simulierte versus beobachtete Reiserträge ($t\ ha^{-1}$) auf einem Humic Ferralsol (Validierung, alle Behandlungen)

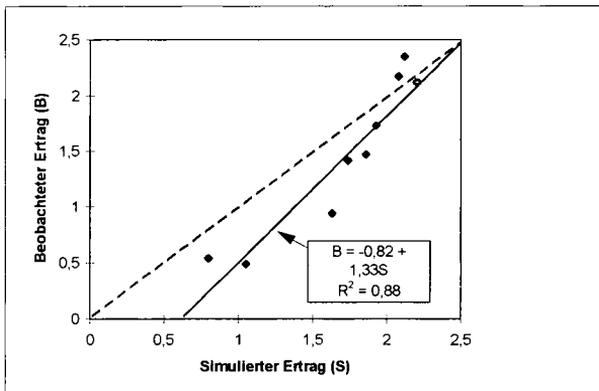


Abbildung 3: Simulierte versus beobachtete Reiserträge ($t\ ha^{-1}$) auf einem Humic Ferralsol (nur Erträge aus Behandlungen ohne Brandrodung und Mulchanwendung)

Der Jahresniederschlag in den beiden Versuchsjahren lag einmal über (1520 mm im Jahr 1986) und einmal unter (954 mm im Jahr 1987) dem langjährigen Mittel von 1200 mm. Die Parametrisierung der Ertragssimulation bestand im Wesentlichen in der Anpassung des im Cropfile vorgegebenen Harvest Index (HI) und der Temperatursumme (HUmax) an die im Versuch verwendete lokale Reissorte. Die statistische Auswertung der Simulationsergebnisse erfolgte mit dem Softwarepaket SAS zum Einen durch paarweise Vergleiche zwischen simulierten und beobachteten Erträgen und zum Anderen durch Regressionsanalysen.

Die Kalibrierung erfolgte mit Datensätzen aus neun zufällig ausgewählten Behandlungen aus den Jahren 1986 und 1987. Die Kalibrierung erbrachte ein Bestimmtheitsmaß von $R^2=0,86$ für die Regression zwischen simulierten und beobachteten Erträgen (Abb. 1).

Validierung und Diskussion

Die Validierung des Modells erfolgte anhand der übrigen 25 Datensätze aus den Jahren 1986 und 1987. Der Mittelwert der simulierten Erträge über alle Behandlungen ($n=25$) lag zwar mit $1,82 \text{ t ha}^{-1}$ etwas unter dem Mittelwert der beobachteten Erträge ($1,98 \text{ t ha}^{-1}$), der Unterschied war jedoch statistisch gesehen nicht signifikant (Tab.2). Auch die lineare Regression zwischen simulierten und beobachteten Erträgen zeigte eine recht gute Anpassung der Steigung ($b=0,97$) an die Winkelhalbierende, jedoch fiel das Bestimmtheitsmaß mit $R^2=0,35$ sehr gering aus (Abb.2).

Der paarweise Vergleich der Mittelwerte aus Behandlungen ohne Brandrodung ($n=9$) bzw. ohne Mulchen ($n=12$) ergab z.T. wesentlich geringere Unterschiede zwischen simulierten und beobachteten Erträgen, und zwar $0,06 \text{ t ha}^{-1}$ in den Behandlungen ohne Brandrodung und $0,13 \text{ t ha}^{-1}$ in den Behandlungen ohne Mulchausbringung (Tab.2). Andererseits ergab der paarweise Mittelwertvergleich in den Behandlungen, in denen Mulch ausgebracht wurde, einen hochsignifikanten Unterschied zwischen simulierten und beobachteten Erträgen ($1,77$ gegenüber $2,18 \text{ t ha}^{-1}$), wobei die Simulation die Erträge in den gemulchten Parzellen tendenziell unterschätzte. Dies deutet darauf hin, daß das Modellsystem EPIC zwar die Ertragsbildung auf nicht gebrannten sowie nicht gemulchten Flächen befriedigend simuliert, daß aber die positiven Auswirkungen einer Mulchausbringung bzw. einer Brandrodung auf den Ertrag nicht hinreichend berücksichtigt werden. Das sehr hohe Bestimmtheitsmaß der Regression ($R^2=0,88$) aus simulierten und beobachteten Erträge in Parzellen ohne Mulch und Brandrodung bestätigt diese Hypothese (Abb.3). In diesem Fall ist allerdings der Achsenabschnitt der Regression negativ, d.h. bei geringem Ertragsniveau wird der Ertrag in der Simulation leicht überschätzt.

Schlußfolgerungen

In Reisbeständen mit unterschiedlicher Stickstoffdüngung auf einem Humic Ferralsol konnte das Modellsystem EPIC die Ertragsbildung nur auf jenen Flächen befriedigend beschreiben, in denen weder Mulch ausgebracht noch Brandrodung betrieben wurde. Für die Ertragssimulation in gemulchten Beständen und auf Flächen, die durch das traditionell übliche Abbrennen der Vegetation gerodet wurden, besteht noch Bedarf einer Anpassung bzw. Modifizierung des Modellsystems EPIC.

Literatur

- Hilger T.H. (1991): Die Wirkung von Brennen, Mulchen und Mineraldüngeranwendung auf Bodenparameter eines Oxisols und den Ertrag von Trockenreis in Zentralpiau (Nordostbrasilien). Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen, Tropeninstitut. 191 S.
- Jones C.A. (1984): Estimation of percent aluminium saturation from soil chemical data. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15:327-335.
- USDA (1990): EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator. 1. Model Documentation. United States Department of Agriculture, Technical Bulletin 1768. 235 S.

Methanflüsse in und aus unterschiedlich bewirtschafteten Böden des württembergischen Allgäu

von

GLATZEL,S.; STAHR,K.

EINFÜHRUNG:

Hydromorphe Böden zählen zu den wichtigsten natürlichen Emittenten von Methan. Auch terrestrische Böden sind in den letzten Jahren wegen Unterschieden in der Methanoxidationskapazität verstärkt untersucht worden (Hütsch, 1996; Priémé et al., 1997). In Siggen/Neuweiher im württembergischen Allgäu werden seit 1994 Methanflüsse gemessen (Kleber, 1997). 1996 wurden die Messungen intensiviert. Es wird der Methanhaushalt von Böden an drei Meßplätzen "gedüngt", "ungedüngt" und "Schilfgürtel" erforscht. Folgende Fragen stehen im Mittelpunkt der Untersuchungen:

1. Fordert der Anspruch, repräsentativ Methanflüsse zu erfassen, die Beprobung zu allen Jahres- und Tageszeiten?
2. Welche Richtung und Höhe besitzen Methanflüsse von Böden unter unterschiedlichen Umweltbedingungen auf engem Raum?
3. Welche Umweltparameter steuern den Betrag von Methanflüssen ?

MATERIAL UND METHODEN:

Standort:

Siggen bei Wangen im Allgäu, durchschnittliche JMT: 6,5°C; durchschnittlicher Niederschlag: 1400 mm

Grünlandmeßplätze: Lolio-cynosuretum-Pflanzengesellschaft; 4-5-schnittiges Dauergrünland seit 40 Jahren (davor Ackernutzung); Düngung: Rindergülle: durchschnittlich 300 kg N/ha; ungedüngte Parzelle seit 10 Jahren ohne Düngung.

Schilfgürtel: eutropher Standort mit *Phragmites spp.*, *Filipendula ulmaria*

Böden:

	Bodentyp	Schwankungsbereich des Grundwassers	kg C/m ²	kg N/m ²
ungedüngt	Kolluvisol	-40 - -160 cm	12,52	1,51
gedüngt	Kolluvisol	-50 - -180 cm	16,83	1,96
Schilfgürtel	Gley-Kolluvisol	0 - -50 cm	24,78	2,02

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

Messungen:

Pro Meßplatz 4 geschlossene Meßkammern "Hohenheimer Haube" (Glatzel et al, 1996), Grundfläche 1 m², Volumen 512 l. 1-3 Messungen/Woche. Schließzeit 60 min. Gasprobennahme nach 0, 30, 60 min. Analyse am FID-GC (Fa. Perkin-Elmer, Überlingen). cV bei 40 Injektionen von Luft 2,61%. Flußberechnung i.a. nonlinear nach Hutchinson & Livingston (1993).

Bodenfeuchtemessungen mit Felddauslesegerät, Datenlogger und Multiplexer der Fa. Easy Test, Lublin, Polen. Bodentemperaturen mit Eigenbau-Molybdän-Sensoren und Datenspeicherung mit Datenlogger. Bodenwasseranalyse am Autoanalyzer (Fa. Skalar, Düsseldorf).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION:

In Abb.1 ist kein Tagesgang zu erkennen. Mosier et al. (1991) fanden lediglich 10% Schwankung der Methanoxidation im Tagesverlauf und Fiedler (mündl. Mitteilung) fand ebenfalls das Fehlen eines Tagesganges des Methanflusses von hydromorphen Böden im Allgäu. In die Interpolation der Daten gehen also keine Tagesschwankungen ein.

Unterschiede zwischen den Meßplätzen sind nur zwischen der gedüngten Parzelle und dem Schilfgürtel signifikant, doch die Interpolation der vorhandenen Daten weist auf Unterschiede zwischen den Meßplätzen hin: Auf ein Jahr bezogen, werden im Schilfgürtel 66,30 kg CH₄ ha⁻¹ a⁻¹ ausgestoßen. Dieser Wert befindet sich am unteren Ende dessen, was von Topp & Pattey (1997) als repräsentativ für Niedermoorstandorte erachtet wird, doch die Autoren beziehen sich auf Daten, die im nur Sommer gewonnen wurden und die hier präsentierten Daten decken das ganze Jahr ab.

Methanflüsse in Sigen 22/23.4.97

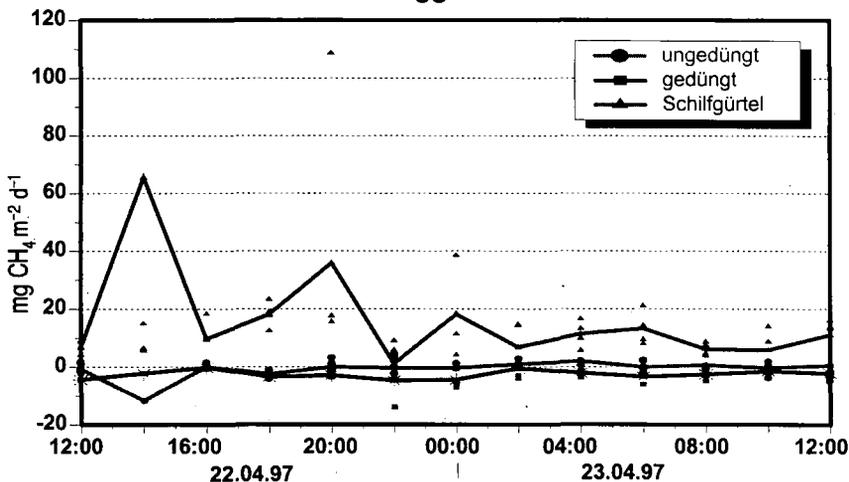


Abb.1: Methanflüsse in und aus drei Böden in Sigen am 22. und 23.4.1997. Dargestellt ist der Gang des arithmetischen Mittels der Flüsse aus vier Hauben sowie die Einzelwerte (Punkte).

Die ungedüngte Parzelle oxidiert $0,96 \text{ CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Mosier et al. (1991) geben für die nordamerikanische Prärie doppelt so hohe Methanoxidationsraten an, doch auch diese Daten beschränken sich auf den Sommer. Die gedüngte Parzelle emittiert $2,10 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Die Spitzenwerte an der gedüngten Meßstelle im Oktober 1996 und im März 1997 sind auf die Haubenschließung wenige Stunden (1997) bzw. Tage (1996) nach der Gülleapplikation zurückzuführen. Eine Unsicherheit bei der Interpolation der Flüsse liegt in der Berücksichtigung der Zeit unmittelbar nach der Gülleapplikation. Ereignisorientierte Beprobungen, wie sie beim N_2O geschehen, können Aufschluß über den Verlauf der Methanemission nach Düngung geben.

Methanflüsse in Siggen 1996/1997

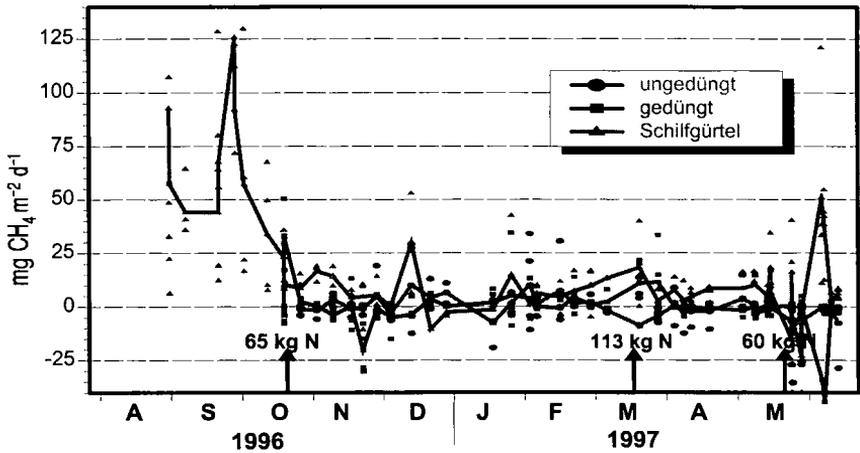


Abb.2: Methanflüsse in und aus drei Böden in Siggen von Oktober 1996 bis Juni 1997. Dargestellt ist der Gang des arithmetischen Mittels der Flüsse aus vier Hauben sowie die Einzelwerte (Punkte) und die aufgebrauchte Düngermenge in kg/ha.

Tab.1: Korrelationsmatrix zwischen der Methanemission der drei Meßplätze mit Grundwasserstand (GW), Bodentemperatur (BT*), Bodenfeuchte (BF*), DOC- und NO_3 -Gehalt der Bodenlösung (DOC*, NO_3^*)

CH_4 -Emission	GW	BT	BF	DOC	NO_3
ungedüngt	0,02 n=27	0,12 n=39	0,31 n=21	0,02 n=4	0,19 n=4
gedüngt	0,02 n=29	0,10 n=27	0,22 n=12	0,39 n=18	0,03 n=21
Schilfgürtel	0,00 n=33	0,05 n=42	0,02 n=30	0,05 n=23	0,19 n=27

*=gemessen im obersten Horizont. Weiße Felder beschreiben positive, graue Felder negative Beziehungen

Tab.1 zeigt Abhängigkeiten der Methanflüsse zu Umweltparametern im obersten Horizont. Das Ziel ist es, die Aktivität von methanotropen Mikroorganismen zu beschreiben. Die Korrelationsmatrix ergibt jedoch kein einheitliches Bild. Keine der untersuchten Beziehungen erreicht ein hohes Bestimmtheitsmaß. Vor allem im Schilfgürtel lassen sich die Methanemissionen anhand der untersuchten Parameter nicht erklären. Auffallend ist die positive Beziehung der Methanemission zum Wassergehalt im ungedüngten Bereich, während am gedüngten Meßplatz hoher Wassergehalt des Oberbodens Methanausstoß hemmt. Die sicherste Beziehung besteht zwischen der Methanemission und dem DOC-Gehalt des Oberbodens im gedüngten Bereich. Zur Klärung des Einflusses der Umweltparameter auf die Methanoxidation sind weitergehende Untersuchungen notwendig.

ZUSAMMENFASSUNG:

Ganzjährige Messungen in und aus Böden im württembergischen Allgäu zeigen:

- daß die Methanflüsse im Gegensatz zum Jahresverlauf im Tagesgang nicht schwanken.
- daß der Schilfgürtel Methan in einem Maße emittiert, das bei der Kalkulation von C-Bilanzen berücksichtigt werden muß.
- daß gedüngtes Grünland eine Netto-Methanquelle darstellen kann, während das ungedüngte Grünland eine Methansenke ist
- daß sich die Abhängigkeit der Methanflüsse von Umweltparametern nicht hinreichend mit den gezeigten Mitteln beschreiben läßt

LITERATUR:

- FIEDLER, S. (1997): Mündliche Mitteilung vom 06.06.1997.
- HÜTSCH, B.W. (1996): Methane oxidation in soils of two long-term fertilization experiments in Germany. *Soil Biol. Biochem.* **28,6**:773-782.
- HUTCHINSON, G. & LIVINGSTON, G (1993): Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. S. 64-78. ASA Special Pub. Nr.55. Madison.
- GLATZEL, S., KLEBER, M., STAHR, K. (1996): Monitoring des Spurengaswechsels feuchter Grünlandböden im württembergischen Allgäu. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **9**:263-264.
- KLEBER, M. (1996): Carbon exchange in humid grassland soils. Diss. Univ. Hohenheim. 264 S. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte Nr.41. Stuttgart.
- MOSIER, A., SCHIMEL, D., VALENTINE, D., BRONSON, K., PARTON, W. (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in native fertilized and cultivated grasslands. *Nature* **350**:330-332.
- PRIEMÈ, A., CHRISTENSEN, S., DOBBIE, K.E., SMITH, K.A. (1997): Slow increase of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* **29,8**:1269-1273.
- TOPP, E. & PATTEY, E. (1997): Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Canadian Journal of Soil Science* **77**:167-178.

**Prozeßorientierte Modellierung der N₂O-Dyna-mik mit Hilfe des
Baukastensystems *ExpertN***

von

HABERBOSCH,Chr.; STENGER,R.; PRIESACK,E.

Die prozeßorientierte Modellierung der N₂O-Emission aus Agrarökosystemen soll ermöglichen die Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Nutzungsänderungen auf die N₂O-Emission zu simulieren und abzuschätzen. Dazu müssen die bedeutendsten Steuergrößen der N₂O-Produktion ermittelt und in einem mathematischen Modell abgebildet werden.

Zu diesem Zweck wurden bestehende Module des Modellsystems *ExpertN* zur Simulation des Wasser- und Stickstoffhaushaltes sowie des Pflanzenwachstums in den folgenden Punkten erweitert:

- Produktion von N₂O während Denitrifikation und Nitrifikation
- Löslichkeit von N₂O in der Bodenlösung und N₂O-Transport
- N₂O-Abbau zu N₂ (vollständige Denitrifikation)
- Frieren von Bodenwasser und Berücksichtigung von Wiederbefeuchtung

Folgende Schlußfolgerungen können aus dem Vergleich der Simulationsergebnisse mit Messungen auf dem FAM-Versuchsgut Scheyern gezogen werden:

- Die Grundumsatz- und saisontypische N₂O-Freisetzung kann mit dem vorgestellten Modell weitgehend abgebildet werden.
- Die hohen ereignisbedingten Emissionsspitzen werden ohne explizite Berücksichtigung von Frost/Tau-Zyklen und Wiederbefeuchtung mit einfachen Ansätzen basierend auf der Beschreibung der N₂O-Produktion als Rate nullter oder erster Ordnung nicht erfaßt.
- Ereignisspezifische Simulationsansätze stellen jedoch hohe Anforderungen an die Güte des modellierten Temperatur-, Stoff- und Wasserhaushaltes.

Publikationen:

Flessa, H., Dörsch, P. und Beese, F. (1995): Seasonal variability of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. *Journal of Geophysical Research*, (23), 115-124

Haberbosch, C.; Priesack, E., Stenger, R., Dörsch, P. (1996): Modelling of N₂O emissions from soils during freezing and thawing. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop*. Technische Universität Braunschweig. Braunschweig September 1996, p.491-494.

Frolking, S., A. Mosier, D. Ojima, C. Li, W. Parton, C. Potter, P. Dörsch, E. Priesack, R. Stenger, C. Haberbosch, H. Flessa and K. Smith (1998) Comparison of N₂O Emissions from Soils at Three Temperate Agricultural Sites: Simulations of Year-Round Measurements by Four Models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, submitted

¹ GSF-Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim, haberbosch@gsf.de
homepage: <http://www.gsf.de/iboe/expertn/>



N₂O-Emissionen und Denitrifikationsverluste eines Kolluviums unter Maisanbau im Vogesenvorland der Region „Mittleres Elsaß“ in Abhängigkeit von Boden- und Witterungsfaktoren

von

HACK,J.; MUNCH,J.C.

Einleitung:

Genauere Kenntnisse über gasförmige Stickstoff-Verluste an N₂O und N₂ (wie auch NO) aus Denitrifikation, Nitrifikation und anderen Prozessen in landwirtschaftlich genutzten und N-gedüngten Böden und über Faktoren, die sie in situ beeinflussen, sind sowohl aus ökonomischer Sicht im Hinblick auf eine auch weiterhin wirtschaftliche N-Düngung als auch aus ökologischer Sicht in Bezug auf mögliche Umweltschädigungen und Klimaänderungen (Ozonschichtzerstörung der Stratosphäre, NOx- und Ozonproblematik der Troposphäre, Treibhauseffekt und 'Saurer Regen') von großem Interesse.

In den meisten Agrarlandschaften sind Art, Umfang und jährliche Schwankungen an N-Gas-Emissionen aus Böden sowie die komplexen Interaktionen der auf sie einwirkenden Faktoren noch weitgehend unbekannt (MOSIER, 1990; GRANLI & BÖCKMAN, 1994). Diese Kenntnislücken für die Region 'Mittleres Elsaß' zu verringern, war Ziel der durchgeführten Untersuchung. Hierbei sollten die N₂O-Emissionen und Denitrifikationsverluste auf einem Maisstandort (Mais in der Region vorherrschende Ackerfrucht auf ebenen Flächen und flachen Hängen) im Vogesenvorland im saisonalen Verlauf über 2 Jahre quantifiziert, deren Einflußgrößen (Boden- und Witterungsfaktoren) in situ erfasst und auf der Basis der ermittelten Daten Modellkonzepte entwickelt werden.

Material und Methoden:

Das Versuchsfeld war ein mit Mais bestelltes und betriebsüblich gedüngtes **Kolluvium** (A_p; uL; pH(H₂O) 7,5; 1,2% org. C) über einer mehrere Meter mächtigen Lößdecke am nach Osten geneigten Hangfuß eines Vorhügels der Vogesen unterhalb der Ortschaft Epfig (nordwestlich von Séléstat). Dieses wurde in regelmäßigen Abständen von Mai bis November 1991 und von März 1992 bis März 1993 beprobt. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen im Untersuchungszeitraum sind in Tab. I dargestellt.

Tab. I: Bewirtschaftungsmaßnahmen in den Jahren 1991 und 1992

Bewirtschaftungsmaßnahmen	1991	1992
Aussaat	24.4.: Körnermais Sorte DEA	25.4.: Körnermais Sorte DEA
N-Düngung	21.5.: 130 kg N ha ⁻¹ (NH ₄ NO ₃)	21.4.: 40 kg N ha ⁻¹ (NH ₄ NO ₃) 23.5.: 100 kg N ha ⁻¹ (NH ₄ NO ₃)
Drusch	17.10: im Stadium der Vollreife	24.9.: im Stadium der Vollreife
Bodenumbruch	15.11.: 20-25 cm tiefe Pflugfurche	10.11.: 20-25 cm tiefe Pflugfurche

Die N₂O-Emissionen (N₂O) und Denitrifikationsverluste (N_{DEN}) wurden ohne und mit vorhergehender Acetyleninhibierung aus offenen Kammern (6 Wiederholungen) in Molekularsiebfallen angereichert und im Gaschromatographen analysiert (RYDEN et al., 1978 u. 1979). Zu gleichen Zeitpunkten wurden als biologische, chemische und physikalische **Boden- und Witterungsparameter** (Standortparameter) die **Bodenatmung** (CO₂) (mit offenen Kammern in Natronlauge aufgefangene CO₂-Emissionen), der **Gehalt an kaltwasserlöslichen organischen Kohlenstoffverbindungen (KWC)**, die **Nitrat-** (NO₃) **und Ammoniumgehalte** (NH₄) (nach Extraktion mit KCl) und der **gravimetrische Wassergehalt (WG)** des Bodens (jeweils in 0 bis 20 cm Tiefe) sowie die **Bodentemperatur (TEM)**, in 20 cm Tiefe) und die **Niederschläge (NDS)** bestimmt.

¹⁾ Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, D-70593 Stuttgart

²⁾ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg, Ingolstädter Landstraße 1, D-85764 Oberschleißheim

Ergebnisse und Diskussion:

Der Maisstandort setzte **maximale Raten** (Tagesmittelwerte) an **N₂O** (bis zu knapp 0,5 kg N ha⁻¹ d⁻¹) und **Denitrifikations-N-Gas** (N₂O und N₂) (bis zu knapp 1 kg N ha⁻¹ d⁻¹) im späten Frühjahr 1992 unter feuchtwarmen Bedingungen bei hoher Nitratverfügbarkeit nach N-Düngungen frei (Abb. 1). Außer im späten Frühjahr kam es in beiden Jahren im Herbst nach der Körnerreife zu höheren N-Gas-Emissionsraten von 30 bis 300 g N ha⁻¹ d⁻¹, während die gasförmigen N-Austräge zu den Meßzeitpunkten im Spätsommer und im Winter bis zum frühen Frühjahr jeweils gering blieben. Damit traten höhere N-Gas-Emissionen nur bei niederm Pflanzenbewuchs bzw. vegetationsfreiem Boden und bei Temperaturen >5°C in 20 cm Bodentiefe auf.

Spearman'sche Rangkorrelationen (Tab. 2) und **multiple Regressionsanalysen** der Logarithmen [- hierbei Residuen auf Normalverteilung geprüft-] (Tab. 3) zeigen, daß 1991 die N-Gas-Emissionsraten wie in anderen Untersuchungen (BENCKISER et al., 1987) hauptsächlich von den Feuchteverhältnissen (gravimetrischer Wassergehalt und Niederschlagssummen des Zeitraums von 8 Tagen vor jeder Probenahme) und in geringerem Maße von der Bodenatmung beeinflusst wurden, während 1992 der Nitratgehalt des Bodens zusätzlich zu den genannten Faktoren die N-Austragsraten steuerte. Darüberhinaus bestanden 1992 signifikant positive Korrelationen zwischen den in diesem Jahr durchschnittlich deutlich höheren N-Gas-Emissionsraten und dem Ammoniumgehalt. Trockene Bedingungen führten im späten Frühjahr und Frühsommer 1991 im Vergleich zum gleichen Zeitraum 1992 zu einer Anhäufung von Nitrat und in geringerem Umfange von Ammonium (vgl. Abb. 1) aufgrund einer Hemmung der Denitrifikation und auch Nitrifikation. Dies resultierte in negativen Beziehungen der N-Gas-Emissionsraten zu den Nitrat- und Ammoniumgehalten wie auch zur Bodentemperatur. Letztere korrelierte, wie in anderen Untersuchungen landwirtschaftlich genutzter Böden in temperierten Klimagebieten (KAPP et al., 1993), signifikant negativ mit der Bodenfeuchte (über den gesamten Untersuchungszeitraum $r = -0,74^{***}$ bei $n = 34$). Der Gehalt des Bodens an wasserlöslichen C-Verbindungen hatte in beiden Jahren nur einen geringen positiven Einfluß.

Folgende **mechanistisch-empirische Modelle** der N-Gas-Emissionsraten in Abhängigkeit von Funktionen der Standortfaktoren mit dem multiplikativen Modellansatz

$$y = c^n * f(x_1)^{b1} * f(x_2)^{b2} * f(x_3)^{b3} * \dots,$$

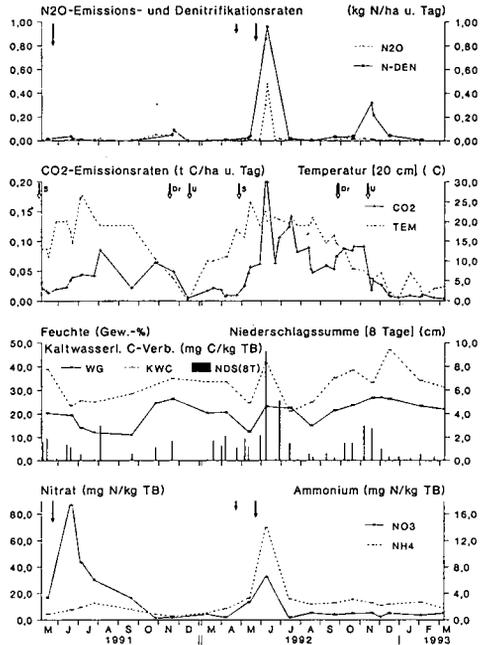


Abb. 1: N₂O-Emissions- und Denitrifikationsraten sowie Standortfaktoren eines mit Mais bebauten Kolliviums im Untersuchungszeitraum Mai bis November 1991 und März 1992 bis März 1993 [mit Markierung der Zeitpunkte der N-Düngung (schwarze Pfeile) und anderer Bewirtschaftungsmaßnahmen (weiße Pfeile; S = Saat, Dr = Drusch, U = Bodenbruch)]

Tab. 2: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten zwischen N₂O-Emissions- und Denitrifikationsraten und Standortsparmetern der Jahre 1991 und 1992

	N ₂ O	CO ₂	TEM	NDS	WG	KWC	NO ₃	NH ₄
	(20 cm; (8 Tg.))			(0-20 cm)		(0-20 cm)		
Jahr 1991 (10.3.-21.11.91)								
N ₂ O	n=14	n=15	n=15	n=11	n=10	n=11	n=11	
	0,607	-0,547	0,524	0,830	0,276	-0,445	-0,702	*
N _{DEN}	n=10	n=9	n=10	n=10	n=10	n=10	n=10	**
	0,770	0,050	-0,794	0,656	0,877	0,166	-0,215	-0,853
	**		**	*	***			**
Jahr 1992 (10.3.-18.11.92)								
N ₂ O	n=29	n=28	n=29	n=17	n=17	n=17	n=17	
	0,582	-0,037	0,582	0,670	0,436	0,476	0,753	
	***		***	**	(*)	(*)	***	
N _{DEN}	n=17	n=17	n=17	n=17	n=17	n=17	n=17	
	0,891	0,431	-0,048	0,602	0,643	0,453	0,458	0,681
	***	(*)		*	**	(*)	(*)	**

Signifikanz: (*) = $\alpha < 0,1$; * = $\alpha < 0,05$; ** = $\alpha < 0,01$; *** = $\alpha < 0,001$

die mittels multipler linearer Regression nach logarithmischer Transformation gemäß der Gleichung

$$\ln(y) = a + b_1 \cdot \ln(f(x_1)) + b_2 \cdot \ln(f(x_2)) + \dots$$

an die Meßwerte angepasst wurden, erbrachten über den gesamte Untersuchungsperiode höchste Erklärungskraft (Bestimmtheitsmaße bzw. Korrelationen):

N₂O-Emissionsraten (in g N ha⁻¹ d⁻¹):

Modell 1:

$$N_2O = 498 \cdot f(CO_2)^{1,00} \cdot [(f(WG)+f(NDS8))/2]^{1,68} \cdot f(NO_3)^{0,95}$$

$$[k_N = 10 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ TB}; r^2_{\text{Logarithmen}} = 0,739; r_{\text{Normalwerte}} = 0,957]$$

Modell 2:

$$N_2O = 500 \cdot f(CO_2)^{1,15} \cdot f(WG)^{1,46} \cdot f(NO_3)^{1,00}$$

$$[k_N = 15 \text{ mg N kg}^{-1}; r^2_{\text{Log}} = 0,664; r_{Nw} = 0,947]$$

Denitrifikationsraten (in g N ha⁻¹ d⁻¹):

Modell 1:

$$N_{DEN} = 1648 \cdot [(f(WG)+f(NDS8))/2]^{2,29} \cdot f(NO_3)^{1,54} \cdot f(CO_2)^{0,45}$$

$$[k_N = 4 \text{ mg N kg}^{-1}; r^2_{\text{Log}} = 0,778; r_{Nw} = 0,975]$$

Modell 2:

$$N_{DEN} = 1155 \cdot f(WG)^{1,86} \cdot f(CO_2)^{0,62} \cdot f(NO_3)^{1,46}$$

$$[k_N = 6 \text{ mg N kg}^{-1}; r^2_{\text{Log}} = 0,550; r_{Nw} = 0,942]$$

Hierbei erwiesen sich folgende **Faktorfunktionen** als am besten geeignet:

a) **Bodenatmung:** $f(CO_2) = CO_2 / CO_{2max}$
 $[CO_2 = CO_2\text{-Emissionen in kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}, CO_{2max} = 200 \text{ kg C ha}^{-1}].$

b) **Feuchte:** $f(WG) = (W - W_{wp}) / W_{gspv} - W_{wp}$
 $[W = \text{gemessener gravimetrischer Wassergehalt des Bodens in \% TB}, W_{wp} = \text{grav. Wassergehalt bei pF 4,2 (Welkepunkt)} = 10\% \text{ TB}, W_{gspv} = \text{grav. Wassergehalt bei Wassersättigung des Porenvolumens} = 35,6\% \text{ TB}].$

c) **Niederschläge:** $f(NDS8) = Ni8 / Ni_{pv}$
 $[f(NDS8) > 1 = 1]$

$[Ni8 = \text{gemessene Niederschlagssumme in mm (= 1 m}^{-2}) \text{ aus jeweils 8 Tagen direkt vor der N-Gas-Messung}, Ni_{pv} = \text{Porenvolumen des Bodens der ersten 10 cm Tiefe} = 48 \text{ l m}^{-2}].$

d) **Nitrat:** $f(NO_3) = N_{NO_3} / (N_{NO_3} + k_N)$
 $[Michaelis-Menten-Kinetik mit: $N_{NO_3} = \text{gemessener Nitratgehalt des Bodens in mg N kg}^{-1} \text{ TB}, k_N = \text{Nitratgehalt bei } f(NO_3) = 0,5 \text{ in mg N kg}^{-1} \text{ TB}].$$

Sowohl bezüglich der N₂O-Emissionsraten als auch hinsichtlich der Denitrifikationsraten stimmen die Simulationswerte der Modelle besser mit den

Tab. 3: Koeffizienten der multiplen Regressionsanalyse der N₂O-Emissions- und Denitrifikationsraten in Abhängigkeit von Standortsfaktoren (jew. Logarithmen) der Jahre 1991 und 1992

lnN ₂ O				lnN _{DEN}			
Faktoren	r	r ² (part.) (ges.)	b _{1, st.} Sign.	Faktoren	r	r ² (part.) (ges.)	b _{1, st.} Sign.
Jahr 1991 (6.5.-21.11.91)							
WG	0,850	0,723	0,42 *	WG	0,916	0,839	0,66 **
CO ₂	0,266	0,116	0,81 **	CO ₂	0,114	0,037	0,33 *
KWC	0,373	0,086	0,57 *	NDS	0,746	0,083	0,43 *
NDS	0,573	0,049	0,33 (*)	n=9	0,958		
n=9	0,973						
Jahr 1992 (10.3.-18.11.92)							
NO ₃	0,753	0,567	0,70 ***	NDS	0,708	0,502	0,37 **
WG	0,368	0,302	0,50 ***	NO ₃	0,583	0,135	0,58 ***
CO ₂	0,712	0,094	0,35 ***	WG	0,497	0,222	0,52 ***
n=17	0,963			n=17	0,858		

Signifikanz: (*) = α<0,1; * = α<0,05; ** = α<0,01; *** = α<0,001

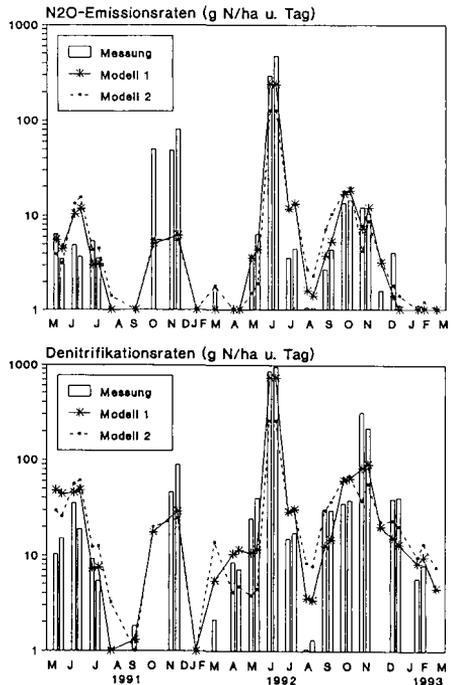


Abb. 2: Gemessene und mit je 2 Modellen simulierte N₂O-Emissions- und Denitrifikationsraten eines mit Mais bebauten Kolluviums über den Untersuchungszeitraum von Mai bis November 1991 und März 1992 bis März 1993 [Werte <1 g N ha⁻¹ d⁻¹ = 1 g N ha⁻¹ d⁻¹ gesetzt]

Meßwerten überein, wenn anstatt auf eine jeweils einfache Funktion des **gravimetrischen Wassergehaltes** (Modell 2) oder der **8-tägigen Niederschlagssummen** auf eine kombinierte Funktion von gravimetrischem Wassergehalt und Niederschlagssummen (Mittelwert aus beiden; Modell 1) zurückgegriffen wird (vgl. Bestimmtheitsmaße und Korrelationskoeffizienten und Abb. 2). Dies zeigt, daß beide einen Einfluß auf die N-Gas-Emissionsraten hatten, ihr Einfluß jedoch nicht gleich gewichtet war. Während die Bodenfeuchte wahrscheinlich mehr den Grad der Anaerobie und die Mobilität und damit Verfügbarkeit von Nitrat und wasserlöslichen C-Verbindungen für Mikroorganismen in den ersten 20 cm Bodentiefe widerspiegelte, könnten in den Niederschlagssummen drei Arten von Einwirkung eingeflossen sein: Erstens die bisher sehr häufig bewiesene Tatsache, daß der oberste 10 bis 15 cm tiefe Bodenbereich am meisten zu den N-Gas-Emissionsraten beiträgt, zweitens die Aktivierung der Mikroorganismenaktivität nach Austrocknungs-Wiederbefeuchtungs-Zyklen des Bodens und drittens zeitliche Verzögerungen der N-Gas-Emissionen aufgrund anfänglicher Diffusionshindernisse nach einer Durchfeuchtung des Bodens. Das Einbeziehen der **Bodenatmung** in die Modelle erbrachte, im Gegensatz zu Modellen bei KLEMEDTSSON et al. (1991), immer eine bessere Übereinstimmung mit den Meßdaten, als wenn die Modelle sich nur auf die Wasserverhältnisse und Nitratgehalte oder zusätzlich den Gehalten an wasserlöslichen C-Verbindungen stützten. Die Meßwerte wurden auch deutlich besser simuliert, als wenn anstelle der Bodenatmung die sie signifikant positiv beeinflussende (über die gesamte Untersuchungsperiode $r=0,56^{***}$ bei $n=51$) Bodentemperatur einbezogen wurde. Offenbar steht die Bodenatmung in engerer Beziehung zu den N-Gas-Emissionen als der Gehalt an wasserlöslichen C-Verbindungen, da sie oftmals gleichzeitig 3 Einflüsse auf die N-Gas-Emissionen umfaßt: erstens das Vorhandensein leicht abbaubarer organischer C-Verbindungen, zweitens ein O₂-Verbrauch und damit die Zunahme anaerober Verhältnisse und drittens, wie in der vorliegenden Untersuchung, eine direkte Abhängigkeit von der Bodentemperatur. Der **Nitratgehalt** erbrachte immer eine bessere Modellerklärung, als wenn anstelle von ihm der N_{min}-Gehalt herangezogen wurde. Dies läßt vermuten, daß auch die N₂O-Emissionen vorwiegend aus der Denitrifikation und weniger aus der Nitrifikation stammten. Die besten k_N-Werte der Funktion des Nitratgehaltes waren bei der Simulation der N₂O-Emissionsraten immer größer als bei der Denitrifikationsraten. Höchstwahrscheinlich schlug sich hier die Tendenz nieder, daß bei höheren Nitratgehalten die Denitrifikation in größerem Maße nur bis zum N₂O und weniger bis zum N₂ verläuft als bei niedrigeren Nitratgehalten.

Abgesehen von etwas höheren Simulationswerten im Mai/Juni 1991 und von Juli bis August 1992 und teilweise deutlich niedrigeren Werten im Herbst 1991 bzw. 1992, ergeben sich gute Annäherungen vor allem der jeweils 1. Modelle an die Meßwerte der N₂O-Emissions- und Denitrifikationsraten (Abb. 2). Diese simulierten auf dem Meßstandort die N-Gas-Emissionsraten besser als ähnliche Modelle die Denitrifikationsraten von Untersuchungen auf anderen Ackerstandorten (GRUNDMANN & ROLSTON, 1987; JOHNSON et al., 1991; KLEMEDTSSON et al., 1991; HENAULT, 1993).

Literatur:

- BENCKISER, G., K.M. SYRING, G. GAUS, K. HAIDER & D. SAUERBECK (1987): Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die Denitrifikation landwirtschaftlich genutzter Flächen. VDLUFA-Schriftenreihe, 23. Kongreßband, 937-952.
- GRANLI, T. & O.C. BÖCKMAN (1994): Nitrous oxide from agriculture. Norwegian Journal of Agricultural Sciences, Supplement No. 12, 128 S.
- GRUNDMANN, G.L. & D.E. ROLSTON (1987): A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. Soil Sci. 144: 437-441.
- HENAULT, C. (1993): Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. Dissertation (Thèse) Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 108 S.
- JOHNSON, H., L. KLEMEDTSSON, Å. NILSSON & B.H. SVENSSON (1991): Simulation of field scale denitrification losses from soils under grass ley and barley. Plant and Soil 138: 287-302.
- KAPP, M., J. SCHWARZ, G. BENCKISER & J.C.G. OTTOW (1993): Quantifizierung und Modellierung von Denitrifikationsverlusten eines Grünlandstandortes nach mehrjähriger Gülledüngung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 72: 735-738.
- KLEMEDTSSON, L., S. SIMKINS, B.H. SVENSSON, H. JOHNSON & T. ROSSWALL (1991): Soil denitrification in three cropping systems characterized by differences in nitrogen and carbon supply. II. Water and NO₃ effects on the denitrification process. Plant and Soil 138: 273-286.
- MOSIER, A.R. (1990): Future research needs in denitrification. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 60: 419-420.
- RYDEN, J.C., L.J. LUND & D.D. FOCHT (1978): Direct in-field measurement of nitrous oxide flux from soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 731-737.
- RYDEN J.C., L.J. LUND, J. LETEY & D.D. FOCHT (1979): Direct measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 110-118.

Einsatz von stickstoffhaltigen Gesteinsmehl-Düngern zur forstlichen Rekultivierung quartärer Kippsubstrate und ihre Wirkung auf den Bodenchemismus und die Mineralstoffernährung von *Pinus sylvestris* L.

von

HARTMANN,R.; SCHNEIDER,B.U.; HÜTTL,R.F.

Untersuchungsfläche und Methode

Die Untersuchungsfläche liegt im Niederlausitzer Braunkohlerevier im Bereich des aktiven Tagebaus Cottbus-Nord. Für den Versuch wurden im April 1996 auf einer 2 ha großen Fläche Kiefernsetzlinge (2+0) im 2 m x 0,5 m Verband gepflanzt. Neben der Kontrolle (K) wurden drei Varianten als Steigerungsversuch mit stickstoffhaltigem Dünger [150 kg N/ha (RFI); 300 kg N/ha (RFII); 500 kg N/ha (RFIII)] und eine Variante mit einem stickstofffreien Dünger (W) in jeweils 5-facher Wiederholung auf 15 m x 10 m großen Parzellen angelegt. Für jede Behandlungsvariante erfolgte auf jeweils einer Parzelle die kontinuierliche Messung des Bodenwassergehaltes (FDR-Sonden), des Matrixpotentials (Tensiometer) sowie die Entnahme von Bodenlösungen durch Einsatz von P-80 Saugkerzen in 20, 60 und 130 cm Substrattiefe.

Ergebnisse

Mit Kohlegehalten zwischen 0% und 2% wurden die Substrate als Kipp-Reinsande mit Beimengungen von Kohle-Lehm Brocken bzw. Kohle-Lehm Bändern klassifiziert. Die oberen 20 cm des Kippenkörpers bestehen aus einem im Vorschein gewonnenen Oberboden. Im weiteren Profilverlauf weisen die Kippsubstrate eine sehr starke Struktur- und Texturheterogenität auf. Die unmeliorierten Substrate sind weitgehend carbonatfrei ($\text{CaCO}_3 < 1\%$).

Die pH-Werte der Bodenlösung liegen auf gedüngten und ungedüngten Teilflächen in allen drei Meßtiefen zwischen 4,5 und 8,0. Dennoch lassen sich im Vergleich zur Kontroll-Variante auf gedüngten Versuchsflächen im Mittel deutlich höhere pH-Werte in 20 cm (pH 7,0 - 8,5) und 60 cm Bodentiefe (pH 4,8 - 8,2) erkennen. Lediglich auf der mit 500 kg N/ha gedüngten Variante wird, aufgrund eines höheren Anteils pyrit-haltigen tertiären Materials, ein Anstieg des pH-Wertes nicht sichtbar. Bei unbehandelten pyrit-haltigen Substraten kann der pH in unterschiedlichen Bodentiefen bis auf Werte unter 3,0 fallen. Analog ergeben sich Schwankungen der elektrischen Leitfähigkeit zwischen 50 und 3000 $\mu\text{S/cm}$.

Durch die Applikation von N-freiem als auch N-haltigen Gesteinsmehldüngern steigen die Ladungssummen in der Bodenlösung signifikant an. Die Kationen/Anionen-Bilanz zeigt bei den N-gedüngten Versuchsvarianten, bis auf eine Ausnahme (500 kg N/ha), eine Zunahme der Ladungssummen mit zunehmender Profiltiefe. In Gegenwart pyrit-haltiger Kohle steigen die Ladungssummen auch auf der Kontrollvariante in allen Meß-tiefen bis auf Werte der N-freien Düngungsvariante an.

In der Bodenlösung dominiert Ca^{2+} mit Werten von 49% - 72% an der Kationensumme in allen Varianten. Abgesehen von der N-freien Düngungsvariante nimmt der prozentuale Anteil von Calcium an der Summe

aller Kationen mit zunehmender Tiefe zu. Der verbleibende Anteil an der Kationensumme entfällt vorwiegend auf Mg^{2+} , K^+ und B^{3+} . Als Folge stellenweise auftretender Pyritverwitterung kommt es dort zum Anstieg der Al^{3+} - und Fe^{3+} -Konzentrationen in der Bodenlösung.

Als Anion dominiert in allen Varianten das Sulfat (62%- 89%). Auf der durch tertiäres Material geprägten Kontrolle liegt der Anteil von Sulfat an der Anionensumme mit 84% - 89% am höchsten. Weitere quantitativ bedeutsame Anionen sind Chlorid und Nitrat, die besonders auf den N-gedüngten Varianten größeren Anteil an der Anionensumme einnehmen.

In Folge der Düngung im April 1996 steigen auf den N-gedüngten Parzellen ab Mitte Mai'96 im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (K), die Ca^{2+} - Konzentrationen in der Bodenlösung in 20 und 60 cm Bodentiefe deutlich an. Auf der N-freien Variante ist ein solcher Anstieg nicht zu erkennen. Mit der Entwicklung einer flächendeckenden krautigen Begleitvegetation Mitte Juli gehen die hohen Ca^{2+} - Konzentrationen, wie auch die K^+ und Mg^{2+} - Konzentrationen (nicht gezeigt), auf den N-gedüngten Parzellen in 20 cm bis Ende August'96 von Werten bis 350 mg/l auf unter 60 mg/l Ende August zurück. Der Anstieg der Ca^{2+} - Konzentrationen in der Bodenlösung auf der mit 150 kg Ca^{2+} /ha (~ 500 kg N/ha) gedüngten Fläche in 60 cm Tiefe deutet auf eine forcierte Ca^{2+} - Verlagerung in größere Tiefen hin. Hohe Ca^{2+} -Gehalte im Substrat der Kontrollvariante in 60 cm Tiefe sind dem pyrithaltigen tertiären Material zuzuordnen.

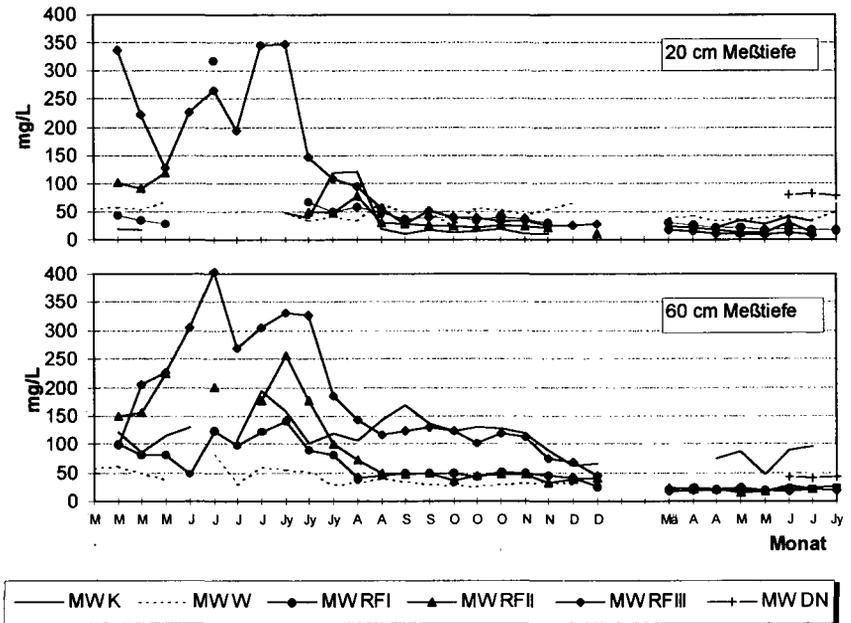


Abb. I: Jahresverlauf der mittleren Calcium-Gehalte (n=3) in der Bodenlösung in 20 und 60 cm Tiefe aller Varianten von Mai'96 bis Juli'97

Ein bemerkenswerter Anstieg der Kalium-Konzentration in der Bodenlösung auf den sonst kaliumarmen Kippsubstraten (Kontrolle < 10 mg/l) ist nur auf den mit 300 kg N/ha und 500 kg N/ha gedüngten Varianten in 20 cm zu erkennen. Anfang Juli '96 sinken die K -Gehalte in der Bodenlösung gedüngter Versuchflächen auf Werte zwischen 15 und 20 mg/l, was analog zum Rückgang der Ca²⁺- Konzentrationen auf die Entwicklung einer krautigen Begleitvegetation zurückgeführt wird.

Trotz Phosphor-Applikationen von bis 150 kg/ha (~ 500 kg N/ha Variante) ist P in der Bodenlösung nicht nachzuweisen (P_{max} < 0,08 mg/l).

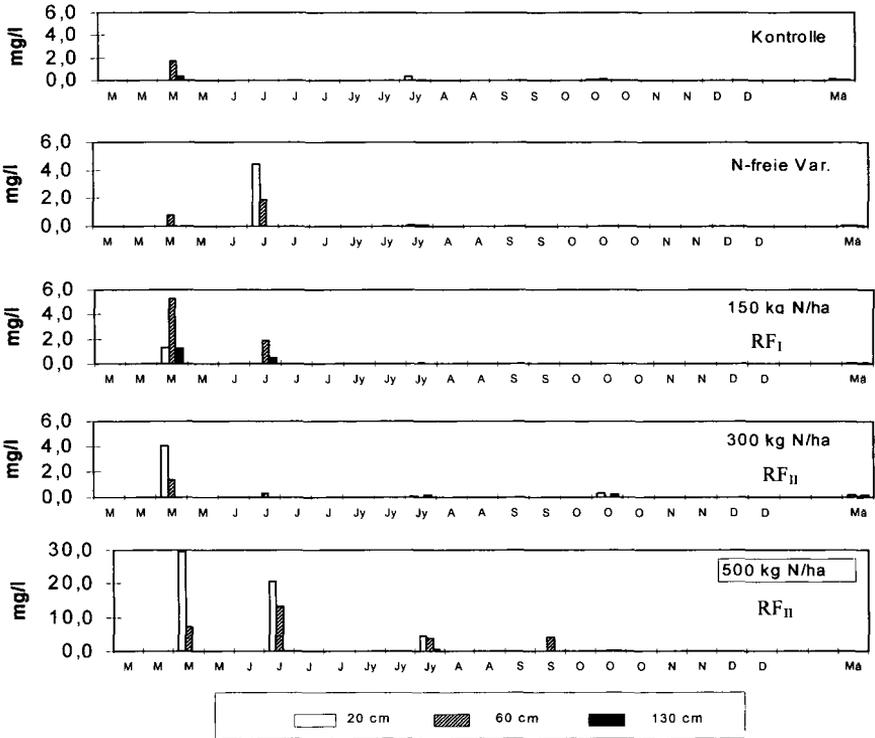


Abb.2: Jahresverlauf der mittleren NH₄⁺ Gehalte (n=3) in der Bodenlösung in 20, 60 und 130 cm aller Varianten von Mai'96 bis März'97

Als Folge der N-Düngung (Varianten RF_I, RF_{II}, RF_{III}) steigen die NO₃⁻- und NH₄⁺-Konzentrationen in 20 und 60 cm Tiefe in den ersten drei Monaten auf Werte bis zu 1034 mg/l NO₃⁻ und 30 mg/l NH₄⁺ an (s. Abb.2 u. Abb.3). Im Zuge der Bildung einer flächendeckenden Bodenvegetation läßt sich auch für NO₃⁻ und NH₄⁺ eine Abnahme der Konzentrationen auf Werte zwischen 5-10 mg/L (RF_I) bzw. 8-100 mg/L (RF_{III})

für Nitrat und n.n. mg/L (RF_I) bzw. 0,13 mg/L (RF_{III}) für Ammonium im Zeitraum von Juli bis November '96 bzw. September '96 in 20 cm Tiefe erkennen. Erhöhte NO₃⁻- Konzentrationen treten auch nach der Applikation des N-freien Gesteinsmehls in der Bodenlösung auf, was auf eine nährstoffinduzierte verstärkte Mineralisierung organisch gebundenen Stickstoffs im humushaltigen Substrat des Vorschnitts hindeutet.

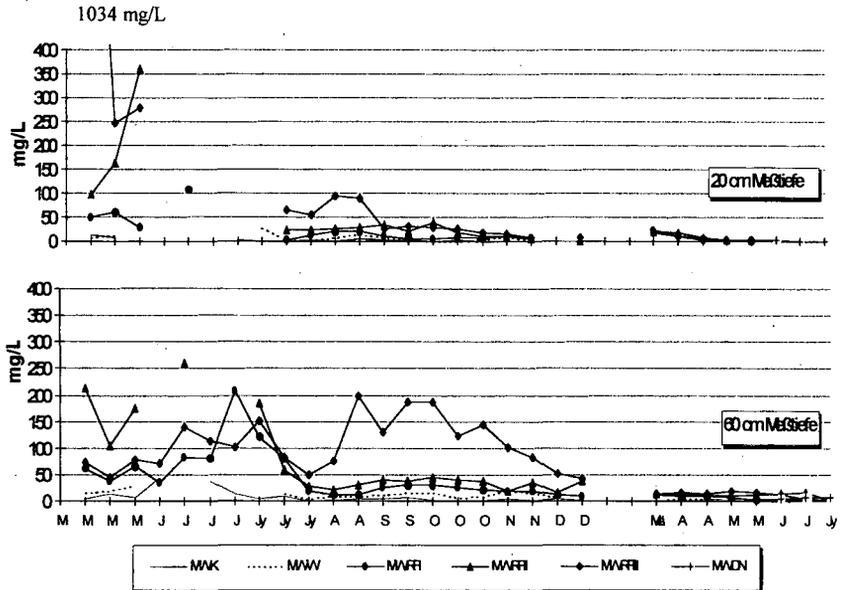


Abb.3: Jahresverlauf der mittleren NO₃⁻- Gehalte (n=3) in der Bodenlösung in 20 und 60 cm Tiefe aller Varianten von Mai '96 bis Juli '97

Schlussfolgerungen

- ⇒ Durch N- haltige und N-freie Gesteinsmehldünger lassen sich die N, K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺- Gehalte in der Bodenlösung auf den zumeist heterogenen Kippsubstraten im Meßzeitraum nachhaltig und zumeist moderat erhöhen.
- ⇒ Signifikant erhöhte NO₃⁻- und NH₄⁺-Konzentrationen in der Bodenlösung sind nur im 1. und 2. Monat nach Ausbringung des Düngers zu beobachten.
- ⇒ Als Folge des initial erhöhten NO₃⁻- und NH₄⁺-Angebotes in der Bodenlösung ist die Bildung einer nahezu flächendeckenden Bodenvegetation zu beobachten, die mit einem signifikanten Abfallen der N, K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺- Konzentrationen in der Bodenlösung in den Tiefen 20 und 60 cm bis auf Werte der ungedüngten Kontrolle einhergeht und auf eine forcierte Nährstoffaufnahme durch die rezent gebildete Phytomasse hindeutet.
- ⇒ Hohe pH-Werte und hohe Ca²⁺-Gehalte, bei gleichzeitig geringen P - Konzentrationen in der Bodenlösung (P_{max} < 0,08 mg/l), deuten auf eine potentielle Fixierung von P als Calciumphosphat hin.

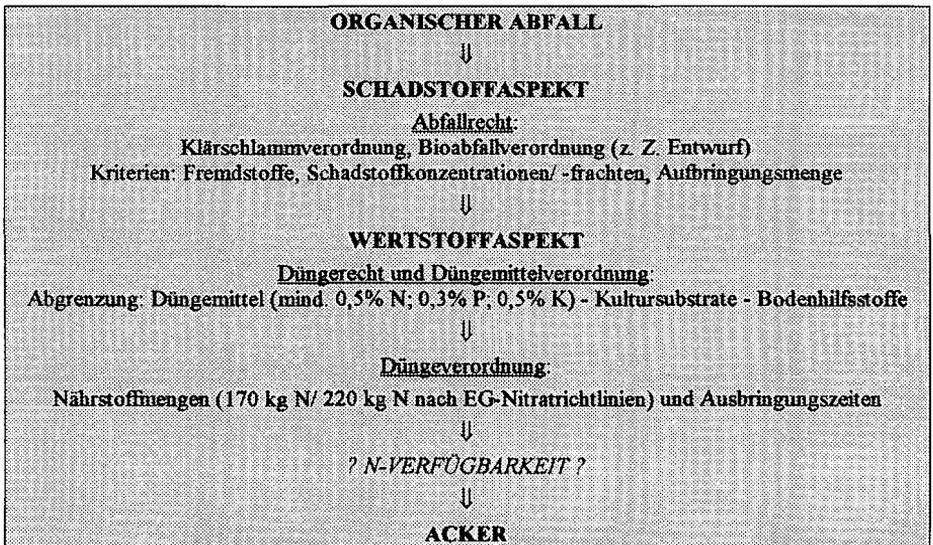
Eignung organischer Abfälle als Düngemittel
 von
HERRMANN,A.; RÜCK,F.; BANNICK,C.G.

I. Einleitung

Durch das KrW/AbfG wird die Verwertung von Abfällen als Sekundärrohstoffdünger geregelt, welche in der DüMV spezifiziert werden müssen. Die Verordnung sieht hierzu acht Nährstoffklassen bezüglich N, P und K vor (Stand 06/97).

Zu hohe N-Gehalte können zu einer unerwünschten Auswaschung und Belastung des Grundwassers durch Nitrat führen. Damit dies verhindert wird, sieht die DüMV für Sekundärrohstoffdünger die gleichen Anforderungen wie für Wirtschaftsdünger vor.

Abb. 1: Ablaufschema zur Prüfung und Zulassung von organischen Abfällen und Komposten vor der Ausbringung auf Ackerflächen



* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart
 ** Umweltbundesamt, Fachgebiet Grundsatzfragen, Bodenfunktionen: PF 33 00 22, 14191 Berlin

Bei einer Direktausbringung von Bioabfällen sind maximal 170 kg N/ha*a⁻¹ und bei Komposten maximal 220 kg N/ha*a⁻¹ auf Grünland zugelassen. P und K sollen bedarfsgerecht angewendet werden.

Zu organischen Abfällen und Komposten wird hier exemplarisch zum einen der prinzipielle Ablauf der Prüfung und Zulassung vor der Ausbringung auf Ackerflächen dargestellt (Abb. 1). Zum anderen wird eine Auswertung von Daten aus der Literatur zur Abschätzung und Einteilung der anrechenbaren Nährstoffgehalte vorgestellt.

II. Anforderungen

II. a. Derzeit geregelt:

Tab. 1: Bisher spezifizizierte organische Abfälle

Düngewirkung	N	P	K
Klärschlamm	x	x	x
Wollstaubrückstände	x	x	x
Fermentationsrückstände	x	x	x
Pflanzl. Abfälle: aus Lebens- und Futtermittelindustrie, GALA-Bau	x	x	x
Holz- oder Rindenabfälle	x	x	x
Tierische Ausscheidungen aus nicht landwirtschaftl. Tierhaltung	x	x	x
Kartoffelfruchtwasser	x	x	x
Pilzmycele	x	x	x
Haushaltsbioabfälle	x	x	x
Schlämme aus Molkerei	x	x	x
Panseninhalte	x	x	x
pflanzl. Bestandt. des Treibsel	x	x	x
Abwässer aus Zucker-, Molkerei-, Obst-, Gemüse- und Kartoffelverarbeitenden Betrieben	x	x	x
Fischabfälle	x	x	x
Braunkohle	x	x	x
Schlamm aus Gelatineproduktion	x	x	
Filtrationsrückstände	x		
Borsten- und Hornabfälle	x		
Feder- und Federmehlabbfälle	x		
Preßrückstände		x	

II. b. Vorschläge für Einteilung und Bewertung nach der Verfügbarkeit

Mindestnährstoffgehalte für Sekundärrohstoffdünger:

$$N_{ges} = 0,5 \text{ Gew.}\% \quad (= 25 \text{ kg } N_{verf}/30 \text{ t TM})$$

$$P_{ges} = 0,25 \text{ Gew.}\% \quad (= 75 \text{ kg } P_{ges}/30 \text{ t TM})$$

$$K_{ges} = 0,25 \text{ Gew.}\% \quad (= 75 \text{ kg } K_{ges}/30 \text{ t TM})$$

Direktausbringung:

$$N = N_{min} + x\% N_{org} \text{ (abh. vom C/N-Verhältnis):}$$

$$C/N < 13: \quad 50\%$$

$$C/N < 17: \quad 40\%$$

$$C/N < 25: \quad 7\%$$

$$C/N > 25: \quad \text{Immobilisierung}$$

Kompost:

$$N = N_{min} + 15\% N_{org}$$

$$P = 20\% P_{ges}$$

$$K = 90\% K_{ges}$$

II. c. Vorschläge für weitere Zuordnung

Für 20 organische Abfälle wurde eine Zuordnung zu den Klassen in der DüMV vorgenommen (Tab. 2). Bei einer Direktausbringung können P und K zu 100% in die Düngebilanz mit einbezogen werden. In die Düngebilanz mit einbezogene N-Gehalte sind abhängig vom N_{min}-Gehalt und der Mineralisierungsrate der organischen Substanz des jeweiligen Abfalls.

III. Schlußfolgerungen

Bei Komposten sind ca. 20% des P- und ca. 90% des K-Gehaltes in der Düngebilanz anrechenbar. Der verfügbare Stickstoffgehalt setzt sich aus dem N_{min}-Gehalt und 15% N_{org} zusammen. Sowohl bei Direktausbringung als auch bei Ausbringung von Komposten ist zu beachten, daß bei einem C/N-Verhältnis > 25 mit einer Immobilisierung des Stickstoffes zu rechnen ist.

Die Auswertungen zeigen, daß viele organische Abfälle dazu geeignet sind den Anforderungen als Sekundärrohstoffdünger - aufgrund ihrer Nährstoffgehalte - zu genügen. Damit können Mineraldünger eingespart werden. Forschungsbedarf besteht bei der Bestimmung der N-Verfügbarkeit von organischen Abfällen im Feld.

Tab. 2: Vorschläge für weitere Zuordnung von organischen Abfällen

Düngewirkung	N	P	K
Grünschnittabfälle	x	x	x
Getreidereinigungsabfälle	x	x	x
Reismehl	x	x	x
Sojaabfälle	x	x	x
Malzabfälle	x	x	x
Kamillentrester	x	x	x
Leinsamen	x	x	x
Ernteabfälle Rundkohl	x	x	
Rübenblätter	x	x	
Prozeßwasser Tofuherstellung	x	x	
Chrysanthemen	x	x	
gemischte Mühlenabfälle	x		x
pelletierte Kaffeeabfälle	x		x
Gründüngung Senf	x		x
Filtration Würzproduktion	x		
Tomatenpflanzen	x		
Ehrenpreis		x	x
wasserlösliche Hopfenbestandteile		x	x
Traubentrester			x
Staticien			x

IV. Literatur

- ANONYM (1997): Zweite Verordnung zur Änderung düngemittelrechtlicher Vorschriften. Bundesgesetzblatt (im Entwurf).
- BVB - Bundesverband Boden (1996): Stellungnahme des Bundesverband Boden e. V. zum Diskussionsentwurf einer BioAbfall-Kompost-Verordnung vom 24.05.1996. Geschäftsstelle: Schildhornstraße 73, 12163 Berlin.
- RÜCK, F. (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donaured. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 15, Universität Hohenheim-Stuttgart.
- TABASARAN, O. SIHLER, A. (1993): Analysenübersicht von Komposten und deren Ausgangsmaterialien unterschiedlicher Herkunft und Standorte. Bericht: Verbundvorhaben des BMFT „Neue Techniken zur Kompostierung“ Teilvorhaben 5 Fördernummer: 1460638 - A Universität Stuttgart Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Abteilung Siedlungsabfall.
- VILSMEIER, K. GUTSER, R. (1988): Modellversuche zur N-Mineralisation aus Zuckerrübenblättern. Landwirtschaftliche Forschung 41, 210 - 216.

Erfassung bodenmikrobiologischer Parameter im Rahmen der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

von

HÖPER, H.; HEINEMEYER, O.; KLEEFISCH, B.

In Niedersachsen wird seit 1992 Bodendauerbeobachtung durchgeführt. Bis 1997 sind 54 Bodendauerbeobachtungsflächen unter landwirtschaftlicher Nutzung oder Brache eingerichtet worden; 16 weitere kommen bis zum Jahr 2000 dazu. Die Flächen wurden nach unterschiedlichen Repräsentanzkriterien ausgewählt. 28 sogenannte Referenzflächen wurden nach den Kriterien der Landschafts-, Boden- und Nutzungsrepräsentanz ausgewählt. 26 weitere, sogenannte Sonderflächen repräsentieren unterschiedliche Belastungssituationen, wie z. B. die Nähe zu Ballungs- und Emissionsgebieten, die Ausbringung von Siedlungsabfällen auf der Fläche, und hohen Viehbesatz der bewirtschaftenden Betriebe, sowie Entlastungssituationen, wie die Lage in Natur- und Wasserschutzgebieten, die Flächenstilllegung und den ökologischen Landbau.

Von jeder Bodendauerbeobachtungsfläche wird eine Grundinventur gemacht, in der neben der Standort- und Bodenprofilaufnahme auch verschiedene physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter erfaßt werden. Darüber hinaus werden in bestimmten zeitlichen Abständen, die je nach Parameter 1 bis 10 und mehr Jahre betragen können, Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt. Jährlich werden die Erträge und die Nähr- und Schadstoffgehalte des Aufwuchses ermittelt. Darüberhinaus werden jährlich die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung gemessen.

Aus bodenbiologischer Sicht verfolgt die Bodendauerbeobachtung die folgenden Ziele:

1. die Erfassung langfristiger, standort-, belastungs- und nutzungsabhängiger Einflüsse auf bodenbiologische Parameter
2. eine rechtzeitige Erkennung von Bodenbelastungen und damit einen vorsorgenden Schutz der Bodenfunktionen
3. die Ermittlung standort- und nutzungsspezifischer Referenzwerte für bodenmikrobiologische Parameter.

Beim jetzigen Stand des Bodendauerbeobachtungsprogramms liegen erst für wenige Böden Zeitreihen von mehr als 3 Jahren vor, so daß zu den Zielen 1 und 2 keine Aussagen getroffen werden können. Von daher sollen hier erste boden- und nutzungsspezifische Referenzwerte vorgestellt werden. In die Betrachtungen geht dabei sowohl die räumliche als auch die zeitliche Variabilität ein.

Methoden

Auf einer Bodendauerbeobachtungsfläche von 1 ha sind 4 Kernflächen von 256 m² fest eingerichtet worden. Von jeder Kernfläche wird eine Mischprobe aus 16 Einstichen mit dem N_{min}-Bohrer gezogen. Dabei werden unter Acker die Tiefen 0-10 und 10-20 cm und unter Grünland die Schicht des Wurzelfilzes sowie die darunterliegende Schicht bis 20 cm beprobt. Die Probenahme erfolgt im zeitigen Frühjahr, nach Winterausgang vor Vegetationsbeginn. Die Proben werden auf ca. 50 % (S- und U-Böden) bzw. 40 % (T-Böden) der maximalen Wasserkapazität getrocknet und auf 2 mm gesiebt.

Die Messung der mikrobiellen Biomasse erfolgt nach dem Verfahren der substrat-induzierten Respiration mit einem Analysengerät nach Heinemeyer et al. (1989) bei 22°C. Zur Umrechnung wird der Faktor 30 verwendet (Kaiser et al. 1992). Die Basalatmung wird ebenfalls bei 22°C mit dem Analysengerät nach Heinemeyer et al. (1989) gemessen. Aus dem Verhältnis von Basalatmung und mikrobielle Biomasse wird der metabolische Quotient ermittelt (Anderson und Domsch, 1985).

Ergebnisse

Für die mikrobielle Biomasse läßt sich eine Abhängigkeit von der Hauptbodenart erkennen (Tabelle 1). Ackerbaulich genutzte Sandböden weisen im Mittel eine mikrobielle Biomasse von etwa 200, Schluff- und Lehm Böden von etwa 350

¹ (1) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich Mißler Straße 46-50, 28211 Bremen.

(2) Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Bodenbiologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig.

bis 380 und Tonböden von etwa 550 mg C kg⁻¹ tr. Boden auf. Die Bodentiefe hat keinen nennenswerten Einfluß. 50 % der Werte liegen in einem Bereich, der mit etwa 30 % um den Medianwert schwankt. Im Minimum können die Werte unter der Hälfte der Mittelwerte liegen, im Maximum etwa das Doppelte bis Zweieinhalbfache der Mittelwerte erreichen.

Tabelle 1: Mikrobielle Biomasse in Ackerböden zusammengefaßt nach Bodenartenhauptgruppe. Tiefen 0-10 und 10-20 cm, Jahre 1992 bis 1996. Mediane, unteres und oberes Quartil, Minimal- und Maximalwerte in mg C kg⁻¹ tr. Boden.

	Median	unteres Quartil	oberes Quartil	Minimalwert	Maximalwert	n
Sandböden	191	126	257	78	610	315
Schluffböden	350	222	463	127	923	131
Lehmböden	383	306	482	209	1046	47
Tonböden	555	399	621	145	928	37

Die Basalatmung liegt auf Sand-, Schluff- und Lehmböden im Median bei 0,3 mg CO₂-C h⁻¹ kg⁻¹ tr. Boden (Tabelle 2). Auf Tonböden wurden höhere Werte von 0,61 mg CO₂-C h⁻¹ kg⁻¹ tr. Boden gemessen. Wie bei der mikrobiellen Biomasse, liegen auch bei der Basalatmung 50 % der Werte in einem Bereich, der mit etwa 30 % um den Medianwert schwankt. Die Minimal- und Maximalwerte weisen allerdings einen großen Schwankungsbereich auf.

Tabelle 2: Basalatmung in Ackerböden zusammengefaßt nach Bodenartenhauptgruppe. Tiefen 0-10 und 10-20 cm, Jahre 1992 bis 1996. Mediane, unteres und oberes Quartil, Minimal- und Maximalwerte in mg CO₂-C h⁻¹ kg⁻¹ tr. Boden.

	Median	unteres Quartil	oberes Quartil	Minimalwert	Maximalwert	n
Sandböden	0,30	0,21	0,40	0,06	1,73	315
Schluffböden	0,31	0,27	0,40	0,14	0,97	131
Lehmböden	0,31	0,25	0,52	0,12	1,12	47
Tonböden	0,61	0,37	0,69	0,08	1,54	37

Der metabolische Quotient liegt auf ackerbaulich genutzten Sandböden mit einem Median von 1,60 mg CO₂-C g⁻¹ Biomasse C h⁻¹ am höchsten und in Schluff-, Lehm- und Tonböden mit 0,9 bis 1,1 mg CO₂-C g⁻¹ Biomasse C h⁻¹ am niedrigsten (Tabelle 3). Die Variation des metabolischen Quotienten gleicht den Variationen der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung. Mit Ausnahme von Sandböden erreichen die Maximalwerte gut das Zweifache der Mediane und sind damit relativ kleiner als die Maximalwerte der Basalatmung.

Tabelle 3: Metabolischer Quotient in Ackerböden zusammengefaßt nach Bodenartenhauptgruppe. Tiefen 0-10 und 10-20 cm, Jahre 1992 bis 1996. Mediane, unteres und oberes Quartil, Minimal- und Maximalwerte in mg CO₂-C g⁻¹ Biomasse C h⁻¹.

	Median	unteres Quartil	oberes Quartil	Minimalwert	Maximalwert	n
Sandböden	1,60	1,20	2,26	0,22	13,02	315
Schluffböden	0,99	0,75	1,30	0,38	2,24	131
Lehmböden	0,92	0,68	1,21	0,35	2,10	47
Tonböden	1,11	0,84	1,29	0,14	2,49	37

Der oben dargestellte Zusammenhang zwischen Bodenartenhauptgruppe und mikrobieller Biomasse sowie dem metabolischen Quotienten läßt sich auch bei der Regression beider Werte mit dem Tongehalt wiederfinden (Abbildungen 1 und 2). Die mikrobielle Biomasse und der metabolische Quotient sind mit einem Bestimmtheitsmaß von 48 bzw. 28 % mit dem Tongehalt korreliert. Steigt der Tongehalt um 10 % an, nimmt die mikrobielle Biomasse um 125

mg C kg⁻¹ tr. Boden zu. Der metabolische Quotient liegt bei Tongehalten über ca. 8 % im Mittel bei 0,8 bis 1,2 mg CO₂-C g⁻¹ Biomasse C h⁻¹. Bei Tongehalten unter 8 % nimmt er überproportional zu. Darüberhinaus steigt auch der Streubereich erheblich. Sowohl die mikrobielle Biomasse als auch der metabolische Quotient sind nicht mit dem Gehalt an organischer Substanz korreliert.

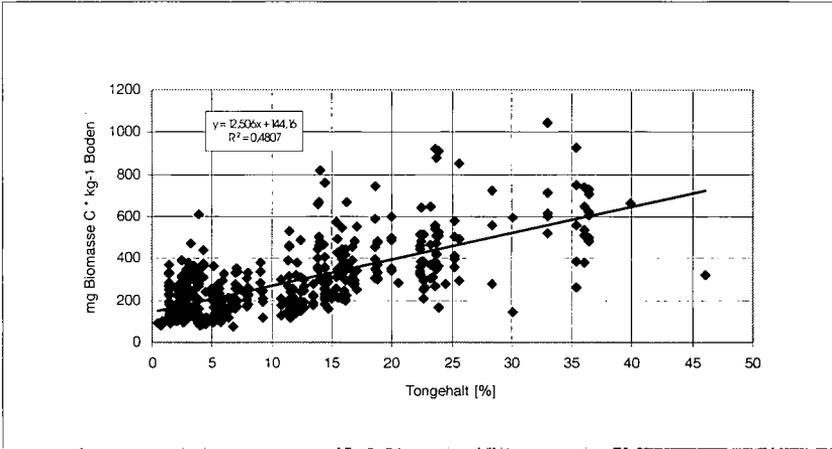


Abbildung 1: Mikrobielle Biomasse in Ackerböden, in Abhängigkeit vom Tongehalt, Tiefen 0-10 und 10-20 cm, Jahre 1992-1996

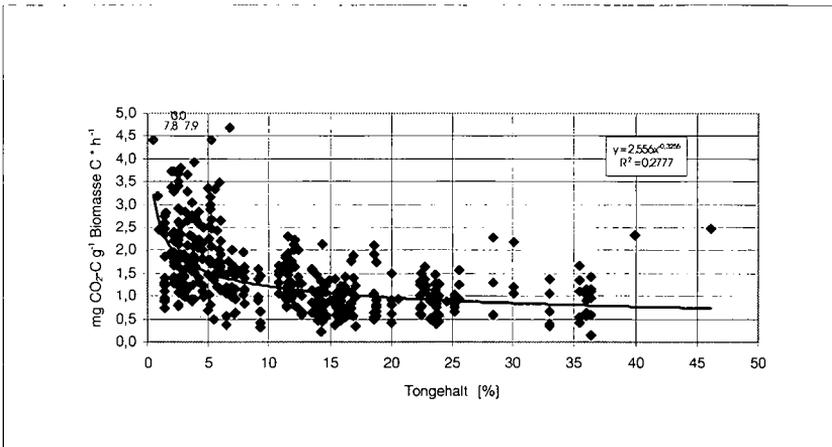


Abbildung 2: Metabolischer Quotient in Ackerböden, in Abhängigkeit vom Tongehalt, Tiefen 0-10 und 10-20 cm, Jahre 1992-1996

Die Tabellen 1 bis 3 weisen für die bodenmikrobiologischen Kennwerte in den einzelnen Bodengruppen Schwankungsbreiten auf. Der Bereich zwischen unterem und oberem Quartil, der 50 % der gemessenen Werte enthält, schwankt etwa 30 bis 50 % um den Median. Diese Variation kann theoretische auf Probenahme-, Standort-, Nutzungs- und Witterungseinflüsse und weitere, in der Hauptbodenart nicht erfaßte, Bodeneinflüsse zurückgeführt werden. Zur

Einordnung dieser Variationen wurden standortspezifische Variationskoeffizienten ermittelt (Tabelle 4). Allein zwischen 5 Mischproben; die von derselben Kernfläche gezogen werden, schwanken die mikrobiellen Parameter bereits im Median um 8 bis 9 %. Die räumliche Variation, ausgedrückt als Variation zwischen 4 Kernflächen auf derselben Bodendauerbeobachtungsfläche, beträgt im Median 13 % bei der mikrobiellen Biomasse und 25 % bei Basalatmung und metabolischem Quotienten. Noch etwas größer ist die zeitliche Variation, die Variation der Werte über die Jahre auf derselben Kernfläche; sie beträgt ca. 30 % bei der mikrobiellen Biomasse und ca. 40 % bei den beiden anderen Parametern.

Tabelle 4: Unterschiedliche Ursachen der Variation: Variationskoeffizienten der mikrobiellen Biomasse, der Basalatmung und des metabolischen Quotienten zwischen Mischproben auf einer Kernflächen, zwischen den 4 Kernflächen und zwischen verschiedenen Jahren auf derselben Kernfläche (für Bodendauerbeobachtungsflächen, die seit mindestens 3 Jahren beprobt worden sind). Mediane und obere Quartile der Variationskoeffizienten.

Variationskoeffizient* [%]	mikrobielle Biomasse		Basalatmung		metabolischer Quotient	
	Median	ob. Quartil	Median	ob. Quartil	Median	ob. Quartil
zwischen 5 Mischproben aus einer Kernfläche	8,5	10,5	9,3	13,7	7,9	9,1
zwischen 4 Kernflächen	13,2	20,1	24,6	36,7	24,6	36,1
zwischen Jahren für dieselbe Kernfläche	29,2	39,5	42,2	50,9	38,5	49,4

* Standardabweichung in % des Mittelwertes

Diskussion

Allein nach Hauptbodenart gruppiert, lassen sich bodenspezifische Referenzwerte für die ermittelten bodenmikrobiologischen Parameter ableiten. Diese können nach Hauptnutzungsrichtung, Acker oder Grünland (nicht dargestellt), differenziert werden. Diese Referenzwerte weisen jedoch Schwankungen auf. Die beobachtete Gesamtvariation schließt die Variation zwischen den Kernflächen derselben Bodendauerbeobachtungsfläche, zwischen verschiedenen Jahren und zwischen den verschiedenen Standorten mit gleicher Hauptbodenart ein. Bei der Variation zwischen Jahren geht der Einfluß der Witterung vor der Probenahme, der aktuellen Frucht, der Vorfrucht und ggfs. der Düngung oder der Bodenbearbeitung ein. Mit Fortschreiten des Bodendauerbeobachtungsprogramms, soll versucht werden, diese Einflüsse zur parametrisieren, um zu genaueren, auch nutzungsabhängigen Referenzwerten zu kommen. Für die mikrobielle Biomasse und den metabolischen Quotienten ergeben sich Beziehungen zum Tongehalt aber nicht zum Gehalt an organischem Kohlenstoff. Letzteres steht im Widerspruch zu Jörgensen (1995), der für 82 Böden eine deutliche Korrelation zwischen mikrobieller Biomasse und C_{org} -Gehalt fand. Die Ursache für die Abweichung in der vorliegenden Untersuchung könnte z.T. in einer unterschiedlichen Humusqualität liegen. Böden mit hohem C_{org} -Gehalt aber relativ geringer mikrobieller Biomasse waren hydromorphe Böden (Gleye, Gley-Podsole) und eine Sandmischkultur.

Literatur

- Anderson, T.-H. und K.H. Domsch (1985). Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol. Fert. Soils* 1, 81-89.
- Jörgensen, R.G. (1995). Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Gött. Bodenkundl. Ber.* 104, 1-229.
- Heinemeyer, O., H. Insam, E.-A. Kaiser und G. Walensik (1989). Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant Soil* 116, 191-195.
- Kaiser, E.-A., T. Müller, R.G. Jörgensen, H. Insam und O. Heinemeyer (1992). Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 24, 675-683.

Reduzierung der Stoffausträge sowie Erhalt der Sorptionskapazität ehemaliger Rieselfelder durch Wiedervernässung

von

HOFFMANN,C.; STOFFREGEN,H.; RENGER,M.

Einleitung

Jahrzehntelange Abwasserverrieselung im Berliner Umland führte zu einer Akkumulation von klärschlammähnlicher organischer Substanz, Schwermetallen sowie organischen Schadstoffen im Oberboden (SCHLENTHER et al. 1996). Große Bereiche dieser fast 20.000 ha großen Flächen liegen zur Zeit trocken. Sie wurden eingeebnet und tiefgepflügt um Aufforstungen vorzubereiten. Kleinere Teilflächen werden seit etwa 10 Jahren zur Erhaltung von Feuchtplätzen im Rahmen des Arten- und Biotopschutzes regelmäßig mit Klarwasser beaufschlagt. Es ist bekannt, daß die Alterung von Klärschlämmen bzw. eine Nutzungsänderung von klärschlammbelasteten, landwirtschaftlichen Flächen zu erheblicher Mineralisation und zur Freisetzung und Verlagerung von Schwermetallen führen können (BECKETT & DAVIES 1979, ALLOWAY & JACKSON 1991, McBRIDE et al. 1997). Auf den ehemaligen Rieselfeldern um Berlin Buch werden seit einigen Jahren erhebliche Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung beobachtet (HOFFMANN et al. 1996). In den letzten Jahren wird verstärkt über die Wiedervernässung von ehemaligen Rieselfeldflächen diskutiert, um über eine Erhöhung von pH-Wert und KAK die Mobilität von Schwermetallen im Boden zu verringern und durch die Aufhebung der Wasserlimitierung zu einer verstärkten Bildung von Biomasse zur Vergrößerung des Humuspools als Schadstoffsorbent beizutragen. In dieser Arbeit sollen durch den Vergleich von Säulenversuchen und Geländeuntersuchungen die Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen dargestellt werden.

Standortcharakterisierung

Der **Standort Buch** wurde von 1890 bis 1985 mit ungeklärtem Abwasser beschickt, in den letzten 20 Jahre mit mehr als 10.000 mm/a. Nach Einstellung der Verrieselung wurden die Flächen eingeebnet, gepflügt und Aufforstungsversuche unternommen. Heute finden sich auf den tonarmen (<1 %), sandigen Ausgangssedimenten Auftragsboden-Regosole mit unterschiedlich mächtigen humosen Horizonten (15-100 cm) und hohen Schwermetallbelastungen. Die Schwermetallvorräte (Cu: 49,1, Cd: 4,6, Zn: 93,7 [g/m²*1 m]) weisen eine enge positive Beziehung zum Humusvorrat auf (elementabhängig R²=0,85-0,95), der im Mittel 15 kg/m²*1m beträgt (8-76 kg/m²*1m). Zwischen 1993 und 1996 fand eine pH-Absenkung um 1-2 Stufen auf Werte um 5,5 statt. Der Grundwasserstand ist seit dem Ende der Verrieselung um etwa 2 m abgesunken und liegt heute in 3,75 m Tiefe. Die TU Berlin führt auf diesen Flächen seit 1993 ein Langzeitmonitoring von Bodenlösung und Grundwasser durch. Der **Standort Gatow** wird seit etwa 1900 zur Verrieselung genutzt (ca. 4.500 mm/a). Seit 15 Jahren wird nur noch Klar- und Mischwasser im Versuchsbetrieb aufgeleitet. Auf den schwach lehmigen Sanden haben sich Braunerden mit bis zu 80 cm mächtigen humosen Oberböden entwickelt, welche im Schnitt 35 kg/m²*1m organische Substanz enthalten (30-50 kg/m²*1m). Die Cu- und Cd-Vorräte entsprechen in etwa denen in Buch. Die Zn-Vorräte

¹ TU-Berlin, Fachgebiet Bodenkunde, Inst. f. Ökologie & Biologie, Sekr. BK, Salzufer 12, D-10587 Berlin
e-mail: crisnjhb@sp.zrz.tu-berlin.de

sind mit 226.8 g/m²*1 m mehr als doppelt so hoch. Zwischen 100 cm und 150 cm Tiefe finden sich Bänder mit fast 11 % Ton. Der pH-Wert liegt seit 1994 konstant bei 7.0. Der Grundwasserstand befindet sich seit Jahren unverändert etwa 8 m tief.

Material und Methoden

Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgt seit Herbst 1993 in Buch anfänglich 14-täglich später monatlich, über Saugkerzen mit Al₂O₃-Keramik-Spitze (SKF 100, Fa. Haldenwanger Berlin) nach Anlegen eines Unterdrucks von etwa 500 hP für drei Tage. In den Proben wurde pH-Wert, Leitfähigkeit, Schwermetalle (Cd, Cu, Pb, Zn, Fe, Mn), Nährstoffe (Ca, Mg, K, Na) und Anionen (Cl⁻, NO₃⁻, PO₄²⁻, SO₄²⁻) bestimmt.

Die Säulenversuche wurden in Plexiglas-Säulen (L=1.000 mm, ID=140 mm) mit jeweils 5 Säulen/Variante durchgeführt, welche mit homogenisiertem Bodenmaterial, entsprechend der Horizontierung der Untersuchungsstandorte, 90 cm hoch gefüllt waren. Als Beregnungsvarianten wurden u. a. dest. Wasser als Kontrolle [Buch: OB, Gatow: OG] und Klarwasser vom Ablauf des Klärwerks Berlin-Ruhleben [Buch: AB, Gatow: AG] verwendet. Die Beregnung erfolgte automatisiert 2mal / Woche mit je 300 ml/Säule (=19.6 mm/Wo., bzw. 2.034 mm/a). Das Säulenperkolat wurde wöchentlich gewonnen, zu je einer Monatsmischprobe pro Säule vereint und analog zur Bodenlösung analysiert. Alle sechs Monate wurde jeweils eine Säule schichtweise beprobt und analysiert. Die effektive KÄK wurde mit 1 M NH₄Cl-Lsg. im Verhältnis 1: 20 bestimmt. Die C_t- und N_t-Bestimmung erfolgte thermokonduktometrisch nach Verbrennung im geschlossenen System. Die mobilen Schwermetalle wurden mit 0.1 M CaNO₃-Lsg (1:2.5) bestimmt.

Tab. 1: Bodenchemische Kennwerte der beiden Böden des Säulenversuchs

GATOW	Tiefe [cm]	Ld [g/cm ³]	pH	C _t [%]	N _t [%]	Cd [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	KAK [mmol/kg]
Ah ₁	0-12	1.08	6.65	4.71	0.49	6.0	79.9	480	149.1
Ah ₂	13-30	1.31	6.42	2.58	0.24	7.0	69.8	359	125.6
rAh	30-50	1.49	6.46	0.44	0.04	2.0	13.0	81	32.8
Bv	50-80	1.54	6.41	0.18	0.02	2.0	8.2	47	24.7
C	80-90	1.62	6.40	0.04	0.01	0.3	4.5	14	4.8
BÜCH									
YAh	0-20	1.21	4.95	2.97	0.29	13.0	128.9	251	41.2
C ₁	20-50	1.46	4.54	0.23	0.02	1.0	12.0	22	17.1
C ₂	50-75	1.58	4.32	0.15	0.01	0.5	9.0	17	22.9
C ₃	75-90	1.54	4.75	0.09	0.01	0.3	6.0	10	18.2

Ergebnisse & Diskussion

Die Geländeuntersuchungen zeigen für Buch sehr hohe Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung in 100 cm Tiefe (Tab. 2). Die Cd- und Cu-Konzentrationen in Buch sind im Vergleich zu Gatow um das 10fache erhöht. Die Zn-Konzentrationen in Buch sind mehr als 100fach höher. Bei vernachlässigbar geringen Sorptionskapazitäten im Unterboden werden die Schwermetalle in Buch mit dem Sickerwasser direkt ins Grundwasser transportiert. In Gatow findet dagegen zumindest eine teilweise Sorption an Tonbändchen im Unterboden statt (MESHREF 1981).

Tab. 2: Mittleres Konzentrationsniveau in der Bodenlösung in 100 cm Tiefe (1994-1997)

	Berlin-Buch	Berlin-Gatow
Mittleres Konzentrationsniveau in der Bodenlösung in 100 cm Tiefe	Cu: 500 [µg/L] Cd: 100 [µg/L] Zn: 10.000 [µg/L] NO ₃ : 50-400 [mg/L]	Cu: 50 [µg/L] Cd: < 10 [µg/L] Zn: 70 [µg/L] NO ₃ : 20-50 [mg/L]

Die NO_3 -Konzentrationen liegen am tiefgepflügten Standort Buch, 12 Jahre nach Ende der Verrieselung, um etwa das 10fache über denen von Gatow. Setzt man für Buch eine mittlere Grundwasserneubildung von 200 mm/a an (vgl. HOFFMANN et. al. 1996), entsprechen die NO_3 -Mengen einer Mineralisation von 50-360 g/m²*a organischer Substanz mit einem C/N-Verhältnis von 10, welches für diese Böden typisch ist (SCHLENTHER et al. 1996). Vergleichbare Situationen kann man z. B. in den ersten Jahren nach Grünlandumbruch als Folge schneller Mineralisation beobachten.

Die Ergebnisse der **Säulenversuche** zeigen deutliche Unterschiede bei den Schwermetallausträgen (Abb. 1). Aus der Bucher Kontrolle (OB) wurden innerhalb von 30 Monaten fast 28 % des Zinkvorrats ausgewaschen. In der Klarwasservariante (AB) betrug der Zinkaustrag im selben Zeitraum 34 %. Es ist aber deutlich zu erkennen das die Austragsmengen kontinuierlich abnehmen, während sie in OB nach 30 Monaten wieder leicht ansteigen. In den Gatower Varianten (Abb. 2) liegt der

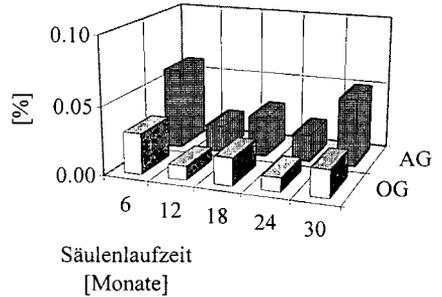
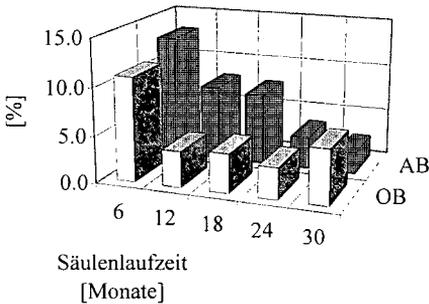


Abb.1: Prozentualer Zn-Austrag in der Kontroll- (OB) und Klarwasservariante (AB) der Bucher Säulen

Abb.2: Prozentualer Zn-Austrag in der Kontroll- (OG) und Klarwasservariante (AG) der Gatower Säulen

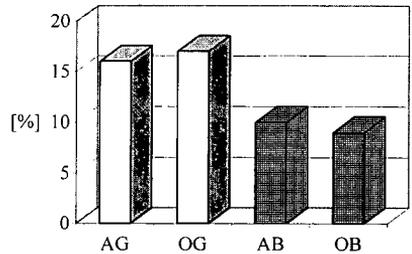
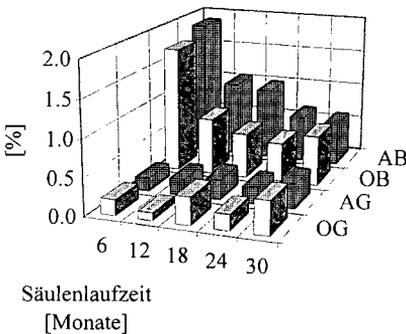


Abb.3: Prozentualer Cu-Austrag in der Kontroll- und Klarwasservariante

Abb.4: Prozentualer Humusverlust (Mineralisationsrate) in der Kontroll- und Klarwasservariante nach 30 Monaten Säulenlaufzeit

Zinkaustrag mit dem Perkolat deutlich niedriger. Die Klarwasservariante (AG) weist mit 0.18 % Zinkauswaschung genau doppelt so hohe Mengen wie die Kontrolle (OG) auf. Die Bucher Varianten weisen bei Kupfer um das 5fache höhere höheren Austragsraten als in Gatow auf (Abb. 3). Der Austrag von Schwermetallen läßt sich vollständig über eine Mobilisierung aus der CaNO_3 -löslichen Fraktion erklären. Für Kupfer, im Besonderen in den Gatower Varianten, ist auch eine Mobilisation über metall-organische Komplexe wahrscheinlich, ein direkter Nachweis dieser Komplexe wurde jedoch nicht geführt.

Die Bucher Varianten wiesen zum Ende der Säulenversuche einen im Vergleich zu Gatow um 30 % niedrigeren Humusverlust auf. Wahrscheinlich sind durch das Homogenisieren des Bodenmaterials zu Versuchsbeginn Mineralisationsprozesse verstärkt worden, die in Buch weniger intensiv abgelaufen sind, da dieses Bodenmaterial schon einer intensiven Umsetzung im Gelände, seit dem Ende der Verrieselung ausgesetzt war. Fast 50 % der Humusmineralisation fand in den ersten sechs Monaten statt. Trotz des Verlustes an organischer Substanz, stieg die effektive Austauschkapazität (KAK) unter Klarwasserberechnung in der Bucher Variante um mehr als 50 % auf etwa 100 mmol_e/kg an, was sich durch den gleichzeitigen pH-Wert Anstieg um fast zwei Stufen auf 6.8 erklären läßt. In der Gatower Variante steigt der pH-Wert in 30 Monaten um eine halbe Stufe bei der KAK ist keine Veränderung zu erkennen. Sie liegt nach 30 Monaten bei etwa 150 mmol_e/kg .

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Beendigung der Rieselfeldwirtschaft in Buch zu einer erheblichen Mineralisation von organischen Rieselrückständen geführt hat, in deren Folge Schwermetalle und Stickstoff mobilisiert und verlagert wurden. Eine Wiedervernässung wird zumindest in der ersten Zeit zu einem verstärkten Austrag von Schwermetallen führen bis sich ein neues stabiles Gleichgewicht eingestellt hat. Ob eine Wiedervernässung zu einer verstärkten Akkumulation von organischer Substanz im Oberboden führt wird entscheidend von der Menge und dem Intervall der Berieselung abhängen. Es ist denkbar, daß bei optimalem Wasserhaushalt nicht nur die Biomasseproduktion zunimmt, sondern auch optimale Bedingungen für eine Mineralisation bestehen.

Die Klarwasserverrieselung in Gatow trägt zwar elementabhängig zu einer Verlagerung von Schwermetallen bei, muß aber aus der Sicht des Grundwasserschutzes als die weniger schädliche Betriebsweise für Rieselfeldstandorte angesehen werden. Eine Einstellung der Berieselung würde wahrscheinlich ähnlich wie in Buch zu einer erheblichen Stoffverlagerung beitragen.

Literatur

- ALLOWAY, B.J. & A.P. JACKSON (1991):** The behavior of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Tot. Environm* 100: 151-176.
- BECKETT, P.H.T. & R.D. DAVIES (1979):** The disposal of sewage sludge onto farmland: the scope of the problem of toxic elements. *Wat. Poll. Contr.* 78: 419-445.
- HOFFMANN, C., C. BOWO & M. RENGER (1996):** Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch 1995. Gutachten im Auftrag der Berliner Forsten. 44 S.
- McBRIDE, M.B., B.K. RICHARDS, T. STEENHUIS, J.J. RUSSO & S. SAUVÉ (1997):** Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* 162/7: 487-500.
- MESHREF, H. (1981):** Schwermetallstatus Berliner Böden unterschiedlicher Nutzung. Dissertation am FB Landschaftsentwicklung der TU-Berlin. 168 S.
- SCHLENTHER, L., B. MARSCHNER, C. HOFFMANN & M. RENGER (1996):** Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch - bodenkundliche Aspekte. *Verh. Ges. Ökol.* 25: 349-359.

Danksagung

Wir danken Michaela Vogliano und Andreas Müller für die Durchführung der Analysen sowie der TU-Berlin für die Finanzierung dieser Untersuchungen im Rahmen des IFP 7/21: „Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung von organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen“.

Denitrifikation und N₂O-Emission aus Braunerden und Gleyen des Allgäus

von

HOMEVO-AGOSSA,C.A.; STASCH,D.; STAHR,K.

Im Westallgäuer Hügelland wurden auf Grünlandstandorten Untersuchungen zum N-Haushalt, insbesondere der Denitrifikation durchgeführt. Die Untersuchung soll eine Einschätzung der Denitrifikation und der N₂O-Emission in Abhängigkeit von Klima, Böden, Relief (Hang-Senke-Beziehungen) und Bewirtschaftung (Nutzung, Düngung) im Jungmoränengebiet liefern. In situ wurde die Denitrifikation mit Acetylen-Inhibierungsmethode bestimmt. Zusätzlich wurde das Denitrifikationspotential in Böden (0-20 cm Tiefe) der Versuchsstandorte im Labor in 2 Versuchsvarianten (ohne und mit Nitratzugabe) über einen Zeitraum von 20 Stunden erfaßt (HOMEVO-AGOSSA, 1997).

Die Arbeitsstandorte (Siggen und Blöden) liegen im Alpenvorland, in einer Hang-Senken-Catena. An Hängen, relativ gut drainiert, dominieren Braunerden, Kolluvien und Hanggleye, in den Senken finden sich stau- und grundwasserbestimmte Böden sowie Moore. Die Standorte wurden mit unterschiedlicher Intensität bewirtschaftet (Tab. 1).

Tab. 1: Untersuchte Meßparzellen im Überblick

Parameter	Siggen			Blöden	
	HMV	HMN	SR	A1	A2
Reliefposition	Hangmitte	Hangmitte	Senkenrand	flacher Hang	flacher Hang
Bodentyp	Hanggley-Braunerde	Hanggley-Pseudogley	Anmoorgley	Braunerde	Braunerde
Düngung	Gülle: betriebüblich	keine	keine	Gülle + Min.: betriebsübl.	Gülle + Min.: betriebsübl.
Schnitt	3-5	3-5	1	3-5	3-5
Beweidung	2 Wochen (Herbst)	2 Wochen (Herbst)	keine	keine	keine

Die Maxima der Gesamtdenitrifikation und der N₂O-Emission (auf der HMV-Parzelle) wurden in den Frühjahr- und Herbstmonaten beobachtet. In der begasten Variante wurden Spitzenwerte von ca. 110 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ im März / April 92 und von ca. 210 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ im April 93 gemessen. Die höchsten Tageswerte fallen zusammen mit hohen Güllegaben. Zum gleichen Zeitpunkt erreichen auch die Nitrat- bzw. DOC-Konzentrationen ihr Maximum (Abb. 1). Die N₂O-Emissionsraten der Flächen ohne Acetylen-Begasung zeigten einen ähnlichen Verlauf wie die Denitrifikationsraten.

Aufgrund der relativ wenigen Messungen ist eine statistische Absicherung der Meßergebnisse mittels Korrelationsanalyse nur teilweise möglich. Danach beeinflusst die Bodentemperatur in Wintermonaten (Nov.-Feb.) deutlich sowohl die Denitrifikation als die N₂O-Emission (Tab. 2). In den Sommermonaten (März-Juli) üben die Nitratkonzentrationen den stärksten limitierenden Einfluß aus.

Die Versuchsparzellen wiesen sehr unterschiedliche Denitrifikationsraten auf. Die

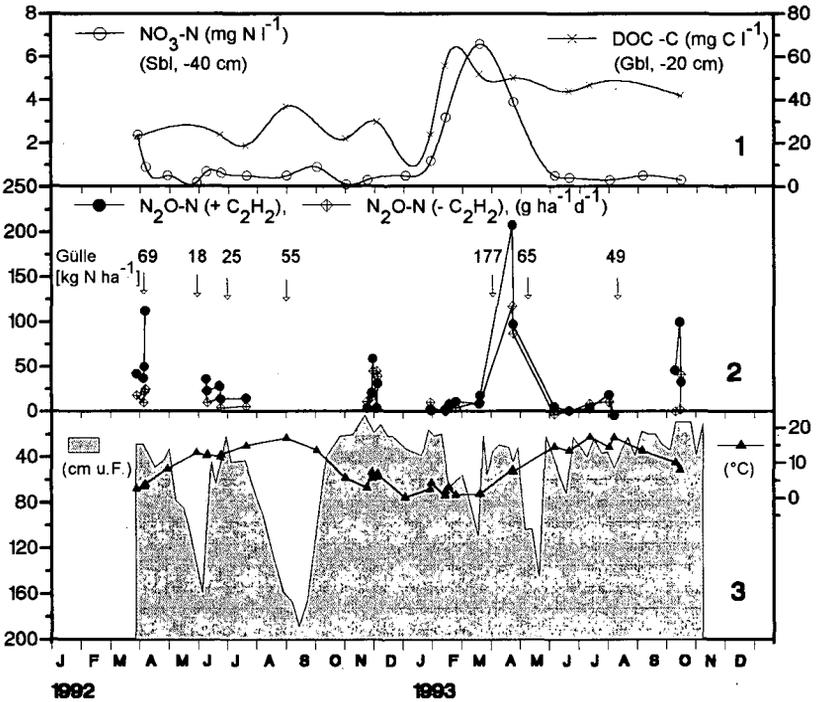


Abb. 1: N_2O -Freisetzung auf der HMV-Parzelle: Jahresgang (1) der Nitrat-Konzentration in der Bodenlösung (Saugkerzen 40 cm) und des löslichen organischen Kohlenstoffs (DOC, aus Gleichgewichtsbodenlösung in 20 cm), (2) der N_2O -Entbindungsraten aus den unbegasteten sowie mit Acetylen begasteten Varianten (40 cm Begastungstiefe), (3) des Grundwasserstandes und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe.

Tab. 2: Multiple lineare Regression zwischen den \log -transformierten Gesamtdenitrifikationsraten (N_2O+N_2 , $g N ha^{-1} d^{-1}$), N_2O -Emission (N_2O , $g N ha^{-1} d^{-1}$) und den ermittelten Bodenfaktoren der Meßparzelle HMV von 1992 bis 1993 (r^2 = Bestimmtheitsmaß, r = Korrelationskoeffizient)

Parameter	März-Juli (92) $n = 9$	Nov.-Feb. (92 / 93) $n = 11$	März.-Juli (93) $n = 9$
Gesamt-Denitrifikation	r^2 (r)	r^2 (r)	r^2 (r)
Temp. (°C), 40 cm	0.60 (-0.78)	0.48 (0.69)	0.21 (-0.46)
NO_3-N (mg l^{-1}), 40 cm	0.25 (0.42)	0.20 (-0.42)	0.61 (0.78)
N_2O -Emission	r^2 (r)	r^2 (r)	r^2 (r)
Temp. (°C), 40 cm	0.30 (-0.55)	0.66 (0.82)	0.21 (-0.46)
NO_3-N (mg l^{-1}), 40 cm	0.11 (0.33)	0.66 (-0.81)	0.50 (0.71)

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

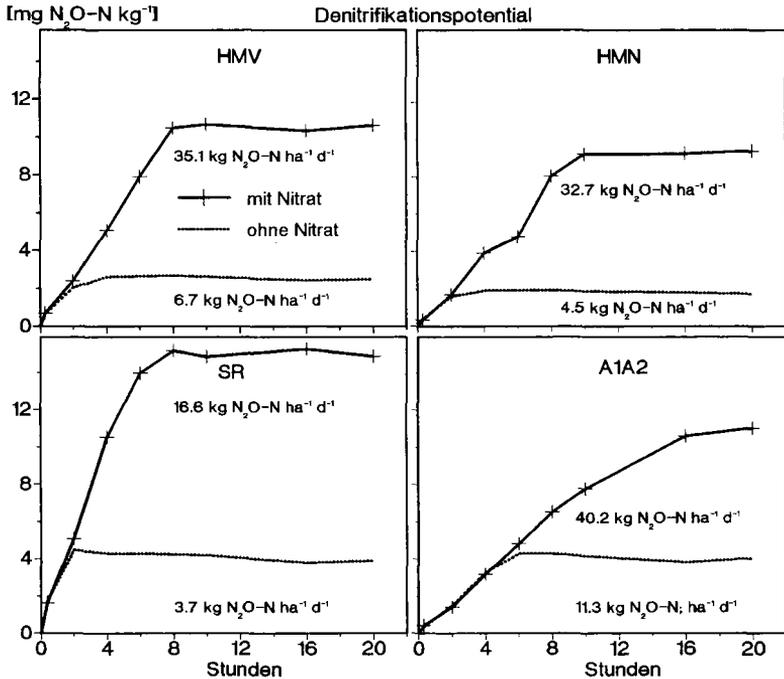


Abb. .2: Verlauf der N₂O-Freisetzung im Laborversuch, mit und ohne Nitratzugabe bei 30°C, 80% WKmax über 20 Stunden bei allen Bodenproben (0-20 cm Tiefe)

Tab. 3: N-Gasentbindungsraten (in kg N ha⁻¹ a⁻¹, extrapoliert aus dem Mittel der Meßwerte) in den Jahren 1992 und 1993

Parameter	Jahressummen 1992/1993							
	HMV		HMN		SR		A1/A2	
N ₂ O-N-Emission	7.5	6.3	n.b.	2.3	4.6	2	n.b.	21
Gesamtdenitrifikation	14	12	n.b.	4	11	2.2	n.b.	29
N ₂ -Anteil an gedüngtem N (%)	4	3	-	-	-	-	n.b.	2
N ₂ O-Anteil (%)	53.6	52.4	n.b.	57.5	41.8	90.9	n.b.	72.5

Tab. 4: Chemische Charakterisierung aller Meßparzellen (Frühjahr'93) und die Korrelationsana-lyse zwischen b (Steigung der Regressionsgerade) und einigen Parametern bei Nitratvariante

Parameter	HMV	Siggen		SR	Blöden A1A2	Korr. r
		HMN				
pH (CaCl ₂)	6.04	5.10		6.10	4.98	0.86
LD (g cm ⁻³)	1.4	1.4		0.5	1.5	-0.95
Nt (%)	0.33	0.29		0.64	0.33	0.91
Humusgeh. (%)	5.52	4.45		10.85	5.40	0.91
Cmic (mg kg ⁻¹)	552	487		720	435	0.99

Tab. 5: N₂O-Freisetzungs-Phasen im Brutversuch mit Nitrat (nach SMITH et al., 1978; ergänzt)

Phase	Wirkung der Nitratzugabe auf die N ₂ O-Bildung	N ₂ O-Bildung- Kinetik	Dauer (h)
Phase 1	relativ gering	zunehmend schnell	0 bis 4
Zwischenphase	steigend	zunehmend maximal	4 bis 6
Phase 2	erhaltend	linear	6 bis 20

höchsten Gesamtdenitrifikationsraten wurden im Jahr 1993 auf der am intensivsten bewirtschafteten Meßparzelle A1A2 (A1 und A2) mit ca. $29 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen (Tab. 3). Auf der nur mit Gülle gedüngten Meßparzelle HMV lagen die Verluste um ca. 2/3 niedriger, auf der ungedüngten Parzellen HMN und SR waren die N_2O -Freisetzungen mit ca. 10% der Blödener Parzelle insgesamt am niedrigsten.

Der N_2O -Anteil an der Denitrifikation war im Jahr 1993 mit über 50% ungewöhnlich hoch.

Bei dem Denitrifikationspotential erbrachte die Variante mit Nitratzugabe in allen Böden eine höhere kumulative N_2O -Freisetzungsrate gegenüber der Variante ohne Nitratzugabe (Abb. 2). Die Senkenrandparzelle SR ergab bei den Untersuchungen die höchste ($1 \text{ mg N}_2\text{O-N kg h}^{-1}$ ohne, und $1.98 \text{ mg N}_2\text{O-N kg h}^{-1}$ mit Nitrat) und die Braunerdeparzelle A1A2 die niedrigste Steigung der Regressionsgeraden mit ca. $0.8 \text{ mg N}_2\text{O-N kg h}^{-1}$ für beide Varianten.

Die N_2O -Freisetzungsaktivität korreliert signifikant mit dem Humus- bzw. Cmic-Gehalt in den Böden (Tab. 4).

Die Beschreibung der N_2O -Freisetzungskurven mit linearer Regression ermöglicht die Aufteilung der N_2O -Freisetzung in 2 Phasen unterschiedlicher Dauer (Tab. 5). Die Phase 1 ist hier relativ gering beeinflussbar durch Nitratzugabe. Die N_2O -Freisetzung dauert im allgemeinen ca. 0 bis 4 Stunden. Es folgt eine Zwischenphase oder Verzögerungsphase bei der Nitrat limitierend wirkt. Die Phase 2 ist die Phase bei der N_2O entweder kontinuierlich konstant linear freigesetzt wurde (bei Nitratvariante) oder abnehmend konstant linear immobilisiert wurde (Variante ohne Nitrat). Die Kurven wurden in eine schnell (exponentiell) und langsam (linear) ablaufende Phase zerlegt (nicht dargestellt).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten:

- Höchste N_2O -N-Gas-Entbindungsraten traten im Frühjahr auf.
- Versuchsstandorte wiesen unterschiedliche N_2O -N-Gase-Freisetzungsraten in Abhängigkeit der Reliefposition, Düngerart und -menge auf.
- Die am intensivsten bewirtschaftete Braunerde-Parzelle (mineralisch-/organisch) ergab die höchste Gesamtdenitrifikation bzw. N_2O -Emission (ca. $29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $21 \text{ N kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Auf der nur mit Gülle gedüngten Braunerde-Hanggley-Parzelle lagen die Verluste um ca. 2/3 niedriger. Auf den ungedüngten Parzellen Braunerde-Hangpseudogley und Anmoorgley erreichte die N_2O -Freisetzungen nur ca. 10% der Braunerde-Parzelle.
- Bezogen auf die gesamte Düngung betragen die Denitrifikationsverluste ca. 2 % (Blöden) und 3,4 % (Siggen) für das Jahr 1993.
- Die Meßparzelle des Anmoorgleyes erbrachte sehr niedrige Denitrifikation und N_2O -Emission, obwohl die Meßfläche sehr humusreich ist, einen hohen Grundwasserstand sowie niedrigere Redoxpotentiale aufweist.
- Der N_2O -Anteil an der Denitrifikation war auf allen Versuchsflächen hoch. Der Effekt könnte durch die gelösten N_2O -Anteile im Bodenwasser erklärbar sein.
- Nitrat im Sommer und Temperatur im Winter zeichnen sich als limitierende Faktoren bei der N_2O -Freisetzung aus.
- Wesentliche N_2O -Emission (ohne Acetylenbegasung) wurde besser erfasst als die Gesamtdenitrifikation. Da bei der ersteren Messung wesentlich weniger in das System eingegriffen wird.
- Die kumulative N_2O -Freisetzung im Laborversuch war biphasig: zunächst schneller (in der exponentiell ablaufenden Phase), und dann langsamer (in der linearen Phase).
- umgerechnet in kg N pro ha wurden die höchsten N_2O -Freisetzungsraten (wie in situ) wiederum auf der Braunerde-Parzelle mit ca. $11 / 40 \text{ kg N.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (ohne / mit Nitratzugabe) gemessen gegenüber: $7 / 35$ auf der Hanggley-Braunerde, $5 / 33$ auf der Braunerde-Hang-pseudogley und $4 / 17 \text{ kg N.ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ auf dem Senkenrand.

Literatur.

HOMEVO-AGOSSA (1997): Bodenstickstoffumsatz und - N_2O -Freisetzung unter Grünland in Catenen des württembergischen Allgäu. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 43, Stuttgart

Entwicklung von Standortseigenschaften und Erträgen eines Vertisols bei unterschiedlicher Nutzung (Lama-Depression, Benin, Westafrika)

von

HUWER,G.; HERRMANN,L.; BERNARD,M.; IGUE,M.; STAHR,K.

Einleitung

Vertisols bedecken ca. 50.000 ha in der Lama-Depression in Benin und Togo (Viennot 1966). Im Gegensatz zu den Acrisol/Lixisol/Ferralsol-Landschaften der umgebenden 'Terre de Barre'-Plateaus sind sie durch höhere Nährstoffreserven aber ungünstigere physikalische Eigenschaften (tonige Bodenart, zeitweise Stauwasser, Gilgairerief, tiefe Risse bei Austrocknung) gekennzeichnet. Aufgrund dieser physikalischen Eigenschaften war die Nutzung lange Zeit auf eine ethnische Minorität (Hollis) beschränkt, die Wanderfeldbau praktizierte. Um noch existierende Reste von laubabwerfendem Regenwald zu schützen, mußte diese Praxis auf staatlichen Druck hin aufgegeben werden. Die Hollis wurden ortsfest angesiedelt, was in einer permanenten Nutzung der Vertisols resultiert. Um das Ertragspotential unter permanenter Nutzung zu bestimmen, wurden Anbauversuche mit Mais (*Zea mays* L.) und Augenbohne (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) auf gedränten und ungedränten Parzellen unternommen. Ergebnisse für die ersten drei Anbaujahre werden hier präsentiert.

Material und Methoden

Das Experiment wurde ca. 3 km westlich von Massi Lonme (6°82'N, 2°15'O) in der Lama-Depression angelegt. Das Klima im Südbenin ist subhumid tropisch (26° C, 950 mm) mit zwei Regenzeiten (März - Mitte Juli, Mitte September - Mitte November). Als Versuchsstandort wurde der dominante Bodentyp Stagni-Eutric Vertisol (Tabelle 1) ausgesucht. Assoziiert treten Calcic und Dystric Vertisols auf. Vor dem Experiment lag das Feld für mehrere Jahre brach und war hauptsächlich mit *Eupatorium odoratum* bedeckt. Das vorhandene Pflanzenmaterial wurde bei der Rodung als Mulch gleichmäßig über die Fläche verteilt.

Tabelle 1: Eigenschaften eines Stagni-Eutric Vertisol in der Lama-Depression, Südbenin

Hori- zont	Tiefe cm	T %	U %	S %	pH CaCl2	KAK mmolc+/kg	C %	N %	P mg/kg	K %	Ca %	Mg %
Ah1	-6	45	30	24	5,9	399	2,07	0,12	524	0,20	0,78	0,66
Ah2	-27	47	29	22	5,7	411	1,13	0,09	351	0,12	0,70	0,65
Bwg	-63	55	25	19	4,4	390	0,42	0,05	254	0,07	0,62	0,69
Bgw1	-95	52	27	18	4,3	388	0,22	0,04	227	0,06	0,62	0,70
Bgw2	-130	56	26	17	4,6	406	0,12	0,04	223	0,06	0,69	0,71
Bgw3	-150	56	25	18	4,8	429	0,02	0,02	225	0,07	0,76	0,72

Um Mais-Monokultur und Mais/Augenbohne-Rotation unter gedränten und ungedränten Bedingungen zu testen, wurde ein Feld in zwei Sektoren mit je vier Parzellen unterteilt. Die ungedränten Parzellen waren 10m*14m groß. Aufgrund der Dränggräben ergab sich für die gedränten Parzellen eine Größe von 9m*12m.

Alle Parzellen wurden in der langen Regenzeit mit Mais (lokale Sorte) bestellt. In der kurzen Regenzeit wurden in jedem Sektor zwei Parzellen mit Mais und mit Augenbohne (lokale Sorte) bestellt. Diese Parzellen rotierten von Jahr zu Jahr. Die Pflanzdichte betrug 9 Pflanzen m⁻² für beide Kulturen.

Ergebnisse

Lagerungsdichte

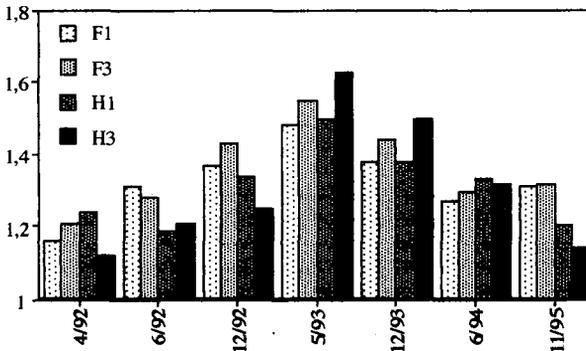


Abbildung 1: Lagerungsdichte (g cm^{-3}) in gedrähten (H) und ungedrähten (F) Vertisolparzellen in der Lama-Depression in Südbenin (1992-95)

Aufgrund der Einebnung des Gilgareliefs in allen Parzellen und der Verteilung des Grabenaushubs auf den gedrähten Parzellen wurde die Bodenstruktur stark gestört. Dies findet Ausdruck in der Erhöhung der Lagerungsdichte in den ersten Anbauzyklen (Abbildung 1). Im zweiten Anbaujahr kehrte sich dieser Trend um, um im dritten Anbaujahr nahezu wieder die Ausgangswerte zu erreichen. Eine mögliche Erklärung ist, daß die flache Bodenbearbeitung und häufige Quell- und Schrumpfungsprozesse zu einer Reorganisation der Aggregate geführt haben. Dies ist aufgrund der hohen Montmorillonitgehalte in der Tonfraktion (Fritz 1996) vorstellbar.

Ein Einfluß der Lagerungsdichte auf die Erträge konnte nicht festgestellt werden. Die höchsten gemessenen Lagerungsdichten erreichen die durchschnittlichen der Böden auf den umliegenden Plateaus, wo Maisanbau die gängige Praxis ist. Die Lagerungsdichte ist in diesem Fall kein Ertragsindikator.

Tensionen

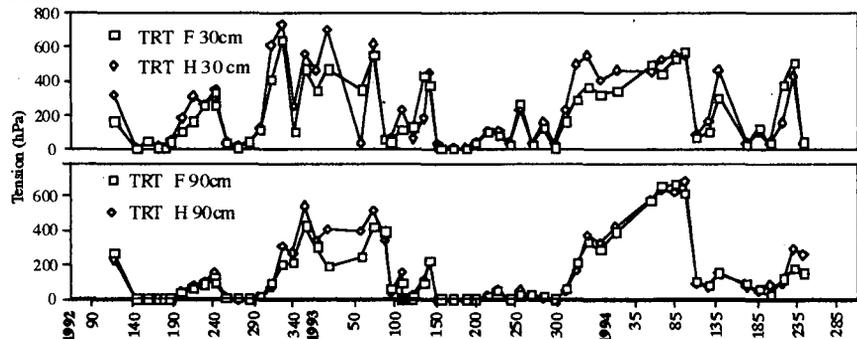


Abbildung 2: Tensionen der gedrähten (H) und ungedrähten (F) Vertisolparzellen in der Lamadepression, Südbenin (1992-94)

Die Tensionen zeigen höhere Fluktuationen im Oberboden. Die Tensionen in den gedrähten Parzellen sind in der Tendenz leicht höher. In der Regenzeit fallen sie regelmäßig unter 100 hPa und indizieren damit eine hohe Wassersättigung. Damit scheint die Wasserversorgung selbst bei längeren Perioden ohne Niederschlag (in der Regenzeit) kein produktionslimitierender Faktor zu sein, sobald die Wurzeln eine Tiefe von $>0,3$ m erreicht haben. Kapillarhub ist aufgrund der Bodenart möglich. Ein Grund für die ständig niedrigen Wasserspannungen in den tieferen Horizonten (in der Regenzeit) mag

Zuschußwasser von den umliegenden Plateaus sein (Drechsel et al. 1995). Abfluß aus der Depression ist aufgrund fehlender Vorfluter sehr limitiert.

Erträge

Tabelle 2: Korn- und Trockenmasseertrag (TM) von Mais und Augenbohne (t ha⁻¹) auf gedränten (H) und ungedränten (F) Vertisolparzellen in der Lama-Depression, Südbenin (1992-94)

	1992/1	1993/1	1994/1	1992/1	1993/2
Korn					
F Mais	2,62	2,93	4,03	1,63	1,2
H Mais ¹	2,38	2,16	2,99*	1,25	0,75
H Mais ²	3,08	2,80	3,87	1,62	0,97
F Augenbohne				0,34	0,32
H Augenbohne ¹				0,24	0,16
H Augenbohne ²				0,32	0,21
TM					
F Mais	9,53	8,74	10,80	4,97	5,26
H Mais ¹	8,87	5,93*	7,84*	4,24	3,29
H Mais ²	11,50*	7,69	10,17	5,49	4,27
F Augenbohne				2,05	1,24
H Augenbohne ¹				2,10	1,47
H Augenbohne ²				2,72	1,91

199x/1 = lange Regenzeit; 199x/2 = kurze Regenzeit

* signifikant bei p < 0.05 (two-tailed unpaired t-test für Mais in der langen Regenzeit)

¹ auf der Basis des Flächenanspruchs berechnet, ² auf der Basis der Anbaufläche (ohne Drängräben) berechnet

Die Mais Korn- und TM-Erträge sind vergleichbar mit den von Gaiser (1993) gemessenen. Sie sind höher als jene, die auf den Acrisols/Lixisols der umliegenden Plateaus erzielt werden (Akonde 1995). Ein eindeutiger Einfluß der Behandlungen auf den Ertrag konnte nicht festgestellt werden. Weder Dränung noch Rotation der Feldfrucht führte zu statistisch signifikanten Ertragsunterschieden. Dasselbe trifft für die Augenbohne zu. Dies mag daran liegen, daß Wassersättigung für längere Zeit nur in einer Tiefe >0.3 m auftrat. Folglich wird Sauerstoffmangel das Wurzelwachstum in der Hauptwurzelzone kaum beeinträchtigt haben. Im Feld konnte hingegen beobachtet werden, daß an anderen Standorten der Anbau aufgrund bis zur Oberfläche stagnierenden Wassers aufgegeben werden mußte.

Nährstoffe

Tabelle 3: Nährstoffkonzentration in Mais- und Augenbohnenkörnern in der kurzen Regenzeit in gedränten (H) und ungedränten (F) Vertisolparzellen in der Lama-Depression, Südbenin (1992/93)

	N			P			K					
	%			g kg ⁻¹			%			g kg ⁻¹		
	-----92/2-----			-----93/2-----								
F Mais	1,10	3,17	3,40	1,23	1,60	3,70	1,23	1,33	3,69	3,19	1,44	14,59
H Mais	0,95	3,38	3,62	1,23	1,33	3,69	3,19	1,44	14,59	3,42	1,56	14,81
F Augenbohne	3,17	2,66	15,62	3,19	1,44	14,59	3,42	1,56	14,81			
H Augenbohne	3,33	3,03	15,50	3,42	1,56	14,81						

Obwohl die Maiserträge auf einem hohen Niveau stabil bleiben und die Augenbohnerträge im Meßzeitraum als normal einzustufen sind, indizieren die Nährstoffanalysen (Tabelle3, Abbildung 3) einen Rückgang des pflanzenverfügbaren Phosphorangebotes. Sowohl in den Mais- und Augenbohnenkörnern als auch im Maisstroh fällt die Phosphorkonzentration von 1992 zu 1993. Nach Smyth and Cravo (1990) liegen die Konzentration in der zweiten Regenzeit von 1993 im Mangelbereich. Phosphor scheint auf diesen Standorten der die Pflanzenproduktion zuerst limitierende Nährstoff zu sein, wenn keine Düngung erfolgt. Für eine abschließende Bewertung fehlen aber spezifische kritische Nährstoffkonzentrationen für die verwendeten Sorten und diese Umwelt.

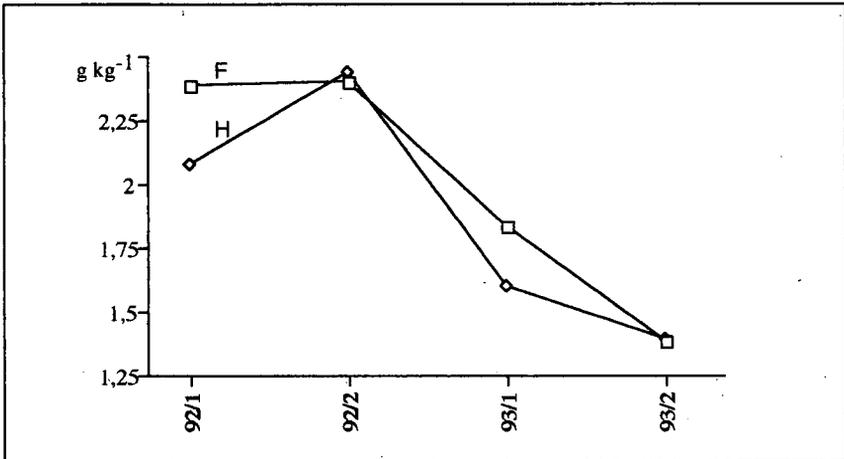


Abbildung 3: Phosphorkonzentration in Maisstroh von gedränten (H) und ungedränten (F) Vertisolparzellen in der Lamadepression, Südbenin (1992/93)

Schlußfolgerungen

Die Dränung von Vertisol-Anbauflächen in der Lama-Depression Südbenins erbrachte keinen Ertragsvorteil für Mais und Augenbohne, obwohl Staunässe während der Regenperioden vorkam. Vielmehr sprechen der hohe Arbeitsaufwand und der Verlust an kultivierbarer Fläche durch die Drängräben gegen diese Technik.

Auch der Einsatz der Augenbohne zur Auflockerung der Fruchtfolge und zur N-Fixierung brachte im dreijährigen Versuchszeitraum keinen Ertragsvorteil. Zudem erzielt Mais aufgrund der wesentlich höheren Erträge einen höheren Erlös für die Landwirte (bei einer Bewertung von 100 FCFA pro kg Mais und 220 FCFA pro kg Augenbohne).

Phosphor scheint der erste ertragslimitierende Faktor bei kontinuierlicher Bewirtschaftung zu sein. Der Phosphorexport war für beide getesteten Anbauverfahren Mais-Monokultur/Mais-Augenbohne-Rotation gleich hoch (ca. 10 kg ha⁻¹ a⁻¹). Der Vorteil der N-Fixierung durch die Augenbohne wird nur langfristig einen komparativen Vorteil erzielen, wenn Phosphor gedüngt wird.

Literatur

- Akonde, T.P. 1995: Potential of alley cropping with *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit and *Cajanus cajan* (L.) Millsp. for maize (*Zea mays* L.) and cassava (*Manihot esculenta* Crantz) production on an Acrisol in Benin Republic (West Africa). *Hohenheimer Bodenkundl. Hefte* 25. 166S.
- Drechsel, P., D. Hincourt und W. Zech 1995: Entwicklung und Bewertung von Vertisolen im semi-humiden Westafrika. *Mittlg. Dt. Bodenk. Ges.* 76: 1009-1012.
- Fritz, Ch. 1996: Boden- und Standortsmuster in geomorphen Einheiten Süd-Benins (Westafrika). *Hohenheimer Bodenkundl. Hefte* 29. 143S.
- Gaiser, Th. 1993: Bedeutung der organischen Bodensubstanz für Eigenschaften und Ertragsfähigkeit von Vertisolen und Acrisolen in Süd-Benin. *Hohenheimer Bodenkundl. Hefte* 12. 168S.
- Smyth, T.J. und M.S. Cravo 1990: Critical phosphorus levels for corn and cowpea in a Brazilian Amazon Oxisol. *Agron.J.* 82: 309-312.
- Viennot, M. 1966: Etude de sols de la depression de la Lama et des ses bordures. ORSTOM. Cotonou.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der DFG für die Förderung dieses Projektes im Rahmen des SFB 308.

Lösungsansätze zur nachhaltigen Landnutzung in Baden-Württemberg aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes

von

ISERMANN,K.; ISERMANN,R.

1. DIE NICHTNACHHALTIGE AUSGANGSSITUATION

Die zurückliegende sowie auch gegenwärtige Landnutzung in Baden-Württemberg (BW), insbesondere durch jene der Landwirtschaft, ist gekennzeichnet nicht nur durch eine unbefriedigende Einkommenssituation (ökonomische Komponente) und durch eine, gemessen am Bedarf ihrer einheimischen Bevölkerung, viel zu hohe (insbesondere tierische) Produktion (soziale Komponente), sondern auch durch von der **Landwirtschaft** verursachte schwerwiegende Umweltbelastungen, hervorgerufen durch einen **nichtnachhaltigen Nährstoffhaushalt** mit einem viel zu hohen Viehbestand und Viehbesatz und entsprechend **hohen Nährstoffüberschüssen** von z.B. 138 kg N bzw. 16 kg P/ha a (Ø 1990/91 bis 1994/95) (Tab. 1). Scheinbare Rückgänge der N-Überschußsalden im Zeitraum 1988/89 bis 1994/95 (Horlacher et al. 1997) werden weitgehend kompensiert durch weiterhin sehr hohe atmosphärische N-Einträge und insbesondere durch N-Nettomineralisation (Isermann und Isermann 1996a und b, 1997a). Aufgrund bisher langfristig zu hoher P-Überschüsse und der neuen VDLUFA-Klassifikation (Standpunkt 1996/97) der Versorgungstufe C (optimale P-Versorgung) von 10-20 (BW bisher 21-40) mg P₂O₅/100g Boden sind gegenwärtig in BW die landwirtschaftlich genutzten Böden auf Acker- und Grünland zu ca. 87 bzw. 55% zu hoch mit P versorgt, d.h. jegliche P-Düngung (auch mit Wirtschaftsdüngern) ist bis zur Abreicherung nach C zu unterlassen (Isermann 1997 a und b)

Tab. 1 Die **Stickstoff- und Phosphor-** Hoftorbilanz der Landwirtschaft von Baden-Württemberg im Durchschnitt der Jahre 1990/91 bis 1994/95 (Isermann 1997, u.a. nach Horlacher 1997)

LF _{netto} (ha)	1 306 210	
Viehbesatz: (GV / ha LF _{netto} a)	1,29	
	N - Bilanz	P - Bilanz
	(kg/ha LF _{netto} a)	
1. Input / Anlieferung	192	27
... davon:		
1.1 Mineraldünger	82	19
1.2 Importfuttermittel	35	7
1.3 Biologische N-Bindung	31	--
1.4 Atmosphärischer Eintrag	30 (= 20+10)	--
1.5 Klärschlamm / Biokomposte	4	1
1.6 Netto-Mineralisation (Boden)	10	>0
2. Output / Anreicherung	192	27
... davon:		
2.1 Verkaufsprodukte	54	11
2.2 Überschußsaldo	138	16
... davon:		
2.2.1 Boden: Nettoimmobilisation	0	<15
2.2.2 Emission in die Umwelt	138	>1
... davon in die:		
2.2.2.1 Atmosphäre	85	--
a) NH ₃ -Volatilisation	(46+4)=50	--
b) (De-)Nitrifikation	ca. 35	--
2.2.2.2 Hydrosphäre	53	>1
a) Auswaschung	45	>0
... davon ins Grundwasser	ca. 22	ca. >0
b) Erosion, Oberfl. abfluß	ca. 8	ca. >1
Interflow, Direkt-Eintrag	ca. 30	ca. >1
c) ...davon Einträge in die Oberflächengewässer		
3. Nährstoff-Effizienz (%)	28	41

Demzufolge ergeben sich auch in BW **schwerwiegende Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft** mit Belastungsanteilen von 50-80% in erster Linie verursacht durch 2-7fach zu hohe Emissionen an reaktiven Verbindungen des N (NO_3^- , NH_4^+ , N_{org} , NH_3 , N_2O), P (Ortho- und Gesamt-P), C (CH_4 , CO_2 , DOC) und nachrangig auch des S (SO_4^{2-} , H_2S).

Tab. 2

Anteile der Landwirtschaft an den Nährstoffbelastungen der Umwelt (Ist-Situation) von Baden-Württemberg, ihre tendenzielle Entwicklung sowie im Vergleich die maximal tolerierbare Belastung als minimale Sanierungszielwerte (Soll-Situation) (Isermann und Isermann 1997)

Umweltbereiche bzw. Nährstoff-Art / Form	Ist-Situation: Anteile der Landwirtschaft an den jeweiligen Nährstoff-Belastungen der Umwelt			Tendenzen	Soll-Situation: Max. tolerierbare Belastung, "critical levels" => loads, => Sanierungszielwerte
	Absolut und in [] relativ: Soll = 100				
A) Hydrosphäre					
1. Grundwasser					
1.1 Nitrat-N(mg/l) (Median=50P)	a) Landwirtschaft mit 7,4 [740] an 1. Rangstelle und um 55% über Gesamt mit 4,7 [470] [1995: LfU 1996] b) Gesamt: 4,3 [430] und 40% > 5,6 an 2. Rangstelle aller Bundesländer (1992:LAWA 95) => Anteil Landwirtschaft: 80% (~ / ↑)			steigend (92-95) Landwirtschaft: 0,2 p.a. Gesamt: 0,1 p.a	Trinkwasser: < 2,5 (LAWA 96) => Oberflächengewässer: < 1,0 [100] (=> < 0,4)
1.2 Ortho-P (µg/l) (Median=50P)	a) Landwirtschaft: 37 [123] (< 10-150) b) Gesamt: 41 [137] (80P: 10-215) [1994: LfU 1995]			k. A. k. A.	< 30 [100]
2. Oberflächengewässer (Median = 50P) [Ø 1990/94: UBA/LAWA (1996)]	Neckar =>Anlieger (Mannheim)	Donau =>Oberlieger (Ulm)	Rhein =>Zwischenlieger (Mannheim)	Seit 92 (LfU 1997): Rhein/Neckar leicht fallend, Donau: stagnierend	
2.1 Nitrat-N (mg/l) = ca. 95% v. N _{org}	6,00 [800]	4,47 [447]	1,84 [184]		< 1,0 [100] (=> < 0,4)
2.2 Phosphor (P) a) Gesamt-P b) Ortho-P	246 [246] 137 [457]	56 [56] 32 [107]	82 [82] 48 [153]	Neckar/Donau: steigend Rhein:fallend (ab 90) stark fallend	< 100 [100] < 30 [100]
=> Anteile Landwirtschaft: ca. 50% (↑)					
B) Atmosphäre (=> Biosphäre)					
1. NH_3 -N	a) Landwirtschaft: 48+4=50 kg/ha LF_{Netto} a [500] = 65 000 t/a = 84% b) von Gesamt= 77 000 t/a			stagnierend	< 10 = 13 000 t/a [100]
2. N_2O -N	Nichtlandwirtschaft: Zusätzlich 88 000 t NO_x -N/a Deutschland: ca. 6,7 kg/ha LF_{Netto} a [670] [Ø 1991/95: Isermann u. Isermann (1997a + e)]			zunehmend	ca. 1 kg /ha LF_{Netto} a [100]
C) Biosphäre => Naturnahe Ökosyst. (z.B. Wald)					
1. N-Deposition (kg / ha a)	N_{org} : 35 [350] (8,5-50) N_{Gesamt} : 40 [400] (> 10-60), davon ca. 60% NH_3 -N => Anteil Landwirtschaft: > 50% (↑)			stagnierend	< 10 [100]
2. C / N (Böden)	C / N abnehmend: 70% < 20 [Flieg u. Mohr 1986/ Lehn et al. 1996]			zunehmend	> 20
3. Versauerung (Böden =>)	1995: < 6,5: 23% der Basismessstellen (1) 22% der Quellmessstellen 4,2 % aller Messstellen ständig sauer: Teilschnittra Murg / Enz =>Anteil Landwirtschaft: > 50% (↑) [1995: LfU 1996]			zunehmende Versauerung	>6,5 (WW) bis 9,5 (GW) (Trinkwasser)

re0242

Hinsichtlich der z.B. durch N und P verursachten Umweltbelastungen in BW wird entsprechend Tab.2 die Hauptverursacherrolle der Landwirtschaft deutlich an:

a) den immer noch steigenden Nitrat-Gehalten des Grundwassers, insbesondere 7,4fach zu hoch an den Emittentenmessstellen Landwirtschaft mit ihrem gesamten Belastungsanteil von ca. 80% und (indirekt) auch als Mitverursacher an den Basismessstellen, dort sogar mit steigenden Tendenz (LfU 1996);

- b) den seit 1992 leicht sinkenden (Neckar, Rhein) bzw. stagnierenden (Donau), aber 2-6fach bzw. 2-4fach zu hohen generell sinkenden Konzentrationen und insbesondere Frachten an Nitrat-N bzw. Ortho- und Gesamt-P in den Fließgewässern (Neckar >> Donau > Rhein), bewirkt durch große Erfolge der Abwasserwirtschaft bzw. Mißerfolge der Landwirtschaft bei der Minimierung dieser Nährstoff-Einträge (s. auch Lehn et al. 1996). Hinsichtlich der Nitrat-N-Konzentrationen (mg/l) weisen alle Zuflüsse von Neckar ($\bar{Q}=5,0$), Donau ($\bar{Q}=4,5$) und Rhein ($\bar{Q}=3,0$) deutlich mehr als 1,0 auf, hinsichtlich jener an Gesamt-P ($\mu\text{g/l}$) sind die Zuflüsse von Neckar ($\bar{Q}=150$), Donau ($\bar{Q}=50$) und Rhein ($\bar{Q}=150$) zu 52 bzw. 0 bzw. 36% mit mehr als 100 einzustufen (Mittelwerte, LfU 1997);
- c) den 5 bzw. 6,7fach (Deutschland) zu hohen Emissionen der Landwirtschaft an NH_3 - bzw. N_2O -N, wobei diese NH_3 -Emissionen der Landwirtschaft zu ca. 50% die insgesamt 4fach zu hohen N-Einträge in die naturnahen terrestrischen Ökosysteme (hier z.B. Wald) bewirken, mit allen Folgen für die
- d) Destabilisierung dieser naturnahen Ökosysteme durch N-Hypertrophierung, Boden- und Gewässerversauerung.

Siehe hierzu auch: Isermann (1994), Linckh et al. et al. (1996 a+b), Horlacher et al. (1997); Isermann (1997 a+b); Franko et al. (1997); Prasuhn et al. (1997); Schultheiß et al. (1997); UBA (1997a+b); Enquete (1997). Dies weist auf schwerwiegende Beeinträchtigungen auch der Bodenfunktionen sowohl im Verursacherebereich Landwirtschaft als auch im Betroffenenbereich der Forstwirtschaft sowie der anderen naturnahen Ökosysteme hin und verlangt **ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze** zu deren nachhaltigen Erhaltung.

2. LÖSUNGSANSÄTZE FÜR EINE NACHHALTIGE LANDWIRTSCHAFT

Erste Vorschläge hierzu seitens der Wissenschaft [z.B. DFG-SFB-183 (1995), BMBF-Weiherbach-Projekt (1992/97)] werden auch in BW kaum umgesetzt. Hinsichtlich der ökologischen Komponente der Nachhaltigkeit sind die Emissionen auch der Landwirtschaft an den kritischen Eintragsraten- und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme auszurichten. Wegen der viel höheren Anforderungen der Meere hinsichtlich tolerierbarer Nährstoff-Eintragskonzentrationen und insbesondere -frachten ist primär der Schutz des Grundwassers, der Binnengewässer und primär der Meere hinsichtlich deren Hypertrophierung in den Vordergrund des Schutzes der Hydrosphäre zu stellen und nicht wie bisher der Trinkwasserschutz (Isermann 1995, 1996c, 1997a; SRU 1996a+b; Flaig und Mohr 1996; Linckh et al. 1996a+b; Lehn et al. 1996; Horlacher et al. 1997). Diese Vorgehensweisen verdeutlicht unser NAHAL-Bewirtschaftungskonzept in **Tab. 2** und insbesondere in **Tab. 3** (s. nächste Seite) exemplarisch an der **nachhaltigen N-Bilanz der Landwirtschaft von Baden-Württemberg**, spätestens umzusetzen bis 2015 mit allen Konsequenzen hinsichtlich der notwendigen strukturellen Änderungen und des unbedenklichen Technikeinsatzes in der Landwirtschaft: **Ausschlaggebend sind hierbei die unabdingbaren strukturellen Verbesserungen** entsprechend der Vorgehensweise z.B. in den NBL (1990/93) wie die drastische Reduktion der Viehbestände (in BW: -60%), Verzicht auf Importfuttermittel, Veränderung der Fruchtfolgen (z.B.: 100% Inlandsfuttermittel, mehr Wirtschaftsfutter, Deintensivierung und Erweiterung der Grünlandwirtschaft), vermehrter und optimaler Einsatz an einwandfreien Sekundärrohstoffen und u.a. auch demzufolge ein um 50-70% verminderter Mineraldünger-Einsatz **ergänzend flankiert durch technische Maßnahmen** (z.B. Optimierung von Pflanzenbau und -züchtung sowie Tierhaltung und -fütterung etc.) zur Minimierung der Nährstoffüberschüsse. Voraussetzung hierzu ist, daß die (inter-)nationale Agrarpolitik Rahmenbedingungen für **preiswerte Agrarprodukte und somit ohne Subventionsbedarf** für die Landwirtschaft schafft, d.h. **Regionalisierung der Landbewirtschaftung** einhergehend mindestens mit einer Verdoppelung der gegenwärtigen Preise für Agrarerzeugnisse mit entsprechendem **Außenhandelschutz**. Desweiteren sei verwiesen auf Isermann und Isermann (1997c) sowie auf unsere Donaustudie (Isermann 1997a) mit zugrundeliegender Teilpublikation (Isermann und Isermann 1997d). Entsprechende Lösungsansätze finden sich auch z.B. bei Heidl et al. (1996) für das "Tertiärhügelland Nord" von Bayern.

Tab. 3

Maximal tolerierbare kritische Stickstoff-Eintragsraten und Überschußsalzen mit entsprechendem Viehbestand und Viehbesatz: A) einer nachhaltigen Land(wirt)schaft mit der Zielsetzung einer gesamt- und dauerhaft raumerfüllenden sozialen, ökonomischen und ökologischen Verträglichkeit, letztere ausgerichtet an den kritischen N-Eintragsraten aller naturnahen Ökosysteme = Nachhaltige N-Bilanz = NAHAL-Soll-Situation bis 2015 B) im Vergleich zu gegenwärtigen (Ø1990/95) Ist-Situation der Landwirtschaft Baden-Württembergs (Isermann und Isermann 1997)

N - B I L A N Z (kg N/ha LF a) bei 1,31 Mio. ha LF _{Netto}					
Eintrag / Anlieferung			Austrag / Anreicherung		
Quelle	NAHAL-Soll (2015)	Ist-Situation (90/91-94/95)	Senke	NAHAL-Soll (2015)	Ist-Situation (90/91-94/95)
1. Atmosphäre	10	(20+10)=30	1. Entzug über Biomasse	35	54
2. Biologische Fixierung	30	31	2. Überschuß-Saldo:	65 (=> 45)	138
3. Klärschlamm	(25 =>) 13	3	2.1 Pedosphäre:		
4. Biokomposte	2	<1	Netto-Immobilisation	0 (12)	0
5. Importfutter	0	35	2.2 Atmosphäre:	42 (=>30)	85
6. Netto-Mineralisation	0 ¹⁾	10 ¹⁾	2.2.1 NH ₃ -Volatilat	22 (=>10)	50 (=46+4)
7. Mineraldünger	45 (=>25)	82	2.2.2 Denitrifikation	20	35
			2.3 Hydrosphäre	23 (=>15)	53
			2.3.1 Erosion, Oberfl., Drainage	(=>3)	8
			2.3.2 Auswaschung	23 (=>12)	45
Gesamt (1. bis 7.):	100 (=>80)	192	Gesamt (1. und 2.):	100 (=>80)	192
• Viehbestand (Mio. GV)	0,65	1,68	nur Tierproduktion:		
• Viehbesatz (GV/ha)	0,5	1,29	NH ₃ -Volatilisation:		
• N-Ausscheidung			a) kt N	11 ²⁾	60 ²⁾
a) kt N	0,08x 0,65= 52	0,1x1,68= 168	b) kg N/ha a	8 ²⁾	46 ²⁾
b) kg N/ha a	40	129			
• Wirtschaftsdünger-N im Boden					
a) kt N	82% : 43	64% : 108			
b) kg N/ha a	33	83			

¹⁾ Vgl.: Netto-Mineralisation (1994/95): ca. 20 kg N/ha a

re0240

²⁾ Vgl.: a) maximal tolerierbar: 13 kt NH₃-N/ha, entspr. 10 kg NH₃-N/ha a (Insgesamt Landwirtschaft)

b) Düngerverordnung (1998): im Betriebsdurchschnitt maximal zulässig: Gülle, Jauche: 67/54; Stallmist: 105/85 kg NH₃-N/ha

3. LÖSUNGSAUSSICHTEN

Weder die Agrar- und Umweltpolitik des Landes BW noch jene von Deutschland oder gar der EU schaffen jedoch die Voraussetzungen für eine solche raumerfüllende nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft: Die SCHALVO, das MEKA oder das Bodenschutzgesetz von BW sind zwar gut gemeinte, aber für eine nachhaltige Entwicklung 'der Landnutzung völlig unzureichende Rahmenbedingungen und die vom Verursacherbereich Landwirtschaft' ohne Mitwirkungen der Betroffenen (z.B. Forstwirtschaft) selbst geschaffenen Ordnungen internationaler (GATT, Nitratrichtlinie der EG 1991=>) und nationaler (Düngerverordnung 1996, Bodenschutzgesetz 1997, Naturschutzgesetz (1997), Novellierung des BIMSCHG (1996/97) Prägung schaffen mit dem Vorwand zur "Sicherung des Wirtschaftsstandortes Deutschland" (Merkel 1997) und der "konkurrenzfähigen Hochburg deutscher Veredelungswirtschaft" (Borchert 1995/1997) erst die gesetzlichen Grundlagen zur weiteren Überproduktion und des Preisverfalls für Agrarerzeugnisse sowie Umwelt-Baldlasten auf dem Niveau bisheriger Altlasten, also für eine weiterhin zunehmende nichtnachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft und der Landnutzung.

4. LITERATUR: Kann von den Autoren erbeten werden.

N₂O-Emissionen aus Ackerböden - Bedeutung von Feldfrüchten und N-Düngung

von

**KAISER,E.-A.; KOHRS,K.; KÜCKE,M.; SCHNUG,E.; HEINEMEYER,O.;
MUNCH,J.C.**

Zusammenfassung - Die N₂O-Emissionen aus einem Feldversuch auf einer Lößparabraunerde mit vier Feldfrüchten und drei N-Stufen wurden über 33 Monate (Juni 1994 bis Februar 1997) gemessen. Zur Messung von N₂O-Abgaberraten wurden große Gasauffangkammern mit 5,76 m² Fläche verwendet. Je Variante reichte eine Gasauffangkammer aus um repräsentative Ergebnisse zu erhalten. Der Anteil der N₂O Emissionen an der N-Düngermenge variierte fruchtartspezifisch. 50% der Jahresemissionen wurden im Winter gemessen.

Einleitung

Der Umfang von Distickstoffoxid(N₂O)-emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden beeinflusst die Konzentration dieses Gases in der Erdatmosphäre und damit die Strahlungsbilanz der Erde. Böden in der Bundesrepublik Deutschland sind Quellen für N₂O. Quantitative Angaben über die Höhe der N₂O-Emissionen als Folge der Zufuhr von Düngestickstoff schwanken erheblich, da systematische Langzeituntersuchungen fehlen. Ziel dieser Arbeit ist es, in einer Langzeitstudie die Bedeutung der mineralischen Stickstoffdüngung zu verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturpflanzen hinsichtlich ihrer Bedeutung als Quelle von N₂O zu quantifizieren.

Material und Methoden

N₂O-Flußratenbestimmungen: Repräsentative Messungen sollten die N₂O-Emissionen erfassen, ihre zeitliche Variabilität widerspiegeln und ihre räumliche Variabilität integrieren. Zur Bestimmung der N₂O-Abgaberraten wurde das „closed box“ Verfahren verwendet. Die Gasauffangkammern (Größe 5,76 m², Kaiser et al. 1996) wurden jeweils für 2-3 h gasdicht verschlossen. Während der Verschlusszeit verlief der Anstieg der N₂O-Konzentration im Gasraum linear. Die Gasprobenahme erfolgte mit evakuierten VacutainernTM. N₂O wurde gaschromatographisch (ECD, Heinemeyer und Kaiser 1996) bestimmt. Eine Gasauffangkammer je Parzelle genügte den Anforderungen. Dies wurde an einem Zuckerrüben Schlag mit 3 Parallelmessungen überprüft (Abb.1). Es wurden keine signifikanten Unterschiede in den mittleren N₂O-Emissionsraten gefunden (n=112). Gleichzeitig korrelierten die zeitlichen Verläufe der N₂O-Abgaberraten jeder Kammer eng mit dem gemittelten Verlauf (r>0.85, Abb.1).

¹⁾ Institut für Bodenbiologie, ²⁾ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig; ³⁾ Institut für Bodenökologie der GSF, Ingolstädter Landstrasse 1, 85764 Neuberg.

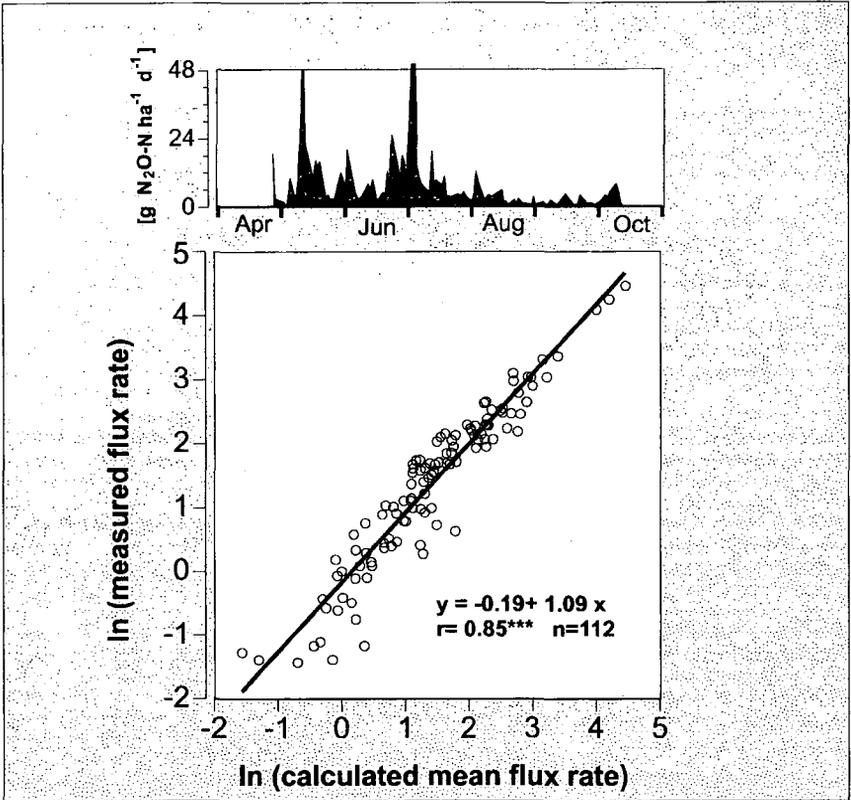


Abb. 1: Zusammenhang zwischen den zeitlichen Verläufen der mittleren N₂O-Abgaberraten (logarithmierte Werte, n=3) und denen einer Gasauffangkammer (Zuckerrüben 1995).

Feldversuch: Im April 1994 wurden 2 Rotationen (Zuckerrüben - Winterweizen- Wintergerste, Wintertraps Winterweizen- Wintergerste) auf 6 Teilflächen angelegt. Je Fruchtart gab es 3 N-Düngestufen. In der höchsten (N1.0) Stufe wurden die betriebsüblichen mineralischen N-Mengen gedüngt (Soll, Tab.1). Diese Mengen wurden in den N0.5 (50% von N1.0) und N0.0 (0% von N1.0) Parzellen reduziert. Bei der tatsächlich gedüngten N-Menge (Ist, Tabelle 1) wurde der N_{min}-Vorrat im Boden der jeweiligen N1.0 Parzellen berücksichtigt.

Ergebnisse und Diskussion

Für den Vergleich der verschiedenen Feldfrüchte mit ihren spezifischen Anbauzeiten auf einer zeitlich einheitlichen Basis wurden die vorliegenden Datensätze aus 33 Monaten (Juni 1994 bis Februar 1997) in Versuchsjahre untergliedert. Jedes **Versuchsjahr** (12 Monate) wurde in eine **Vegetationsperiode** und den anschließenden **Winter** aufgeteilt. Die Vegetationsperiode beginnt im März, da zu diesem Zeitpunkt die ersten N-Düngergaben erfolgten und endet mit der Ernte der letzten Feldfrucht (Zuckerrüben) im Oktober (Abb. 2). Für die Auswertung der Abgaberraten ergab sich anhand dieser Untergliederung, daß ein direkter Einfluß der N-Düngung infolge hoher Mineral-N-Konzentrationen im Boden nur innerhalb der Vegetations

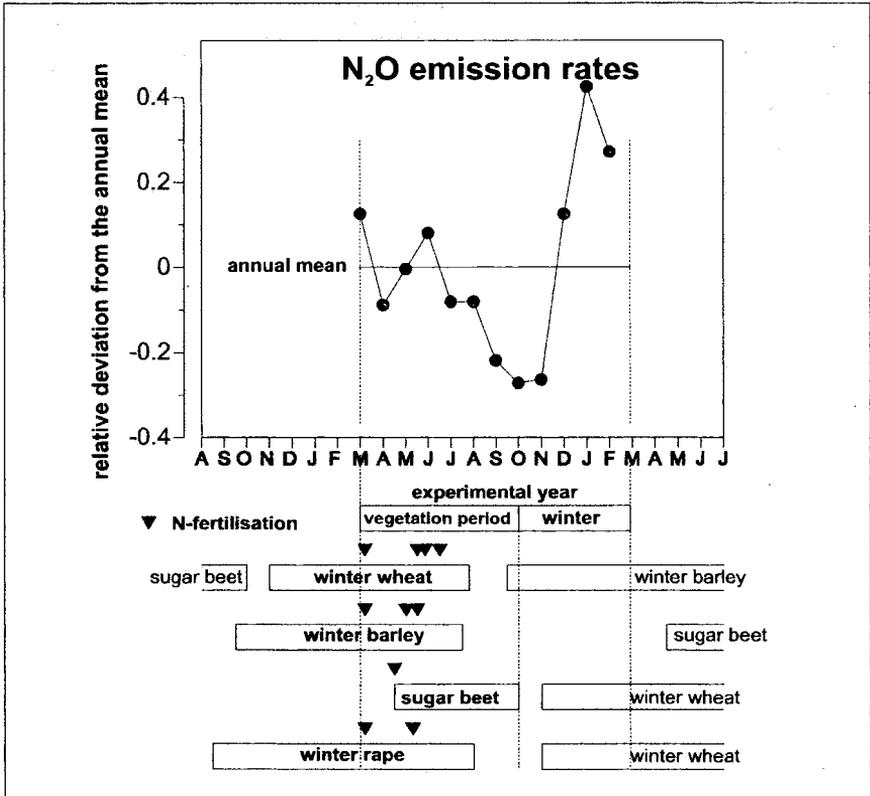


Abb.2: Relative Abweichungen der N₂O-Abgaberaten (logarithmierte Werte) vom Jahresmittel (n=6600, Juni 1994 bis Februar 1997). Informationen über den Anbauzeitpunkt der Feldfrüchte und ihre zeitliche Zuordnung sind ergänzend dargestellt.

periode zu erwarten war. Im anschließenden Winter waren im Vergleich zur Vegetationsperiode nur geringe Mineral-N-Konzentrationen zu erwarten, da die Düngung lange zurück lag und der Stickstoff zum größten Teil von den Pflanzen aufgenommen worden war. Ein indirekter Einfluß der N-Düngung war aber durch die Mineralisierung der Erntereste zu erwarten. Die vorgenommene Zuordnung ermöglicht die Quantifizierung der direkten (N-Düngung) und indirekten (Erntereste) Auswirkungen infolge des Anbaues der untersuchten landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. Der Vergleich der N₂O Emissionsraten im Jahresgang ergab, daß 50% der Jahresemissionen im Winter gemessen wurden (Abb.2).

Die N₂O-Abgaberaten waren erwartungsgemäß log-normalverteilt. Die Ergebnisse der betriebsüblichen N-Düngervarianten (N1.0) für den gesamten Untersuchungszeitraum sind in Tab. 1 dargestellt. Die N₂O Emissionen lagen mit 2.5 bis 2.9 kg ha⁻¹ über denen von Voruntersuchungen aus den Jahren 1992 und 1993 (Kaiser und Heinemeyer 1996). Der Anteil der N₂O Emissionen an der N-Düngermenge war hoch, und variierte fruchtartspezifisch.

Die hohen Werte für die Zuckerrüben resultierten besonders aus den Verlusten zu Beginn der Vegetationsperiode im Frühjahr (hohe N-Gabe und langsame Pflanzenentwicklung) und den sehr hohen Emissionen im Winter, die durch die Mineralisierung des eingearbeiteten

Tab.1: N-Düngung, Erträge und N₂O-Emissionen im Feldexperiment (1994-1996) der betriebsüblich gedüngten (N1.0) N-Stufe [kg ha⁻¹].

	Winterweizen	Wintergerste	Zuckerrüben	Winterraps
N-Düngung (soll)	210	190	140	200
(ist)	174	135	107	152
Erträge (Trockenmasse)	9460	7173	45023	2213
N₂O-Emissionen	2.5	2.5	2.9	2.9
N₂O/N-Düngung	1.4%	1.8%	2.7%	1.9%

Tab.2: Relative Werte [%] für N-Düngung, Ertrag, Bodeneigenschaften und N₂O-Emissionen im Feldexperiment (1994-1996).

N-Stufe	N-Düngung	Nitrat(0-30cm)	Ertrag (TM)	Bodenfeuchte	N ₂ O-Emissionen
N 1.0	100	100	100	100	100
N 0.5	50	69	92	101	88
N 0.0	0	50	78	106	88

Rübenblattes verursacht wurden. Die Höhe der Winteremissionen war negativ mit dem C/N-Verhältnis der eingearbeiteten Bestandesabfälle korreliert.

Ein Vergleich der verschiedenen N-Dünge-Stufen ist in Tabelle 2 dargestellt. Die Werte für die betriebsübliche N-Stufe (N1.0, Tab.1) sind jeweils auf 100% gesetzt worden. Die Reduktion der zugeführten N-Menge schlug sich nicht in gleicher Weise auf die untersuchten Parameter nieder. Im Vergleich zu den betriebsüblich gedüngten Varianten gingen die N₂O Emission der ungedüngten Varianten nur um 12% zurück. Letzteres resultierte vermutlich aus dem hohen Mineralisierungspotential des Bodens (nur 50% Rückgang im Bodennitratgehalt) und in der relativen Zunahme der Bodenfeuchte durch eine verminderte Transpiration der Pflanzen, welche sich aus dem Ertragsrückgang folgern ließ. Für eine endgültige Abschätzung des Verminderungspotentials in den N₂O Emissionen aus der Lößparabraunerde durch Unterlassen der mineralischen N-Düngung hätte der Versuch weitergeführt (finanziert) werden müssen. Systematische Langzeituntersuchungen sind weiterhin zu fordern.

Schlußfolgerungen

Die Abschätzung von N₂O-Emissionen aus Ackerböden auf der Basis der eingesetzten N-Düngermenge wird durch die Anwendung von fruchtartspezifischen Umsatzfaktoren verbessert.

Ausgehend von den N₂O Verlusten aus den ungedüngten Flächen und während des Winters, muß gefolgert werden, daß die N₂O Emission weiterhin hoch bleibt, selbst wenn die N-Düngung sofort beendet würde.

Literatur

- Heinemeyer O, Kaiser E-A (1996) An automated gas injector system for gas chromatography atmospheric N₂O analysis. Soil Sci Soc Am J 60: 808-811.
- Kaiser E-A, Heinemeyer O (1996) Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. Plant and Soil 181: 57-63.
- Kaiser E-A, Munch JC, Heinemeyer O (1996) Importance of soil cover box area for the determination of N₂O emissions from arable soils. Plant and Soil 181: 185-192.

Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) hat diese Arbeit gefördert.

Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Stickstoff- und den Wasserhaushalt von vier Bodenformen

von

KNAPPE,S.; KEESE,U.

1. EINLEITUNG

Landnutzungsänderung in Form des Brachlegens von über Jahre intensiv genutzten Ackerstandorten mit einem entsprechend hohem C- und N-Potential im Boden führt nach Ergebnissen von Lysimeterversuchen von MEISSNER u.a. (1995) zu einer Erhöhung der Sickerwasserbildung und damit verbunden zu erhöhten N-Gehalten und N-Frachten im Sickerwasser. Während nach KNOBLAUCH und ROTH (1995), KNAPPE u.a. (1994), KNAPPE und KEESE (1995) und KÖRSCHENS u.a. (1994) schwere, sorptionsstarke Böden mit hoher Speicherkapazität für Wasser diese Nährstoffüberhänge abpuffern können, sind auf den leichteren Bodenarten erhöhte N-Auswaschungsverluste zu erwarten (u.a.: LATUS u.a., 1995; MIETKOWSKI und HORST, 1995; BOUWER u.a., 1995).

Ziel der vorliegenden Untersuchungen ist es, langjährige Lysimeteruntersuchungen zum Stickstoffkreislauf zunehmend tiefergründigerer Bodenformen zur Abschätzung des Gefährdungspotentiales von Stilllegungs- bzw. Brachemaßnahmen in Hinblick auf N-Einträge ins Grundwasser zu bewerten.

2. MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden an 3 m tiefen und 1 m² großen, monolithischen Lysimetern in der Anlage Brandis durchgeführt. Bei den ausgewählten Lysimetergruppen handelt es sich um aus Tabelle 1 ersichtliche Bodenformen aus der Parthe-Niederung am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes und des Mittelsächsischen Löbhoogellandes.

Aus Tabelle 2 ist der im Zeitraum von 1985 bis 1996 auf den Lysimetern durchgeführte Fruchtwechsel und die ausgebrachte mineralische N-Düngung (es erfolgte außer im Herbst 1996 keine organische Düngung) sowie die N-Einträge über die nasse Deposition ersichtlich. Die Stilllegungs- und Brachemaßnahmen wurden mit der Ernte der Wintergerste im Sommer 1992 begonnen und beinhalteten die Folge Selbstbegrünung nach winterlicher Schwarzbrache, zweimal Weidelgras und Rotklee als Übergang zum ökologischen Landbau, der 1996 mit Kartoffeln begonnen wurde.

Tabelle 1:

Bodenform und Schichtaufbau der geprüften Lysimetergruppen

Lys.Gr.	Bodenform	Tiefe (cm)	Schichtaufbau
5	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand	0 - 35 35 - 170 170 - 300	Sandlöß kiesiger Mittel- und Grobsand Schmelzwassersand, locker
8	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über tiefen, kiesführenden Moränenlehm	0 - 70 70 - 150 150 - 300	Sandlöß Fließerde (sandiger Lehm) Mittel- und Feinsand
1	Lessivierter Braunerde Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöß über kiesführenden Moränenlehm	0 - 50 50 - 120 120 - 300	Sandlöß Geschicbelhm kiesiger Mittel- und Grobsand
9	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löß	0 - 205 205 - 300	fahlbrauner, lehmiger Schluff Schmelzwassersand

* UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Peremoserstr. 15, D-04318 Leipzig

** Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteinberger Str. 3, 04821 Brandis

3. ERGEBNISSE

3.1 N-AUSTRAG ÜBER SICKERWASSER

Für die hier betrachtete Periode intensiver landwirtschaftlicher Nutzung konnten im Mittel N-Austräge von 44 kg/ha für den flachgründigen, kiesunterlagerten, 35cm tiefen Sandlöß, von 28 kg/ha für den mit sandigen Lehm bzw. Geschicbelchm unterlagerten, 50-70cm tiefen Sandlöß und nur 5 kg/ha für den tiefgründigen Lößboden gemessen werden. In dem der Schwarzbrache folgenden Jahr 1993 wurde auf den leichteren und mittleren Böden etwa das Niveau des N-Austrages der Intensivperiode beibehalten. Im Vergleich zu den N-Austrägen der unmittelbar vor der Brachemaßnahme liegenden Jahre 1991 und 1992 konnte im Gegensatz zu Ergebnissen von MEISSNER u.a. (1995) nur ein leichter Anstieg der N-Austräge, der im Rahmen der in der betrachteten Intensivperiode ermittelten Schwankungsbreite liegt, festgestellt werden. Die zunächst noch gleichbleibende N-Auswaschung wird mit den durch den geringen Pflanzenbevuchs der selbstbegrüntem Brache bzw. der im Ansaatzjahr noch wenig entwickelten Weidelgras-Grünbrache nicht verwerteten N-Mengen aus dem durch die Intensivbewirtschaftung aufgebauten hohen C- und N-Potential des Bodens begründet.

Im Jahr 1994 traten erstmals nach dem Übergang zur Brache verminderte N-Frachten auf. Als Grund dieser als positiv einzuschätzenden Wirkung der nunmehr mit einem ausgebildeten Weidelgrasbestand bewachsenen Grünbrache, wird die Festlegung des freien und durch Mineralisation bzw. durch Deposition zugeführten mineralischen Stickstoffs im Pflanzenbestand gesehen („Sanierung durch Pflanzenbestände“). Das so geschaffene, niedrige N-Niveau in Boden und Sickerwasser bleibt 1995 unter Rotklee nach Weidelgrasumbruch und 1996 beim Kartoffelanbau nach Kleumbruch erhalten bzw. sinkt auf den besseren Böden mit höherer nutzbarer Feldkapazität und Sorptionskapazität noch weiter ab. Der Umbruch des Weidelgrases bzw. des Rotklee im Herbst 1994 bzw. 95, der ähnlich einem Grünlandumbruch zur Remobilisierung des in der Pflanzenmasse und im Humus akkumulierten Stickstoffs und damit erneut zu hohen N-Auswaschungspotentialen führt, ist bis zur Sommerperiode 1996 noch nicht im N-Austrag nachweisbar.

Tabelle 2:

N-Eintrag über Stickstoffdüngung und nasse Deposition, N-Austrag über Sickerwasser

Jahr	Fruchtart	N-Düngung (Mineraldüngung) kg/ha Stickstoff	N-Eintrag (nasse Deposit.) kg/ha Stickstoff	N-Austrag kg/ha Stickstoff Lys.Gr.5	N-Austrag kg/ha Stickstoff Lys.Gr.8	N-Austrag kg/ha Stickstoff Lys.Gr.1	N-Austrag kg/ha Stickstoff Lys.Gr.9
1985	Kartoffeln	100	69	18	11	12	12
1986	Winterweizen	120	35	62	24	17	8
1987	Kartoffeln	100	37	104	81	80	8
1988	Winterweizen	140	46	62	42	65	15
1989	Wintergerste	120	46	28	17	22	0
1990	Zuckerrüben	140	44	20	11	7	0
1991	Winterweizen	140	37	19	11	8	0
1992	Wintergerste ¹	120	29	37	17	12	0
Mittel	Intensivperiode	123	43	44	27	28	5
1993	Weidelgras ²	0	26	38	24	24	0
1994	Weidelgras ³	0	32	14	20	25	3
1995	Rotklee ⁴	0	18	16	13	5	2
1996	Kartoffeln ⁵	0	18	16	5	1	0

¹ Stoppelnbruch, Selbstbegrünung. ² Saatbettbereitung und Weidelgrasansaat im März, im September Ernte mit Abfuhr. ³ einmalige Ernte mit Abfuhr, Herbstfurche. ⁴ Kleeansaat im März, einmalige Ernte mit Abfuhr im Juli, Kalkung, Herbstfurche. ⁵ Kartoffel gelegt im April, Ernte August, November 200dt/ha Stallmist mit Herbstfurche

3.2. NITRATGEHALTE IM SICKERWASSER

In Abbildung 1 ist die Dynamik der Nitratgehalte für die vier untersuchten Bodenformen dargestellt. Der Einfluß der Brache- bzw. Stilllegungsmaßnahmen soll am Beispiel der erodierten Braunerde aufgezeigt werden. Verbunden mit der geringen Feldkapazität des geprüften leichten, kiesunterlagerten, flachgründigen Bodens ergeben sich im Wechselspiel zwischen intensiver Mineraldüngung und bei einem für den Standort hohem Ertragsniveau (KNAPPE u.a., 1994) Nitratgehalte im Sickerwasser, die zwischen ca. 80 und 200 mg/l liegen. Die Grenzwertes für Grundwasser werden damit permanent überschritten.

Analog zum Einfluß der in August 92 begonnenen Brache auf den N-Austrag, bleiben die Nitratgehalte zunächst noch auf einem der Intensivperiode entsprechenden Niveau. Erst im Winterhalbjahr 93/94 sinken die Nitratgehalte als Folge der N-Verwertung durch die etablierten Weidelgrasbestände und begünstigt durch hohe Sickerwassermengen auf Werte unter 10-20 mg/l Nitrat ab. Auf Grund von Traceruntersuchungen schlagen sich nach RUSSOW u. a. (1996) in den vorliegenden sandigen Böden nach Bildung von 280-290 l/m² Sickerwasser Veränderungen im N-Gehalt der Krume im Sickerwasser nieder. Im konkreten Fall wurden zwischen der Verminderung des Nitratgehaltes ab Winter 94 und dem Abschluß der Bestandesentwicklung des Weidelgrases ca. 300 l Sickerwasser gemessen.

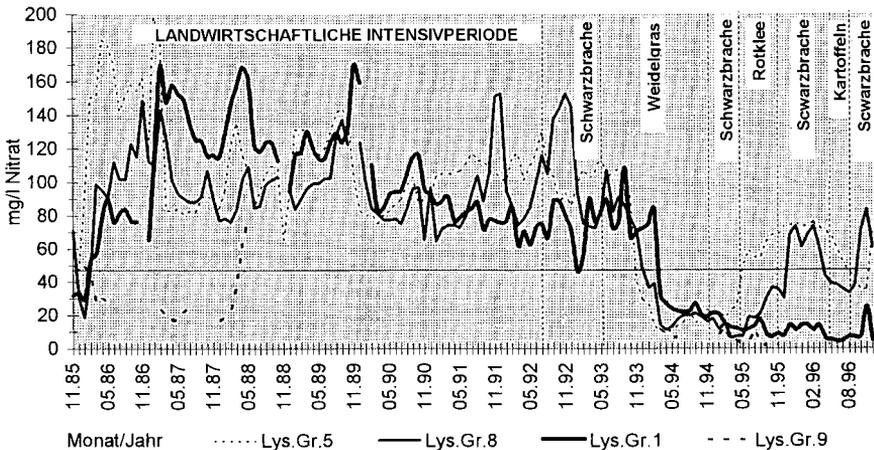


Abb. 1: Nitratgehalte im Sickerwasser von vier Bodenformen in drei Meter tiefen, monolithischen Lysimetern bei landwirtschaftlich intensiver Nutzung mit anschließenden Flächenstilllegungsmaßnahmen und Übergang zum ökologischen Landbau.

Als weiterer Vorgang sei der Wiederanstieg der Nitratgehalte im Sickerwasser (bei den leichteren Böden beginnend im Frühjahr 1995) genannt. Dieser wird als Folge des Grasumbruches im Herbst 1994 mit anschließender Schwarzbrache über Winter erklärt. Zusammen mit dem Anbau von Rotklee und dessen Umbruch im Herbst 1995 führt dies auf den sandigen, gut durchlässigen Böden mit niedriger Feldkapazität zum Wiederanstieg der Nitratgehalte über den Grenzwert von 50 mg hinaus.

Prinzipiell gelten für die tiefgründigeren, zunehmend bindigeren Böden die gleichen Aussagen. Auf Grund ihrer Pufferkapazität liegt das Niveau der Nitratgehalte geringfügig niedriger. Bei geringerem Sickerwasseranfall, scheint sich die Reaktion auf Bewirtschaftungsmaßnahmen leicht zu verzögern.

3.3 SICKERWASSER UND EVAPOTRANSPIRATION

Aus Abbildung 2 ist zu entnehmen, daß bei einem mittleren jährlichen Niederschlag von 595mm in der betrachteten Periode mittlere Sickerwassermengen von 182 bis 70 mm bei einer Evapotranspiration von 422 bis 539 mm registriert wurden. Wichtigster Einflußfaktor auf die Höhe der Grundwasserneubildung und Evapotranspiration scheint die Speicherkapazität des Bodens an pflanzenverfügbarem Wasser in der durchwurzelten Zone des Profils zu sein. Die Sickerwassermenge ist mit der Speicherkapazität in der durchwurzelbaren Bodenzone negativ, die Evapotranspiration positiv korreliert. Die Sickerwassermenge wird in Wechselwirkung mit weiteren Einflußfaktoren, wie dem Anbau unterschiedlicher Fruchtarten mit differenzierter Inanspruchnahme der verfügbaren Wassermenge, der Durchwurzelungstiefe und der damit verbundenen Evapotranspiration, durch klimatisch bzw. witterungsbedingte Faktoren (innerjährliche Verteilung der Niederschläge, Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) und durch den Bodenwassergehalt zu Beginn eines jeden Jahres in ihrer zeitlichen und mengenmäßigen Ausprägung bestimmbar und erklärbar. Der spezifische Einfluß von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt dürfte deshalb nur gering sein und kann mit vorliegender Versuchsanstellung nicht nachgewiesen werden.

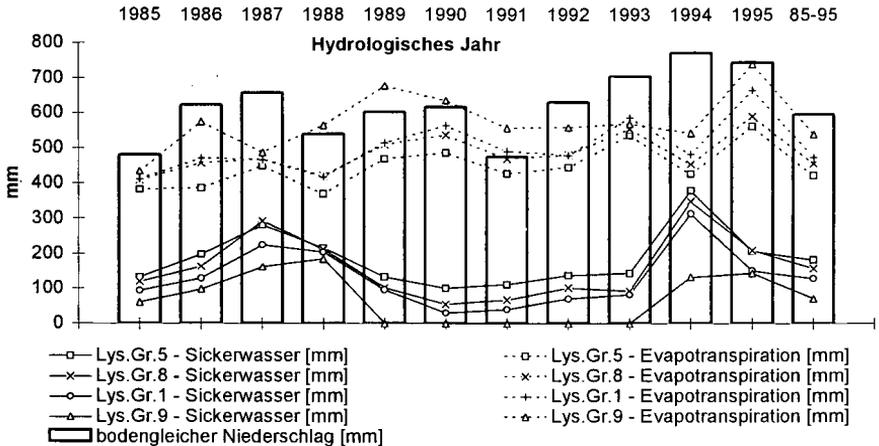


Abb.2: Bodengleicher Niederschlag [mm], Sickerwasserbildung [mm] sowie gemessene Evapotranspiration [mm] von vier Bodenformen in drei Meter tiefen, monolithischen Lysimetern. Periode intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (1985-92) mit anschließenden Flächenstilllegungsmaßnahmen (1992-95)

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Der gleichbleibend hohe N-Austrag bei Brachelegung ohne Pflanzenbestand, ist in seiner Wirkung auf die Nitratgehalte im Sickerwasser einer unausgeglichene N-Bilanz bei hoher Mineraldüngung etwa gleichzusetzen.
2. Begrünte Brache mit gut etablierten Grasbeständen (im vorliegenden Fall mit Abfuhr einer einmaligen Ernte pro Jahr) ist in der Lage auf leichten, sorptionschwachen Sandböden mit geringer Speicherkapazität für Wasser, durch Festlegung des Stickstoffs in den Pflanzen, die Nitratgehalte im Sickerwasser deutlich unter den Grenzwert für Sickerwasser zurückzuführen.
3. Schwere bzw. tiefgründige, sorptionsstarke Lößböden mit hoher Speicherkapazität für Wasser können zeitweilige erhöhte N-Einträge aus Düngung als auch bei Brachelegung abpuffern und sind bei nur sporadischem Sickerwasseranfall durch niedrige N-Gehalte und N-Frachten gekennzeichnet.
4. Eine durch die Stilllegungsmaßnahmen bewirkte Variation der Kennzahlen des Wasserhaushaltes konnte nicht festgestellt werden. Sickerwasseranfall und Verdunstung bewegten sich in dem bekannten, durch Witterung, Bodeneigenschaften und Ackerbau bedingten Rahmen.

4. LITERATUR

BOUWER, W.; GÄTH, S.; FREDE, H.-G.: Konzepte zur Quantifizierung der Nitratauswaschung auf Standorten mit großem Verlagerungsrisiko - ein kritischer Vergleich. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 1243-1246

KNAPPE, S., KEESE, U.: Einfluß der Bodennutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Löß-Schwarzerde und Löß-Parabraunerde - Lysimeteruntersuchungen in der Anlage Brandis. Mitteilg.Dtsch. Bodenkdl. Gesell. 76 (1995) S. 835-838

KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U.: Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 38 (1994) S. 393-403

KNOBLAUCH, S.; ROTH, D.: N-Austrag aus einer Braunschwarzerde (Löß) im Thüringer Becken - Ergebnisse aus dem Bodenwassermonitoring. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76 (1995), S. 839-842

KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., KNAPPE, S.: Einfluß von Dauerbrache und Fruchtfolge auf die N-Bilanzen einer Löß-Schwarzerde unter Berücksichtigung extremer Düngungsvarianten. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 38 (1994) S. 393-403

LATUS, C.; HÖLZEL, D.; SCHALITZ, G.; PICKERT, J.: Pflanzen-N-Aufnahme und N-Austrag über mehrere Vegetationsperioden aus leichten Böden des norddeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von der Landnutzung - Lysimeterstudien unter Einsatz von ¹⁵N. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 867-870

MEISSNER, R.; SEEGER, J.; RUPP, H.; SCHONERT, P.: Lysimeterversuchsergebnisse über die Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes durch Flächenstilllegungs- und Extensivierungsmaßnahmen. Bericht über die 5.Lysimetertagung „ Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone “ BAL Gumpenstein, (1995) S. 167-171

METKOWSKI, C.; HORST, W.J.: Steuerung der Boden-Stickstoffdynamik nach Rotationsbrache. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76 (1995), S. 891-894

RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; FÖRSTEL, H.: Vergleich der Wasser- und Anionenbewegung in einem landwirtschaftlich genutzten Sandlöß-Braunerde- und Löß-Schwarzerde-Boden an Hand von Lysimeteruntersuchungen. Bericht über die 6.Lysimetertagung „Lysimeter im Dienste des Grundwasserschutzes“ BAL Gumpenstein, (1996) S.15-18

Strategien zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfunktionen

von

KÖRSCHENS, M.

1. Einleitung

Die Bodenfunktionen werden gegenwärtig von sehr verschiedenen Standpunkten und mit sehr unterschiedlichen Inhalten betrachtet. Die verwirrende Vielfalt der in der Literatur aufgezählten Funktionen mit z. T. gleicher bzw. sich überschneidender Bedeutung erschwert eindeutige Definitionen und Begründungen.

Nachfolgend werden nur die ökologischen Funktionen berücksichtigt und diese in Anlehnung an Blum (1997) unterteilt in:

- die **Produktionsfunktion** (Nahrung, Futter, Energie und Rohstoffe)
- die **Regelungsfunktion** (Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion)
- die **Lebensraumfunktion** (einschl. Genreserve).

In den letzten Jahren ist eine Situation herangereift, die zu ernsthaften Bedenken Anlaß gibt. Millionen Menschen verhungern jährlich, nahezu eine Milliarde ist unzureichend ernährt. Die Ackerfläche verringert sich weltweit um rd. 10 Millionen Hektar pro Jahr.

Unter diesem Gesichtspunkt ist der Produktionsfunktion Priorität einzuräumen (Diez, 1995 u. a.), wobei allerdings keine Kompromisse hinsichtlich einer Vernachlässigung der übrigen ökologischen Funktionen zugelassen werden dürfen.

Mit Blick auf die Atmosphäre ist die Regelungsfunktion an die Produktion von pflanzlicher Biomasse gekoppelt, ohne die der CO₂-Kreislauf nicht funktionieren kann. Ebenso gilt zu berücksichtigen, daß der Boden im Sinne der Definition „Belebter oberster Bereich der Erdkruste im Überlappungsbereich von Lithosphäre, Atmosphäre und Hydrosphäre ... Der Boden dient Pflanzen als Standort und Reduzenten als Lebensraum ...“, (Autorenkollektiv, 1991) nur durch Pflanzenwuchs entsteht. Er hört auf ein Boden im Sinne dieser Definition zu sein, wenn keine Pflanzen mehr darauf wachsen.

Die folgenden Betrachtungen sollen sich auf die landwirtschaftliche Nutzung des Bodens und auf die Sicherung der ökologischen Funktionen beschränken. Beunruhigend ist die Tatsache, daß z. B. allein in Deutschland täglich etwa 90 Hektar Boden versiegelt werden und damit ihre ökologischen Funktionen verlieren.

Es stellt sich nun die Frage: wie muß ein landwirtschaftlich genutzter Boden beschaffen sein, der die ökologischen Funktionen nachhaltig sichert?

Dazu ist es notwendig zu definieren, was unter dem Begriff „Nachhaltigkeit“ zu verstehen ist. Grundlage dafür ist die im Brundland-Bericht gegebene Definition, die darunter eine Entwicklung versteht, „die den gegenwärtigen Bedarf zu decken vermag, ohne gleichzeitig späteren Generationen die Möglichkeit zur Deckung des ihren zu verbauen“ (Hauff, 1987).

Da das Bevölkerungswachstum bestimmend für die zukünftige Entwicklung ist, zwingt dies gleichzeitig auch zur Deckung des Nahrungsmittelbedarfs und dies erfordert „wachsende Erträge pro Flächeneinheit“ (Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden - Jahresgutachten 1994). Gleichzeitig gilt es jedoch, auch den „Bedarf“ an sauberem Wasser, sauberer Luft und an angemessenem Lebensraum zu sichern.

2. Nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen als Existenzgrundlage der Menschen

Für eine Reihe von Bodeneigenschaften gibt es ausreichend gesicherte Richtwerte, deren Berücksichtigung eine nachhaltige Bodennutzung weitgehend gewährleistet. Dies trifft insbesondere für die Makro- und Mikronährstoffe, für die wichtigsten anorganischen Schadstoffe sowie für einige bodenphysikalische Parameter zu.

Von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Breitschuh u. Eckert, 1996) wurde ein Verfahren „Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft“ erarbeitet, mit dem Kriterien für die Quantifizierung der Umweltverträglichkeit wesentlicher Bereiche des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses vorgelegt werden. Sie sind Instrumentarien zur Beurteilung der Produktionsweise von Praxisbetrieben und so eine wichtige Grundlage für die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen.

Noch unzureichend aufgeklärt und quantifiziert sind die Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufe Boden - Pflanze - Tier - Mensch - Wasser und Atmosphäre. Aber gerade sie sind von entscheidender Bedeutung, da

- beide Elemente für die Bodenfunktionen einerseits unabdingbar sind, andererseits aber die Grenzen zwischen Schutz- (Vorteils-) und Schadwirkung sehr eng gezogen sind,
- sie sehr stark externen Einflüssen unterliegen und daher nur begrenzt zu beeinflussen sind,
- sie einer sehr starken standort-, insbesondere witterungsbedingten, Variabilität unterliegen und dementsprechend schwer zu quantifizieren sind,
- die Vielfalt und Stabilität ihrer Bindungsformen noch unzureichend bekannt sind.

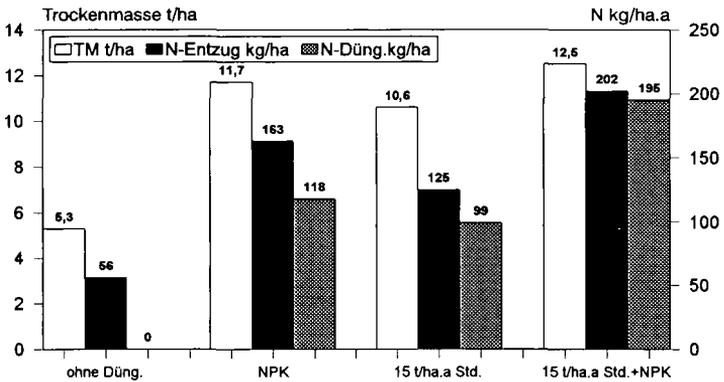
3. Trockenmasseerträge, Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen

Am Beispiel des Statischen Düngungsversuches soll die Nachhaltigkeit unterschiedlicher Düngungsvarianten geprüft werden. Ertragshöhe und -entwicklung wurden bereits an anderer Stelle bewertet und für alle gedüngten Varianten als nachhaltig eingeschätzt.-

In der Abb.1 sind die Trockenmasseerträge, die Stickstoffentzüge und die Stickstoffdüngung der unterschiedlichen Düngungsvarianten über einen Zeitraum von 25 Jahren gegenübergestellt. Die Trockenmasseerträge wurden gewählt, da diese eine zusammenfassende Bewertung der Assimilationsleistung im Mittel aller Fruchtarten ermöglichen und für die Berechnung von Kohlenstoffbilanzen notwendig sind.

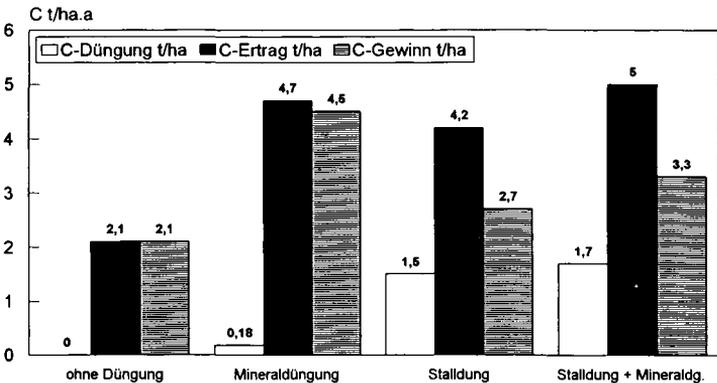
Zwischen den gedüngten Varianten sind nur geringe Ertragsunterschiede zwischen 10,6 und 12,5 t/ha.a vorhanden. Deutliche Unterschiede gibt es jedoch im N-Entzug und der N-Ausnutzung. Die Nullparzelle hat einen N-Entzug von 56 kg/ha. In früheren Arbeiten (Körshens et al., 1994) konnte nachgewiesen werden, daß auch diese Variante das Fließgleichgewicht erreicht hat. Damit ist der N-Entzug ein indirekter Nachweis für den atmosphärischen N-Eintrag aus der Atmosphäre und entspricht in dieser Größenordnung den Ergebnissen der direkten Messungen von Goulding (1990), Mehlert (1996) und Russow et al.,

(1995). Mit der NPK-Düngung konnten noch 46 kg/ha dieser N-Quelle für die Produktion pflanzlicher Biomasse genutzt werden, mit Stalldung beträgt die Differenz nur noch 26 kg/ha und bei dem insgesamt höheren N-Aufwand der kombinierten Düngung liegt der Entzug auch noch 7 kg/ha über der Düngung.



Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den Trockenmasseertrag und N-Entzug in Abhängigkeit von der Düngung im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Durchschnitt der Jahre 1970-1994 (Fruchtfolge: Kartoffeln, W.-Weizen, Zuckerrüben, S.- Gerste)

Die C-Bilanzen weisen für die ausschließliche Mineraldüngung den höchsten C-Gewinn mit 4,5 t/ha.a aus (Abb.2)



Kohlenstoffbilanzen - Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt - Mittelwerte über alle Fruchtarten im Durchschnitt der Jahre 1970 - 1994

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Auf der Grundlage vorliegender Ergebnisse ist eine Einschätzung/Bewertung der untersuchten Düngungsvarianten, wenn auch eingeschränkt, möglich. Folgende Kriterien sollen hier beispielhaft angewendet werden:

- Ertragshöhe/Ertragsentwicklung
- N-Bilanz/N-Verwertung
- C-Bilanz/C-Gewinn
- ausgewählte chemische Bodeneigenschaften.

Für den Nachweis einer nachhaltigen Bodenutzung für den Standort Bad Lauchstädt ist zu berücksichtigen, daß die tiefgründige Löß-Schwarzerde mit idealen bodenphysikalischen Eigenschaften und einer Durchwurzelungstiefe von bis zu 2 m die Einhaltung der vorgegebenen Kriterien sehr erleichtert. Aufgrund der geringen Niederschläge ist die Grundwasserneubildung und damit die Auswaschungsgefahr sehr gering.

Vom Ertragsniveau und der -entwicklung sind alle gedüngten Varianten positiv zu bewerten, dies trifft ebenso für die N-Bilanzen zu. In allen Fällen liegt der Entzug über der Düngung mit deutlichem Vorteil der ausschließlichen Mineraldüngung. Im C-Gewinn überwiegt ebenfalls die Mineraldüngung. Der C-Gewinn der Stallungsvarianten mit 2,7 t/ha bzw. 3,3 t/ha ist aber noch beachtlich. Bei den Bodeneigenschaften zeigt sich jedoch, daß mit 15 t/ha.a Stallung + NPK bereits das Optimum deutlich überschritten wird. Der C-Gehalt liegt über der Grenze von 0,6 % umsetzbarem C (gemessen als Differenz zum Gehalt der Nullvariante - Körschens, 1997) und damit über dem Optimalwert. Dies trifft auch für die P- und K-Gehalte zu, die bereits weit über den Grenzwerten liegen. Aus der Sicht des Umweltschutzes müssen überhöhte Werte, die nicht mehr zur Ertragsbildung beitragen, als belastend betrachtet werden. Aus dieser Sicht sind auch Stallungsaufwandmengen von mehr als 10 t/ha.a allein von den damit verabreichten P-Mengen nicht akzeptabel. Mit 10 t/ha.a werden rd. 22 kg P/ha gedüngt und damit nahezu der gesamte P-Bedarf der Pflanzen gedeckt.

Unter Berücksichtigung aller Kriterien entsprechen in Bad Lauchstädt die Prüfglieder „NPK“ und „15 t/ha.a Stallung“ einer nachhaltigen Bodennutzung. Da eine ausschließliche organische Düngung unvorteilhaft für die Ertragsbildung ist, denn in der Hauptwachstumsphase kann die benötigte N-Menge nur durch eine zeitlich optimal plazierte Mineraldüngung bereitgestellt werden, ist bei entsprechender Interpolation der Variante 10 t/ha.a Stallung + NPK der Vorzug zu geben.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen zahlreicher Dauerversuche kann geschlußfolgert werden, daß die ausschließliche Mineraldüngung die günstigsten Ergebnisse ergibt.

Bei vergleichbaren N-Gaben liegen die Erträge nur geringfügig unter der optimalen Kombination zwischen Stallung + NPK. Stickstoffausnutzung und C-Gewinn ergeben mit Abstand das „umweltfreundlichste“ Ergebnis. Dies ist darauf zurückzuführen, daß der Mineraldünger-Stickstoff nach Art, Menge und Zeitpunkt optimal einsetzt werden kann und damit dem organisch gebundenem N hinsichtlich Pflanzenaufnahme überlegen ist.

Die zitierte Literatur ist beim Autor einzusehen

Bestimmung und genotypische Unterschiede der Mn- und Cu-Effizienz von Nutzpflanzen

von

KRÄHMER, R.; SATTELMACHER, B.

Zielstellung

Zur Mangan (Mn)- und Kupfer (Cu)-Effizienz von Nutzpflanzen werden in der Literatur zahlreiche Angaben gemacht. Dabei handelt es sich entweder um Einzelergebnisse mit Angaben zur Effizienz von jeweils wenigen Fruchtarten oder aber um Zusammenstellungen von solchen Einzelergebnissen. Häufig ist unklar, ob sich die angegebene Effizienz auf das Auftreten von Ertragsminderungen oder auf die Ausbildung von Mangelsymptomen bezieht.

Ziel unserer Untersuchungen war daher die Bestimmung der Mn- und Cu-Effizienz einer größeren Anzahl von Nutzpflanzen unter völlig einheitlichen Versuchsbedingungen. Dabei sollte es sich um die ertragsbezogene Gesamteffizienz handeln. Sie beinhaltet die Aufnahme- und Nutzungseffizienz.

Material und Methoden

Es wurden Gefäßversuche mit einem Mn- und einem Cu-Mangelboden und jeweils einer größeren Anzahl von Fruchtarten im Gewächshaus durchgeführt. Durch entsprechende Düngung wurde für jede Fruchtart jeweils ausreichende (1 Prüfglied) und niedrige (2 Prüfglieder) Mn- bzw. Cu-Versorgung eingestellt. Von jeder Fruchtart wurde der Ertrag des Hauptertragsproduktes bestimmt. Der bei niedriger Mn- bzw. Cu-Versorgung erzielte relative Ertrag, bezogen auf den Ertrag bei ausreichender Versorgung, entspricht der Mn- bzw. Cu-Effizienz der entsprechenden Fruchtart. Um zu gewährleisten, daß die aus den verschiedenen Prüfgliedern resultierenden Ertragsdifferenzen jeweils ausschließlich durch unterschiedliche Mn- bzw. Cu-Ernährung verursacht werden, wurde eine optimale Versorgung mit allen anderen Nährstoffen durch entsprechende Düngung realisiert. Die Bodenfeuchtigkeit wurde jeweils auf 60 % der WK gehalten.

Bestimmung der Mn-Effizienz

Es wurde 1 Versuch durchgeführt. Als Mn-Mangelsubstrat wurde Niedermoorboden ($C_{org} = 36 \text{ g [100 g lufttrockener Boden]}^{-1}$; $\text{pH} = 6,1$; $\text{Mn [Sulfit-pH-8-Methode nach Schachtschabel]} = 4,0 \text{ mg [Liter Boden natürlicher Lagerung]}^{-1}$; 4 kg Gefäß^{-1}) verwendet. 16 Fruchtarten (Tabelle 1) wurden kultiviert. Ausreichende Mn-Versorgung (Prüfglied 1) wurde durch $6 \text{ g Mn Gefäß}^{-1}$ und durch eine N-Nachdüngung in Form von Ammonsulfat gewährleistet. Niedrige Mn-Versorgung des Bodens wurde durch eine Mn-Gabe von $0,5 \text{ g Mn Gefäß}^{-1}$ (Prüfglied 2) und unterlassene Mn-Düngung (Prüfglied 3) erreicht. Die Mn-Gaben wurden in Form von Mn-Sulfat beim Ansetzen der Gefäße mit dem Boden gleichmäßig vermischt. Bei den Prüfgliedern 2 und 3 bestand die N-Nachdüngung jeweils aus Ammonnitrat. Die Mn-Effizienz entspricht dem mittleren relativen Ertrag der Prüfglieder 2 und 3.

Bestimmung der Cu-Effizienz

Es wurden 2 Versuche mit gleichen Prüfgliedern, jedoch in verschiedenen Jahren, durchgeführt. Als Cu-Mangelsubstrat wurde Niedermoorboden ($C_{org} = 18 \text{ g [100 g lufttrockener Boden]}^{-1}$; $\text{pH} = 5,7$; $\text{Cu [0,43 N HNO}_3] = 0,2 \text{ mg [Liter Boden natürlicher Lagerung]}^{-1}$; 4 kg Gefäß^{-1}) verwendet. 13 Fruchtarten wurden kultiviert (Tabelle 2). Ausreichende Cu-Versorgung wurde durch $200 \text{ mg Cu Gefäß}^{-1}$ (Prüfglied 1), niedrige Cu-Versorgung durch 4 mg Gefäß^{-1} (Prüfglied 2) und unterlassene Cu-Düngung (Prüfglied 3) realisiert. Die Cu-Gaben wurden in Form von Cu-Sulfat beim Ansetzen der Gefäße mit dem Boden gleichmäßig vermischt. Die Cu-Effizienz entspricht dem Mittelwert der mittleren relativen Erträge der Prüfglieder 2 und 3 der Versuche 1 und 2.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

- Die stärkste Ertragsminderung und damit die niedrigste **Mn-Effizienz** von allen geprüften Nutzpflanzen wiesen die Getreide auf: Nur 14 (Weizen) bis 44 % (Roggen) des Kornertrages im Vergleich zu ausreichender Mn-Versorgung wurden erzielt (Tab. 1). Dabei wiesen Weizen und Hafer eine deutlich geringere Effizienz als Gerste und Roggen auf.

Tabelle 1: Bestimmung der Mn-Effizienz von Nutzpflanzen

Fruchtart	bewertetes Erntegut	Ertrag [g Gefäß ⁻¹]				Mn-Effizienz ¹⁾
		ausreichende Mn-Versorgung		niedrige Mn-Versorgung		
		absolut	relativ	absolut	relativ	
Weizen	Korn	77,4	100	10,8	14	niedrig
Hafer	Korn	102,1	100	20,4	20	
Gerste	Korn	82,0	100	34,4	42	
Roggen	Korn	82,6	100	36,3	44	
Weidelgras	3 Schnitte, TM	88,9	100	57,0	64	mittel
Luzerne	3 Schnitte, TM	92,3	100	60,9	66	
Mais	Sproß, TM	175,0	100	119	68	
Blumenkohl	Blume, FM	246,0	100	167,3	68	
Spinat	Sproß, TM	13,5	100	11,3	84	
Buschbohne	Hülse, TM	40,6	100	34,5	85	
Raps	Korn	40,5	100	36,4	90	
Rotklee	2 Schnitte, TM	49,0	100	44,6	91	
Kartoffel	Knolle, FM	398	100	397	100	hoch
Zuckerrübe	Rübe, FM	503	100	528	105	
Tomate	Frucht, FM	1160	100	1218	105	
Futterrübe	Rübe, FM	674	100	775	115	

¹⁾ entspricht dem relativen Ertrag bei niedriger Mn-Versorgung

2. Für die Fruchtarten Weidelgras, Luzerne, Mais, Blumenkohl, Spinat, Buschbohne, Raps und Rotklee wurden bei niedriger Mn-Versorgung Relativerträge von 64 bis 91 % erhalten, was einer mittleren Mn-Effizienz entspricht.
3. Eine hohe Mn-Effizienz ergab sich, im Widerspruch zu Angaben aus der Literatur, für Kartoffel, Zuckerrübe, Tomate und Futterrübe, da hierbei keine Ertragsminderungen bei niedriger Mn-Versorgung des Bodens zu verzeichnen waren. Allerdings traten bei diesen Fruchtarten Mn-Mangelsymptome im Jugendstadium auf.
Möglicherweise wurde bei der bisherigen Bewertung dieser Fruchtarten das Auftreten von Mangelsymptomen und nicht die tatsächliche Ertragsbeeinflussung zugrundegelegt. Dies macht deutlich, daß der Begriff der Nährstoff-Effizienz eine eindeutige Bezugsbasis haben muß. Diese wird bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen in der Regel der Ertrag, bei Zierpflanzen jedoch das Auftreten von Symptomen sein.
4. Die niedrigste **Cu-Effizienz** ergab sich für Faserlein und Weizen; bei niedriger Cu-Versorgung wurden nur 19 bzw. 20 % des Ertrages im Vergleich zu ausreichender Cu-Versorgung des Bodens erzielt (Tab. 2). Gerste, Hafer, Luzerne und Spinat reagierten ebenfalls mit starken Ertragsminderungen und erwiesen sich somit auch als Fruchtarten mit niedriger Cu-Effizienz.

Tabelle 2: Bestimmung der Cu-Effizienz von Nutzpflanzen

Fruchtart	bewertetes Erntegut	relativer Ertrag (100 = Ertrag bei ausreichender Cu-Versorgung)			Cu-Effizienz ¹⁾
		Versuch 1	Versuch 2	Mittel	
Faserlein	Stroh	16	22	19	niedrig
Weizen	Korn	30	11	20	
Gerste	Korn	54	46	50	
Hafer	Korn	50	70	60	
Luzerne	3 Schnitte, TM	48	76	62	
Spinat	Sproß, TM	56	76	66	
Futterrübe	Rübe, TM	80	60	70	mittel
Zuckerrübe	Rübe, TM	70	76	73	
Rotklee	2 Schnitte, TM	70	80	85	
Kartoffel	Knolle, FM	90	88	89	hoch
Kohlrübe	Rübe, FM	94	86	90	
Raps	Korn	-	93	93	
Roggen	Korn	87	104	96	

¹⁾ entspricht dem relativen Ertrag bei niedriger Cu-Versorgung

5. **Betarüben** und **Rotklee** reagierten mit moderaten Ertragsminderungen, woraus eine mittlere Cu-Effizienz abgeleitet wird. Als Fruchtarten mit hoher Cu-Effizienz erwiesen sich **Kartoffel**, **Kohlrübe**, **Raps** und **Roggen**.
6. Bei den mehrschnittigen Futterpflanzen stiegen die **Mn- und Cu-Effizienz** in der Regel mit jedem folgenden Aufwuchs, ebenfalls die Mn- bzw. Cu-Konzentrationen im Sproß. Als Ursache hierfür wird vermutet, daß mit jedem folgenden Aufwuchs das Verhältnis von aktiver Wurzeloberfläche zu zu versorgender Einheit Sproßmasse günstiger wird. Außerdem könnten eine Erniedrigung des Redoxpotentials und erhöhte Chelatbildung infolge abgestorbener Biomasse von Bedeutung sein.
7. **Insgesamt** weisen die Ergebnisse darauf hin, daß eine hohe Mn- und Cu-Effizienz vor allem durch eine hohe Mn- bzw. Cu-Konzentration im Sproß, also durch ein entsprechend hohes Aneignungsvermögen der Wurzel und ein hohes Translokationsvermögen von der Wurzel zum Sproß, bestimmt wird.

Es ist vorgesehen, die erzielten Ergebnisse und Schlußfolgerungen in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde zu publizieren.

Lokalisation der Schwermetallbelastung durch Simulation des Überflutungsregimes in einer ausgewählten Elbaue bei Wittenberge

von

KRÜGER,F.; BÜTTNER,O.; FRIESE,K.; MEISSNER,R.; RUPP,H.; SCHWARTZ,R.

1. Einleitung

In diesem Beitrag werden erste Ergebnisse aus dem BMBF-geförderten deutsch-russischen Kooperationsprojektes "Hochwassergebundener Schadstoffeintrag in kulturwirtschaftlich genutzten Böden der Überschwemmungsbereiche von Oka und Elbe" präsentiert. Die deutschen Arbeiten konzentrieren sich auf einen Mittelteilabschnitt im norddeutschen Tiefland bei Wittenberge zwischen den Stromkilometern 435-440. Auenböden gelten als Senken für belastete Sedimente. Der Schadstoffeintrag in Auenböden ist im Wesentlichen von der Beladung der transportierten Schwebstoffe und Sedimente und deren Sedimentationsbedingungen in den Vordeichsländern abhängig. Verschiedene Arbeiten in den Vordeichsländern der Elbe haben gezeigt, daß die Auenböden zum Teil erheblich mit Schwermetallen belastet sind. Ein Teilziel des Projektes ist es, die "Hot Spots" der Belastung durch die Simulation des Überflutungsregimes zu lokalisieren. Miehlich (1994) beschreibt, daß Bodeneinheiten als Abgrenzungskriterium unterschiedlicher Belastungen herangezogen werden können. Die Richtigkeit der Abschätzung der Gesamtbelastung eines Gebietes steht und fällt entsprechend mit der Genauigkeit der bodenkundlichen Kartierung. Doch sind detaillierte bodenkundliche Kartierungen entlang der Elbe nur für ausgesuchte Gebiete vorhanden. Neumeister & Villwock (1997) diskutieren, daß für die Beeinträchtigung der Auenböden mit Schadstoffen ihre Lage über dem Mittelwasserniveau, und damit ihre Geländehöhe entscheidend ist. Hier wird geprüft, inwieweit die Simulation verschiedener Wasserspiegellagen als Hinweis für Bodenbelastungen herangezogen werden kann. Es werden Beziehungen des Schadstoffgehaltes zur organischen Substanz und zur Geländehöhe dargestellt.

2. Material und Methoden

Es wurde im Rahmen des Projektes zunächst eine topografische Vermessung entlang zweier Transekte mit einer Genauigkeit von +/- 10 cm im Maßstab 1:500 sowie eine bodenkundliche Kartierung vom IfB der Universität Hamburg durchgeführt. Die Lage der Probennahmeorte des Transekt Schönberg ist Abb. 1 zu entnehmen. Des weiteren wurde ein Höhenmodell auf der Grundlage von Profildaten des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg und auf Grundlage topografischer Karten erstellt, das als Grundlage für ein hydrologisches Modell zur Wasserspiegellagenberechnung dient. Zwei berechnete Wasserspiegellagen sind ebenfalls in Abb. 1 dargestellt. Diese und zukünftig zu erhebende Daten werden im UFZ-Leipzig/Halle GmbH in einem

* Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, 39615 Falkenberg

** Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, 39114 Magdeburg

*** IfB Universität Hamburg, Allende Platz 2, 20146 Hamburg

GIS verwaltet. Die Metall- und Kohlenstoffanalysen wurden im UFZ-Magdeburg Sektion Gewässerforschung durchgeführt. Die Metallgehalte wurden nach mikrowelleninduziertem Königswasseraufschluß mit ICP- und AAS-Methoden, die Kohlenstoffgehalte mit einem Elementaranalyser bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen der Oberböden (0-10 cm) zeigen neben der hohen Belastung des Vorlandbereiches eine hohe Korrelation zum organischen Kohlenstoffgehalt der Böden (siehe Tabelle 1 und Abb. 2), wie sie auch Meißner et al. (1994) beschrieben haben. Die negative Korrelation zur Geländehöhe ist weit weniger deutlich (siehe Tabelle 1 und Abb. 3). Beispielhaft seien die Proben SD 42 und 51 genannt, die auf fast gleicher Geländehöhe stärkste Metallgehaltsdifferenzen zeigen. Insbesondere die in Flutrinnen gelegenen sandigen Bereiche mit geringem Kohlenstoffgehalt (SD 48) und direkt am Flußufer beprobte Sande (SD 51) zeigen deutlich den Einfluß des Substrates auf die Metallgehalte. Auch die Metallgehalte zwischen 23 und 25 m ü. NN (das Wasserspiegelniveau bei Mittelwasser liegt bei 19,55 m ü. NN) zeigen eine große Schwankungsbreite. Zur weiteren Auswertung sind Korngrößenanalysen vorgesehen. Ungeachtet des bisher gesagten finden sich aber die höchsten Metallgehalte auf niedrigem Geländeniveau, was insbesondere die Proben SD 42 und NK 03 zeigen.

Es ergibt sich, daß neben der Modellierung der Wasserspiegellagen, die Kenntnis des Substrates wichtig ist, um die "Hot Spots" der Belastung zu lokalisieren. Neben den Korngrößenbedingtem weniger stark belasteten Sanden finden sich in tiefliegenden Bereichen auch schwächer belastete bindigere Substrate. Hier muß berücksichtigt werden, daß verschiedene Querriegel in den Rinnestrukturen des Vorlandes durch topografische Karten und durch die Profildaten des Wasser- und Schifffahrtsamtes nicht wiedergegeben werden. So zeigen sich bei niedrigen Abflußsituationen Überflutungsbereiche, obwohl erst bei höheren Abflüssen eine Überflutung stattfindet. Die morphologische Exposition in Beckenlagen könnte demnach der Grund für die relativ niedrige

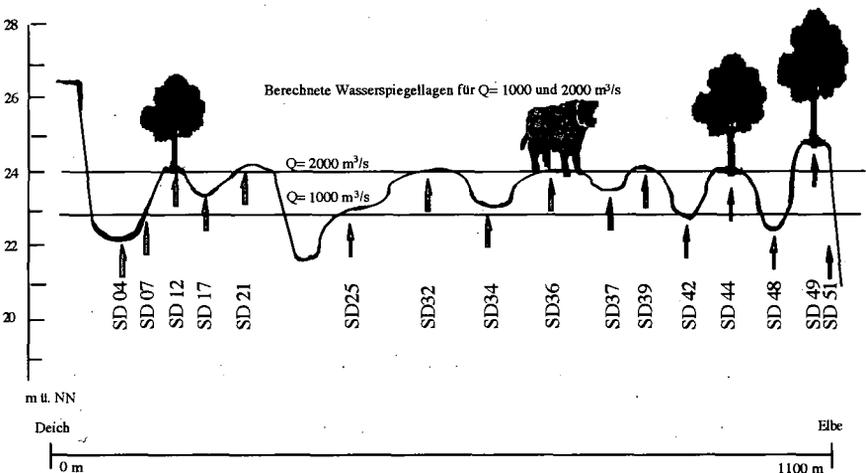


Abb. 1: Berechnete Wasserspiegellagen auf dem Transekt Schönberg mit den gekennzeichneten Probennahmeorten

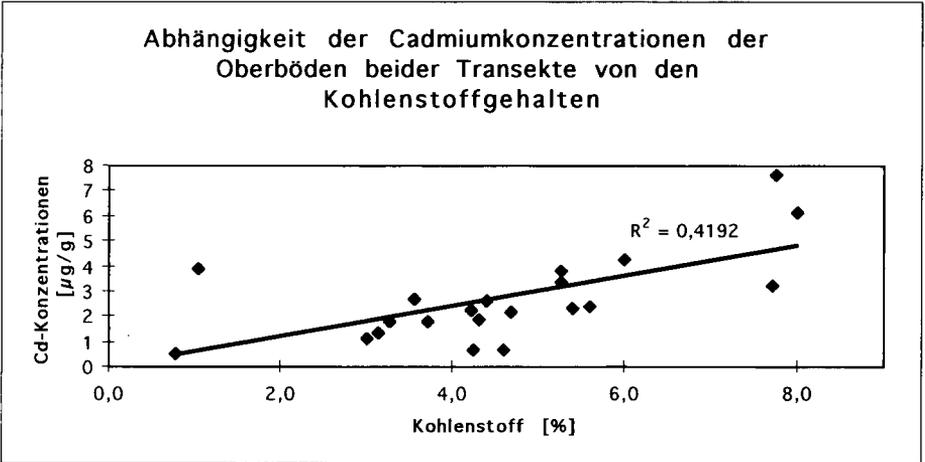


Abb. 2: Abhängigkeit der Cadmiumkonzentrationen von den Kohlenstoffgehalten

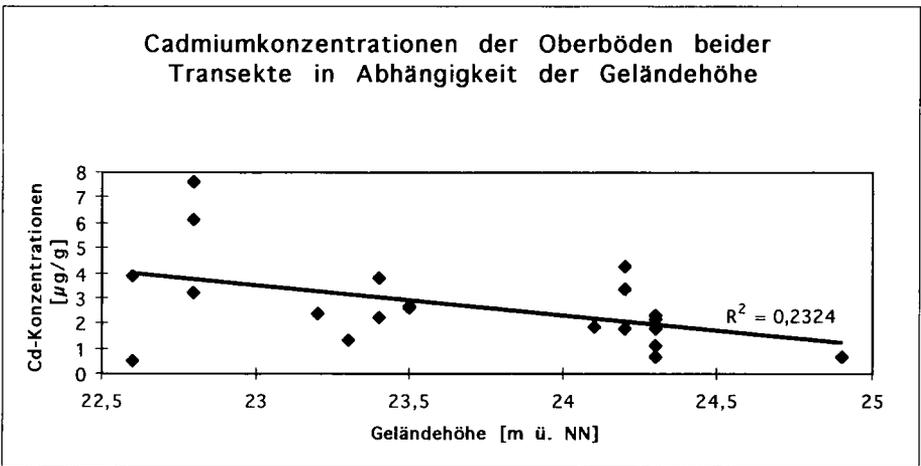


Abb. 3: Abhängigkeit der Cadmiumkonzentrationen von der Geländehöhe

Belastung flußferner Senken auf dem Transekt Schönberg sein. In so einem Falle werden auch anthropogene Einflüsse auf die Morphologie im Vorland deutlich, wenn z.B. durch Wegebau Überflutungsverhältnisse verändert werden. Daraus resultiert, daß zur Lokalisation der "Hot Spots" auch die historisch-morphologischen Veränderungen berücksichtigt werden müssen.

Tab. 1: Metallkonzentrationen der Oberböden

Probe	Chrom	Kupfer	Zink	Arsen	Cadmium	Blei	TC	Höhe
	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[%]	[m ü. NN]
SD 4	123	127	370	47	3,2	142	7,7	22,8
SD 7	81	107	552	31	3,8	149	5,3	23,4
SD 12	72	89	473	43	3,3	107	5,3	24,2
SD 17	40	49	254	17	1,4	70	3,1	23,3
SD 21	53	58	310	33	2,2	82	4,7	24,3
SD 25	62	77	359	47	2,3	115	4,2	23,4
SD 32	70	80	411	42	2,3	110	5,4	24,3
SD 34	103	113	448	57	2,4	201	5,6	23,2
SD 36	33	37	220	26	0,7	45	4,2	24,3
SD 37	50	58	328	33	2,7	90	3,6	23,5
SD 39	37	43	251	23	1,8	50	3,3	24,2
SD 42	202	287	1373	101	7,6	304	7,8	22,8
SD 44	87	114	651	34	4,2	133	6,0	24,2
SD 48	19	21	169	10	3,9	28	1,0	22,6
SD 49	21	25	106	17	0,6	37	4,6	24,9
SD 51	18	21	133	7	0,5	20	0,8	22,6
NK 03	132	161	693	93	6,1	243	8	22,8
NK 05	58	70	339	36	2,6	83	4,4	23,5
NK 08	23	36	166	17	1,1	34	3	24,1
NK 13	42	51	257	33	1,9	65	4,3	24,3
NK 20	40	53	283	28	1,8	62	3,7	24,3
Korrelations- koeffizient zur Höhe	-0,42	-0,39	-0,32	-0,32	-0,48	-0,41	-0,04	
Korrelations- koeffizient zum Kohlenstoffgehalt	0,86	0,81	0,72	0,83	0,65	0,83		

4. Literatur

Meißner, R.; Guhr, H.; Rupp, H.; Seeger, J.; Spott, D. (1994): Schwermetallbelastung von Böden und Elbsedimenten in ausgewählten Gebieten Ostdeutschlands, Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 1-9, Parey

Miehlich, G. (1994): Auen und Marschen als Senken für für belastete Sedimente der Elbe, in Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie, 307-312, Teubener

Neumeister, H.; Villwock, G. (1997): Stoff quellen und -dynamik in der Muldeau, in Regeneration und nachhaltige Landnutzung, 53-57, Springer

Dreijährige Lysimeterstudie zur Schwefeldynamik in charakteristischen Böden Nordwestdeutschlands

von

KRUSE-IRMER,S.; BAUMGARTNER,S.; REISEL,S.; WEINKOPF,P.; GIANI,L.

Einleitung

Die Anfang der achtziger Jahre in Deutschland eingeführten Maßnahmen zur Luftreinhaltung führten zu einer Abnahme der SO_2 -Emissionen und zu einer deutlichen Reduzierung des S-Inputs in Agrarökosysteme, so daß Schwefelmangel mittlerweile zu den bedeutendsten Ernährungsstörungen von Kulturpflanzen in Europa zählt (Hancklaus et al. 1995). Darüber hinaus hat eine Schwefelunterversorgung von Kulturpflanzen auch ökosystemare Auswirkungen zur Folge, wie z.B. die verminderte Aufnahme von Stickstoff aus dem Boden, der dann der Auswaschung unterliegt (Schnug 1988). Im Gegensatz zu anderen Nährelementen liegen über das Verhalten des Schwefels im Boden wenig gesicherte Erkenntnisse vor.

In einer dreijährigen Studie (1993-1996) wurde deshalb die Dynamik verschiedener Schwefelfractionen in Abhängigkeit von der Witterung und Vegetation sowie die Schwefeleinträge durch Niederschläge und die Sulfatauswaschung an charakteristischen Böden Nordwestdeutschlands (Podsol, Braunerde Flußmarsch, Parabraunerde) in zweiwöchigen Intervallen auf der Großlysimeteranlage der Universität Oldenburg untersucht.

Material und Methoden

Die Lysimeteranlage der Carl - von - Ossietzky - Universität Oldenburg befindet sich in der Haarniederung im Ortsteil Wechloy. Die untersuchten Böden wurden 1980 in Kunststoffzylinder gefüllt, die einen Durchmesser von 2 m und eine Höhe von 2,3 m besitzen. Die Auffangtiefe für das Sickerwasser wurde auf 2 m eingestellt.

Die S_{Gesamt} , C_{Gesamt} und N_{Gesamt} -Bestimmung erfolgte instrumentell mit dem Fison Instruments NA 2000 Nitrogen and Proteinanalyser. Wasserlösliches Sulfat wurde durch Gewinnung der Gleichgewichtsbodenlösung (Schlichting & Blume 1995) bestimmt. Austauschbares Sulfat wurde mit 0,01 M NaH_2PO_4 -Lösung (Verhältnis Boden : Lösung: 1:4) extrahiert. Adsorbiertes Sulfat wurde aus der Differenz zwischen PO_4 -extrahierbarem und wasserlöslichem Sulfat berechnet. Die Sulfatbestimmung erfolgte turbidimetrisch nach der Methode von Kempf & Andres (1977). S_{Org} wurde aus der Differenz von S_{Gesamt} und des Gehaltes an PO_4 -extrahierbarem Sulfat berechnet.

Tab. 1: Mittlere Gehalte der Schwefelfraktionen im Oberboden und deren prozentuale Anteile am Gesamtschwefel von Mai 93 bis Juni 94

Bodentyp	S _{Gesamt} *	S _{Org.} *		S _{GBL}		S _{Adorb.}	
	[mg x kg ⁻¹]	[mg x kg ⁻¹]	[%]	[mg x kg ⁻¹]	[%]	[mg x kg ⁻¹]	[%]
Braunerde	293	277,8	94,8	2,8	1	8,5	2,9
Marsch	776,5	755,8	97,3	2,2	0,3	13,7	1,8
Podsol	269,3	261	96,9	3,5	1,3	5,5	2
Parabraunerde	355,5	339,3	95,4	5,3	1,5	11,9	3,3

Tab. 2: Allgemein bodenkundliche Daten

Bodentyp	Horizont	Bodenart	Kornfraktion [%]					pH [CaCl ₂]	C *	N *
			gS	mS	fS	U	T			
Braunerde	Ap	uS	1,8	16,5	54,2	23,5	4	4,9	18,6	1,2
	Bv	uS	7,3	35,5	42,2	11,5	3,5	5	n.b.	n.b.
Flußmarsch	C	IS	12,1	65,2	8,6	7,9	6,2	6,8	18,1	1,3
Podsol	Ap,e	S	12,8	47,0	33,8	3,6	2,8	4,1	18,5	0,9
	Bs,h	S	0,3	55,2	42,4	1,6	0,5	4,2	n.b.	n.b.
	C	S	1,3	59,4	37,6	1,5	0,2	4,3	n.b.	n.b.
Parabraunerde	Ap	sU	2,3	9,4	13,9	68,7	5,7	6,1	19	1,6
	AlBv	IU	1,4	6,5	12,7	69,8	9,6	6,2	n.b.	n.b.

* Mittelwerte von Mai 93 bis August 94
n.b.: nicht bestimmt

Ergebnisse

Die SO₄-S-Auswaschung (Abb. 1) zeigte eine deutliche Beziehung zu den Sickerwassermengen (Abb. 2). Während sich die Niederschlagsmenge von durchschnittlich 741 L x m⁻² x a⁻¹ sowie die nasse S-Depositionen (11,2 kg SO₄-S x ha⁻¹ x a⁻¹) relativ gleichmäßig über das Jahr verteilten (Abb. 3) konnten über 2/3 der jährlichen SO₄-S-Auswaschungsverluste in den Wintermonaten, bei geringerer Evapotranspiration und stärkerer Perkololation, festgestellt werden.

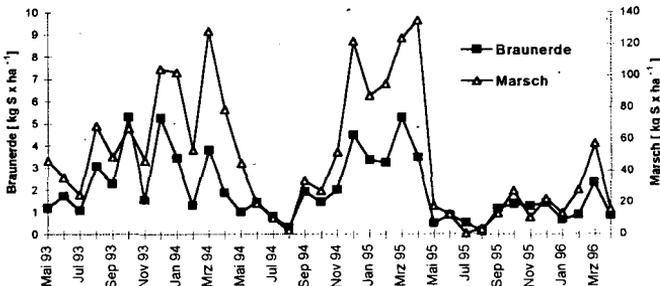


Abb. 1: Jahreszeitliche Verteilung der SO₄-S-Auswaschung aus der Braunerde und der Marsch

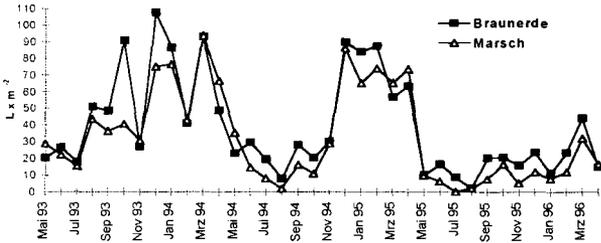


Abb. 2: Jahreszeitliche Verteilung der Sickerwassermengen der Braunerde und der Marsch

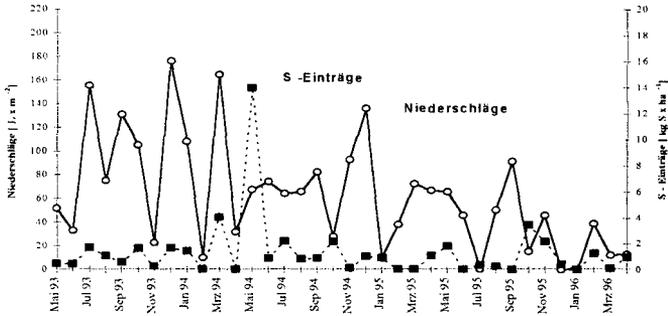


Abb. 3: Jahreszeitliche Verteilung der Niederschlagsmengen sowie der SO_4 -S-Konzentration und -Einträge mit den Niederschlägen

Die Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers lagen im Mittel des dreijährigen Untersuchungszeitraumes im Bereich von 7,1 (Podsol) bis 320,2 (Marsch) $mg SO_4 - S \times L^{-1}$ (Abb.4) und zeigten ebenso wie die Sulfatkonzentration der Niederschläge, von durchschnittlich 2,4 $mg SO_4 - S \times L^{-1}$ (Abb. 3), keine jahreszeitliche Dynamik.

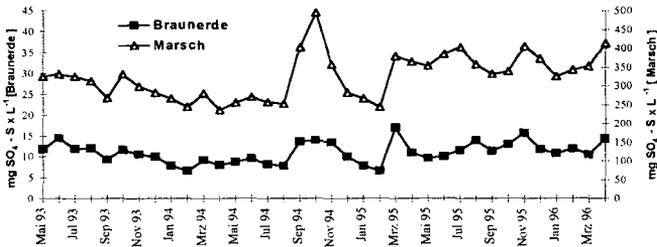


Abb. 4: Jahreszeitliche Verteilung der SO_4 -S-Konzentration im Sickerwasser der Braunerde und der Marsch

Die SO_4 -S-Konzentration in der Bodenlösung unterlag nur sehr geringen jahreszeitlichen Schwankungen und lag im dreijährigen Mittel zwischen 2,2 (Marsch) und 5,3 (Parabraunerde) $mg SO_4 - S \times kg^{-1}$ (Abb.5, Tab. 1).

Bei gleichbleibenden Gesamtschwefelgehalten im Oberboden nahmen die jährlichen S-Auswaschungsverluste im Podsol, der Braunerde und der Parabraunerde im Vergleich zu einer 1980 / 81

auf den gleichen Flächen durchgeführten Arbeit von durchschnittlich $149 - 307 \text{ kg S x ha}^{-1}$ auf $14,6 - 46,8 \text{ kg S x ha}^{-1}$ ab.

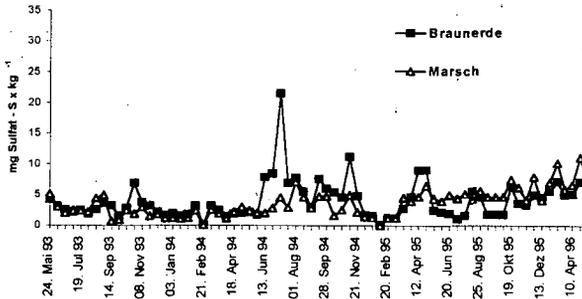


Abb. 5: Jahreszeitliche Entwicklung der SO_4 - S - Konzentration in der Bodenlösung der Braunerde und der Marsch

Diskussion

Die signifikant positive Korrelation zwischen Sulfatauswaschung und Sickerwassermenge macht deutlich, daß die Schwefelauswaschung im wesentlichen durch klimatische und vegetationsbedingte Faktoren gesteuert wird.

Die Schwefelfraktion in der Bodenlösung blieb weitgehend konstant, was zum einen auf Immobilisierungs- und Mobilisierungsprozesse und zum anderen auf eine Verlagerung des Sulfats in den Unterboden zurückgeführt werden kann.

Die kontinuierliche Abnahme der jährlichen S - Auswaschung bei gleichbleibenden Gesamtschwefelgehalten im Oberboden deutet auf ein Schwefelzehrung aus dem Unterboden hin.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der dreijährigen Studie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Sulfatauswaschung war positiv mit der Sickerwassermenge korreliert und wird in erster Linie durch klimatische Faktoren beeinflusst.

Die SO_4 - Konzentration der Bodenlösung unterlag nur geringen Schwankungen und zeigte keine deutliche jahreszeitliche Dynamik

Die kontinuierliche Abnahme der jährlichen Auswaschungsverluste bei gleichbleibenden Gesamtschwefelgehalten im Oberboden deutet auf eine Schwefelzehrung aus dem Unterboden hin.

Literatur

- Kempf, T. & Andres, K.F. (1977):** Die Automatisierung von Analyseverfahren für die Bestimmung von Boraten, Sulfaten und Nitraten in Wasserproben. Chemie f. Labor und Betrieb 28.
- Schlichting, E., Blume, H.P. & Stahr, K. (1995):** Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin-Wien.
- Schnug, E. (1988):** Quantitative und qualitative Aspekte der Diagnose und Therapie der Schwefelversorgung von Raps (*Brassica napus* L.) unter besonderer Berücksichtigung glucosinolat armer Sorten. Habilitationsschrift, C.-A.- Universität Kiel
- Haneklaus, S., Schnug, E., Nowak, G. & Murphy, D.P.L. (1995):** Effects of the timing of sulphur application on grain yield and yield components of wheat. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 158: 83-85.

Einsatz einer einfachen Ionenaustauschertechnik zur Erfassung der Nitratausträge landwirtschaftlicher Nutzflächen

von

KUKOSWKI,H.; MEIER,M.; KAUPENJOHANN,M.

Landwirtschaftliche Stickstoffausträge stellen den quantitativ bedeutendsten Pfad für die Nitratanreicherung im Grundwasser dar. Eine grobe Abschätzung der N-Auswaschungsgefährdung ist auf der Basis bodenphysikalischer und klimatischer Parameter sowie durch N_{\min} -Analysen möglich. Meßmethoden zur direkten Erfassung der Nitratausträge sind entweder aufwendig und teuer (z.B. wägbare Lysimeter, saugspannungsgesteuerte Lysimeterplatten) oder ungenau (Saugkerzen/Tensiometer-Methode). Wir stellen ein einfaches, neues Meßverfahren vor, das seit 1991 in einer Reihe von Feldtests entwickelt und überprüft wurde.

Die Methode basiert auf dem Ionenaustausch. Ihr Prinzip besteht darin, daß das einen bestimmten Bodenquerschnitt durchströmende NO_3 quantitativ an einen Anionenaustauscher gebunden wird. Auf dem Anionenaustauscher reichert sich das NO_3 über einen definierten Meßzeitraum an und kann durch Rücktausch desorbiert und analysiert werden. Als Ergebnis der Messung erhält man direkt den Nitratfluß durch einen definierten Bodenquerschnitt als Integral über einen festgelegten Zeitraum (z.B. $kg\ NO_3-N\ ha^{-1}\ a^{-1}$). Ein ähnliches Verfahren wurde 1993 von Wyland und Jackson zur Erfassung der Nitratversickerung vorgestellt. Die Autoren installierten flache, mit Anionenaustauschern gefüllte Ringe im Boden. Dabei zeigte sich, daß NO_3 aus rasch fließendem Sickerwasser nicht vollständig von den Harzen sorbiert wird und, daß kapillar aufsteigendes Wasser NO_3 in das Meßsystem führen kann, so daß die Netto-Versickerung von NO_3 dann nicht gemessen werden kann. Durch konstruktive Veränderungen werden diese Probleme mit unserem Meßverfahren gelöst, so daß auch kapillar in den Wurzelraum zurückfließendes NO_3 gemessen werden kann.

Die Methode wurde zur Erfassung der Nitratausträge und -einträge eingesetzt auf Sandstandorten, auf Niedermoorböden und auf Parabraunerden. Dabei wurden z.B. Fragen zur Wirksamkeit unterschiedlicher N-Düngungsverfahren (z.B. CULTAN), zur kleinräumigen Variabilität der Nitratversickerung oder zum Einfluß der Betriebsweise auf die N-Austräge untersucht. Zur Überprüfung der Richtigkeit der Messungen werden nach Einbau der Austauschere jeweils Tracer aufgegeben. Zur qualitativen Prüfung der Funktionsweise des Meßsystems werden Farbttracer-Experimente durchgeführt.

Im Poster wurden (1) die technischen Einzelheiten der Methode vorgestellt, (2) ihre Richtigkeit diskutiert und (3) an hand von Ergebnissen zur Untersuchung der Variabilität der Nitratausträge auf einer hofnahen intensiv bewirtschafteten Weide sowie anhand des Konzeptes zum Monitoring der Nitratausträge, wie es von einem Wasserversorgungsunternehmen durchgeführt wird, praktische Anwendungen der Methode gezeigt. Die bisher dazu vorliegenden Veröffentlichungen können am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim angefordert werden.

Literatur: Wyland, L.J. and L.E. Jackson. 1993. Evaluating nitrate recovery by ion-exchange resin bags. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:1208-1211.

* Hamburger Wasserwerke, Billhorner Deich, D-20539 Hamburg

** Stadtwerke Gütersloh, Postfach 2965, D-33259 Gütersloh

*** Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Evaluation of the screening procedure for measuring nitrate in the soils of Baden-Württemberg

von

KUZYAKOV, Ya.; BILLEN, N.; STAHR, K.; SCHMIDT, G.; DELLER, B.;
TIMMERMANN, F.

1. Introduction

Since 1987 yearly soil monitoring – SchALVO (protection provision and compensation ordinance) has been undertaken in Baden-Württemberg Germany. The aim of SchALVO is to reduce the amount of nitrate in soils situated in water protection areas (RÜCK & STAHR, 1996) especially by counteractions for high levels of fertilization by farmers (UM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1991). The effect of the SchALVO actions is very clear: the average amount of nitrate in the soil has been reduced to 50 % in the last 5 years and the maximum values have fallen by even more than half of their original levels (ANONYMUS, 1996; TIMMERMANN *et al.*, 1995).

One disadvantage of the SchALVO control action are the high costs. To overcome this drawback it has been developed a simple Screening procedure for nitrate determination in the field (SCHMIDT 1996). The screening include: i. fast and easy soil sampling till 60 cm for rapidly estimation of NO_3^- content and ii. application of traditional SchALVO only at the fields with high level of NO_3^- content. The calculated costs for Screening are much lower than that of SchALVO. The problem is that Screening has some important drawbacks too, i.e. reduced depth of sampling, only one sampling horizon and inaccurate nitrate analysis. We made a comparison of the two methods (traditional SchALVO and Screening) in the autumn of 1996.

2. Material and Methods

The comparison between SchALVO- and screening-method took place on a total of 339 fields in 9 water protection areas of Baden-Württemberg. In this comparison, the amount of nitrate in the soil of each field was measured once with Screening (Schmidt, LUFA Augustenberg) and twice with

Therefore we checked the Screening prediction possibility for the amount of nitrate in the soil from the point of view of the threshold value by Screening. At first we subdivided all data in three classes (Fig. 1):

class I: *correct hit,*

class II: *failed and*

class III: *unnecessarily exactly sampled.*

If the threshold value by

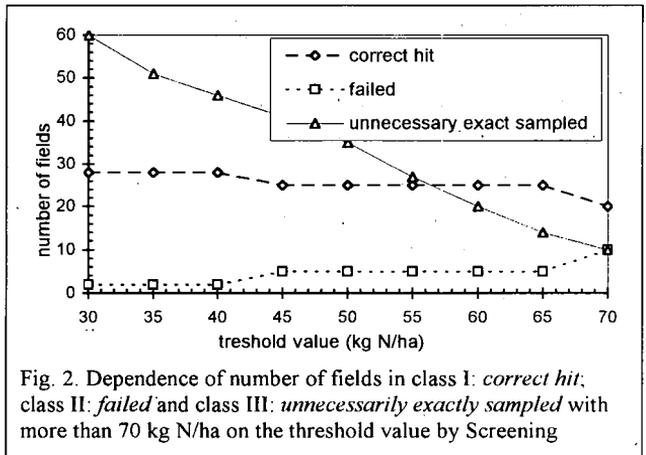
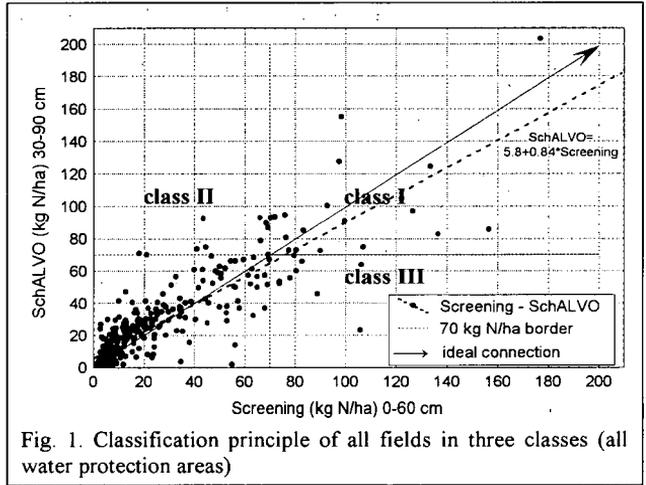
Screening is about 70 kg N/ha then the relations of the three classes to one another are as follows: correct hit - 50 %; failed 25 % and unnecessarily exactly sampled 25 % of all fields with more than 70 kg N/ha according to traditional SchALVO:

Secondly we checked the prediction possibility of Screening for the correct hit (class I) and the changes of both the other classes depending on the threshold value (Fig. 2).

According to this procedure we recommend 40 kg N/ha as the threshold value by Screening for the following checkup with traditional SchALVO.

The traditional SchALVO can cover for up to 90 % (results of autumn 1996) of

the fields by application of the Screening method with the threshold value of 40 kg N/ha. This can reduce the costs of the whole soil monitoring compared to traditional SchALVO. The saved costs could be used for the extension of the checkup on more fields in the water protection areas.



traditional SchALVO (entrepreneur). The time interval between the sampling with both methods was not more than 3 days (SCHMIDT, 1997).

The sampling depth by SchALVO was up to 90 cm was subdivided in 3 layers: 0-30, 30-60 and 60-90 cm. The sampling depth by Screening was up to 60 cm without subdivision in layers. The Screening method can not be used for sampling at depths over 60 cm because the accumulator hand drill machine is not able to reach deeper soil layers.

The analysis of nitrate content in CaCl_2 extracts of soil samples by SchALVO was carried out with a nitrate Scalar analyzer, by Screening with a Reflectometer of the Merck® company and the nitrate Scalar analyzer.

3. Results and Discussion

The comparison showed some differences between the two methods: Screening tended to overestimate the amount of nitrate in soils by 15 %, probably due to the fact that through the sampling procedure the lower part (30-60 cm) and contained more nitrate than the upper soil horizon (0-30 cm). Furthermore the visual analysis of the procedure of sampling technique has shown, that the Screening method is not applicable on shallow soils and currently on soils with high content of sand, high content of stones or on recently ploughed friable soils. On deep heavy soils the Screening method has shown no restriction.

The variability of the amount of nitrate in soils measured with the Screening method is about twice as much as that measured with the SchALVO. The precision of forecasts with the Screening method for the amount of nitrate in the 0-60 cm and in the 30-90 cm soil layer is about 20 kg N/ha (for 90 % of the values) and 35 kg N/ha (for 99 % of the values). The use of the Merck® Reflectometer for nitrate analysis compared to the more precise Scalar analyzer has no important effect on the results. In the investigated water protection areas the results from the comparison of the two methods were different. The maximum differences between the two methods were found in the water protection areas with sandy soils. The most important characteristic of Screening is the possibility to identify the fields with a high amount of nitrate in the soil so as to initiate scrutiny of these with traditional SchALVO and, if necessary, to induce a counteraction to reduce the amount of nitrate in soils. In accordance with SchALVO, it is not allowed to have more than 45 kg N/ha in the 30-90 cm soil layer for heavy soils and in the 0-90 cm layer for sandy soils. The threshold value to induce counteraction is 70 kg N/ha.

4. Conclusions

In general the method tends to overestimate the amount of nitrate in soils by about 15 %. We recommend 40 kg N/ha as a threshold value by Screening for the following checkup with traditional SchALVO. The traditional SchALVO cover most of the fields on application of the Screening method with threshold value 40 kg N/ha. This can reduce the costs of the whole soil monitoring in comparison with traditional SchALVO.

To induce counteractions to farmers against the high level of nitrate in soils of the water protection areas, it is imperative that a secondary checkup of the amount of nitrate in soils is made with the traditional SchALVO method.

For a higher effect of the checkup procedure, it is recommendable to use Screening as well as SchALVO especially on the fields with problem cultures (vegetables, maize and other).

We recommend further development of Screening especially the examination of the causes for the high inconsistency of the method, the coupling of the discoveries and sampling procedures with the Geographical Position System (GPS, KLEISINGER & HAUSER, 1997). The later can bring about additional reduction of whole methodical costs and enlarge the application of the method on more sites in the water protection areas.

Literature

- Anonymous (1996): SchALVO-Nitrat-Bericht. Ministerium für Ländlichen Raum. Karlsruhe. LUFA Augustenberg.
- Kleisinger, S. and Häuser, M. (1997): Prüfung und Beurteilung des Screening-Verfahrens bei der Nitrat-Bodenuntersuchung nach SchALVO, unpublished.
- Rück, F. and Stahr, K. (1996): Herbst-Nmin-Werte als Maß der Nitratauswaschungsgefährdung in Abhängigkeit von Böden und Nutzung. - *Agrobiological Research* 49, 97-112
- Schmidt, G. (1997): Durchführungs- und Erfahrungsbericht über den vom 2.11.1996 bis zum 15.2.1996 durchgeführten Screeningtest. LUFA Augustenberg, Karlsruhe, März 1997, unpublished.
- Schmidt, G. (1996): Ein neues Konzept (Screening) für eine kostengünstige und gerichtsverwertbare Kontrolle der Restnitratgehalte von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Wasserschutzgebieten im Rahmen der SchALVO, unpublished.
- Timmermann F., Übelhör, W., Klinger, S., Schmidt, G., Lindöfer, G. and Dühne J. (1995): Nitrat-Bericht. Organisation, Durchführung, Ergebnisse und Auswertung der Nitratuntersuchungen der Böden aus Wasserschutzgebieten im Rahmen der SchALVO-Kontrolle. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- UM Baden-Württemberg (1991): Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung - SchALVO). Gesetzesblatt für Baden-Württemberg. 1991. Nr. 22. S. 545-551.

Modellierung diffuser Stoffeinträge in das oberflächennahe Grundwasser im Einzugsgebiet des Schaugrabens (Elbe)

von

MEISSNER,R.; BALLA,H.; BEHRENS,M.; BÜTTNER,O.; STRATSCHKA,M.;
HAGEMANN,H.

Einleitung

Im Rahmen einer bilateralen Zusammenarbeit zwischen Deutschland (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH und dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg) und Rußland (Allrussisches Forschungsinstitut für Hydrotechnik und Melioration (VNIIGiM) Moskau) werden seit Herbst 1996 Untersuchungen zur Abschätzung von diffusen Stoffeinträgen in die Gewässer vorgenommen. Das Ziel dieser Arbeiten besteht in der Quantifizierung von Landnutzungsänderungen in Bezug auf die Wassermenge und deren Beschaffenheit in einem Einzugsgebiet.

Zur Ermittlung der Auswirkungen unterschiedlicher Landbewirtschaftungsmaßnahmen auf das Sickerwasser werden seit mehreren Jahren Lysimeteruntersuchungen in beiden Ländern durchgeführt. Die Übertragbarkeit der gewonnenen Ergebnisse auf einen größeren Skalenbereich soll anhand von Untersuchungen in repräsentativen Kleinzugsgebieten getestet werden. Zunächst wird über Untersuchungen der deutschen Seite berichtet, die seit Anfang der 90'ger Jahre in der UFZ- Lysimeterstation Falkenberg (Sachsen- Anhalt, Landkreis Stendal) und dem dazugehörigen Einzugsgebiet des „Schaugrabens“ (nördlich von Stendal) durchgeführt werden /1/.

Im Mittelpunkt des Beitrages steht dabei vor allem der Vergleich von Stickstoff (N)- Austragsmessungen auf der Basis von Lysimeteruntersuchungen mit Ergebnissen, die mit Hilfe von mathematischen Modellen gewonnen wurden.

Material und Methoden

Auf der Grundlage mehrjähriger Lysimeteruntersuchungen wurde festgestellt, daß Nutzungsumstellungen auf ehemals intensiv landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen in extensive Formen nicht unmittelbar mit einer Verminderung des Stoffaustrages verbunden sind /2/.

Der Nachweis der Auswirkungen von Nutzungsänderungen im Einzugsgebietsmaßstab ist relativ schwierig, da erhebliche Zeitverzögerungen zwischen Ursache und Wirkung zu erwarten sind. Nach Untersuchungen des Institutes für Hydrologie im ZALF Müncheberg /3/ sind „flußnahe Gebiete“ (schmale Bach- und Flußtäler mit grundwasser-nahen Auen, zum Teil vermoort und kurzen Fließwegen zum Vorfluter) besonders geeignet, um derartige Effekte meßtechnisch erfassen zu können. Beim „Schaugraben“ handelt es sich um ein derartiges Repräsentativgebiet. Es hat eine Gesamtgröße von ca. 30 km², wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt und repräsentiert das Binnen-tiefland der Elbe. Für die Untersuchungen wurden vier Teilgebiete (Untereinzugsgebiete) mit einer Gesamtgröße von etwa 24 km² ausgewählt. Am Ausgang eines jeden Teilgebietes werden seit Herbst 1996 in regelmäßigen Abständen (viermal im Monat) Durchfluß und Wasserinhaltsstoffe bestimmt.

Ein Teil der Füllböden der Lysimeter in Falkenberg stammt aus diesem nur ca. 15 km Luftlinie entfernt liegenden Schaugrabeneinzugsgebiet. Seit 1991 wird die Landnutzung im Untersuchungsgebiet regelmäßig erfaßt und nach den Angaben der Landwirte präzisiert, sodaß auf den Lysimetern eine ähnliche Landbewirtschaftung wie im Gebiet realisiert werden kann. Die auf der Lysimetermethode basierende Kalkulation des Stoffaustrages, d.h. speziell der mineralischen N- Verbindungen, aus dem Untersuchungsgebiet erfolgte derart, daß pedologisch und landwirtschaftlich vergleichbare Gebietsanteile ausgewiesen wurden und eine Zuordnung zu den Lysimetermeßergebnissen vorgenommen wurde. Durch die Kombination der im Gebiet anzutreffenden Nutzungen und deren Flächenanteile wurde der N- Austrag mit dem Sickerwasser aus der Bodenzone ermittelt.

* UFZ Leipzig- Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

** UFZ Leipzig- Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, Heydeckstraße 9a, 39104 Magdeburg

*** ZALF- Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg, Institut für Hydrologie, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Zur Überprüfung dieser Vorgehensweise wurden auf der Basis eines im ZALF benutzten Modellsystems /4/ Vergleichsberechnungen zur Abschätzung des Nitratabbaus im Sickerwasser des Ober- und Unterbodens unter Verwendung jährlicher N- Bilanzen durchgeführt. Dabei erfolgte die Berechnung der Grundwasserneubildung nach /5/ für großräumige Gebiete und langjährige Mittelwerte des Wasserhaushaltes. Die für die Jahre 1991- 96 verwendeten jährlichen Niederschlags- und Verdunstungswerte werden in Tabelle 1 dargestellt:

Tabelle 1: Mittlere Niederschlags- und Verdunstungswerte für die Jahre 1991- 96

Jahr	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Niederschlag (mm/a)	435	550	701	762	508	441
Kesselverdunstung (mm/a)	572	709	538	631	675	578

Das nach /5/ angewendete Modell wurde bisher überwiegend im kleinmaßstäbigen Bereich benutzt. Die für das Schaugrabengebiet verwendeten Datengrundlagen beziehen sich vor allem auf mittelmaßstäbige Karten (mesoskaliger Bereich):

- Bodendaten des Einzugsgebietes des Schaugrabens, abgeleitet aus der MMK 25 (Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1: 25 000)
- Digitalisiertes Höhenmodell, abgeleitet aus der TK 10 (Topographische Karte 1: 10 000)
- Grundwassergleichenplan für das Untersuchungsgebiet (Hydroisohypsen im Maßstab 1: 50 000)

Zur Präzisierung der Schlaggrenzen im Untersuchungsgebiet wurden zentral projizierte Luftbildaufnahmen aus den Jahren 1994 und 1995 verwendet. Landnutzungsdaten und Stickstoffbilanzen konnten für die Jahre 1991- 96 für das Einzugsgebiet des Schaugrabens schlagweise nach eigenen Erhebungen erstellt werden.

Das standörtliche Verlagerungsrisiko wurde nach dem Ansatz der DBG /6/ berechnet. Die Aufenthaltsdauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone ergibt sich dabei aus der Formel:

(1) $t_A = GWF / v$ mit t_A Aufenthaltszeit in der ungesättigten Zone (a)
 GWF Grundwasserflurabstand (dm)
 v Sickerwasser- Verlagerungsgeschwindigkeit (dm/a)

(2) $v = GWN / FK$ GWN Höhe der Grundwasserneubildung (mm/ a)
 FK Wassergehalt bei Feldkapazität (mm/ dm = %)

Die Stickstoffreduktion im Oberboden durch mikrobiellen Nitratabbau (Denitrifikation) wird standortabhängig nach /7/ bestimmt:

(3) $NUB = NU [1 - D_{max} / (7,5 K + NU)]$
 mit NUB spezifische N- Fracht an der Unterkante des Oberbodens in 0,5 m Tiefe (kg/ha · a)
 NU spezifischer N- Überschub an der Bodenoberfläche (kg/ha · a)
 D_{max} Denitrifikationspotential (bodenabhängig zwischen 50 und 10 kgN/ha · a)
 K Michaelis- Menten- Konstante (bodenabhängig von 2,5 bis 6,7 mgN/kg Boden)

Die an die Grundwasseroberfläche angelieferte Stickstofffracht ist durch einen konzentrationsgesteuerten Stoffabbau (Denitrifikation) im Sickerwasser des Unterbodens bestimmt und nach dem logarithmischen Zerfallsgesetz modelliert worden:

(4) $NGW = NUB e^{[-6,93 (GWF - 0,5 m) / (v \cdot A)]}$
 mit NGW spezifische N- Fracht an der Grundwasseroberfläche (kg/ha · a)
 GWF Grundwasserflurabstand (m)
 A Halbwertszeit des Nitratabbaus durch Denitrifikation in der Aerationzone, hier $A = 3a$

Die Ergebnisse nach Formel (3) wurden direkt mit Lysimeterergebnissen aus 1,25 m Tiefe verglichen. Um einen N- Austrag unterhalb des Lysimeters zu simulieren und damit den Vergleich in Bezug auf die N- Anlieferung an die Grundwasseroberfläche zu gewährleisten, wurden in der Formel (4) für NUB die entsprechenden Lysimeterwerte und im Exponenten anstelle von 0,5 m, die Lysimetertiefe von 1,25 m eingesetzt.

Ergebnisse

Die sich in den Jahren von 1991 bis 1996 veränderten Landnutzungen des gesamten Einzugsgebietes sind der Tabelle 2 zu entnehmen (n- Anzahl der Schläge, Fl.- Gesamtfläche der Schläge mit gleicher Nutzung):

Tabelle 2: Flächennutzung im Einzugsgebiet des Schaugrabens

lfd. Nr.	Landnutzung	Fl. in ha											
		n	1991	n	1992	n	1993	n	1994	n	1995	n	1996
1	Grünland	18	453,3	19	462,1	19	457,8	26	518,3	26	515,3	19	446,2
2	Versiegelt	7	275,7	7	275,5	7	274,9	8	267,9	8	268,1	8	276,3
3	Wald	30	367,8	30	367,8	30	367,8	30	367,4	30	366,7	30	367,7
4	Getreide	58	904,1	58	973,9	55	845,3	51	838,7	55	741,5	61	939,2
5	Mais	13	232,9	4	80,4	7	138,7	9	141,5	22	243,5	31	403,6
6	Lupinen									3	63,6	1	7,2
7	Stillelegung	5	51,3	21	254,5	10	149,5	21	243,9	16	160,3	24	221,5
8	Z- Rüben	7	78,4	1	63,3	4	92,7	1	42,7	11	153,4	4	68,6
9	Luzerne	10	112,7	10	112,7	7	63,8	1	13,6	6	77,8	4	41,1
10	Oedland	15	112,2	14	94,6	15	112,9	15	72,8	12	56,6	14	113,6
11	Gras							3	24,5	7	88,6	4	85,5
12	Klee gras	1	39,2			6	61,3	1	19,3	1	14,5	1	10
13	Kartoffeln	2	29,6	3	56,2			4	51,1	7	114,9	2	21
14	Raps	9	202,1	7	115,4	7	147,8	9	152,5	8	124,8	4	63,3
15	Sonnenblum.					8	146,8		28,3	7	62,3		
16	Kleingärten	1	2,9		2,9	1	2,9	1	2,9	1	2,9	1	2,9
17	n. klassifiziert	26	211,5	27	214,4	26	211,5	43	288,3	4	18,9	1	6
	Summe	202	3073,7	201	3073,7	202	3073,7	223	3073,7	224	3073,7	209	3073,7

Die in kartographischer Form dargestellten Ergebnisse (Karten der *Aufenthaltsdauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone* und Karten der *Stickstoffanlieferung an die Grundwasseroberfläche*) liegen bei den Verfassern vor. Eine Wichtung anhand der Einflußfaktoren: - Mittlerer Grundwasserflurabstand, differenzierte Landnutzung mit jährlichen Stickstoffbilanzen, Bodenarten im Ober- und Unterboden und der Klimatischen Wasserbilanz- ergab in allen Teileinzugsgebieten des Schaugrabens als dominierenden Faktor hinsichtlich eines hohen Stoffaustragsrisikos die positive Klimatische Wasserbilanz (Besonders deutlich in den „feuchten“ Jahren 1993 und 1994).

Der große Einfluß der Sickerwassermenge auf den Stofftransport in der ungesättigten Zone wird auch bei der Betrachtung der in Tab. 3 den vier Teilgebieten zugeordneten Lysimeterfrachten (N- Austrag) deutlich. Die ermittelten Frachten sind 1993/94 mindestens doppelt so hoch wie 1994/95. Die 1995/96 bestimmten Lysimeterfrachten erreichen, teilweise bedingt durch den lang andauernden Dauerfrost im Winterhalbjahr, kaum Werte über Null. In der Gesamtheit aller Teilgebiete unterscheiden sich die nach der sich verändernden Landnutzung berechneten Stickstoffbilanzen innerhalb der einzelnen Jahre jedoch kaum voneinander.

Ein Vergleich der 1993/94 und 1994/95 gemessenen Lysimeterfrachten mit den im Oberboden nach dem statischen Modell nach /5/ reduzierten N- Bilanzen von 1993 und 1994 zeigt für die von 1994 ermittelten Jahreswerte die beste Übereinstimmung. Verallgemeinerungen und Übertragungen auf größere Gebiete sind durch weitere Untersuchungen über längere Zeiträume unter Berücksichtigung der „dynamischen“ Prozesse wie des Stoffumsatzes im Oberboden und der aktuellen Sickerwasserbewegung zu prüfen.

Im Unterboden ergibt ein Vergleich des nach Formel (4) berechneten Stickstoffeintragsrisikos bis zur Grundwasseroberfläche für die Teilgebiete 1 bis 3 gute Übereinstimmung mit den im Unterboden nach der modifizierten Formel (4) reduzierten Lysimeterfrachten. Abweichungen im Teilgebiet 4 können mit den dort vorherrschenden grundwassernahen Bereichen (bei einer Lysimetertiefe von 1,25 m) zusammenhängen.

Tabelle 3: Modellrechnungen zur Quantifizierung des Stickstoffeintragsrisikos in den oberen Grundwasserleiter auf der Grundlage von jährlichen Stickstoffbilanzen sowie von gemessenen Lysimeterfrachten

spezifische N- Überschüsse bzw. N- Frachten in kg/ha · a	FN 1 612 ha	FN 2 800 ha	FN 3 793 ha	FN 4 210 ha
Ausgangswerte: N- Bilanzen nach Erhebungen und Befragungen				
N- Überschuß an der Bodenoberfläche 1993	28,2	46,5	39,6	11,8
N- Überschuß an der Bodenoberfläche 1994	18,7	35,2	41,7	33,1
N- Reduktion im Oberboden durch Denitrifikation nach /3/				
1993 (in 0,5m Tiefe)	15,6	25,9	20,2	3,9
1994 (in 0,5m Tiefe)	7,8	18,8	22,3	22,1
Konzentrationsgesteuerter Nitratabbau im Sickerwasser des Unterbodens nach dem logarithmischen Zerfallsgesetz (hier für eine angenommene Halbwertszeit von 3 Jahren)				
N- Anlieferung an der GW- oberfläche, 1993	5,2	6,4	8,4	0,7
N- Anlieferung an der GW- oberfläche, 1994	3,0	6,3	9,9	7,5
gemessene N- Frachten nach Lysimeterwerten (Reduktion im Oberboden)				
(0- 1,25 m Tiefe) 1993/94	46,4	42,8	41,7	40,2
(0- 1,25 m Tiefe) 1994/95	17,3	26,2	27,4	10,9
N-Anlieferung an die GW- oberfläche für die Lysimeterwerte nach Formel (4)				
(Reduktion im Unterboden), 1993/94	8,99	8,4	8,9	10,2
(Reduktion im Unterboden), 1994/95	3,01	4,9	7,5	2,3

Schlußfolgerungen

- Lysimetermessungen liefern im Vergleich zu Untersuchungen im Einzugsgebietsmaßstab bereits nach kurzer Zeit Informationen über die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Sickerwassermenge und -qualität.
- Bezüglich des N- Austragspotentials aus der ungesättigten Bodenzone konnten vergleichbare Ergebnisse zwischen Lysimeterwerten und der Modellmethode /4/ erzielt werden.
- Bei den zukünftigen Arbeiten ist vorgesehen, eine dynamische Modellierung der Stoffausträge von der Bodenoberfläche über den Sickerwasser- und Grundwasserpfad bis zum Eintritt in die Fließgewässer vorzunehmen.

Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des deutsch- russischen Projektes „Oka- Elbe- 2“ durch das BMBF unter FKZ 02- WT 9616/8 gefördert.

Literatur

- /1/ MEISSNER, R. u.a. (1996): Zusammenstellung der vom UFZ sowie von Partnereinrichtungen durchgeführten Untersuchungen in repräsentativen Kleineinzugsgebieten der Elbe. UFZ- Bericht Nr. 21/1996.
- /2/ MEISSNER, R. u.a. (1996): Veränderte Landnutzung in einem Flueinzugsgebiet. *wwi* 5/96, S.23- 29.
- /3/ WERNER, W. u. a. (1994): Stickstoff- und Phosphateträger in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Band 22 agrarspectrum.
- /4/ ZALF e.V., Institut für Hydrologie (1996): PAN/DVWK Joint Project, - Diffuse enries in rivers of the Odra Basin-, Forschungsbericht.
- /5/ KÖNIG, B. und G. GLUGLA (1988): Anwenderdokumentation zum Arbeitsplatz GW-Dargebot (GWD), Vers. 3.0. Wasserwirtschaftsdirektion Berlin, Institut für Wasserwirtschaft, Berlin, Oktober 1988.
- /6/ GÄTH; S. und B. WOHLRAB et al. (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Hsg.: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten.
- /7/ KÖHNE, Ch. und F. WENDLAND (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Interner Bericht KFA - STE - IB - 1/92, FZ Jülich GmbH, 77 S.

Aufforstung und ökologischer Landbau auf vormalig intensiv genutzten Ackerflächen - Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

von

MEISSNER, R.; SEEGER, J.; RUPP, H.

Einleitung

Im Rahmen eines komplexen Lysimeterversuches werden nach einer umfassenden Versuchsumstellung im Frühjahr 1991 zwei häufig als gewässerschonende Nutzungsänderungen bezeichnete Bewirtschaftungsvarianten hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Stoffaustausch mit dem Sickerwasser geprüft. Zum einen wird dabei die **Aufforstung** ehemals landwirtschaftlich intensiv genutzter Lysimeter verglichen mit Versuchsgefäßen, die zeitgleich für 5 Jahre in Form von Dauerbrachen stillgelegt wurden und mit Lysimetern, die nach den Prinzipien des Integrierten Landbaues bewirtschaftet werden - Teilauswertung a. Zum anderen erfolgt ein Vergleich der ökologischen Bewirtschaftungsvariante „Verzicht auf den Einsatz chemisch-synthetischer Agrochemikalien“ (im folgenden als **Ökologischer Landbau** bezeichnet) mit Lysimetern aus dem Integrierten Landbau sowie 2 weiteren extensiven Bewirtschaftungsformen - Teilauswertung b. Im Mittelpunkt steht hierbei die Frage, inwieweit es durch den Leguminosenanbau zu N- Akkumulation im Boden kommen kann und ob praxisübliche Fruchtfolgevarianten in der Lage sind, diese Überschüsse abzubauen.

Material und Methoden

Die in der Falkenberger Lysimeteranlage des UFZ etablierten Gefäße haben eine Oberfläche von 1 m² und eine nutzbare Tiefe von 1,25 m (1). Bei der Teilauswertung a werden sie nach den in Tabelle 1 dargestellten Bewirtschaftungsregimen bearbeitet.

Tab. 1 Pflanzenbewuchs, Düngungsregime und Höhe der Zusatzbewässerung in den verschiedenen Bewirtschaftungsregimen

Bewirtschaftungsregime	Pflanzenbewuchs	mittl.jährl. miner. Düngung (kg/ha)			mittl.jährl. Zusatzbewässerung (mm)			
		N	P	K	91/92	92/93	93/94	94/95
Aufforstung mit 3jähr. Setzlingen (April 1991)	2 Kiefern, 2 Rotfichten, 1 Lärche, 1 Douglasie	-	-	-	-	-	-	-
Dauerbrache (ab Juli 1991)	5jährige Stilllegung mit differenzierter Bracheführung	-	-	-	-	-	-	-
Integrierter Landbau	5gliedrige Fruchtfolge Z.Rüben-W.Weizen+Zw.Fr.-Kartoffeln-W.Gerste+Zw.Fr.-Mais	142	20	150	110	205	44	103

Eine Übersicht über Anbaufolge und N- Düngungsregime der in Teilauswertung b enthaltenen Lysimeter ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2 Anbauplan und N- Düngungsniveau in den Bewirtschaftungsregimen nach der Versuchsumstellung 1991

Bewirtschaftungsregime	Anbaufolge				N- Düngungsregime (kg/ha)			
	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95
Integr. Landbau	Z.Rüben	W.Weizen +Zw.Fr.	Kartoffeln	W.Gerste +Zw.Fr.	120 (+250dt St.Dung)	145 (+300dt St.Dung)	120	145
Extensivierung - "low input"	Z.Rüben	W.Weizen +Zw.Fr.	Kartoffeln	W.Gerste +Zw.Fr.	60 (+250dt St.Dung)	50 (+300dt St.Dung)	60	50
Extensivierung - "Anbau ertragsext. Getreidearten"	Z.Rüben	Hafer +Zw.Fr.	Kartoffeln	W.Roggen +Zw.Fr.	120	80 (+300dt St.Dung)	120	155
Ökolog. Landbau	Hafer +Untersaat	Klee gras	Kartoffeln	W.Weizen +Zw.Fr.	40	-	- (300dt St.Dung)	80

*Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Lysimeterstation Falkenberg, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

Dabei sind die in die Auswertung eingebundenen jeweils 10 Lysimeter aus dem Integrierten Landbau und aus dem „low input“ als 5 gliedrige Fruchtfolge, die 8 Lysimeter aus dem „Anbau ertragsextensor Getreidearten“ als 4 gliedrige Fruchtfolge und die 12 Lysimeter aus dem Ökologischen Landbau als 6 gliedrige Fruchtfolge konzipiert.

Ergebnisdarstellung

Teilauswertung a

Sowohl die Aufforstung ehemals intensiv bewirtschafteter Ackerflächen als auch die Anlage von Dauerbrachen stellen erhebliche anthropogene Eingriffe in die Kulturlandschaft dar.

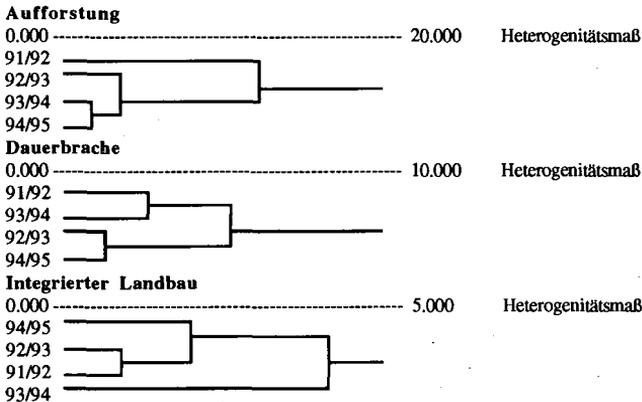
Die nach der Nutzungsumstellung auf Bewirtschaftungsregime ohne Düngung und Bewässerung über einen Versuchszeitraum von 4 Jahren im Vergleich zu intensiv genutzten Lysimetern ermittelten Sickerwassermengen und N- Austräge sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tab. 3 Sickerwassermengen und N- Austräge aufgeforsiteter Lysimeter im Vergleich mit stillgelegten und intensiv genutzten Versuchsgefäßen

Bewirtschaftungsregime	Sickerwassermenge in mm				N- Austrag in kg/ha			
	91/92	92/93	93/94	94/95	91/92	92/93	93/94	94/95
Aufforstung	180,2	116,6	167,6	41,2	124,0	72,6	6,0	0,3
Dauerbrache	68,0	56,3	323,2	122,9	62,0	4,4	27,5	4,7
Integrierter Landbau	54,0	64,2	275,3	116,4	31,6	21,4	48,4	26,8

Bei der Betrachtung der Einzeljahre wird deutlich, daß unter den aufgeforsiteten Lysimetern in den Versuchsjahren 91/92 und 92/93 - als Folge des geringen Entzuges durch die Setzlinge gegenüber den stillgelegten und den intensiv bewirtschafteten Gefäßen - eine um bis zu 3,3 fach höhere Sickerwasserbildung zu verzeichnen ist (2a). Im Versuchsjahr 93/94 führte ein 53 % höheres Niederschlagsdargebot, gemessen am langjährigen Mittel, zunächst allgemein zu einer Erhöhung der Sickerwassermenge. Dabei zeichnete sich in diesem 3. Versuchsjahr durch den verstärkten Wasserverbrauch der heranwachsenden Bäume (zunehmende Interzeptionsverdunstung) eine Trendwende unter den aufgeforsiteten Gefäßen ab, die zu deutlich geringeren Sickerwassermengen sowohl im Vergleich zur Dauerbrache als auch zum Integrierten Landbau führte. Das N- Austragsverhalten gestaltete sich analog zur Sickerwasserbildung. Die Summe aus den ermittelten Kationen (Ca, Mg, K, Na)- und Anionen (Cl, SO₄, NO₃)- austrägen in kmol/ha.a (eq.) bildet die Basis für durchgeführte Clusteranalysen (WARD's Methode, quadratische Euklidische Distanz). Einen Überblick über die Ergebnisse dieser Analysen für den Versuchszeitraum von 1991 bis 1995 gibt Abbildung 1.

Abb. 1 Ergebnisse von Clusteranalysen für die Stoffausträge unterschiedlicher Bewirtschaftungsregime über einen Versuchszeitraum von 4 Jahren



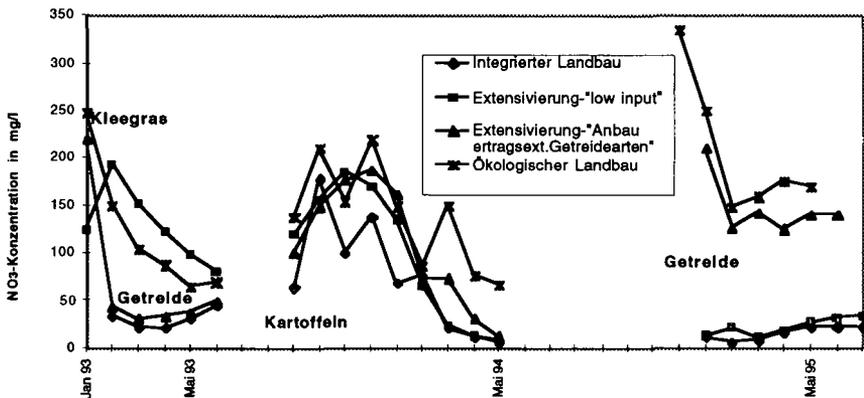
In der Darstellung ist die unterschiedliche Heterogenität als Maß für die Differenzierung der Stoffausträge in den Einzeljahren innerhalb der untersuchten Bewirtschaftungsregime hervorzuheben. Die hohe Heterogenität bei der Aufforstung ist auf die Versuchsumstellung 1991 und den damit verbundenen hohen Stoffausträgen 91/92 und abgeschwächt auch 92/93 gegenüber den Versuchsjahren 93/94 sowie 94/95 zurückzuführen. Nicht so gravierend fallen die Austragsunterschiede innerhalb der Versuchsjahre bei den stillgelegten Lysimetern aus. Sowohl die Brachlegung im Sommer 1991 als auch das extrem feuchte Jahr 93/94 führten zu erhöhten Stoffausträgen auf vergleichbarem Niveau. Die Jahre 92/93 und 94/95 sind durch deutlich geringere Auswaschungsmengen gekennzeichnet und liegen wiederum auf

gleichem Niveau. Das Austragsverhalten beim Integrierten Landbau zeichnet sich erwartungsgemäß durch eine weitgehende Homogenität aus. Die Ursache dafür ist ein identisches Düngungsniveau während der Untersuchungsperiode sowie die auf den pflanzenphysiologischen Bedarf ausgerichtete Beregnung (vgl. Tab. 1). Allerdings führte auch innerhalb dieses Bewirtschaftungsregimes das Extremjahr 93/94 mit dem hohen Niederschlagsdargebot zu einer deutlichen Beeinflussung des Auswaschungsverhaltens und somit zu höheren Stoffausträgen.

Teilauswertung b)

In einem gemeinsamen Positionspapier der wissenschaftlichen Gesellschaften und Verbände des Agrar- und Wasserfaches zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft wird empfohlen, den Ökologischen Landbau insbesondere auf „sensiblen Gebieten“ zu fördern. In Abbildung 2 ist der zeitliche Verlauf der NO₃- Konzentrationen im Sickerwasser bei Fruchtfolgen der untersuchten Bewirtschaftungsregime als relevante Meßgröße im Rahmen des Trinkwasserschutzes dargestellt. Die zu verzeichnenden hohen NO₃- Konzentrationen sowohl unter Klee gras-, Kartoffel- und Getreideanbau machen das Gefährdungspotential deutlich, das von der hier untersuchten ökologischen Fruchtfolge ausgeht. Es läßt sich an einem die schwer quantifizierbare N- Menge erkennen, die den Leguminosen durch symbiotische N₂- Fixierung zur Verfügung steht, ist zum anderen jedoch auch Indiz dafür, daß der nach dem Klee grasumbbruch im Frühjahr realisierte Kartoffelanbau nicht in der Lage scheint, den N aus den schwierig kontrollierbaren Mineralisierungsschüben abzuschöpfen (2b). Das wird erhärtet durch die in Tabelle 4 zusammengestellten Sickerwassermengen, N- Austräge und TS- Erträge von jeweils 8 mit Kartoffeln bepflanzten Lysimetern pro Bewirtschaftungsregime über einen 4jährigen Versuchszeitraum.

Abb. 2 Zeitlicher Verlauf von NO₃- Konzentrationen im Sickerwasser bei Fruchtfolgen unterschiedlicher Bewirtschaftungsregime



Tab. 4 Darstellung von gemessenen Sickerwassermengen, N-Austrägen und TS-Erträgen beim Kartoffelanbau verschiedener Bewirtschaftungsregime für den Zeitraum von 1991/92 bis 1994/95

Bewirtschaftungsregime	Sickerwassermenge (mm)				N-Austrag (kg/ha)				TS-Ertrag (kg/m ²)			
	91/92	92/93	93/94	94/95	91/92	92/93	93/94	94/95	91/92	92/93	93/94	94/95
Integrierter Landbau	75,0	131,8	352,0	197,4	63,8	53,6	48,7	54,1	1,573	1,627	1,973	1,420
Extensivierung- "low input"	83,2	107,6	313,6	147,2	58,3	44,6	66,9	37,6	1,185	1,005	2,086	1,110
Extensivierung- "Anbau ertragsex. Getreidearten"	76,8	104,7	334,8	210,5	74,0	98,4	88,5	87,5	1,278	1,049	1,893	0,948
Ökologischer Landbau	116,0	130,6	330,3	228,4	130,9	128,7	106,6	167,6	1,153	0,722	1,785	0,719

Eine signifikante Beeinflussung der Sickerwassermengenbildung durch das Bewirtschaftungsregime beim Kartoffelanbau konnte im Versuchszeitraum nicht nachgewiesen werden. Beim N- Austrag zeigte sich ein signifikanter N- Mehraustrag im Ökologischen Landbau gegenüber der konventionellen Landnutzung. Obgleich die Versuchsumstellung bereits 1991 erfolgte, kam es auch 94/95 noch zu einer 3fach höheren N- Auswaschung im Vergleich zum Integrierten Landbau. Die Höhe der TS- Erträge wurde ebenfalls signifikant durch die Bewirtschaftung beeinflusst. Die Lysimeter mit dem höchsten Mineraldüngereinsatz wiesen statistisch gesicherte Mehrerträge gegenüber den stark reduziert bzw. gar nicht mit mineralischem N- Dünger versorgten Versuchsgefäßen auf. Bei einer Gegenüberstellung von relevanten N- input- (Summe aus mineralischer und organischer Düngermenge im Mittel von jeweils 8 Lysimetern pro Regime) und N- output- Größen (N- Abfuhr mit dem Erntegut, N- Austrag mit dem Sickerwasser) wird das ausgewogene Verhältnis zwischen N- Zufuhr und N- Entzug innerhalb des Bewirtschaftungsregimes Integrierter Landbau bei gleichzeitig geringem N- Austrag mit dem Sickerwasser deutlich (Tab. 5). Bei den Bewirtschaftungsregimen „low input“ und „Anbau ertragsextensiver Getreidearten“ wurde durch eine Reduzierung der N- Düngerezufuhr eine Ertragsreduzierung erreicht. Statt einer Verminderung der N- Auswaschung mit dem Sickerwasser wurde jedoch ein erhöhter Austrag von 16 % bzw. 19 % im Vergleich zum Integrierten Landbau ermittelt. Beim Ökologischen Landbau betrug die N- Zufuhrmenge nur noch 30 % gegenüber dem Integrierten Landbau. Der N- Entzug war dagegen dank der Kompensierung des N- Defizites durch symbiotische N₂- Fixierung mit 96 % nahezu gleich hoch. Die Fruchtfolgen des Ökologischen Landbaues führten allerdings auch zu einer mehr als doppelt so hohen N- Auswaschung.

Tab. 5 Gegenüberstellung relevanter N- input (Summe mineralische + organische Düngermenge)- und N- output (N- Abfuhr mit dem Erntegut; N- Austrag mit dem Sickerwasser)- Größen (Mittel aus 4 Versuchsjahren)

Bewirtschaftungsregime	N-input in kg/ha	N-output in kg/ha	
		Abfuhr mit dem Erntegut	Austrag mit dem Sickerwasser
Integrierter Landbau	188,6	- 217,4	- 24,4
Extensivierung- "low input"	95,0	- 153,7	- 28,4
Extensivierung- "Anbau ertragsext. Getreidearten"	151,1	- 186,6	- 29,0
Ökologischer Landbau	57,8	- 209,4	- 50,0

Schlussfolgerungen

- Die Aufforstung intensiv ackerbaulich genutzter Lysimeter führte in den ersten beiden Jahren nach der Nutzungsumstellung gegenüber langfristig stillgelegten und intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen sowohl zu einer Erhöhung der Sickerwassermenge als auch zu einem erheblichen N- Mehraustrag. Beginnend im 3. Jahr nach der Aufforstung traten deutlich verminderte N- Austräge auf. Insgesamt betrachtet, war die ausgewaschene N- Menge im Zeitraum von 4 Jahren unter Dauerbrache um etwa 50 % und beim Integrierten Landbau um 37 % geringer als bei der Aufforstung.

- Hohe NO₃- Konzentrationen im Sickerwasser - sowohl unter Leguminosenanbau als auch in den Folgejahren - stellen ein erhöhtes Auswaschungsrisiko im Rahmen des Ökologischen Landbaues dar. Der in der Literatur empfohlene und in der Praxis auch realisierte Kartoffelanbau nach erfolgtem Kleegrasumbau im Frühjahr war unter den geprüften Versuchsbedingungen nicht in der Lage, den N aus den schwer kontrollierbaren Mineralisierungsschüben so abzuschöpfen, daß erhöhte N- Austräge mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser vermieden werden konnten. Die hohen N- Entzüge durch das Erntegut bei nur 30 % N- Düngerezufuhr im Vergleich zum Integrierten Landbau sind Ausdruck für die umfangreichen, schwer quantifizierbaren N- Mengen, die den Leguminosen durch symbiotische N₂- Fixierung zur Verfügung stehen.

Literatur

- (1) Meissner, R.; Kramer, D.; Taeger, H.; Seeger, J.; Schonert, P.: Lysimeterversuchsergebnisse über Möglichkeiten zur optimierten wasser- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten (TSG). In: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 35 (1991), Heft 6, S. 425-434.
- (2a) Meissner, R.; Seeger, J.; Rupp, H.; Schonert, P.: Grundwasserschutz durch Aufforstung ehemals intensiv genutzter Ackerflächen. In: 7. Lysimetertagung „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“, BAL Gumpenstein, 7. - 9. April 1997, S. 89-93.
- (2b) Seeger, J.; Meissner, R.; Rupp, H.; Schonert, P.: Reduzierung der Stoffausträge durch ökologischen Landbau. In: 7. Lysimetertagung „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“, BAL Gumpenstein, 7. - 9. April 1997, S. 95-99.

Datenhaltung und -auswertung in der Fachdatenbank „Boden“ des Niedersächsischen Forstlichen Informationssystems (NIFIS)

von

MEIWES, K.J.; WACHTER, H.; JANSEN, M.; SCHULZE, A.; EBERL, Chr.

Fragestellung

Für die langfristige Sicherung der Waldfunktionen, wie sie in der Agenda 21 und im Helsinki-Prozeß gefordert werden, ist es notwendig, Kriterien zu entwickeln und bereitzustellen, die den Zustand und die Entwicklung der Wälder charakterisieren und im Sinn der Nachhaltigkeit bewerten. Aufgrund der in den letzten 30 Jahren zunehmend erkannten Umweltprobleme sind die bodenkundlichen Aktivitäten im Wald seitens der Forstverwaltungen erheblich ausgeweitet worden. Deshalb sind die Informationen zu den Waldböden heute vielfältiger hinsichtlich ihrer Inhalte und Strukturen, die mittels moderner EDV effizient organisiert und zielgerichtet ausgewertet werden können.

Im Rahmen des Niedersächsischen Forstlichen Informationssystems (NIFIS) der Landesforstverwaltung wurde das Konzept der "NIFIS-Fachdatenbank Boden" entwickelt. Nach diesem Konzept sollen die bisherige bodenökologische Datenerhebung und Informationsbereitstellung innerhalb der Landesforstverwaltung weiterentwickelt und systematisiert werden. Die Ableitung standörtlicher Bewertungskriterien und die Entwicklung von Auswertungsmodellen erfolgt in Zusammenarbeit mit den oben genannten Universitätsinstituten.

Ergebnisdarstellung

Die Fachdatenbank "Boden" gliedert sich in die Bereiche Datenerhebung, Datenhaltung und Datenauswertung (siehe Abb. 1). Datenerhebung findet in unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Bezügen statt und ist in verschiedenen Inventur- und Monitorprogrammen organisiert (z.B. Standortkartierung, Bodenzustandserhebung, Stoffbilanzflächen).

Wesentliche Aufgabe bei der Datenbankorganisation ist die Abstimmung und Integration der Datenerhebung im Hinblick auf eine optimale Auswertung. Die Datenhaltung bezieht sich auf die Organisation der punktförmig vorliegenden Informationen sowie ihre Übertragung auf nicht untersuchte Flächen mit Hilfe räumlicher Modellbildung im Geographischen Informationssystem (GIS).

Die gespeicherten standörtlichen Daten bilden zusammen mit der zentralen NIFIS-Datenbank und anderen Fachdaten die Grundlage für Datenauswertungen, mit denen forstliche Planungen und betriebliche Entscheidungen unterstützt werden sollen.

Schlußfolgerung:

Das Konzept der NIFIS-Fachdatenbank Boden stellt einen Leitfaden für die Organisation der zukünftigen Erhebung, Haltung und Auswertung bodenökologischer Daten in der Niedersächsischen Forstverwaltung dar. Mit Hilfe dieses Systems ist es möglich, zusätzlich zu integrierenden gutachterlichen Modellen, wie sie in der Standortkartierung seit langem üblich sind, bodenchemische, -physikalische und -biologische Kenngrößen analytisch zu erfassen und mittels statistischer Modelle in eine ökologische Standortsbeschreibung zu integrieren.

Die Kenntnis dieser zusätzlichen Kenngrößen ist wesentliche Voraussetzung für die Bewertung und Optimierung von Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die verschiedenen Waldfunktionen.

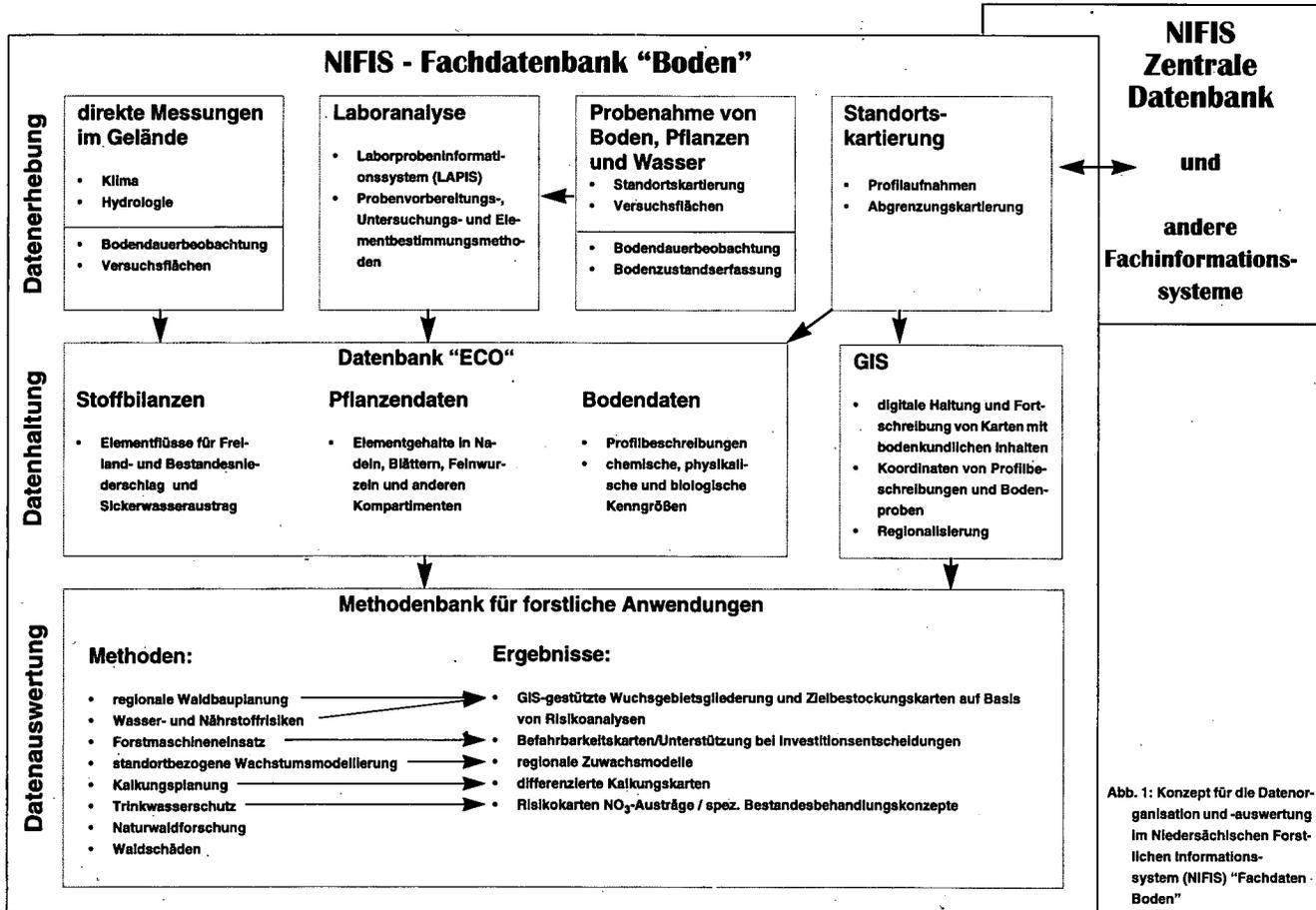


Abb. 1: Konzept für die Datenorganisation und -auswertung im Niedersächsischen Forstlichen Informationssystem (NIFIS) "Fachdaten Boden"

Steuernde Faktoren der Gasfreisetzung von CH₄ und N₂O in Salzwiese und Watt des Deichvorlands der schleswig-holsteinischen Nordseeküste

von

MÜLLER-THOMSEN, U.; PFISTERER, U.; BLUME, H.-P.

Einleitung:

Die steuernden Faktoren für die Freisetzung von CH₄ und N₂O aus Böden im Vordeichbereich unter dem Einfluß von Jahresgang, Tagesgang oder Tidengang wurden untersucht. Aufgrund der Höhenlage um die mittlerer Tidehochwasserlinie sind die beiden Standorte neben den zu vermutenden Variationen von Bodentemperatur, Grundwasserstand und Redoxpotential im Jahres- und Tagesgang dem Wechsel des zweimal täglich wiederkehrenden Tidenzyklus ausgesetzt.

Material und Methoden

Es kamen „Closed Soil Covers“ aus Acrylglas mit Kühlung an 14 Terminen über mindestens 24 Stunden zum Einsatz. Parallel hierzu wurden Bodentemperatur, Redoxpotential und die Wasserstände alle 30 Minuten aufgezeichnet, sowie in 3-stündigen Abständen Bodenlösung über Saugkerzen gewonnen.

Ergebnisse und Diskussion

-Jahresgang

Die CH₄-Fluxe im Übergangswatt liegen bis auf das Frühjahr ganzjährig über denen der Salzmarsch (Tab. 1). Die negativen Fluxe sind auf eine CH₄-Oxidation im Oberboden zurückzuführen. Diese Belüftung fehlt im Übergangswatt, und der CH₄-Influx im Winter ist auf eine angenommene Untersättigung des Meerwassers an CH₄ zurückzuführen. Aufgrund der gemessenen Redoxpotentiale ist an beiden Standorten nur mit einer temporären CH₄- Bildung im Oberboden zu rechnen. Auch im Unterboden ist aufgrund hoher Sulfatgehalte (>20 mM l⁻¹) trotz des niedrigeren Redoxpotentials (Tab. 1) nur eine CH₄-Bildung in sulfatfreien Mikrobereichen möglich (BARTLETT et al. 1987).

* FTZ-Westküste der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Hafentörn, 25761 Büsum

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 24098 Kiel.

Tab. 1: Mittelwerte und Standardabweichungen (SD) der **Fluxe** an CH₄ [µg m⁻² h⁻¹] und N₂O [µg m⁻² h⁻¹] des Übergangswatts und der Salzmarsch, die Grundwasserstände [cm WS] und das Redoxpotential [mV] des Oberbodens für die vier Jahreszeiten, sowie die durchschnittlichen Freisetzungsraten und die freigesetzten Mengen pro Jahr [g m⁻² a⁻¹].

	Frühling	SD	Sommer	SD	Herbst	SD	Winter	SD	∅	[g m ⁻² a ⁻¹].
Übergangswatt										
CH ₄ [µg m ⁻² h ⁻¹]	-3,4	66,5	24,9	41,3	67,7	146,9	47,1	130,8	34,1	0,30
N ₂ O [µg m ⁻² h ⁻¹]	11,4	38,9	20,8	50,4	19,9	37,6	-4,5	35,7	11,9	0,10
Grundwasser [cm WS]	20,7	18,5	12,3	15,2	20,9	24,4	26,5	26,9	20,1	
3 cm Redox [mV]	12	181	-19	129	33	199	26	138	13	
Salzmarsch										
CH ₄ [µg m ⁻² h ⁻¹]	-5,7	59,3	8,8	26,8	18,3	29,4	-6,2	69,9	3,8	0,03
N ₂ O [µg m ⁻² h ⁻¹]	3,8	34,5	11,9	48,0	11,4	26,9	-14,4	35,3	3,2	0,03
Grundwasser [cm WS]	-7,1	16,5	-23,6	16,2	-5,2	22,8	5,9	19,7	-7,5	
10 cm Redox [mV]	-72	138	104	247	-66	185	-100	68	-45	

Die N₂O-Fluxe sind für beide Standorte relativ gering, und nehmen im Winter negative Werte an. Neben der Denitrifikation (FIRESTONE & DAVIDSON 1989) stellt das untersättigte Meerwasser eine mögliche Senke dar.

Als mögliches Ausgangssubstrat für eine N₂O-Bildung stehen NO₃ und NH₄ nur sehr begrenzt in der Bodenlösung zur Verfügung (NO₃ < 0,01 mM l⁻¹, NH₄ 0,02-0,05 mM l⁻¹).

Die CH₄- und N₂O-Fluxe weisen regelmäßig absicherbare Unterschiede zwischen den einzelnen Jahreszeiten auf (Tab. 2).

Tab. 2: Z-Werte des U-Test der Netto-Gasflüsse an CH₄ und N₂O der vier Jahreszeiten für die beiden Standorte Übergangswatt und Salzmarsch (z-Werte anhand der Standardnormalverteilung approximiert, Signifikanzen: 90%=*, 95%=**, 99%=***).

z-Wert	Frühling		Sommer		Herbst	
Übergangswatt						
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O
Sommer	2,203**	0,423				
Herbst	1,137	0,262	0,574	0,058		
Winter	1,850*	1,692*	,0008	1,957*	0,428	2,010**
Salzmarsch						
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O
Sommer	1,687*	0,583				
Herbst	2,328**	1,057	1,240	0,374		
Winter	0,231	1,661*	0,824	1,774*	1,703*	2,581***

-Tagesgang

Unterschiede der Fluxe in Abhängigkeit von den einzelnen Tageszeiten und somit ein Tagesgang von CH₄ und N₂O Fluxen wurde nicht gefunden.

-Tide

Es sind Unterschiede in den CH₄- und N₂O-Fluxen zu Hoch- und Niedrigwasser in der Salzmarsch offensichtlich, im Übergangswatt aufgrund der ständigen Wassersättigung aber nicht vorhanden (Tab.3).

Tab. 3: Mittlere Netto-Emissionsraten, CH₄ und N₂O in Abhängigkeit von Hoch- und Niedrigwasser der beiden Standorte Übergangswatt und Salzmarsch für alle gemessenen Fluxraten 1994 und 1995.

	CH ₄ [µg m ⁻² h ⁻¹]	SD	N ₂ O [µg m ⁻² h ⁻¹]	SD
Übergangswatt				
Hochwasser	33,17	109,22	19,08	44,99
Niedrigwasser	34,82	100,67	18,73	42,15
Salzmarsch				
Hochwasser	6,19	56,24	12,22	34,75
Niedrigwasser	0,10	48,17	-10,11	33,46

Zusammenfassende Diskussion

-Die CH₄-Fluxe an beiden Standorten sind signifikant negativ mit den Wasserständen korreliert (Tab. 4). Die mittleren Fluxraten für die Standorte sind um eine Potenz, mit 0,30 im Übergangswatt und 0,03 [g m⁻²a⁻¹] CH₄ in der Salzmarsch verschieden (Tab.1).

-Korrelationen zum Redoxpotential und zur Bodentemperatur des Oberbodens sind für die CH₄-Fluxe nur schwach ausgeprägt (Tab. 4).

-Für die N₂O-Fluxe ist einen Korrelation zum Wasserstand und zur Bodentemperatur in der Salzmarsch zu erkennen (Tab. 4). Diese ist nicht so gut abzusichern wie die Abhängigkeit der N₂O-Fluxe des Übergangswatts von der Temperatur des Oberbodens. Es erreichen die hier ermittelten Korrelationen zwischen N₂O-Flux und Bodentemperatur nicht die hohe Signifikanz wie sie von SEITZINGER et al. (1983) in Laboruntersuchungen gefunden wurden.

-Die Korrelationen der N₂O- Fluxraten zu den gemessen Redoxpotentialen lassen keine Abhängigkeit erkennen. Hierfür liegen die Gründe zum Einen in der vollständig ablaufenden Denitrifikation (GRANLI & BOEKMANN 1994) der nur in geringen Gehalten nachgewiesenen Ausgangssubstrate in dem N-limitierten System der Deichvorländer (CHILDERS et al. 1993)

Diese ebenfalls niedrigen N₂O Fluxraten lassen bei einer anzunehmenden hohen Denitrifikationsrate beider Standorte die Bildung und Emission von N₂ vermuten (SCHLEGEL 1973).

Die gemessenen Gasfluxe zeigen eine typische zeitliche und räumliche Variabilität.

Tab. 4: Einfache Korrelationen der Gasfluxmessungen zum Wasserstand, zur Temperatur und zum Redoxpotential des Oberbodens für das Übergangswatt und die Salzmarsch (n=110, Signifikanzen: 95%="*; 99%="**).

	Wasserstand	Temperatur	Redoxpotential
Übergangswatt			
CH ₄	-0,2017*	0,0248	-0,1211
N ₂ O	-0,1141	0,2256*	-0,0449
Salzmarsch			
CH ₄	-0,2159*	0,1706	0,0883
N ₂ O	-0,1705	0,1744	0,0590

Literatur:

BARTLETT, K. C., D. S. BARTLETT, R. C. HARRISS, D. I. SEBACHER (1987): Methane emission along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, 4, 183-202.

CHILDERS, D.L., H.N. McKELLAR, R.F. DAME, F.H. SKLAR, E.R. BLOOD (1993): A dynamic nutrient budget of subsystem interactions in salt marsh estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 36, 105-131.

FIRESTONE, M. K., E. A. DAVIDSON (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. in: ANDREAE, M. O., D. S. SCHIMEL (eds.), (1989): Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Dahlem workshop reports, Life Science Research Report, 47.

GRANLI, T., O.C. BOECKMAN (1994): Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of agricultural Sciences, Suppl.*, 12.

SCHLEGEL, H. G. (1973): Production, modification, and consumption of atmospheric trace gases by microorganisms. *Tellus* 16, 11-19.

SEITZINGER, S. P., M. E. Q. PILSON, S. W. NIXON (1983): Nitrous oxide production in nearshore marine sediments. *Science*, 222, 1244-1246.

Effect of Land Management on SOC and Polysaccharide Signature in Particle-Size Separates of Cerrado Oxisols

von

NEUFELDT, H.; AYARZA, M.; ZECH, W.

Introduction

Central Brazil's Cerrado region is one of the most rapidly expanding agricultural frontiers. It already accounts for a quarter of the country's grain production and has turned into the most important beef producing region after having been considered unsuitable for agriculture due to the poor soils and a harsh climate until the mid sixties (Goedert, 1989).

On the predominating, chemically poor Oxisols, fertility depends greatly on soil organic carbon (SOC) such that SOC loss might lead to strong chemical degradation (Coleman et al., 1989). In addition much of a soil's physical stability is correlated to SOC, in particular to its polysaccharide fraction (Dalal and Henry, 1988; Chenu, 1993).

SOC transformations in soil are better understood when studied in physically defined fractions, like particle-size separates, rather than in bulk soil because differently sensitive SOC pools are compared (Christensen, 1987). The sand associated particulate organic matter (POM) is believed to reflect management changes best because of its lability (Guggenberger et al., 1994).

In this study SOC and polysaccharide signature in particle-size separates were assessed for native savannah, pasture, crop, and reforestation sites of a clayey and a sandy-loamy Oxisol.

Methods

Surface soil samples of all sites were sonified and separated into fractions 2000-20 μm (sand), 20-2 μm (silt), and < 2 μm (clay). Results were comparable to grain-size analysis by the sieve-pipette method. C_{org} and N_{tot} were determined by dry combustion (Elementar Vario EL). Non-cellulosic and cellulosic polysaccharides were hydrolysed and determined colorimetrically with the MBTH method (Beudert, 1988). Differences of C_{org} , N_{tot} , and sugar contents between bulk soil and the sum of the weighted fractions were below 10 %.

Results

Bulk soil SOC contents range from 21.5 to 24.6 mg g^{-1} in the clayey soil and from 7.1 to 10.2 mg g^{-1} in the loamy soil (Table 1). SOC is lowest below pine reforestation and in the loamy soil crop but otherwise management effects are insignificant. Non-cellulosic sugars (NCS) make up between 14.6 % and 16.3 % of SOC in all management systems except for pine (11.6 %) independent of soil texture. Average cellulosic sugars (CS) range from 2.3 % to 4.1 % of SOC and are somewhat higher in the loamy than in the clayey soil.

Average SOC enrichment factors (E_{SOC}) in the clayey soil range from 0.5 in the sand fraction to 2.0 in the silt. SOC of the clay fraction is comparable to bulk soil so that around 70 % of SOC is associated to the clay fraction (Table 2). In the loamy soil E_{SOC} increases continuously from 0.2 in

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

** Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), apartado aéreo 6713, Cali, Colombia

the sand to 4.1 in the clay fraction. Thus, in the loamy soil two thirds of total SOC are bound to the clay fraction in spite of less than 20 % clay contents.

Table 1. Effect of management on topsoil (0-12 cm) soil organic carbon (SOC), non-cellulosic sugar (NCS), and cellulosic sugar (CS) contents of Cerrado Oxisols.

Soil	Treatment Land-use	SOC	NCS	CS	NCS/SOC	CS/SOC
		mg C g ⁻¹ soil			%	
clay	savannah	23.5 b [§]	3.43 b	0.68 b	14.6	2.9
	crop	22.9 ab	3.35 b	0.57 ab	14.6	2.5
	pasture	24.6 b	4.00 c	0.76 c	16.3	3.1
	pine	21.5 a	2.49 a	0.48 a	11.6	2.3
loam	savannah	9.8 b	1.58 b	0.40 c	16.1	4.1
	crop	7.1 a	1.07 a	0.22 a	15.0	3.2
	pasture	9.3 b	1.50 b	0.32 b	16.2	3.4
	eucalyptus	10.2 b	1.54 b	0.37 bc	15.1	3.6

[§] same lower-case letters do not differ between management systems within one soil type at the $p < 0.05$ level of the LSD procedure of Student's *t*-test ($n=3$).

Management effects are most prominent in the sand fraction and lowest in the clay-size separates (Table 2). Under crop the loamy soil is depleted by over 40 % in the sand fraction when compared to native Cerrado whereas 13 yr. of eucalyptus reforestation have led to an increase of 33 %. In the clayey soil management effects are less apparent and range from a 22 % loss under pine to a 25 % increase under pasture in relation to the Cerrado.

Table 2. Effect of management on topsoil (0-12 cm) SOC contents, Enrichment factors ($E_{fraction}$), and percent SOC of each fraction in particle-size separates of Cerrado Oxisols.

Soil	Treatment Land-use	Clay		Silt		Sand	
		mg g ⁻¹	E_{SOC} (% SOC)	mg g ⁻¹	E_{SOC} (% SOC)	mg g ⁻¹	E_{SOC} (% SOC)
clay	savannah	23.5 b [§]	1.00 (72)	46.1 b	1.96 (18)	11.8 b	0.50 (10)
	crop	22.3 ab	0.97 (73)	48.1 b	2.10 (18)	11.5 b	0.50 (8)
	pasture	24.3 bc	0.99 (74)	53.2 c	2.16 (16)	14.8 c	0.60 (9)
	pine	22.5 a	1.05 (65)	39.3 a	1.83 (28)	9.1 a	0.42 (7)
loam	savannah	36.9 b	3.77 (64)	33.8 b	3.45 (13)	2.4 b	0.24 (22)
	crop	32.6 a	4.59 (69)	26.5 a	3.73 (15)	1.4 a	0.20 (15)
	pasture	35.6 b	3.83 (68)	31.9 b	3.43 (17)	1.5 a	0.16 (15)
	eucalyptus	43.2 c	4.24 (60)	37.5 c	3.68 (15)	3.2 c	0.31 (26)

[§] same lower-case letters do not differ between management systems within one soil type at the $p < 0.05$ level of the LSD procedure of Student's *t*-test ($n=3$).

Trends of NCS and CS contents are generally comparable to those obtained from SOC. However, differences between management systems are more accentuated (Table 1). NCS on a SOC base are clearly enriched and CS are strongly depleted in the clay fraction (Figure 1a, 1b). The opposite is true for the sand fraction where NCS are depleted and CS are enriched. Frequently NCS relative to SOC shows a minimum in the silt fraction or is only insignificantly different from the sand fraction. On the other hand CS in the silt is only slightly higher than in the clay.

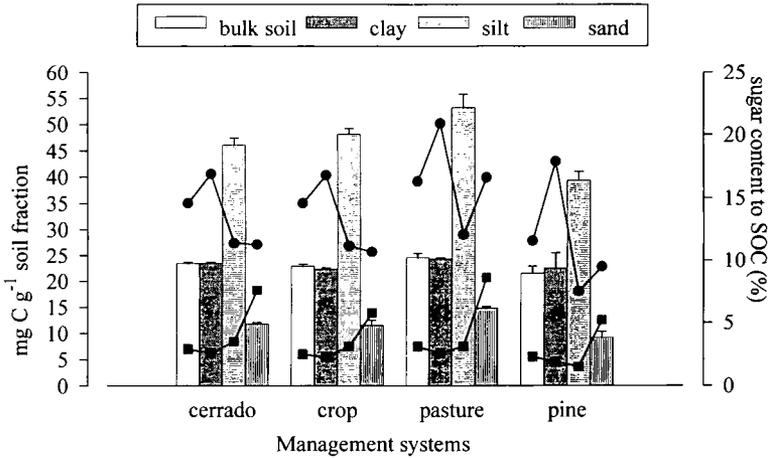


Figure 1a. SOC and percentage of non-cellulosic (●) and cellulosic (■) sugars in bulk soil and particle-size fractions of a *clayey* Cerrado Oxisol.

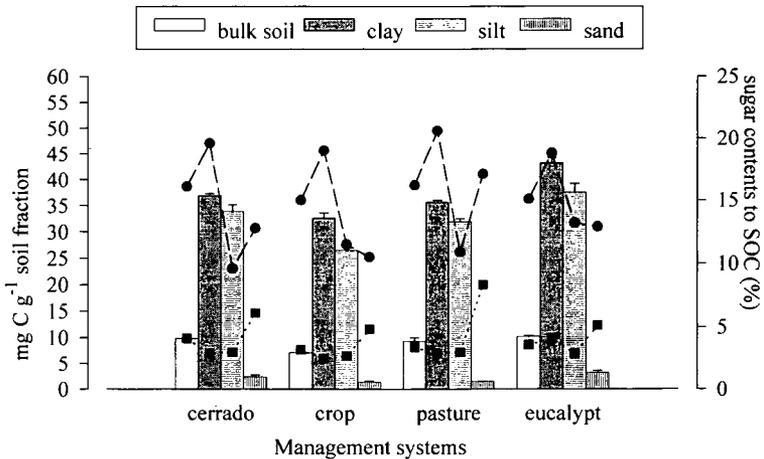


Figure 1b. SOC and percentage of non-cellulosic (●) and cellulosic (■) sugars in bulk soil and particle-size fractions of a *loamy* Cerrado Oxisol.

Discussion

SOC has shown to be of different stability depending on particle-size. Lability increases with particle-size and is highest in the particulate organic matter (POM) of the sand fraction. Its organic matter is composed of plant tissue that is rapidly mineralised by the soil micro-biota. Thereby plant

derived sugars, composed of hemicellulose and cellulose, are in part resynthesised to non-cellulosic polysaccharides. It seems as if sugar contents were strongly exhausted before POM is small enough to be found in the silt fraction. Resynthesised, i.e. micro-organism derived, NCS are directly adsorbed to the clay fraction and no further accessible to micro-organisms explaining the clay's relative NCS increase. Micro-organism derived NCS are apparently not bound to the silt fraction what might explain the minimum. Similar results have been found by the analysis of pentoses to hexoses in particle-size separates of temperate soils (Guggenberger et al., 1994). Thus, transformation pathways of sugars in soils seem to be independent of climate.

10 yr. of cropping to maize and soybean have led to a severe reduction of SOC in the loamy soil while losses are insignificant in the clay soil crop. Assuming comparable SOC inputs from roots and plant remnants for both soils but much higher clay bound SOC, the higher vulnerability of the loamy soil is not unexpected. Possibly the continuous net carbon export has not occurred for times long enough to become apparent in the clayey soil. On the other hand, under pine SOC losses are remarkable in spite of the high clay contents. This might be explained by the slow mineralisation of the needles that has led to a thick moder layer in only 20 yr. After clear-felling this carbon stock should be rapidly decomposed leading to an elevation of SOC contents again.

References

- Beudert, G., 1988. Mikromorphologische, naßchemische und ^{13}C -NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 8. 133 pp.
- Chenu, C., 1993. Clay- or sand-polysaccharide associations as models for the interface between micro-organisms and soil: water related properties and microstructure. *Geoderma*, 56: 143-156.
- Christensen, B.T., 1987. Decomposability of organic matter in particle size fractions from field soil with straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 429-435.
- Coleman, D.C., Oades, J.M., and Uehara, G. (eds.), 1989. Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. University of Hawaii Press, Honolulu. 249 pp.
- Dalal, R.C. and Henry, R.J., 1988. Cultivation effects on carbohydrate contents of soil and soil fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52 (5): 1361-1365.
- Goedert, 1989. Região dos cerrados: potencial agrícola e política para seu desenvolvimento. *Pesq. Agropec. bras.*, 24: 1-17.
- Guggenberger, G., Christensen, B.T., and Zech, W., 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. *Europ. J. Soil Sci.*, 45: 449-458.

Saisonaler Verlauf der Methanemission sowie die Entwicklung von Zellzahlen und Aktivitäten der methanogenen Flora einer Flußmarsch der Unterelbe

von

PFEIFFER, E.-M.; WAGNER, D.

1. Einleitung

Feuchtgebiete haben aufgrund ihrer Bedeutung als natürliche Methanquellen und -senken eine hohe Priorität für die globalen Stoffbilanzierungen. Die CH₄-Schätzungen beruhen in erster Linie auf Hochrechnungen einzelner Punktmessungen auf die globale Ebene. Mehrjährige in situ Messungen sind in der aktuellen Literatur rar. Besonders die Winteremission wird nur von wenigen Autoren beachtet. Fragen zu den prozeßsteuernden Einflußgrößen der Methanemission in Feuchtgebieten sollen am Beispiel der Flußmarsch beleuchtet werden.

2. Methoden

2.1. In situ CH₄-Bildung und -Emission

Eingesetzt wurde ein selbstentwickeltes **Hauben-Glocken-System** (gas chambers) zur Bestimmung der in situ Methanbildung und -emission. Dabei ist die **Freisetzungsrate** definiert als

$$E_M = (V/F) * D * dm/dt \quad \text{mit}$$

E_M = Emissionsrate (mg CH₄*m⁻²*d⁻¹)

V = Volumen der Haube in m³

F = Grundfläche der Haube in m²

D = Dichte der Gaskomponenten bei gegebenem Druck und Temperatur in g*cm⁻³

dm/dt = linearer Anstieg der Gaskonzentration im Meßzeitraum 1* d⁻¹

2.2. Aktuelle Methanbildungsraten

- Beprobung: 10 cm-Lagen bis 1 m Bodentiefe, für alle typischen Jahreszeiten
- Versuchsansatz: 3 Parallelen/Bodenlage
- 10 g Frischmaterial wird unter anaeroben Bedingungen ohne Substratzugabe inkubiert. Aus der Änderung der Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei bekannten Gasvolumen wird die aktuelle CH₄-Bildung berechnet (nmol * h⁻¹ * g⁻¹FG).

2.3. Zellzahlen (Zellen * g⁻¹ Boden).

- Beprobung: 10 cm-Lagen bis 1 m Bodentiefe, für alle typischen Jahreszeiten
- Versuchsansatz: 3 Parallelen/Bodentiefe
- Bestimmung der Zellzahl methanogener Bakterien nach der MPN-Methode (most probable number) in 10-fach-Verdünnungsstufen
- Medium nach Balch et al. 1979 mit Substratzugabe (Acetat: 20 mM oder H₂/CO₂ - 80:20 v/v, 150 kPa)
- Berechnung des MPN-Index nach Siebert & Hattingh 1967

3. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum 1991-1995 wurde in der präsentierten Flußrohmarsch ganzjährig Methan gebildet. Auch während der gesamten Wintersaison kam die CH₄-Bildung nicht vollständig zum Erliegen (Abb. 1):

- In den Sommermonaten wird \varnothing 172 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ (min: 1,5; max: 489) gebildet (Tab. 1).
- Die \varnothing -Winterproduktion beträgt 40 mgCH₄ m⁻² d⁻¹ (min: 2,8; max: 199).
- In der Flußrohmarsch werden ca. 40-52 % des gebildeten Methans in den aeroben Oberbodenhorizonten wieder oxidiert, so daß im Sommer nur \varnothing 72 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ und im Winter nur \varnothing 18 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ emittiert werden, wobei die prozentuale Emission im Winter höher liegt (Tab. 1).
- Die Temperatur und der Grundwasserstand sind die wichtigsten Steuergrößen am Standort:
 - der positive Temperatureinfluß wird durch tide- und grundwasserbedingte Bodenfeuchtigkeitsänderungen stark überprägt (Abb. 1),
 - die Varianzanalyse zeigt den direkten Einfluß der Bodenfeuchte: je größer die Grundwasseränderung, desto stärker ist auch die Änderung der Emissionsrate.
- Die Entwicklung der Zellzahlen und Aktivitäten der methanogenen Bakterien spiegeln die Saisonalität der Methanflüsse am Standort gut wider:
 - Maximale CH₄-Bildungsaktivitäten werden im Sommer in den Gr-Horizonten (60-70 cm Tiefe) erreicht (Abb. 2), jedoch auch in sehr kalten Monaten (1/96) werden bei Bodentemperaturen von \varnothing 4°C noch relativ hohe Aktivitäten (0,25 nmol h⁻¹ g⁻¹) gemessen.
 - Die Zellzahlen der acetotrophen Bakterien liegen - mit Ausnahme der Go-Lagen der 4/95-Messung - immer höher (Abb. 3).

Tab. 1: Methanflüsse der Flußrohmarsch (P3) im Sommer und Winter des Untersuchungszeitraumes 1991-1995.

Methanflüsse	Min.	Mittel	Max.	Anzahl der Messungen
Sommer:				
CH ₄ -Bildung mg*m ⁻² *d ⁻¹	1,5	172	489	37
CH ₄ -Emission mg*m ⁻² *d ⁻¹	0,5	72	333	38
CH ₄ -Emission in %	0	40	74	38
CH ₄ -Oxidation in %	26	58	92	37
Winter:				
CH ₄ -Bildung mg*m ⁻² *d ⁻¹	2,8	49	199	26
CH ₄ -Emission mg*m ⁻² *d ⁻¹	0	18	76	26
CH ₄ -Emission in %	33	52	71	26
CH ₄ -Oxidation in %	29	48	67	26

Winter= alle Meßtermine mit Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe < 8°C; Sommer= Bodentemp. in 50 cm Tiefe ≥ 8 °C

4. Schlußfolgerungen

- Die mehrjährigen Emissionsmessungen zeigen, daß auch im Winter eine beachtliche CH₄-Freisetzung erfolgt. Dies muß in der globalen Bilanzierung stärker berücksichtigt werden.
- Die höhere prozentuale CH₄-Emission im Winter wird als Folge einer verringerten winterlichen CH₄-Oxidation gewertet. Die Aktivität der methanoxidierenden Bakterien wird offensichtlich stärker durch niedrige Temperaturen eingeschränkt als die methanogene Flora.
- Da auch bei sehr niedrigen Zellzahlen (Ergebnisse 1/96) hohe Aktivitäten gemessen werden, ist ein direkter Zusammenhang zwischen Aktivität und Zellzahl aus den Ergebnissen nicht ableitbar.
- Inwieweit Kälte liebende acetogene Bakterien bzw. ein Zusammenhang zur anaeroben Nahrungskette für den Befund verantwortlich ist, müssen weitere bodenmikrobiologische Studien erbringen.

5. Literaturangaben:

Baich, W.E., Fox, G.E., Magrum, L.J., Wrese, C.R. & Wolfe, R.S. (1979) Methanogens: reevaluation of a unique biological group. Microbiol. Rev. 43, 260-296.

Siebert, M.L. & Hattingh, U.R.J. (19967) Estimation of methane producing bacterial numbers by the most probable number (MPN) technique. Water Res. 1, 13-19.

Wagner, D. & Pfeiffer, E.-M. (1997). FEMS Microbiol. Ecol. 22, 145-153.

Abb. 1: Verlauf der Methanproduktion in der Flußrohmarsh (P3) 1991-1995

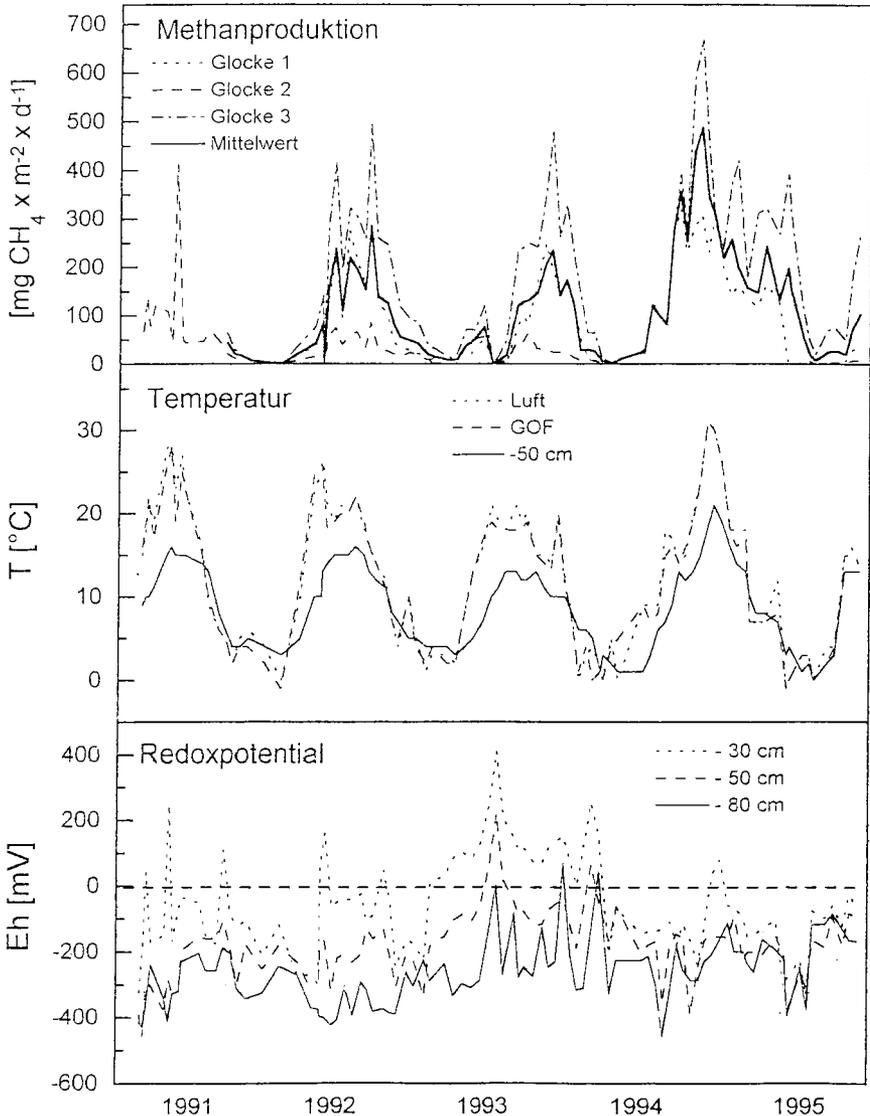


Abb. 2: Tiefenverteilung der CH₄-Bildungsaktivität in der Flußrohmarsch

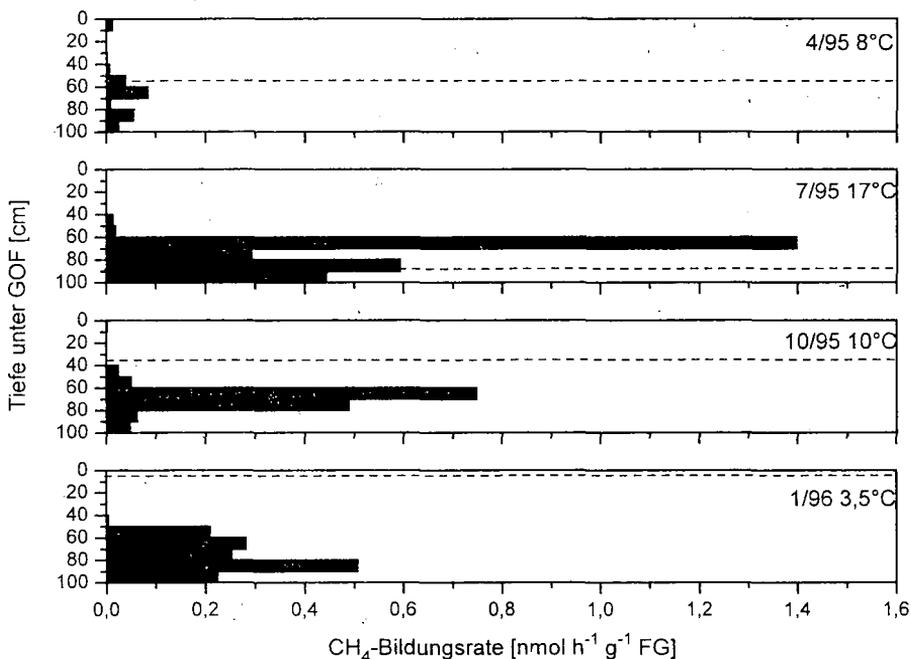
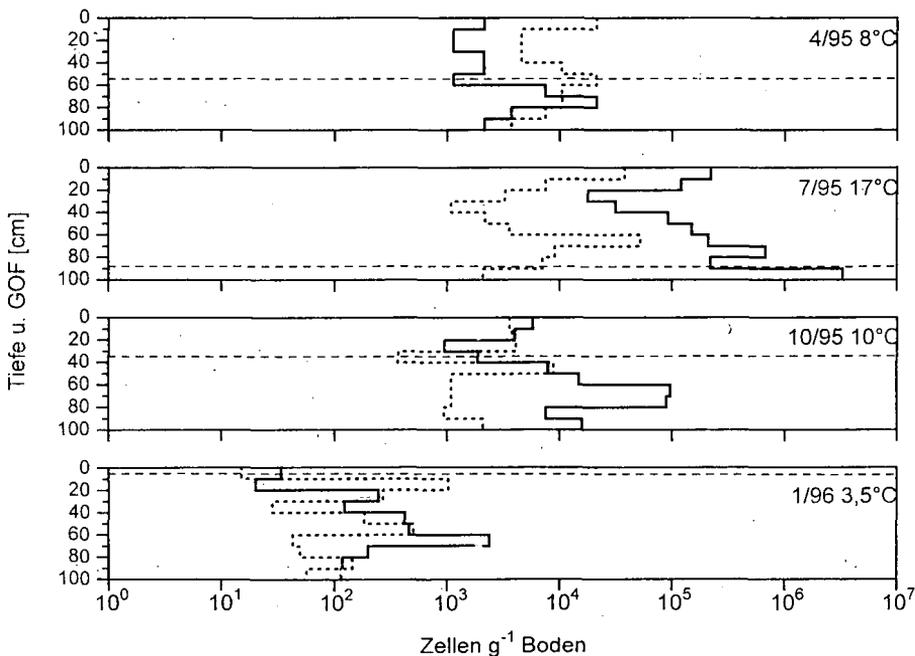


Abb. 3: Tiefenverteilung der Zellzahlen methanogener Bakterien (acetotrophe B. ____; hydrogenotrophe B. -----) in der Flußrohmarsch



Verteilung von Methan und Lachgas und die Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentration in Böden der Salzwiese und des Watts Nordfrieslands

von

PFISTERER,U.; KHAN,H.; MÜLLER-THOMSEN,U.

Starke räumliche und zeitliche Variabilität der Emission an CH₄ und N₂O aus Böden des Vordeichbereiches (vgl. Müller-Thomsen, 1997) gaben Anlaß zu der Frage ob sich diese Variabilität auch in der Gaskonzentrationen in den Böden widerspiegelt. Dafür wurden ungestörte Proben der Salzmarsch und des Übergangswatts entgast und der Gehalt an CH₄ und N₂O bestimmt, ebenso die Konzentration von SO₄, NO₃ und NH₄ in der Bodenlösung. Die Probenahme erfolgte an vier Terminen zeitgleich mit der Messung der Emissionen.

Methode: Die Emissionen an CH₄ und N₂O wurden mit geschlossenen und gekühlten Plexiglashauben gesammelt. Zur Messung der Gaskonzentration im Boden wurde ein Aluminiumrohr (Durchmesser 10 cm) mit der entsprechenden Länge in den Boden gedrückt, ausgegraben, mit einem Rohrschneider in 10 cm lange Teile geschnitten, abgedeckt und mit einer 10 ml Spritze evakuiert. Die Bodenlösungen wurden durch 1:1 Bodenextrakte gewonnen, die hier angegebenen Werte wurden auf den Ausgangswassergehalt zurückgerechnet. Es werden die Emissionen und Konzentrationen und Ionenkonzentrationen von zwei Terminen (4.6. und 4.8.) dargestellt.

Die Böden: Lage: Sönke-Nissen-Koog, Nordfriesland

Tab. 1: Kenndaten der Böden

Tiefe (cm)	Horizont	Körnung	Corg %	C/N	Nt %	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential (mV) -Bereich-
Salzmarsch mit <i>Spartina</i> und <i>Puccinella spec.</i> , ca. 150 Überflutungen/a, stark geschichtet							
0-10	AhGo	Lu	3,5	9,2	0,38	7,6	+10/-200
-50	Go	Tu3	2,3	9,4	0,24	7,5	-180/-200
->100	Gr	Tu3	1,8	9,7	0,17	7,7	-180/-210
Übergangswatt, Vegetation: <i>Spartina spec.</i> , ca. 500 Überflutungen/a							
0-3	AGo	Us	1,2	9,3	0,11	7,8	+400/-100
-25	Gro	Su4	0,7	9,5	0,06	7,8	+100/-180
->50	Gr	Uls	0,7	9,7	0,05	7,8	-25 /-170

Unterboden bedingen, daß Nitrat allenfalls in Mikrobereichen gebildet werden kann. Die niedrigen Konzentration im Oberboden muß mit der der N-Limitierung des Ökosystems Salzwiese erklärt werden, wo während der Vegetationsperiode mineralisierte N-Verbindungen von den Pflanzen schnell aufgenommen werden.

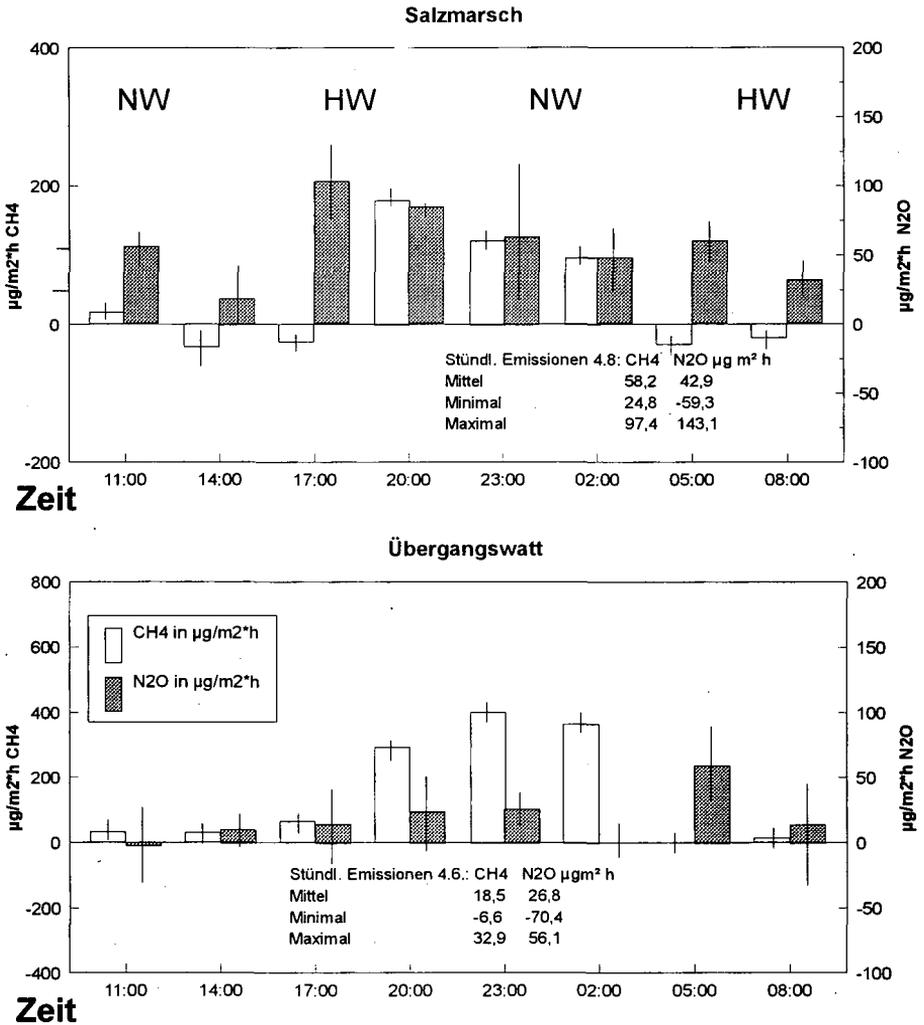


Abb. 1: Emissionen an Methan und Lachgas aus Böden aus marinem Sediment am 8.6. und am 4.8 und deren Schwankungsbereiche

CH₄: Die Emissionen aus dem Watt und der Salzwiese lagen deutlich unter den Mengen die von terrestrischen Ökosystemen gemessen wurden (Matthews, 1993) (vgl. Abb. 1). In der Salzwiese wurden in einigen Lagen bis zu 650 ppm CH₄ gemessen, im Übergangswatt und dem Watt waren deutlich geringere Konzentration zu verzeichnen, im Watt z.B. oft nur Konzentration die die Konzentration der Atmosphäre aufwiesen. Lagen mit erhöhter CH₄-Konzentration wurden bei den unterschiedlichen Terminen selten wiedergefunden, es entstanden z.T. erhebliche Abweichungen innerhalb der Parallelen. Die höchsten Konzentrationen lagen dabei häufig in der Tiefe von 10-20 cm vor. Die Konzentrationen an CH₄ im Übergangswatt lagen bei weniger als 3 ppm (Abb. 2). Niedrigste Konzentrationen lagen im Oberboden vor. Aus der relativ geringen Menge an emittiertem CH₄ kann geschlossen werden, daß ein großer Teil des gebildeten Methans im Oberboden oxidiert wird. Die Anwesenheit höherer Konzentrationen an SO₄ gilt als inkompatibel mit der Produktion von Methan (DeLaune, et al. 1983). Daher müßte mit zunehmendem Gehalt an SO₄ die Methankonzentration abnehmen. Wir fanden aber nur eine Korrelation von 0,2 zwischen SO₄-Konzentration und Methankonzentration (n= 156). Anhand der Verengung des SO₄/Cl-Verhältnisses kann eine, wenn auch geringe, Sulfatreduktion im Unterboden der Salzwiese abgeleitet werden, allerdings legen auch hier die SO₄-Konzentrationen noch immer im Bereich der Meerwassers. Entgegen der Erwartung bestand zwischen der CH₄-Konzentration und der Konzentration an SO₄ keine negative Korrelation. Es ist daher anzunehmen, daß sich Methan wegen der vermuteten strikten Anaerobie der Methanbildner in sulfatverarmten oder sulfatfreien Mikrokosmen oder in tieferen Lagen bildet, dann nach oben strömt oder diffundiert, der Ort der gefundenen Konzentration ist nicht notwendigerweise der Ort der Produktion.

Die unterschiedlichen Konzentrationen an CH₄ zwischen Salzmarsch und Übergangswatt sind bedingt durch die Tatsache, daß bei Flut Methan ausgetrieben wird. So wurde eine Korrelation zwischen Wasserstand und Methanemission errechnet. Da die Salzmarsch im Sommer nur noch sehr selten überflutet wird, kann sich Methan dort akkumulieren.

N₂O: Die Emissionen an N₂O schwankten in beiden Böden erheblich (Abb. 1), zeitweise waren die Böden Senken für N₂O. Die höchsten Konzentration in den Böden lagen bei max. 3 ppmv, es kamen innerhalb der Profile keine Lagen mit regelmäßigen Maxima vor (Abb.2). Nitrat war im gesamten Profil vorhanden mit Maxima im Oberboden, während NH₄ in größeren Tiefen in Konzentration von bis zu 80 ppm auftraten. Es konnten keine NH₄ Emissionen nachgewiesen werden (Daten hier nicht dargestellt). Für keinen Termin und bei keinem Boden konnte eine Korrelation der N₂O Konzentration zu den Konzentrationen an NH₄ oder NO₃ gefunden werden. Anaerobe Verhältnisse im

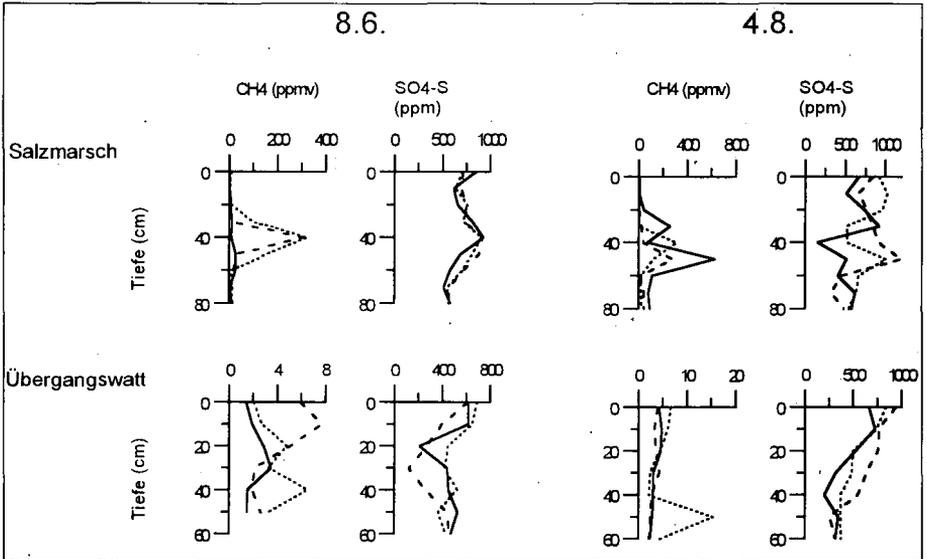


Abb. 2: Methan- und Lachgaskonzentrationen in Böden aus marinem Sediment am 8.6. und am 4.8.

Zusammenfassung:

- geringe Emissionen an N₂O und CH₄ bei hoher Variabilität
- keine Zonen mit eindeutiger Bildung an N₂O und CH₄
- starke Variabilität der Konzentration von N₂O und CH₄ im Boden
- hohe Methankonzentration im Boden, aber geringe Emission
- innerhalb der beprobten Tiefen nur schwache Sulfatreduktion
- geringe N₂O Bildung vermutlich wegen vollständiger Denitrifizierung zu N₂
- zunehmende NH₄-Konzentration zum Unterboden

Literatur: Matthews, E. (1993): Wetlands; in M. Khalil (ed.): Atmospheric Methane: Sources, Sinks and Role in Global Change; p. 314-361. Springer, Berlin. - Müller-Thomsen, U. (1997): Wasser- Gas- Salz- und Nährstoffdynamik zweier Standorte im Deichvorland Norddeutschlands. Berichte, Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste Nr. 14. - DeLaune, R.D., C.J. Smith und W.H. Patrick (1983): Methane release from Gulf coast wetlands. Tellus 35B:8-15.

Kohlenstoff- und Stickstoffverteilung in Bodenlandschaften der kontinentalen Antarktis (Casey Station)

von

PINGPANK,K.; BEYER,L.; BÖLTER,M.; SEPPELT,R.

1. Einleitung

Die Antarktis ist der kälteste und trockenste Kontinent der Erde. Achtundneunzig Prozent der Oberfläche sind dauerhaft mit Schnee und Eis bedeckt. Nur die antarktische Halbinsel, das Transantarktische Gebirge, einige Nunataks und zerstreute kleinere Gebiete entlang der Ostküste des antarktischen Kontinents sind zumindest für einige Wochen im Jahr nach ADAMSON und ADAMSON (1992) schnee- und eisfrei. Bisher wurde angenommen, daß im Bereich der polaren antarktischen Wüste nur Böden mit extrem niedrigen Humusgehalten vorkommen (CAMPBELL und CLARIDGE 1987; BOCKHEIM und UGOLINI 1990). Auf der Bailey-Halbinsel und der benachbarten Clark-Halbinsel, wurden die reichhaltigsten und am besten entwickelten Pflanzengesellschaften des antarktischen Kontinents aufgenommen (SMITH 1990). Hier konnte sich eine umfassende Sporenpflanzenflora aus Algen, Flechten und Moosen entwickeln. Diese Erkenntnis führte zu einem gesteigerten Interesse an der Bodenentwicklung in dieser Region. Es stellt sich die Frage, ob es unter diesen speziellen Bedingungen nicht doch zu einer Humusbildung kommen kann. Nachfolgend soll die Verteilung von Kohlenstoff und Stickstoff in diesen Böden dargestellt und darüber hinaus eine Schätzung der Vorräte in der Landschaft vorgenommen werden.

2. Standorte und Methoden

2.1 Standorte : Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Bailey-Halbinsel, Wilkes Land, in unmittelbarer Nähe der australischen Forschungsstation Casey. Das Gebiet ist nach GOODWIN (1993) seit ca. 5500 Jahren nicht mehr von Gletschereis bedeckt und liegt nach BOCKHEIM und UGOLINI (1990) in der Bodenzone der Antarctic Cold Desert. Die Jahresmitteltemperatur beträgt - 9,3 ° C, wobei die Tageshöchsttemperaturen 10 ° C nicht überschreiten. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 176 mm und fällt aufgrund der niedrigen Lufttemperaturen fast ausschließlich als Schnee. An vier repräsentativen Standorten wurden Flächen mit einer Größe von 10 x 10 m angelegt. Sofern die Oberflächenbeschaffenheit dies zuließ, wurde pro Quadratmeter eine Oberbodenprobe (0 - 5 cm) zur Untersuchung der horizontalen Verteilung von Kohlenstoff und Stickstoff entnommen. Zur Betrachtung der vertikalen Verteilung wurden an ausgesuchten Standorten innerhalb der Flächen insgesamt vierzehn Leitprofile angelegt, welche die vorkommenden Bodentypen repräsentieren. Die Leitprofile wurden jeweils bis zum anstehenden Ausgangsgestein bzw. bis zum Auftreten des Permafrostes beprobt.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel

** Institut für Polarökologie, Wischhofstraße 1-3, 24148 Kiel

*** Australian Antarctic Division, Kingston, Tasmania

Die Bodenoberfläche des Kartiergebietes ist zu einem großen Teil mit grob verwittertem Ausgangsgestein - hier zumeist Gneis - bedeckt. Steil gestellte Gesteinsblöcke bilden Felsspalten und Nischen, in denen sich verwehelter Schnee und auch äolische Sedimente ablagern können. In den Sommermonaten dienen die Spalten als Abflurrinnen für Schmelzwasser, welches sich in kleinen Senken sammeln kann. Neben stärker verwittertem Ausgangsgestein findet man auch feineres Moränenmaterial, welches beim Abschmelzen des Gletschers abgelagert wurde. An einigen Stellen grenzen deutliche Steinringe, in Hanglage auch durch Solifluktion zu Steingirlanden verzerrt, feines Bodenmaterial gegen die Umgebung ab. Lockermaterial ohne Vegetationsbedeckung ist hier ein Zeichen für regelmäßige Cryoturbation.

Das Auftreten und die Verteilung der Sporenpflanzenarten variiert in Abhängigkeit von Substrat, Mikrorelief, Mikroklima und Verfügbarkeit von frei fließbarem Wasser auf engstem Raum sehr stark (siehe auch ADAMSON und ADAMSON 1992, LONGTON 1988 und SEPPELT et al. 1988). Windexponierte Lagen sind nahezu vegetationsfrei, wohingegen sich in geschützten Schmelzwasserrinnen und Senken dichte Bestände aus Flechten und Moosen etablieren konnten.

2.2 Methoden : An den Leitprofilen wurden im Feld *Oberflächenbeschaffenheit* und *Vegetation* sowie horizontale *Textur*, *Struktur*, *Steingehalt*, *Bodenfarbe*, *pH-Wert* ($CaCl_2$) und *elektrische Leitfähigkeit* nach SCHLICHTING et al. (1995) aufgenommen. Für die Oberbodenproben der Flächen wurden ebenfalls *Textur* und *Bodenfarbe* bestimmt. Weiterhin wurden Karten der Oberflächenbeschaffenheit und der Vegetationsbedeckung für die vier Flächen angefertigt.

Von allen Proben wurde im Labor der Gehalt an *organischem Kohlenstoff* (TOC, trockene Veraschung bei 1200 °C und coulometrische CO₂-Bestimmung) und an *Gesamtstickstoff* (Nt, Kjeldahl-Aufschluß und colorimetrische NH₄⁺-Bestimmung) gemessen. Die *pH-Werte* ($CaCl_2$) für die Oberbodenproben der Flächen wurden ebenfalls im Labor ermittelt.

3. Ergebnisse und Interpretation

3.1 Horizontale Verteilung von Kohlenstoff und Stickstoff : Die Gehalte der vier Untersuchungsflächen an organischem Kohlenstoff weisen eine starke Variabilität auf engstem Raum auf, wobei deutlich die Einflüsse von Topographie, Exposition, Geomorphologie und vor allem der Vegetation zum Tragen kommen. Gleiches gilt auch für die Gesamtstickstoffgehalte, welche meistens mit den TOC-Gehalten eng korreliert sind. Es ergeben sich deutliche Unterschiede in dem Vorkommen von TOC und Nt zwischen bewachsenem und unbewachsenem Lockermaterial (mit rezenter Cryoturbation). Für die geringen Gehalte an organischem Kohlenstoff auf den unbewachsenen Flächen im Bereich von 1 - 15 mg g⁻¹ können nach HEATWOLE et al. (1989) phototrophe Bodenorganismen verantwortlich sein. Ähnliches gilt auch für Stickstoff, welcher nach BROADY (1979) durch frei in Böden lebende blaugrüne Algen fixiert werden kann. Im Vergleich hierzu weisen Böden unter einer mehr oder weniger dichten Vegetationsbedeckung deutliche Zeichen einer Humusakkumulation auf. In schmelzwassergeprägten Senken finden sich mehr als 150 mg TOC und über 10 mg Nt pro Gramm trockenem Boden. Weniger dicht besiedelte Böden weisen durchschnittlich Werte von 20.- 30 mg TOC und 1 - 5 mg Nt pro Gramm trockenem Boden auf.

3.2 Vertikale Verteilung von Kohlenstoff und Stickstoff : Die Tabellen 1 und 2 zeigen exemplarisch den Einfluß der Vegetation auf die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte bei gleichen Bodentypen. Elf der vierzehn Leitprofile zeigten eine deutliche Abnahme der TOC- und Nt-Gehalte von oben nach unten, während drei Profile Podsolierungserscheinungen aufwiesen.

Lithi-Gelic Leptosol / Loamy-skeletal, mixed Lithic Cryorthent							
Vegetation :		100 % Moose					
Lage :		kleine Senke zwischen Felsbruchstücken					
Horizont	Tiefe cm	Steine g kg⁻¹	Farbe (feucht)	pH CaCl₂	TOC mg g⁻¹	Nt	C / N
A 1	0 - 5	800	7,5 YR 2,5 / 1	3,5	116,3	6,70	17
A 2	- 10	680	5 YR 2,5 / 1	3,7	123,6	5,17	24
AC 1	- 15	860	7,5 YR 3 / 1	3,7	55,8	2,12	24
AC 2	- 22,5	870	7,5 YR 3 / 2	3,7	33,0	1,40	24
R	> 22,5	Fels					
Profil gesamt :		Tiefe cm	Steine g kg⁻¹	TOC g m⁻²	Nt	C / N	
		22,5	800	6126	285	22	

Tab. 1 : humusreicher Lithic Cryorthent

Lithi-Gelic Leptosol / Loamy-skeletal, mixed Lithic Cryorthent							
Vegetation :		Algenbewuchs, wenige Flechten und Moose					
Lage :		kleine Senke im Schutz eines Felsenriffs					
Horizont	Tiefe cm	Steine g kg⁻¹	Farbe (feucht)	pH CaCl₂	TOC mg g⁻¹	Nt	C / N
A	0 - 2	700	2,5 Y 5 / 2	4,4	12,8	0,83	16
Bw	- 5	390	2,5 Y 5 / 2	4,1	4,6	0,37	13
C	- 7	390	2,5 Y 5 / 2	4,1	4,6	0,37	13
R	> 7	Gneis					
Profil gesamt :		Tiefe cm	Steine g kg⁻¹	TOC g m⁻²	Nt	C / N	
		7	550	296	21	15	

Tab. 2 : humusarmer Lithic Cryorthent

3.3 TOC- und Nt- Vorräte der Standorte : Unter Berücksichtigung der Steingehalte und Lagerungsdichten wurden die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Leitprofile für die jeweiligen Profiltiefen bis zum Ausgangsgestein bzw. bis zum Permafrost errechnet (siehe Tab. 1 und 2). Zur Schätzung der Vorräte in der Landschaft wurden die untersuchten Flächen nach TOC- und Nt-Gehalten, pH-Werten, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit, Lage im Gelände sowie Vegetationsbedeckung den Leitprofilen zugeordnet. Die für die Leitprofile ermittelten Mengen werden als für ähnliche Flächen repräsentativ angesehen. Die Abbildungen 1 bis 3 zeigen, daß die ostantarktischen Küstenböden unerwartet hohe Kohlenstoff- und Stickstoffmengen bevorraten. Zukünftige Untersuchungen sollen die Landschaft der gesamten eisfreien Oasen abdecken und

überprüfen, ob allein aus der Oberflächenbeschaffenheit und der Vegetationsbedeckung eine Abschätzung der ungefähren TOC- und Nt-Vorräte vorgenommen werden kann.

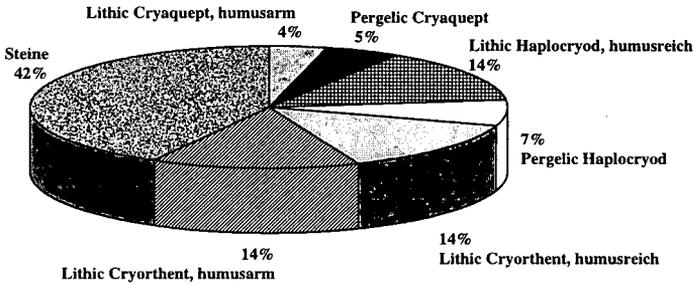
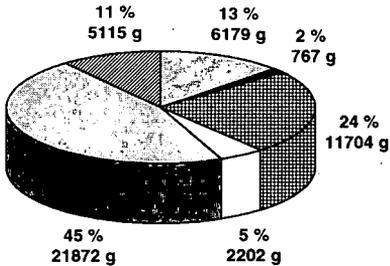
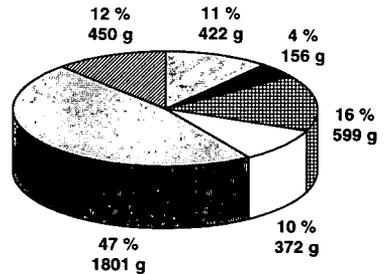


Abb. 2 : Flächenanteile der Bodentypen an allen 4 Standorten



TOC-Gesamtmenge = 47839 g x 400 m⁻²



Nt-Gesamtmenge = 3800 g x 400 m⁻²

Abb. 3 : Anteile der Bodentypen an der TOC-Gesamtmenge

Abb. 4 : Anteile der Bodentypen an der Nt-Gesamtmenge

Literatur :

- ADAMSON, H. und E. Adamson (1992) : Possible effects of global climate change on antarctic terrestrial vegetation. Impact of Climate Change on Antarctica. Australian Department of the Arts, Sport, the Environment and Territories
- CAMPBELL, I.B. und G.G.C. Claridge (1987) : Antarctica : soils, weathering processes and environment. Developments in soil science Vol. 16. Elsevier - Amsterdam · Oxford · New York
- BOCKHEIM, J.G. und F. C.Ugolini (1990) : A review of pedogenetic zonation in welldrained soils of the circumpolar region. Quaternary Research 34, 47 - 66
- BROADY, P.A. (1979b) : A preliminary survey of the terrestrial algae of the Antarctic Peninsula and South Georgia. British Antarctic Survey Bulletin 48 47 - 70
- GOODWIN, I.D. (1993) : Holocene deglaciation, sea level change and the emergence of the Windmill Islands, Budd Coast, Antarctica. Quaternary Research, (in press)
- HEATWOLE, H.-P., P. Saenger, A. Spain, E. Kerry und J. Donelan (1989) : Biotic and chemical characterization of some soils from Wilkes Land, Antarctica. Antarctic Science 1 225 - 234
- LONGTON, R.E. (1988) : The biology of polar bryophytes and lichens. Cambridge University Press. Cambridge
- SCHLICHTING, E., H.-P. Blume und K. Stahr (1995) : Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studententexte. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin · Wien
- SEPPELT, R.D., P.A. Broady, J. Pickard und D.A. Adamson (1988) : Plants and landscape in the Vestfold Hills, Antarctica. Hydrobiologia 165 185 - 196. Biology of the Vestfold Hills, Antarctica. Ed. : J.M. Ferris et al. Kluwer Academic publishers
- SMITH, V.R. und M. Steenkamp (1990) : Climatic change and its ecological implications at a subantarctic island. Oecologia 85 14 - 24

Einfluß von Herbizidapplikationsraten auf Rückstandskonzentrationen in Ackerbohnen (Sorte: Scirocco)

von

QUARTA,A.; SCHULZ,E.

Problemstellung

In der Landwirtschaft wird als selektives Nachauflauf-Herbizid ILLOXAN (Wirkstoff: Diclofop-methyl) gegen Gräser eingesetzt (Anonym, 1994). Diclofop-methyl wird durch das Blatt und auf feuchtem Boden über die Wurzel aufgenommen (BIERINGER, 1981; KÖCHER et al. 1981). In zahlreichen Untersuchungen wurde nachgewiesen, daß sich die Wirkstoffe nach Aufnahme durch das Blatt oder über das Wurzelsystem in der ganzen Pflanze verteilen können. Teils durch unzureichende Anwendungsvorschriften bzw. mangelnde Informationen über Wirkungsweise und Gefahren für die Umwelt, besonders beim Einsatz in den Entwicklungsländern, können Umweltschädigungen des Bodens entstehen und/ oder diese Chemikalien in Nahrungs- oder Futterpflanzen gelangen. Unter diesem Aspekt wurde der Einfluß von Applikationsart und -dosis von Diclofop-methyl auf die Rückstandskonzentrationen in Ackerbohnen im Gefäßversuch mit zwei verschiedenen Böden geprüft.

Material und Methoden

In einem Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde vom Standort Bad Lauchstädt und Sand-Braunerde vom Standort Müncheberg (Tab. 1) wurde die vom Hersteller empfohlene und die 10-fache Dosis des Herbizides ILLOXAN als Boden- bzw. Blattapplikation verabreicht, wobei jeweils entweder der Boden oder die Pflanzen mit Filterpapier abgedeckt waren. Die Ernte der Ackerbohnen erfolgte 80 Tage nach der Applikation. Sofort nach der Ernte wurden die Pflanzen in Sproß, Schoten und Wurzeln getrennt. Anschließend wurde die Trockenmasse der verschiedenen Pflanzenteile bestimmt. Die Proben waren bis zur Aufbereitung für die analytischen Untersuchungen bei -20 °C aufbewahrt.

Zur Bestimmung des Diclofop-methyl wurde das Pflanzenmaterial unter Berücksichtigung des natürlichen Wassergehaltes mit einem Aceton / Wasser-Gemisch (2:1; v/v) in einem HI-SPEED HOMOGENIZER zerkleinert und homogenisiert. Nach Zugabe von Dichlormethan zum Filtrat erfolgte die Auftrennung des organischen Extrakts durch Flüssig / Flüssig-Verteilung (Anonym, 1987). Der Extrakt wurde mittels LC-Florisil SPE Tubes 6 ml (1 g) der Firma SUPELCO gereinigt. Die Eluierung, speziell für Phenoxy-carbonsäure-Herbizide als Methylester, erfolgte mit Petrolether/Dichlormethan (8:2; v/v) (Thier und Frehse, 1986). Das extrahierte Diclofop-methyl wurde durch GC und EC-Detektor quantifiziert und identifiziert.

Tab. 1: Bodenchemische und -physikalische Parameter.

Bodenart	T-Wert (mval/100 g Boden)	pH-Wert	Ton (%)	Sand (%)	C _{org} (%)	N _t (%)	C / N
Löß-Schwarzerde	38,6	6,8	22	8	1,70	0,16	11
Sand-Braunerde	10,7	5,0	4	71	0,34	0,05	7

Ergebnisse

Der Pflanzenaufbau erfolgte zu unterschiedlichen Zeitpunkten in Abhängigkeit von der Bodenart. Die Pflanzenbestände zeigten während der Vegetationsperiode keinen Nährstoffmangel bzw. Krankheitsbefall.

Trockenmasseertrag

In Abhängigkeit von Bodenart, Applikationsarten und -dosen ergaben sich im Trockenmasseertrag deutliche Unterschiede. Es wurden Trockenmasseerträge bis zu 138,98 g/Gefäß bei Sand-Braunerde bzw. 145,21 g/Gefäß bei Löß-Schwarzerde ermittelt. Die Ertragsdifferenzen waren zwischen Blatt -und Bodenapplikation, mit Ausnahme der Variante Löß-Schwarzerde bei empfohlener Dosis an Pflanzenschutzmittel, signifikant. Signifikante Ertragsunterschiede wurden auch zwischen den pestizidbehandelten Varianten (116,98-145,21 g/Gefäß) und den Nullvarianten (105,30-108,90 g/Gefäß) nachgewiesen.

In Abhängigkeit von der Bodenart und Applikationsart wurden die höchsten Erträge bei den Varianten mit empfohlener Dosis an Pflanzenschutzmittel erzielt

Stickstoffentzug

Die Stickstoffentzüge waren nach der Ernte sehr unterschiedlich in Abhängigkeit von Bodenart, Applikationsart und Applikationsdosis, wobei zwischen behandelten Varianten (8,58-10,72 g/Gefäß) einerseits und den Nullvarianten (6,91-7,18 g/Gefäß) andererseits signifikante Unterschiede registriert wurden.

Pflanzenschutzmittel-Rückstände

Bei empfohlener Dosis wurden 80 Tage nach einer Blattapplikation bis zu ca. 5 mg/kg TM (TM=Trockenmasse) Wirkstoff in den Blättern und Stengeln gefunden; bei überhöhter Dosis bis zu ca. 200 mg/kg TM. In den Schoten und Wurzeln war der Wirkstoff nur in relativ geringen Mengen nachweisbar (0,012-1,42 mg/kg TM) (Abb. 1 und 2).

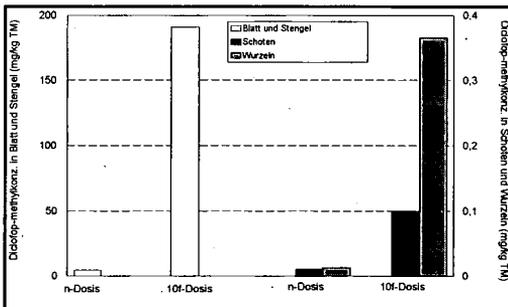


Abb. 1: Wirkstoffrückstandskonzentration in Ackerbohnen nach Blattapplikation in einem Gefäßversuch mit Löß-Schwarzerde.

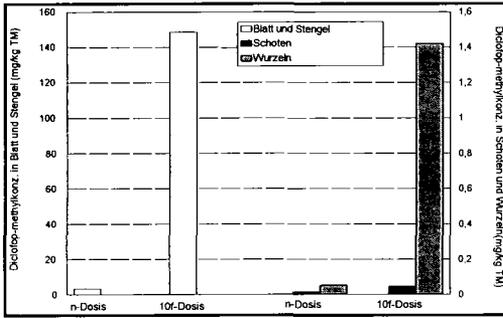


Abb. 2:
Wirkstoffrückstandskonzentration in Ackerbohnen nach Blattapplikation in einem Gefäßversuch mit Sand-Braunerde.

Nach einer Bodenapplikation konnten sowohl bei empfohlener als auch bei überhöhter Dosis in den Wurzeln und Schoten lediglich sehr wenig Wirkstoffmengen (0,003-0,016 mg/kg TM) registriert werden, in Blättern und Stengeln vergleichbare, geringe Konzentrationen (0,09-0,64 mg/kg TM) (Abb. 3 und 4).

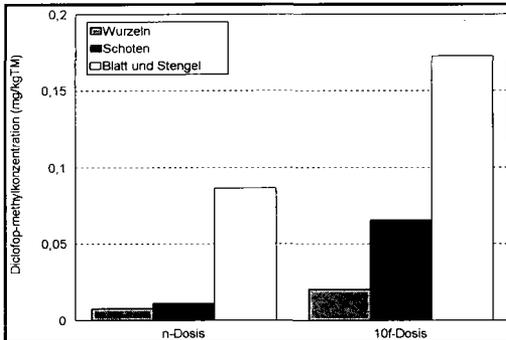


Abb. 3:
Wirkstoffrückstandskonzentration in Ackerbohnen nach Bodenapplikation in einem Gefäßversuch mit Löss-Schwarzerde

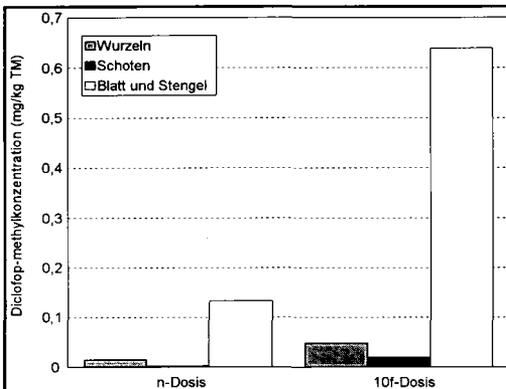


Abb. 4:
Wirkstoffrückstandskonzentration in Ackerbohnen nach Bodenapplikation in einem Gefäßversuch mit Sand-Braunerde.

Bei der Bodenapplikation verblieben weniger Wirkstoffrückstände im Pflanzenmaterial als bei der Blattapplikation.

In den vorgestellten Versuchen wurde keine Beeinflussung der Rückstandsmengen im Pflanzenmaterial von der Bodenart beobachtet.

Schlußfolgerungen

Bei Bodenapplikation einer empfohlenen Dosis von ILLOXAN in Beständen von Ackerbohnenpflanzen wurden die Erträge und die Stickstoffentzüge erhöht.

Die Rückstandskonzentration an Diclofop-methyl in Ackerbohnen kann im Nachauflaufverfahren nur bei der Bodenapplikation gering gehalten werden.

Bei der Blattapplikation können nach der vorgeschriebenen Wartezeit noch erhebliche Wirkstoffkonzentrationen im Erntegut enthalten sein.

Literatur

Anonym (1987). DFG-Methodensammlung Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln. Methode S-19, 9. Lieferung. Verlage Chemie. Weinheim.

Anonym (1994). Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis. Teil 1. Ackerbau/Weisen und Weiden/Hopfenbau/Sonderkulturen/Nichtkulturland/Gewässer.

Bieringer, H. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von Bodenfeuchtigkeit und Niederschlägen auf die Wirksamkeit des Gräserherbizids Illoxan (Diclofop-methyl) im Nachauflaufverfahren. Z. Pflkrankh. PflSchutz, Sonderh. IX, 399-405.

Köcher, H. und Löttsch, K. (1981): Aufnahme und Verteilung des Herbizids Diclofop-methyl bei ein- und zweikeimblättrigen Pflanzenarten. Z. Pflkrankh. PflSchutz, Sonderh. IX, 171-177.

Thier, H.P. und Frehse, H. (1986): Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln. Stuttgart; New York; Thieme. (Analytische Chemie für die Praxis)

**Parabraunerde unter Acker und Wald in Unterfranken:
Entwicklung der Bodenreaktion, der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte
im Zeitvergleich 1969 und 1996**

von

RINKLEBE, J.; MAKESCHIN, F.

1 Einleitung

Während über die Bodenfruchtbarkeit eine Vielzahl von Untersuchungen vorliegt, sind verschiedene Bodennutzungssysteme bisher vergleichsweise wenig wissenschaftlich bearbeitet worden (WENSE, 1929; ALTEMÜLLER, 1957; LIEBERÖTH, 1962; WIECHMANN, 1968; BRÜCKNER et al., 1987; BEYER, 1989). Der SCHWÄBISCH HALLER AGRARKREIS (1994) sieht eine dringende Notwendigkeit in der Quantifizierung und daraus resultierenden Bewertung der unterschiedlichen Bodennutzungsformen in ihren jeweiligen Naturräumen. Er betont, daß der Kenntnisstand über die Umweltverträglichkeit ganzer Bodennutzungssysteme unzureichend ist. Die vom Humushaushalt abhängige Bodenfruchtbarkeit kann nach HAIDER und SAUERBECK (1992) durch Bewirtschaftungsmaßnahmen erheblich beeinflußt werden. Dabei wird insbesondere in der Landwirtschaft das Problem des Humusschwundes nach wie vor kontrovers diskutiert. Die Bodenfruchtbarkeit erscheint als ein wichtiger Parameter, den Einfluß verschiedener Landnutzungssysteme auf den Boden zu bewerten.

Ausgehend von den Ergebnissen von KUSSMAUL (1969) erfolgte eine vergleichende Untersuchung über den Einfluß von Acker- und Waldnutzung auf ausgewählte Bodeneigenschaften (RINKLEBE, 1997) nach 27 Jahren, um langfristige Entwicklungen quantifizieren zu können.

Hierdurch wird versucht, einen kleinen Beitrag zu leisten, das ökologisch vertretbare Ausmaß der landbaulichen Intensivierung im Vergleich zu forstlicher Nutzung auszuloten und mitzuhelfen, Grenzen abzustecken, in denen die Bodenfruchtbarkeit dauerhaft erhalten werden kann.

2 Ziel

Das Ziel der Untersuchungen war, den Einfluß der beiden unterschiedlichen Bodennutzungsformen „konventionell bewirtschafteter Acker“ und „forstlich genutzter Laubwald“

auf die Entwicklung

- der Bodenreaktion,
- der Vorräte an organischem Kohlenstoff sowie
- der Vorräte an Gesamtstickstoff

nach 27 Jahren vergleichend zu untersuchen.

3 Standorte

Die beiden untersuchten Standorte befinden sich in der Mainfränkischen Lößlandschaft im Ochsenfurter- und Gollachgau, nahe der Achse Würzburg - Uffenheim, unweit von Ochsenfurt auf 49° nördlicher Breite und 10° östlicher Länge.

Geologischer Untergrund:	Oberer Muschelkalk (Quaderkalkfacies).
Bodenform (nach KA 4):	Parabraunerden aus Löß (SS-LL. p-ö//a-ö).
Mittlerer Jahresniederschlag:	600 - 640 mm.
Mittlere Jahrestemperatur:	9°C.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre; Fakultät für Forst-, Geo- u. Hydrowissenschaften;
Technische Universität Dresden; PF 10; 01735 THARANDT

4 Methoden

Es wurden 8 Bodenprofile von Parabraunerden angelegt, beschrieben, beprobt und analysiert.

	1969	1996
pH-Wert	KCl	KCl, CaCl ₂ und H ₂ O
Kohlenstoff	Lichterfelder Methode	Elementaranalyse (Vario EL Heraeus)
Stickstoff	Kjeldahl-Aufschluß, Destillation in Parnas-Wagner-Apparatur	Kjeldahl-Aufschluß, titrimetrische Messung und zusätzlich Elementaranalyse

(n. SCHLICHTING et al., 1995)

5 Ergebnisse

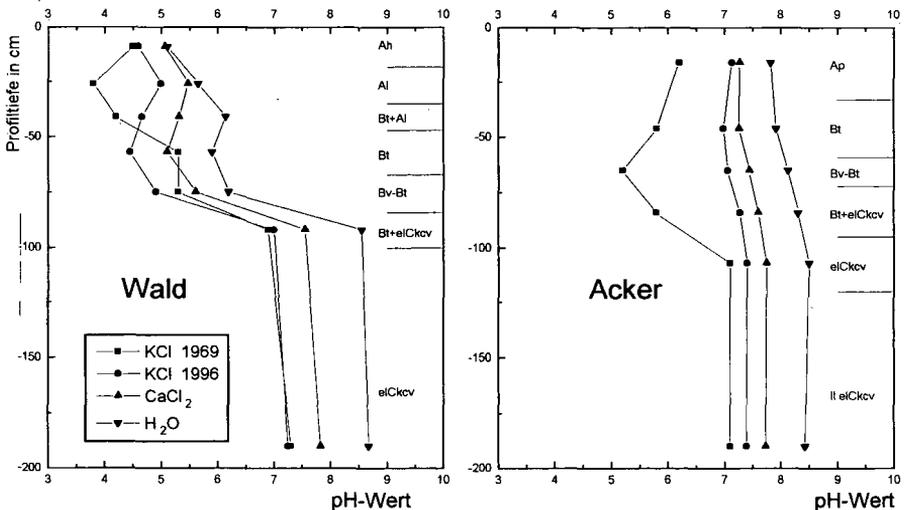
5.1 Bodenazidität

Unter **ackerbaulicher Nutzung** ist eine klare Entwicklung nach 27 Jahren zu erkennen. Die pH-Werte der Oberböden sind **deutlich um etwa eine Einheit** (teilweise sogar mehr) **gestiegen**. So ist im Ap-Horizont eine pH-Erhöhung von 6,2 auf 7,2 festzustellen. Nach BRÜCKNER et al. (1987) ist eine solche pH-Anhebung landwirtschaftlich genutzter Böden gegenüber Waldböden von zahlreichen Autoren festgestellt worden. Beachtenswert hier ist die Ausgeglichenheit hinsichtlich der pH-Werte und der Kalkversorgung unter Acker. Die Ursache ist in der kontinuierlichen Kalkzufuhr durch Mineraldünger zu sehen.

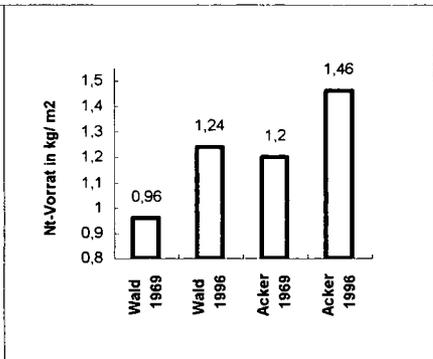
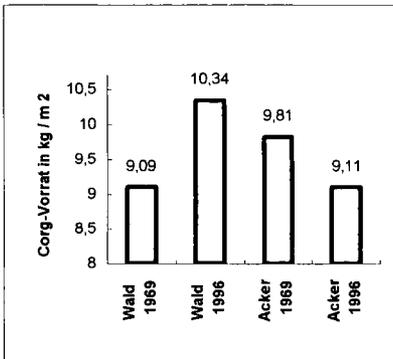
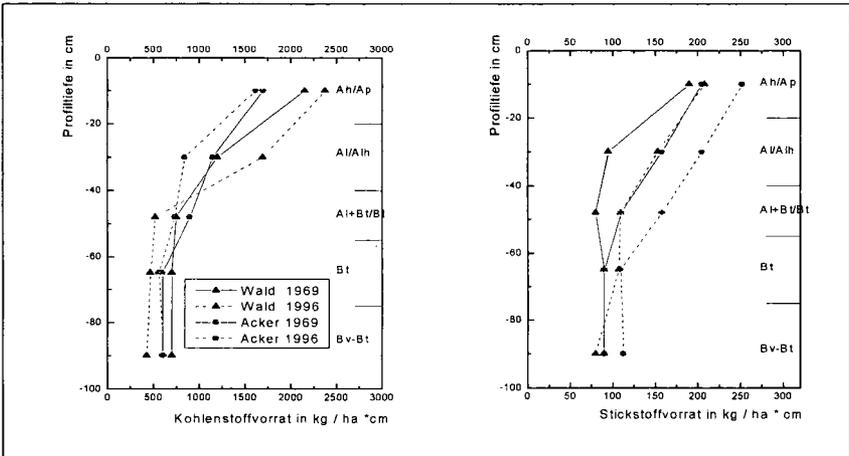
Erstaunlich erscheint, daß die pH-Erhöhung der Ackerböden bis in Bodentiefen von ca. 120 cm ihre Wirkung zeigt. Während WENSE (1929) im Vergleich von alten Feld- und Waldböden in Sachsen noch keinen wesentlichen Einfluß der Ackerkultur auf die Bodenazidität nachweisen kann, stellte LIEBEROTH (1962) eine deutliche pH-Erhöhung unter ackerbaulicher Nutzung um eine Einheit, allerdings bis max. pH 5,9, fest. Er untersuchte sächsische Ackerparabraunerden, Fahlerden und Pseudogleye aus Würmlöb und fand eine pH-Wert-Erhöhung bis zu 130 cm Tiefe sowie eine Wanderung von Ca-Ionen bis in 70 cm Bodentiefe bereits 60 Jahre nach Inkulturnahme. Auch ALTEMÜLLER (1957) konnte schon eine pH-Erhöhung von Böden unter ackerbaulicher Nutzung ausmachen.

Unter **forstlicher Nutzung** zeigt sich gegenüber Acker ein differenzierteres Bild. Versauerungstendenzen von Böden, wie sie ULRICH et al. (1984) beschreiben, können nur bedingt bestätigt werden. Offensichtlich besitzen die untersuchten Böden eine hohe Pufferfähigkeit, die ein zu starkes Absinken der pH-Werte verhindert. Auch sind nach REHFUESS (1990) pH-Abnahmen unter Laubwäldern geringer als unter Nadelwäldern ausgeprägt.

Es ergibt sich somit für die Waldböden hinsichtlich der pH-Werte eine größere **Heterogenität** als bei den Ackerböden. Der Oberboden unter Wald ist im Unterschied zu dem unter Acker durch pH-Werte zwischen 4 und 5 gekennzeichnet. Sobald der carbonathaltige Löß (bei etwa 90 cm) erreicht ist, steigt der pH sprunghaft auf Werte um 7 bis 8.



5.2 Vorräte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff



Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff
in kg / m² bis 1 m Tiefe

Gesamtvorrat an Gesamtstickstoff in
in kg / m² bis 1 m Tiefe

Die Darstellungen beziehen sich auf das Mittel eines Standortes (2 Acker- und 2 Waldprofile).

Nach 27 Jahren hat selbst auf sehr fruchtbaren Lössböden

-unter ackerbaulicher Nutzung

der Vorrat an organischem Kohlenstoff durch intensive Bewirtschaftungsmaßnahmen wie einseitige Mineral- und Gülledüngung, enge Fruchtfolgen und nicht ausreichende Ernte- und Wurzelrückstände abgenommen, hingegen

-unter forstlicher Nutzung

durch Reduzierung der Biomasseentnahme der Pool an organischem Kohlenstoff zugenommen.

Die Vorräte an Gesamtstickstoff sind bei beiden Bodennutzungsformen durch Düngung, Abdrift und atmogene Einträge innerhalb der vergangenen 27 Jahre gestiegen.

=> dringende Notwendigkeit, Konsequenzen zu ziehen

6 Konsequenzen

- Bearbeitungsintensität herabsetzen, da häufiges Pflügen die Belüftung intensiviert; dadurch wird die Mineralisation und der Abbau des Corg-Pools im Boden beschleunigt (vgl. SCHEFFER et al., 1992),
 - lockernde Bodenbearbeitungsgeräte verwenden,
 - verstärkt organische Dünger wie Stallmist und Stroh einsetzen,
 - Menge an Ernte- und Wurzelrückständen erhöhen, z. B. durch
 - ausgeglichene, abwechslungsreiche Fruchtfolgen, dabei
 - Anbaupausen berücksichtigen, um phytosanitären Problemen entgegenzuwirken,
 - N-Emissionen und Düngerabdrift minimieren sowie
 - insgesamt extensivere ackerbauliche Bewirtschaftungsmaßnahmen fördern
- => Allerdings kann der ökonomische Zwang, Ackerbau höchster Intensität betreiben zu müssen, nur durch eine Veränderung der gesellschaftlichen sowie landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen erreicht werden.

7 Literatur

- ALTEMÜLLER, H. J. 1957. Bodentypen aus Löß im Raume Braunschweig und ihre Veränderungen unter dem Einfluß des Ackerbaus. Dissertation Bön.
- ARBEITSGRUPPE BODEN. 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. verbesserte und erweiterte Auflage. Hg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der BR Deutschland. Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- BEYER, L. 1989. Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinerischer Böden. -Humusdynamik und mikrobielle Aktivität-. Dissertation. Kiel. 197 S.
- BRÜCKNER, J., REHFUESS, K.-E. und MAKESCHIN, F. 1987. Braunerden auf Schotterterrassen im Alpenvorland unter Grünland, Fichten-Erstaufforstung, Laubbaum-Folgebestand und altem Wald. in: Mittl. des Vereins für Forstl. Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung. Heft 33. München: 49-61.
- HAIDER, K. und SAUERBECK, D. 1992. Bedeutung der organischen Substanz für die Bodenfruchtbarkeit. in: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Band 4. Humushaushalt. Hg. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 206. Sonderheft. Hamburg u. Bln.: Vg. Paul Parey, 9-12.
- KUSSMAUL, H. 1969. Vergleich von Lößböden unter Laubwald und Acker. Dissertation. Ludwig-Maximilians-Universität München. 163 S.
- LIEBEROTH, I. 1962. Über den Einfluß der Ackerkultur auf die Bodenentwicklung im sächsischen Lößgebiet. in: Albrecht-Thaer-Archiv. Hg. Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin. Band 6. Heft 1. Berlin: Akademie-Verlag, 3 - 30 .
- REHFUESS, K. E. 1990. Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. völlig neu bearb. u. erw. Auflage. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey.
- RINKLEBE, J. 1997. Acker- und Waldnutzung und ihr Einfluß auf Boden und Vegetation. Untersuchungen am Beispiel von Lößböden der Mainfränkischen Platte aus den Jahren 1969 und 1996 im Vergleich. Dipl. Arb. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Inst. für Bodenkunde und Pflanzenernährg. 119 S. unveröffl.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. et al. 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. 13. durchges. Aufl. von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schwertmann; unter Mitarbeit von W.R. Fischer, M. Renger und O. Strebel. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P. und STAHR, K. 1995. Bodenkundliches Praktikum. 2., Neubearb. Aufl. Berlin-Wien: Blackwell Wissenschafts-Verlag.
- SCHWÄBISCH HALLER AGRARKREIS. 1994. Für eine umweltfreundliche Bodennutzung in der Landwirtschaft. Denkschrift des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums zur Bodennutzung, den Bodenfunktionen und der Bodenfruchtbarkeit. Robert Bosch Stiftung. 1. Aufl. Gerlingen: Bleicher Vg.
- ULRICH, B., MEIWES, K. J., KÖNIG, N. und KHANNA, P. K. 1984. Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. in: Dcr Forst- und Holzwirt. 39. Jahrgang. Hannover: Verlag M. & H. Schaper, 278 - 286.
- WENSE, H. v. d. 1929. Fichtenwachstum auf alten Feld- und Waldböden der sächsischen Staatsforsten. in: Zeitschrft. f. Forst- und Jagdwesen. 61. Jg. 2. Heft. Berlin: Verlag von Julius Springer, 65-95.
- WIECHMANN, H. 1968. Einfluß der Pseudovergleyung auf verschiedene chemische Eigenschaften von Lößböden. in: Ztschrft. f. P. u. Bodenkunde. 120. Bd. Weinheim: Vg. Chemie GmbH, 20-31.

Bedeutung der Fahrgassen für die N₂O und CH₄ Spurengasflüsse im Kartoffelbau

von

RUSER,R.; FLESSA,H.; SCHILLING,R.; STEINDL,H.; BEESE,F.

Einleitung

Auf Grund der in der Praxis angewendeten Dammkultur sind Kartoffelfelder bodenphysikalisch sehr heterogen, was bezüglich der Umsetzung der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ eine hohe räumliche Variabilität erwarten läßt. Da in der Literatur wenig Daten über Spurengasflüsse in Kartoffelkulturen vorliegen, war es Ziel der Arbeit die N₂O und CH₄ Flüsse auf einem Kartoffelfeld zu bilanzieren und die Bedeutung der unterschiedlich verdichteten Bereiche (Damm, Zwischendamm, Fahrspur) für die Spurengasbilanzen aufzuzeigen.

Material und Methoden

Die Messungen wurden auf dem FAM-Versuchsstation 'Klostergut Scheyern', ca. 40 km nördlich von München durchgeführt. Das Versuchsgut liegt 454 m. ü. NN, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,4 °C bei einem mittleren Jahresniederschlag von 833 mm.

Bei der Versuchsfläche handelt es sich um eine schluffig- lehmige Braunerde aus Löß mit einem C-Gehalt von 1,6 %, einem C/N-Verhältnis von 9,4 und einem pH-Wert von 5,8 im Ap-Horizont. Die Versuchsfläche wurde mit 150 kg AHL-N ha⁻¹ gedüngt. Die Gasflußraten wurden mit Hilfe der 'closed chamber Methode' bestimmt. Dazu wurden PVC-Hauben mit einem Innendurchmesser von 30 cm verwendet, die in der Höhe dem Pflanzenwachstum angepaßt wurden. Eine detaillierte Beschreibung der Probenahmetechnik sowie die Berechnung der Gasflußraten findet sich bei *Flessa et al. (1995)*, Gasanalytik und GC-Konfiguration bei *Loffield et al. (1997)*. Zeitgleich zu den Gasmessungen wurden Bodenproben aus 0 bis 15 cm Tiefe entnommen, der gravimetrische Wassergehalt ermittelt und in wassergefülltes Porenvolumen umgerechnet.

Folgende Bereiche wurden in fünffacher Wiederholung wöchentlich untersucht: Damm (TRD=1,05 g cm⁻³), Zwischendamm (1,26 g cm⁻³) und zum Legen und Häufeln befahrene Fahrgasse (1,56 g cm⁻³). In Tabelle 1 sind die Porengrößenverteilungen dieser Bereiche dargestellt. Der relative Flächenanteil der einzelnen Bereiche an der Gesamtfläche betrug 2/3 Damm bzw. je 1/6 für den Zwischendamm und die Fahrgasse.

¹ Institut für Bodenökologie, GSF-Forschungszentrum, Ingolstädter Landstr. 1, D-85764 Neuherberg

² Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, D-37077 Göttingen

Tabelle 1: Trockenraumdichten (Mittel über drei Termine) und Porengrößenklassen (ermittelt am 04.07.1996) in % des Bodenvolumens der drei untersuchten Bereiche (5-10 cm Tiefe)

Bereich	TRD g cm ⁻³	Porengrößenklassen					
		<0,2 µm	0,2-9 µm	9-54 µm	54-167 µm	167-1200 µm	>1200 µm
Damm	1,05	10,2	11,7	3,9	2,7	8,0	24,1
Zwischendamm	1,26	14,3	13,4	2,8	1,9	4,6	15,2
Fahrspur	1,56	17,2	16,2	2,2	1,0	1,7	0,8

Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 sind die mittleren N₂O-Flußraten des Dammes und des Zwischendamms (a), die mittlere N₂O-Freisetzung der Fahrspur (b), die mittleren CH₄-Flußraten aller drei untersuchten Bereiche (c) sowie die wassergefüllten Porenvolumina (d) der untersuchten Fläche dargestellt.

Nach der Düngung traten zwei ausgeprägte N₂O-Emissionsspitzen auf dem Damm und im Zwischendamm auf (Abb. 1a). Das erste Emissionsmaximum Ende Juni trat nach einem Starkregen auf, welchem eine dreiwöchige Trockenperiode vorausgegangen war. Auch das zweite Maximum wurde durch sehr starke Niederschläge induziert. Ausgeprägte N₂O-Freisetzungen nach Niederschlägen sind in der Literatur häufig belegt. *Firestone und Davidson (1989)* zeigten, daß erhöhte N₂O-Freisetzungen infolge von Wiederbefeuchtung vor allem der Denitrifikation entstammen. Dies steht insofern in Einklang mit unseren Ergebnissen, als daß verglichen mit dem Damm höhere Gehalte an wassergefüllten Porenvolumina im Zwischendamm die Denitrifikation begünstigten und sich in höheren N₂O-Emissionen äußerten.

Stark erhöhte N₂O-Emissionen traten in der Fahrspur auf (Abb. 1b). Verglichen mit den Emissionen aus dem nicht befahrenen Zwischendamm waren sie bis um das 30-fache erhöht. Die höchsten Emissionen von 8180 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ am 24.06. entsprechen einer Freisetzung von ca. 2 kg N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹. Über die gesamte Vegetationsperiode traten Gesamt-N Verluste von 50,4 kg N₂O-N ha⁻¹ Fahrspur bzw. einem auf die Düngung bezogenen Verlust von 33,6 % auf. Stark erhöhte N₂O Emissionen aus traktorverdichteten Flächen wurden von *Hansen et al. (1993)* nachgewiesen. Verglichen mit einer unbefahrenen Fläche führte die Verdichtung zu erhöhten wassergefüllten Porenvolumina und somit zu verringerter O₂-Diffusion in den Boden was als Grund für die höheren N₂O-Verluste verantwortlich war. *Torbert und Wood (1992)* wiesen mit Hilfe eines Laboransatzes nach, daß die N₂O-Freisetzung nicht nur vom Gesamtporenvolumen sondern auch von der Porengrößenverteilung abhängt. Betrachtet man das Verhältnis der Emissionen der drei untersuchten Bereiche so wird klar, daß vor allem weite Grobporen für die O₂ Versorgung eines Bodens verantwortlich sind (vgl. Tab. 1) und somit entscheidend zur Minimierung denitrifikationsbedingter N₂O-Verluste beitragen.

Der Gesamt N₂O-N Verlust der Kartoffelfläche während der Vegetationsperiode lag bei 11,6 kg ha⁻¹ und entsprach 7,7 % des ausgebrachten N-Düngers. Dieser Wert liegt deutlich über den 1,25 %, die

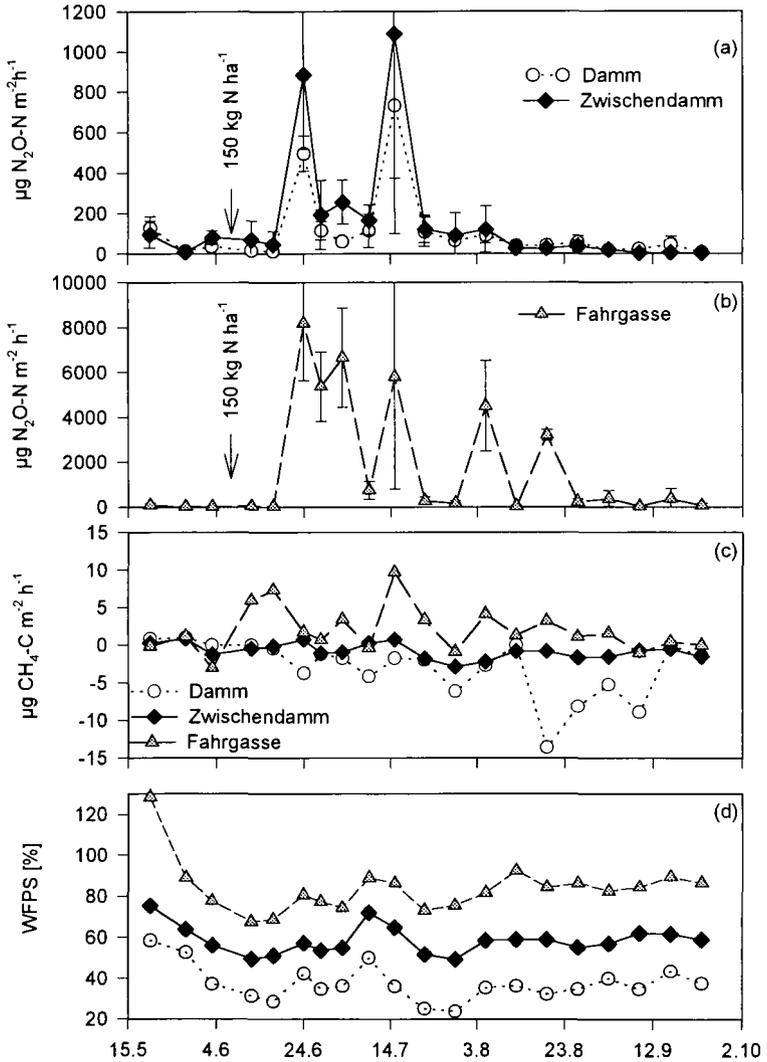


Abb. 1: Mittlere N_2O -Freisetzung aus dem Damm und Zwischendamm während des Untersuchungszeitraumes mit Standardabweichungen (a), mittlere N_2O -Freisetzung aus der Fahrgasse mit Standardabweichung (b), mittlere CH_4 -Flußraten aller drei untersuchten Bereiche (c) und wassergefüllte Porenvolumina (d) in 0-15 cm Tiefe.

derzeit vom IPCC (1996) zur Abschätzung der globalen düngungsinduzierten in-situ N₂O-Emissionen verwendet werden. Unsere Ergebnisse zeigen deutlich, daß kulturspezifische Unterschiede bezüglich der N₂O-Freisetzung berücksichtigt werden müssen.

Bezogen auf jeweils einen Hektar der untersuchten Bereiche wurden 3,59 kg N₂O-N vom Damm, 5,07 kg N₂O-N vom Zwischendamm und 50,35 kg N₂O-N aus den Fahrspuren emittiert. Obwohl letztgenannter lediglich einen Flächenanteil von 16,7 % an der Gesamtfläche ausmacht, beträgt sein Anteil am Gesamtaustrag der untersuchten Fläche 72 %. Der hohe Anteil der Emissionen aus den Fahrgassen zeigt, daß diese bei künftigen N₂O Messungen im Freiland berücksichtigt werden sollten. Die mittleren CH₄-Flüsse der untersuchten Varianten (Abb. 1c) zeigten eine sehr starke Abhängigkeit von der Lagerungsdichte und den damit assoziierten wassergefüllten Porenvolumina (Abb. 1d). Während der Dammbereich über die Vegetationsperiode als CH₄-Senke wirkte kam es im befahrenen Zwischendamm zu einer CH₄-Emission. Für den Damm und den Zwischendamm waren die Diffusionsbedingungen des CH₄ in den Boden entscheidend, wohingegen die hohen Wassergehalte der Fahrgassen zu reduzierenden Verhältnissen führten, die offensichtlich kurzzeitig nicht nur das Redoxniveau der Nitratreduktion sondern auch jenes der CH₄ Bildung erreichten. Eine starke Reduktion der CH₄-Oxidation auf Grund von Bodenverdichtung führten Hansen *et al.* (1993) auf eine Verringerung der CH₄-Diffusion in den Boden zurück. Die CH₄-Oxidationsleistung der Gesamtfläche war sehr gering und betrug während des gesamten Untersuchungszeitraumes von fünf Monaten nur 61 g CH₄-C ha⁻¹.

Schlußfolgerungen:

Bewirtschaftungsbedingte kulturspezifische Unterschiede in der Lagerungsdichte des Bodens sind die Ursache für die hohen N-Verluste (7,7 % des N-Düngers) durch N₂O-Emissionen.

Eine Verringerung der Bodenverdichtung führt zu einer Reduktion der N₂O-Freisetzung und zu einer erhöhten CH₄-Aufnahme eines Bodens.

Literatur:

- Firestone, M.K., and E.A. Davidson (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. pp. 7-21. In M.O. Andreae, und D.S. Schimel (Eds.) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Flessa, H., P. Dörsch, and F. Beese (1995): Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed soils in southern Germany. J. Geophys. Res. 100:23115-23124.
- Hansen, S., J.E. Mæhlum, and L.R. Bakken (1993): N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biol. Biochem. 25:621-630.
- IPCC (1996): Climate change 1995. Scientific and technical analyses of impacts, adaptations and mitigation. Contribution of working group II to the second assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, London.
- Loftfield, N., H. Flessa, J. Augustin, and F. Beese (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. J. Environ. Qual. 26:560-564.
- Torbert, H.A., and C.W. Wood (1992): Effects of soil compaction and water-filled pore space on soil microbial activity and N losses. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 23:1321-1331.

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanziert.

Zum Mechanismus der Bildung von NO und N₂O in Schwarzerdeböden: Neue Ergebnisse aus kinetischen ¹⁵N-Traceruntersuchungen

von

RUSSOW,R.; SICH,I.

1. Einleitung

Distickstoffmonoxid (N₂O) und Stickstoffmonoxid (NO) sind zwei wichtige Spurengase in der Atmosphäre. N₂O ist bekanntlich als so genanntes Treibhausgas mit 5-8 % an der zunehmenden Erwärmung der Erdatmosphäre (Treibhauseffekt) und am Ozonabbau in der Stratosphäre beteiligt. NO bestimmt wesentlich die Oxidationschemie in der bodennahen Atmosphäre und ist hier verantwortlich für die unerwünschte Ozonbildung und führt zur Bildung von Salpetersäure (saurer Regen). Mikrobielle Prozesse in Böden sind eine der Hauptquellen für N₂O und eine signifikante Quelle für NO (WILLIAMS u.a., 1992; CONRAD, 1996). Obwohl der Mechanismus der Bildung beider Gase in Böden prinzipiell bekannt ist (z.B. FIRESTONE und DAVIDSON, 1989), blieben bis heute einige Fragen offen. Wichtige praxisrelevante Fragen sind:

1. Wie ist der Anteil von Nitrifikation und Denitrifikation an der N₂O-Bildung in Abhängigkeit vom Wassersättigungsgrad der Böden (Ausbildung von „hot spots“)?
2. Welche Rolle spielt das NO in diesen Prozessen? Ist es ein Nebenprodukt der Nitrifikation oder ein obligates, freies Zwischenprodukt der N₂O-Bildung im Verlaufe der Denitrifikation. (ZUMFT, 1993; YE u.a., 1994)?
3. Wie hoch ist das Potential für die NO- und N₂O-Emission von Schwarzerdeböden im Mitteldeutschen Trockengebiet, wo kaum typische Denitrifikationsbedingungen auftreten?

Zur Beantwortung dieser Fragen untersuchten wir die NO- und N₂O-Bildung in Schwarzerde mittels der kinetischen ¹⁵N-Isotopenmethode (NEJMAN und GAL, 1971).

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in einem Meß- und Inkubationssystem durchgeführt, in der spezielle Inkubationsgefäße on line an ein GC-MS-Gerät zur Spurengas- und ¹⁵N-Analytik gekoppelt sind (RUSSOW u.a., 1995). Dieses analytische System gestattet die simultane Bestimmung von Konzentration und ¹⁵N-Häufigkeit von N₂, NO und N₂O in einem Analysengang und ermöglicht damit eine zeitlich hoch aufgelöste Analytik der Inkubationsatmosphäre. Die Gestaltung der Inkubationsgefäße gestattet ebenfalls eine hinreichend zeitlich aufgelöste Beprobung des inkubierten Bodens. Nach den Prinzipien der kinetischen Isotopenmethode gehörten zu jeder Untersuchung drei Einzelversuche mit jeweils einem ¹⁵N-Tracer (¹⁵NH₄⁺, ¹⁵NO₂⁻, ¹⁵NO₃⁻).

Im Boden erfolgte über KCl-Extraktion die Bestimmung von ¹⁵NH₄⁺ und ¹⁵NO₃⁻ nach BREMNER und KENNEY, 1966 sowie von ¹⁵NO₂⁻ nach RUSSOW u.a., 1996a. Die Denitrifikationsverluste in Form von N₂ wurden über die ¹⁵N-Gasflux-Methode (HAUCK und MELSTED, 1958; RUSSOW u.a., 1996b) ermittelt.

Die Bedingungen der Inkubationsversuche waren wie folgt:

- Boden: Löß-Schwarzerde; C_i: 3,45 %, N_i: 0,31 %

* UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

- Bodenmenge pro Inkubation: 15 g trockener Boden pro Gefäß; 15 Gefäße (105 g) je Inkubationscontainer
- Wassergehalt: 50-55 % der max. Wasserkapazität (WK) = wasserungesättigte Bedingungen
ca. 95 % max. WK = wassergesättigte Bedingungen
- Inkubationstemperatur: 30 °C
- Konzentrationen von N_{an} im Boden:
 Ungesättigte Bedingungen: $NH_4^+-N = 100$ ppm; $NO_2^--N = 5$ ppm; $NO_3^--N = 50$ ppm
 Gesättigte Bedingungen: $NH_4^+-N = 50$ ppm; $NO_2^--N = 5$ ppm; $NO_3^--N = 100$ ppm
 Details zu den hier vorgestellten Untersuchungen findet man in der Arbeit von SICH, 1997.

Ergebnisse und Diskussion

Als ein Beispiel für die aus den Inkubationsversuchen erhaltenen Meßergebnisse ist der Verlauf von Konzentration und ^{15}N -Häufigkeit der untersuchten N-Verbindungen für den Versuch mit wasserungesättigtem Boden und $^{15}NH_4^+$ -Markierung in Abhängigkeit von der Inkubationszeit in Abbildung 1 dargestellt.

Die Relationen der einzelnen relevanten N-wandelnden Prozesse zueinander bzw. deren Anteile am Gesamtumsatz kann durch Vergleich der Konzentrationen und hauptsächlich der ^{15}N -Häufigkeiten von NO , N_2O , $^{15}NH_4^+$, $^{15}NO_2^-$ und $^{15}NO_3^-$ qualitativ abgeschätzt oder durch Berechnung der einzelnen Bruttoreaktionen mittels kinetischer Gleichungssysteme quantitativ ermittelt werden. Insbesondere kann so überprüft werden, ob NO tatsächlich ein Precursor für N_2O im Verlauf der Denitrifikation ist.

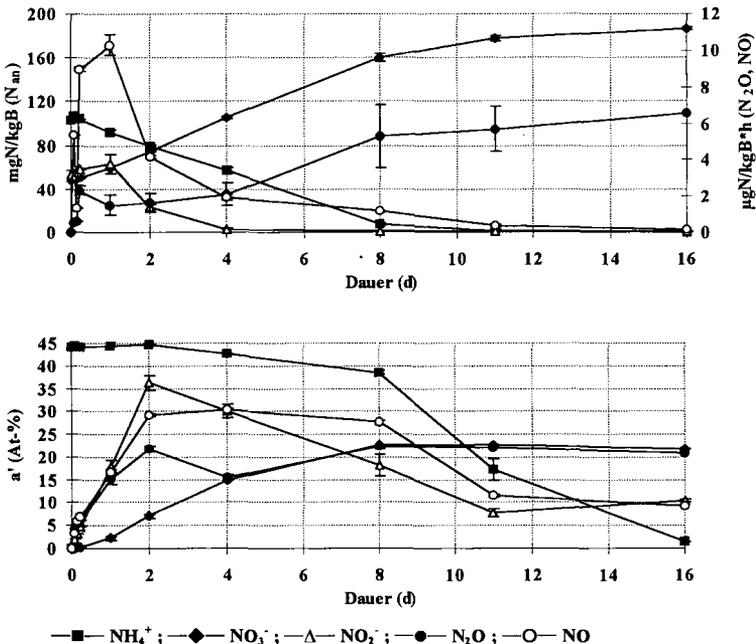


Abbildung 1: N-Gehalt und ^{15}N -Häufigkeit in Abhängigkeit von der Inkubationszeit bei $^{15}NH_4^+$ -markiertem Boden unter wasserungesättigten Bedingungen

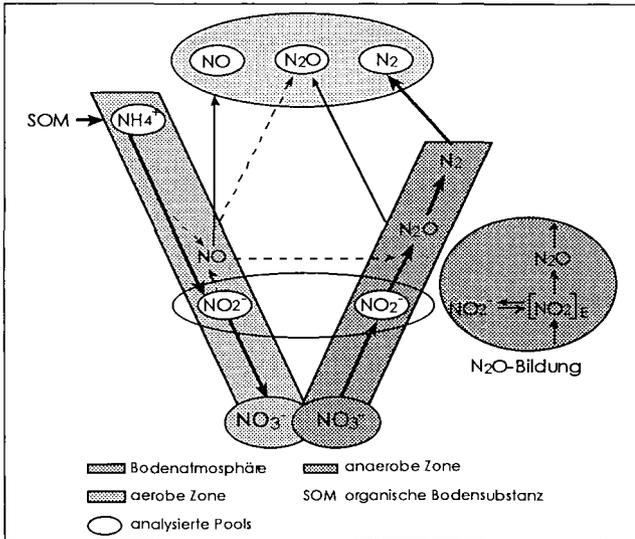


Abbildung 2: Vereinfachter Mechanismus der Bildung von NO und N_2O in Böden

Die Ergebnisse dieser Auswertung der kinetischen ^{15}N -Inkubationsversuche lassen sich zu dem in Abbildung 2 dargestellten Schema für die spurengasbildenden Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse zusammenfassen. Wie zu sehen, laufen beide Prozesse, Nitrifikation und Denitrifikation, sowohl unter wasserungesättigten (annähernd aeroben) als auch unter wassergesättigten (annähernd anaeroben) Bedingungen ab. Das Verhältnis von Nitrifikation zu Denitrifikation hängt vom Grad der Wassersättigung, also von der Ausbildung aerober und anaerober Mikrobereiche im Boden ab. Nitrifikation und Denitrifikation sind verbunden über einen „gemeinsamen“ Nitrat-Pool. Das heißt, das Nitrat, das im aeroben Bereich gebildet wurde, kann, da in einem Bodenaggregat aerobe und anaerobe Mikrobereiche sehr dicht beieinander existieren, schnell in den aeroben Bereich diffundieren und wird dort zu N_2O und weiter zu N_2 reduziert. Im Gegensatz dazu existiert das Nitrit, ein wichtiger Zwischenpool für beide Prozesse, in zwei separaten Pools, da die Geschwindigkeit der NO_2^- -Umwandlung höher ist als die der NO_2^- -Migrationsgeschwindigkeit.

NO entsteht hauptsächlich bei der Nitrifikation in den aeroben Bereichen. Entweder während der Oxidation des Ammoniums zu Nitrit oder direkt aus dem Nitrit. Deshalb fördert eine NH_4^+ -Düngung unter aeroben Bedingungen die NO -Bildung. Diese kann dann die N_2O -Emission um ein Vielfaches übertreffen. Die Rolle des NO als freies obligates Zwischenprodukt der N_2O -Bildung bei der Denitrifikation konnte somit nicht bestätigt werden.

Die Ergebnisse zur N_2O -Emission sind in Tabelle 1 zusammengefasst. N_2O bildet sich vorwiegend in den aeroben Mikrobereichen des Bodens (hot spots) durch Denitrifikation. Nur zu Beginn der Inkubation, wenn sich die anaeroben Mikrobereiche noch nicht voll ausgebildet haben, resultiert ein erheblicher Anteil an der insgesamt jedoch geringen N_2O -Emission aus der Nitrifikation, wahrscheinlich durch NO_2^- -Abbau. Ein erhöhter Wassergehalt fördert die N_2O -Bildung infolge Ausdehnung der anaeroben Bereiche. Das N_2O entsteht bei der Denitrifikation nicht direkt aus dem Nitrat, sondern aus dem Nitrit-Pool im anaeroben Bereich, oder wahrscheinlicher aus einem Nitrat/Nitrit-Enzymkomplex, der in der Prozeßfolge zwischen freiem Nitrat und Nitrit angeordnet sein muß. Letzteres ist eine hypothetische Annahme, die sich aus ergänzend durchgeführten Untersuchungen in homogener Flüssigkultur (hier können sich keine zwei getrennte $^{15}\text{NO}_2^-$ -Pools ausbilden) ergab.

Tabelle 1: N₂O-Emission und prozentualer Anteil der Nitrat-Denitrifikation in anaeroben Bodenzonen

Inkubation in Tagen	Ungesättigte Bedingungen		Gesättigte Bedingungen	
	Emission ¹ mg N/kg*d	Anteil %	Emission ² mg N/kg*d	Anteil %
0- 2	0,04	18-44	0,03	22-25
2- 6	0,03	46-69	6,9	≈ 86
6-10	0,05	81-98	0,5	63-85

¹ N₂-Bildung aus Nitrat ist nicht nachweisbar. ² Ca. 60 % des Nitrates wurde zu N₂ reduziert.

3. Zusammenfassung

* Sowohl unter wasserungesättigten als auch unter nahezu wassergesättigten Bedingungen laufen die Nitrifikation und Denitrifikation parallel ab, das Verhältnis beider Prozesse ist abhängig vom Grad der Wassersättigung.

* Die Bildung von NO erfolgt fast ausschließlich bei der Nitrifikation. Folglich tritt die NO-Emission insbesondere unter ungesättigten, aeroben Bedingungen bei hohen NH₄⁺-Gehalten im Boden auf. Sie kann dann die N₂O-Emission um ein Vielfaches übertreffen.

* Das N₂O wird hauptsächlich durch Denitrifikation von Nitrat gebildet, tritt also verstärkt unter anaeroben Bedingungen, d.h. bei hoher Wassersättigung auf. Auch die unter wasserungesättigten Bedingungen auftretende geringe N₂O-Bildung erfolgt hauptsächlich durch Nitratreduktion in anaeroben Mikrobereichen (hot spots).

* Das NO konnte nicht als freier Precursor des N₂O im Verlaufe der Denitrifikation bestätigt werden.

* Für Schwarzerde-Böden unter den quasi semiariden Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebietes ist eine stetige, aber nur eine geringe N₂O-Emission zu erwarten (sporadische Feldmessungen: 4 -13 g N/ha*d), die jedoch bei erhöhten NH₄⁺-Konzentrationen im Boden (Düngung, Mineralisierungsschübe) durch die NO-Emission deutlich übertroffen wird.

4. Literatur

- Conrad, R 1996 Metabolism of nitric oxide in soil and soil microorganism and regulation of flux into the atmosphere. In: Murell JC, Kelly DP (eds) Microbiology of Atmospheric Trace Gases, Springer, 167-203
- Bremner JM and Keeney DR 1966 Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods: Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30(1966)504-507
- Firestone MK and Davidson EA 1989 Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, eds. M.O. Andreae and D.S. Schimmel, 7-21
- Hauck RD and Melsted SW 1958 Use of N-isotope distribution in nitrogen gas in the study of denitrification. Soil Sci. 86, 287-291
- Neiman MB and Gal D 1971 The Kinetic Isotope Method and its Application. Akademiai Kiado, Budapest
- Russow R, Sich I and Förstel H 1995 A GC-QMS aided incubation system for trace gas studies in soils using stable isotopes. IAEA-SM-334/1, Vienna, 63-72
- Russow R, Stevens RJ and Laughlin R 1996a Accuracy and precision for measurements of the mass ratio 30/28 in dinitrogen from air samples, and its application to the investigation of N losses from soil by denitrification. Isotopes Environ. Health Stud., 32, 289-297
- Russow R, Sich I and Stevens RJ 1996b Fast and highly selective ¹⁵N analysis of ¹⁵N enriched nitrite in water samples and soil extracts by reaction continuous flow mass spectrometer. Isotopes Environ. Health Stud., In press
- Sich I 1997 ¹⁵N-Traceruntersuchungen zur Nitrifikation/Denitrifikation, insbesondere zur Bildung von Stickstoffoxiden in Böden und wäßrigen Medien. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Williams EJ, Hutchinson GL and Fehsenfeld FC 1992 NO_x and N₂O emissions from soil. Global Biogeochemical Cycles 6, 4, 351-388
- Ye RW, Averill BA and Tiedje JM 1994 Denitrification: Production and consumption of nitric oxide. Applied and Environmental Microbiology 60, 1053-1058
- Zumft WG 1993 The biological role of nitric oxide in bacteria. Arch. Microbiol. 160, 253-264

**Untersuchungen zur Veränderung der Standorteigenschaften
landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen im Land Brandenburg
(Randow-Welse-Bruch, Rhinluch)**

von

SAUERBREY,R.; LEHRKAMP,H.; ROHDE,S.

1. Problemstellung

Aus den Torfen der ursprünglichen, noch bis zur Oberfläche wassergesättigten Niedermoore, entsteht durch Entwässerung, d.h. Absenken der Grundwasserstände und Lufteintritt in die entwässerten Torfschichten, Torfboden. Haupteinflussfaktoren dieser Bodenentwicklung sind Schrumpfungs- und Quellungsvorgänge sowie die Mineralisierung der Torfsubstanz. Letztere führt zum allmählichen Rückgang der Torfmächtigkeit (Moorsackung) und über vielfältige Zwischenstufen (SAUERBREY & SCHMIDT 1993) schließlich zum völligen Aufbrauch der Torfböden, ihre Umwandlung über Anmoor- in humose Mineralböden. Damit einher gehen auch Veränderungen der Boden- und Standorteigenschaften, die in ihrem Umfang und ihrer Komplexität bisher noch ungenügend bekannt sind. Die Kenntnis der jeweiligen Bodeneigenschaften und möglicher Trends ihrer Entwicklung ist aber für erfolgversprechende moor- und umweltschonende Bewirtschaftungsstrategien einschließlich der Renaturierungs- oder Regenerationsvorhaben erforderlich.

Das Ziel unserer Untersuchungen ist es, anhand mehrjähriger Meßreihen auf flachgründigen Niedermoorstandorten des Landes Brandenburg den Umfang und zeitlichen Verlauf der Veränderungen bodenphysikalischer Werte sowie des Rückganges der Moormächtigkeit nachzuweisen.

2. Untersuchungsgebiet und -methoden

Trotz der im Vergleich zu den Mineralböden relativ schnell ablaufenden Vorgänge der Bodenentwicklung von Niedermoorstandorten lassen sich Veränderungen von Bodenkennwerten in wenigen Jahren kaum gesichert nachweisen. Deshalb wurden Niedermoorflächen ausgewählt, über die im Datenfonds (Moorarchiv) des Fachgebietes eine langfristige Dokumentation vorliegt. Als dafür besonders geeignet erwiesen sich eine ca. 80 ha umfassende Fläche des im Nordosten Brandenburgs gelegenen Randow - Welse - Bruchs sowie 2 im Zentrum des Oberen Rhinluch gelegene Flächen von 14 und 58 ha, die in ihren Bodeneigenschaften jeweils typisch für diese Mooregebiete sind.

Das Randow-Welse-Bruch ist aufgrund seiner Entstehungsbedingungen in der eiszeitlich geformten Landschaft (Pommersches Stadium der Weichseleiszeit) als Mischtyp eines Durchströmungs-, Verlandungs- und Versumpfungsmoores anzusehen. In der Moorbildungsphase wurden die bereits abgelagerten Torfe durch Grundwasseranstieg häufig überstaut, so daß sich Torf- und Muddebildungen mehrmals überlagern. In der Schichtenfolge liegen über den Talsanden in der Regel Ton- und Sandmudden sowie von Seggen-, Schilf- oder aus beiden Komponenten gebildete Mischtorfe.

Das Rhinluch, ein Gebiet mit lediglich einem Gefälle von 0,012% in ost-westlicher Richtung, liegt am Ausgang des Eberswalder Urstromtales nordwestlich von Berlin. Auch hier war die Niedermoorbildung von den nacheiszeitlich geprägten Oberflächenformen der Landschaft abhängig. Neben den durch Muddeunterlagerungen gekennzeichneten Verlandungsmoorbildungen ist auf weiten Flächen als Ursache der Moorbildung ein oberflächennaher Grundwasserstand mit periodischen winterlichen Überflutungen anzusehen. Wie im überwiegenden Teil des Rhinluches wechseln auf der Untersuchungsfläche im engen Mosaik Torfflach- und Torftiefsande sowie sandunterlagerte Torfe. Vererdeter und vermulmter Torf prägen die Oberbodenhorizonte während im Unterboden Schilftorf mit hohem Seggenanteil überwiegt.

Die Lage der Gebiete im Bereich des Mecklenburgisch-Brandenburgischen Übergangsklimas (bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 7 -8°C betragen die mittleren Jahresniederschläge nur ca. 505 mm mit z.T. negativer Wasserbilanz in der Vegetationsperiode) verstärkt die Auswirkungen von Entwässerungsmaßnahmen auf die Bodenentwicklung.

Grundlage der Auswertungen waren vorhandene Nivellements und Profilbeschreibungen der Flächen aus zurückliegenden Dränprojekten, wiederholte eigene Moorstandortkartierungen mit Höhenaufnahmen sowie die jeweils nach der in situ - Bodenansprache angefertigten Laboranalysen des Trockensubstanz- und Porenvolumens, der Trockenrohichte, des Mineralstoffgehaltes, der Saugspannungs- Wassergehaltsbeziehung sowie der Porengrößenverteilung. Ergänzend wurden auch funktionale Eigenschaften wie die gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) bestimmt.

3. Ergebnisse der Untersuchungen

3.1 Moorsackung / Moorschwind

Die ältesten Unterlagen (Höhenaufnahme, Profilbeschreibung) existieren aufgrund eines Dränprojektes aus dem Jahr 1913 für die Untersuchungsfläche im Randow - Welse - Bruch. Diese wurden 1963, 1977, 1981, 1985, 1993 und 1996 durch die bereits genannten Untersuchungen und Nachkartierungen ergänzt.

Auf den Flächen im Oberen Rhinluch wurden erste Standortansprachen durch Mitarbeiter des Fachgebietes im Jahr 1970 vorgenommen. Intensivere Untersuchungen erfolgten dann im Rahmen eines vom BMFT finanzierten Forschungsverbundprojektes „Biotopmanagement von Niedermooeren“ in den Jahren 1991 bis 1996.

Auf der im Rhinluch gelegenen Fläche „GWR 17“ bewirkten Grundwasserabsenkung und Intensivnutzung als Saatgrasland in 21 Jahren durch Torfmineralisierung eine Abnahme des Moorflächenanteils von ursprünglich 90 auf 60% (Tab.1).

Tab.1 Abnahme der Moormächtigkeit auf der Versuchsfläche GWR 17 (Oberes Rhinluch) im Vergleich 1970 mit 1991

	Anmoor	2 - 4 dm sehr flach- gründig	4 - 8 dm flach- gründig	8 - 12 dm mittelflach- gründig	12 - 30 dm tiefgründig	gesamt
1970						
ha	1,4	6,0	3,0	1,82	1,64	13,86
%	10,2	43,3	21,6	13,1	11,8	100
1991						
ha	5,5	2,83	2,17	1,72	1,64	13,86
%	39,7	20,4	15,7	12,4	11,8	100

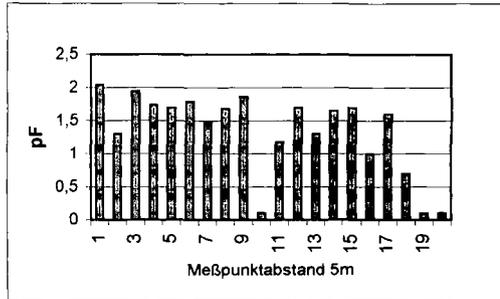
Die wiederholten Höhenvermessungen innerhalb des betrachteten Zeitraums für die im Randow - Welse - Bruch gelegene „Dränfläche 1913“ ergaben innerhalb von 80 Jahren einen durchschnittlichen Höhenverlust von 80 cm, also im Mittel von 1 cm pro Jahr. Dieser betrug allerdings in der bis in die 60er Jahre andauernden relativ extensiven einzelbäuerlichen

Grünlandnutzung im Mittel nur 0,5 bis 0,8 cm jährlich, woraus sich für die Zeit der danach folgenden intensiven Grünlandnutzung bei niedrigeren Grundwasserständen jährliche Torfverluste von bis zu 1,5 cm ergaben.

Aufgrund des eiszeitlich stark reliefierten mineralischen Untergrunds und damit bereits ursprünglich auf kleinem Raum wechselnder Moormächtigkeiten differiert auch der Moorschwund auf den untersuchten Flächen.

Die dadurch bedingte zunehmende Heterogenität des Oberflächenreliefs führt u.a. zu auf der Fläche stark differierenden Oberbodenfeuchten (Abb.1) und Bewirtschaftungsschwierigkeiten.

Abb.1: Saugspannungsverlauf in 30 cm Tiefe entlang eines Transektes auf der Untersuchungsfläche GWR 17 (Rhinluch)



3.2 Veränderung von Bodenkennwerten

Diese Entwicklungen spiegeln sich naturgemäß auch in den bodenphysikalischen Eigenschaften des Standortes wider. So nahm auf der Beispielfläche im Rhinluch in den 23 Jahren seit der ersten Standortaufnahme im Oberbodenhorizont die Trockenrohddichte um 116% und der Glührückstand bei entsprechender Abnahme des Gehaltes an organischer Substanz um 179% zu (Tab.2).

Die Moorsackung ist regelmäßig mit einer Zunahme des Substanzvolumens sowie einer Abnahme des Anteils von Grobporen und damit auch der Wasserleitfähigkeit verbunden. Zur Überprüfung wurden wiederholt kf-Messungen nach der Bohrlochmethode durchgeführt.

Tab.2: Trockenrohddichte und Glührückstand im Profil der Untersuchungsfläche GWR 17 im Vergleich von 1970 / 1993

Tiefe	1970		1993	
	ρt (g/cm ³)	Glührückstand %	ρt (g/cm ³)	Glührückstand %
0 - 10 cm	0,29	20,4	0,34	36,43
30 - 40 cm	0,29	19,2	0,27	13,92
50 - 60 cm	0,17	14,2	0,23	12,66
70 - 80 cm	0,16	12,8	0,22	14,84
80 - 90 cm	0,14	13,5	0,14	14,27

Da die gesättigte Wasserleitfähigkeit (in situ) im grundwassererfüllten Bodenraum gemessen wird, die untersuchten Bodenabschnitte also zumindest den größten Teil des Jahres von einer die Bodenentwicklung begünstigenden Durchlüftung abgeschnitten sind, werden Veränderungen der kf-Werte abgesehen vom unmittelbaren Zeitpunkt nach der Entwässerung nur über längere Zeiträume nachweisbar.

Die im Untersuchungszeitraum festzustellende Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit um über eine Zehnerpotenz (Tab. 3) hat erhebliche Auswirkungen auf den Flächenwasserhaushalt, da in Perioden negativer klimatischer Wasserbilanz der laterale Wasserzufluß im Torfkörper beeinträchtigt wird. Damit wird auch eine für die angestrebte Feuchtwiesennutzung erforderliche Wasserregulierung, zum anderen aber auch eine eventuell angestrebte Renaturierung durch Grundwasserzufuhr und -anhebung erschwert.

Tab. 3: kf-Messungen - Untersuchungsfläche Rhinwiesen

Jahr	Tiefe u. Fl. (cm)	Substrat	Bemerkungen	Mittelwert (m/d) n = 3	kf
1960	60	h-rs/rp 1-2	Wasserstufe 2+	0,68	
1970	60	h-rp 3-4		0,64	
1993	60	h-rp/rs3, mu	dicht gelagert, Aggregate, Wasserstufe 2+/3-	0,013	

Oberflächenvernässung und bei fehlenden Niederschlägen tieferegehende Austrocknung kennzeichnen nunmehr diese in der Bodenentwicklung weit fortgeschrittenen Niedermoorstandorte.

4 Schlußfolgerungen

Aus den Untersuchungen wird die nach wie vor vorhandene erhebliche Dynamik der Bodenentwicklung deutlich, die bei Grundwasserständen unter 60 cm zu weiteren Gefügeveränderungen besonders im Unterboden führt und damit auch die Wachstumsbedingungen für die Pflanzengesellschaften verändern. Eine Vielzahl der die Bodenentwicklung kennzeichnenden Untersuchungsgrößen verändert sich weitgehend irreversibel. Das betrifft insbesondere den Zersetzungsgrad und die damit korrelierenden Größen Glührückstand, Trockenroh- und Reindichte. Da von diesen Meßwerten aber auch solche komplexen, primär den Wasserhaushalt bestimmenden Größen, wie Porenvolumen, Porengrößenverteilung, gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit beeinflußt werden, entsteht mit der Bodenentwicklung, insbesondere im in den ostdeutschen Bundesländern weitverbreiteten Stadium der Degradierung (Vermulmung) letztlich ein in Bezug auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt mit dem ursprünglichen und wieder angestrebten Zustand nicht mehr vergleichbarer Standort. Die landschaftsökologischen Funktionen z.B. die der Wasserspeicherung im jeweiligen Moorgebiet, sowie seine Funktionsfähigkeit als Puffer und Filter sind erheblich gestört.

Literatur

SAUERBREY, R., SCHMIDT, W.(1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren, - Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore, 5-10

Bodenentstehung und Bodenfunktionen auf Löß am Beispiel eines seit 1948 laufenden Dauerversuchs

von

SCHILLING,G.; BESCHOW,H.

1. Einleitung

Kenntnisse über die Entstehung von Böden sind nicht nur von wissenschaftlichem Interesse, sondern sie verdienen auch aus praktischer Sicht Aufmerksamkeit, z.B. bei der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. In Mitteldeutschland mit seinen Braunkohlentagebauen betrifft das vor allem abgeräumte Lößdeckschichten, die nach Auskohlung darunter vorhanden gewesener Lagerstätten landwirtschaftlich genutzt werden sollen. Im Jahre 1948 legte Schmalfuß in diesem Zusammenhang in Halle einen Modellversuch an (Schmalfuß, 1960), der nach nunmehr 48-jähriger Laufzeit bezüglich Ertragsbildung, Entwicklung der C_{org} - und N_{org} -Gehalte in der sich entwickelnden Krume, Humifizierung und Phosphatdynamik ausgewertet werden soll.

2. Anlage und Durchführung des Modellversuchs

Glasierte Tonrohre von 1 m Länge und 40 cm lichter Weite, die unten offen auf einer Bettung von grobem Kies standen, wurden senkrecht in den Boden eingelassen. Sie sind mit reinem Löß (pH 7,6, 17% $CaCO_3$, 0,18% $C_{org}/100$ g) aus Eitzdorf b. Halle gefüllt und mit unterschiedlichen Pflanzen in unregelmäßiger Folge bebaut worden. Die Pflanzen und ihre Häufigkeit waren: Mais (16), Weidelgräser (13), Sommerweizen (5), Luzerne (5), Zuckerrüben, Sommergerste, Ackerbohnen (je 3), andere Pflanzen (1-2). Die Ernährung erfolgte lediglich durch Mineraldüngung, wobei eine Reihe von Zylindern mit N-Staffelung (400, 200, 100, 0 kg N/ha) bei 35 kg/ha P und eine zweite mit differenzierten P-Gaben (35, 17, 9, 0 kg P/ha) bei 400 kg/ha N existierte. K wurde konstant bei allen Varianten mit 166 kg/ha gedüngt.

Jede Variante war in 6-facher Wiederholung vorhanden. Die angegebenen Nährstoffmengen galten seit 1958 einheitlich für alle angebauten Früchte. Vorher gab es teilweise abweichende Dosen (Schmalfuß, 1960). Die Erträge an oberirdischer Masse und an Rübenkörpern wurden jährlich bestimmt und weggeführt. Wurzel- und Stoppelnrückstände sind bei einer Bearbeitungstiefe von ~ 12 cm eingearbeitet worden und dienten der sich entwickelnden Humusbildung. In zeitlichen Abständen wurden Bodenproben aus Krume und Untergrund mit Hilfe eines Rillenbohrers entnommen und auf C_{org} (oxidimetrische Bestimmung nach Springer, 1928), auf Gesamt-N (Scharf, 1988), auf C_{org} im Laugenextrakt (Schmalfuß, pers. Mitteilung), auf die Extinktion dieses Extraktes bei 530 nm sowie auf Phosphatfraktionen (Leinweber, 1996) untersucht. Von Schmalfuß verwendete Methoden

mußten bis heute beibehalten werden, um den zeitlichen Gang der Veränderungen erfassen zu können.

3. Ergebnisse

3.1 Erträge

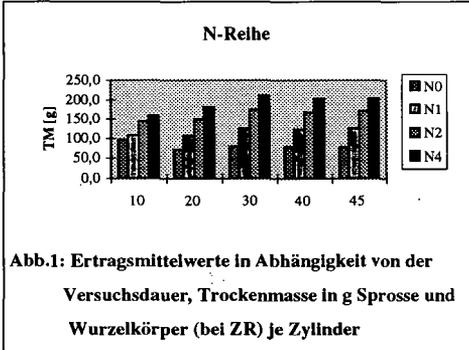


Abb.1: Ertragsmittelwerte in Abhängigkeit von der Versuchsdauer, Trockenmasse in g Sprosse und Wurzelkörper (bei ZR) je Zylinder

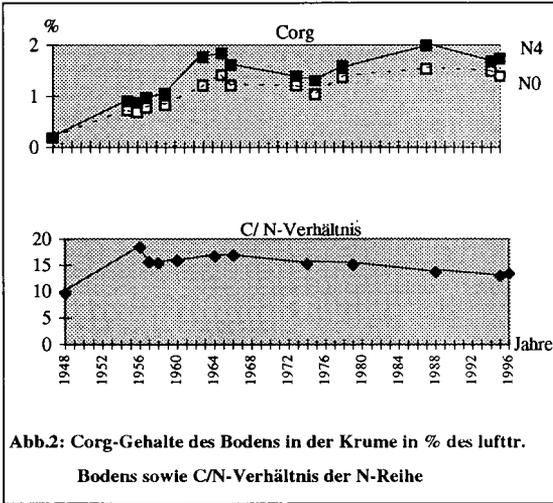
Abb.1 gibt am Beispiel der N-Reihe einen Überblick über die erzielten Erträge. Aufgeführt werden nur die Ertragsmittelwerte pro Jahr nach 1-4 Jahrzehnten bzw. 45 Jahren bei den einzelnen Varianten, um Witterungseinflüsse und Stoffbildungsunterschiede einzelner Pflanzenarten möglichst zu eliminieren. Betrachtet man die Wirkung der unterschiedlichen N-Gaben, so ist über die gesamte Versuchszeit hinweg eine starke ertragsbeeinflussende Wirkung dieses

Nährstoffes zu erkennen. Die höchste Gabe bringt immer auch den höchsten Trockenmassenertrag. Ähnlich verhält sich der Ertragsverlauf in der P-Reihe, der aus Raumgründen hier nicht wiedergegeben werden kann. Verfolgt man dann die Erträge über die ausgewerteten Jahrzehnte bei denjenigen Varianten, die mit Stickstoff gedüngt worden sind, so wird ein Anwachsen bei jeder Variante in den ersten 30 Jahren erkennbar. Offenbar haben die Gehalte an löslichen Nährstoffen und die Bedingungen für deren Transformation nach dieser Zeit ein Optimum erreicht. Danach bleiben die Ertragsmittelwerte annähernd konstant bzw. fallen geringfügig ab. Die Erträge der N₀-Variante sinken - wohl wegen des später geringeren Leguminosenanbaus - zunächst ab, um dann konstant zu bleiben (N-Deposition aus der Luft!).

3.2 C_{org}- und N_{org}-Gehalte in der sich entwickelnden Krume

Abb. 2 zeigt den Gang der C_{org}-Gehalte bei ausgewählten Varianten der N-Reihe sowie das C/N-Verhältnis. Die C_{org}-Gehalte der Krume steigen von Versuchsbeginn an bis 1966 erheblich an, gehen dann etwas zurück, erreichen durch erneuten Anstieg 1988 das Maximum und enden 1996 bei Werten, die denen von 1966 und 1979 ähneln. Man darf daher konstatieren, daß die C_{org}-Gehalte bereits 1966, also nach 18 Jahren Versuchsdauer, Werte erreichen, um die sie dann im wesentlichen nur noch pendeln. Art und Amplitude der Schwankungen hängen dabei lediglich von der jeweils angebauten Frucht ab. Mehrjähriger Gras- oder Luzerneanbau läßt die C_{org}-Gehalte steigen, Zuckerrübenkultur senkt sie drastisch und Maisanbau wirkt relativ indifferent.

Zugleich ist festzustellen, daß die Ertragshöhe keineswegs dem C_{org}-Gehalt folgt, wenn ein gewisses Niveau einmal erreicht ist:



Von 1966 bis 1979 steigen die Erträge trotz fallender C_{org} -Gehalte bei den ausreichend gedüngten Varianten, danach ist es eher umgekehrt. Das C/N-Verhältnis in der organischen Substanz des Bodens wird - offenbar auf Grund der zugeführten frischen Wurzelsubstanz - zunächst weiter, dann verengt es sich. Letzteres deutet auf eine fortschreitende Humifizierung hin.

Abb.2: Corg-Gehalte des Bodens in der Krume in % des lufttr. Bodens sowie C/N-Verhältnis der N-Reihe

3.3 Humifizierung

Tab.1: Einige Kenndaten der organischen Bodensubstanz

Variante	Nach HCl-Vorbehandlung in 0,5%iger NaOH löslich sowie Extinktion der Extrakte bei 530 nm und 1,5 cm Schichtdicke ²⁾ (Extrakte zur Messung 1:1 mit 0,5%iger NaOH verdünnt)			
	1958 ¹⁾		1996	
	mg C/100g B.	Extinktion	mg C/100g B.	Extinktion
N0	189 (100)	0,08 (100)	400 (212)	0,70 (875)
N4	255 (100)	0,1 (100)	444 (174)	0,72 (720)
P0	212 (100)	0,11 (100)	559 (264)	0,92 (836)
P4	286 (100)	0,13 (100)	632 (221)	0,96 (738)

1) Werte von Schmalfuß (1960) ²⁾ Methode von Schmalfuß (pers. Überlieferung)

Um die Humifizierung der im Boden enthaltenen organischen Substanz klarer zu erkennen, wurde der Boden nach Zerstörung der Ca-Humate mit NaOH extrahiert, um die hierin löslichen organischen Verbindungen einschließlich der Huminsäuren herauszulösen. Im Extrakt sind die C_{org} -Gehalte sowie die Extinktion nach Auffüllen auf 250 ml gemessen worden (Tab. 1).

Eine Humifizierung sollte daran zu erkennen sein, daß die Extinktion der Extrakte bei 530 nm im Laufe der Versuchszeit signifikant stärker anstieg als die mit NaOH extrahierbare Menge an C_{org} . Dies war tatsächlich der Fall, und zwar auch zwischen 1979 und 1996 (in Tab. 1 nicht enthalten), obwohl die Menge an Gesamt- C_{org} bei diesen Proben praktisch gleich war (vgl. Abb. 2). Die Humifizierung schritt also unabhängig vom Gehalt an Gesamt- C_{org} ständig voran.

3.4 Phosphatdynamik

Der eingefüllte Löß war sehr phosphatarm (1,27mg P/ 100g nach der Keimpflanzenmethode). Tab. 2 läßt erkennen, daß der Gehalt an P_{DL} durch Phosphatdüngung verständlicherweise im Laufe der Zeit zunahm.

Der Anstieg war um so größer, je weniger P durch die Pflanzen entzogen werden konnte; denn bei fehlender N-Düngung und den dadurch niedrigen Erträgen (Abb. 1) ergab sich ein höherer Gehalt als bei Verabreichung der höchsten N-Gabe. Eine sequentielle Extraktion nach Leinweber (1996) zeigte, daß die P-Anreicherung in der Krume der Variante 0N + 35 kg/ha P im Vergleich zu 0P + 400 kg/ha

N vor allem in Form der „labilen“ Anteile erfolgte und nicht als schwer lösliches Ca-Phosphat. Die P-Festlegung in dem kalkreichen Substrat Löß verlief also wesentlich langsamer als die Anreicherung von C_{org} , ja, letztere hemmte die Festlegung in der Ca-Phosphatfraktion möglicherweise sogar. Einzelheiten werden an anderer Stelle publiziert.

Tab.2: Phosphatbindung im entstehenden Boden, Doppellactatlösliches P (mg P/100 g Boden) in der Krume

Variante	Jahr		
	1979	1988	1996
0 kg P/ha, 400 kg N/ha	0,1	0,2	0,1
35 kg P/ha, 400 kg N/ha	1,7	2,4	2,8
35 kg P/ha, 0 kg N/ha	6,9	7,3	8,2
GD ($\alpha \leq 0,05$, Tukey-Test)	n.b.	1,07	1,94

4. Zusammenfassende Schlußfolgerungen

- Bei hinreichender, jährlich unveränderter mineralischer NPK-Düngung auf dem Sediment Löß stiegen die Trockenmassenerträge der angebauten Pflanzen in den Jahren von 1949 bis 1979 an, um dann annähernd gleich zu bleiben.
- Die C_{org} -Gehalte der „Krume“ wuchsen 1949 bis 1966 von 0,17 % auf über 1,2 % an und schwankten von da an nur noch in Abhängigkeit von der angebauten Frucht. Bei den hoch gedüngten Varianten waren die Gehalte stets am höchsten. Beziehungen zu den Erträgen gab es nach 1966 nicht mehr.
- Die Humifizierung der organischen Substanz schritt unabhängig von ihrem Anteil im Boden ständig voran.
- Bei mineralischer Phosphatdüngung wurde um so mehr P im „Boden“ gespeichert, je geringer die Erträge infolge fehlender N-Mengen waren. Die Anreicherung erfolgte auf dem $CaCO_3$ -reichen Substrat vor allem als „labiles“ und mikrobiell gebundenes Phosphat, nicht als schwer lösliches Ca-Phosphat.

Insgesamt zeigt der Versuch, daß die Bodenbildung auf Löß sehr schnell voranschreitet.

Literatur

- Leinweber, P.(1996): Phosphorus fractions in soils from an area with high density of livestock population. Z. Pflanzenern. Bodenk. 159, 252-256
- Scharf, H. (1988): 100 Jahre Kjeldahl-Aufschluß zur Stickstoffbestimmung. Arch. Acker-, Pflanzenbau, Bodenk. 32 (5), 321-332
- Schmalfuß, K.(1960): Mineraldüngung, Pflanzenertrag und organische Bodensubstanz. Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenk. 90, 50-58
- Springer, U. (1928): Die Bestimmung der organischen, insbesondere der humifizierten Substanz in Böden. Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenk. 11, 313-359

Freisetzung des klimarelevanten Spurengases N_2O in einer typischen Rapsfruchtfolge bei unterschiedlichen N-Düngeintensitäten

von

SCHMÄDEKE, F.; BEESE, F.; BRUMME, R.; LICKFETT, T.; PRZEMECK, E.

Einleitung

Der Anbau von Winterraps als nachwachsender Rohstoff steht im Verdacht, zu einer unerwünschten Erhöhung klimarelevanter N_2O -Emissionen zu führen. Eine genaue Quantifizierung ist bislang jedoch aufgrund der geringen Datenbasis mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Nitrifikation und Denitrifikation werden als N_2O -Entstehungsprozesse angesehen (BOWMAN, 1990). Da nach der Winterraps-ernte gegenüber Getreide regelmäßig erhöhte N_{min} -Gehalte im Boden auftreten (LICKFETT UND PRZEMECK, 1992) und diese eine potentielle Quelle für die N_2O -Bildung darstellen, muß für eine Beurteilung der dem Rapsanbau zuzuordnenden N_2O -Emissionen nicht nur die Vegetationsperiode des Raps selbst, sondern die gesamte Fruchtfolge betrachtet werden.

Ziel dieser Untersuchung ist die Quantifizierung der N_2O -Emissionen einer typischen Winterraps-Fruchtfolge bei unterschiedlich hoher Mineral-N-Düngung.

Material und Methoden

Die N_2O -Freisetzungen wurden auf einem Auenlehmstandort bei Göttingen (tiefer Gley; A_p : Tongehalt > 30 %, pH 7,5; C_{org} 1,6 %; C/N 13) ab März 1995 über 2 Jahre in der Fruchtfolge W-Raps-W-Weizen-W-Gerste und einer mehrjährig ungedüngten Grasfläche bestimmt (Tab. 1). Die mittleren jährlichen Niederschläge des Versuchsstandortes betragen 630 mm, die Jahresmitteltemperatur 8,7 °C. Die Stickstoffdüngung (Ammoniumnitrat) eines jeden Fruchtfolgeglieders erfolgte jeweils im Frühjahr (betriebsüblich in Anlehnung an Empfehlungen der Officialberatung (N_{100}) sowie um 50 % reduziert (N_{50})) in 2 - 3 Teilgaben.

* Institut für Agrilkulturchemie, Von-Siebold-Str. 6, D-37075 Göttingen

** Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen

Die Gasproben wurden mindestens einmal wöchentlich mit dem „closed-box“-Verfahren (MOISIER 1989) gewonnen (Hauben 50 cm Durchmesser, Höhe variabel in Abhängigkeit von Pflanzenlänge). Während des Anreicherungszeitraums von 0,5 - 1,5 h war der Anstieg der N₂O-Konzentration in den Kammern linear. Damit ließen sich die N₂O-Emissionen des Bodens für die betrachteten Zeitabschnitte berechnen.

Tab. 1: Varianten des Feldversuches

Versuchsglieder	1995		1996		1997
	Fruchtart	N-Düngung [kg ha ⁻¹]	Fruchtart	N-Düngung [kg ha ⁻¹]	Fruchtart
1 N „50“	W-Raps	90	W-Weizen	55	W-Gerste
N „100“	W-Raps	182	W-Weizen	110	W-Gerste
2 N „50“	W-Weizen	92	W-Gerste	65	W-Raps
N „100“	W-Weizen	185	W-Gerste	130	W-Raps
3 N „50“	W-Gerste	87	W-Raps	66	W-Weizen
N „100“	W-Gerste	175	W-Raps	133	W-Weizen
„ohne“ N	Grasland	0	Grasland	0	Grasland

Ergebnisse

In der Fruchtfolge W-Raps-W-Weizen-W-Gerste (VG 1) wurden in der Zeit von März 1995 bis Anfang März 1997 zwischen 2,6 (N⁵⁰) und 3 kg ha⁻¹ N₂O-N (N¹⁰⁰) emittiert (Abb. 1). Die höchsten Emissionsraten waren von Dezember '95 bis März '96 unter Winterweizen zu verzeichnen. Die Gesamtemissionen dieser 4 Wintermonate machten zwischen 43 % (N¹⁰⁰) und 50 % (N⁵⁰) der gesamten N₂O-Verluste in diesen Versuchsgliedern aus. Auf Basis der 2 Versuchsjahre ergibt sich für die Fruchtfolge (VG 1) bei halbiertem N-Düngung eine Verringerung der N₂O-N-Emission um 10 %.

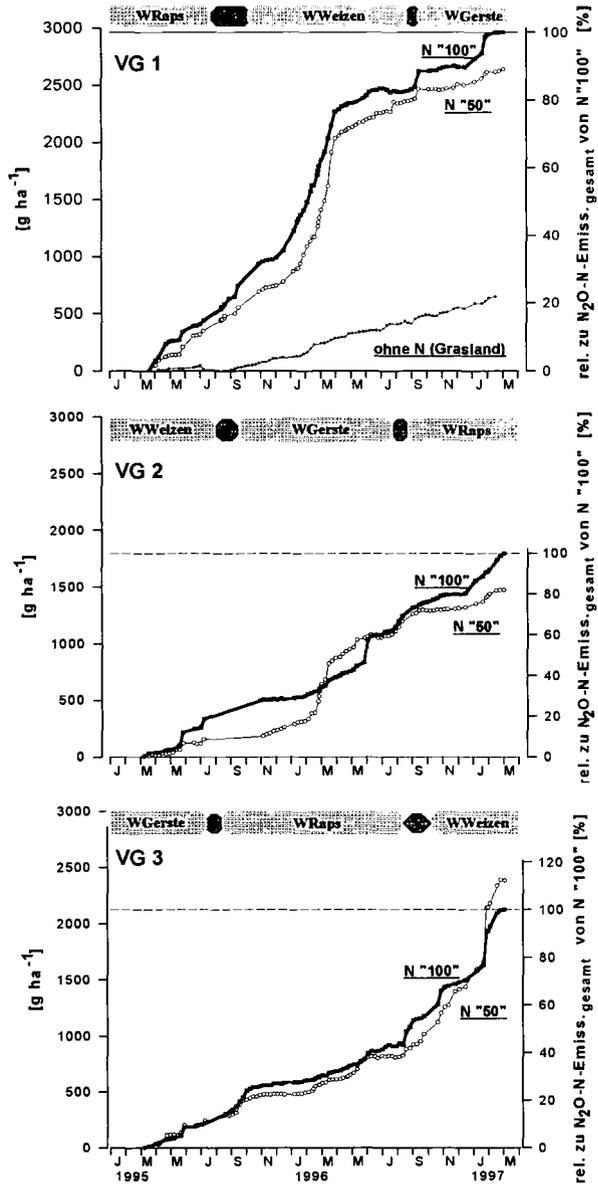


Abb. 1: Kumulierte N₂O-N-Emissionen einer WRaps - Fruchtfolge bei unterschiedlich hoher N - Düngung im Vergleich zu ungedüngtem Grasland

Ein vergleichbarer Anstieg der Emissionsraten nach Rapsanbau zeigte sich erneut unter Winterweizen in den Wintermonaten Dezember 1996 - Anfang März 1997 (VG 3). Eine Halbierung der N-Düngung führte zu keiner Reduzierung der N₂O-Emissionen.

Im Gegensatz dazu waren in den Fruchtfolgepaaren WW-WG und WG-WRa die Emissionen überwiegend niedrig.

Gegenüber den Ackerflächen wurden von der Grasfläche im gesamten Versuchszeitraum die geringsten Lachgasmengen freigesetzt (0,6 kg N₂O-N ha⁻¹).

Zusammenfassung

- Innerhalb der WRaps-Fruchtfolge wurden die höchsten N₂O-Emissionen im Herbst / Winter nach Raps gemessen.
- Eine Reduzierung der betriebsüblichen N-Düngung um 50 % verminderte die N₂O-N-Emissionen kaum. Grund dafür könnte ein hohes N-Nachlieferungsvermögen des Bodens sein, sodaß es zu keiner Beeinflussung der N₂O-Entstehungsprozesse kommt.
- Bei ackerbaulicher Bodennutzung (Rapsfruchtfolge) waren die N₂O-Emissionen (kalkuliert über 3 Jahre) 5-fach höher als bei ungedüngtem Grasland.

Danksagung

Diese Untersuchungen werden von der DEUTSCHEN BUNDESSTIFTUNG UMWELT gefördert.

Literatur:

- Bowman A.F. (1990). Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agroecosystems. (Hrsg.) Transactions 14th International Congress Soil Science, Kyoto, Japan (Rev)
- Moisier A.R. (1989). Chamber and isotope techniques. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, pp. 175-187.
- LICKFETT, T. und PRZEMECK, E. (1992). Auswirkung der Extensivierung von Anbausystemen auf die N_{min}-Gehalte des Bodens und die N-Bilanz am Beispiel von Rapsfruchtfolgen. VDLUFA-Schriftreihe, 35, 627-630.

Ein Grenzlinienansatz zur Prognose von Lachgas-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

von

SCHMIDT, U.; FISCHER, W.R.

Empirische Modelle zur Prognose der N_2O -Emission aus bodenchemischen und -physikalischen Parametern wurden mit Hilfe von Korrelations- oder Regressionsrechnungen durchgeführt (u.a.: Bowden und Bormann, 1986; Breitenbeck und Bremner, 1986; Davidson et al., 1986; Robertson, 1994). Die Erklärungskraft solcher Modelle überstieg selten Bestimmtheitsmaße (r^2) von = 0,5. Häufig wurden in Abhängigkeit von Standorts- und Jahreseinflüssen von Mal zu Mal Korrelationen unterschiedlicher Güte und Richtung ermittelt. Eine Mischform zwischen empirischem und mechanistischem Modell stellt die Grenzlinienanalyse (Webb, 1972) dar.

Die eigenen Berechnungen sollten folgende Fragen beantworten: Ist es möglich, über die Messung des zeitlichen Verlaufs von bodenchemischen und -physikalischen Parametern die Höhe der N_2O -Emission zu prognostizieren? Welche Parameter müssen in ein Modell eingehen, welches unter vielfältigen Einflüssen durch Umweltfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen die N_2O -Emissionen gut prognostiziert? Dazu wurde das von Elliott und deJong (1993) für Denitrifikation adaptierte Grenzlinienmodell weiterentwickelt und darauf aufbauend Prognosen der N_2O -Emissionen auf zwei Weisen berechnet: 1) aufgrund der bodenchemischen und -physikalischen Parameter und 2) über die Menge des eingesetzten N-Düngers in Zusammenhang mit dem Bodenwassergehalt und Bodentemperatur.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in Baden-Württemberg an zwei Standorten durchgeführt: Ab Ende 1993 bis Ende 1994 im Kraichgau, ab Ende 1994 bis März 1996 in Hohenheim bei Stuttgart. Die Böden waren lößbürtige Pararendzinen, Parabraunerden und Kolluvien. Die Messung der N_2O -Emissionen wurde mit geschlossenen Kammern der Grundfläche von 0,125 m² in 8 Wiederholungen durchgeführt (nach Hutchinson und Mosier, 1981, modifiziert). Begleitend wurden in 10 cm Tiefe die Nitratgehalte, Wassergehalte und Temperaturen gemessen. Die N-Düngungen wurden mineralisch mit Kalkammonsalpeter durchgeführt. Im Kraichgau wurden insgesamt 165 bzw. 135 kg N ha⁻¹ in 4 Gaben aufgeteilt und in Hohenheim 100 und 50 kg N ha⁻¹ jew. auf einmal gedüngt. **Grenzlinienanalyse:** Zunächst wurden Daten aus der Beziehung zwischen einer Einflußgröße und den N_2O -Emissionen in einem XY-Diagramm aufgetragen. Eine obere Grenze der Datenwolke (Grenzlinie/ boundary line) repräsentiert die maximal mögliche Emission in Abhängigkeit von der Einflußgröße. Die Grenzlinie wurde als mathematische Funktion formuliert. Darunterliegende Datenpunkte waren unter Bedingungen gemessen worden, bei denen weitere für die N_2O -Emissionen wichtige Einflußgrößen limitierend gewirkt hatten. Voraussetzung für die Konstruktion der Grenzlinien war ein ausreichend großer Datensatz. Für die Grenzlinienanalyse, die in dieser Arbeit vorgenommen wurde, wurden eigene Ergebnisse durch die anderer Autoren ergänzt:

- 1) Messungen aus den Jahren 1995/96 auf einer Braunerde (IU). Die N_2O -Emissionen wurden mit der Methode der geschlossenen Kammern in einem Kartoffelbestand gemessen („Datensatz 2“, Ruser, 1997).

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim (310), 70593 Stuttgart

² Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover

2) Messungen aus den Jahren 1992/93 auf einer Braunerde (IU). Die N₂O-Emissionen wurden mit der Methode der geschlossenen Kammern 1992 in einem Sommergerste- und 1993 in einem Sonnenblumenbestand gemessen („Datensatz 3“) (Flessa et al., 1995).

Für die **Prognose** der N₂O-Emissionen wurden nur die eigenen Daten herangezogen. Diese waren um Emissionereignisse bereinigt worden, die einem Frost/ Tau-Ereignis zugeordnet werden konnten. Die Methode zur Abtrennung dieser Daten ist an anderer Stelle beschrieben worden (Schmidt, 1997). Es wurden zwei verschiedene Verfahren zur Prognose der N₂O-Emissionen verwendet:

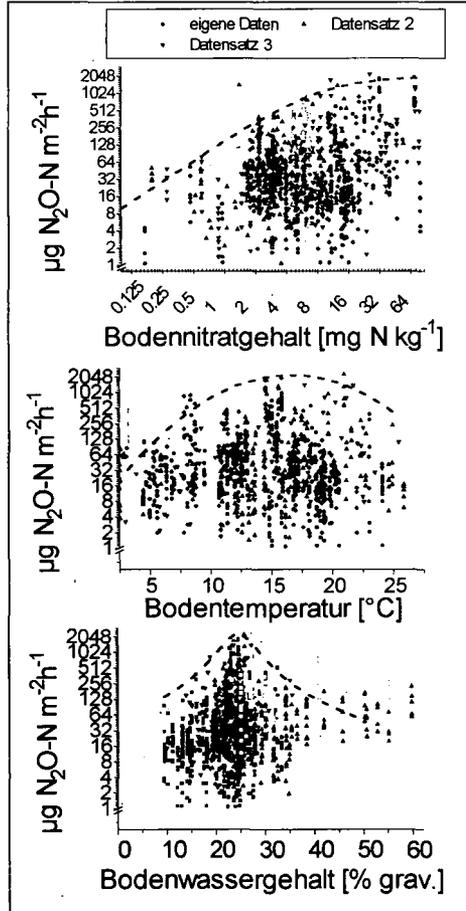


Abbildung 1: Grenzlinien für die Abhängigkeiten der N₂O-Emissionen vom Bodennitrat- und wassergehalt und der Bodentemperatur in jew. 10 cm Tiefe (teilw. log. Darstellung)

1) **Nitratgetriggerte Methode:**

a) Zunächst wurden N₂O-Emissionen über die Nitrat-Grenzlinien-Funktion errechnet (NE_{err Nitrat} Nitrat).

b) Anschließend wurden die Wassergehalts- und Temperatur-Grenzlinien mit Reduktionsfaktoren zwischen 0 und 1 (1 = maximale Emission, 0= minimale Emission) normiert. Da diese Grenzlinien eine Parabelform besaßen, wurden in diesem Fall die geringsten N₂O-Emissionen sowohl bei den kleinsten als auch den größten im Meßbereich liegenden Werten der Einflußgröße gemessen und somit jeweils mit dem Reduktionsfaktor 0 belegt.

c) Die NE_{err Nitrat} wurden mit dem niedrigsten Reduktionsfaktor aus den Grenzlinien für Wassergehalt und Temperatur multipliziert:

$$N_2O\text{-Emission}_{err} = NE_{err\text{Nitrat}} \cdot \text{kleinster Reduktionsfaktor} (NE_{err\text{Wassergehalt}}, NE_{err\text{Temperatur}}) \quad (1)$$

2) **Düngungsorientierte Methode:**

a) Aus den vorliegenden Daten von 10 Düngungsmaßnahmen wurde eine Grenzlinie über die gegen die gedüngte N-Menge (N) aufgetragene Höhe der N₂O-Emissionsspitzen (ES) gelegt.

b) Die aus dieser Funktion errechneten N₂O-Emissionsspitzen (ES_{err}) wurden wie in 1c) mit dem niedrigsten wie in 1b) errechneten Reduktionsfaktor multipliziert.

Ergebnisse

Für die Nitratgrenzlinie wurde eine von der Michaelis/Menten-Kinetik abgeleitete Funktion angepasst (Abb. 1):

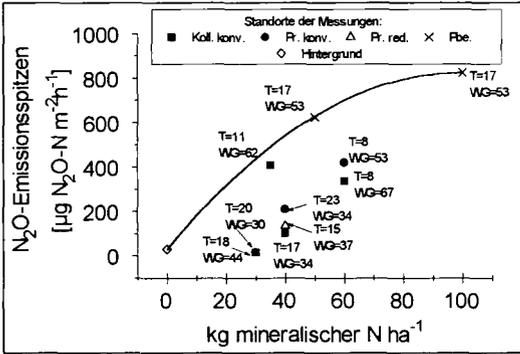


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen der Höhe der N₂O-Emissionsspitzen und der N-Düngermenge mit Grenzlinie. Die Zahlen sind die zum Zeitpunkt des Emissionsereignisses gemessenen Bodenwassergehalte und -temperatur

$$NE = \frac{2500 * NI^{1.2}}{NI^{1.25} + 16} \quad (2)$$

Dadurch wurden als maximale N₂O-Emission 2500 µg N₂O-N m⁻²h⁻¹ und als Nitratgehalt bei $\frac{NE_{max}}{2}$ 16 mg NO₃⁻-N kg⁻¹ eingesetzt.

Die Temperaturgrenzlinie folgte einer Gaußkurve:

$$NE = \frac{25470}{\left(9.2287 \sqrt{\frac{TE}{2}}\right)} * e^{\left(\frac{-2(TE-16.57)^2}{58169}\right)} \quad (3)$$

Nach dieser Formel liegt das Maximum der N₂O-Emission von 2202 µg N₂O-N m⁻²h⁻¹ bei 16.6 °C (Abb. 1).

Die Wassergrenzlinie wurde mit Hilfe einer Lorentz-Funktion angepasst (Abb. 1):

Nach dieser Formel liegt das Maximum der N₂O-Emission von 2319 µg N₂O-N m⁻²h⁻¹ bei einem Wassergehalt von 24,5%.

$$NE = \frac{2x * 28038 * 7.6958}{7.6958^2 + 4(WG - 24.493)^2} \quad (4)$$

Nitratgetriggerte Methode: Eine Modellierung der N₂O-Emissionen mit der nitratgetriggerten Methode brachte eine Übereinstimmung der gemessenen und der errechneten Werte von r² = 0.51.

Düngungsorientierte Methode: Der Zusammenhang zwischen den maximalen Emissionsspitzen (ES_{pot}) und den N-Düngermengen wurde über folgende Funktion errechnet (Abb. 2):

Die errechneten Höhen der N₂O-Emissionsspitzen stimmten mit den gemessenen Werten zu 87% überein.

$$ES_{pot} = 31.17 + 16.07 N - 0.081 N^2 \quad (5)$$

Diskussion

Die Grenzlinien repräsentieren in ihrer Form die Ergebnisse aus mechanistischen Versuchen zur N₂O-Produktion unter kontrollierten Bedingungen und sind in ihrer Höhe und Breite an die vorhandenen Daten der N₂O-Emission angepasst worden (Zur Nitratgrenzlinie u.a.: Limmer und Steele, 1982, Robertson, 1994; zur Wassergrenzlinie u.a.: Davidson, 1991, Pennock et al., 1992; Weier et al. 1993; zur Temperaturgrenzlinie u.a.: Ingraham, 1962; Focht, 1974, McMeekin et al., 1988; Dorland und Beauchamp, 1991).

Bei beiden Modellen zur Prognose der N₂O-Emissionen kam dem Stickstoff die Rolle der treibenden Kraft zur N₂O-Emission zu, dem Wassergehalt und der Temperatur modifizierende Eigenschaften. Diese Modellvorstellung gilt als allgemein akzeptiert (Übersichten in Williams et al., 1992; Granli und Bøckman, 1994).

Schlußfolgerungen

Eine Verbesserung des nitratgetriggerten Modells kann durch eine verbesserte Methodik zur Messung mikrobiell verfügbarer Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen erwartet werden. Dabei erscheint es aussichtsreicher, mit einem Kapazitätsmodell und Umsetzungsraten als mit Intensitäten zu rechnen. Das vorgestellte Modell zur Prognose der maximalen N₂O-Emissionen nach Düngung (düngungsorientiert) kann

anhand von Meßergebnissen aus der Literatur erweitert werden. Zur Überprüfung des Zusammenhangs zwischen der Höhe der maximalen N₂O-Emission und längerfristigen Emissionen sollten Korrelationen vorgenommen werden.

Literatur

- Bowden, W.B. und F.H. Bormann, 1986: Transport and loss of Nitrous Oxide in soil water after forest clear-cutting. *Science* 23: 867-869
- Bowden, W.B. und F.H. Bormann, 1986: Transport and loss of Nitrous Oxide in soil water after forest clear-cutting. *Science* 23: 867-869
- Davidson, E.A. 1991: Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems, in: *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*, J.E. Rogers, W.B. Whitman (Eds), American Society for Microbiology, Washington, D.C. 219-235
- Davidson, E.A. und W.T. Swank, 1986: Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification, *Applied Environ. Microbiol.* 52: 1287-1292
- Dorland, S. und E.G. Beauchamp, 1991: Denitrification and ammonification at low soil temperatures, *Can. J. Soil Sci.* 71: 293-303
- Elliott, J.A. und E. Jong de, 1993: Prediction of field denitrification rates: a boundary-line approach, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 82-87
- Flessa, H., P. Dörsch und F. Beese, 1995: Seasonal variability of N₂O and CH₄ fluxes. *J. Geophys. Res.*, Vol. 100, Nr. D11, Heft 23: 115-124
- Focht, D.D. 1974: The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen - a zero order kinetic model, *Soil Sci.* 118: 173-179
- Granli, T. und O. Bockman, 1994: Nitrous oxide from agriculture, *Norwegian Journal of Agricultural Science* 12 supplement: 1-123
- Granli, T. und O. Bockman, 1994: Nitrous oxide from agriculture, *Norwegian Journal of Agricultural Science* 12 supplement: 1-123
- Hutchinson, G.L. und A.R. Mosier, 1981: Improved soil cover method for field measurement of Nitrous Oxide fluxes, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 311-316
- Limmer, A.W. und K.W. Steele, 1982: Denitrification potentials: measurements of seasonal variation using a short-term anaerobic incubation technique, *Soil Biol. Biochem.* 14: 179-184
- McMeekin, J.A., J.A. Olley, und D.A. Ratkowsky, 1988: Temperature effects on bacterial growth rates, in: *Physiological models in microbiology*, M.J. Bazin, J.I. Prosser (Eds), CRC press, Boca Raton, FL: 15-35
- Pennock, D.C., v. Kessel, C., R.E. Farrell, und R.A. Sutherland, 1992: Landscape-scale variations in denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 770-776
- Robertson, K. 1994: Nitrous oxide emission in relation to soil factors at low to intermediate moisture levels. *J. Environ. Qual.* 23: 805-809
- Ruser, R. 1997: persönliche Mitteilung
- Schlichting, E., H.P. Blume, und K. Stahr, 1995: *Bodenkundliches Praktikum*, Blackwell, Berlin-Wien: 295p.
- Schmidt, U., 1997: Nitrous oxide emissions from agricultural fields and their controlling parameters. 7th. Int. Workshop on Nitrous Oxide Emissions, 21.-23.4.1997, Köln.
- Webb, R.A. 1972: Use of the boundary line in the analysis of biological data. *J. Hort. Sci.* 47: 309-319
- Weier, K.L., J.W. Doran, J.F. Power, und D.T. Walters, 1993: Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 66-72
- Williams, E.J., G.L. Hutchinson, und F.C. Fehsenfeld, 1992: NO_x and N₂O emissions from soil. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 351-388

Kriterien zur Bewertung von Umweltrisiken organochemischer Bodenbelastungen

von

SCHULZ,E.; HEINRICH,K.

Belastungen von Böden können heute analytisch relativ leicht nachgewiesen werden und die technischen Möglichkeiten, immer geringere Mengen von Schadstoffen nachweisen zu können, verbessern sich ständig. Die Grenzwerte für Schadstoffe in Wässern oder Böden unterschiedlicher Nutzungsart belegen dieses ebenso. Weitaus schwieriger ist es einzuschätzen, inwieweit eine Schadbelastung auch ein Risiko für andere Umweltkompartimente oder den Menschen darstellt. Die Risikoabschätzung hängt dabei nicht nur von den stofflichen Eigenschaften der chemischen Stoffe selbst ab sondern auch die unterschiedlichen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden sowie die äußeren Witterungsbedingungen bestimmen weitgehend das Verhalten dieser Stoffe im Boden.

Die dem Boden zugeführten Stoffe bzw. Stoffgemische werden dort in unterschiedlicher Weise akkumuliert, transportiert oder metabolisiert, so daß eine Risikoabschätzung dieser Teilprozesse je nach Nutzung der betroffenen Flächen als Einzelbetrachtung oder im Komplex erfolgen muß. Dazu gehören Aussagen zur Akkumulation von Stoffen im Boden, zu deren Mobilität sowohl hinsichtlich eines Transportes in tiefere Bodenschichten und möglicherweise bis ins Grundwasser als auch einer Verfügbarkeit für die Aufnahme durch die Pflanze sowie der Bindung von Fremdstoffen zu Bodenfraktionen unterschiedlicher Stabilität.

Zur Abschätzung von Risiken des Eintritts von Schadstoffen in die Nahrungskette dienen Untersuchungen zum **Transfer** in die pflanzliche Biomasse. Beispielfhaft werden Ergebnisse aus Gefäßversuchen mit Löß-Schwarzerde bzw. Tieflehm-Fahlerde vorgestellt, in denen eine Bodenkontamination durch Einmischen von jeweils 50 mg/kg der Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor sowie zweier Vertreter der Gruppe der PAK (Fluoranthen und Benzo-a-pyren) erzeugt wurde. Die Versuchspflanze Mais wurde bei optimalem Düngungsniveau der Hauptnährstoffe sowie bei optimaler Bodenfeuchte über einen Zeitraum von bis zu 120 Tagen mit Zwischenernten nach 30, 60 und 90 Tagen kultiviert. Die Böden entstammten Dauerdüngungsversuchen der Standorte Thyrow (Tieflehm-Fahlerde) und Bad Lauchstädt (Löß-Schwarzerde), die nach langjährig differenzierter Düngung große Unterschiede im Gehalt an organischer Substanz (C_{org}) sowie im Tongehalt aufwiesen. Von den beiden Stoffgruppen wurde jeweils die besser wasserlösliche Substanz in höherem Maße von den Pflanzen aufgenommen, wobei die Gehalte an Fluoranthen und Benzo-a-pyren insgesamt wesentlich geringer waren. Die Gehalte an Lindan und Methoxychlor im Sproß- und Wurzelmaterial waren nach einer Wachstumsperiode von 30 Tagen noch sehr hoch (bis zu rd. 180 mg/kg Pflanzen-TS). Im Versuchsverlauf nahmen diese bei Lindan sowohl im Sproß als auch in der Wurzel stark ab (0,02 bis 1,96 mg/kg Pflanzen-TS). Methoxychlor war nach 120 Tagen im Pflanzensproß nicht mehr nachweisbar, dagegen enthielten die Wurzeln noch ca. 13 - 16 mg/kg Pflanzen-TS dieses Pestizides. Es wurde eine deutliche Abhängigkeit des Schadstoffzuges vom Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff (C_{org}) festgestellt.

Aufgrund von Sorptionsprozessen und Wechselwirkungen der Substanzen zu C_{org} waren in der humusreicheren Löß-Schwarzerde weniger Schadstoffe in der Bodenlösung für eine Pflanzenaufnahme verfügbar als in der C_{org} -armen Tieflehm-Fahlerde (Abb. 1). Es ergab sich eine enge Korrelation ($r^2 = 0,82$) zwischen dem Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff und der Aufnahme der Organochlorpestizide in der Gesamtanlage.

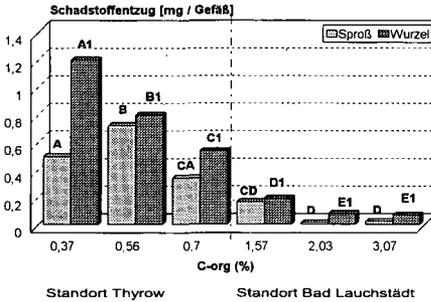


Abb. 1: Einfluß des Gehaltes an organischem Kohlenstoff auf den Entzug von Lindan und Methoxychlor durch Mais im Gefäßversuch

In einem Gefäßversuch zu gleicher Fragestellung jedoch aus über bereits lange Zeit kontaminierten Böden der Auengebiete der Mulde im Raum Bitterfeld wurden ebenso hohe Konzentrationen und Entzüge der Hauptbelastungskomponente, des beta-Isomeren des HCH, von bis zu 200 mg/kg Pflanzen-TS von Mais gefunden.

Zur Erfassung von Risiken einer **Verlagerung** von Fremdstoffen in tiefere Bodenschichten können Lysimeteruntersuchungen Aussagen liefern. Radiotraceruntersuchungen geben sehr detaillierte Informationen über den Verbleib von Chemikalien im Boden des Lysimeterkörpers bzw. im Sickerwasser und in der pflanzlichen Biomasse. Geeignet sind jedoch auch Modellversuche, die durch spezielle experimentelle Anordnungen sowie durch entscheidende Prozeßvereinfachungen die Beschreibung von Verlagerungsprozessen von Schadstoffen ohne Radiotracerinsatz ermöglichen.

In 20 tiefengestaffelten Lysimetern wurden Untersuchungen zum Transport von organischen Umweltschadstoffen in der wasserungesättigten Bodenzone im Vergleich zur Wasserbewegung mit dem Ziel einer Modellierung der beiden Prozesse durchgeführt. Im Hinblick auf eine Modellierung der Transportprozesse (Modellsubstanzen und Wasser) wurden als Vereinfachungen des Experimentalsystems die Pfäde Pflanzenaufnahme und Wasserverdunstung ausgeschlossen, d.h. die Lysimeter sind ohne Bewuchs und abgedeckt. Die Lysimeter wurden 1989 mit lehmigem Sand (0,91% C_1 ; 0,107% N_1 ; 12% Ton; 20% Grob- u. Mittelsand) bzw. Sand (0,69% C_1 ; 0,067% N_1 ; 5% Ton; 6% Grob- u. Mittelsand) gefüllt. Sie besitzen eine Oberfläche von 0,201 m² (Abb. 1) und sind in Tiefenstufen von 25, 50, 100, 200 und 300 cm gestaffelt. Die Lysimeter erhalten Wassergaben von 800 mm Jahresniederschlag als tägliche bzw. wöchentliche Beregnung. Berechnet auf die Bodenmenge der Schicht 0 bis 5 cm wurden jeweils 200 ppm Lindan und Methoxychlor, 100 ppm beta-HCH in diese Bodenschicht eingemischt.

Im lehmigen Sand erfolgte ein weitaus höherer Austrag des Lindans aus den Tiefen von 25 cm und auch noch von 50 cm als aus dem Sandboden. Offenbar spielt dabei der „schnelle Massenfluß“ aufgrund des höheren Grobporenanteils im lehmigen Sand eine wesentliche Rolle. Ein weiterer Einflußfaktor ist die Art der Beregnung. Während in den Lysimetern mit sandigem Boden tendenziell in 25 cm Tiefe bei täglicher Beregnung mehr Lindan ausgetragen wird als bei wöchentlicher Beregnung (jedoch lediglich 0,3% gegenüber 0,05% der applizierten Menge), ist dies im Falle der Lysimeter mit lehmigem Sand umgekehrt. Hier werden in den

Tiefen 25 und 50 cm bei täglicher Beregnung 1% - 5% Lindan gegenüber 13% - 15% bei wöchentlicher Beregnung mit dem Sickerwasser ausgetragen.

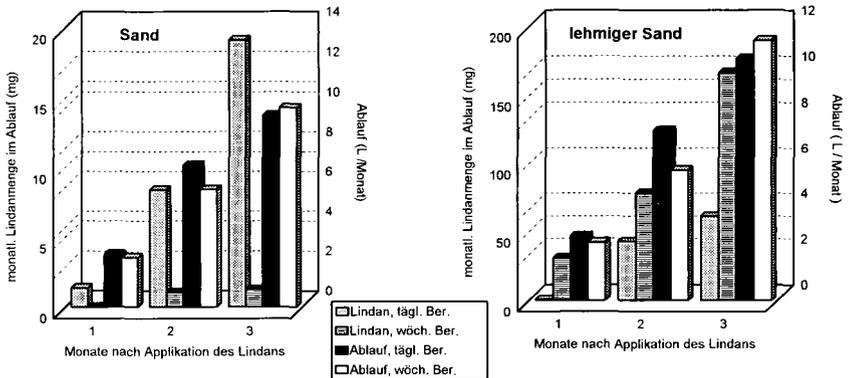


Abb. 2: Verlagerung von Lindan mit dem Sickerwasser aus einem Lysimeter mit sandigem bzw. lehmig-sandigem Boden (25 cm Tiefe)

Außer Lindan sind bisher keine bzw. keine nennenswerten Mengen der Organochemikalien bis in eine Tiefe von 100 cm ausgetragen worden und zunächst ist noch kein deutlicher Einfluß von Bodenart oder Beregnungsweise erkennbar.

Aussagen zum Abbaupotential verschiedener Böden für organische Schadstoffe erfordern grundlegende Untersuchungen zum Verhalten der Chemikalien in Böden. Ein zentrales Problem ist dabei die Frage der **Übertragbarkeit** von Labor- auf Modell- oder Freilandbedingungen. Beispielhaft werden Untersuchungen zum Verhalten von Fluoranthen im Boden unter Freiland- und Laborbedingungen dargestellt. Bodenproben einer Löß-Schwarzerde vom Standort Bad Lauchstädt wurden mit 11 mg/kg Fluoranthen vermischt. In einem **Freiland-Mikrokompartimentversuch** wurde mit dem Schadstoff homogenisierter Boden (jeweils 10 g) in Edelstahlzylinder eingefüllt, nach optimaler Befeuchtung des Bodens mit atmungsaktiver Folie verschlossen und im Freiland eingegraben. Zu verschiedenen Terminen erfolgte die Bestimmung des Schadstoffgehaltes im Vergleich zur Ausgangskonzentration. Parallel dazu wurde im Labor ein entsprechender **Inkubationsversuch** angelegt, das Boden-Schadstoffgemisch unter optimalen Umsatzbedingungen (60% $W_{k,max}$, 25°C) inkubiert und ebenfalls zu verschiedenen Terminen der Restschadstoffgehalt bestimmt. Für Fluoranthen wurde bei Annahme einer Abbaukinetik erster Ordnung im Freiland eine Halbwertszeit von rd. 50 Tagen und unter für Mikroorganismen optimalen Bedingungen im Laborversuch von 12 Tagen ermittelt. Über die Transformation der Kalenderzeit des Zeitraumes des Freilandmikrokompartimentversuches in eine biologisch wirksame Mineralisierungszeit (WMZ, optimale Temperatur und Feuchte für mikrobielle Umsatzprozesse, KARTSCHALL 1986) konnte eine mit dem Inkubationsexperiment vergleichbare Halbwertszeit für den Abbau des Fluoranthens von ca. 7,3 Tagen errechnet werden. Über eine Transformation der Kalenderzeit mit Hilfe der WMZ deutet sich eine Möglichkeit des Vergleichs von Ergebnissen aus Labor- und Freilandexperimenten an.

Das Verhalten von organischen Schadstoffen im Boden wird u.a. durch die Bindung an gelöste organische Bodensubstanz oder an **leicht umsetzbare Fraktionen der organischen**

Bodensubstanz (OBS) bestimmt. Der Heißwasserextrakt stellt eine relativ undefinierte Fraktion der OBS dar. Sie enthält Teile der mikrobiellen Bodenbiomasse, einfache organische Verbindungen sowie unter den Extraktionsbedingungen durch Wasser hydrolysierbare bzw. depolymerisierbare, d.h. die am leichtesten umsetzbaren Teile der OBS und kann somit als Teil der aktiven OBS angesehen werden. Aus ersten Untersuchungen zur Abschätzung von Umweltrisiken von teilweise sehr stark mit dem β -Isomeren des Hexachlorcyclohexan (β -HCH) kontaminierten Flächen konnte gezeigt werden, daß im **Heißwasserextrakt** dieser Böden ca. 8 - 11 % der Gesamtgehalte dieser Substanz enthalten sind, die auch in tiefere Bodenschichten verlagert werden können.

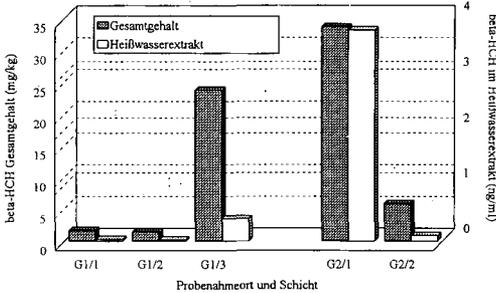


Abb. 3: Gesamtgehalt bzw. heißwasserextrahierbarer Gehalt an beta-HCH in unterschiedlichen Bodenschichten zweier Probenahmestellen im Auengebiet der Dessauer Mulde nahe des Ortsteils Kleutsch

Physikalische Methoden der **Fraktionierung** der OBS basieren entweder auf einer Fraktionierung hinsichtlich der Partikelgröße oder hinsichtlich der Dichte der Ton-Humus-Komplexe (THK) bzw. auf einer Kombination von beiden Fraktionierungsaspekten, wobei weitgehend ursprüngliche Zusammensetzung und Eigenschaften der OBS unverändert bleiben und die Ergebnisse der Charakterisierung der erhaltenen Fraktionen eng mit der Struktur und Wechselwirkungen der OBS zu Nähr- und Schadstoffen korrelierbar sind. Untersuchungen zur Verteilung von organischen Schadstoffen in Korngrößen- bzw. Dichtefractionen der OBS ließen erkennen, daß es tendenziell zu einer **Akkumulation** in der **Tonfraktion** (< 1µm, THK) kommt (Abb. 4).

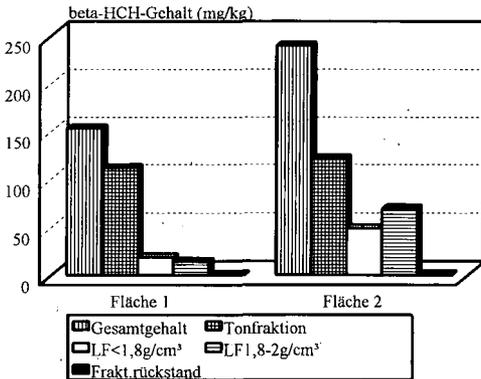


Abb. 4: Verteilung von beta-HCH in Korngrößen- und Dichtefractionen von Aueböden der Mulde nahe Bitterfeld (LF ... Leichte Fraktion)

Literatur: Verwendete Literatur ist beim Autor einzusehen

Digitale Vorklassifizierung forstlicher Standortmerkmale

von

SCHULZ,R.; WACHTER,H.; JANSEN,M.

1 Einleitung

Aufgabe der forstlichen Standortkartierung ist die Erkundung der naturräumlichen Eigenschaften der Wälder und die Bereitstellung dieser Information für die ökologisch ausgerichtete forstliche Bewirtschaftung, insbesondere der Wahl einer standortsgemäßen Baumartenzusammensetzung (Arbeitskreis Standortkartierung, 1996).

Die Kartierung in Niedersachsen gehört zur Gruppe der zweistufigen Verfahren, wobei die erste Stufe eine regionale Untergliederung des zu kartierenden Gesamtgebietes z.B. nach Temperatur und Niederschlag in Wuchsgebiete und Wuchsbezirke beinhaltet (Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1997). Die zweite Stufe besteht in einer Abgrenzung der kleinräumigen Einheiten mittels empirischer Vorgehensweise. Standortmerkmale aus den Bereichen "Lage im Gelände", "Vegetation" und "Boden" werden nach dem sog. "Geländeökologischen Schätzrahmen" angesprochen. Einzelinformationen werden in der aus vier Komponenten bestehenden Kennziffer aggregiert (Bsp.: 19.5-.3.3.f):

Ziffer 1: Bodenfeuchtigkeit u. Geländeform (19: Schatthang)

Ziffer 2: Nährstoffversorgung (5-: gut)

Ziffer 3: Substrat (3: 70/80 cm mächtige Lössе o.ä.)

Ziffer 4: Lagerung, (3: basenreiche Feinlehme ü. reichem G.)

Buchstabenkennung: Standortvariante ("f" = feucht)

Innerhalb des Projektes "Forstökologisches Informationssystem" (FIS-Ö) wird daran gearbeitet, forstlich relevante Zustandsgrößen aus digital verfügbaren Primärdaten abzuleiten, zu regionalisieren und sie der Forstverwaltung für praktische Anwendungen an die Hand zu geben, wie es im folgenden beispielhaft gezeigt wird.

2 Geomorphologische Analyse zur Unterstützung der Standortkartierung

Am Beispiel des Forstamts Reinhausen und seiner Genossenschaftsforsten (2430 ha) im südlichsten Bereich Niedersachsens (10 km südöstlich von Göttingen) wurde im Rahmen einer Kartierung auf Muschelkalk-, Buntsandstein- und Lößsubstraten durch 16 Forstreferendaren im Mai und Juni 1997 getestet, inwiefern sich auf Höhendaten aufbauende thematische Karten in einzelnen Phasen der Kartierung verwenden lassen. Als Datenbasis diente das DGM5, d.h. Rasterzellen einer Weite von 12.5m; die Software war ARC/Info 7.03 unter Solaris 2.3.

Vorbereitet wurden Karten der

- **Insolationsjahressumme (Indexwerte):**
abgeleitet von: Horizontabschirmung, Winkel Strahl/Fläche, durchlaufener Troposphärenstrecke, morgendlichem Dunst, monatliche Bewölkungs- und Nebelverhältnissen.
Intention: hohe Insolation steht für hohen direkten Strahlungseintrag, d.h. potentiell warm-trockene Verhältnisse.
- **Windexponiertheit im Jahresmittel (Indexwerte):**
abgeleitet von: Höhenverhältnis Zelle-Hindernis, Entfernung Zelle-Hindernis, Mindesthöhen- und -entfernungsdifferenz gewichtet nach Windstärke und 8 Windrichtungshäufigkeiten.
Intention: hohe Windexponiertheit bedeutet Verdunstungsanstoß, Wärmeabfuhr, mechanische Beanspruchung des Bestandes, d.h. potentiell trockenere, verhägte Verhältnisse.
- **Relative Exponiertheit (Indexwerte):**
als Maß für die relative Höhe eines Punktes im Verhältnis zur Umgebung.
Intention: geringe Exponiertheit bedeutet geringe Lichteinträge und Durchlüftung, starke Kaltluftakkumulation, d.h. potentiell naß-kalte Verhältnisse.
- **Reliefeinheiten und deren Varianten (Karte 1)**
Intention: Vorschlag zur Kartierung der o.g. Ziffer 1 "Bodenfeuchtigkeit und Geländeform"

Die zugrundeliegenden Modelle wurden in einer Vorlaufphase anhand vorliegender Kartierungen von Forstämtern des Harzes, einer Altkartierung in Reinhausen und in Diskussion mit Kartierern des Forstplanungsamtes erstellt.

Während die ersten drei Themen separate geländeklimatische Aspekte abbilden, handelt es sich bei der vierten um eine Synthese einerseits der ersten drei und andererseits etwa 10 anderer geomorphologisch ausgerichteter Informationslagen, wie z.B. des "Horizontalwölbungsgrades am Hang", der "Hanglänge oberhalb einer Geländezelle" oder der "Anzahl tributärer Zellen".

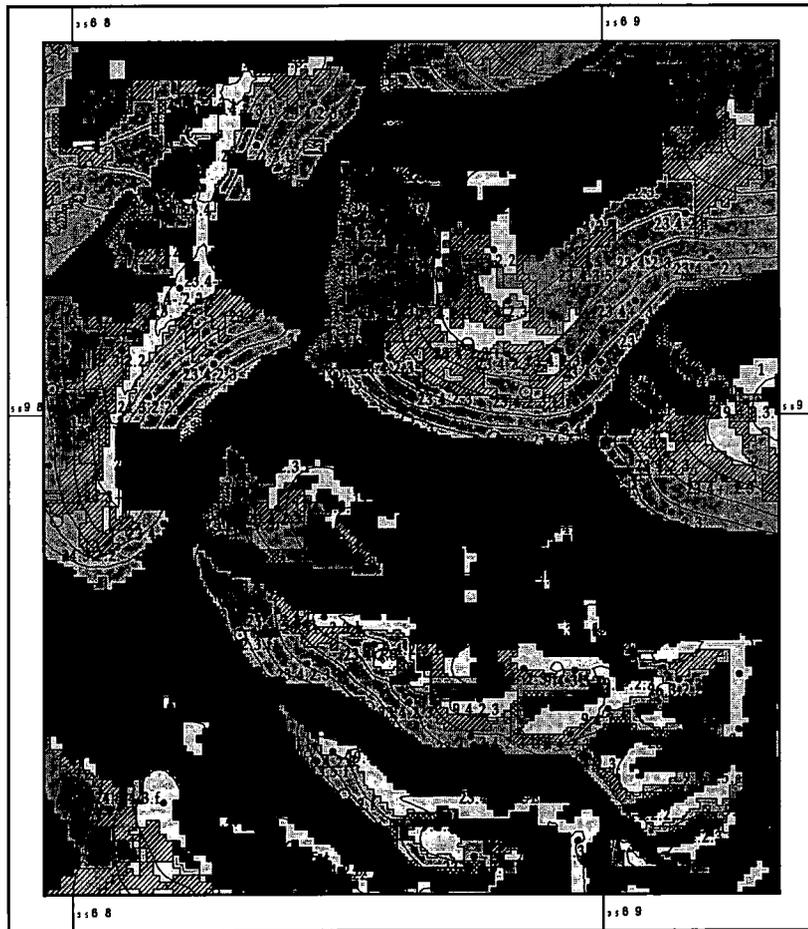
Das Material konnte in allen Abschnitten der Gelände- und anschließenden Schreibtischarbeit verwendet werden, um

- a sich Orientierung über die Reliefgegebenheiten zu verschaffen,
- b die Ansprache der Bodenprofile (1 pro 3,3 ha, Grobkartierung) und der Bohrpunkte (1 pro 1 ha, Feinkartierung) zu unterstützen,
- c die vorläufige Abgrenzung der Flächen gleicher Ausstattung zu erleichtern,
- d den Kartierer auf besondere Gegebenheiten und gleiche Ausstattung des Geländes visuell hinzuweisen und
- e die flächenhafte endgültige Abgrenzung der Standorteinheiten, d.h. den Wechsel von der Punkt- zur Flächeninformation, zu erleichtern bzw. auf einer objektiven Basis abzusichern.

3 Ergebnisse und Diskussion

Der praktische Einsatz der digital abgeleiteten geländeklimatischen und geomorphologischen Karten im Rahmen der Standortkartierung der Genossenschaftsforsten im FoA Reinhausen sollte zeigen, welche Karten für welchen Teilabschnitt der Kartierung zu gebrauchen sind.

Die digitale Vorklassifizierung der Wasserhaushalts- und Geländeformtypen (Karte 1) ist für den Gebrauch während der Grob- und Feinkartierung sowie bei der Flächenabgrenzung in hohem Maße nütz-



*Karte 1: Klassifizierte
Reliefeinheiten u. Varianten
mit Punktkartierungen*

-  *Engtäler, Täler*
-  *Ebenen, Plateaus, breite Rücken (- 3%)*
-  *Ebenen, Plateaus, breite Rücken (- 5%)*
-  *N-Schatthänge, 292-360 u. 0-67 Grad*
-  *O-(Schatt-) Hänge, 67-112 Grad*
-  *S-Sonnhänge, 112-247 Grad*
-  *W-(Sonn-) Hänge, 247-292 Grad*
-  *Kämme, Kuppen, schmale Rücken und stark profilkonvexe Übergänge*
-  *Steilabstürze (80%-Schwelle)*

- Varianten:*
-  *pot. feuchtere Hangmulden*
-  *pot. frischere Unterhänge*
-  *pot. trockenere Oberhänge*
-  *pot. feuchtere Mulden auf Ebenen*
-  *pot. trockenere Erhebungen auf Ebenen*

Maßstab ca. 1 : 14.000

lich. Die objektivierte, nach einheitlichen Kriterien erstellte Klassifikation stellt eine weitgehende Arbeiterleichterung dar, sowohl während der Kartierung als auch bei der Nachbereitung. Die Kartierung in Reinhausen zeigt, daß die an den Kartierungen anderer Forstämter (Seesen, Lautenthal) kalibrierten Modelle der Wasserhaushaltstypen auch ohne großen Aufwand auf andere Forstämter des niedersächsischen Berglandes übertragbar sind.

Es ist z. Z. schwer quantifizierbar, wie häufig die Vorschläge der Karte 1 mit den endgültigen vom Kartierer ausgeschiedenen Einheiten übereinstimmen, da zum einen die zweitgenannte Information noch nicht flächig digital vorliegt und zum anderen kein "Fehler" vorhanden ist, wenn Vorschlag und Kartierung an einem Punkt in unterschiedliche Klasse fallen, aber die übereinstimmende Klasse lediglich wenige Meter entfernt auftritt. Zusätzlich gibt es Unsauberkeiten beim Einzeichnen und Digitalisieren der ca. 360 bis jetzt getesteten Profil- und Bohrpunkte.

Nach einer ersten Übersicht kann man sagen, daß etwa 2/3 aller Punkte Übereinstimmungen aufweisen, teilweise auch bei detaillierter Klassifizierung, z.B. bei trockeneren Varianten eines durchschnittlichen Hangstandortes.

Die anderen 3 Karten (Insolation, Windexponiertheit und relative Exponiertheit, o. Abbildung) hatten im Rahmen der praktischen Kartierung einen eher indirekten Einfluß, da die Inhalte nicht unmittelbar in die Schlüsselkennziffern einfließen. Sie liefern aber bei kritischen Entscheidungen (z. B.: feuchtere Hangvariante ja / nein?) wichtige objektive Informationen, die die endgültigen Abgrenzungen erleichtern.

Insgesamt können die aus dem DGM hergeleiteten Inhalte als nützliche und notwendige Unterstützung bewertet werden, die die Fehler bei der subjektiven Momentaufnahme verringert und bei gleichbleibend hohem Differenzierungsgrad die Entscheidungsfindung verkürzt und damit den Arbeitsaufwand des Kartierers reduziert.

Der nächste Entwicklungsschritt, der zusätzliche Verbesserung schaffen könnte, ist die weitgehende digitale Bereitstellung der Aufnahmeunterlagen (ATKIS-Geometrien und daran orientierte Forstgrundkartengeometrien) und sofortige digitale Dateneingabe von Punkt- und Flächeninformationen im Gelände (mobile Datenerfassung, MDE), unterstützt durch eine genaue Positionierung mittels GPS.

4 Literatur

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme, 5. Auflage, IHW-Verlag, München.

NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (1997): Geländeökologischer Schätzrahmen. Mittelgebirge, Berg- und Hügelland. Wolfenbüttel.

Einfluß einer Trinkwassergewinnungsanlage auf die N-Dynamik eines Erlenbruch-Niedermoores

von

SIEMENS, J.; KAUPENJOHANN, M.

Zusammenfassung

Zur Quantifizierung des Einflusses einer Trinkwassergewinnungsanlage auf die N-Dynamik eines Niedermoores wurden auf drei unterschiedlich weit von den Förderbrunnen entfernten Flächen der Entwässerungsgrad des Torfes, die Zusammensetzung der Bodenlösung und die auftretenden NO_3^- -Flüsse untersucht. Die gravimetrischen Wassergehalte zeigen eine Entwässerung des Unterbodens durch die Trinkwasserförderung an. Der Entwässerungsgrad des Oberbodens ist dagegen unabhängig von der Trinkwassergewinnung. Der Jahresgang der N_{min} -Gehalte und die auftretenden NO_3^- -Flüsse weisen die oberflächennahen Zentimeter des Torfs als Ort der N-Mineralisierung aus. N_{min} -Dynamik und NO_3^- -Flüsse unterscheiden sich auf den unterschiedlich stark entwässerten Flächen nicht in charakteristischer Weise. Da die Trinkwasserförderung sich v.a. auf den Entwässerungszustand des Unterbodens auswirkt, die NO_3^- -Quelle jedoch der Oberboden ist, läßt sich kein Einfluß der Brunnen auf die N-Dynamik des Moores erkennen. Die Trinkwassergewinnung führt zu keiner zusätzlichen N-Freisetzung und NO_3^- -Auswaschung aus dem bereits durch eine regionale Grundwasserabsenkung stark entwässerten Moor.

Einleitung

Moore stellen in ungestörtem Zustand eine Senke für Stickstoff dar, der im Torf gespeichert wird. Infolge einer Entwässerung des Torfes wandeln sich Moore in Stickstoffquellen (Kuntze 1973). Diese Studie untersucht die Auswirkung einer Trinkwassergewinnungsanlage auf die N-Dynamik eines Niedermoores. Es wird geprüft, in welchem Ausmaß die mit der Trinkwasserförderung verbundene Grundwasserabsenkung die N_{min} -Freisetzung und die NO_3^- -Flüsse im Torf und in den unterliegenden Sandaquifer beeinflusst.

Material und Methoden

Das untersuchte Niedermoor liegt im Harsewinkler Emstal zwischen Rheda-Wiedenbrück und Gütersloh (R3452, H5749). Es handelt sich um ein im Mittel 1,1 m mächtiges, basenreiches, entwässertes Erdniedermoor. Die Vegetation des Moores ist pflanzensoziologisch dem entwässerten Schwertlilien-Erlenbruchwald zuzuordnen. Der mittlere Flurabstand des Grundwassers beträgt 78 cm, sommerliche Tiefstände der Grundwasseroberfläche liegen bei 140 cm u. GOF.

Zur Untersuchung der Auswirkung der Trinkwasserförderung wurden auf drei unterschiedlich weit von den Förderbrunnen entfernten Flächen entlang eines Entwässerungsgradienten verschiedene Parameter des N-Haushalts erfaßt (Fläche I: 110 m, Fläche II: 160 m, Fläche III: 200 m von den Förderbrunnen entfernt).

Eine Erhebung der Grundwasserstände und der gravimetrischen Wassergehalte gibt Aufschluß über den Entwässerungsgrad des Torfes. Mit einem Flügelbohrer gezogene Torfproben wurden mit demineralisiertem Wasser aufgesättigt, homogenisiert und über $0,45 \mu\text{m}$ gefiltert. In der gewonnenen Gleichgewichtsbodenlösung wurde die Konzentration von NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und H^+ bestimmt. Die auftretenden NO_3^- -Flüsse wurden mit Hilfe einer neuen Technik, der Nitrat-Monitoring-Box (NMB) gemessen. Dabei werden mit Ionentauschern gefüllte Kartuschen so in den Boden installiert, daß mit dem Sickerwasser perkolierendes NO_3^- sorbiert wird (Kaupenjohann et al. 1997). Die Genauigkeit der Methode wurde durch einen Cl^- -Tracerversuch überprüft. Die Erhebung der Grundwasserstände, Wassergehalte und des Bodenlösungsschemismus erfolgte mit zwei Wiederholungen monatlich vom 05.11.94-02.10.95. Proben zur Wassergehaltsbestimmung und Gewinnung von Bodenlösung wurden in 10-20 cm, 30-40 cm und 70-80 cm Bodentiefe entnommen. Die NO_3^- -Flüsse wurden von den NMBs integrativ vom Juni '94 bis Juni '95 mit jeweils 5 Parallelen in den Bodentiefen 20-30 cm, 40-50 cm und 80-90 cm gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Ein deutlicher Einfluß geht von der Trinkwasserförderung auf die Wassergehalte des Unterbodens in 70-80 cm Bodentiefe aus (Abb. 1, B). Im Vergleich mit Fläche III liegen die Wassergehalte auf der brunnennahen Fläche I niedriger und zeigen auch eine ausgeprägtere Amplitude. Die Förderung bewirkt jedoch keine Austrocknung des Torfes in 10-20 cm Bodentiefe, wie Abbildung 1 A veranschaulicht. Auf der brunnenerfernen Fläche III sind die Wassergehalte durchgängig niedriger als auf Fläche I. Der Feuchtezustand des Oberbodens hängt weniger vom Grundwasseregime, als von Niederschlag und Evapotranspiration ab.

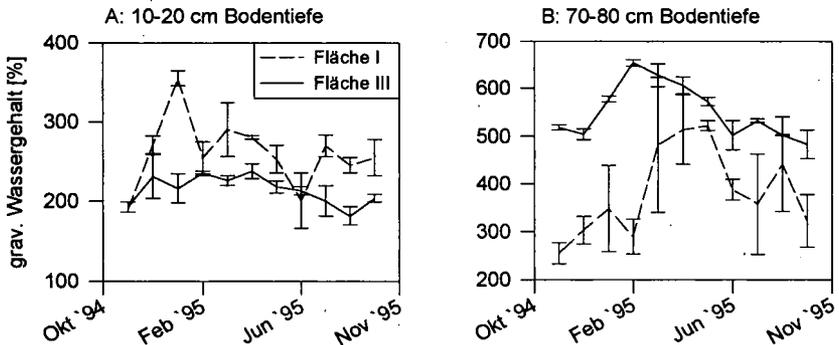


Abb. 1: Gravimetrische Wassergehalte auf den Flächen I (brunnennah) und III (-fern)
 A: in 10-20 cm Bodentiefe; B: in 70-80 cm Bodentiefe (Fehlerbalken: Standardfehler)

Der zeitliche Verlauf der N_{min} -Vorräte zeigt, daß sich die Akkumulation von NO_3^- aufgrund der Mineralisation auf die obersten 40 cm des Profils beschränkt (Abbildung 2). Auch die Versauerung des Torfes durch die Nitrifikation läßt sich nur in 10-20 cm Bodentiefe feststellen (Daten nicht gezeigt). Die Konzentration von mikrobieller Aktivität und Mineralisation entwässerter Niedermoores auf die oberflächennahen Zentimeter des Torfes ist in der Literatur vielfach beschrieben (Chmielewski 1991, Collins et al. 1978, Verhoeven et al. 1990). Nach Avnimelech (1971) und Avnimelech et al. (1978) ist der Grund dafür die hohe O_2 -Zehrung im Oberboden, die tiefer im Profil keine intensive aerobe Mineralisation zuläßt.

Ein Vergleich der Dynamik der NO_3^- -Gehalte der drei Untersuchungsflächen liefert keine charakteristischen Unterschiede, wie exemplarisch Abbildung 3 zeigt. Die NO_3^- -Konzentrationen der stärker entwässerten Fläche I liegen in 70-80 cm Bodentiefe meist sogar unter denen der brunnenfernen Fläche III.

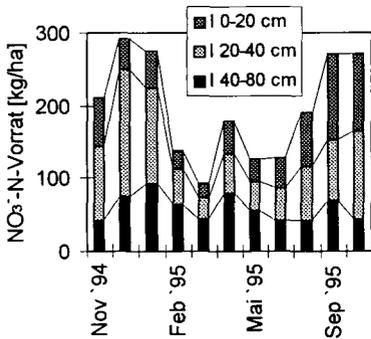


Abb. 2: NO_3^- -N-Vorräte in 0-80 cm Bodentiefe, Fläche I

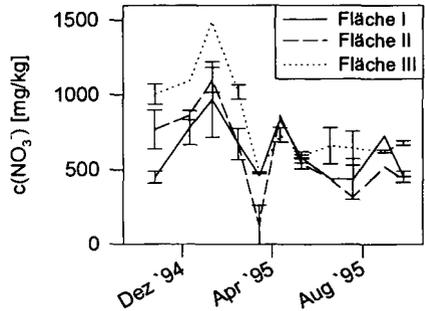


Abb. 3: Vergleich der Nitratgehalte der Flächen I, II, III in 70-80 cm Bodentiefe (Fehlerbalken: Standardfehler)

Die aus den NO_3^- -N-Gehalten der Bodenlösung und der Bodenwasserbewegung resultierenden NO_3^- -N-Flüsse sind in Abbildung 4 dargestellt. Auch bezüglich der NO_3^- -Flüsse ergeben sich keine Unterschiede zwischen den unterschiedlich stark durch die Trinkwasserförderung beeinflussten Flächen (Abb. 4). Im folgenden werden deshalb nur die Mittelwerte aller Flächen diskutiert. Im Verlaufe des Meßjahres wurden aus den oberen 20 cm des Bodens netto 219 kg NO_3^- -N* ha^{-1} in tiefere Bodenschichten verlagert. In 80-90 cm Tiefe trat ein Nettofluß von 56 kg NO_3^- -N* ha^{-1} * a^{-1} auf.

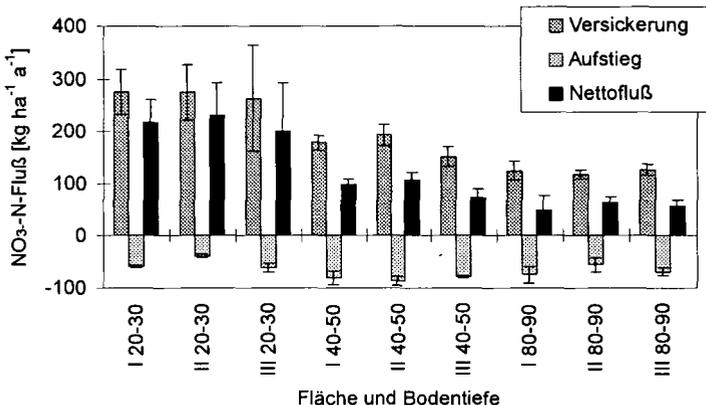


Abb. 4: Mit Hilfe der NMB bestimmte NO_3^- -N-Flüsse (Fehlerbalken: Standardfehler)

Ebenso wie die N_{min} -Dynamik weisen also auch die NO_3^- -Flüsse auf den Oberboden des Moores als N-Quelle. In 20-80 cm Bodentiefe kommt es zu einer Eliminierung von ca. 160 kg NO_3^- -N* ha^{-1} * a^{-1} . Die Schätzung von ca. 100 kg N* ha^{-1} * a^{-1} für Denitrifikationsverluste von

Grünland auf Niedermoorstandorten von *Kuntze* (1992) paßt gut in den hier gemessenen Rahmen.

Anhand des Tracerversuchs wurde festgestellt, daß die NMBs die CF-Flüsse systematisch um etwa 30 % unterschätzen. Die gemessenen NO_3^- -Flüsse stellen deshalb wahrscheinlich die untere Grenze der tatsächlich auftretenden Flüsse dar. Die Übertragbarkeit der Tracerergebnisse auf die NO_3^- -Flußmessung ist jedoch begrenzt, da der oberflächlich applizierte Tracer im Boden anders transportiert wird, als in situ gebildetes NO_3^- (*Bergström* 1995).

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen der N_{min} -Dynamik und der NO_3^- -Flüsse ergeben bei variierendem Betrieb der Brunnen keine charakteristischen Unterschiede zwischen den unterschiedlich stark entwässerten Flächen. Es liegen keine Anhaltspunkte vor, die darauf hindeuten, daß es infolge der Trinkwassergewinnung zu einer zusätzlichen Forcierung der N-Mineralisation kommt.

Der Feuchtezustand des Oberbodens hängt vornehmlich von Niederschlag und Evapotranspiration, weniger vom Grundwasserregime ab. Die Trinkwasserförderung wirkt sich vor allem auf den Entwässerungszustand des Unterbodens aus. Da die N-Mineralisation sich in den oberflächennahen Zentimetern des Bodens vollzieht, ist kein Einfluß der Trinkwassergewinnung auf die N-Dynamik des Moores erkennbar. Tiefgreifende Veränderungen des Bodenprofils und der Vegetation weisen vielmehr auf eine regionale Grundwasserabsenkung als Ursache des Torfabbaus und der N-Mineralisation hin.

Aus den vorliegenden Ergebnissen wird die Hypothese abgeleitet, daß eine Grundwasserabsenkung über einen kritischen Wert hinaus zu keiner zusätzlichen Störung des N-Haushalts bereits entwässerter Niedermoores führt.

Als Maßnahme zur Reduzierung der Mineralisation und des NO_3^- -Austrags wird die Wiedervernässung des Moores empfohlen. Entscheidend ist dabei die wirksame Befeuchtung des Oberbodens, die wahrscheinlich nur durch einen regelmässigen Überstau zu erreichen ist.

Literatur

- Avnimelech Y.* (1971): Nitrate transformation in peat. *Soil Science* **111**(2), 113-118
- Avnimelech Y., S. Dasberg, A. Harpaz, I. Levin* (1978): Prevention of nitrate leakage from the Hula basin, Israel: A case study in watershed-management. *Soil Science* **125**(4), 233-239
- Bergström L.* (1995): Leaching and Dichlorprop and nitrate in structured soil. *Environmental Pollution* **87**, 189-195
- Chmielewski K.* (1991): The effect of habitat conditions on microbial activity of peat soils. *Polish Ecological Studies* **17**(3-4), 143-153
- Collins V.G., B.T. D'Sylva, P.M. Latter* (1978): Microbial populations in peat. in: *O.W. Heal & D.F. Perkins* (Hrsg.): Production ecology of british moors and grasslands. *Ecological Studies* **27**, 94-112
- Kaupenjohann M., V. Goussev & M. Meier* (1997): Monitoring nitrate fluxes below the root zone by modified ion-exchange resin bags. *Journal of Environmental Quality*, (eingereicht)
- Kuntze H.* (1973): Moore im Stoffhaushalt der Natur - Konsequenzen ihrer Nutzung. *Landschaft und Stadt* **2**, 88-96
- Kuntze H.* (1992): Moorstandorte als Quellen und Senken für Nährstoffe. *Vechtaer Studien zur angewandten Geographie und Regionalwissenschaft* **5**, S. 93-102
- Verhoeven J.T.A., E. Maltby, M.B. Schmitz* (1990): Nitrogen and phosphorus mineralisation in fens and bogs. *Journal of Ecology* **78**, 713-726,

Kohlenstoffumsatz verschiedener Niedermoortorfe in Abhängigkeit von Feuchte und Temperatur

von

SIEWERT,V.; ESCHNER,D.; SAUERBREY,R.

I. Einleitung

Die Torfe langjährig intensiv landwirtschaftlich genutzter Niedermoorstandorte Brandenburgs sind vererdet und vermulmt. Vielfach ist vorgesehen, derartige Standorte durch Wiedervernässung zu renaturieren und gegebenenfalls auch zu regenerieren. Über die Wirkung der Wiedervernässung auf den Stoffumsatz in diesen unterschiedlich stark zersetzten Torfsubstraten ist jedoch wenig bekannt. Im Rahmen eines DFG - Forschungsprojektes soll der Einfluß von Grundwasserflurabstandsänderungen auf den Torfabbau ermittelt werden. Dazu wurden zunächst unter Laborbedingungen zwei Versuchsansätze

- a) Inkubation von Torfmonolithen
- b) Inkubation von Stechzylinderproben

mit unterschiedlichen Temperatur - und Feuchtereime gewählt.

Ziel der Untersuchungen ist es, Hinweise für moor - und umweltschonende Bewirtschaftungsstrategien zu erarbeiten.

Vorgestellt werden erste Ergebnisse zum Kohlenstoffumsatz in verschiedenen Torfsubstraten.

II. Material und Methoden

Die vorgestellten Untersuchungen basieren auf frisch gestochenen Moorböden unterschiedlicher Torfarten und Bodenentwicklungszuständen (Frühjahr/ Sommer 1996). Die Proben wurden den Untersuchungsflächen im "Oberen Rhinluch" [ca. 100 km nordöstlich von Berlin (*Versuchsfläche Wall (Torf 1, 2) und GWR17/P3 (Torf 3, 4)*); flach bis mittelgründige Versumpfungsmoore] entnommen.

Die Ausgangs- und Endanalyse bodenphysikalischer, - chemischer und - biologischer Eigenschaften erfolgte nach DIN und VDLUFA - Methoden (Tab. 1), die Messung der CO₂ - Freisetzung nach Entwässerung der Torfsubstrate über Keramische Platten (bei den Inkubationsexperimenten zusätzlich mit Drucktöpfen).

Tabelle 1: Kennzeichnung der differenzierten Torfeigenschaften

Torfart	Substrat	Glüh-rückstand %	Lage-rungs-dichte g/cm ³	Rein-dichte g/cm ³	Substanz-volumen %	C %	N %	C/N	pH in CaCl ₂	Dehydro-genaseaktivität µg TPF/gTS
1. amorpher Torf	h - am	22.7	0.38	1.64	23.5	42.6	3.2	13.3	5.8	279.6
2. Erlenbruchwaldtorf	h - he 5	21.6	0.27	1.63	16.5	49.0	2.4	20.4	5.9	95.4
3. amorpher Torf	h - av	22.6	0.35	1.63	22.0	53.4	3.3	13.1	5.4	287.3
4. Schilftorf	h - rp 3	25.6	0.16	1.57	10.2	50.0	3.0	16.7	5.7	147.6

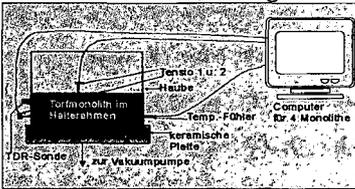
Die auf unterschiedliche Feuchtestufen eingestellten Stechzylinderproben (Tab.2) kamen in fünffacher Wiederholung zur Inkubation (35 Tage) in die Respirocondanlage der Firma "NORDGREN INNOVATIONS" (Meßprinzip: kontinuierliche Messung der veränderten elektrischen Leitfähigkeit von Kalilauge durch CO₂-Absorption), die Monolithen hingegen in eine selbst gebaute Versuchsanlage (Abb.1). Bei Erreichen der jeweiligen pF - Stufen in den Monolithen wurde mit einem Multigasmonitor der Firma BRÜEL & KJÆR (Meßprinzip: photoakustische Infrarot - Spektroskopie) die CO₂ - Freisetzungsrate nach dem "closed box" Verfahren bestimmt. Die Temperatureinstellung betrug bei den Monolithversuchen 20 °C und bei den Inkubationsexperimenten zwischen - 10 °C und 35 °C (Tab.3).

Tabelle 2: eingestellte Feuchtestufen

Feuchtestufen	pF 0	pF 1	pF 1.8	pF 2.5	pF 3
Monolithversuche	*	*	*	*	*
Respirocondexperimente		*	*	*	*

Abbildung 1:

Monolithversuchsanlage



Respirocondanlage

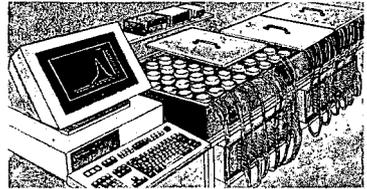


Tabelle 3: eingestellte Temperaturstufen

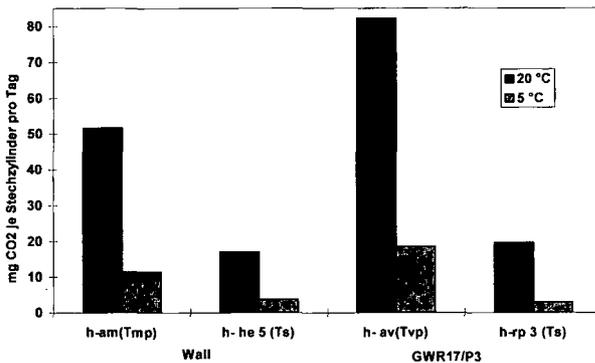
Temperatur (°C)	-10	0.5	5	10	15	20	25	30	35
Monolithversuche						*			
Respirocondexperimente	*	*	*	*	*	*	*	*	*

III. Ergebnisse

Beispielhaft werden hier die Ergebnisse für die Temperaturen von 20 °C und 5 °C dargestellt. Sie konnten in der Tendenz auch für die anderen Temperaturbereiche bis 30 °C bestätigt werden.

Abbildung 2:

CO₂ - Freisetzungsraten in Abhängigkeit von der Torfart bei 20 °C und 5 °C



Die Torfsubstrate weisen, wie in Abbildung 2 deutlich erkennbar, unter gleichen Temperaturbedingungen unterschiedlich hohe CO₂- Freisetzungsraten auf. Es ergab sich die Folge: vererdet [h - av, (3)] > vermulmt [h - am, (1)] > gering zersetzter Erlenbruchwaldtorf [h - he 5, (2)] > gering zersetzter Schilftorf [h - rp 3, (4)].

Diese Tendenz des Kohlenstoffumsatzes über die CO₂ - Freisetzung folgte den unterschiedlichen Substrateigenschaften aus der Moor - und Pedogenese unter Veränderung des Temperaturregimes. Die Wirkung der Feuchte auf den Kohlenstoffumsatz stieg mit dem Grad der Temperatur. Sie konnte erst bei höheren Temperaturen (Abb. 3 und 4) nachgewiesen werden. Mit zunehmender Entwässerung (oxische Zustände) auf pF 3 stiegen die Freisetzungsraten. Die Abhängigkeit der CO₂ - Freisetzungsraten gegenüber den unterschiedlichen Substrateigenschaften blieb bestehen.

Abbildung 3:

CO₂ - Freisetzungsraten bei einem vererdeten Torf (h-av) in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Temperatur

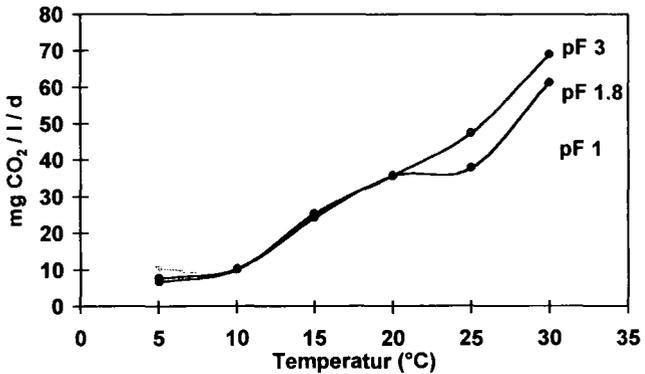
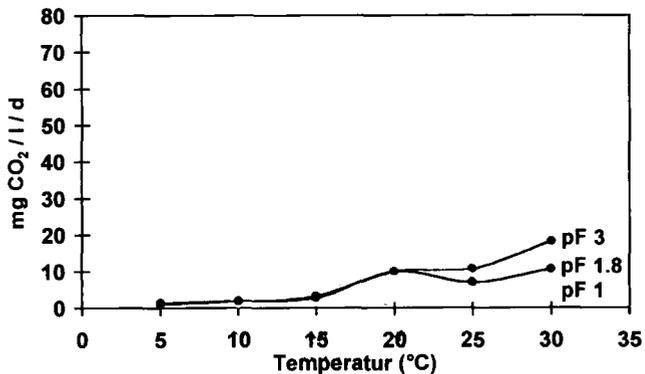


Abbildung 4:

CO₂ - Freisetzungsraten bei einem Schilftorf (h-rp3) in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Temperatur



Die Ergebnisse der Inkubationsexperimente bestätigten sich auch in den Untersuchungen zu den Gasfreisetzungen an den Torfmonolithen bei den unterschiedlichen Feuchteinstellungen.

IV. Schlußfolgerungen

Bei unterschiedlichen Bodenfeuchten im Prozeß einer Wiedervernässung oder wechselnden Grundwasserabständen ist in Abhängigkeit von Torfart und Bodenentwicklungsgrad mit unterschiedlich intensiven Kohlenstoffumsätzen zu rechnen. Die komplexen und kausalen Wirkungsmechanismen im Stoffumsatz der Niedermoorböden erfordern weiterführende Untersuchungen mit Vernetzung nicht vorgestellter Parameter.

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

Phytomasse- und Stickstoffverteilung in unterschiedlich stickstoffbeeinflussten Kiefernforstökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes

von

STEINER,A.; BOLTE,A.; SCHNEIDER,B.U.; HÜTTL,R.F.

Einleitung und Zielsetzung

Das BMBF-Verbundprojekt „Waldökosystemforschung Eberswalde“ befaßt sich mit Untersuchungen zur Wechselwirkung von Stickstoffeinträgen und Niederschlagsarmut auf die Wälder und Forsten des nordostdeutschen Tieflandes (ANDERS 1996). Im Rahmen eines Teilprojektes wurde die Verteilung der ober- und unterirdischen Phytomasse- und Stickstoffvorräte in Kompartimenten der Baum- und Krautschicht zweier unterschiedlich N-beeinflußter Kiefernforstökosysteme ermittelt. Dabei galt es aufzuklären, ob sich als Folge erhöhter atmogener Stickstoffeinträge strukturelle Veränderungen in der Verteilung von pflanzlichen Biomasse- und N-Vorräten erkennen lassen.

Standorte

Die Untersuchungsflächen befinden sich im nordöstlichen Brandenburg auf pleistozänen Sandstandorten und weisen ähnliche klimatische und edaphische Bedingungen auf (Tab. 1). Unterschiede zwischen den Standorten bestehen im N-Eintrag, der Bestandesdichte und der Vegetationsausbildung.

Tab. 1: Standorts- und Bestandesdaten der Untersuchungsflächen

Standort	Hubertusstock	Bayerswald
Lage	Zentrale Schorfheide	Raum Schwedt/Oder
Niederschläge/a [mm]¹	540-600	500-560
Jahresmitteltemperatur [°C]	8,0-8,5	8,0-8,5
Jährl. N-Deposition Freiland [kg/ha/a]		
1985-1988 ²	15-20	> 35
1993-1995	10-17	18-25
lokale Emittenten	keine	Petrolchemische Industrie/ ehem. Düngemittelwerk
Mittl. NH₄-N in Bodenwasser [mg/L]:		
Bodentiefe 20 cm	0,16	0,93
Bodentiefe 60 cm	0,12	1,43
Mittl. NO₃-N in Bodenwasser [mg/L]:		
Bodentiefe 20 cm	1,28	17,95
Bodentiefe 60 cm	1,12	35,85
Baumbestand 1995³:		
Alter [Jahre]	70	73
Mittelhöhe HG [m]	23,6	23,0
Stammzahl/ha	673	396
Bodenart	fS bis mS	fS bis mS
Bodentyp	Podsol-Braunerde	Podsol-Braunerde
Humusform	rohhumusartiger Moder	typischer Moder
Vegetationseinheit	Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst	Sandrohr-Kiefernforst

¹ Niederschlagswerte nach KOPP u. SCHWANECKE (1994)

² errechnet nach SIMON u. WESTENDORFF (1991)

³ Meßwerte nach ANDERS (1996) und MÜLLER, BECK (pers. Mitt.)

¹ Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Universitätsplatz 3-4, 03044 Cottbus. Email: huettl@olymp.umwelt.tu-cottbus.de / steiner@olymp.umwelt.tu-cottbus.de

² Institut für Forstökologie und Walderfassung, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1; 16225 Eberswalde. Email: bolte@ewpc.bar.shuttle.de

Aufgrund erhöhter Baum mortalität haben sich am Standort Bayerswald (hohe N-Deposition) im Zuge der Bestandesauflichtung Sandrohr (*Calamagrostis epigejos* (L.)) und Waldreitgras (*Calamagrostis arundinacea* (L.)) in der Krautschicht ausgebreitet, so daß die ursprünglich dominierenden Arten Himbeere (*Rubus idaeus* agg. (L.)) und Drahtschmiele (*Avenella flexuosa* (L.)) fast vollständig verdrängt wurden.

Probenahme und Methodik

Im Oktober 1995 ist auf beiden Versuchsstandorten eine vollständige Phytomasseinventur an jeweils fünf repräsentativen Bäumen durchgeführt worden (STEINER et al. 1996):

- Beprobung der oberirdischen Bestandesteile (Stamm- und Astholz, Stammrinde, Nadeln);
- Erfassung der oberirdischen Bodenvegetation innerhalb eines Stechrahmens von 25 x 25 cm Kantenlänge in 0,25 m, 0,90 m und 1,30 m Abstand zum Stamm;
- Beprobung von unterirdischen Pflanzenkompartimenten der Baum- und Krautschicht mit Hilfe von kubischen Stechrahmen (25 cm Kantenlänge) in vertikaler Fortsetzung der oberirdisch beprobten Phytomasse bis zu einer Tiefe von 4,00 m.

Alle Pflanzenproben wurden 48h bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gemahlen und die Gesamtstickstoffgehalte am Elementar-Analysator bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Vergleich zum stark N-beeinflußten Standort Bayerswald konnten im Oberboden des gering N-beeinflußten Standortes Hubertusstock deutlich höhere Feinwurzelichten der Durchmesserklassen 0-0,5 mm und 0,5-1,0 mm nachgewiesen werden (Abb.1). Dieser Befund steht im Einklang zu Ergebnissen der Arbeitsgruppe WÖLLECKE/MÜNZENBERGER (pers. Mitt.), die im Vergleich zu Hubertusstock am Standort Bayerswald bei Kiefernfeinstwurzeln der Auflage einen um durchschnittlich 29% niedrigeren Mykorrhizierungsgrad sowie eine geringere Mykorrhizaartenvielfalt feststellten. Die Wurzelichten der Gräser beider Standorte liegen im Oberboden um das zehn- bis zwanzigfache über jenen des Baumbestandes. Dies gibt Anlaß zu der Vermutung, daß die krautige Vegetation im Hinblick auf Wasser- und Nährstoffaufnahme im Oberboden gegenüber der Kiefer konkurrenzstärker ist. Die Ausbildung eines zweiten Wurzelhorizontes im Unterboden beider Standorte deutet jedoch auf die Möglichkeit einer komplementären Nutzung von Wasser- und Nährstoffvorräten in den von Wurzeln der Krautschicht gering durchwurzelten Bodentiefen. In Hubertusstock ist die Ausbildung eines solchen zweiten Feinwurzelhorizontes der Wurzelklasse 0-0,5 mm in 2 m Bodentiefe zu verzeichnen, während dies am Standort Bayerswald nur in 1 m Bodentiefe zu beobachten ist und hauptsächlich auf die weniger mykorrhizierte Durchmesserklasse 0,5-1 mm beschränkt bleibt. Die Strategie der Kiefer, einen zweiten Hauptwurzelhorizont auszubilden, scheint dabei ein wesentliches Kriterium für die Bestandesstabilität krautreicher Kiefernforstökosysteme auf pleistozänen Standorten des nordostdeutschen Tieflandes zu sein. Die insgesamt geringere Kiefernfeinwurzelichte und schwächere Tiefdurchwurzelung deutet auf eine im Vergleich zum Standort Hubertusstock insgesamt geringere Elastizität des Forstökosystems in Bayerswald.

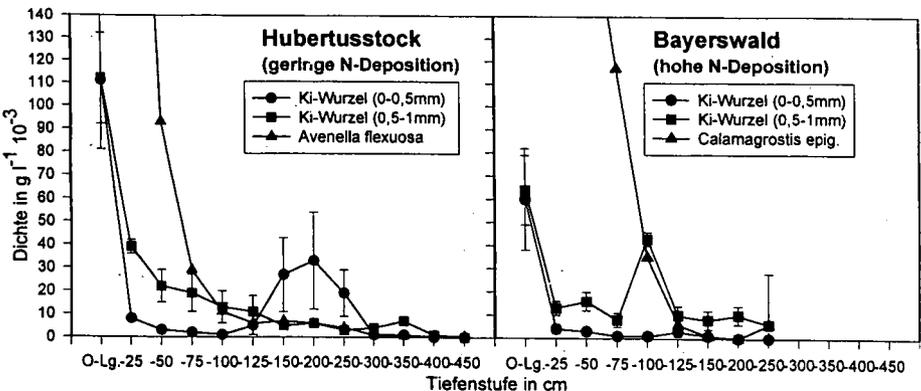


Abb.1: Wurzelichten der Versuchsstandorte

Der Baumbestand in Bayerswald weist aufgrund seiner geringeren Stammzahl, im Vergleich zu jenem in Hubertusstock, eine weitaus niedrigere oberirdische Phytomasse auf (Tab. 2). Trotz seines geringeren Bestockungsgrades wurden unter Berücksichtigung des erweiterten Standraumes pro Baum keine Unterschiede in der Kiefern-grobwurzelmasse sichtbar. Der Vorrat an Kiefernfeinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm) liegt hingegen in Bayerswald signifikant unter jenem in Hubertusstock. Einhergehend mit der höheren N-Deposition und Auflichtung dieses Bestandes hat sich die Phytomasse der Bodenvegetation durch Einwanderung und Verbreitung von massereichen Grasarten (Sandrohr) stark erhöht. Hierbei wird deutlich, daß der Verlust an Holzvorrat als Folge der Bestandesauflichtung durch die Zunahme von Phytomasse aus krautiger Bodenvegetation nicht annähernd kompensiert wird.

Tab. 2: Phytomasse- und Stickstoffvorräte der Versuchsstandorte

	Phytomasse [t/ha]		Stickstoff [kg/ha]	
	Hubertusstock	Bayerswald	Hubertusstock	Bayerswald
Kiefer (oberirdisch)	183,8	128,6	351,7	289,8
Kiefer (unterirdisch)	51,5	51,7	143,2	161,3
Kiefer (gesamt)	235,3	180,3	494,9	451,1
Bodenvegetation (oberirdisch)	2,4	3,6	42,1	54,3
Bodenvegetation (unterirdisch)	4,1	5,4	46,8	69,0
Bodenvegetation (gesamt)	6,5	9,0	88,9	123,3
oberirdisch	186,2	132,2	393,8	344,1
unterirdisch	55,6	57,1	190,0	230,3
Gesamtbestand	241,8	189,3	583,9	574,4

In Bayerswald liegen die N-Gehalte der meisten Pflanzenkompartimente über jenen des Standortes Hubertusstock (Tab. 3). Sie spiegeln damit die als Folge erhöhter N-Einträge und -konzentrationen der Bodenlösung (Tab. 1) verbesserte N-Verfügbarkeit wider. Ausnahmen bilden das Stammholz mit gleichen und die oberirdischen Teile der Bodenvegetation mit niedrigeren Werten.

Tab. 3: Mittlere N-Gehalte in Pflanzenkompartimenten [% in TS]

	Hubertusstock	Bayerswald
Kiefer-Stammholz	0,07	0,07
Kiefer-Astholz	0,52	0,62
Kiefer-Stammrinde	0,39	0,50
Kiefer-Nadel	1,61	1,97
Kiefer-Grobwurzel ($\varnothing > 2$mm)	0,25	0,28
Kiefer-Feinwurzel ($\varnothing < 2$mm)	0,72	1,19
Bodenvegetation (oberirdisch)	1,75	1,51
Bodenvegetation (unterirdisch)	1,13	1,25

Damit befinden sich die N-Vorräte in Bayerswald, trotz der deutlich geringeren Phytomasse, in einer zum Bestand in Hubertusstock vergleichbaren Größenordnung (Tab. 2). Die durch Auflichtung bedingten N-Verluste werden hierbei besonders durch die Ausbildung substanzreicher Grasdecken mit hoher N-Speicherung kompensiert. So liegt der N-Vorrat in den unterirdischen Bestandteilen der Baum- und Krautschicht des Standortes Bayerswald 21% über jenen des Vergleichsbestandes. Dem steht ein 14% niedrigerer N-Vorrat in den oberirdischen Kompartimenten gegenüber.

Schlußfolgerungen

Nach den vorliegenden Ergebnissen zeigen sich deutliche Differenzen in der Phytomasse- und Stickstoffverteilung unterschiedlich N-beeinflußter Kiefernforstökosysteme. Im Vergleich zum Standort Hubertusstock (geringe N-Deposition) hat am Standort Bayerswald (hohe N-Deposition) eine erhöhte Baummortalität und Auflichtung des Bestandeschirmes zur Abnahme der Gesamtphytomasse geführt. Als Folge der Bestandesauflichtung steigt der relative Anteil der ober- und unterirdischen Bodenvegetation. Der durch den Phytomasseverlust des Baumbestandes bedingte N-Vorratsverlust wird in Bayerswald durch die hohen N-Gehalte in den meisten Kompartimenten der Baum- und Krautschicht und durch die zusätzlich ober- und unterirdisch gebildete Phytomasse der Bodenvegetation vollständig kompensiert.

Auf beiden Untersuchungsflächen ist unterhalb des von Graswurzeln dominierten Oberbodens ein zweiter Hauptwurzelschizont des Baumbestandes im Unterboden entwickelt. Im Hinblick auf die regionaltypische Niederschlagsarmut könnte es sich hierbei um einen charakteristischen Anpassungsmechanismus von Kiefern an die mit ihr vergesellschaftete Bodenvegetation im Sinne einer komplementären Nutzung von Wasser und Nährstoffen handeln.

Die am stark N-beeinflußten Standort Bayerswald vergleichsweise stark reduzierte Feinstwurzeldichte des Baumbestandes im Unterboden deutet jedoch, gerade in ausgeprägt niederschlagsarmen Perioden, auf ein Ungleichgewicht zwischen der Wasseraufnahme bzw. -verfügbarkeit im Unterboden und dem Wasserverbrauch des N-induziert stark entwickelten Transpirationsapparates eines jeden Einzelbaumes. Die Veränderung der N-Verteilung hin zu leichter mineralisierbaren Fraktionen sowie die geringere Dichte an Feinstwurzeln der Kiefer lassen dabei insgesamt auf eine Destabilisierung des Nährstoffkreislaufes im Sinne einer Entkopplung von Nährstofffreisetzung und -aufnahme in Bayerswald schließen.

Danksagung

Die Autoren danken dem BMBF für die finanzielle Unterstützung des Projektes (FKZ: 0339670 und 0339500C)

Literatur

- ANDERS, S. (ed., 1996): Waldökosystemforschung Eberswalde - Struktur, Dynamik und Stabilität von Kiefern- und Buchenwaldökosystemen unter Normal- und multiplen Streßbedingungen unterschiedlicher Ausprägung im nordostdeutschen Tiefland. Mitt. der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 182: 109 S.
- BOLTE, A. u. S. ANDERS (1995): Zur Rolle der Bodenvegetation bei der Destabilisierung stickstoffbelasteter Kiefernforstökosysteme. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch ökol. 29: 151-155
- KOPP, D. u. W. SCHWANECKE (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. DLV Verlag Berlin: 141 S.
- SIMON, K.-H. u. K. WESTENDORFF (1991): Stoffeinträge mit dem Niederschlag in Bestände des nordostdeutschen Tieflandes in den Jahren 1985-1989. Beitr. f. d. Forstwirtsch. 25: 177-180
- STEINER, A.; SCHNEIDER, B.U.; WÖLLECKE, J.; MÜNZENBERGER, B.; KRAKAU, U.; BOLTE, A.; FISCHER, T. u. R.F. HÜTTL (1996): Strukturen und Stoffumsätze in ober- und unterirdischen Bestandteilen unterschiedlich N-belasteter Kiefernökosysteme. Mitt. der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 185: 237-239

**Simulation der N-Dynamik unterschiedlicher Standorte des
FAM-Versuchsgutes Scheyern**

von

STENGER,R.; HABERBOSCH,Chr.; PRIESACK,E.

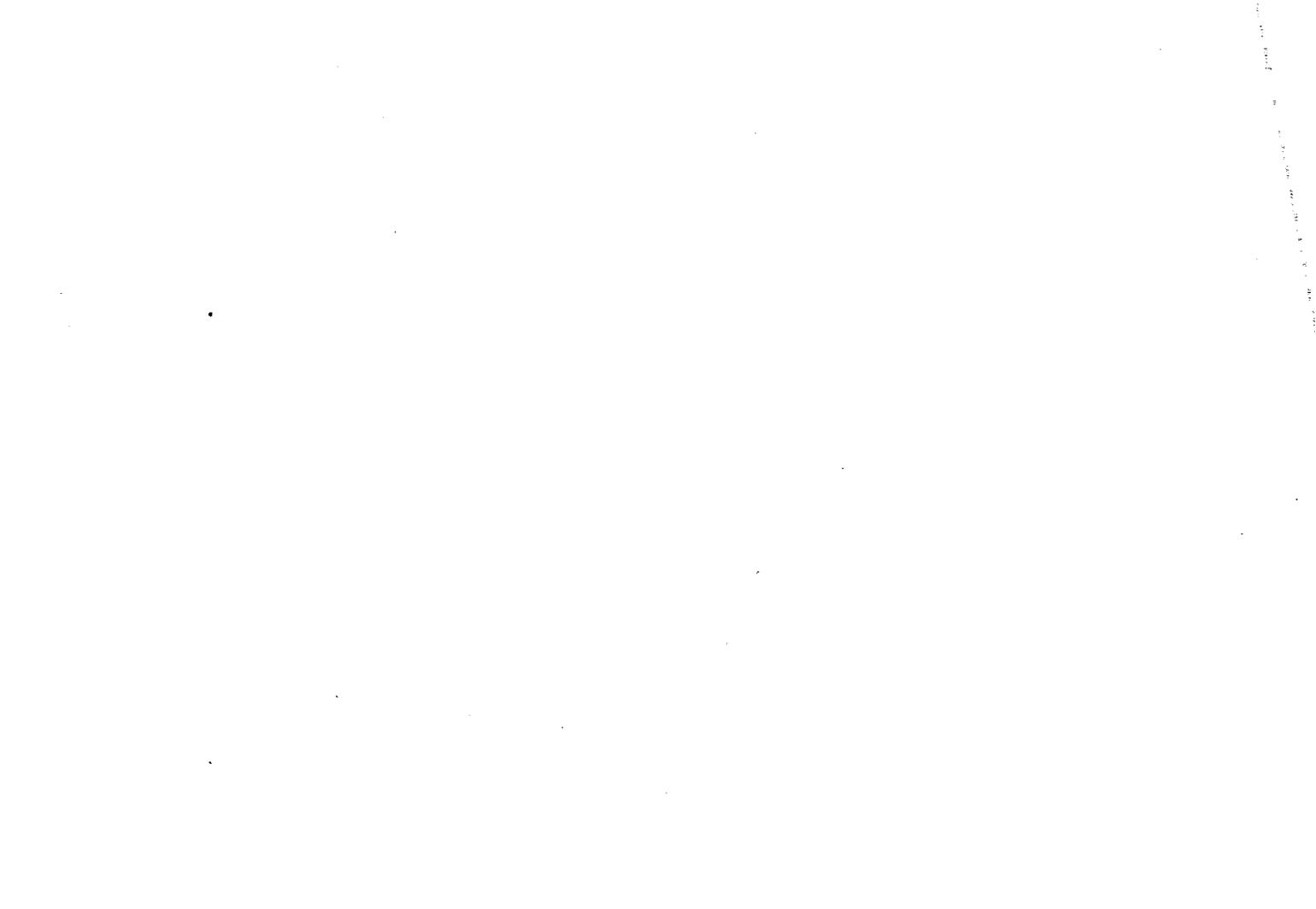
Wenn Simulationsmodelle als Entscheidungshilfen für die Optimierung des N-Managements eingesetzt werden sollen, dann setzt dies voraus, daß die wesentlichen Prozesse des N-Haushaltes hinreichend genau beschrieben werden. Bestehende Modelle sind daher über längere Zeiträume an verschiedenen Standorten bei unterschiedlicher Bewirtschaftung zu testen. Die Untersuchungen im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) bieten hierfür günstige Voraussetzungen, da hier unter sehr heterogenen Bodenbedingungen zwei Betriebe mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsform (Ökologischer Landbau, Integrierter Pflanzenbau) intensiv untersucht werden.

Die Simulationsergebnisse zeigen auf, daß existierende Modelle umso stärker erweitert werden müssen, je komplexere Fruchtfolgen und Anbaumaßnahmen im Zuge der Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme angewandt werden. Eine verbesserte Modellierung des Wachstums verschiedener Kulturpflanzenarten, des Immobilisierungs-Mineralisierungs-Umsatzes sowie des Effektes reduzierter Bodenbearbeitung auf den mikrobiellen Abbau wären nötig, um Modelle als Entscheidungshilfen zur Feinstuerung des N-Managements in der landwirtschaftlichen Praxis zu etablieren.

Publikationen:

- STENGER, R., E. PRIESACK und F. BEESE (1995) Rates of net nitrogen mineralization in disturbed and undisturbed soils. *Plant and Soil* (171), 323-332
- STENGER, R. (1996) Dynamik des mineralischen Stickstoffs in einer Agrarlandschaft: Monitoring - Prozeßstudien - Simulationen. Diss. TU München, Shaker Verlag, Aachen.
- STENGER, R., C. HABERBOSCH und E. PRIESACK (1996) Ein Beispiel zur Simulation der Dynamik von Gehalten mineralischen Stickstoffs in Ackerböden. *Verh. der GÖ* (26), 737-741
- STENGER, R., E. PRIESACK und F. BEESE (1996) *In situ* studies of soil mineral N fluxes: Some comments on the applicability of the sequential soil coring method in arable soils. *Plant and Soil* (183), 199-211
- SINOWSKI, W., R. STENGER UND E. PRIESACK (1997) Anwendung geostatistischer Methoden zur Charakterisierung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften. *In: Kublin, E. und I. Zöllner, Tagungsberichte der AG Ökologie, Deutsche Region der Internat. Biometrischen Ges.*, (8), 32-46
- STENGER, R., E. PRIESACK und F. BEESE (1997) Distribution of inorganic nitrogen in agricultural soils at different dates and scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, in press

¹ GSF-Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim,
email: stenger@gsf.de, homepage: <http://www.gsf.de/iboe/expertn/Authors/stenger.html>



Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik vormals landwirtschaftlich genutzter Böden nach Erstaufforstung mit schnellwachsenden Baumarten

von

STEGTER,U.; MAKESCHIN,F.

1. Einleitung

Die Aufforstung vormals intensiv landwirtschaftlich genutzter Böden mit schnellwachsenden Baumarten läßt eine weitgehende Umstellung chemischer, physikalischer und biologischer Prozesse im und auf dem Boden erwarten. In einem dreijährigen Forschungsprojekt wurden auf vier Standorten im Raum der alten Bundesländer die Auswirkungen von Ackererstaufforstungen mit schnellwachsenden Baumarten (Pappeln und Weiden) auf die C- und N-Dynamik sowie die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse im Boden untersucht.

Mit den Daten von zwei Versuchsflächen wird zum einen die Anfangsphase und zum anderen der Zustand nach 10 Jahren insbesondere im Hinblick auf die Veränderungen des organisch und des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs im Boden dargestellt.

2. Standorte/Methodik

Versuchsfläche Canstein

Aufforstung 1986; Lage: Nordwesthessisches Bergland (ca. 40 km westl. von Kassel); mittl. Jahrestemp. 7 - 8 °C; durchschnittl. Jahresniederschl. 650 - 700 mm; Böden: Braunerden aus sandig-lehmiger Verwitterung, im Unterboden schwach pseudovergleyt

Versuchsfläche Schwarzenau

Aufforstung 1994; Lage: Mainau (ca. 20 km östl. von Würzburg); mittl. Jahrestemp. 8 °C; durchschnittl. Jahresniederschl. 600 - 690 mm; Standortseinheit: mäßig wechsellockere Sande (aus quarzreichen Sanden über Tonen des unteren Keuper)

Die C- und N-Gehalte wurden mit einem LECO CHN 1000, der mikrobielle C und N mittels der Fumigation-Extraktionsmethode bestimmt.

3. Ergebnisse

Die Corg-Gehalte im Boden (Abb. 1) der Versuchsfläche Schwarzenau liegen im April '94 in den obersten drei Tiefenstufen bei ca. 1,8 % und nehmen darunter auf knapp 1,7 % ab. Im November '94 liegen die Werte durchgehend bei ca. 1,7 %; damit sind sie bis 20 cm Tiefe die geringsten im Untersuchungszeitraum. Im Frühjahr '95 ist - im Vergleich zum April '94 - in den obersten fünf Zentimetern eine leichte Zunahme der Kohlenstoffgehalte auf ca. 1,9 %

und in der untersten Tiefenstufe eine leichte Abnahme festzustellen. Die beiden mittleren Bereiche bleiben gleich. Bis Ende 1995 verstärkt sich diese Differenzierung.

Bei den Kohlenstoffgehalten im Boden der 10jährigen Fläche Canstein sind die Unterschiede sehr viel deutlicher. Die zum Vergleich herangezogene Ackerfläche, die in etwa dem Ausgangszustand gleichzusetzen ist, weist wiederum konstante Werte bis 20 cm Tiefe von ca. 1,2 % auf; darunter eine leichte Abnahme. Die mit Weiden bestockten Bereiche besitzen in den obersten fünf Zentimetern des Bodens knapp doppelt so hohe Werte, die mit Pappel bestockten Flächen sogar um 150 % höhere Corg-Gehalte. Dann erfolgt bei beiden Flächen eine deutliche Abnahme mit der Tiefe auf ca. 1,5 % bzw. 1,7 % C. In den unteren Tiefenstufen sind die Werte denen des Ackers annähernd gleich.

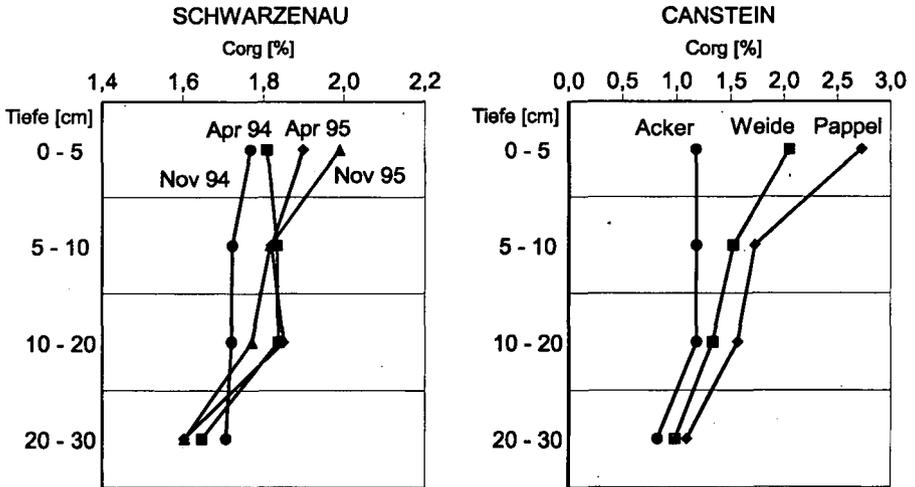


Abb. 1: Corg-Gehalte im Oberboden

Zum Zeitpunkt der Aufforstung im Frühjahr '94 weist der mikrobiell gebundene Kohlenstoff im Oberboden (Abb. 2) der Fläche Schwarzenau mit 200 - 300 µg C/g TS über alle Tiefenstufen eine einheitliche Größenordnung auf. Zum November '94 hin erfolgt ein deutlicher Niveaustieg auf Werte zwischen 500 und 800 µg C. Für beide Termine von 1995 bleibt dieses Niveau stabil.

Beim mikrobiell gebundenen Kohlenstoff der Versuchsfläche Canstein hat die Ackerfläche wiederum über alle Tiefenstufen annähernd gleiche Werte zwischen 200 und 300 µg C. Bei den bestockten Flächen sind klare Differenzierungen in den Tiefenfunktionen zu erkennen. Der Boden unter Weide weist in den obersten fünf Zentimetern ca. 600 µg C auf und gleicht sich dann im weiteren Tiefenverlauf dem Niveau der Ackerfläche an. Die Gehalte in den Böden der Pappelflächen nehmen von 800 µg C in der obersten Tiefenstufe auf ca. 400 µg zwischen 20 - 30 cm relativ gleichmäßig ab und liegen damit insgesamt über den Werten der beiden anderen Flächen

Das Cmic/Corg-Verhältnis im Oberboden der Versuchsfläche Schwarzenau folgt in seiner Entwicklung sehr stark derjenigen des mikrobiellen Kohlenstoffs, da sich dieser Parameter am stärksten verändert. Von ca. 1,5 % im Ausgangszustand erhöht sich der Anteil des

mikrobiellen Kohlenstoffs am organischen Kohlenstoff auf ca. 3 - 4 % zu den restlichen Terminen hin.

Das Cmic/Corg-Verhältnis im Oberboden der Versuchsfläche Canstein zeigt für die Flächen mit Weiden einen ähnlichen Verlauf wie die Corg- und die Cmic-Kurven. Es nimmt von 2,8 % in den obersten 5 cm relativ deutlich auf 2,3 % in der zweiten Tiefenstufe ab und verbleibt darunter bei diesem Wert. Die Böden unter Pappel weisen bei Werten zwischen 3 und 3,5 % einen unregelmäßigen Verlauf des Cmic/Corg-Verhältnisses mit der Tiefe auf, liegen damit aber am höchsten von allen drei Varianten. Auch der Ackerboden hat einen unregelmäßigen Verlauf beim Cmic/Corg-Verhältnis. Die Werte liegen im oberen Abschnitt bei ca. 2,5 %, im unteren bei 2,3 bzw. 2,2 %.

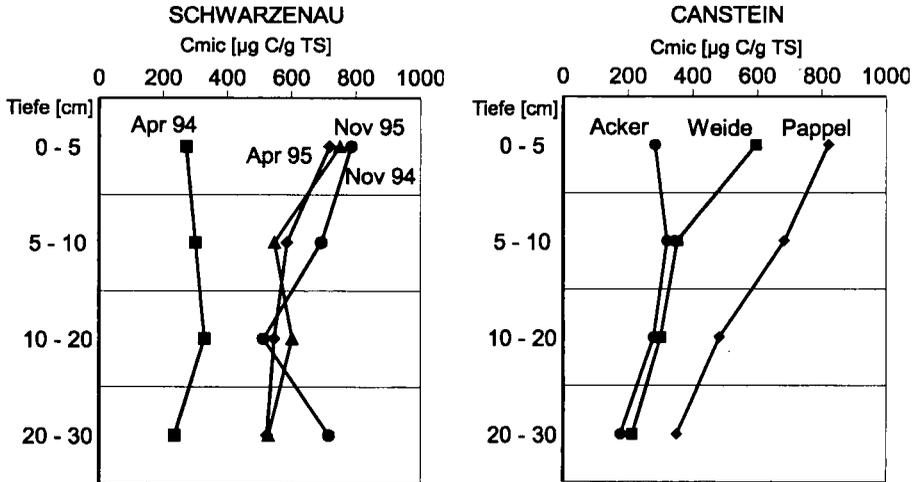
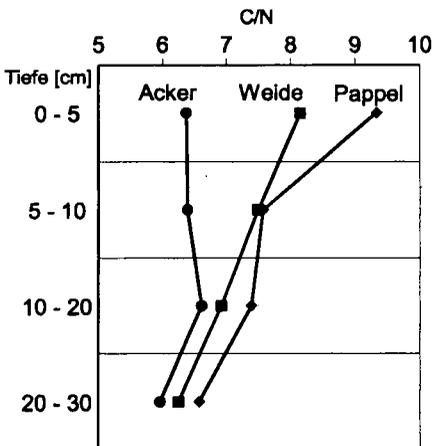


Abb. 2: Mikrobiell gebundener Kohlenstoff im Oberboden



Das C/N-Verhältnis (Versuchsfläche Canstein; Abb.3) liegt für den Ackerboden über die gesamte Tiefe bei etwa 6,5. Im Oberboden unter Weide nimmt das C/N-Verhältnis mit der Tiefe von 8 auf 6,5 konstant ab. Unter Pappel liegt es in den obersten fünf Zentimetern bei etwas über 9 und nimmt dann mit der Tiefe auf ca. 7 ab. Die Böden der bestockten Flächen besitzen also vor allem in den obersten 10 cm ein weiteres C/N-Verhältnis als der Ackerboden.

Abb. 3: C/N-Verhältnisse im Oberboden der Versuchsfläche Canstein

4. Diskussion

Der Zustand zu Beginn der Aufforstung spiegelt die typische Situation der Ackerböden wieder. Durch die jährliche Bodenbearbeitung werden einheitliche Bedingungen geschaffen, ein Tiefengradient im Ap- Horizont fehlt weitgehend. Die nach Aufforstung folgende Abnahme der Gehalte an organischem Kohlenstoff ist auf eine Mineralisation leicht abbaubarer Ernterückstände aus der landwirtschaftlichen Vornutzung zurückzuführen. Danach erfolgt in den obersten Zentimetern des Bodens ein Aufbau stabiler Humusverbindungen (vgl. Schwarzenau), gefördert v. a. durch die Anlieferung von Blattstreu bzw. auch von Wurzelstreu aus Baum- und Bodenvegetation. Bedingt durch das Ausbleiben der jährlichen Bodenbearbeitung läßt dies die Humusgehalte in der Folge stark ansteigen (vgl. Canstein).

Den vorliegenden Ergebnissen zufolge läuft der Abbau der Blatt- und Wurzelstreu durch die bereits vor Aufforstung in den Böden präsenten Organismen rasch ab und garantiert eine effiziente Rückführung der in der Streu akkumulierten Bioelemente in den pflanzenverfügbaren Pool. Diese günstigen Änderungen werden indiziert durch die fast durchweg höhere mikrobielle Biomasse in den aufgeföresteten Oberböden.

Wie an den Ergebnissen der Versuchsfläche Schwarzenau zu erkennen ist, erfolgt in der Begründungsphase der Plantage ein deutlicher Anstieg der mikrobiellen Biomasse auf ein höheres Niveau im Vergleich zum Ausgangszustand. Dieses bleibt dann in der Anfangsphase auch stabil.

Der deutliche Tiefengradient, der sich im Verlaufe der Zeit bei der Versuchsfläche Canstein herausgebildet hat, ist zum einen auf ein Abklingen der mikrobiellen Aktivität in den tieferen Bereichen und zum anderen in der verstärkt an der Bodenoberfläche anfallenden Streu zu sehen. Der Unterschied in den mit Weiden und Pappeln bestockten Flächen kann auf die sehr viel schneller abbaubare Streu der Pappeln zurückgeführt werden.

Der Anstieg der Cmic/Corg-Verhältnisse bei den aufgeföresteten Flächen weist auf den rascheren Anstieg des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs im Vergleich zum organischen Kohlenstoff hin. Wenn sich die Bodennutzung ändert, reagiert die mikrobielle Biomasse des Bodens schneller auf diesen Wechsel als der Gehalt an organischem Kohlenstoff, dessen Veränderungen relativ langsam vor sich gehen. Ein weiterer Faktor für den Anstieg ist die leicht verfügbare Kohlenstoff-Fraktion der anfallenden Streu.

Die unter den schnellwachsenden Baumarten erkennbare Erweiterung der C/N-Verhältnisse deutet auf eine qualitative Veränderung des Humuskörpers hin. Diese ist offenbar verursacht durch die deutlich geringeren N-Gehalte der Blatt- und Wurzelstreu der aufstockenden Bäume im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Ernterückständen. Letztere weisen eine Verhältniszahl von ca. 10 - 15 auf, während in der Plantage bei einem C/N-Verhältnis der Blätter von 30 - 40 bzw. der Wurzeln von 60 - 80 das Material relativ C-betont ist.

Langfristig entwickelt sich das Ökosystemkompartiment Boden auf einen neuen, bewirtschaftungsbedingten Gleichgewichtszustand hin. Dieser wird geprägt durch die Bestockung, die bodenchemischen Bedingungen und die Präsenz bzw. Aktivität leistungsfähiger Bodenorganismen.

Danksagung:

Wir danken dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung der Forschungsarbeiten.

**Der Einfluß unterschiedlicher Landnutzungsformen
auf die Methanaufnahme von Böden**

von

TEEPE,R.; BRUMME,R.; BEESE,F.

Einleitung

Kann der Anbau nachwachsender Rohstoffe zur Entlastung der Klimaerwärmung beitragen? Um eine derartige Klimaentlastung in Form von CO₂-Fixierung beurteilen zu können, müssen die N₂O- und CH₄-Flüsse beim Anbau der nachwachsenden Rohstoffe im Vergleich zu anderen Nutzungsformen berücksichtigt werden. N₂O und CH₄ bewirken zu rund 25 % den antropogenen Treibhaus-effekt (IPCC, 1996).

Ziel dieser Arbeit ist es, die annuellen N₂O-Emissionen und CH₄-Aufnahmen von vier Nutzungsformen (Acker, Brache, Wald und Pappel-Plantage) zu quantifizieren. Im folgenden werden der CH₄-Flüsse des Jahr 1996 vorgestellt.

Methode und Untersuchungsflächen

Die CH₄-Aufnahme wurde wöchentlich mit Hilfe der manuellen Haubenmethode (n=5) und anschließender gaschromatographischer Analyse (Loftfield et. al. 1997) gemessen. Zu jedem Meßtermin wurden zudem Klimadaten und Bodenparameter bestimmt.

Tab. 1: Bewirtschaftungsform der vier Versuchsflächen

	Bewirtschaftungsform	N-Düngung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
Acker	1995/96 Raps, 1996/97 Weizen	200
Brache	ungenutzt seit 1986	-
Eiche	schwach durchforstet, Alter 30 Jahre	-
Pappel	Ernte in 5-jähriger Rotation	100

Ergebnisse

Die CH₄-Aufnahme zeigte auf den Versuchsflächen einen saisonalen Verlauf, der hoch signifikant zum Wassergehalt und zur Temperatur im Boden verlief. Eine erhöhte CH₄-Aufnahme fand insbesondere in den Sommermonaten statt (Abb. 1-5).

Die Berechnung der annuellen CH₄-Flüsse ergab geringe, nicht signifikante Unterschiede zwischen Brache und Acker (Tab. 2).

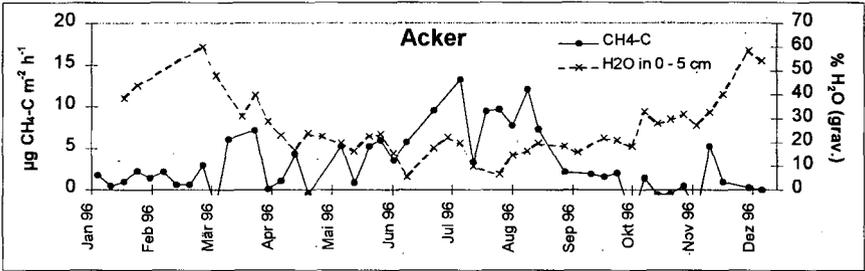


Abb.1: CH₄-Fluß auf der Ackerfläche und Wassergehalt in 0-5 cm Bodentiefe.

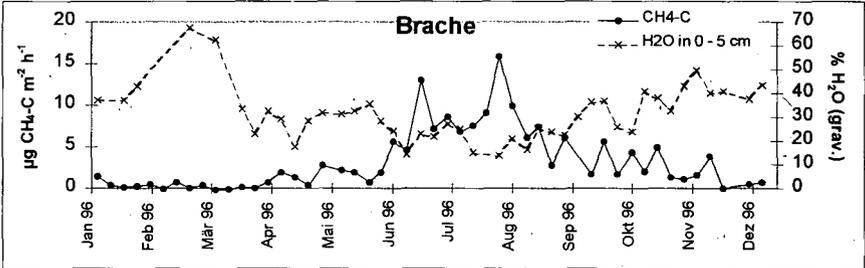


Abb.2: CH₄-Fluß auf der Brache und Wassergehalt in 0-5 cm Bodentiefe.

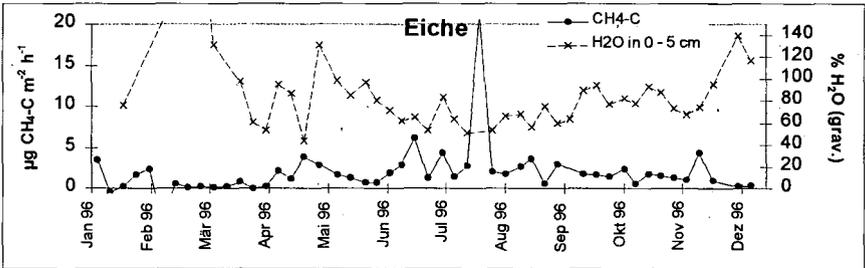


Abb.3: CH₄-Fluß im Eichenwald und Wassergehalt in 0-5 cm Bodentiefe.

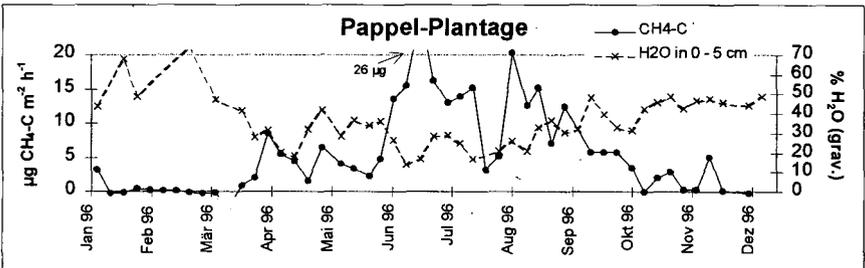


Abb.4: CH₄-Fluß auf der Pappel-Plantage und Wassergehalt in 0-5 cm Bodentiefe.

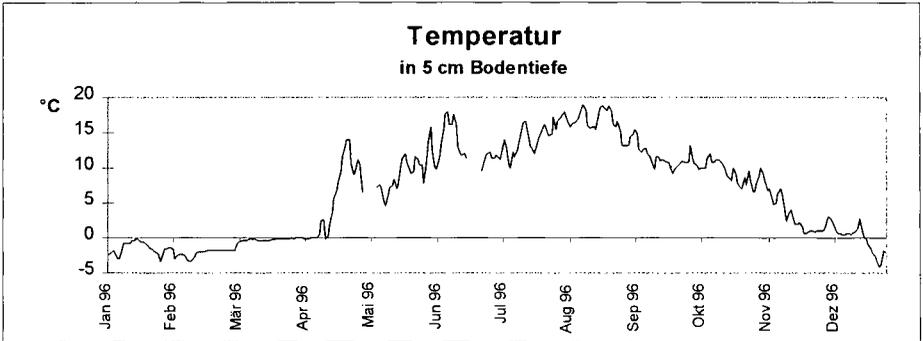


Abb.5: Temperaturverlauf 1996 in 5 cm Bodentiefe.

Die Jahressumme der Pappelfläche lag um etwa 25 % höher als Brache und Acker, konnte jedoch, trotz signifikanter Unterschiede, nicht erklärt werden.

Mit z.T. weniger als 50 % lag die CH₄-Jahresaufnahme im Eichenwald im Vergleich zu den anderen Flächen signifikant niedriger. Nur an einem Meßtermin lag die CH₄-Aufnahme über 6 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹. Vermutlich ist ein größeres wasserführendes Porenvolumen die Ursache für die geringere Methanaufnahme.

Tab. 2: CH₄-Aufnahme und CO₂-Äquivalente für das Jahr 1996 [kg ha⁻¹ a⁻¹]

	CH ₄ -C	CO ₂ -C Äquiv.
Acker	0.27	16.2
Brache	0.32	19.2

	CH ₄ -C	CO ₂ -C Äquiv.
Eiche	0.16	9.6
Pappel	0.40	24.0

Schlußfolgerung

Obwohl die Untersuchungsflächen in ihrer Nutzungsform sehr verschieden sind, zeigten alle vier Flächen im jährlichen Verlauf nur geringe CH₄-Aufnahmeraten, die 20 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ nicht überstiegen.

Eine Umrechnung der CH₄-Aufnahme in CO₂-Äquivalente verdeutlicht die geringe Bedeutung für einen klimarelevanten Vergleich zwischen den vier Nutzungsarten.

Insbesondere ein Vergleich der CO₂-Äquivalente, berechnet aus der CH₄-Aufnahme, mit der Menge an CO₂-Äquivalenten, die in der Biomasse von Pappel-Plantagen gebunden werden können, verdeutlicht, dass die CH₄-Aufnahmeraten keine nennenswerte Rolle spielen, da die Pappel-Plantage durchschnittlich 5000 kg CO₂-Äquivalente ha⁻¹ a⁻¹ in der Biomasse speicherte (Friedrich, 1997).

Diese Untersuchung wurde von der Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördert.

Literatur

- IPCC. 1996. Climate change 1995. Scientific and technical analyses of impacts adaptations and mitigation. Contribution of working group II to the second assessment report of the intergovernmental panel on climate change.-Cambridge University Press, London.
- Lofthield, N., H. Flessa; J. Augustin, F. Beese: Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. Journal of Environmental Quality, Volume 26, no. 2.
- Friedrich, E. 1997. Anbautech. Untersuchungen in forstl. Schnellwuchsplantagen u. Demonstration des Leistungsvermögens schnellwachsender Baumarten. Abschlußbericht zum Teilprojekt 93 NR 034 - M - des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Stickstoffumsatz in einer Lösscatena im Kraichgau

von

TURYABAHKA,F.; STAHR,K.

Einleitung

Aus der Kenntnis der Stickstoffmineralisierung kann eine optimale Nutzung der natürlichen Potentiale der Böden für die Pflanzenproduktion erzielt werden und die agrarische Umweltbelastung durch standortgemäße (Land-)Nutzung gesenkt werden.

Für eine genauere Vorhersage der Stickstoffmineralisation sind folgende Faktoren zu berücksichtigen: die Umsetzung vorheriger Pflanzenreste, organische Düngemittel und N-Vorrat des Bodens, die Tiefe, bis zu der mineralischer Stickstoff des Bodens von den Pflanzenwurzeln erschließbar ist um das Optimum des N-Bedarfs voraussagen zu können, da der in tieferen Bodenschichten angelegte N für die Pflanzen unerschließbar ist und durch z.B. Denitrifikation, Auswaschung verloren gehen kann (LORENZ, 1992; HARRISON, 1995; PORTER, 1996) sowie die Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Kulturart (RÜCK, 1993).

Zum Verständnis und zur Quantifizierung der Stickstoffnachlieferung durch Mineralisierung sind jedoch detailliertere Untersuchungen notwendig (REINFELDER, 1992).

Das Ziel dieser Untersuchung ist, die Variabilität des Stickstoffumsatzes innerhalb einer Catena in Abhängigkeit von Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung, Fruchtfolgegestaltung) und Bodentyp zu erfassen. Damit soll ein Beitrag zur Vorhersagbarkeit der Stickstoffnettomineralisation geleistet werden.

Standort und Nutzung

Um eventuell wiederkehrende Muster und Effekte und damit die relative Bedeutung verschiedener Einflußfaktoren zu erkennen, wurden die Untersuchungen auf einer Catena (Bodenmuster: Parabraunerde - Kuppe, Pararendzina - Oberhang, hangvergleyte Pararendzina - Mittelhang und Kolluvium - Senke) mit der Fruchtfolge: Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste + Senf) durchgeführt. Es wurden die Stickstoffmineralisation und die Stickstoffvorratsänderung beobachtet (Tab. 1).

Die landschaftstypische Catena liegt bei Gondelsheim im Kraichgau (nord-westliches Baden-Württemberg). Der die Fläche bewirtschaftende Betrieb zeichnet sich durch mittlere N- (vorwiegend Gülle) und hohe C-Zufuhr aus, und weist einen hohen N-Bilanzüberschuß auf (Einzelheiten siehe HONISCH, 1996).

Tab. 1: Meßprogramm zur Charakterisierung des Stickstoffhaushalts

Untersuchte Parameter	Methode	Häufigkeit
N-Umsatz/-Mineralisierung	<i>buried-bag</i> -Inkubation (nach ENO, 1960)	dreiwöchentlich
N-Vorratsänderungen	Bodenproben N_{\min} 0-90 cm Tiefe	dreiwöchentlich

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

Ergebnisse und Diskussion

Stickstoffmineralisierung in situ

Die Stickstoffnettomineralisation wurde nach ENO (1960) vom 07.04.1993-02.11.1995 kontinuierlich bestimmt. Die erzielten Ergebnisse sind in Abbildung 1 (linke Spalte) dargestellt.

Die Nettomineralisation ist mit durchschnittlich 236 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Oberboden (0-30 cm Tiefe) der Pararendzina am höchsten und mit 70 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in dem der Parabraunerde am niedrigsten. Bei geringem N-Vorrat im Unterboden (30-90 cm Tiefe) der Pararendzina ist die Nettomineralisation dort am niedrigsten und am höchsten beim humosen Unterboden des Kolluviums. Durch den hangbedingten Vernässungseffekt und die damit verbundene Denitrifikation kommt es zu Immobilisation (1995: -13 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (30-90 cm)) im Unterboden der hangvergleyten Pararendzina.

Die kulturartbedingte Beeinflussung und somit Abhängigkeit von der Fruchtfolgegestaltung macht sich auf der gesamten Catena deutlich bemerkbar. Unter Zuckerrüben sind 1993 aufgrund unzureichender Bodenfeuchte infolge hohen Wasserentzuges die Mineralisierungsraten auf allen Meßflächen (Pb ausgenommen) in der Hauptwachstumsperiode niedrig. Dafür sind sie begünstigt durch den schnellen Abbau des Zuckerrübenblatts im Folgejahr (1994) unter Winterweizen und der leicht abbaubaren organischen Substanz aus der Gülledüngung nach der Winterweizenernte in 1995 unter Wintergerste hoch. Dies gilt nicht für Pb - in allen Versuchsjahren - und Kol (1995). Dieser Sachverhalt ist durch die stärkere Reaktion der Parabraunerde (höherer Totwasseranteil als die anderen Böden) auf die umsatzhemmende Trockenheit und hohe Bodenfeuchte mit mangelnder Durchlüftung (1995, Pb und Kol) zu erklären.

Eine durch die mikrobielle Biomasse verursachte sowie bodenartspezifisch begünstigte (bei hohem Tongehalt, Pb und Kol) hohe Fixierung, die zu einer Nettoimmobilisierung führt, läßt sich nach der (mineralischen) Düngung (April - Mai - Juni 1993, März - Mai 1994/95) erkennen. Die Erklärung hierfür liegt u.a. darin, daß bei gleicher Temperatur die N-Nettoimmobilisierung in erster Instanz vom N-Vorrat der Böden abhängt (SCHARPF & WEIER, 1991). Danach steigen die Mineralisierungsraten schnell an, begünstigt durch einsetzende Remineralisation des in der mikrobiellen Biomasse festgelegten Stickstoffs. Neu immobilisierter N ist in der Regel leichter mineralisierbar als der insgesamt in der organischen Substanz des Bodens gebundener N. BRUNET & APPEL (1995) konnten zeigen, daß bis zu 47% des immobilisierten Dünger-N zurückgewonnen werden können. Ähnliche Effekte werden nach Einarbeitung des Stroh kurz vor den herbstlichen Niederschlägen beobachtet.

Aus Tab. 2 wird ersichtlich, daß die Mineralstickstoffgehalte in den Böden wesentlich besser miteinander korrelieren, als die Nettomineralisation. Die Regressionskoeffizienten liegen näher bei 1 (Boden A = Boden B; rechter Teil der Tabelle 2), ferner ist die Qualität der linearen Beziehung (R²) deutlich besser als bei den Vergleichen der Nettomineralisation (linker Teil der Tabelle 2)

Tab. 2: Regressionskoeffizienten (oberer) und Bestimmtheitsmaße (R²; unterer Wert) bei Annahme einer linearen Beziehung (Y=mX+b) zwischen den einzelnen Böden (* = p < 0.05; ** = p < 0.01; *** = p < 0.001; n.s. = nicht signifikant)

Nettomineralisation				Mineralstickstoffgehalte			
Pr	0,22			Pr	0,99		
	0,08 n.s.				0,55***		
gPr	0,58	0,65		gPr	0,81	1,2	
	0,46***	0,37***			0,72***	0,84***	
Kol	0,76	0,56	1,0	Kol	0,75	1,1	0,89
	0,42***	0,15**	0,53***		0,69***	0,75***	0,86***
	Pb	Pr	gPr		Pb	Pr	gPr

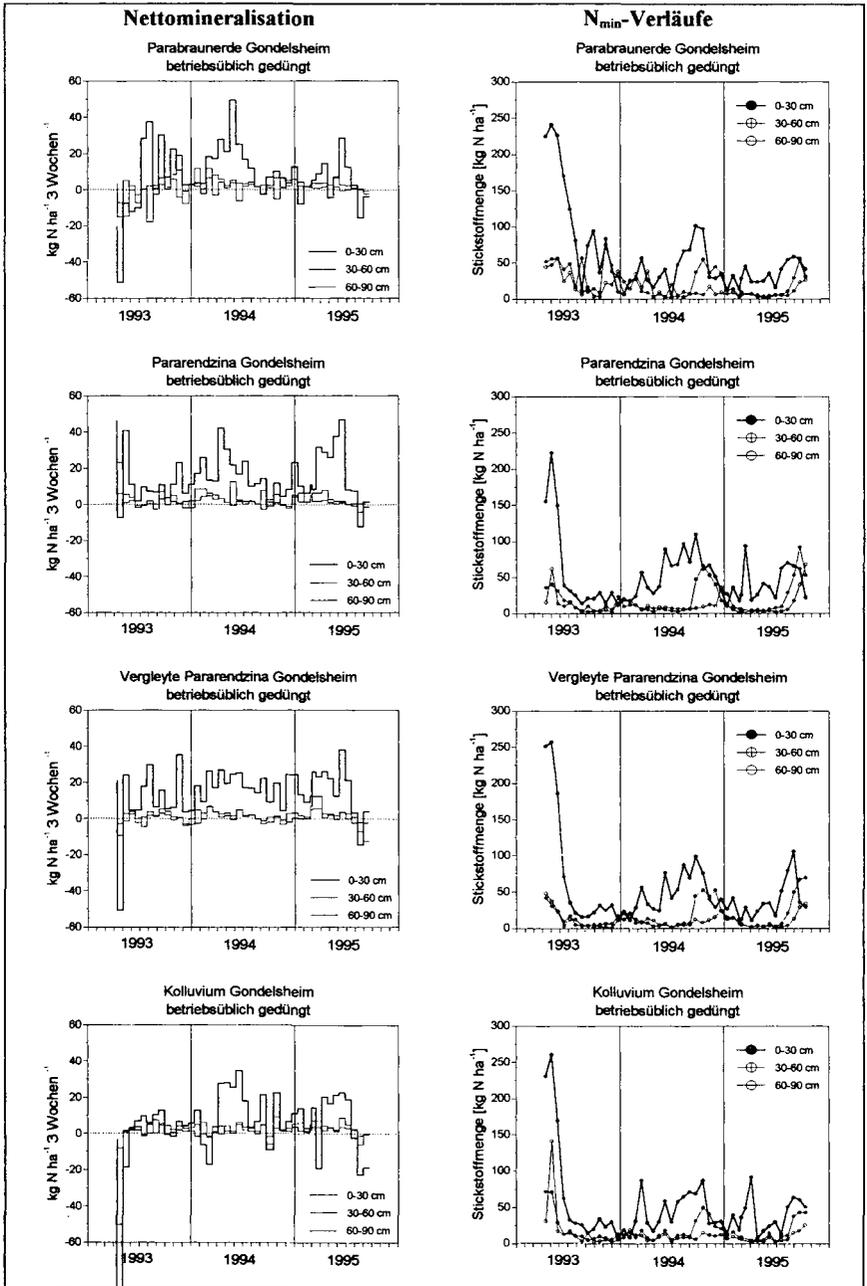


Abbildung 1: Gegenüberstellung der Nettomineralisation mit den Mineralstickstoffmengen

Mineralstickstoffgehalte

Die N_{\min} -Gehalte als Maß für die Beurteilung des Ausmaßes vorangegangener Prozesse wurden kontinuierlich zu den *buried-bag*-Terminen bestimmt (Abb. 1, rechte Spalte).

In 1993 ist eine von Ende April bis Anfang September dauernde Vorratsabnahme zu verzeichnen. 1994 ist eine tendenzielle Steigerung der N_{\min} -Gehalte in der Gesamtwachstumsperiode zu beobachten, mit einem Doppel-Maxima-Charakter. Im Jahr 1995 ist ein ähnlicher Kurvenverlauf erkennbar - kurzer Peak im Frühjahr - mit einem Ende Juli schon sprunghaft einsetzenden, 9 Wochen lang anhaltenden Anstieg in den Mineralstickstoffgehalten der beiden unteren Schichten der Böden, der in einem Maximum mit 95 (30-60 cm) und 70 kg N ha⁻¹ (60-90 cm) bei der Pararendzina endet.

Die mineralischen Stickstoffgehalte im Oberboden (0-30 cm) nahmen in der Pr am stärksten ab, gefolgt von der gPr = Kol. In der Parabraunerde nahmen sie am wenigsten ab (1993). In 1994 nahmen sie in umgekehrter Reihenfolge ab. Im Jahre 1995 nahmen sie in der hangvergleyten Pararendzina am wenigsten ab. Höhere Gehalte im Unterboden der Pr und gPr sind Zeichen intensiver Tiefenverlagerung. Im Herbst werden die N_{\min} -Mengen durch den nutzungsabhängigen Entzug oder Nichtentzug sowie Mineralisierung beeinflusst. Hierdurch wird der Düngungseinfluß relativiert.

Für alle Standorte gilt:

- Es treten große N-Abnahmen in den aufnahmeintensiven Perioden der Kulturpflanzen auf. Hierdurch wird der Einfluß der Kulturart und deren Wachstumsdauer auf den N_{\min} -Zustand der Böden ersichtlich.
- Bei Ausgangslage: Fläche in Winter unter Zwischenfrucht (Senf) sind die N_{\min} -Gehalte im Frühjahr viel höher als bei der Ausgangslage: Fläche war über Winter unter Kultur (Winterweizen/-gerste).
- **Die Mineralstickstoffmenge sollte eigentlich eine Konsequenz vorangegangener Nettomineralisation sein. Ein Zusammenhang dieser Art ist jedoch nur im Jahr 1994 zu erkennen.**

Schlußfolgerung

Die Nettomineralisation gemessen mit der *buried-bag*-Methode weist eine deutlich größere Inkonsistenz auf, als die Verläufe der Mineralstickstoffgehalte. Die Beobachtung von N_{\min} -Verläufen erscheint daher als Werkzeug zur Erstellung von Prognosen besser geeignet; zumal die Bestimmung der N-Nettomineralisation mit vielen methodischen Problemen und hohem Arbeitsaufwand verbunden ist (vgl. HONISCH, 1996).

Literatur

- BRUNET, M.-D. und APPEL, T. (1995): Immobilisierung von ¹⁵N und seine Extrahierbarkeit als organische N-Fraktion mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) und 10 mM CaCl₂. - Mittlgn. Dt. Bodenkdl. Ges. 76, 749-752.
- ENO, C. F. (1960): Nitrate production in the field by incubating soil in polyethylene bags. Soil Sc. Soc. Am. Pro. 24, 277-279
- HARRISON, R. (1995): An investigation of the relationship between soil mineral nitrogen in the autumn or spring and optimum nitrogen rate for winter cereals. Soil Use & Management, 11(4), 186-192.
- HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. - 218 Seiten, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 38, Stuttgart.
- LORENZ, G. (1992): Stickstoffdynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 1, 171 S., Stuttgart.
- PORTER, L. K., FOLLETT, R. F., HALVORSON, A. D. (1996): Fertilizer nitrogen recovery in a no-till wheat-sorghum-fallow-wheat sequence. Agronomy Journal 88(5), 750-757.
- REINFELDER, H. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Prognose des Stickstoff-Düngebedarfs verschiedener Böden Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 5, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- RÜCK, F., (1993): Standortsspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 15, Stuttgart.
- SCHARPF, H. C. und WEIER, U. (1991): Kalkulatorische Ermittlung der Stickstoffmineralisierung und Immobilisierung und deren Bedeutung für den N_{\min} -Sollwert. VDLUFA-Kongreßband 1191 Ulm, VDLUFA-Schriftenreihe 33.

Niedermooere in Baden-Württemberg - Bilanzierung der CO₂-Emission am Beispiel des Donaurieds

von

WEINZIERL, W.

1. Einleitung

Hoch- und Niedermooere nehmen in der Bundesrepublik Deutschland zusammen eine Fläche von 14.790 km² ein. Etwa 2/3 dieser Fläche sind Niedermooere. In Baden-Württemberg kommen etwa 200 km² Hochmoor und 400 km² Niedermoor vor (SCHNEIDER u. SCHNEIDER, 1990). In der Moor-Karte von Baden-Württemberg sind diese Vorkommen ausführlich dokumentiert (GÖTLICH, ab 1967). Der bezogen auf die Landesfläche von Baden-Württemberg eher unbedeutende Flächenanteil der Niedermooere von 1,1%, die schwindende Bedeutung der landwirtschaftlichen Produktion und die in den Augen der Naturschützer weniger interessanten entropfen Niedermooere ließen die von Anfang der 50er bis Ende der 70er Jahre stark personengebundene wissenschaftliche Betreuung der Niedermooere seit etwa zwei Jahrzehnten (vorübergehend) verweisen. Die momentane Situation der brachliegenden Niedermoorforschung in Baden-Württemberg wäre durchaus hinnehmbar, wenn die Niedermooere noch konserviert in Wasser und Landschaft eingebettet wären.

Ursprünglich waren die Niedermooere eine C-Falle im Kohlenstoffkreislauf (KUNTZE, 1993). Gemeinsam ist den verschiedenen Niedermooertypen (SUCCOW, 1988) ein hoher, der Geländeoberfläche meist sehr naher und gelegentlich auch überstauender Wasserstand. Diese für Moore typische Bodenwassersituation verlangsamt die postmortale Mineralisation des organisch gebundenen Kohlenstoffs gegenüber der deutlich höheren standörtlichen Photosyntheseleistung. In der Folge wird organische Substanz akkumuliert und aquatisch konserviert, einhergehend mit der Speicherung organisch gebundener Energie in der Landschaft. Die in Wasserkonservierung scheinbar stabilen Energievorräte in einem Ökosystem wecken Begehrlichkeiten, die gleichermaßen bei Mensch (Torfstich für Heizzwecke) und Mikroorganismen (mikrobieller Torfchwund) zu beobachten sind. Es bedarf lediglich einer Beseitigung des konservierenden Wassers, um die Energievorräte verfügbar werden zu lassen. Die Initialzündung zum allseitigen Torfverzehr kommt mit der Entwässerung. In beiden Fällen, sowohl beim Torfstich als auch beim mikrobiellen Torfverzehr, wird der organisch gebundene Kohlenstoff letztlich wieder als CO₂ in den globalen Kohlenstoffkreislauf zurückgeschleust.

Jede CO₂-Emission muß heute auch unter dem Aspekt der Klimarelevanz betrachtet werden. Hierzu bedarf es einer Quantifizierung der CO₂-Freisetzung, um den Beitrag der Niedermooere am gesamten CO₂-Output durch Verbrennung fossiler Energieträger beurteilen zu können. Im folgenden wird die CO₂-Freisetzung aus den Niedermooeren Baden-Württembergs (B.-W.) auf der Grundlage von Messungen im b.-w. Donauried abgeschätzt.

¹Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstr. 5, D-79104 Freiburg i. Br.

2. Messungen und Berechnungen aus dem baden-württembergischen Donauried

Im b.-w. Donauried, am Südrand der schwäbischen Alb gelegen, nehmen bis über 5 m mächtige Kalknieder Moore (AG BODEN, 1994) eine zusammenhängende Fläche von 1483 ha ein. Eine umfassende moorkundliche und hydrologische Beschreibung ist in den Erläuterungen zur Moorkarte von B.-W., Blatt Günzburg L 7526 (GÖTLICH, ab 1967; SCHLOZ, 1979) enthalten. Seit mehr als 150 Jahren wird das b.-w. Donauried entwässert: im 19. Jh. durch Donauregulierung und Torfstich, im 20. Jh. vermehrt mit der Absicht einer besseren landwirtschaftlichen Nutzung sowie - ohne Absicht - infolge von Grundwasserentnahmen zur überregionalen Fernwasserversorgung. Der mit einer nachhaltigen Entwässerung verbundene Höhenverlust im Niedermoor wurde in den sechs von GÖTLICH (1952) angelegten Transekten (c 1, d 1, qu, r, w, x) durch Neuaufnahme der Nivellements für den Zeitraum 1951-1990 bestimmt. Die Werte in Tab. 1 zeigen, daß von 1951-1990 zwischen Moormächtigkeit und Höhenverlust keine Beziehung besteht. Dies bestätigt, daß der gemessene Höhenverlust heute zum größten Teil nur noch auf mikrobiellem Torfschwund, also Mineralisierung (KUNTZE, 1992) beruht und nicht mehr auf dem physikalischen Vorgang der Moorsackung. Tab. 1 kann weiterhin entnommen werden, daß mit zunehmendem Absinken des Grundwassers im Torfkörper und phasenweisem Rückzug des Grundwassers aus dem Torfkörper in den Sommermonaten eine Tendenz zu größeren Höhenverlusten besteht, die jedoch statistisch nicht eindeutig zu belegen ist. Der mittlere jährliche Torfschwund wurde deshalb als Mittelwert aus den drei im b.-w. Donauried am häufigsten auftretenden Grundwassersituationen (Tab. 1, 2.-4.) berechnet und beträgt für den Meßzeitraum 1951-1990 durchschnittlich 7,2 mm pro Jahr. Dieser Wert spiegelt eine überwiegende Grünlandnutzung des Niedermoors (Ackeranteil 19%) wider. Bei vorherrschender Ackernutzung wären weit höhere Torfschwundraten zu erwarten (BRIEMLE, 1987; EGELSMANN, 1978).

Der Torfverzehr durch Mikroorganismen ist kein ausschließlich an der Bodenoberfläche stattfindender Abbauprozess, sondern tritt im entwässerten Niedermoorboden überall dort auf, wo die Sauerstoffversorgung dies zuläßt. Für die nachfolgende Bilanzierung wurde ein diffuser Torfverzehr in der Tiefe 0-1m mit dem meßbaren Torfschwund von $7,2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ angenommen. Der gemessene Substanzverlust liegt demnach bei $72 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Bei einer mittleren Trockenraumdichte 0-1m (Tab. 2; siehe hierzu auch STASCH (1996) und RÜCK (1993)) von $420 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ und einem mittleren C_{org} -Gehalt von 21% werden jährlich $6,35 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ zu $23,3 \text{ t} \cdot \text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ oxidiert.

Die gesamte CO_2 -Emission des b.-w. Donaurieds (1483 ha) kann somit auf $34.500 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ geschätzt werden.

3. Abschätzung der CO_2 -Emission aus den Niedermooren Baden-Württembergs

Die Niedermoore B.-W. sind bis auf wenige Ausnahmen bezüglich ihres Wasserhaushalts mit dem Ziel der landwirtschaftlichen Nutzung melioriert. Die Übertragung der CO_2 -Emissionswerte aus den Niedermoorböden des Donaurieds auf die gesamte Niedermoorfläche in B.-W. von 400 km^2 skizziert bei vielen einzuräumenden Unwägbarkeiten lediglich die zu erwartende Größenordnung, die bei ca. $930.000 \text{ t} \cdot \text{CO}_2$ pro Jahr liegen könnte.

Im Vergleich dazu betrug die jährliche CO_2 -Emission durch Verbrennung fossiler Energieträger in B.-W. für den Zeitraum 1986-1992 durchschnittlich ca. 75 Mio. $\text{t} \cdot \text{CO}_2$ (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995). Die geschätzte CO_2 -Emission aus den Niedermooren B.-W. beträgt daran gemessen ca. 1,25%, macht aber immerhin ca. 20% der geogenen Kohlenstofffreisetzung der b.-w. Zementindustrie in Höhe von 5 Mio. $\text{t} \cdot \text{CO}_2 \cdot \text{a}^{-1}$ aus (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995).

Zu prüfen bleibt, ob die meisten anderen Böden sich bezüglich der CO_2 -Emission in der Summe

cher konservativ verhalten, und ob mit den geschätzten Werten die Größenordnung für die CO₂-Emission aller Böden B.-W. vorgegeben ist.

4. Literatur

- AG BODEN, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung; 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab.; Hannover.
- BRIEMLE, G., 1987: Die ökonomische und ökologische Bedeutung des Dauergrünlands auf Niedermoorstandorten. - In: Akademie d. Landwirtschaftswissenschaften d. DDR [Hrsg.]: Internationales Symposium zum Thema Bodenentwicklung auf Niedermoor und Konsequenzen für die landwirtschaftliche Nutzung; S. 386 - 415; Eberswalde.
- EGGELSMANN, R., 1978: Oxidativer Torfverzehr in Niedermoor in Abhängigkeit von Klima und mögliche Schutzmaßnahmen; TELMA, 8, 75-81; 3 Abb.; Hannover.
- GÖTTLICH, KH., 1952: Moorkundliches Gutachten über das Donau-Moor auf den Gemarkungen Langenau, Rammingen, Asselfingen und Bissingen, Kreise Ulm und Heidenheim; Sigmaringen 5. 4. 1952 (unveröff.).
- GÖTTLICH, KH., ab 1967: Moorkarte von Baden-Württemberg 1 : 50 000. - Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Erläuterungen. Stuttgart. - L8122 Weingarten 1967 - L8124 Bad Waldsee 1968 - L7922 Saulgau 2. Aufl. 1970 - L8324 Wangen/Allgäu 1971 - L8120 Stockach 1971 - L8320 Konstanz 1972 - L7924 Biberach 1972 - L8318 Singen/Hohentwiel 1975 - L8322 Friedrichshafen 1975 - L7926, 8126, 8326 Sonderblatt Östliches Württembergisches Allgäu u. Illergebiet 1977 - L7916, 8116 Sonderblatt Die Baar 1978 - L7526 Günzburg 1979; Stuttgart.
- KUNTZE, H., 1992: Erwiderung zu G. LÜTTIGs Bemerkungen «Wider die Verwendung des Begriffes Mineralisierung in der Moor- und Torfkunde» (TELMA, 21, 1991); TELMA, 22, 293-297; Hannover.
- KUNTZE, H., 1993: Moore als Senken und Quellen für C und N. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 69, 277-280; 2 Tab.; Oldenburg.
- RÜCK, F., 1993: Standortsspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Stickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried; Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 15, 227 S., 41 Abb., 65 Tab.; Stuttgart.
- SCHLOZ, W., 1979: Geologische Gegebenheiten und Moorbildung; in: Moorkarte von Baden-Württemberg, Erl. zum Blatt Günzburg, L7526; Stuttgart.
- SCHNEIDER, S., SCHNEIDER, R., 1990: Die Verteilung der Moore auf der Erde; in: GÖTTLICH, KH. [Hrsg.]: Moor- und Torfkunde, 3. Aufl., Stuttgart.
- STASCH, D., 1996: Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried; Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 30, 268 S., 44 Abb., 148 Tab.; Stuttgart.
- SUCCOW, M., 1988: Landschaftsökologie und Moorkunde; 338 S., 84 Abb., 41 Fotos, 64 Tab.; Berlin.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.], 1995: Umweltdaten 93/94, Karlsruhe.

Tab. 1: Baden-württembergisches Donauried

Torfschwund durch Mineralisation auf Niedermoor mit überwiegend Grünlandnutzung bei unterschiedlichen Grundwassersituationen; berechnet aus den Nivellements¹⁾ von 1951 und 1990 auf den Transekten c1, d1, qu, r, w, x nach GÖTTLICH (1952).

Grundwasserstände u. Fl. ²⁾ m	Torfmächtigkeit m	Höhendifferenz aus Nivellements 1951 u. 1990 mm	mittlerer jährl. Torfschwund mm · a ⁻¹
1. 0 - 1m, ganzjährig im Torfkörper	4,5	40	1,0
2. Winter: 0 - 1m Sommer: 1 > 2m ganzjährig im Torfkörper	4,0	219	5,6
3. Winter: 0 - 1m Sommer: unterhalb der Torfbasis	2,7	254	6,5
4. Winter: 1 - 2m Sommer: unterhalb der Torfbasis	2,4	326	8,4
Mittelwert aus den Situationen 2. - 4.	---	---	7,2

¹⁾ Gesamte Meßstrecke 7.500 m, 81 Meßpunkte

²⁾ Messungen aus dem Jahr 1988

Tab. 2: Baden-württembergisches Donauried

C_{org}- und N_{org}-Gehalte in entwässerten kalkreichen Niedermoorböden
Flächengewichteter Mittelwert entsprechend der Größe der Kartiereinheiten;
Ergebnisse aus eigenen Untersuchungen von 1988 - 1990.

Tiefe cm	Trockenraum- gewicht kg · m ⁻³	C _{org} %	N _{org} %	C/N
0 - 33	500	22,0	1,83	12,0
33 - 66	400	19,2	1,32	14,6
66 - 100	350	21,7	1,36	16,0
Mittelw. 0 - 100	420	21,0	---	---

Eine neue Methode zur *in situ* Messung der Denitrifikation in wassergesättigten und ungesättigten Böden

von

WELL,R.; MYROLD,D.D.

Fragestellung

Die Denitrifikation in gesättigten und ungesättigten Unterböden und in der Grundwasserzone wurde bisher fast ausnahmslos nur durch indirekte Messung oder aber durch Laborexperimente untersucht. Dies ist insofern unbefriedigend, als die indirekten Methoden nur eine geringe Meßgenauigkeit aufweisen und eine Beschreibung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der Denitrifikation kaum ermöglichen. Ferner sind Labormessungen nur bedingt auf Freilandbedingungen übertragbar. Direkte Messungen im Felde durch Erfassung der gasförmigen Endprodukte der Denitrifikation wurden bisher nahezu ausschließlich in Oberböden durchgeführt, weil die existierende Methodik zur Beprobung von Denitrifikationsgasen in Gassammelhauben nicht im Unterboden einsetzbar ist. Hier wird eine Methode zur direkten *in situ* Messung der Denitrifikation in tieferen Bodenschichten vorgestellt.

Meßprinzip

Die Quantifizierung der gasförmigen Denitrifikationsprodukte aus dem Unterboden ist auf zwei Wegen möglich: Entweder durch ^{15}N -Markierung des Bodennitrats und Messung der $^{15}\text{N}_2$ - und $^{15}\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration im Porenraum oder durch Applikation von Acetylen zur Hemmung der N_2O -Reduktase und Messung der N_2O -Konzentration im Porenraum.

Aus der Akkumulation der Denitrifikationsgase können Aktivitätsraten berechnet werden, wenn die Transportprozesse sowie die Verteilung auf die gasförmige und die im Bodenwasser gelöste Phase berücksichtigt werden. Dabei müssen wassergesättigte und ungesättigte Bedingungen unterschieden werden:

Ungesättigte Bedingungen

Aus dem hierbei kontinuierlich luftgefüllten Porenraum ergeben sich für die Methodik zwei Konsequenzen:

1. Das in einem ^{15}N -markierten Bodenvolumen gebildete $^{15}\text{N}_2$ und $^{15}\text{N}_2\text{O}$ unterliegt einem schnellen diffusiven Abtransport. Sofern die Bedingungen für die Denitrifikation konstant bleiben und die räumliche Verteilung des ^{15}N -Nitrats sich nicht wesentlich ändert, nähert sich die Konzentration an $^{15}\text{N}_2 + ^{15}\text{N}_2\text{O}$ im ^{15}N -markierten Boden einem Fließgleichgewicht. Die Gleichgewichtskonzentration ist eine Funktion folgender Parameter:
Volumen des ^{15}N -markierten Bodens, Gasdiffusivität, Rate der $^{15}\text{N}_2$ - und $^{15}\text{N}_2\text{O}$ -Bildung (Denitrifikationsrate).
Die Denitrifikationsrate kann nun durch Simulation der diffusiven Gasbewegung bestimmt werden, wenn das Volumen des ^{15}N markierten Bodens sowie die Gasdiffusivität bekannt sind.
2. Eine konstante Hemmung der N_2O -Reduktase ist nicht möglich, da Acetylen nach der Applikation durch Gasdiffusion abtransportiert würde.

* Institut für Bodenwissenschaft der Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen, e-mail: rwell@gwdg.de

** Department of Crop and Soil Science/Oregon State University, 3017 Agricultural and Life Sciences Building, Corvallis, OR 97331-7306, USA

Wassersättigung

Der Porenraum ist entweder vollständig mit Wasser gefüllt oder es ist eingeschlossene Luft in Form von isolierten Luftblasen vorhanden. Durch das Fehlen kontinuierlicher Luftporen ist der diffusive Gastransport stark reduziert, was folgende Konsequenzen hat:

1. Eine kontinuierliche Hemmung der N_2O -Reduktase ist durch Applikation von Acetylen in wasser-gelöster Form möglich.
2. Der Anstieg der Konzentrationen an N_2O bzw. an $^{15}\text{N}_2$ und $^{15}\text{N}_2\text{O}$ im Porenraum verläuft nach einer Applikation von Acetylen bzw. nach ^{15}N -Markierung des Nitratpools anfänglich nahezu linear. Somit kann die Denitrifikationsaktivität aus der Rate des Konzentrationsanstiegs direkt abgeleitet werden.

Feldversuch zur Prüfung der Methode für ungesättigte Böden

Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Bodensonden: Edelstahlkapillare, 0,6 mm \varnothing , Installation in 50 cm Tiefe.

^{15}N -Markierung des Nitratpools: Applikation einer ^{15}N -Nitratlösung (2,5 L pro Sonde, 5 mg N L^{-1} , 60 Atom% ^{15}N) über die Bodensonden in den Unterboden.

Probenahme: Beprobung der Porenluft im ^{15}N -markierten Boden in Zeitintervallen von 1 bis 2 Wochen.

Meßgröße: Gleichgewichtskonzentration an $^{15}\text{N}_2$ und $^{15}\text{N}_2\text{O}$ (Summenwert).

Analytik: Isotopenmassenspektrometer.

Bestimmung von Denitrifikationsraten: Numerische Modellierung des diffusiven Transports der aus ^{15}N -Nitrat freigesetzten Denitrifikationsgase.

Modellparameter: N_2 -Diffusionskoeffizient, luftgefülltes Porenvolumen, Volumen des mit ^{15}N -Nitrat markierten Bodens, Denitrifikationsrate.

Boden: fine-silty, mixed mesic, Aquatic Argixeroll (US Soil Taxonomy), Oregon/USA.

Referenzmethode zur Denitrifikationsmessung: N_2O -Bildung von Bodenkernen (5 cm \varnothing , 43 - 58 cm Tiefe) bei Inkubation in geschlossenen Gefäßen nach Zugabe von 5 Vol. % Acetylen.

Ergebnisse (Tab. 1)

Die Anreicherung an $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ in den Porenluftproben lag in den meisten Fällen nahe der Nachweishgrenze. Die durch numerische Modellierung der Gasdiffusion ermittelten Denitrifikationsraten ergeben für die drei Meßtermine auf ein Jahr hochgerechnet einen Nitratabbau von 0,6 bis 2,4 kg $\text{N ha}^{-1} 10 \text{ cm}^{-1}$ und sind als gering zu bewerten. Die am 16.4. 1996 eingesetzte Referenzmethode (4 Wiederholungen) resultierte in Denitrifikationsraten von $0,8 \pm 0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1} 10 \text{ cm}^{-1}$ und bestätigt somit die Größenordnung der Werte, die mit der *in situ* Methode gemessen wurden.

Laborversuch zur Prüfung der Methode für wassergesättigte Böden

Meßmethodik und Versuchsdurchführung

Bodensonden: PE-Schlauch (4 mm \varnothing) mit Bodenfilter (30 μm Maschenweite, 10 mm \varnothing).

^{15}N -Markierung des Nitratpools und Applikation von Acetylen: Applikation einer ^{15}N -Nitratlösung (2 L, 10 mg N L^{-1} , 66 Atom% ^{15}N) über die Bodensonden in den Unterboden. Zusatz von Acetylen zur Versuchslösung (50 mL L^{-1}) in einer der Versuchsvarianten.

Beprobung der im Bodenwasser gelösten Gase: Entnahme von 25 mL Bodenwasser in evakuierten Septumflaschen (50 mL), Entgasung des Bodenwassers durch Schütteln mit 25 mL Helium, Entnahme von Gasproben.

Meßgrößen: Anstieg der Konzentration an $^{15}(\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O})$ bzw. an N_2O über einen Zeitraum von ca. 24 Stunden nach Applikation der Versuchslösung, $\text{N}_2:\text{N}_2\text{O}$ -Verhältnis im Denitrifikationsgas.

Analytik: $^{15}(\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O})$: Isotopenmassenspektrometer, $^{15}\text{N}_2$: Isotopenmassenspektrometer mit GC-Trennung, N_2O : Gaschromatograph (ECD).

Bestimmung von Denitrifikationsraten: Berechnung der denitrifizierten N-Menge aus den

Analysedaten unter Berücksichtigung des Bodenwassergehalts, des Gehalts an eingeschlossener Porenluft und der Gaslöslichkeiten für N_2 und N_2O .

Versuchsboden: Mischung aus Quarzsand (80%) und Krumenmaterial eines Sandbodens (20%).

Herstellung von Laborsäulen: Befüllen von PVC-Zylindern (25 cm Ø, 30 cm Höhe, Trokendarichte = 1,4), Sondeninstallation in 15 cm Tiefe, Einstau einer Nitratlösung (10 mg N L^{-1}) ca. 1 Woche vor Meßbeginn.

Versuchsvarianten: Säulen 1 und 2: ohne Acetylenzugabe, Säulen 3 und 4: mit Acetylenzugabe.

Ergebnisse (Abb. 1, Tab. 2)

Der Anstieg von $(N_2 + N_2O)$ aus der Denitrifikation in der Bodenlösung ist über 24 Stunden hinweg nahezu linear (Abb. 1).

Die Gehalte an N_2O und $(N_2 + N_2O)$ aus der Denitrifikation in der Variante mit Acetylen stimmen annähernd überein (Tab. 2, Zeilen 4 und 5). Es ist zu folgern, daß die Hemmung der N_2O -Reduktase vollständig war.

Die N_2O -Bildung war bei den Varianten ohne Acetylen im Verhältnis zur (N_2+N_2O) -Menge aus der Denitrifikation gering (Zeile 4).

Durch die unterschiedlichen Gaslöslichkeiten für N_2 ($\alpha_{20^\circ\text{C}} = 0,0155$) und N_2O ($\alpha_{20^\circ\text{C}} = 0,63$) ist die Verteilung des (N_2+N_2O) aus der Denitrifikation zwischen Porenwasser und Porenluft für die beiden Versuchsvarianten unterschiedlich (Zeilen 2 und 3).

Die berechneten Denitrifikationsraten sind ohne Acetylenbehandlung am höchsten (Zeile 6). Dies ist möglicherweise durch unvollständige Gleichgewichtseinstellung der N_2 - und N_2O -Konzentration zwischen gasförmiger und flüssiger Phase zu erklären. Somit würde der für die Porenluft berechnete Anteil überschätzt. Eine Modellrechnung zur Abschätzung dieses methodischen Fehlers zeigt folgendes Resultat: Die wirkliche Denitrifikationsrate wird bei der Variante ohne Acetylen erheblich (um 97%) und bei der Variante ohne Acetylen nur geringfügig (um 11 %) überschätzt.

Schlußfolgerungen und Ausblick

Eine *in situ* Messung der Denitrifikation in wassergesättigten und ungesättigten Unterböden ist mit den vorgestellten Methoden prinzipiell möglich. Die Überprüfung der Meßgenauigkeit der Methode für ungesättigte Böden ist in weiteren Versuchen zu präzisieren. Dabei müssen die Versuchsbedingungen so gewählt werden, daß die Meßsignale einen sicheren Meßbereich erreichen. Die Methode für wassergesättigte Böden ermittelt zuverlässige Denitrifikationsraten aus Meßwerten der N_2O -Konzentration, wenn Acetylen zur Hemmung der N_2O -Reduktion eingesetzt wird. Sie ist somit ohne Einsatz von Isotopen und daher mit vergleichsweise einfachen Mitteln durchführbar. Ihre Erprobung im Freiland steht noch aus.

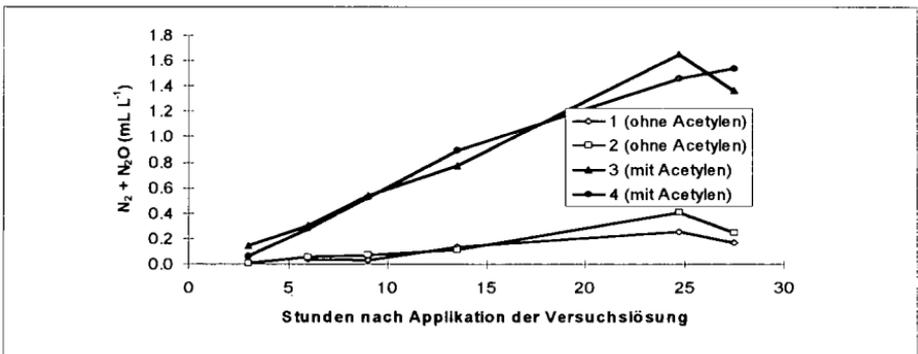


Abb. 1: Denitrifizierte $(N_2 + N_2O)$ -Menge (mL L^{-1}) in den Proben des Laborversuchs.

Tab. 1: Ergebnisse der *in situ* Messung der Denitrifikation unter ungesättigten Bedingungen.

Datum	Bodenparameter			Daten der Gasproben		
	Temperatur	Wasser- gehalt	N ₂ -Diffusions- koeffizient	Sonde	N ₂ +N ₂ O aus Denitrifika- tion	Simulierte Raten der Denitrifikation
	°C	Vol. %	cm ² s ⁻¹		ppm	g N ha ⁻¹ d ⁻¹ 10 cm ⁻¹
11.4.	9,4	0,28	0,00023	1	nn	-
				2	2,2	5,1
				3	12,3	13,6
				Mittelwert		6,2
2.5.	10,5	0,28	0,00025	1	0,8	2,4
				2	1,0	2,8
				3	nn	-
				Mittelwert		1,7
16.5.	11,2	0,28	0,00017	1	11,0	19,6
				2	nn	-
				3	nn	-
				Mittelwert		6,5

nn = nicht nachweisbar

ng = nicht gemessen

Tab. 2: Ergebnisse eines Laborversuchs mit wassergesättigten Bodensäulen

Zylinder	1	2	3	4
Variante	ohne Acetylen		mit Acetylen	
eingeschlossene Porenluft (Vol. %)	11,8	10,2	9,7	8,2
(N ₂ +N ₂ O) aus der Denitrifikation im Porenwasser (mL L ⁻¹)	0,25	0,41	1,65	1,46
(N ₂ +N ₂ O) aus der Denitrifikation in der Porenluft (mL L ⁻¹) (berechnet)	4,12	6,62	1,13	0,96
N ₂ O im Porenwasser (GC-Messung) relativ zur (N ₂ +N ₂ O)-Menge aus der Denitrifikation	0,03	0,01	1,0	1,02
N ₂ O aus der Denitrifikation (MS-Messung) relativ zu (N ₂ +N ₂ O) aus der Denitrifikation	ng	ng	0,98	0,99
Denitrifikationsrate (kg N ha ⁻¹ d ⁻¹ 10 cm ⁻¹)	1,87	3,0	1,19	1,01

Literatur:

- T.H. NIELSEN, D.D. MYROLD, & R. WELL (1997): Combination probe for ¹⁵N labelling and measurement of ¹⁵N atom fraction, water potential, and denitrification activity in sub-soil. Soil Science Soc. Am. J. 61, 802 - 811.
- R. WELL & D.D. MYROLD (1997): Numerical simulation and measurement of steady state ¹⁵N gas phase concentrations in ¹⁵N labeled Soil: a new method for measuring sub-soil denitrification *in situ*. In Vorbereitung.
- R. WELL & D. D. MYROLD (1997): Determination of gaseous denitrification products in water saturated soils: a new method for *in situ* measurement of denitrification in surface and subsurface soils. In Vorbereitung.

Berechnung von critical load am Beispiel eines stark versauerten Buchenwaldökosystems mit Hilfe des PROFILE-Modells

von

WELLBROCK,N.; SCHIMMING,C.-G.; WETZEL,H.

Einleitung und Zielsetzung

Als Indikatoren für die Sensitivität von Ökosystemen gegenüber sauerwirkenden atmosphärischen Einträgen wurden auf europäischer Ebene Critical loads (CL) für Wälder auf wissenschaftlicher Grundlage berechnet, um die Reduzierung der Emissionen säurewirksamer Luftschadstoffe betroffenen Stoffe umweltpolitisch durchsetzen zu können (Acid Rain 1992). Die umfangreiche Datenbasis zu oberirdischen Stoffflüssen und Stoffflüssen in den Böden aus dem Monitoring des Ökologiezentrums der Universität Kiel erlaubt die Berechnung von standortspezifischen Critical Loads und Überschreitungen für ein typisches Buchenwaldökosystem (Waldmeister-Buchenwald) auf sandiger Braunerde.

Material und Methoden

Untersuchungsstandort und Böden

Der Buchenwaldstandort gehört zu dem etwa 52 km² großen Bornhöveder Seengebiet, das 30 km südlich von Kiel im Übergangsbereich zwischen der Jungmoränenlandschaft des ostholsteinischen Seen- und Hügellandes und der Vorgeest gelegen ist. Die untersuchte sandige Braunerde aus Geschiebe- über Schmelzwassersanden unter Waldmeister-Buchenwald ist stark versauert. Bezeichnend sind die geringe Basensättigung und die hohen Stickstoffvorräte in der Humusaufgabe. Da zur Zeit noch keine eigenen Daten vorliegen, wurde die Mineralzusammensetzung der Braunerde aus der Korngrößenverteilung und der Mineralzusammensetzung in den einzelnen Fraktionen ähnlicher Böden abgeschätzt. Danach wird der Hauptanteil der Minerale mit durchschnittlich über 75 % von Quarz gebildet, gefolgt von Feldspäten und Plagioklasen. Tonminerale (Illite, Kaolinite, Chlorite) sind nur zu geringen Anteilen vertreten.

Methoden

Die Berechnung der Werte erfolgt auf Basis unbeeinflusster Verwitterungsraten und einfachen Massenbilanzansätzen. Dabei werden die Verwitterungsraten und Flüsse in Böden mit dem multi-layer Modell PROFILE (WARVIGE & SVERDRUP 1992) simuliert. Die berechneten CL-Werte und ihre möglichen Überschreitungen können mit der aktuellen Belastungssituation durch die Deposition von Schwefel und Stickstoff verglichen werden und mit anderen Indikatoren für den Zustand von Waldökosystemen (DEVRIES 1991; CRONAN & GRIGAL 1995) in Beziehung gesetzt werden.

Modellkonzept von PROFILE

PROFILE ist ein deterministisches Modell, das Berechnungen im steady state durchführt. Auf der Grundlage einer einfachen Massenbilanz werden aus verschiedenen Parametern Verwitterungsraten, Mineralisation und die Gleichgewichtsbodenlösung modelliert.

* Ökologiezentrum Kiel, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

Dabei dürfen die langfristigen Eintragsraten gerade noch so hoch sein, daß diese durch systeminterne Prozesse gepuffert, gespeichert oder in geringen Mengen ausgetragen werden können.

Ergebnisse

Schwefel- und Stickstoffbilanz

Die hohe Stickstoffdeposition (SPRANGER 1992) am untersuchten Buchenwaldstandort von $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 1) ist für weite Teile Nordwestdeutschlands typisch. Der Anteil von Ammonium an den oberirdischen Stickstoffflüssen weist auf den starken Einfluß der Landwirtschaft in diesem Gebiet hin. Als Anpassung an diese Stickstoffeinträge sind Pflanzenaufnahme und Streufall und Stickstoffauswaschung ebenfalls hoch. Dabei findet eine Akkumulation von leicht verfügbarem Stickstoff im Humus statt.

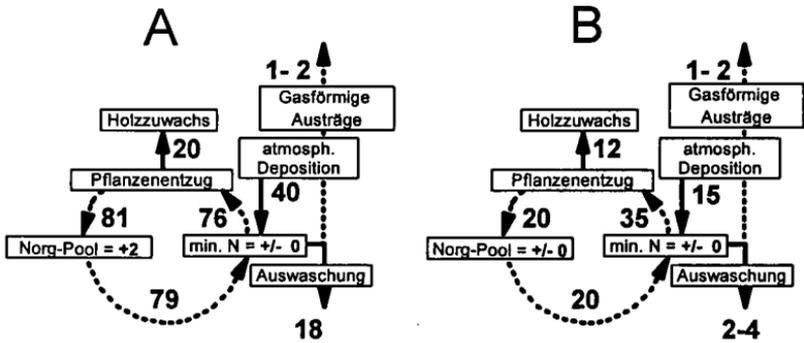


Abb. 1: Stickstoffkreislauf des Buchenwaldökosystems: Aktuelle Flußraten (A) und Flußraten bei Einträgen in Höhe der berechneten Critical Loads (B).

Gemessen an den Einträgen in urban-industriellen Belastungsgebieten sind die Schwefeleinträge (Abb.2) gering. Da Schwefel im untersuchten Buchenwaldökosystem kaum immobilisiert wird, entsprechen die Einträge in etwa den Austrägen. Der Einfluß von Schwefel bei der Bodenversauerung ist am untersuchten Standort daher als gering einzustufen.

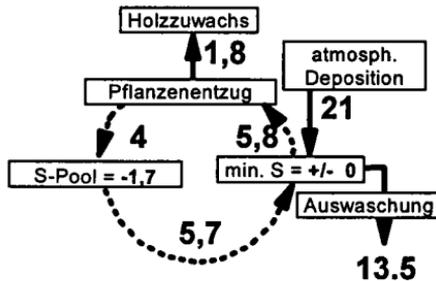


Abb. 2: Schwefelkreislauf des Buchenwaldökosystems

Vergleich mit anderen Indikatoren

Die starke Versauerung des Buchenwaldökosystems zeigt sich in engen Ca-Al-Konzentrationsverhältnissen in der Bodenlösung und Blättern, die von CRONAN & GRIGAL (1995) und DE VRIES (1992, Tab. 1) als Stabilitätskriterien für Wälder herangezogen werden. Die Ca-Al-Konzentrationsverhältnisse und pH-Werte in der Bodenlösung liegen im langjährigen Mittel zur Zeit noch über dem als kritisch angesehenen Grenzwert, da der Anteil der Basen in der Bodenlösung hoch ist und eine hoher Anteil des Aluminiums an der organischen Substanz komplex gebunden vorliegt (WETZEL 1997). An einzelnen Meßterminen wird der kritische Wert jedoch deutlich unterschritten und kann je nach Dauer der Überschreitung ökotoxikologische Relevanz erhalten.

Tab. 1 Indikatoren zur Gefährdungsabschätzung von Waldökosystemen im Vergleich mit aktuellen Werten des untersuchten Buchenwaldes (nach de Vries 1991; Cronau & Grigal 1995).

Indikator		aktuelle Werte
Bodenlösung pH-Wert	4,0	4,0**
Anteil B-Kationen an der KAK[%]	<15	12
Ca/Al der Bodenlösung	<1	1,3*
Ca/Al der Blattgehalte	<12,5	10,3

*Mittelwert aus 5 Jahre im Oberboden

**Mittelwert aus 5 Jahre im Aeh-Horizont

Critical Loads-Berechnung

Die berechneten Critical Loads für saure Einträge liegen für den Bornhöveder Standort bei 0,7 keq ha⁻¹ a⁻¹. Dieser Wert wird bei derzeitigen Einträgen von 1,5 keq ha⁻¹ a⁻¹ deutlich überschritten. Ursache sind die in Verbindung mit den Stickstoffdepositionsraten relativ geringen Verwitterungsraten an basischen Kationen (Tab. 2).

Tab. 2: Atmosphärische Deposition im Buchenwald (Mittelwerte 1991-1993) Critical Loads (CL), CL-Überschreitung im Vergleich mit den Depositionsraten bei Critical Loads-Bedingungen (berechnet mit PROFILE, WARVINGE & SVERDRUP 1995, Angaben in keq ha⁻¹ a⁻¹).

	aktuelle Depositionsraten	Depositionsraten für CL-Bedingungen
	SO ₄ : NO ₃ : NH ₄ 1,2 : 1 : 2	SO ₄ : NO ₃ : NH ₄ 1,2 : 1 : 2
1 Cl	1,80	1,80
2 Na	1,25	1,25
3 SO ₄	0,66	0,43
4 NO ₃	0,59	0,35
5 NH ₄	1,21	0,73
6 Ca	- 0,3	- 0,3
7 Mg	- 0,3	- 0,3
8 K	- 0,2	- 0,2
potentielle Acidität der Dep. (Summe 3-7)	1,5	
Critical Loads		0,7
CL-Überschreitung		0,8

Als zulässige Einträge für Stickstoff ergeben sich unter den aktuellen Depositionsverhältnissen 14 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für Schwefel 13 kg S ha⁻¹ a⁻¹. Während es für die weitere Entwicklung der Waldökosysteme in weiten Teilen Europas von großer Bedeutung ist, daß die Schwefelemissionen aufgrund der Luftreinhaltemaßnahmen bereits stark vermindert werden konnten, zeigen die berechneten Ergebnisse, daß in Schleswig-Holstein die atmosphärische Stickstoffbelastung vorrangig zu vermindern ist.

Zusammenfassung

- ♦ Der untersuchte Buchenwald in Bornhöved ist durch hohe Einträge insbesondere durch Stickstoff stark belastet.
- ♦ Die Schwefeldeposition ist im Bundesvergleich gering.
- ♦ Schwefel trägt nur im geringen Maße zur Bodenversauerung am untersuchten Standort bei, da die Einträge den Austräge in etwa entsprechen.
- ♦ Die Ergebnisse der Critical Loads-Berechnungen stimmen mit den Aussagen der verwendeten Indikatoren gut überein.
- ♦ Die berechneten Critical Loads werden deutlich überschritten.
- ♦ Bei einer Reduzierung der sauren Einträge würden die internen Stickstoffflüsse abnehmen.

Literatur

Acid Rain (1992): Critical loads for air pollutants. Reports the Third International NGO Strategy Seminar on Air Pollution, Göteborg, Sweden, April 10-12

BRANDING, A. (1996): Die Bedeutung der atmosphärische Deposition für die Forst- Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette. EcoSys. Suppl.Bd. 14. Kiel

CRONAN, C.; GRIGAL, D.F. (1995): Use of Calcium Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Ecosystems, J. Environ. Qual., 24, 209-226.

NILSSON, J.; GRENNFELT, P. (1988) : Critical loads for sulphur and nitrogen, Miljörapport 1988: 15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen

SPRANGER, T. (1992): Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. EcoSys. Suppl. Bd 4. Kiel

VRIES, W., DE; KROS, J. (1991): Assessment of critical loads and the impact of deposition scenarios by steady state and dynamik soil acidification models. Wageningen Staring centrum Report 36

WARVIGE, P.; SVERDRUP, H. (1995): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE- a steady state soil chemistry model, Water air and soil pollution 63, 119-143.

WETZEL, H. (1997): Prozessorientierte Deutung der Kationendynamik von Braunerden als Glieder von Acker- und Waldcatenen einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft - Bornhöveder Seenkette-. Diss. Univers. Kiel, in Vorbereitung.

Sanierung eines degradierten Niedermooses mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwertung gereinigter kommunaler Abwässer (Kurzvorstellung eines interdisziplinären Verbundprojektes)

von

WICHTMANN,W.; GENSIOR,A.; ZEITZ,J.

Einleitung

Niedermoore sind im "Naturzustand" Stoffakkumulationsräume mit einer ständigen Ablagerung organischer Substanzen (Senkenfunktion). Etwa 50 % des Kohlenstoffs der geschätzten terrestrischen Biomasse sind in Mooren gespeichert. Niedermoore spielen durch ihr Wasserspeichervermögen sowie ihre hohe Filter-, Puffer- und Entsorgungskapazität eine bedeutende Rolle im Landschaftshaushalt. Sie brauchen für die Moorbildung Wasserüberschuß am jeweiligen Standort. Die Böden dieser hochproduktiven Niedermoorökosysteme sind vollhydromorph und zeichnen sich durch Humushorizonte (organische Substanz > 30 Gew.-%) von häufig mehreren Metern Mächtigkeit aus. Die Vegetation ist je nach Trophiegrad bzw. Säuren - Basen - Verhältnis von Moosen, Seggen und Röhrichten geprägt.

Die Verbreitung von Niedermooren in Nordostdeutschland ist bedeutend. In Mecklenburg-Vorpommern und in Brandenburg bedecken sie mehr als 10 % der jeweiligen Landesfläche.

Problemstellung

Ein erheblicher Teil dieser Niedermoore wurde in den 60er und 70er Jahren großflächig melioriert, d.h. entwässert und zu Saatgrasland umgestaltet. Dies verursachte eine rasante Bodenentwicklung und eine Devastierung des Moorkörpers (Abb. 1).

Die Entwässerung der Niedermoore, als Voraussetzung der intensiven Nutzung, führt zu fortschreitenden, nachhaltigen Veränderungen der biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Moorkörpers. Es kommt zum oxidativen, biochemischen Abbau der organischen Substanz. Dies führt zur Bildung und Freisetzung klimarelevanter Gase und der Auswaschung von bisher im Torf gespeicherten Nähr- und Schadstoffen mit dem Bodenwasser (Belastung der Vorflut und angrenzender Ökosysteme). Die Torfzehrung beträgt im langjährigen Mittel etwa 1 cm pro Jahr. Des weiteren kommt es zur Schrumpfung und Sackung des Moorkörpers (Abb. 1).

Da weder die weitere Intensivnutzung (hohe Torfzehrung und Umweltbelastung; Dauerinvestitionen für Wasserregulierungsmaßnahmen; ständig sich verringemde Erträge), noch die Nutzungsauflassung (Erhalt bzw. Erhöhung der negativen Auswirkungen intensiver Nutzung) ökonomische und umweltgerechte Lösungen darstellen, sind neue, nachhaltige, standort- und umweltgerechte Nutzungskonzepte für diese devastierten Niedermoorstandorte gefragt (Wichtmann 1997).

* Botanisches Institut der EMAU Greifswald, Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald

** HU Berlin, Inst. f. Pflanzenbauwiss., FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

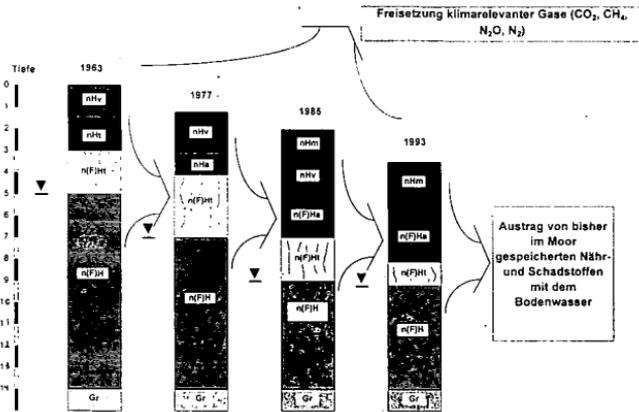


Abb. 1: Änderung des Bodenprofils eines Niedermoorstandortes im Randow-Welse-Bruch in den letzten 30 Jahren (Komplexmelioration 1971 - 1976) verändert nach Sauerbrey und Lehrkamp 1994.

Untersuchungsansatz, Konzeption und Versuchseinrichtungen

Das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte interdisziplinär organisierte Forschungsprojekt hat zum Ziel, beispielhaft eine stark durch Melioration und intensive Saatgraslandnutzung degradierte Niedermoorfläche in Nordostbrandenburg zu sanieren. Die Konzeption sieht Maßnahmen vor, die sowohl ökologischen (Wiedervernässung, Wiederanfahren und nachhaltige Sicherung der ursprünglichen Niedermoorfunktionen), ökonomischen und sozialen Anforderungen gerecht wird (Schilf als nachwachsender Rohstoff, Abwasserbeseitigung, möglicher Erhalt von Arbeitsplätzen in Landwirtschaft und Schilfindustrie in der Region). Zur Umsetzung und Untersuchung des Sanierungs- und Nutzungskonzeptes wurde eine Pilotfläche als Dauerversuchsfläche eingerichtet. Die erforderlichen Maßnahmen werden wissenschaftlich intensiv begleitet (Wichtmann und Succow 1997; Tab. 1; Abb. 3).

Tab. 1: Am DBU-Verbundprojekt beteiligte Einrichtungen und deren Aufgaben

Beteiligte Einrichtungen	Aufgaben
<ul style="list-style-type: none"> EMA Universität Greifswald Botanisches Institut -Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie -Lehrstuhl für Landschaftsökonomie 	<ul style="list-style-type: none"> Projektleitung und -koordination, Öffentlichkeitsarbeit, Erarbeitung von Empfehlungen zum Schilfanbau, Populationsökologische und geobotanische Untersuchungen Ökonomische Bewertung des Schilfanbaus, Marktanalyse für Schilfprodukte
<ul style="list-style-type: none"> Agrar-GmbH „Ehm Welk“ Biesenbrow ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Hydrologie Wasser- u. Bodenverband „Welse“, Passow 	<ul style="list-style-type: none"> Zurverfügungstellung der Pilotfläche Hydrologie/Vernässungsmanagement, Bestimmung von Wasserqualität und -quantität Betreuung der Pilotfläche, Koordinierung vor Ort
<ul style="list-style-type: none"> Humboldt-Universität Berlin - Institut f. Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften, FG Ökol. d. Ress.-nutzung - Institut für Biologie, Fachgruppe Ökologie 	<ul style="list-style-type: none"> Bewertung der Moordegradation und Wiedervernässung aus standortkundlicher Sicht, Stoffumsätze im Boden Test der Eignung verschiedener Schilfklone für Renaturierungsmaßnahmen u. stoffl. Verwertung,
<ul style="list-style-type: none"> Innovationszentrum Nachwachsende Rohstoffe, Pasewalk - mst Grünfix Matten GmbH, Angermünde - inab Ausbildungsgesellschaft. mbH, Pasewalk 	<ul style="list-style-type: none"> Koordination der Schilfferrwertung und der -verarbeitung von Schilf - Produktion von Substratmatten u. Dämmstoffen - Verarbeitung von Schilf zu Formkörpern für die Floristik und zu Bauelementen

Ziele

1. Wiederherstellung der ursprünglichen Funktion des Niedermoors im Landschaftshaushalt. Wiederanfahren der Torfbildung, Minderung der klimarelevanten Gasausträge. Ausgleich des Defizits im klimatischen Wasserdargebot (Abb. 2). Verlegen der dritten Abwasserreinigungsstufe in die Landschaft (Lösung der Abwasserprobleme ländlicher Gemeinden, Zuführung von Nährstoffen als Ausgleich für die Degradationsverluste (Abb. 3)).
2. Wiederherstellung moortypischer Vegetationsformen mit hoher Eigenstabilität. Schaffung von Lebensräumen für gefährdete Tier- und Pflanzenarten. Untersuchung von Etablierungsmethoden sowie Nutzungs- und Verwertungsmöglichkeiten von unterschiedlichen Schilfsippen und anderen Pflanzenarten als nachwachsende Rohstoffe. Produktion eines vielseitig verwendbaren Rohstoffs. Überprüfung der Wirksamkeit und Auswirkungen der Maßnahmen (Umweltverträglichkeitsprüfung).
3. Ökonomische Bewertung ökologischer Funktionen wachsender Niedermoore, des Schilfanbaus und der Produktion von Schilfprodukten. Ökonomische Perspektive für die Landwirtschaft. Möglicher Erhalt von Arbeitsplätzen in der Region.

Maßnahmen

1. Wiedervernässung des Moorkörpers im Überstau- und Berieselungsverfahren unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer sowie Wasser aus der Gebietsvorflut. Wissenschaftliche Steuerung und Kontrolle der Maßnahmen (Abb. 2 und 3).
2. Feldversuche zur Etablierung moortypischer Vegetationsformen mittels unterschiedlicher Etablierungsverfahren (Pflanzung, Ansaat, Halmstecklinge), unter Verwendung diverser, genetisch genau definierter Schilfsippen.
3. Recherche von Möglichkeiten der Schilfernte und -vorverarbeitung durch landwirtschaftliche Betriebe. Entwicklung und Herstellung neuer Produkte aus Schilf. Ökonomische Erfassung ökologischer Funktionen wachsender Niedermoore.

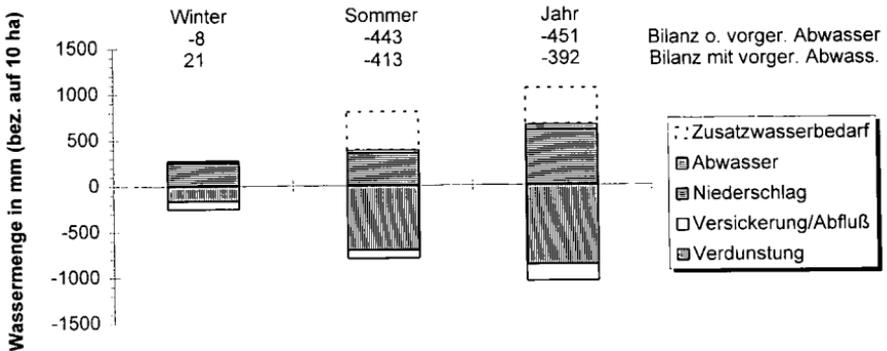


Abb. 2: Kalkulation des Wasserbedarfs für die Pilotfläche Biesenbrow (ZALF, Müncheberg, Institut für Hydrologie)

Die Pilotfläche befindet sich ca. 1 km südöstlich von Biesenbrow (Landkreis Uckermark, Nordost-Brandenburg in der Sernitz-Welse-Niederung im Niedermoorgebiet des Randow-Welse-Bruchs. Das Klima ist durch eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,2°C und einen Niederschlag von 547 mm (DWD Angermünde) gekennzeichnet.

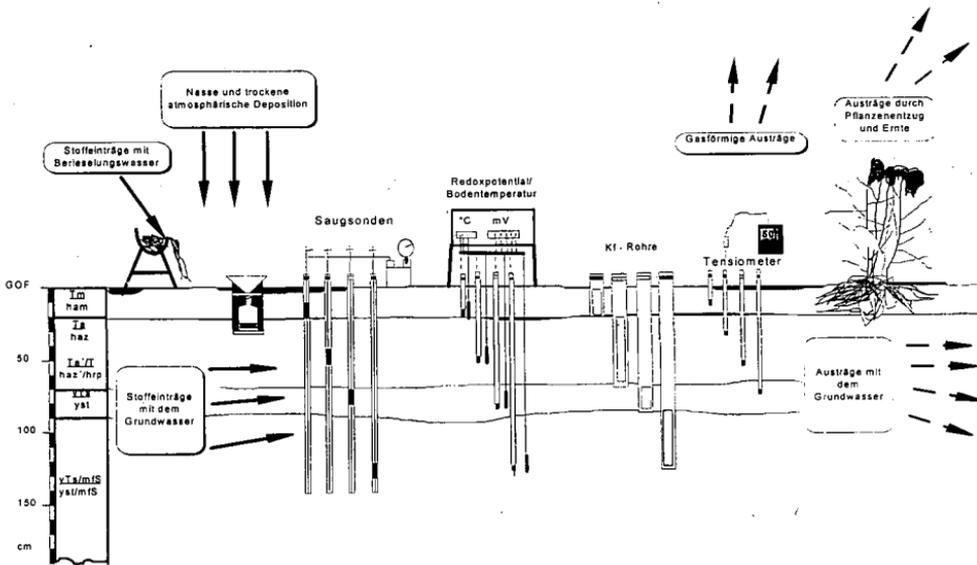


Abb. 3. Schematischer Schnitt durch das bodenkundliche Intensivmeßfeld Biesenbrow. Dargestellt sind Bodenprofil, Meßeinrichtungen und Meßparameter (A. Gensior, HUB).

Die Fläche ist etwa 10 ha groß und liegt ca. 14 m über NN. Der Boden ist als degradiertes Niedermoor, Mulm anzusprechen. Technische Einrichtungen wie der Aufbau einer Fäkalienannahmestelle, von Klär- bzw. Wasservorratsbecken, einer Wasserverrieselungsanlage sowie Verwallungen und Einstauvorrichtungen wurden vorgenommen.

Eine bodenkundliche Intensivmeßfläche wurde eingerichtet (Abb. 3), hydrologische und meteorologische Meßeinrichtungen wurden installiert. Außerdem wurden Parzellenversuche zu Etablierungsmöglichkeiten für verschiedene Schilfkulturen und andere Sumpfpflanzenarten und vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet.

Literatur

SAUERBREY, R. und H. LEHRKAMP 1994: Der Einfluß von Melioration und Nutzung auf die Bodenentwicklung einer Niedermoorfläche im Randow-Welse-Bruch. 1. Wiss. Jahrestagung des Schwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften. Tagungsbericht Humboldt-Universität zu Berlin. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Berlin, Heft 1, S. 25 - 30

WICHTMANN, W. und M. SUCCOW 1997: Schilfanbau als Alternative zur Nutzungsauffassung von Niedermooeren, Beitrag zur Jahrestagung der GfÖ in Müncheberg, September 1997

W. WICHTMANN 1997: Restoration of degraded fen-grasslands by rewetting and reed-production. In: Sustainable Agriculture for Food, Energy and Industry. Proceedings of the International Conference held in Braunschweig, Germany. James & James Ltd., London, im Druck

Stickstoffumsatz in einer Lößlandschaft

von

YILMAZ,G.; KLEBER,M.; STAHR,K.

Problem:

Die Vorgabe, umweltbelastende Wirkungen des Stickstoff-Einsatzes in der Landwirtschaft durch geeignete pflanzenbauliche Maßnahmen zu minimieren, setzt die Kenntnis der N-Dynamik am jeweiligen Standort voraus. Prognosen des Mineralstickstoffgehaltes fassen jedoch auf schwer zu ermittelnden Anfangsbedingungen, müssen ferner eine Reihe unzureichend verstandener Prozesse nachvollziehen und schließlich den Einfluß von Störungen des Systemes, wie Bodenbearbeitung oder Düngung berücksichtigen. Da dies von existierenden Prognoseansätzen (Rechnersimulationen) nur mit mäßigem Erfolg erreicht wird, der Bedarf nach Bewältigung des Stickstoffüberschusses in der Landwirtschaft aber nach wie vor besteht, wird im Rahmen des PWAB-Projektes "Prognose und Regionalisierung der Stickstoffnachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens" versucht, einen alternativen Ansatz zur Prognose und Regionalisierung der Stickstoffmineralisation zu erarbeiten. Diesem Ansatz liegt die Vorstellung zugrunde, daß eine praxistaugliche Prognosestrategie auf wenige, sicher faßbare und leicht zugängliche Parameter aufgebaut sein sollte. Dabei wird unterstellt, daß sich die Einflußgröße "Standort" mit Hilfe einiger zentraler Größen quantifizieren läßt.

Ziel:

Ziel der Arbeit ist es, herauszufinden, wie die Mineralstickstoffgehalte in Böden einer Lößlandschaft mit möglichst geringem Aufwand prognostiziert werden können. Dies wäre dann möglich, wenn identische Böden in morphologisch und klimatisch vergleichbaren Geländepositionen bei gleichen Bewirtschaftungsmaßnahmen vergleichbare Mineralstickstoffgehalte aufweisen würden. Eine an einem Referenzstandort ermittelte und modellierte Dynamik wäre dann auf alle vergleichbaren Böden in der Region übertragbar.

Versuchsordnung:

10 "ähnliche" Pararendzinen (siehe Tabelle) wurden ausgewählt, und auf diesen Mineralstickstoffgehalte, Bodentemperaturen und Bodenfeuchte bestimmt:

Tabelle 1: Eigenschaften der Untersuchungsstandorte in Adelshofen (1,7), Münzesheim (2,3), Jöhligen (4,10), Bauerbach (5), Zeisenhausen (6), Odenheim (8), und Menzingen (9):

Standort Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nutzung	Ac.	Ac.	Gr.	Gr.	Ac.	Ac.	Ac.	Ac.	Ac.	Ac.
Kultur 1996	ZR	ZR	Gr.	Gr.	ZR	ZR	ZR	ZR	ZR	ZR
Kultur 1997	WW	WW	Gr.	Gr.	WW	WW	WW	WW	WW	WW
Hangneigung	7 (%)	10 (%)	3 (%)	10 (%)	5 (%)	10 (%)	3 (%)	10 (%)	8 (%)	5 (%)
Hangposition	HO	HO	HO	HO	HM	HO	HO	HO	HO	HO

Legende:

Ac.: Acker, Gr.: Grünland, ZR: Zuckerrüben, WW: Winterweizen, HO: Oberhang, HM: Mittelhang

Ergebnisse:

1.) Mineralstickstoffgehalte

Zum Zweck einer vorläufigen Prüfung auf regionale Zusammenhänge wurden Korrelationsmatrizen für Regressionskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße zwischen den jeweiligen Meßreihen angefertigt. Dabei wurden lineare Beziehungen zwischen den Standorten angenommen, mit anderen Worten also geprüft, wie weit sich Standort A wie Standort B verhält. Dies ist in Tab. 2 zunächst für die N_{min} -Gehalte dargestellt.

Tabelle 2: Regressionskoeffizienten (oberer Wert) und Bestimmtheitsmaße (r^2 ; unterer Wert) zwischen den N_{min} -Meßreihen der Regionalmeßplätze; Vergleiche unter Beteiligung eines Grünlandstandortes sind grau unterlegt.

2	0,71									
	0,59									
3	0,07	0,08								
	0,07	0,10								
4	0,03	0,01	0,45							
	0,03	0,01	0,62							
5	0,44	0,58	0,45	0,06						
	0,40	0,78	0,03	0,00						
6	0,57	0,85	0,80	0,06	1,02					
	0,53	0,97	0,06	0,00	0,76					
7	1,12	1,06	1,58	0,75	1,63	1,16				
	0,81	0,74	0,05	0,00	0,75	0,69				
8	0,48	0,62	0,68	0,16	0,79	0,71	0,45			
	0,70	0,93	0,08	0,00	0,84	0,89	0,91			
9	0,61	0,78	0,73	0,63	1,06	0,87	0,58	1,27		
	0,65	0,81	0,05	0,02	0,87	0,74	0,87	0,89		
10	0,65	0,58	1,45	2,36	0,87	0,57	0,56	1,01	0,73	
	0,59	0,47	0,17	0,10	0,47	0,36	0,68	0,63	0,63	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	

Innerhalb der Ackerstandorte liegen die Regressionskoeffizienten (m) als Maß für Ähnlichkeit (Hypothese: Standorte identisch wenn $m = 1$) häufig nahe bei 1, wobei die Bestimmtheitsmaße als Maß für die Qualität der Annahme einer linearen Beziehung durchweg besser als 50 % liegen. Durch diese Darstellungsform wird auch deutlich, daß, was die Mineralstickstoffvorräte angeht, kein Zusammenhang zwischen Grünland- und Ackerstandorten besteht (grau unterlegte Werte).

2.) Bodentemperaturen

Bei Betrachtung der Bodentemperaturen (Abb.1) fällt auf, daß diese auf allen Standorten und unabhängig von Vegetation (Grünland = Acker!) oder Bewirtschaftung in hohem Maße synchron verlaufen. Dies ist auch angesichts der räumlichen Abstände zwischen den Standorten nicht unbedingt selbstverständlich. Dennoch kommt die Feststellung, daß die Bodentemperaturen in südexponierten Pararendzinen des Kraichgau quasi identisch sind, nicht völlig unerwartet. Damit scheidet die Bodentemperatur als Hilfsmittel zur Erklärung unterschiedlichen Mineralisationsverhaltens aus.

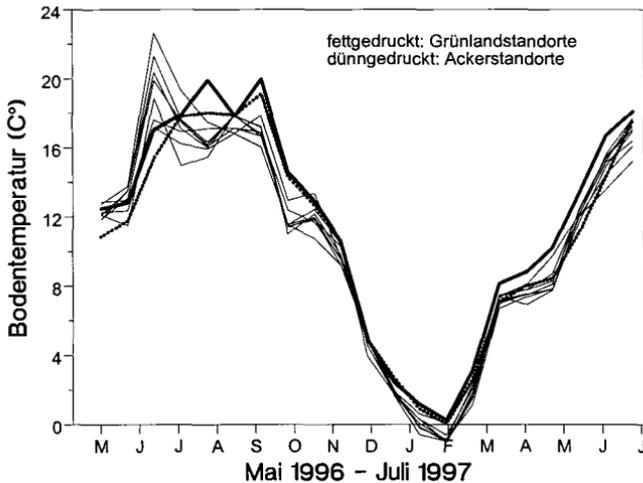


Abb1.: Bodentemperaturen an den 10 Untersuchungsstandorten. Grünlandstandorte fettgedruckt.

3.) Bodenfeuchte

Ähnliches gilt - allerdings aus einem anderen Grund - für die Bodenfeuchte. Hier ist das Bild weniger aussagestark, da die Güte der Korrelationen durch die Bank schlechter ist als bei N_{min} oder Temperaturvergleichen. Ein direkter Vergleich der beiden Grünlandstandorte (Abb.2.) zeigt einen ausgeprägten linearen

Zusammenhang, wobei Münzesheim prinzipiell höhere Bodenfeuchten aufweist. Es bleibt jedoch festzuhalten, daß das erzielte Muster nicht mit dem der N_{\min} -Vergleiche übereinstimmt. Damit kann konstatiert werden, daß die - auf die Region bezogene - Prognose des Stickstoffhaushaltes in Pararendzinen des Kraichgau von anderen Faktoren als Temperatur und Feuchte dominiert wird.

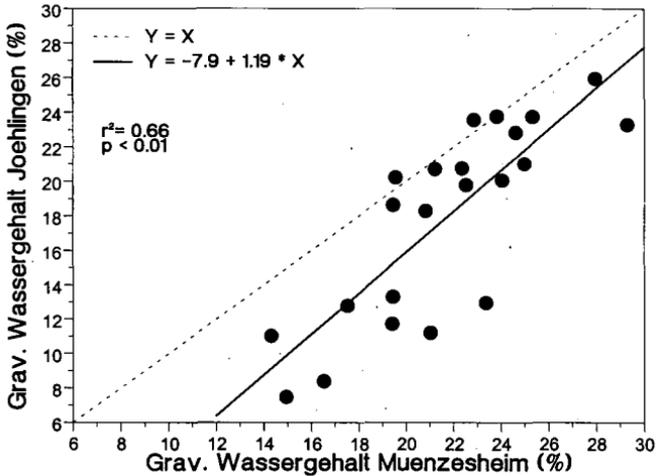


Abb.2: Vergleich der gravimetrischen Wassergehalte an den beiden Grünlandstandorten Jöhlingen und Münzesheim.

Schlußfolgerung:

Grünland und Ackerland zeigen wie erwartet ein völlig unterschiedliches Verhalten bezüglich des Verlaufes der Mineralstickstoffvorräte. Die Bodentemperaturen waren an allen Regionalisierungsmeßplätzen sehr ähnlich. Die Bodenfeuchteverläufe zeigen ebenfalls Ähnlichkeiten, die jedoch nicht so ausgeprägt sind wie bei den Bodentemperaturen. Es gibt keinen entfernungsabhängigen Zusammenhang zwischen Standorten der Form: Mineralstickstoffgehalt ähnlich, wenn Standorte benachbart. Es zeichnet sich somit ab, daß die Größen Bodentemperatur und Bodenfeuchte zwar für die Größenordnung relevant sein mögen, auf regionaler Ebene jedoch lediglich untergeordnete Bedeutung als Prognoseinstrumente haben. Entscheidend sind offenbar Düngung und Bodenbearbeitung, wie auch der Vergleich zwischen Grünland- und Ackerstandorten nahelegt.

Handlungsanweisungen und Entscheidungsmatrices für die Aktivierung von Bodenfunktionen in Niedermooren Brandenburgs

von

ZEITZ, J.

1. Problemstellung

Niedermoorböden unterliegen aufgrund der seit 1990 grundlegend veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen in Brandenburg und des geringen Ertragspotentials infolge Degradierung heutzutage bevorzugt der Flächenstilllegung. Hieraus ergibt sich eine neue Zielbestimmung für künftige Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen, die durch Nutzungs- und Schutzkonzepte zu unterlegen sind. Mit der vorliegenden Handlungsanweisung ist beabsichtigt, den Entscheidungsweg für notwendige Maßnahmen des Moorbodenschutzes sowie deren zeitliche und räumliche Priorität aufzuzeigen. Die Handlungsanweisung ist gedacht als Arbeitsinstrument zur Bodenschutz-Fachplanung für die mittleren und unteren Behörden; sie wurde erarbeitet in einem vom Landesumweltamt Brandenburg geförderten Forschungsprojekt (ausführlich bei ZEITZ et al. 1996). Für die zu erarbeitende Handlungsanweisung war es notwendig, Leitbilder, Entwicklungsziele und IST-Zustände für die Ziele des Moorbodenschutzes festzulegen. Hierbei wurde entsprechend der Arbeiten auf dem Gebiet der Gewässerrenaturierung vorgegangen (DVWK 1996).

2. Ergebnisse

Das *Leitbild* definiert einen „Bestzustand“ (DVWK 1996). Es stellt den potentiell natürlichen Zustand eines Niedermoors anhand des Kenntnisstandes über die natürlichen Funktionen des Ökosystems dar. Es ist das aus rein fachlicher (ökologischer) Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, berücksichtigt keine zeitlichen Betrachtungsgrenzen oder sozio-ökonomischen Beschränkungen und verändert sich nur aufgrund irreversibler Zustandsänderungen. Zu den *Leitbildern für die Niedermoore* des Landes Brandenburg wurden die hier natürlich vorkommenden Moornaturraumtypen bestimmt.

Das *Entwicklungsziel* definiert ein konkretes (Sanierungs- bzw.) Renaturierungsziel. Es beschreibt den vom Leitbild zu entwickelnden, aber unter gegebenen sozio-ökonomischen Bedingungen sowie der zeitlichen Betrachtungsgrenzen realisierbaren Zustand eines Niedermoors. Die Abwägung gesellschaftspolitischer Rahmenbedingungen der verantwortlichen Interessensträger und Nutzer bezieht Kosten/Nutzen-Betrachtungen ein (DVWK 1996). Veränderungen der gesellschaftspolitischen Rahmenbedingungen können zu Veränderungen der Entwicklungsziele führen.

Der *IST - Zustand* eines Niedermoors ist sein durch ein Bewertungsverfahren bestimmter aktueller Zustand. Er wird zielorientiert beschrieben und stellt den derzeitigen Kenntnisstand dar. Die Bewertung der Niedermoore erfolgt schwerpunktmäßig nach Bodenschutzaspekten und mündet nach Vergabe und Verknüpfung entsprechender Punkte in der Ausweisung von 5 Stufen der Schutzpriorität (ZEITZ et al. 1996). Aus der Differenz des IST-Zustandes zum Entwicklungsziel ergibt sich der aktuelle Handlungsbedarf. Zur Erreichung des Entwicklungszieles sind dann konkrete, objektbezogene Maßnahmen einzuleiten. Unter Berücksichtigung der Wiedervermößbarkeit und der Nutzungsanforderungen lassen sich hieraus sieben *Entwicklungsziele* für den Niedermoorbodenschutz Brandenburgs ableiten:

* Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische-Fakultät, FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

Entwicklungsziel I: (Wieder-) vernäßtes Niedermoor mit torfbildender Vegetation, das seine Funktion als Wasser- und Nährstoffspeicher im Landschaftshaushalt erfüllt. Das sind Flächen, die bisher nicht oder nur gering genutzt wurden, teilweise sogar noch niedermoorartige Vegetation tragen und noch keine Störungen der Speicher- und Regelungsfunktionen aufweisen. Ebenfalls für dieses Ziel vorgesehen sind Flächen mit extensiver Nutzung ohne auffällige Bodendegradierungsmerkmale, auf denen es möglich ist, durch eine Wiedervernässung relativ schnell die niedermoorartige Lebensraumfunktion zu aktivieren.

Entwicklungsziel II: (Wieder-) vernäßtes Niedermoor mit torfbildender Vegetation, das seine Funktion als Wasser- und Nährstoffspeicher im Landschaftshaushalt infolge Sanierungsmaßnahmen wieder erfüllt; ohne landwirtschaftliche Nutzung. Das sind ehemals intensiv genutzte Niedermoore mit Degradierungsmerkmalen. Die eigentliche Sanierung der Bodenfunktionen ist dringend notwendig und aufgrund der hydrologisch-technischen Bedingungen prinzipiell auch möglich.

Entwicklungsziel III: (Wieder-) vernäßtes Niedermoor mit torfbildender Vegetation, das seine Funktion als Wasser- und Nährstoffspeicher im Landschaftshaushalt infolge Sanierungsmaßnahmen wieder erfüllt; Nutzung für nachwachsende Rohstoffe. Durch entsprechende Initialmaßnahmen kann z.B. das Wachstum von Schilf gefördert werden. Langfristig werden sich dann auch die Regelungs- und Speicherfunktionen verbessern.

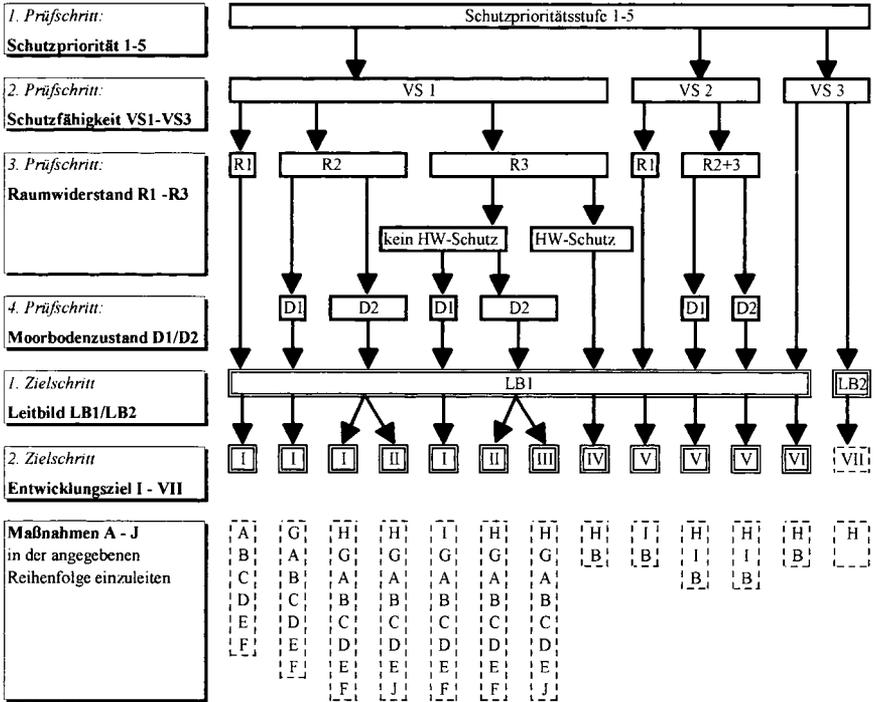
Entwicklungsziel IV: Artenreiches absolutes Feuchtgrünland mit unterschiedlichen Intensitätsstufen der Nutzung auf Hochwasserschutzflächen. Bei bestehenden Anforderungen aus dem Hochwasserschutz (§1 BrbWG) ist auf diesen Flächen im Frühsommer und Sommer eine künstliche Entwässerung notwendig. Die Nutzungsintensität hängt von der Möglichkeit einer Unterschutzstellung, der Akzeptanz der Bewirtschafter für Ziele des Bodenschutzes und der Möglichkeit, über verschiedene Förderprogramme entsprechende Zuschüsse zu gewähren, ab. Grundsätzlich ist bei Grundwasserflurabständen ≥ 40 cm im Sommerhalbjahr ein Nichtnutzen zu vermeiden.

Entwicklungsziel V: Artenreiches absolutes Feuchtgrünland mit extensiver Nutzung. Auf derartigen Niedermooren ist das Grundwasser im Winterhalbjahr so hoch wie möglich zu halten; alle Möglichkeiten des Wasseranstaus im Frühjahr sind zu nutzen. Ein Abfall des Grundwassers auf 60 cm u. GOK im Sommer ist dennoch nicht zu verhindern. Die Flächen sind nach den Grundsätzen zur ordnungsgemäßen Bodennutzung zu bewirtschaften. Alle Aktivitäten müssen zum Ziel haben, ein Nichtnutzen der Flächen zu verhindern. Über das Maß an Sozialbindung des Eigentums hinausgehende finanzielle Belastungen des Nutzers sind auszugleichen.

Entwicklungsziel VI: Absolutes Grünland mit dichter Narbe mit unterschiedlichen Intensitätsstufen der Nutzung. Durch Mahd oder Weide werden die Niedermoore entsprechend den Grundsätzen der ordnungsgemäßen Bodenbewirtschaftung genutzt. In erster Linie ist die Produktionsfunktion des Moores zu erhalten und zu schützen, ein Verschlechtern der Speicherungs- und Regelungsfunktionen ist aufgrund der weiteren Torfmineralisation nicht zu verhindern. Die Geschwindigkeit des Torfabbaus kann beeinflusst werden. Trotz ungünstiger hydrologisch-technischer Bedingungen sind alle Maßnahmen der Wasserrückhaltung zu nutzen. Ein Bruchfallen der Niedermoorstandorte ist zu verhindern.

Entwicklungsziel VII: Fakultatives Grünland. Hauptziel bildet die Futtererzeugung oder (bei Berücksichtigung der Ausführungen unter Entwicklungsziel VI) die Landschaftspflege.

Zur Bestimmung der Entwicklungsziele und der Ableitung konkreter Maßnahmen zum Moorbodenschutz für die Niedermoore Brandenburgs wurde eine Matrix entwickelt, mit deren Hilfe und in der vorgegebenen Reihenfolge zu entscheiden ist (Abb.). Der Entscheidungsbaum führt über das Leitbild zum Entwicklungsziel für das jeweils betrachtete Niedermoor. Hieran schließt sich die notwendige Maßnahmenabfolge an.



Schutzpriorität

Für ein zu betrachtendes Niedermoor lassen sich die Schutzprioritätsklassen 1 bis 5 (wobei Klasse 1: sehr hohe Schutzpriorität) aus dem ökologischen Bodenwert und aus der Gefährdung ableiten. Mit der Zuweisung einer Schutzprioritätsklasse läßt sich die Dringlichkeit zur Entwicklung von Nutzungskonzepten für ein konkretes Niedermoor aus Sicht des Bodenschutzes ableiten. Grundlage bildet die Karte der Schutzprioritäten im Maßstab 1:50.000. Sie liegt derzeit für drei Kartenblätter vor und soll flächendeckend für das Land Brandenburg erstellt werden. Für Niedermoore, die bisher nicht erfasst sind, läßt sich die Schutzpriorität aus der landesweit vorliegenden Karte des Ökologischen Bodenzustandwertes ableiten.

Schutzfähigkeit

Die Prüfung der Schutzfähigkeit aus hydrologisch-hyrotechnischer Sicht hat das Ziel, herauszufinden, ob mit vertretbarem technischen Aufwand eine Wiedervernäßbarkeit besteht und wird anhand von drei Vernäßbarkeitsstufen (abgestuft mit VS 1 „ganzjährig vernäßbar“ bis VS 3 „nicht oder nur mit großen bautechnischen Aufwendungen vernäßbar“) bewertet. Die Prüfung der Schutzfähigkeit für größere Mooregebiete, die umfassend oder komplett in ihren Wasserverhältnissen verändert werden sollen, kann durch die Anwendung von Wasserdargebotsmodellen (z.B. Modell WABI) erfolgen. Die fachlichen Anforderungen an die mit den Modellen arbeitenden Einrichtungen sind jedoch hoch. Für kleinere Niedermoorflächen ist eine Zuordnung zu den drei Vernäßbarkeitsstufen durch gutachterliche Beurteilung möglich. Dieses empirische Vorgehen sollte in Zusammenarbeit mit den zuständigen Wasser- und Bodenverbänden und unteren Wasserwirtschaftsbehörden erfolgen; ein entsprechender Fragekatalog wurde erarbeitet (ZEITZ et al. 1996).

Vor der Einleitung weiterer Maßnahmen, die zur Erreichung des jeweiligen Entwicklungszieles notwendig sind, müssen in allen Fällen der Vernäbbarkeitsstufen 1 und 2 immer wasserrechtliche und wasserwirtschaftliche Genehmigungen bei den zuständigen Wasserbehörden eingeholt werden.

Raumwiderstand

Unter Berücksichtigung aller betroffenen Nutzer einschließlich des Naturschutzes wird nach drei Raumwiderstandsstufen (R1 bis R3) bewertet. Bei hohem Raumwiderstand entscheidet die Frage, ob das Niedermoor nach §1(3) Abs.2 und §95 des BrbWG dem Hochwasserschutz dient, weitgehend das Entwicklungsziel.

R1 „gering“	Flächen werden nur extensiv bewirtschaftet bzw. sind gar nicht in Nutzung (unter 2 Jahre)
R 2 „mittel“	Flächen sind zu unter 75 % in Nutzung; die Intensität agrarischer oder forstwirtschaftlicher Nutzung ist nur partiell hoch, flächenmäßig eher mittel, z.T. auch extensiv; ausschließlich Nutzungsansprüche durch Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Gartenbau; Widerspruch zu naturschutzfachlichen Zielen
R 3 „hoch“	Flächen sind zu über 75 % in Nutzung; die Intensität agrarischer oder forstwirtschaftlicher Nutzung ist hoch bis sehr hoch; veränderte Wasserführung würde Entwässerung von Orten, Bebauungen, Verkehrseinrichtungen beeinträchtigen; Ober- und Unterlieger würden in bisheriger Nutzung beeinträchtigt werden; großer Widerspruch zu naturschutzfachlichen Zielen

Aktueller Moorbodenzustand

Aufgrund des hohen Erhebungsaufwandes findet die Berücksichtigung des aktuellen Moorbodenzustandes nur bei Flächen mit mittlerem bzw. hohem Raumwiderstandes statt. Die Bewertung erfolgt über die Erfassung des Degradierungsgrades (DG); eine entsprechende Anleitung zur Einstufung wurde entwickelt (ZEITZ et al. 1996). Es werden zwei Stufen unterschieden: DG 1 „Niedermoore überwiegend ohne oder mit schwachen Degradierungsmerkmalen“ und DG 2: „Niedermoore überwiegend mit stark ausgeprägten Degradierungsmerkmalen“.

Maßnahmen

Als Ergebnis des Entscheidungsbaumes der Handlungsmatrix steht die für das jeweilige Niedermoor notwendige Abfolge von Maßnahmenblöcken, die zur Sicherung der Regeneration bzw. Renaturierung durchzuführen ist. Die vorgegebene Reihenfolge der abzuarbeitenden Schritte ist in Abhängigkeit von den jeweiligen Ausgangsbedingungen zu variieren. Wesentliche Maßnahmen sind:

- A) wasserrechtliche und wasserwirtschaftliche Genehmigung entsprechend BbgWG einholen; in Abhängigkeit der wasserbaulichen Maßnahmen sind Planfeststellungs- oder Plangenehmungsverfahren notwendig
- B) Prüfung einer möglichen Unterschutzstellung als NSG entsprechend BbNatSchG
- D) wasserbauliche Maßnahmen in Abhängigkeit der Genehmigung und der örtlichen Gegebenheiten
- G) Klärung der eigentumsrechtlichen Aspekte
- H) Nutzung der Niedermoore entsprechend der „Grundsätze zur ordnungsgemäßen Bodennutzung“ ohne Fördermittel oder in extensiver Nutzungsform mit Unterstützung von Fördermitteln (ausführlicher Maßnahmenkatalog sowie fachliche und rechtliche Hinweise bei ZEITZ et al. 1996).

3. Literatur

DVWK - nachrichten November 1996

ZEITZ J. et al. (1996): Erarbeitung von Handlungsanweisungen und Entscheidungsmatrices für die Aktivierung von Bodenfunktionen in Niedermooren Brandenburgs und Erfassung von Grunddaten zu Verbreitung und Charakteristik der Niedermoore Brandenburgs. - Forschungsabschlußbericht im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, 178 S.